

PROPRIÉTÉS FONCTIONNELLES DU CHARBON DE BOIS EN FONCTION DE LA
SÉVÉRITÉ DES FEUX DE FORÊT

par

Sylvain Pelletier-Bergeron

mémoire présenté au Département de biologie en vue
de l'obtention du grade de maître ès sciences (M.Sc.)

FACULTÉ DES SCIENCES
UNIVERSITÉ DE SHERBROOKE

Sherbrooke, Québec, Canada, avril 2013



Library and Archives
Canada

Published Heritage
Branch

395 Wellington Street
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Bibliothèque et
Archives Canada

Direction du
Patrimoine de l'édition

395, rue Wellington
Ottawa ON K1A 0N4
Canada

Your file Votre référence

ISBN: 978-0-494-95113-2

Our file Notre référence

ISBN: 978-0-494-95113-2

NOTICE:

The author has granted a non-exclusive license allowing Library and Archives Canada to reproduce, publish, archive, preserve, conserve, communicate to the public by telecommunication or on the Internet, loan, distribute and sell theses worldwide, for commercial or non-commercial purposes, in microform, paper, electronic and/or any other formats.

The author retains copyright ownership and moral rights in this thesis. Neither the thesis nor substantial extracts from it may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

AVIS:

L'auteur a accordé une licence non exclusive permettant à la Bibliothèque et Archives Canada de reproduire, publier, archiver, sauvegarder, conserver, transmettre au public par télécommunication ou par l'Internet, prêter, distribuer et vendre des thèses partout dans le monde, à des fins commerciales ou autres, sur support microforme, papier, électronique et/ou autres formats.

L'auteur conserve la propriété du droit d'auteur et des droits moraux qui protègent cette thèse. Ni la thèse ni des extraits substantiels de celle-ci ne doivent être imprimés ou autrement reproduits sans son autorisation.

In compliance with the Canadian Privacy Act some supporting forms may have been removed from this thesis.

While these forms may be included in the document page count, their removal does not represent any loss of content from the thesis.

Conformément à la loi canadienne sur la protection de la vie privée, quelques formulaires secondaires ont été enlevés de cette thèse.

Bien que ces formulaires aient inclus dans la pagination, il n'y aura aucun contenu manquant.

Canada

Le 12 avril 2013

*le jury a accepté le mémoire de Monsieur Sylvain Pelletier-Bergeron
dans sa version finale.*

Membres du jury

Professeur Robert L. Bradley
Directeur de recherche
Département de biologie

Professeure Alison Munson
Codirectrice de recherche
Université Laval

Professeur Derek MacKenzie
Évaluateur externe
University of Alberta

Monsieur David Paré
Évaluateur externe
Ressources Naturelle Canada
Centre de foresterie des Laurentides

Professeur John-William Shipley
Président rapporteur
Département de biologie

SOMMAIRE

En introduction, le chapitre 1 se penche sur la compréhension des propriétés du charbon produit lors des incendies de forêt, propriétés qui affectent le fonctionnement des écosystèmes boréaux, en tenant compte des variations de la sévérité et de l'intensité des feux. Le deuxième chapitre de ce mémoire prend la forme d'un article scientifique, soumis à la revue scientifique *Soil Biology and Biochemistry*. L'expérience cible l'effet de la température de production du charbon de bois sur le cycle du carbone (C) et de l'azote (N) dans un sol forestier. Un sol forestier a donc été amendé avec des charbons de bois d'épinette noire créés en laboratoire à cinq températures différentes. (450, 550, 650, 750 et 850°C). Nous avons aussi testé l'effet de ces charbons sur le cycle du C et N en présence de tanins extraits d'une litière de *Kalmia angustifolia* L., un arbuste éricacée reconnu pour ralentir la décomposition et la minéralisation de l'azote du sol. De la même façon, nous avons testé l'effet de nos charbons sur le cycle du C et N après l'ajout d'albumine de sérum bovin, une protéine facilement minéralisée. Nous avons également testé l'effet produit en mélangeant le sol, le charbon, les tanins et l'albumine de sérum bovin afin de simuler le scarifiage, un traitement post récolte utilisé en foresterie pour incorporer la matière organique dans les horizons minéraux et pour contrôler les plantes compétitrices à l'épinette noire. Ces traitements furent assignés à des microcosmes que nous avons incubés pendant huit semaines, en mesurant périodiquement la respiration basale. Au terme de l'incubation, nous avons mesuré l'azote minéral et la biomasse microbienne. Des analyses élémentaires et physiques ont démontré qu'une élévation de la température de production du charbon augmentait significativement le % de C et une diminution du % de O et H. Nous avons aussi démontré que les charbons produits aux températures de 750 et 850°C avaient une surface spécifique et un volume total de micropores significativement plus élevés que les charbons produits à des températures inférieures. Ces deux propriétés pourraient être liées à l'adsorption de molécules dissoutes dans le sol. Nos résultats démontrent que la

respiration basale du sol a diminué avec : l'ajout du charbon, l'augmentation de la température de production du charbon et l'ajout de tanins du *Kalmia*. La biomasse microbienne a aussi diminué avec l'ajout de charbon. Par ailleurs, la respiration basale du sol augmente avec l'ajout d'albumine de sérum bovin et le brassage du charbon dans le sol. L'augmentation de la température de production du charbon a augmenté la concentration de NH_4^+ du sol lorsque les matériaux étaient mélangés, mais le contraire a été constaté lorsque le charbon était laissé à la surface du sol. Le troisième chapitre de ce mémoire décrit une étude similaire réalisée avec des charbons issus de feux naturels. Le charbon a été récolté au courant de l'été 2010 sur trente stations brûlées entre les années 2005 et 2007. Lors de la récolte, nous avons estimé la sévérité du feu *a posteriori* des trente stations en nous servant d'une dizaine d'indices liés aux dommages à la végétation et au sol. Comme dans l'étude précédente, nous avons incubé le charbon avec un sol forestier et mesuré la respiration basale, la biomasse microbienne, la concentration de NH_4^+ et la concentration de NO_3^- . Le dispositif expérimental comprends aussi le traitement « mélange » afin de tester l'interaction entre la sévérité d'un feu et le brassage du charbon dans le sol. Nous avons détecté une réduction de la respiration basale et une légère augmentation des concentrations de NH_4^+ en fonction de l'augmentation de l'indice de sévérité mesurée sur la station. En conclusion, le chapitre 4 souligne la difficulté d'expliquer le taux de carbonisation du matériel échantillonné, mais nous amène à supposer l'existence de résidus de carbonisation plus ou moins labiles pouvant à court terme réduire la minéralisation du carbone et augmenter la disponibilité de NH_4^+ . Ces constatations pourront contribuer à une meilleure compréhension des facteurs qui régissent la minéralisation de l'azote et du carbone en forêt boréale, dans le contexte des bouleversements climatiques appréhendés.

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier mon directeur Robert Bradley et ma codirectrice Alison Munson de m'avoir donné l'opportunité d'entreprendre des études graduées et le soutien nécessaire à la réalisation de cet ouvrage. Je remercie le CRSNG pour son implication essentielle au projet. Je remercie aussi Sylvie Gauthier de m'avoir encouragé à poursuivre ma formation vers les études graduées. Je tiens à remercier les membres de mon comité de conseillers, David Paré et Derek Mackenzie, qui m'ont donné de judicieux conseils tout au long de mes études. Merci beaucoup à Sonia Blais, Benoît Lapointe, Anne-Sophie Julien et William Parsons pour le soutien technique, sans oublier Nathalie Lavoie du Ministère des Ressources Naturelles pour sa grande collaboration. Je remercie les étudiants gradués du département d'écologie de l'Université de Sherbrooke avec qui j'ai beaucoup appris, en particulier Cédric Frenette, Pierre-Philippe Lachapelle, Mélanie Drouin, Pierre-Olivier Jean et Samuel Auger. Je tiens à souligner l'aide précieuse de Juliette Boiffin de l'Université Laval et de Laure Soucémarianadin de l'Université de l'Alberta, sans qui cet ouvrage n'aurait jamais pu se concrétiser. Pour terminer, je tiens à remercier Christiane Rheault pour son immense soutien, ses commentaires constructifs et sa patience à toute épreuve.

TABLE DES MATIÈRES

| | |
|---|------|
| SOMMAIRE..... | II |
| REMERCIEMENTS | IV |
| TABLE DES MATIÈRES..... | V |
| LISTE DES TABLEAUX..... | VII |
| LISTE DES FIGURES | VIII |
| CHAPITRE 1 INTRODUCTION | 2 |
| CHAPITRE 2..... | 6 |
| ABSTRACT | 8 |
| 1. INTRODUCTION | 9 |
| 2. MATERIALS AND METHODS | 12 |
| 2.1 Soil and charcoal material | 12 |
| 2.2 Microcosms and incubations | 15 |
| 2.3 C and N mineralization, and microbial biomass | 16 |
| 2.4 Statistics..... | 17 |
| 3. RESULTS | 18 |
| 4. DISCUSSION | 25 |
| ACKNOWLEDGEMENTS | 28 |
| REFERENCES..... | 29 |
| CHAPITRE 3..... | 37 |
| RÉSUMÉ..... | 39 |
| 1. INTRODUCTION | 40 |
| 2. MATÉRIEL ET MÉTHODE..... | 45 |

| | |
|--|-----------|
| 2.1 Aire d'étude..... | 45 |
| 2.2 Récolte de charbon et estimation de la sévérité des feux | 46 |
| 2.3 Confection des microcosmes et incubations..... | 49 |
| 2.4 Statistiques..... | 52 |
| 3. RÉSULTATS | 53 |
| 4. DISCUSSION | 55 |
| 5. CONCLUSION | 59 |
| ANNEXES..... | 60 |
| BIBLIOGRAPHIE | 61 |
| CHAPITRE 4 CONCLUSION..... | 67 |
| BIBLIOGRAPHIE | 68 |

LISTE DES TABLEAUX

CHAPITRE 2

| | |
|--|----|
| TABLE 1. PHYSICOCHEMICAL PROPERTIES OF THE ORGANIC AND MINERAL SOIL MATERIAL USED TO CONSTRUCT THE MICROCOSMS. | 14 |
| TABLE 2. PHYSICOCHEMICAL PROPERTIES OF CHARCOAL PRODUCED AT FIVE PEAK OVEN TEMPERATURES. | 19 |
| TABLE 3. MICROBIAL RESPIRATION, BIOMASS AND METABOLIC QUOTIENT OF SOILS AMENDED WITH CHARCOAL PRODUCED AT 5 PEAK TEMPERATURES, FOLLOWING AN 8 WEEK INCUBATION..... | 22 |

CHAPITRE 3

| | |
|---|----|
| TABLEAU 1. RÉSULTATS DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES MULTIPLES AVEC LA VARIABLE PC1 COMME INDICE DE SÉVÉRITÉ. | 54 |
| TABLEAU 2. RÉSULTATS DES RÉGRESSIONS LINÉAIRES MULTIPLES AVEC LA VARIABLE % DE C COMME INDICE DE SÉVÉRITÉ. | 55 |

LISTE DES FIGURES

CHAPITRE 2

- FIGURE 1. SCANNING ELECTRON MICROSCOPY (SEM) IMAGING OF CHARCOAL PRODUCED AT (A) 450 °C AND (B) 850 °C.20
- FIGURE 2. MAIN EFFECT OF CHARCOAL PRODUCTION TEMPERATURE ON SOIL BASAL RESPIRATION RATES DURING THE COURSE OF AN 8 WEEK INCUBATION.21
- FIGURE 3. MAIN EFFECTS OF (A) SOIL MIXING, (B) PROTEIN (BSA) ADDITION AND (C) KALMIA TANNIN ADDITION ON SOIL BASAL RESPIRATION RATES DURING THE COURSE OF AN 8 WEEK INCUBATION.....23
- FIGURE 4. INTERACTION EFFECTS OF CHARCOAL PRODUCTION TEMPERATURE AND SOIL MIXING ON NET AMMONIUM ACCUMULATION FOLLOWING AN 8 WEEK INCUBATION. ...24

CHAPITRE 3

- FIGURE 5. LOCALISATION DES PARCELLES PARMIS LES ZONES HOMOGÈNES DE FEUX.....47
- FIGURE 6. RACINES ADVENTIVES AUTOUR D'UNE SOUCHE D'ÉPINETTE NOIRE BRÛLÉE.....49

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

Les feux de forêt sont des perturbations naturelles essentielles à la diversité des écosystèmes boréaux (Payette, 1992). La mosaïque du paysage (Heinselman, 1981), la structure, la composition forestière et le cyclage des éléments nutritifs (Simard *et al.*, 2001) sont tous influencés par le régime de feu, c'est-à-dire la fréquence, l'ampleur, l'intensité et la sévérité des perturbations.

Parmi les composantes d'un régime de feu, la sévérité est peut-être celle qui modifie le plus la composition et la structure des peuplements forestiers. Un feu très sévère ouvre la canopée en tuant les espèces végétales dominantes et consomme une proportion importante de la litière et de l'humus du sol. De tels dommages permettent à de nouvelles espèces de coloniser le site et favorisent le recyclage des éléments nutritifs. À l'autre extrémité du spectre de sévérité, un feu peu sévère cause des dommages superficiels au sol et à la végétation et favorise les organismes adaptés à ce type de perturbation. Par exemple, les arbustes éricacées possèdent des rhizomes profondément enfouis dans l'humus, leur permettant de prospérer après le passage fréquent de feux de faible sévérité (Mallik, 2003). Cette famille d'arbustes oligotrophes est donc très répandue dans les écosystèmes nordiques puisqu'ils sont adaptés à des sols pauvres et acides limités en N (Hébert et Thiffault, 2011) et profitent de la lumière créée à la suite de l'ouverture du peuplement. Les éricacées, en particulier le *Kalmia*

angustifolia et le *Rhododendro groenlandicum*, contribuent eux-mêmes au ralentissement de la décomposition de la litière en produisant des tanins capables de fixer l'azote en complexes organiques difficilement décomposables par les autres organismes (Preston, 1999; Johanisse *et al.*, 2009). Sur les stations fortement colonisées, la concentration de ces molécules dans la litière augmente progressivement au fil du temps et entraîne un ralentissement de la respiration basale du sol, de l'activité microbienne et de la minéralisation de l'azote. Dans les zones d'exploitation commerciales, plusieurs interventions sont employées afin de favoriser la croissance des espèces ligneuses en restreignant l'influence des espèces compétitrices, comme les éricacées. Le brûlage dirigé permet notamment de consommer suffisamment la litière et l'humus pour tuer les rhizomes et créer un substrat de germination favorable à la croissance d'espèces commerciales. Le scarifiage est aussi largement utilisé ; il consiste à perturber mécaniquement le sol de façon à mélanger les horizons organiques aux horizons minéraux, favorisant l'activité microbienne et la décomposition de la matière organique (Prévost, 1992). Ces perturbations anthropiques deviennent nécessaires dans une optique de production ligneuse où les coupes forestières et la récurrence de feux de faible sévérité favorisent l'émergence de landes à éricacées improductives (Mallik, 1993). La sévérité des feux est un facteur clé en écologie forestière puisqu'elle influe directement sur la composition en espèces et sur la succession des communautés végétales.

L'intensité des flammes est une autre composante des régimes de feu pouvant affecter la succession végétale. L'intensité, ou l'énergie dégagée par la combustion, génère une grande variabilité de charbons aux structures et aux compositions chimiques différentes (Nishimiya *et al.*, 1997; Glaser *et al.*, 2002; Gundale et DeLuca, 2006). Au cours du processus de pyrolyse, la température brise la cellulose du bois pour créer de nouvelles molécules aromatiques de carbone. L'agencement de ces molécules de carbone crée une structure stable et très poreuse. Il a été démontré qu'un charbon produit à haute température possède une densité de micropore beaucoup plus grande qu'un charbon produit à basse température (Yu *et al.*, 2006). Cette

particularité pourrait devenir très importante, puisque les micropores du charbon ont la propriété d'adsorber une vaste gamme de molécules organiques (Yu *et al.*, 2006; Wardle *et al.*, 1998) présentes dans un sol, dont les tanins des éricacées. Une autre propriété du charbon découlant de sa porosité est sa structure en alvéoles, protégeant les micro-organismes du sol contre leurs prédateurs trop volumineux pour les atteindre. Cette propriété favoriserait les organismes responsables de l'ammonification et de la nitrification (Pietikäinen *et al.*, 2000). La composition chimique du charbon varie aussi en fonction de la température de combustion puisque les éléments qui composent le bois sont volatilisés à des températures différentes (Gundale *et al.*, 2006). Un charbon produit à haute température possède un ratio de C :H très élevé alors qu'à l'autre extrémité du spectre, un charbon produit à faible température possède un ratio C :H inférieur. La proportion des résidus de combustion non volatilisés comme la cendre, la suie ou les phénols, dépend aussi de la température atteinte lors de la formation du charbon. Ces composés peuvent perturber les conditions biotiques et abiotiques du sol et influencer sur l'activité des communautés microbiennes responsables de la minéralisation du N et du C. De ce fait, en créant des charbons aux propriétés variables, l'intensité d'un feu pourrait entraîner des conséquences beaucoup plus complexes dans l'écosystème que les seuls dommages appliqués aux végétaux par les flammes.

La sévérité d'un feu et son intensité sont des facteurs clés dans la compréhension des propriétés du charbon affectant le fonctionnement des écosystèmes. Ce mémoire cherche à mieux comprendre leur incidence sur les variables importantes liées à la minéralisation du C et N, dans un milieu typiquement limité en azote. Les objectifs sont les suivants :

- (1) Déterminer si le charbon produit à température élevée favorise la respiration basale, la biomasse microbienne et la disponibilité de l'azote minérale dans un sol boréal ;

- (2) Élaborer une variable de sévérité de feu et la tester comme facteur prédictif de la minéralisation de C et N dans un sol boréal ;
- (3) Vérifier si l'action de mélanger le charbon avec le sol permet d'optimiser la structure poreuse du charbon en augmentant sa surface de contact, comme le ferait un scarifiage.

À plus long terme, cette étude apporte sa contribution dans la compréhension du rôle des incendies dans les grands cycles biogéochimiques. Des projections climatiques prévoient des modifications dans les régimes de feux des forêts boréales (Flannigan *et al.*, 1998, 2000, 2005) ; certaines régions du globe observeraient une augmentation de la récurrence et de la sévérité moyenne des feux alors que d'autres observeraient plutôt une diminution de ces composantes (Flannigan *et al.*, 1998, 2000). Une diminution de la proportion d'incendies sévères causée par les changements climatiques, combinée à la suppression humaine observée depuis le siècle dernier, pourrait atténuer la disponibilité générale de l'azote et ralentir la croissance des espèces commerciales. Ces conséquences pourraient éventuellement mener à des changements dans la structure et la composition des communautés végétales, favorisant les espèces de fin de successions mieux adaptées aux sols pauvres en N minéral.

CHAPITRE 2

ARTICLE SCIENTIFIQUE : PHYSICO-CHEMICAL AND FUNCTIONAL CHARACTERISTICS OF SOIL CHARCOAL PRODUCED AT FIVE DIFFERENT TEMPERATURES

La publication de l'article "Physico-chemical and functional characteristics of soil charcoal produced at five different temperatures" a été acceptée en juillet 2012 par l'éditeur en chef, M. Rainer Georg Joergensen, du journal "Soil Biology and Biochemistry". La révision de l'article est terminée. Il sera éventuellement disponible dans le volume 58 p.140-146, en mars 2013. J'ai contribué à la publication de l'article en effectuant la majeure partie des manipulations en laboratoire et de la prise de données, sous la supervision de Robert Bradley et de William Parsons. J'ai également participé à la rédaction, sous la supervision de Robert Bradley et d'Alison Munson. Cet article apporte des précisions sur l'effet à court terme de la température de production du charbon sur la minéralisation du carbone et de l'azote minéral en milieu contrôlé. Les résultats qui en découlent pourront apporter une contribution dans le domaine de l'écologie forestière et de la pédologie forestière.

Physico-chemical and functional characteristics of soil charcoal produced at five different temperatures

Sylvain Pelletier-Bergeron^a, Robert L. Bradley^{a*}, Alison Munson^b, William Parsons^a

^a *Département de biologie, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, J1K 2R1, Canada*

^b *Département des Sciences du bois et de la forêt, Centre d'étude de la forêt, Université Laval, Québec, Québec G1V 0A6, Canada*

Keywords :

Black spruce

Carbon and nitrogen mineralisation

Charcoal chemistry

Fire intensity

Kalmia tannins

Soil microbial biomass

Soil mixing

* Corresponding author. Tel.: +1 819 821 8000, ext. 82080; Fax: +1 819 821 8049.

E-mail address: Robert.Bradley@USherbrooke.ca (R.L. Bradley)

Abstract

The intensity of boreal forest wildfires is highly variable, such that natural wood charcoal can be produced at different peak temperatures. This, in turn, may have consequences on the physico-chemical and functional properties of the charcoal that is returned to soil. We report on a microcosm study where black spruce wood charcoal produced at five peak temperatures (450, 550, 650, 750 and 850 °C) was added to forest soils, and subsequently incubated at room temperature, with and without additions of condensed tannins and/or protein. A fourth experimental factor comprised the mixing of soil so as to simulate mechanical scarification in the field. Increasing the charcoal production temperature resulted in higher %C and lower %O and %H, suggesting an increase in aromatic structures. Specific surface area was negligible at 450 °C, was about 50 m² g⁻¹ at 550 °C, and was 260-300 m² g⁻¹ at the three highest temperatures. At these higher charcoal production temperatures, 85-90 % of total surface area was attributed to pores <20 nm. The incubation demonstrated a decline in soil basal respiration (BR) with charcoal addition, with increasing charcoal production temperature and with tannin additions, whereas BR increased with protein addition and with soil mixing. Charcoal addition reduced soil microbial biomass (MB), however charcoal production temperature had no effect on MB. Consequently, we observed a decrease in microbial metabolic quotient ($q\text{CO}_2$) with increasing charcoal production temperature, which reflected the decline in BR. Increasing charcoal production temperature increased net NH_4^+ production in the non-mixed soils, but decreased net NH_4^+ production in the mixed soils. Protein additions increased net NH_4^+ production more so in the mixed than in the non-mixed soils. Our results thus show that charcoal production temperature has a marked and significant effect on soil C and N cycling, and that these effects are substantially modified by soil mixing. This further suggests that changes in boreal forest fire intensity, due to anthropogenic changes in tree species composition or climate, could affect the dynamics of forest regeneration through variations in

the chemical and functional properties of the charcoal, and that these effects may be substantially modified by post-fire silvicultural treatments such as mechanical scarification.

1. Introduction

Forest fire is the most common natural disturbance and an essential driver of ecological succession in boreal forest ecosystems (e.g., Heinselman, 1981; Payette, 1992). Post-fire forest regeneration and successional pathways may differ widely among sites (Mallik, 1994; Kasischke *et al.*, 2000; Lecomte *et al.*, 2006), due in part to the structure, age or composition of the pre-disturbance stand. For example, canopy gaps created by early stand thinning or old-growth tree mortality have been associated with an increased presence of ericaceous shrubs such as *Kalmia* (*Kalmia angustifolia* L.) or *Ledum* (*Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron and Judd) in the understory (e.g. Mallik, 1994). These rhizomatous shrubs produce underground vegetative buds that may or may not be destroyed by wildfire, depending on the depth of organic matter that is burned. Following a wildfire, the spread of these shrubs may check the growth of regenerating trees on some sites and maintain heathland conditions for many years following disturbance (Damman, 1971; Mallik, 1994; Hébert and Thiffault, 2011). Several studies have suggested that *Kalmia*-induced growth check of black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) seedlings could be the result of lower soil microbial turnover (Bradley *et al.*, 1997; Bradley *et al.*, 2000) and lower soil mineral N supply (Bradley *et al.*, 1997; Lebel *et al.*, 2008), due to high concentrations of condensed tannins in *Kalmia* litter (Joanisse *et al.*, 2007; Joanisse *et al.*, 2009). These tannins were shown to precipitate soil proteins that would otherwise be mineralized to supply black spruce seedlings with N (Bradley *et al.*, 2000; Joanisse *et al.*, 2009). *Kalmia*, on the other hand, may gain access to the N sequestered in

tannin-protein precipitates due to enzymes produced by their associated ericoid mycorrhizae (Joanisse *et al.*, 2009).

Differences in fire intensity (i.e., the energy, or heat, released per unit area – Keeley, 2009) is another reason why post-fire forest regeneration and successional pathways may vary among sites (Heinselman, 1981; Arseneault, 2001). Ryan (2002) estimated wildfire intensity to be highly variable, with temperatures ranging from 300 °C to 1000 °C. High intensity wildfires tend to reduce ericaceous shrubs (Grondin and Cimon, 2003; Purdon *et al.*, 2004; Lecomte and Simard, 2006) because of a higher mortality of the rhizomatous budbank. This in turn may result in higher C and N cycling following the establishment of early seral plant communities. Fire intensity may also affect soil C and N cycling by affecting the quality of the charcoal that is produced. The porosity of charcoal tends to increase with increasing temperature at which it is produced (Yu *et al.*, 2006; Gundale and DeLuca, 2006). Higher porosity translates into higher surface area to which dissolved soil molecules, such as tannins and other phenolics, may be adsorbed (Zackrisson *et al.*, 1996). Evidence that charcoal enhances soil N availability was thus given in a few independent studies (e.g., Wardle *et al.*, 1998; Deluca *et al.*, 2006). To our knowledge, only one such study (i.e., Gundale and DeLuca, 2006) compared the effect of charcoal produced at two different temperatures (350 °C and 850 °C) on soil C and N cycling. A similar study using more intermediate temperatures would allow the detection of trends and thresholds.

Mechanical scarification is a post-disturbance silvicultural treatment that may abate the growth check of conifer seedlings by ericaceous shrubs. This treatment is a disk-trenching operation whereby the organic surface soil is plowed and buried, while a trough is created exposing deeper mineral soil layers. Scarification was shown to reduce *Kalmia*-induced

growth check of black spruce seedlings when the latter were established in the exposed mineral soil (Richardson, 1981; Mallik, 1994; Thiffault, 2003). It is generally assumed that this results from a temporary isolation from *Kalmia*'s zone of influence, resulting in lower competition for nutrients and lower concentrations of litter tannins in the immediate vicinity of black spruce (Titus *et al.*, 1995; Prévost, 1996; Yamasaki *et al.*, 1998). In the present study, we posit that scarification on fire-disturbed sites may also improve soil nutritional quality by increasing the surface of contact between the activated charcoal carbon and soil compounds, which should increase the adsorption of soil tannins and the cycling of C and N.

Another silvicultural treatment that may abate the growth check of conifer seedlings by ericaceous shrubs, is the application of mineral N fertilizers (Prescott *et al.*, 1993; Titus *et al.*, 1995; Bradley *et al.*, 2000; Lebel *et al.*, 2008). There is evidence that the root systems of certain conifer species such as black spruce are more efficient at capturing fertilizer N (i.e., N absorbed per unit root mass) than the root systems of competing ericaceous shrubs (Thiffault *et al.*, 2004). The positive effect of mineral N fertilization on tree growth, in ericaceous-dominated forest clearcuts, may persist for many years after treatment (Weetman *et al.*, 1987; LeBel *et al.*, 2008). For example, Bradley *et al.* (2000) showed a sustained improvement in conifer tree growth 13 years after fertilizing a cutover dominated by ericaceous shrubs, concomitant with higher needle N concentrations as well as higher net and gross soil N mineralizing rates. This suggested that N fertilization had improved long-term site nutritional quality by the repeated recycling of fertilizer N via litterfall and soil microbial turnover. This long-term positive effect of mineral N fertilization on nutrient cycling could be simulated, therefore, by adding protein to soil as a surrogate for litter and microbial organic N compounds.

We report on a microcosm study in which mineral and organic soils were jointly incubated for 8 weeks with a full factorial array of treatments that included the addition of *Kalmia* tannins, protein, and wood charcoal produced at 5 different temperatures. A fourth experimental factor comprised the physical arrangement of the material (non-mixed vs. mixed), designed to simulate the effect of scarification. We examined the effects of these treatments on soil C and N mineralisation and soil microbial biomass. We hypothesized that wood charcoal, BSA and soil mixing would have a positive effect, and tannins a negative effect, on the response variables. We also hypothesized that increasing fire intensity (i.e., the temperature at which the wood charcoal was produced) would have a positive effect on response variables. Our overall goal was to help predict how changes in fire regimes (in this case fire intensity), as predicted by certain climate change models, could impact soil C and N cycling under different forest management scenarios.

2. Materials and Methods

2.1 Soil and charcoal material

Bulk samples (50 kg) of organic forest floor (F-layer) and of surface mineral soil (0-30 cm) were collected from two mature black spruce-feathermoss stands located near the town of Forestville (48°44' N, 69°05' W), in the black spruce-feathermoss biogeoclimatic zone of Québec, Canada (Morneau and Landry, 2007). The soils in each stand were characterized as Orthic Humic Podzols, according to the Canadian Soil Classification System (Soil Classification Working Group, 1994). The understory is dominated by ericaceous shrubs

(*Kalmia angustifolia* L., *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron & Judd, *Vaccinium angustifolium* Ait.) and various mosses (*Sphagnum girgensohnii* (Russow), *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.). Soils from both sites were pooled according to soil layer, sieved (5 mm mesh) to remove roots and coarse debris, and stored at 4 °C. Soil pH (soil:water = 1:3 mineral soil, 1:10 = organic soil) was measured using a standard hydrogen electrode. Total C and N of this soil were measured by high temperature combustion followed by gas analysis, using a Vario Macro C&N analyzer (Elementar Analysensysteme Corp., Hanau, Germany). The textural classes of the mineral soil were determined by particle-size analyses using the Bouyoucos hydrometer method (Bouyoucos, 1936). Mehlich extractible base cations (Na, Ca, Mg, K) were analyzed with an AAnalyst 100 atomic absorption spectrometer (Perkin-Elmer Corp., Waltham, MA) whereas Mehlich method (Bouyoucos, 1936) was analyzed colorimetrically with a spectrophotometer (Spectro 1200, UNICO Corp., Princeton, NJ). Results from these preliminary soil analyses are shown in Table 1.

Table 1. Physicochemical properties of the organic and mineral soil material used to construct the microcosms.

| Properties | Organic Soil | Mineral soil |
|------------------------|--------------|--------------|
| pH | 3.71 | 5.53 |
| % N | 1.2 | 0.1 |
| % C | 48 | 2.2 |
| C:N ratio | 40 | 16.2 |
| % Clay | NA | <1 |
| % Silt | NA | 34 |
| % Sand | NA | 66 |
| Soil texture | NA | Sandy loam |
| Extractible Na (mg/kg) | 0.34 | 0.01 |
| Extractible Ca (mg/kg) | 0.40 | 0.20 |
| Extractible Mg (mg/kg) | 1.29 | 0.12 |
| Extractible K (mg/kg) | 0.48 | 0.01 |
| Extractible P (mg/kg) | 40.91 | 0.13 |

NA = not applicable.

We produced charcoal from untreated black spruce boards (5 cm x 10 cm x 3 m) purchased from a local lumber dealer. Boards were cut into 30 cm long sections, were placed four at a time in a stainless steel pan and heated for 4 h in a toaster oven set at 180°C in order to release volatile substances. After cooling to room temperature, the pre-charred wood sections were placed four at a time into stainless steel beakers with a lid. Each beaker was transferred into a muffle furnace, and furnace temperature was then increased to either 450 °C, 550 °C, 650 °C, 750 °C or 850 °C. Each peak temperature was maintained for 30 min, after which the furnace was turned off. Once cooled to room temperature, charred wood sections produced at similar temperatures were pooled together, crushed using a hammer, and double sieved to yield charcoal pellets of 0.5–2.0 mm dia. Using a mechanical corer and saw, a 1 cm³ cylinder piece was cut out from the center of a randomly selected charred wood section (i.e., that had not been reduced to pellets) produced at each temperature. These charcoal cylinders were analyzed for total and micropore (< 20 nm) surface area, as well as micropore volume, using

an ASAP 2020 gas sorption analyzer (Micromeritics Instrument Corp., Norcross, U.S.A). Total charcoal C was determined by direct combustion and infrared detection using a SC32 S&C analyzer (LECO Corp., St. Joseph, MI), whereas total H and O were determined in a similar fashion with a TruSpec Micro CHNS-O analyzer (LECO Corp., St. Joseph, MI). The surface details of charcoals produced at 450°C and 850°C were analyzed with a SkyScan 1172 X-ray micro-tomography scanner and NRecon 3-D imaging program (Skyscan Corp., Kontich, Belgium), as well as with a Hitachi S-3000N scanning electron microscope (Hitachi High Technologies America Corp., Schaumburg, IL).

2.2 Microcosms and incubations

Four experimental factors were included in the design of the microcosms: (1) charcoal produced at 5 different temperatures, plus a control without charcoal, (2) condensed tannin amendments (with vs. without), (3) protein amendments (with vs. without), and (4) the physical arrangement of soil and charcoal (mixed vs. non-mixed). The “non-mixed” microcosms consisted of 500 mL Mason jars with 30 g (dry wt equiv.) of mineral soil, overlain with 10 g (dry wt equiv.) of organic soil into which the tannins and/or protein amendments had been premixed. The charcoal (4 g) was then applied on top of the organic soil and gently tamped. The “mixed” microcosms consisted of the same amounts of soils and amendments, but all ingredients were first mixed homogeneously and then added to each jar. Condensed tannins (CT) had previously been extracted and purified from *Kalmia angustifolia* L. leaf litter according to the method described by Preston (1999). The protein amendment consisted of bovine serum albumin (BSA) (product code A2153: Sigma-Aldrich Co., St. Louis, MO). The CT and BSA amendments consisted of either 40 mg CT, 40 mg BSA, or a combination of 40 mg CT + 40 mg BSA, each applied as 500 mg mixtures with talc powder

and dispersed through the soil using a kitchen hand-mixer with one beater. The experiment consisted of a full factorial design of these 4 experimental factors yielding 48 treatments, each replicated into 3 blocks (N=144). Each jar was weighed, then sealed with a polyethylene film that allowed gas exchange and minimized moisture loss. Each week, jars were weighed and initial moisture content restored if necessary.

2.3 C and N mineralization, and microbial biomass

The microcosms were incubated at room temperature for 8 weeks. Every 2 weeks, basal respiration rate (BR) in each jar was determined by flushing the headspace with ambient air for 5 min, sealing jars with air-tight lids equipped with rubber septa, and sampling the headspace with a needle and syringe after 2 h. Air samples were analyzed for CO₂ concentrations using a Varian 431-GC gas chromatograph (Varian, Middelburg, The Netherlands) equipped with a thermal conductivity detector (TCD), using He as carrier gas. Ambient CO₂ concentration was measured several times daily and subtracted from the CO₂ measured in each jar. Room temperature was measured throughout the day, and BR rates corrected to 20 °C by assuming $Q_{10} = 2$.

At the end of the incubation period, substrate induced respiration (SIR) was used to estimate microbial biomass (MB) in each jar. We first gently mixed the material in each microcosm to obtain a homogeneous mixture, and then weighed a 12 g (dry wt equiv.) subsample into a 500 mL plastic vessel. Each subsample was amended with a 500 mg glucose:talc (3:97) powder

mixture, which was dispersed using a kitchen hand-mixer with one beater. Subsamples were immediately transferred into 125 mL gas sampling jars and left uncovered for 100 min to reach optimum SIR rates (Anderson and Domsch, 1978). Sampling jars were then flushed for 5 min with ambient air, sealed for 30 min, and headspace air was analysed for CO₂ concentration using the gas chromatograph. SIR rates were corrected for ambient CO₂ concentration and room temperature, and converted to MB using conversion factors derived by Anderson and Domsch (1978). Microbial metabolic quotient ($q\text{CO}_2$) was calculated for each microcosm as the BR:MB ratio at the end of the incubation.

Following the 8 wk incubation, ammonium (NH₄⁺) and nitrate (NO₃⁻) concentrations were measured in each microcosm. Between 15-20 g of mixed material from each Mason jar was weighed into a 250 mL Erlenmeyer flask, extracted with 1.0 N KCl solution and respectively analysed colorimetrically by the Berthelot (NH₄⁺) and the Griess-Illosway (NO₃⁻) reaction methods (Mulvaney, 1996).

2.4 Statistics

Repeated measures ANOVA was performed to test the effect of sampling date and its interaction with treatments on BR. We used mixed model ANOVAs to test the effects of soil mixing, charcoal temperature, CT, BSA and interaction terms, on MB, NH₄⁺ and NO₃⁻, as well as on BR at each sampling date. All four experimental factors were treated as fixed effects whereas replicate blocks were treated as random effects. ANOVAs were followed by Tukey's

HSD tests to reveal significantly different means. Where it was warranted, trend analysis (i.e. orthogonal polynomials) was used to test for linear and quadratic trends between charcoal temperature and response variables. Single degree of freedom orthogonal contrasts were used to compare the mean value of each response variable in microcosms that were amended with coal to the non-amended control treatment. When necessary, data were log transformed before analysis to satisfy the assumption of normality and equality of variances. Statistical analyses were performed with SAS Statistical Package Version 9.1 (SAS Institute Inc., 2004).

3. Results

The furnace temperature at which the charcoal was produced had a significant effect on its physico-chemical properties (Table 2). Increasing charcoal production temperature corresponded to a significant increase in %C ($P<0.001$), and a significant decrease in %O ($P<0.001$) and %H ($P<0.001$). Significant quadratic trends were observed for %C ($P<0.001$) and %O ($P<0.001$), and a linear trend ($P<0.001$) in the case of %H.

Table 2. Physicochemical properties of charcoal produced at five peak oven temperatures.

| | 450 °C | 550 °C | 650 °C | 750 °C | 850 °C |
|--|----------------|----------------|----------------|----------------|----------------|
| %C | 78.88 (0.79) a | 84.89 (0.75) b | 89.89 (5.06) c | 91.68 (2.5) c | 91.15 (0.34) c |
| %O | 15.61 (0.76) a | 10.14 (0.2) b | 4.70 (0.37) c | 3.42 (0.52) cd | 3.84 (0.36) d |
| %H | 3.73 (0.02) a | 3.17 (0.02) b | 2.35 (0.09) c | 1.28 (0.09) d | 0.69 (0.08) e |
| Specific surface area (m ² /g) | BDL | 53.82 | 258.50 | 300.00 | 261.80 |
| Micropore surface area (m ² /g) | BDL | 53.43 | 218.61 | 262.16 | 229.23 |
| Micropore volume (cm ³ /g) | BDL | 0.028 | 0.116 | 0.137 | 0.120 |

Values in parentheses represent one standard deviation (n=3); different lower case letters on the same line denote significantly different means (P<0.05); surface area and and micropore (<20 nm) volume were measured on non-replicated biochar samples; BDL = “Below Detection Limit” of the instrument.

X-ray micro-tomography (CT-scan) did not reveal noticeable differences in the surface texture of charcoal produced at 450 °C and 850 °C, but scanning electron microscopy (SEM) revealed a coarser texture in the charcoal produced at 850 °C (Fig. 1). For the charcoal produced at 450 °C, total and micropore (< 20 nm) surface area, and micropore volume, were all below the detection limit of the gas sorption analyzer. These three variables were approximately 5-6 times lower for the charcoal produced at 550 °C (ca. 50 m² g⁻¹) compared to charcoals produced at the 3 highest temperatures (250-300 m² g⁻¹).

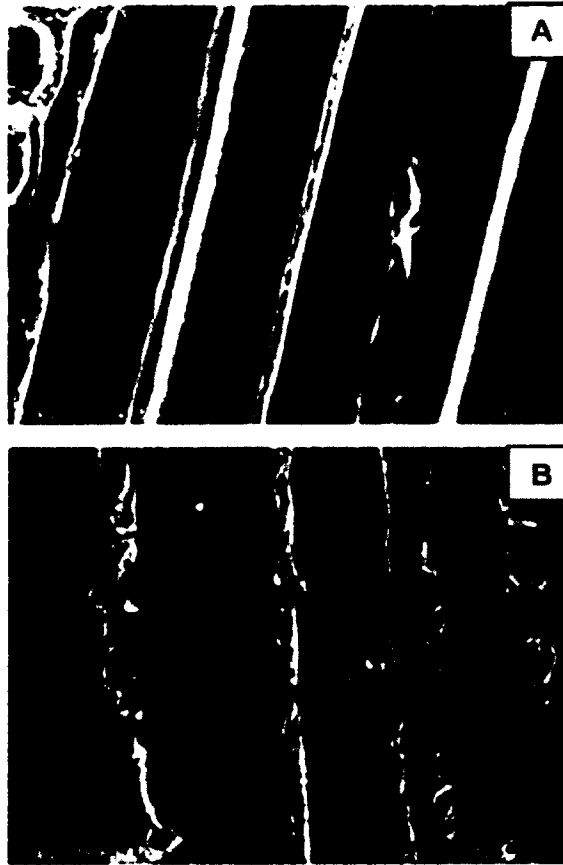


Figure 1. Scanning electron microscopy (SEM) imaging of charcoal produced at (A) 450 °C and (B) 850 °C.

Repeated measures ANOVA revealed a significant effect of sampling date ($P < 0.001$) in controlling BR. Consequently, 4 way ANOVA was performed within each sampling date, which revealed a significant decline (linear trend: $P < 0.001$) in BR with increasing charcoal production temperature (Fig. 2). On each sampling date, BR was higher ($P < 0.001$) with soil mixing and BSA additions (Fig. 3a,b), whereas BR was lower ($P < 0.001$ to $P = 0.073$) with CT additions (Fig. 3c). Orthogonal contrasts revealed a significantly higher ($P < 0.001$) mean value of BR in soils without biochar ($2.157 \mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}\text{h}^{-1}$) than in those with biochar ($1.372 \mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1}\text{h}^{-1}$).

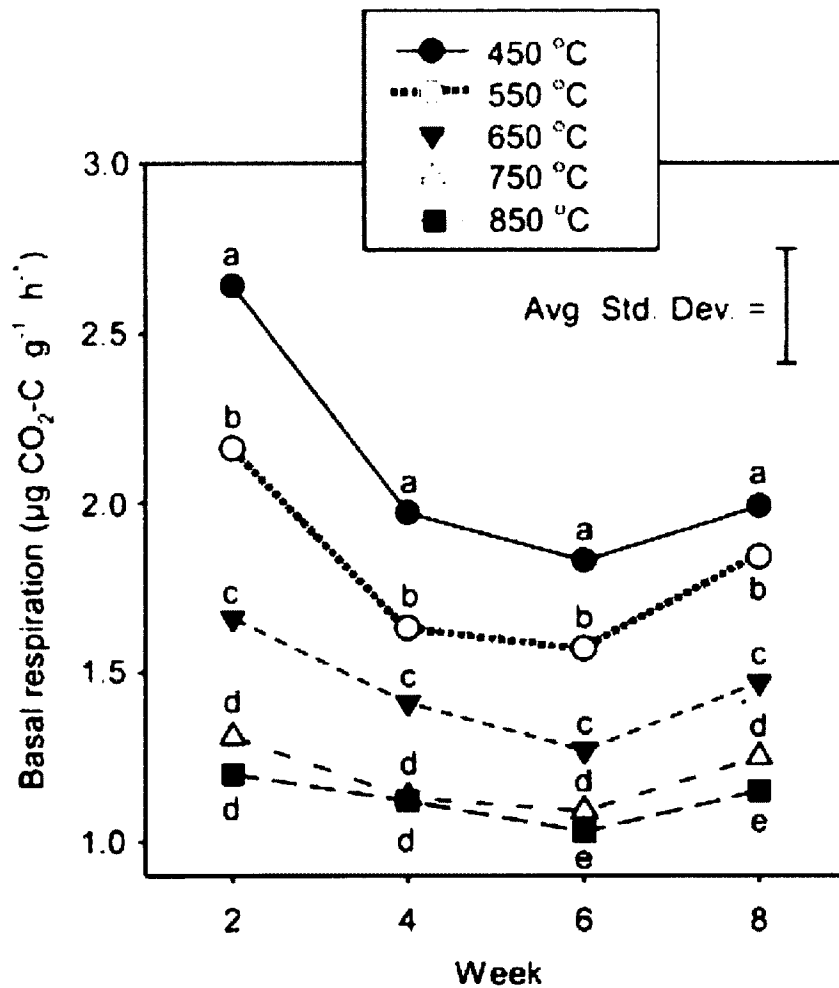


Figure 2. Main effect of charcoal production temperature on soil basal respiration rates during the course of an 8 week incubation.

Charcoal production temperature had no effect ($P=0.136$) on MB at the conclusion of the 8 week soil incubation. Consequently we observed a linear decreasing trend ($P<0.001$) in $q\text{CO}_2$ with increasing charcoal production temperature, which mainly reflected the decline in BR (Table 3). MB was significantly higher ($P=0.039$) in microcosms amended with BSA ($0.65 \text{ mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$) than those without BSA ($0.58 \text{ mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$). Orthogonal contrasts revealed a significantly higher ($P<0.001$) mean value of MB in soils without biochar ($0.808 \text{ mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$) than in those with biochar ($0.614 \text{ mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$).

Table 3. Microbial respiration, biomass and metabolic quotient of soils amended with charcoal produced at 5 peak temperatures, following an 8 week incubation.

| | 450 °C | 550 °C | 650 °C | 750 °C | 850 °C |
|--|---------------|----------------|----------------|----------------|---------------|
| Basal respiration ($\mu\text{g CO}_2\text{-C g}^{-1} \text{ h}^{-1}$) | 2.08 (0.02) a | 1.84 (0.02) b | 1.486 (0.02) c | 1.23 (0.01) d | 1.18 (0.01) d |
| Microbial biomass ($\text{mg C}_{\text{mic}} \text{ g}^{-1}$) | 0.64 (0.04) a | 0.64 (0.04) a | 0.57 (0.04) a | 0.56 (0.04) a | 0.67 (0.04) a |
| Metabolic quotient ($\mu\text{g CO}_2\text{-C h}^{-1}$)(mg C_{mic}) ⁻¹ | 3.28 (0.19) a | 3.06 (0.18) ab | 2.84 (0.17) ab | 2.44 (0.14) bc | 1.98 (0.12) c |

Numbers in parentheses represent one standard deviation (n=5); values on the same line followed by different lower case letters are significantly different (P<0.05).

We found a significant interaction ($P=0.010$) between charcoal production temperature x soil mixing in controlling post incubation NH_4^+ concentrations (Fig. 4). More specifically, NH_4^+ concentrations decreased (linear trend: $P=0.006$) with increasing charcoal temperature in the mixed soils, but increased (linear trend: $P=0.041$) with increasing charcoal temperature in the non-mixed soil. Orthogonal contrasts revealed significantly higher ($P<0.001$) NH_4^+ concentrations in non-mixed soils without charcoal than with charcoal. Likewise, we found significantly higher ($P<0.001$) NH_4^+ concentrations in mixed soils with BSA ($5.92 \mu\text{g N g}^{-1}$) than without BSA ($3.71 \mu\text{g N g}^{-1}$) (i.e., BSA x soil mixing interaction; $P<0.006$). Post incubation NO_3^- concentrations were generally near or below our detection limit of $0.05 \mu\text{g N g}^{-1}$.

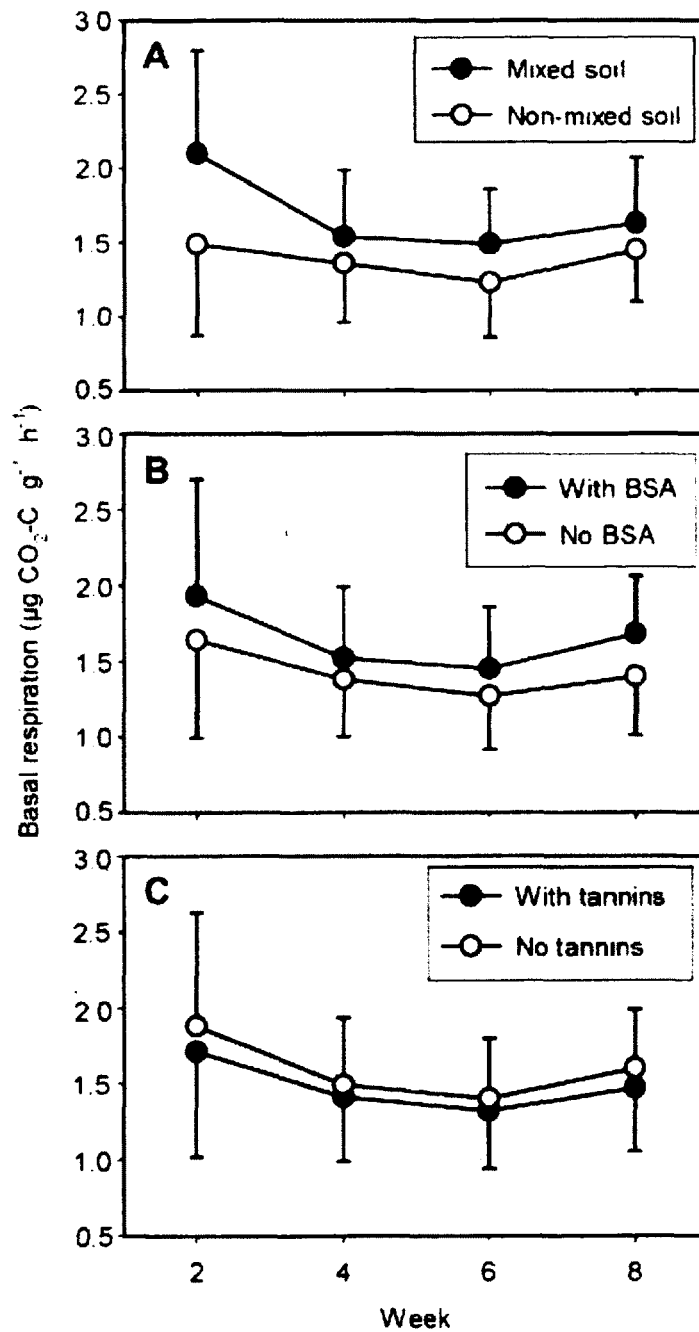


Figure 3. Main effects of (A) soil mixing, (B) protein (BSA) addition and (C) Kalmia tannin addition on soil basal respiration rates during the course of an 8 week incubation.

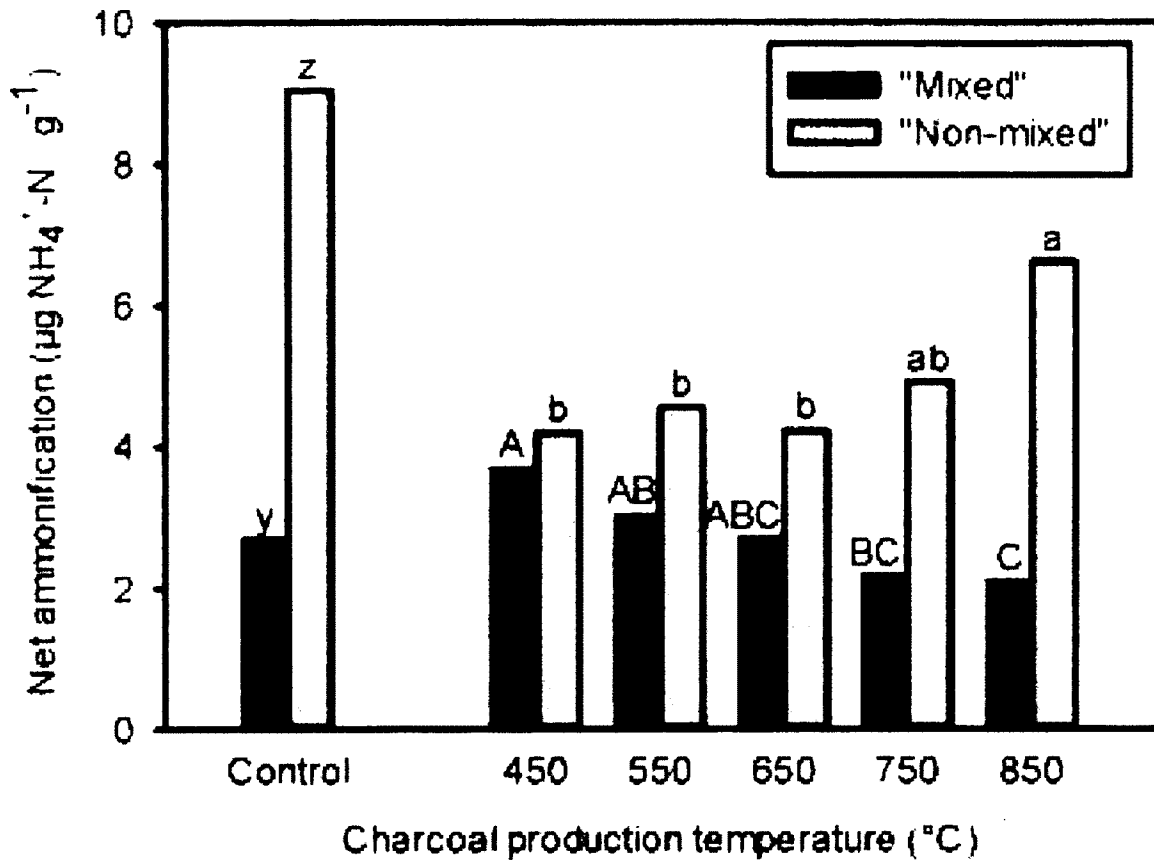


Figure 4. Interaction effects of charcoal production temperature and soil mixing on net ammonium accumulation following an 8 week incubation. Different upper and lower case letters respectively denote significant differences ($P < 0.05$) among mixed and non-mixed soil microcosms, according to Turkey's HSD tests. The letters « y » and « z » denote a significant difference (i.e. Student t-test) between mixed and non-mixed soil microcosms that had not been amended with charcoal.

4. Discussion

The most important changes in physico-chemical characteristics of charcoal occurred at production temperatures ranging from 450 °C to 650 °C. The increase in %C, and the decreases in %O and %H over this range are indicative of an increase in the aromatic structure and a gradual shift towards a graphite-like material (Preston and Schmidt, 2006). In functional terms, the reactivity of the charcoal with respect to dissolved molecules in the soil solution is expected to increase with increasing total specific surface area (i.e. surface area per unit mass) of the charcoal. In this respect, it is noteworthy that the specific surface area of charcoal produced at 450 °C was negligible, whereas those of charcoals produced at the three highest peak temperatures were in the same order of magnitude as highly reactive mineral clay particles (e.g., smectite, vermiculite, etc.). Gas sorption analyses revealed that most gains in surface area (i.e., 85-90% of specific surface area) at the three highest temperatures occurred as “micropores”, which more specifically refers to pores < 20 nm. This is corroborated by CT-scans (resolution 200 µm), which did not reveal differences in the surface texture of charcoal produced at 450 °C and 850 °C, and by SEMs (resolution 10-30 µm), which did reveal a rougher surface texture at 850 °C but no visible surface pores. Molecules such as proteins and tannins are small enough to be adsorbed into these pores (Yu et al., 2006; Bornemann et al., 2007), whereas bacteria are excluded.

Our results show an effect of charcoal on soil C and N mineralization, but also significant differences in these effects due to the temperature at which the charcoal was produced. One of our hypotheses was that charcoal might stimulate microbial activity, by adsorbing tannins and other phenolic compounds that could otherwise bind and sequester soil protein. Our results contradict this hypothesis, as all charcoal treatments had lower BR than the control treatment.

This suggests that the reactive surface area of the charcoal may be adsorbing a myriad of molecules, including easily degradable substrates that would otherwise be available for microbial growth. This is corroborated by the progressive reductions in BR with increasing charcoal production temperature.

Soil mixing increased BR, possibly the result of increasing the exposure of soil organic matter to microbial degradation. In this regard, our results reflect what can be observed in the field, where mechanical scarification may be accompanied by an increase in soil respiration (e.g., Salonius, 1983). Thus, the lower NH_4^+ concentrations in the mixed control treatment (i.e., compared to the non-mixed control treatment) might be due to higher microbial immobilization following the increase in soil available C. It is curious, however, that NH_4^+ production in the non-mixed microcosms increased with increasing temperatures during charcoal production. It is possible that lower temperatures resulted in incomplete charring with residual soot, creosote and particulate matter (Gundale and DeLuca, 2006). In the non-mixed microcosms, these compounds could have leached into underlying soil layers to become a source of carbon that is available for microbes. This is consistent with the decreasing trend in $q\text{CO}_2$ with increasing charcoal production temperature, as $q\text{CO}_2$ may be indicative of short term C availability (Bradley and Fyles, 1995).

DeLuca *et al.* (2009) reviewed the effects of charcoal on soil nutrient transformations. They noted several studies where charcoal reduced the activity of protein-binding tannins, or increased the bio-availabilities of fertilizer or native soil nutrients such as N and P. This was not the case in our study, as we did not observe an interaction between charcoal and either BSA or CT additions. In fact, the main effect of BSA and CT on soil C and N mineralization (i.e., BR and NH_4^+) was what we would expect in the absence of charcoal. It may be,

therefore, that freshly produced charcoal is so reactive in the short-term that it will adsorb and sequester a wide range of molecules, including labile substrates such as protein and carbohydrates. This short-term effect could overwhelm any positive effect of sequestering tannins or polyphenols on soil C and N mineralization. We suggest that future research attempt to compare the short and long-term effects of charcoal production temperatures on soil C and N dynamics.

The production of charcoal by heating dimensional lumber under controlled laboratory conditions may yield a product that differs physically and chemically from charcoal produced by natural wildfire. Nevertheless, the protocol used in the present study does offer some realistic comparisons. For example: (1) black spruce (i.e., the wood we used) is the most common boreal forest tree in Canada; (2) the five temperatures that were used represent a realistic range of peak intensities for boreal forest fires (Ryan, 2002); and (3) a 30 minute exposure to these intensities is comparable to the rate of spread of wildfire (Ryan, 2002). Despite its limitations (i.e., artificial charcoal production, microcosm design, brevity of the incubation), our study demonstrated that charcoal production temperature can have marked and significant effects on soil C and N cycling. Our results further suggest that under field conditions, these temperature effects could manifest themselves rapidly in the aftermath of wildfire, and may be substantially modified by mechanical scarification or other soil mixing operations. This implies that fire intensity can be a major driver of ecological succession during early stand regeneration, not only by its direct effects on seedbanks and growth conditions, but also through indirect effects on charcoal quality influencing soil C and N cycling. Fire intensity varies according to factors such as moisture, fuel load, vegetation, wind or topography. For example, coniferous species that produce high amounts of resins and oils will increase the heat yield, whereas those that are water demanding are not as inflammable and generate cooler temperatures (Shen *et al.*, 2007). Accordingly, the gradual encroachment of trembling aspen (*Populus tremuloides*, Michx.) into areas of eastern Canada that were

previously dominated by black spruce (Laquerre *et al.*, 2009) suggests that fire intensity could diminish in these regions. Likewise, increases in annual average precipitation that have been predicted as well as observed for Northern Europe, Eastern Canada and the Northeastern United States (Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007) also suggest that fire intensity could diminish in these regions. Given that the most drastic changes in the physico-chemical and functional characteristics of charcoal occurs below 650 °C, it is reasonable to expect that decreases in average fire intensity in these regions may alter post-fire C and N cycling, with attendant effects on forest regeneration and succession.

Acknowledgements

We thank Médéric Lanoix, Valérie Masse, Sonia van Wijk, Anne Sophie Julien, Carole-Anne Létourneau and Carl St.-Louis for technical assistance. The project was funded by an NSERC Strategic Project Grant (A. Munson, Principal Investigator) and by an NSERC Discovery Grant awarded to the corresponding author.

References

Anderson, J., Domsch, K., 1978. A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology & Biochemistry* 10, 215–221.

Arseneault, D., 2001. Impact of fire behavior on postfire forest development in a homogeneous boreal landscape. *Canadian Journal of Forest Research* 31, 1367–1374.

Bornemann, L. C., Kookana, R. S., Welp, G., 2007. Differential sorption behaviour of aromatic hydrocarbons on charcoals prepared at different temperatures from grass and wood. *Chemosphere* 67, 1033–1042.

Bouyoucos, G. J., 1936. Directions for Making Mechanical Analysis of Soils by the Hydrometer Method. *Soil Science* 42, 225–230.

Bradley, R., Fyles, J., 1995. A kinetic parameter describing soil available carbon and its relationship to rate increase in C mineralization. *Soil Biology & Biochemistry* 27, 167–172.

Bradley, R., Titus, B., Preston, C.M., 2000. Changes to mineral N cycling and microbial communities in black spruce humus after additions of (NH₄)₂SO₄ and condensed tannins extracted from *Kalmia angustifolia* and balsam fir. *Soil Biology & Biochemistry* 32, 1227–1240.

Bradley, R., Titus, B., Fyles, J. W., 1997. Nitrogen acquisition and competitive ability of *Kalmia angustifolia* L., paper birch (*Betula papyrifera* Marsh.) and black spruce (*Picea mariana* (Mill.) B.S.P.) seedlings grown on different humus forms. *Plant and Soil* 195, 209–220.

Damman, A., 1971. Effect of vegetation changes on the fertility of a Newfoundland forest site. *Ecological Monographs* 41, 253–270.

DeLuca, T. H., Mackenzie, M. D., Gundale, M. J., 2009. Biochar effects on soil nutrient transformations. In: Lehmann, J., Stephen, J., (Eds.), *Biochar for Environmental Management: Science and Technology*. Earthscan, London, UK, pp. 251–270.

DeLuca, T.H., MacKenzie, M.D., Gundale, M.J., Holben, W.E., 2006. Wildfire-produced charcoal directly influences nitrogen cycling in forest ecosystems. *Soil Science Society of America Journal* 70, 448-453.

Grondin, P., Cimon, A., 2003. Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière. Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, Ministère des Ressources naturelles, de la Faune et des Parcs, Québec, Canada.

Gundale, M., DeLuca, T., 2006. Temperature and source material influence ecological attributes of Ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest Ecology and Management* 231, 86–93.

Heinselman, M., 1981. Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. In: Mooney, H.A., Bonnicksen, T.M., Christensen, N.L., Lotan, J.E., Reiners, W.A. (Eds.), Fire regimes and ecosystem properties: proceeding of the conference. USDA, Forest Service, General Technical Report, WO-26. pp. 7-57.

Hébert, F., Thiffault, N., 2011. The Biology of Canadian Weeds. 146. *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron and Judd. Canadian Journal of Plant Science 91, 725–738.

Intergovernmental Panel on Climate Change, 2007. Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. Cambridge University Press, Cambridge, UK.

Joanisse, G. D., Bradley, R. L., Preston, C. M., Bending, G. D., 2009. Sequestration of soil nitrogen as tannin-protein complexes may improve the competitive ability of sheep laurel (*Kalmia angustifolia*) relative to black spruce (*Picea mariana*). New Phytologist 181, 187–198.

Joanisse, G., Bradley, R., Preston, C., Munson, A., 2007. Soil enzyme inhibition by condensed litter tannins may drive ecosystem structure and processes: the case of *Kalmia angustifolia*. New Phytologist 175, 535–546.

Kasischke, E., O'Neill, K., French, N., Richter, D., Bourgeau-Chavez, L. L., Harell, P. H., 2000. Influence of fire on long-term patterns of forest succession in Alaska boreal forests. In Kasischke, E.S., Stocks, B.J. (Eds.), Fire, Climate Change and Carbon Cycling in the Boreal Forest, Ecological Studies, Springer, New-York, pp. 214–238.

Keeley, J. E., 2009. Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18, 116–126.

Laquerre, S., Leduc, A., Harvey, B.D., 2009. Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du nord-ouest du Québec après coupe totale. *Écoscience* 16, 483–491.

LeBel, P., Thiffault, N., Bradley, R.L., 2008. *Kalmia* removal increases nutrient supply and growth of black spruce seedlings: an effect fertilizer cannot emulate. *Forest Ecology and Management* 256, 1780–1784.

Lecomte, N., Simard, M., Bergeron, Y., 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Écoscience* 13, 152–163.

Mallik, A., 1994. Autecological response of *Kalmia angustifolia* to forest types and disturbance regimes. *Forest Ecology and Management* 65, 231–249.

Morneau, C., Landry, Y., 2007. Guide de reconnaissance des types écologiques - Région écologique 6h (Collines du lac Péribonka) - Région écologique 6i (Hautes collines du réservoir aux Outardes). Direction des inventaires forestiers, Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune, Québec, Canada.

Mulvaney, R., 1996. Nitrogen–inorganic forms. In Sparks, D.L., Page, A.K.L., Helmke, P., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Summer, M.E.(Eds.), *Methods of soil*

analysis: Chemical methods, Part 3. Soil Science Society of America, Madison, WI, pp. 1123-1184.

Payette, S., 1992. Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In Shugart, R.L.H (Ed.), A systems analysis of the global boreal forest. Cambridge University Press, New-York, pp. 144–169.

Prescott, C., Coward, L., Weetman, G., Gessel, S., 1993. Effects of repeated nitrogen fertilization on the ericaceous shrub, salal (*Gaultheria shallon*), in two coastal Douglas-fir forests. *Forest Ecology and Management* 61, 45–60.

Preston, C.M., 1999. Condensed tannins of salal (*Gaultheria shallon Pursh*): a contributing factor to seedling “growth-check” on Northern Vancouver Island? In Gross, G.G., Hemingway, R.W., Yoshida, T., (Eds.), *Plant Polyphenols 2: Chemistry, Biology, Pharmacology, Ecology*. Proceedings of the Third Tannin Conference, July 20-25, 1998, Plenum Publishing Co., Bend, Oregon, pp. 825-841.

Preston, C.M., Schmidt, M., 2006. Black (pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences* 3, 397–420.

Prévost, M., 1996. Effets du scarifiage sur les propriétés du sol et l'ensemencement naturel dans une pessière noire à mousses de la forêt boréale québécoise. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 72–86.

Purdon, M., Brais, S., Bergeron, Y., 2004. Initial response of understorey vegetation to fire

severity and salvage-logging in the southern boreal forest of Québec. *Applied Vegetation Science* 7, 49-60.

Richardson, J., 1981. Black spruce research by the Canadian Forestry Service in Newfoundland. Technical Report No. N-X-206, Canadian Forestry Service, Newfoundland Forest Research Center, Canada.

Ryan, K.C., 2002. Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica* 36, 13–39.

Salonius, P., 1983. Effects of organic-mineral soil mixtures and increasing temperature on the respiration of coniferous raw humus material. *Canadian Journal of Forest Research* 13, 102–107.

SAS Institute Inc., 2004. SAS 9.1 SQL Procedure User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC.

Shen, D., Fang, M., Luo, Z., Cen, K., 2007. Modeling pyrolysis of wet wood under external heat flux. *Fire safety journal* 42, 210–217.

Soil Classification Working Group, 1998. The Canadian System of Soil Classification (3rd ed.). Agriculture and Agri-Food Canada, Ottawa, Canada.

Thiffault, N., 2003. L'établissement de plantations de conifères en relation avec le scarifiage et la végétation de compétition. Thèse de doctorat, Université Laval, Département de foresterie et de géomatique, Québec, Canada.

Titus, B., Sidhu, S., Mallik, A., 1995. A summary of some studies on *Kalmia angustifolia* L.: a problem species in Newfoundland forestry. Technical Report No. N-X-296, Canadian Forest Service, Natural Resources Canada, Ottawa, Canada.

Thiffault, N., Titus, B.D., Munson, A.D., 2004. Black spruce seedlings in a *Kalmia-Vaccinium* association: microsite manipulation to explore interactions in the field. *Canadian Journal of Forest Research* 34: 1657-1668.

Wardle, D., Zackrisson, O., Nilsson, M., 1998. The charcoal effect in Boreal forests: mechanisms and ecological consequences. *Oecologia*, 115, 419–426.

Weetman, G., Krause, H., Koller, E., Veilleux, J., 1987. Interprovincial forest fertilization trials 5-and 10-year results. *The Forestry Chronicle* 63, 184–192.

Yamasaki, S., Fyles, J., Egger, K., Titus, B., 1998. The effect of *Kalmia angustifolia* on the growth, nutrition, and ectomycorrhizal symbiont community of black spruce. *Forest Ecology and Management* 105, 197–207.

Yu, X., Ying, G., Kookana, R., 2006. Sorption and desorption behaviors of diuron in soils amended with charcoal. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54, 8545–8550.

Zackrisson, O., Nilsson, M., Wardle, D., 1996. Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest. *Oikos*, 77, 10–19.

CHAPITRE 3

LA SÉVÉRITÉ DES INCENDIES NATURELS ET SON INFLUENCE SUR LES PROPRIÉTÉS FONCTIONNELLES DU CHARBON

Le chapitre 3 n'a pas fait l'objet d'une publication. Cette étude teste la corrélation entre les dommages observés sur une station brûlée et l'activité d'un sol amendé de charbon. J'ai contribué à ce chapitre en effectuant la majeure partie des manipulations en laboratoire, de la collecte de donnée et des tests statistiques, sous la supervision de Robert Bradley et de William Parsons. J'ai rédigé la majeure partie du texte, sous la supervision de Robert Bradley et d'Alison Munson.

LA SÉVÉRITÉ DES INCENDIES NATURELS ET SON INFLUENCE SUR LES PROPRIÉTÉS FONCTIONNELLES DU CHARBON

Sylvain Pelletier-Bergeron^a, Robert L. Bradley^{a,*}, Alison Munson^b, William Parsons^a

^a *Département de biologie, Université de Sherbrooke, Sherbrooke, Québec, J1K 2R1, Canada*

^b *Département des Sciences du bois et de la forêt, Centre d'étude de la forêt, Université Laval, Québec, Québec G1V 0A6, Canada*

Mots-clés :

Épinette noire

Sévérité de feux

Minéralisation de l'azote et du carbone

Biomasse microbienne

Respiration basale

Résumé

La sévérité des incendies de forêt, c'est-à-dire les dommages causés à la végétation et au sol, est susceptible d'influencer la succession végétale de multiples façons. Pourtant, le rôle que peut jouer le charbon résiduel dans les processus biogéochimiques du sol n'a pas été beaucoup étudié. Nous avons effectué des incubations de sol forestier auquel nous avons ajouté 30 types de charbons récoltés suite à des incendies de différentes sévérités. La moitié des incubateurs ont été mélangés afin de reproduire un scarifiage, pratique forestière amplement utilisée en forêt, visant à accélérer la décomposition de la matière organique. Le dispositif expérimental comprenait donc (1) 30 charbons, que nous avons par la suite situés dans un gradient de sévérité afin d'obtenir une variable continue et (2) le mélange/non mélange des couches de charbon, sol organique et sol minéral. Nos résultats montrent qu'une augmentation de la sévérité amène une diminution de la respiration basale et une augmentation de la concentration d'ammonium (NH_4^+) dans les microcosmes. Nous n'avons pas observé d'effet significatif de la sévérité sur la biomasse microbienne. L'action de mélanger le matériel dans les incubateurs a engendré une diminution de la respiration basale et de la biomasse microbienne. Nous avons aussi observé une interaction entre le mélange du charbon et la sévérité du feu. Par son impact sur les cycles de l'azote et du carbone, la sévérité des feux de forêt est susceptible d'influencer la succession végétale et les communautés microbiennes.

1. Introduction

Les feux de forêt sont essentiels au maintien de la succession écologique en forêt boréale. La mosaïque des perturbations dans le paysage crée une diversification des écosystèmes et des communautés végétales (Payette, 1992). À plus petite échelle, les feux ont une grande influence sur les processus biochimiques liés au cycle de l'azote (N), élément important puisqu'il est considéré comme le plus limitant à la croissance des plantes en forêt boréale (Vitousek, 1991). Les feux de forêt perturbent le bassin (*pool*) de N de plusieurs façons. (1) Ils volatilisent une partie du N organique dans l'atmosphère et libèrent du N minéral dans le sol. (2) Ils changent les conditions abiotiques du milieu (e.g., pH, CEC, rayonnement solaire) abritant les communautés microbiennes responsables de la minéralisation du N et du C. (3) Ils peuvent changer la composition végétale dépendamment des espèces présentes avant la perturbation (Bernhardt *et al.*, 2011) et ainsi modifier la nature des interactions sol-plantes comme la fixation biologique, l'absorption, l'immobilisation ou la translocation de l'azote. Par exemple, certaines espèces (e.g., *Alnus incana* ssp. *rugosa* (Du Roi) J. Clausen, *Alnus viridis* subsp. *crispa*) fixent le N atmosphérique et le restituent à l'écosystème alors que d'autres, comme les éricacées (e.g., *Ledum groenlandicum* [Oeder] Kron & Judd, *Kalmia angustifolia* L.), immobilisent le N en complexes protéines-tannins et ralentissent la minéralisation du N. Après un feu, l'excès de N minéral relâché sous forme d'ammonium (NH_4^+) ou de nitrate (NO_3^-) crée des conditions favorables à des organismes plus nitrophiles (p. ex., *Chamerion angustifolium* (L.) Holub). En captant le N labile, ces organismes contribuent à réduire la perte nette d'azote par lixiviation. L'ampleur de ces changements dans le *pool* de N dépend de la sévérité de la perturbation, c'est-à-dire de l'importance des dommages causés par le feu sur la végétation et sur le sol. Par ces phénomènes, la sévérité des feux contribue à la diversité des écosystèmes et au cyclage des éléments nutritifs, en particulier le N, dans les forêts boréales.

La sévérité des feux dans la forêt boréale du Québec pourrait diminuer en fonction des changements climatiques actuels (Flannigan *et al.*, 1998). Ces auteurs estiment qu'une augmentation du CO₂ atmosphérique à deux fois la concentration actuelle causerait une augmentation des précipitations et de l'humidité relative, ce qui pourrait engendrer une baisse de la sévérité moyenne des feux de forêt. Connaissant l'effet de la sévérité du feu sur le recrutement et la régénération des différentes espèces végétales, il est donc fort plausible que les changements climatiques actuels puissent avoir des répercussions importantes sur la biodiversité végétale en forêt boréale.

Les feux de forêt peuvent être décortiqués en trois volets selon les conditions de brûlage et les dommages qu'ils induisent à l'écosystème :

- (1) Le « feu de surface » est la partie du feu qui rampe à la surface du sol et consomme les plantes du sous-bois et la litière fraîche. Il se distingue du feu couvant du fait qu'il n'endommage pas sévèrement la couche morte et n'atteint qu'une température d'environ 300 °C. Typiquement, le feu de surface ne persiste pas plus de 2 minutes au même endroit sauf là où se trouvent des foyers de débris ligneux. Les indices de sévérité du feu de surface seraient la hauteur de carbonisation le long des troncs et le décollement de l'écorce des arbres.
- (2) Le « feu couvant » (ou « feux d'humus ») est la partie du feu au sol qui peut s'amorcer peu après le passage du front de flammes et brûler pendant des jours, voire des semaines. Les facteurs contrôlant la vitesse de propagation du feu couvant sont la densité apparente de l'humus, son taux d'humidité et la profondeur de la couche de matière organique (Miyanishi et Johnson, 2002). Le feu couvant peut atteindre une température d'environ 500°C à quelques centimètres sous la surface du sol et peut durer plusieurs heures (Ryan, 2002). Les indices permettant de déceler la sévérité d'un feu couvant sont la profondeur de matière organique consommée, ou encore la

proportion de matière organique consommée par rapport à l'épaisseur totale initiale (Kasischke *et al.*, 2008).

- (3) Lorsque la continuité verticale du combustible et les conditions météorologiques le permettent, le feu de surface peut prendre de l'ampleur et se transformer en « feu de couronne » (ou « feu de cime »). Le feu de couronne produit des températures pouvant atteindre plus de 1000 °C, mais ne persiste pas plus que 1 à 2 minutes au même endroit. Les indices de sévérité du feu de couronne sont la proportion d'aiguilles et de rameaux secondaires laissés sur les arbres, ainsi que la hauteur de carbonisation et la proportion d'écorce sur les parties supérieures de la cime.

En général, les feux de forêt combinent ces 3 comportements de feu en proportion variable selon la structure du peuplement, la composition en espèce, les conditions météorologiques et la topographie (Ryan, 2002). Par exemple, une augmentation localisée des précipitations élèverait le taux d'humidité de l'humus et diminuerait les conditions favorables au feu couvant. Dans notre étude, nous avons émis l'hypothèse qu'en pondérant les indices de dommages mesurés sur une station brûlée et en les combinant, il serait possible d'obtenir un indice de sévérité général avec lequel nous pourrions comparer différents feux.

Outre l'effet direct qu'occasionne le passage des flammes, les feux laissent derrière eux des résidus de combustion, sous forme de cendre et de charbon (Preston et Schmidt, 2006). La cendre regroupe les résidus solubles comme des phénols, dont certaines formes sont assimilables par les microorganismes (Gundale et DeLuca, 2006). Le charbon, lui, est beaucoup plus stable. Lors de sa formation, l'énergie dégagée par le feu brise les liens C-H et C-O de la cellulose pour former des molécules aromatiques d'aryl-C très solides agencées en feuillets superposés (Preston et Schmidt, 2006). Cet agencement particulier d'atome de carbone forme des micropores, pouvant rester intact dans le sol pendant plus de 100 ans

(Zackrisson *et al.*, 1996). L'oxydation lente du charbon forme des groupes carboxyliques à sa surface, permettant notamment d'en augmenter la capacité d'échange cationique (CEC) (Liang *et al.*, 2006) et de fixer des molécules organiques dissoutes dans la solution du sol (Glaser *et al.*, 2002). Le volume total et la CEC des micropores dépendent de plusieurs facteurs, dont la température à laquelle le charbon a été produit. Par exemple, des études ont démontré que les charbons produits à plus hautes températures (p. ex., 850 °C) possèdent un volume de micropore beaucoup plus important que les charbons produits à plus basse température (p. ex., 350 °C) (Bornemann *et al.*, 2006; Yu *et al.*, 2006; Pelletier-Bergeron *et al.*, 2012). La grande surface de contact des micropores tapissée de molécules réactives procure donc au charbon des propriétés chimiques susceptible d'affecter le fonctionnement du cyclage des éléments nutritifs du sol.

En forêt boréale, la disponibilité de l'azote (N) minéral du sol constitue un facteur important pour la croissance des arbres. Nous nous intéressons à la porosité totale du charbon, et aux micropores (c.-à-d. <20 µm) en particulier, puisque nous pensons qu'il existe un lien entre ces propriétés et la disponibilité du N minéral du sol après feu (Gundale *et al.*, 2006). Deux mécanismes peuvent expliquer ce phénomène. Tout d'abord, les pores >1µm permettraient d'abriter des microorganismes participant à la dégradation de la matière organique contre les prédateurs bactériovores (p. ex., nématodes) (Pietikainen *et al.*, 2000). Deuxièmement, la surface active des micropores pourrait adsorber des molécules phénoliques dans la solution du sol. Ces molécules, notamment les tanins condensés, sont des métabolites secondaires produits dans les feuilles et les racines de certaines espèces en forêt boréale (p. ex., arbustes éricacées, conifères, etc.). Une fois retournés au sol par la litière végétale, ces tanins ont pour effet de précipiter les protéines en complexes difficilement décomposables. Un sol à forte teneur en tanins condensés verrait donc sa concentration en N minéral disponible ($[\text{NH}_4^+]$ et $[\text{NO}_3^-]$) réduite en faveur de l'azote organique (DON) (Northup *et al.*, 1995). Les micropores du charbon favoriseraient donc la minéralisation du C et du N en adsorbant les tanins libres en

solution. Par contre, si la sévérité des feux diminue à la suite des changements climatiques, on peut s'attendre à une diminution moyenne de la porosité des charbons, ce qui entraînerait une baisse en disponibilité du N du sol. Dans notre étude, nous émettons l'hypothèse que nos indices de sévérité des feux naturels seront corrélés à l'effet des charbons sur la minéralisation du carbone et de l'azote du sol.

Puisque les incendies laissent le charbon à la surface du sol, ses propriétés ne sont peut-être pas exprimées à leur plein potentiel. Il existe cependant certaines pratiques sylvicoles, telles que le scarifiage, permettant de mélanger le matériel carbonisé avec les horizons organiques et minéraux. Le scarifiage devrait donc augmenter la surface de contact du charbon qui n'est pas en contact direct avec la solution de sol et augmenter les taux de minéralisation du C et du N.

Nous rapportons les résultats d'une expérience dans laquelle nous avons estimé a posteriori la sévérité des feux sur 30 stations d'échantillonnage à l'aide des indices préalablement discutés. Sur chaque site, nous avons récolté du charbon et nous en avons mesuré le %C comme indice de carbonisation. Nous avons par la suite incubé un sol organique et un sol minéral amendés des 30 types de charbons pendant 8 semaines. Les deux mêmes sols ont été utilisés pour toutes les incubations. Nous avons mesuré la respiration basale, la biomasse microbienne et la minéralisation du N. Un traitement « mélange » a aussi été appliqué sur la moitié des microcosmes, permettant d'uniformiser les trois couches de matériel. Nos hypothèses de recherche sont : (1) que les indices de sévérité du feu sont corrélés positivement au %C du charbon; (2) que notre estimation de la sévérité du feu est corrélée aux taux de minéralisation du C et du N du sol ; et (3) que l'effet du charbon sur la minéralisation du C et N est plus important s'il est mélangé au sol avant l'incubation, comme le ferait un scarifiage en forêt.

2. Matériel et méthode

2.1 Aire d'étude

L'aire d'étude se concentre dans le domaine bioclimatique de la pessière à mousses du Québec, au Canada. Il s'étend entre le 49°N et le 52°N parallèle sur près de 1 500 km, de la province de l'Ontario à l'ouest, jusqu'à Blanc-Sablon à l'est. L'épinette noire (*Picea mariana* (Mill.)) couvre la majorité du domaine en peuplements monospécifiques, mais elle s'associe également à plusieurs autres espèces de conifères, dont le pin gris (*Pinus banksiana* (Lamb.)) et le sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill.). On note aussi la présence de feuillus, bien qu'ils soient moins nombreux. On retrouve surtout le bouleau blanc (*Betula papyrifera* (Marshall)) et le peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* (Michx.)). Les faibles températures annuelles contribuent au ralentissement de l'activité microbienne du sol et favorisent l'accumulation de la matière organique.

Le domaine bioclimatique de la pessière à mousses se divise en deux sous-domaines sur la base des précipitations et du relief.

- 1) Le sous-domaine de l'ouest (à l'ouest du 71° de longitude) reçoit en moyenne 830 mm de précipitations avec des températures annuelles moyennes de -0,1 °C, et la saison de croissance s'étend sur 165 jours. Son relief est surtout plat et s'incline légèrement vers la Baie-James. Les sols sont généralement composés de dépôts fins, principalement de limon et d'argile, quoiqu'une partie non négligeable du territoire soit occupé par des dépôts plus grossiers.

- 2) Le sous-domaine de l'est (à l'est du 71° de longitude), quant à lui, compte un relief plus escarpé avec des massifs s'élevant jusqu'à 1000 m. Les affleurements rocheux y sont beaucoup plus fréquents et les sols sont composés de dépôts glaciaires minces. Il y a 1095 mm de précipitations annuelles et la température moyenne est de -1,5 °C, avec une saison de croissance qui s'étend sur 150 jours.

À l'ouest, les cycles des feux sont plus courts et on y compte une proportion plus faible de sapinières par rapport au sous-domaine de l'est. Ils oscillent entre 100 ans à l'ouest (49°N, 79°), et 1100 ans à l'est (51°N, 57°O). Pour tenir compte de cette grande variabilité des cycles de feux sur toute la surface de l'aire d'étude, 30 parcelles d'échantillonnage ont été établies à l'été 2010 dans 13 feux différents localisés selon un gradient ouest-est. Tous ces feux avaient brûlé entre 2005 et 2007. La localisation des parcelles a été déterminée en évitant le plus possible la surreprésentation de zone homogène de régime de feu le long du gradient (Figure 5). Les stations ont toutes été visitées à l'été 2010. Les zones de feux homogènes sont tirées du travail de Lefort *et al.* (2004) et des données provenant du Ministère des Ressources Naturelles du Québec (Blanchet *et al.*, 2009).

2.2 Récolte de charbon et estimation de la sévérité des feux

Chaque parcelle d'échantillonnage de 20 m x 20 m était disposée aléatoirement tout en respectant les critères suivants : (1) le couvert forestier avant le passage du feu ne devait pas avoir fait l'objet de récolte ; (2) ce couvert devait être mature ; (3) la placette devait être éloignée d'au moins 50 m de la bordure du feu ; et (4) le peuplement d'origine devait être constitué majoritairement d'épinettes noires. Une fois la parcelle délimitée, 16 sous-parcelles de 3,14 m² ont été positionnées à l'extérieur du cadre de la parcelle d'échantillonnage (une

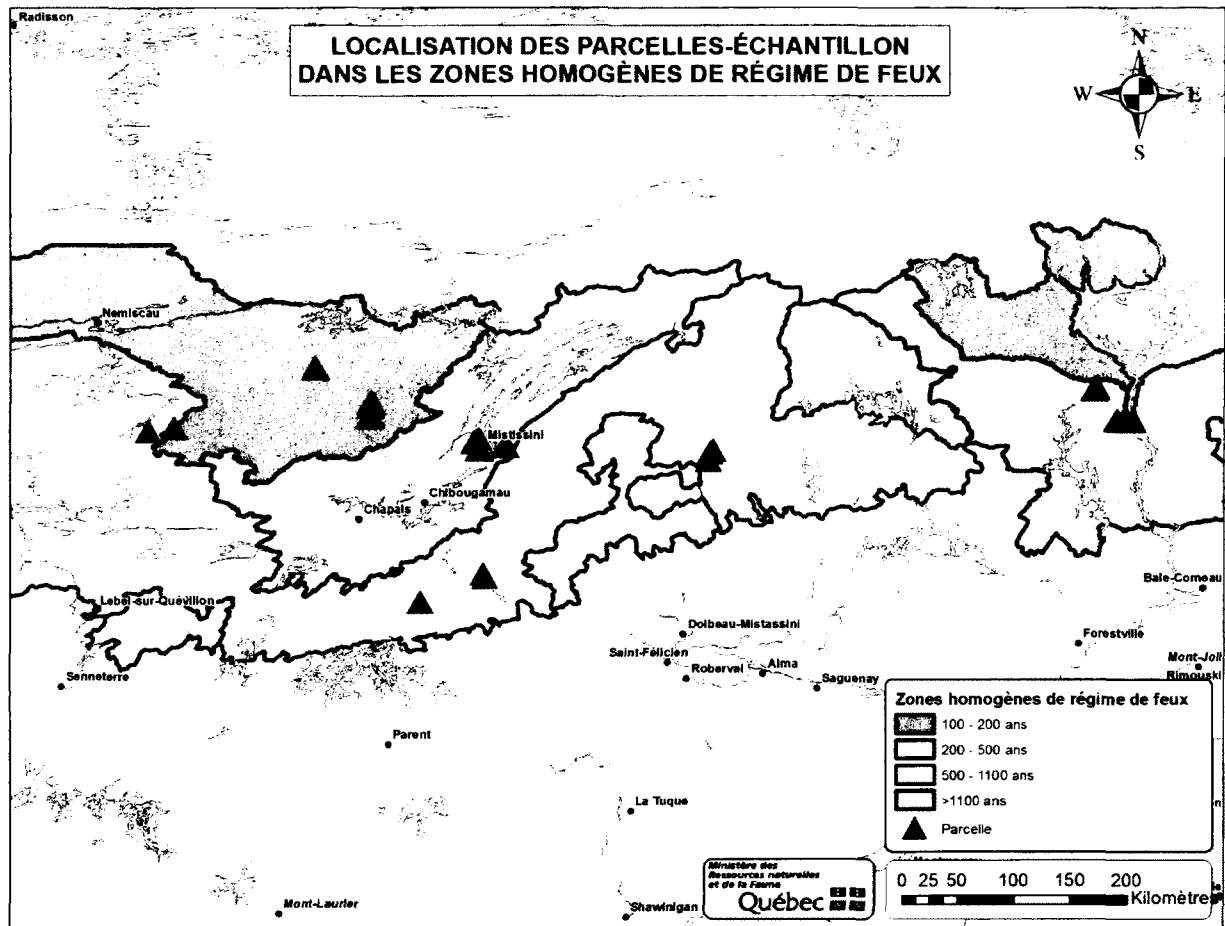


Figure 5. Localisation des parcelles parmi les zones homogènes de feux.

sous-parcelle aux 5 mètres). Dans chacune des sous-parcelles, environ 35 g de bois carbonisé (c.-à-d. charbon) a été récolté à la surface du sol et rassemblé pour constituer l'échantillon de la parcelle. Ces échantillons de charbon ont ensuite été séchés, broyés et tamisés afin d'obtenir des fragments d'environ 0,5 cm de diamètre. Nous avons aussi mesuré le %C du charbon de chaque parcelle par combustion directe et détection des gaz par infrarouge à l'aide de l'appareil d'analyse élémentaire SC32 S et C (LECO Corp., St-Joseph, MI) comme indice du degré de carbonisation. À l'intérieur de chaque parcelle, nous avons estimé la sévérité du feu à l'aide d'indices selon la méthode du « Composite Burn Index » adaptée par Kasischke *et al.* (2008).

- 1) La hauteur de carbonisation le long des troncs, sur une échelle de 1 à 7 : Nous considérons que 1 était une faible proportion de carbonisation sur une faible proportion des arbres, alors que 7 représentait une majorité des troncs calcinés sur leur pleine hauteur.
- 2) La proportion de l'écorce décollée des troncs, sur une échelle de 1 à 7 : Cet indice était calculé de la même façon que l'indice précédent, mais en observant le décollement de l'écorce.
- 3) La proportion des rameaux tertiaires encore présents, sur une échelle de 1 à 7 : Si les arbres d'une placette avaient encore presque tous leurs rameaux primaires, nous notions la classe 1, alors que si les arbres avaient presque tous perdu leurs rameaux, nous notions la classe 7.
- 4) La moyenne de l'épaisseur de matière organique brûlée : À chaque coin et au centre de la parcelle, nous notions la distance entre les racines adventives de l'épinette la plus proche et la surface du sol minéral et ce, afin d'estimer la hauteur de matière organique précédant le feu (H_0). À cinq autres endroits le long de chaque diagonale de la parcelle, nous notions l'épaisseur de la matière organique résiduelle (H_r). En soustrayant ensuite la hauteur résiduelle H_r de la hauteur d'origine H_0 , nous obtenions la hauteur consommée moyenne H_{con} de la parcelle. Mesurer l'épaisseur de matière organique résiduelle sous les souches des épinettes aurait biaisé nos résultats puisque le feu consomme davantage la matière organique autour des racines et des débris ligneux, formant des "bols" autour des souches (Figure 6).
- 5) La proportion de matière organique consommée. En divisant la H_{con} moyenne par la H_0 , nous obtenons le ratio de matière organique consommée par rapport à l'épaisseur d'origine. Un ratio de 100 indique que le feu a consommé la totalité de la matière organique sur toute la surface de la parcelle, alors qu'un ratio de 0,05 indique que le feu n'a consommé que 5 % de l'épaisseur de la matière organique sur la parcelle.

Ces 5 indices ciblent des dommages laissés par chacun des trois volets de chaque feu (feu couvrant, feu de surface, feu de couronne). En regroupant ces données au sein d'un seul indice

(voir section 2.4), nous espérons classer nos parcelles le long d'un gradient de sévérité contre lequel nous pourrions comparer les propriétés fonctionnelles du charbon.



Figure 6. Racines adventives autour d'une souche d'épinette noire brûlée.

2.3 Confection des microcosmes et incubations

Le matériel de l'expérience a été récolté dans deux stations d'échantillonnage non perturbées près de la ville de Forestville (48° 44' N, 69° 5' O). Les stations reposaient sur des sols de classe podzol humique orthique (Soil Classification Working Group, 1998). Le couvert

végétal était constitué d'épinettes noires, de plusieurs espèces d'éricacées (*Kalmia angustifolia* L., *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron & Judd et *Vaccinium angustifolium* Ait.), et de mousses (*Sphagnum girgensohinii* (Russow), *Pleurozium schreberi* (Brid.) Mitt.). Le sol organique utilisé dans l'expérience provient de l'assemblage de deux échantillons de 25kg de litière récoltée dans chacune des deux stations et le sol minéral provient lui aussi de l'assemblage de 25kg de sol minéral (0-30 cm) récolté dans ces deux stations. Les sols organiques et minéraux ont été tamisés (mailles de 5 mm) afin d'enlever les plus gros fragments, et entreposés dans une chambre froide à 4 °C.

Afin de tester la corrélation entre nos indices de sévérité des feux et les propriétés fonctionnelles du charbon, nous avons mesuré la minéralisation du C et N dans les microcosmes, en présence ou absence de charbon, suite à une incubation de 8 semaines. Nous avons donc préparé des microcosmes (pots Masson de 500 mL) combinant 4 g de charbon récolté dans chacune des 30 parcelles, 10 g (poids équivalent sec) du sol organique et 30 g (poids équivalent sec) du sol minéral. Les microcosmes ont été construits soit en respectant l'étagement naturel des matériaux (c.-à-d., charbon/ couche morte/sol minéral), soit en mélangeant tous les matériaux de façon homogène. Nous avons également ajouté deux traitements contrôles comprenant du sol sans charbon, soit mélangé ou non mélangé. Chaque traitement comprenait 3 réplicats (N=186). Nous avons recouvert l'ouverture de chaque pot Masson d'une pellicule de polyéthylène afin de permettre les échanges gazeux, mais de réduire la perte d'humidité. Chaque semaine, les pots étaient pesés et ramenés à leur masse initiale en rajoutant de l'eau distillée.

Les pots Masson ont été incubés pendant 8 semaines à la noirceur et à température ambiante ~22 °C À chaque 2 semaines, nous avons mesuré la respiration basale (RB) du sol dans

chaque microcosme en scellant l'ouverture des pots avec un couvercle muni d'un septum de caoutchouc, et en échantillonnant l'air à l'intérieur de chaque pot après 2 heures. Les échantillons d'air ont été analysés pour leur concentration en CO₂ à l'aide d'un chromatographe en phase gazeuse, modèle Varian 431-GC (Varian, Middelburg, Pays-Bas), équipé d'un détecteur de conductivité thermique. La concentration de CO₂ de l'air ambiant a aussi été mesurée à des intervalles réguliers et soustraite de la concentration de CO₂ mesurée dans chaque pot. La température de la pièce a aussi été mesurée régulièrement afin de corriger la RB pour une température constante de 22 °C en assumant que $Q_{10}=2$.

Après 8 semaines d'incubation, nous avons estimé la biomasse microbienne (BM) du sol dans chaque microcosme par la méthode de la « respiration maximale initiale induite par substrat » (SIR) (Anderson et Domsch, 1978). Nous avons d'abord mélangé de façon homogène le matériel dans chaque microcosme, et nous en avons extrait des sous-échantillons de 12g (équivalent sec). À chacun de ces sous-échantillons, nous avons incorporé 0,5 g d'une préparation de glucose-talc (3 :97) à l'aide d'un malaxeur de cuisine. Les sous-échantillons amendés de glucose ont été transférés dans des pots de plastique de 125 mL dans lesquels ils ont incubé pendant 100 minutes. Par la suite, les pots ont été scellés avec un couvercle muni d'un septum de caoutchouc, et la concentration de CO₂ a été mesurée 30 minutes plus tard suivant la même méthode que pour la mesure de la RB. En utilisant les facteurs de conversion développés par Anderson et Domsch (1978), nous avons estimé la BM à partir des taux d'évolution du CO₂ suite à l'ajout du glucose.

Après 8 semaines d'incubation, nous avons aussi mesuré les concentrations de NH₄⁺ et de NO₃⁻ dans chaque microcosme. Nous avons donc transféré ~15-20g (poids humide) de matériel de chaque microcosme à un flacon d'Erlenmeyer, auquel nous avons ajouté 100 mL

d'une solution de KCl 1,0 N. Les flacons ont ensuite été agités pendant une heure, et les surnageants ont été filtrés avec de papiers Whatman #5 (Whatman Inc, Florham Park, NJ). Les extraits de sol ont par la suite été analysés par colorimétrie par les méthodes de Berthelot ($[\text{NH}_4^+]$) et Griess-Illosway ($[\text{NO}_3^-]$) (Mulvaney, 1996).

2.4 Statistiques

Nous nous sommes servis d'une analyse en composante principale (PCA) pour réduire les 5 indices de sévérité des feux en une seule dimension. Les valeurs des cinq indices ont été centrées et réduites afin d'attribuer la même force à toutes les variables. Le *score* obtenu sur le premier axe principal (PC1) devait situer chaque parcelle le long d'un gradient de sévérité du feu. Afin de tester si notre indice de sévérité pouvait prédire le degré de carbonisation du charbon ainsi que ses propriétés fonctionnelles, nous avons effectué des régressions linéaires multiples pour mettre en relation les cinq variables réponses (% C du charbon, RB, MB, NH_4^+ et NO_3^-) et les variables explicatives (*score* PC1 et disposition du charbon (c.-à-d. mélangé ou non mélangé)). Les interactions entre les deux variables explicatives ont aussi été testées. Dans le cas précis de la variable RB, nous avons ajouté les semaines comme variables explicatives et testé les interactions pour déterminer l'effet du temps sur la variable réponse. Nous avons aussi effectué les mêmes régressions en remplaçant la variable PC1 par le %C du charbon. Lorsque nécessaire, des transformations Ln ont été effectuées afin de respecter les postulats de normalité. Les interactions non significatives ont été retirées des modèles finaux. Les analyses ont été effectuées avec le logiciel de statistiques R version 2.11.1.

3. Résultats

Le premier axe (PC1) résultant de la PCA explique 42 % de la variance des indices de sévérité (Annexe1). La régression linéaire entre PC1 et le % C n'a pas révélé de corrélation significative. La variable sévérité (PC1) a eu un effet négatif ($P < 0,001$) sur la RB (Tableau 1A). Le traitement « mélange » a eu un effet négatif sur la variable BM ($P = 0,029$) et la RB ($P = 0,026$) (Tableau 1A, 1B). Dans le cas précis de la régression avec la RB, l'interaction significative « mélange X semaine » a été détectée, pour une valeur de $P = 0,002$ (Tableau 1A). À noter que la variable « semaine » n'est pas significative. Les régressions linéaires multiples utilisées pour RB, NH_4^+ et BM donnent respectivement des R^2 de 0,14, 0,01 et 0,08 (Tableau 1, ABC). Les concentrations de NO_3^- étaient sous le seuil de détectabilité ($0,05 \mu\text{g N g}^{-1}$) de l'appareil et n'ont donc pu être analysées. Les interactions non significatives ont été retirées des modèles, le cas échéant.

Tableau 1. Résultats des régressions linéaires multiples avec la variable PC1 comme indice de sévérité.

| | Coefficients | Valeur de P | Valeur de F | Degrés de liberté | R ² |
|---|--------------|------------------|-------------|-------------------|----------------|
| A) Respiration basale (RB) | | | 10,94 | 4/235 | 0,14 |
| intersect | 1,137 | <0,001 | | | |
| PC1 | -0,029 | <0,001 | | | |
| mélange | 0,135 | 0,026 | | | |
| semaine | -0,007 | 0,372 | | | |
| mélange X semaine | 0,002 | 0,002 | | | |
| B) Ammonium [NH₄⁺] | | | 1,06 | 2/57 | 0,02 |
| intersect | 0,934 | <0,001 | | | |
| PC1 | 0,004 | 0,768 | | | |
| mélange | -0,073 | 0,0794 | | | |
| C) Biomasse microbienne (BM) | | | 2,77 | 2/57 | 0,06 |
| intersect | 0,769 | <0,001 | | | |
| PC1 | -0,006 | 0,575 | | | |
| mélange | -0,076 | 0,029 | | | |

En utilisant la variable %C comme variable explicative au lieu de PC1, nous trouvons un effet négatif significatif ($p < 0,001$) sur la RB (Tableau 2A) et positif significatif ($p = 0,044$) sur $[\text{NH}_4^+]$ (Tableau 2B). La variable « mélange » a eu un effet négatif significatif ($p = 0,034$) (Tableau 2A) sur la RB. L'interaction entre « %C » et « mélange » a eu un effet négatif significatif sur la variable RB ($P = 0,008$). Dans le cas précis de la régression linéaire multiple de RB intégrant la variable semaine, l'interaction « semaine X mélange » s'est avérée significative ($P = < 0,001$). Comme dans le cas de la PC1 comme variable de sévérité, la variable « semaine » n'est pas significative. Les régressions linéaires multiples de RB, NH_4^+ et BM avec « %C » comme variable explicative donnent respectivement des R^2 de 0,42, 0,09 et 0,07 (Tableau 2 ABC).

Tableau 2. Résultats des régressions linéaires multiples avec la variable % de C comme indice de sévérité.

| | Coefficients | Valeur de P | Valeur de F | Degrés de liberté | R ² |
|---|--------------|------------------|-------------|-------------------|----------------|
| A) Respiration basale (RB) | | | 35,82 | 5/234 | 0,42 |
| intersect | 3,096 | <0,001 | | | |
| %C | -0,034 | <0,001 | | | |
| mélange | -0,613 | 0,034 | | | |
| semaine | -0,007 | 0,277 | | | |
| %C X mélange | 0,013 | 0,008 | | | |
| mélange X semaine | -0,034 | <0,001 | | | |
| B) Ammonium [NH₄⁺] | | | 3,8 | 2/57 | 0,09 |
| intersect | 0,356 | 0,212 | | | |
| %C | 0,01 | 0,044 | | | |
| mélange | -0,073 | 0,072 | | | |
| C) Biomasse microbienne (BM) | | | 3,87 | 2/57 | 0,09 |
| intersect | 1,127 | <0,001 | | | |
| %C | -0,006 | 0,132 | | | |
| mélange | -0,077 | 0,024 | | | |

4. Discussion

Notre première hypothèse était que les indices de sévérité du feu seraient corrélées positivement au %C du charbon. L'hypothèse est réfutée, puisque nous n'avons pas observé d'effet entre notre indice de sévérité PCI et le degré de carbonisation. Il est probable que notre choix d'indices de dommage après incendie ne cible pas efficacement les conditions de carbonisation, ou que les conditions de carbonisation ne soient pas liées directement aux dommages engendrés par le feu.

La deuxième hypothèse était que la sévérité estimée des feux est corrélée aux taux de minéralisation du C et du N du sol. Une augmentation de notre indice de sévérité (PC1) engendre une baisse de la respiration basale, un effet qui contredit l'hypothèse 2. En effet, nous croyions que l'augmentation de la sévérité aurait un effet positif sur la RB et la BM puisque les charbons seraient plus susceptibles d'adsorber les tanins et d'abriter les microorganismes. Ces résultats sont peut-être attribuables au fait que les charbons issus de feux plus sévères sont plus réactifs et adsorbent davantage les nutriments labiles facilement assimilables par les microorganismes, au moins à court terme.

Nos résultats par rapport à la diminution de la biomasse à la suite du brassage des horizons sont surprenants (Tableau 1 et Tableau 2). Il est possible que les communautés microbiennes associées aux deux types de substrats n'aient pas supporté une perturbation aussi drastique, expliquant la réduction de la biomasse. Il est possible aussi que l'augmentation de la surface de contact du charbon avec le sol ait pu augmenter l'adsorption du C labile, affectant ainsi les conditions de croissance de la BM.

Les résultats statistiques obtenus avec PC1 comme facteur de sévérité sont certes significatifs, mais la majorité de la variance du modèle n'est pas expliquée ($R^2 < 0,14$). Ce taux grimpe à 0,42 lorsque nous remplaçons le facteur sévérité (PC1) par le degré d'altération chimique du charbon (% de carbone) dans le cas de la RB. Les effets observés sur les processus pédologiques après l'ajout de charbon sont plus distincts en mesurant les dommages directement sur le matériel qu'en mesurant les dommages à l'échelle de la station. L'interaction significative de « %C X mélange » mais non significative pour l'interaction « PC1 X mélange » renforce le constat que le « %C » est une variable prédictive plus robuste que PC1 dans le cas de la variable réponse RB.

L'augmentation significative de $[\text{NH}_4^+]$ par rapport au « %C » des échantillons ($R^2=0,09$) pourrait signifier que les charbons les plus calcinés aient été une source d'azote minéral. Les molécules de $\text{NH}_4^+\text{-N}$ se forment avant le seuil de volatilisation du N, autour de $350\text{ }^\circ\text{C}$ (Neary *et al.*, 1999), expliquant l'apparition progressive de NH_4^+ en fonction du % de C. L'étude de Gundale et DeLuca (2006) démontre qu'un charbon produit à $850\text{ }^\circ\text{C}$ ne renferme pratiquement plus de NH_4^+ comparé à un charbon produit à $350\text{ }^\circ\text{C}$, indiquant que le NH_4^+ apparaît progressivement pour se volatiliser complètement à plus haute température. Puisque le % de C des charbons utilisés oscille entre 68 % et 50 % (résultats non montrés), les températures atteintes sur les stations échantillonnées se situeraient entre 200 et $350\text{ }^\circ\text{C}$ (Baldock *et al.*, 2002). Ce constat révèle que notre échantillonnage n'a pas capté de station résultant d'incendie de forte intensité susceptible de produire des charbons ayant des % de C de plus de 80 %. L'augmentation détectée de $[\text{NH}_4^+]$ pourrait aussi provenir de la station d'échantillonnage. Puisque les charbons sont restés en contact avec le sol pendant plus de 5 ans avant leur récolte, il est plausible qu'ils aient pu adsorber une certaine quantité d'azote minérale pour ensuite la relâcher pendant l'incubation. Une autre cause de l'augmentation du % de C pourrait correspondre à la création de liens aromatiques plus résistants à la décomposition. La minéralisation du C provenant de la cellulose du bois pourrait donc diminuer en fonction du degré d'altération, entraînant un ralentissement de l'immobilisation biologique du N dans l'incubateur. Ceci expliquerait un taux d'ammonium $[\text{NH}_4^+]$ supérieur dans les microcosmes amendés avec les charbons les plus carbonisés. Cet effet est cohérent avec les résultats des travaux de Baldock *et al.* (2002). Les auteurs ont constaté une diminution constante des taux de minéralisation du C contenu dans un substrat de bois de *Pinus resinosa* chauffé à plus de $200\text{ }^\circ\text{C}$. Pour ces raisons, nous croyons que l'augmentation significative, mais faible de $[\text{NH}_4^+]$ serait dû davantage à un intrant provenant du charbon lui-même qu'à un processus d'ammonification plus efficace engendré par l'adsorption des tanins comme l'avait proposé Zackrisson *et al.*, (1996).

L'arrosage effectué chaque semaine a peut-être créé une translocation des résidus de carbonisation plus fins qui ont pu pénétrer dans le sol et qui ont eu une incidence sur la respiration basale. Le traitement « mélange » a donc pu favoriser le contact du lixiviat avec la solution de sol en permettant une meilleure diffusion. Gundale et Deluca (2006) ont aussi détecté une fraction labile du charbon réactive capable de modifier la minéralisation de l'azote et du carbone, ce qui expliquerait pourquoi le charbon déposé à la surface d'un sol génère un effet négatif sur la RB et la BM, un effet potentiellement accentué si le charbon est mélangé dans le sol.

Une étude plus exhaustive s'assurerait d'avoir un spectre de sévérité plus large, allant du bois inaltéré comme contrôle jusqu'à du charbon provenant de parcelles brûlées à plus de 800 °C. Une plus grande diversité de charbon permettrait de mieux expliquer la contribution du charbon sur la RB et sur l'augmentation de $[\text{NH}_4^+]$.

5. Conclusion

Nous avons constaté que nos indices de dommages à la végétation et au sol ne parviennent pas à expliquer le taux de carbonisation du matériel échantillonné. Même si le lien entre nos indices de sévérité et les attributs fonctionnels du charbon n'a pas pu être clairement démontré, nous avons quand même constaté une baisse de la respiration basale en fonction de nos deux indices de sévérité (PC1 et %C), un effet accentué par le mélange du charbon avec le sol. Nous avons aussi observé une augmentation faible mais significative de $[\text{NH}_4^+]$ en fonction de la variable explicative %C. Il est clair que cette différence n'est pas seulement causée par la microporosité du matériel et ses propriétés d'adsorption puisque l'augmentation est observée même sans le mélange du charbon avec le sol. Nous supposons l'existence de résidus de carbonisation labiles pouvant à court terme réduire la minéralisation du carbone par les microorganismes. Cette fraction labile de charbon, puisqu'il a été produit à des températures relativement basses, contient une concentration d'azote minéral suffisamment élevée pour que nous puissions la détecter. Les incendies de forêt produisent un spectre très large de charbons de bois détenant des propriétés écologiques très variables. Nous commençons à peine à découvrir les facteurs qui régissent la minéralisation de l'azote et du carbone en forêt boréale, et cette étude apporte certainement sa contribution, surtout dans le contexte des bouleversements climatiques et des perturbations naturelles auxquels nous devons faire face.

Annexes

Annexe 1. Position des parcelles le long des 3 premiers axes de la PCA, ainsi que la proportion de la variance expliquée

| ID | PC 1 | PC 2 | PC 3 |
|---|---------|---------|---------|
| 219-1-C | 0,678 | -0,186 | 0,342 |
| 219-2-C | 1,5721 | 1,0479 | -0,203 |
| 253-1-C | 0,4638 | 0,5596 | 0,0985 |
| 253-2-B | 1,2146 | -2,5287 | 0,6013 |
| 253-4-A | -0,686 | 0,4937 | -0,5408 |
| 256-2-A | -0,2784 | 0,583 | -0,1208 |
| 256-2-C | -2,9908 | 1,8503 | 1,3562 |
| 256-4-A | -1,9476 | -1,072 | -0,6712 |
| 256-4-C | -2,4066 | -1,3471 | -0,5731 |
| 276-3-B | 1,3203 | -0,7907 | -0,0422 |
| 276-4-A | -0,498 | 0,6583 | 0,0165 |
| 276-4-C | -0,8582 | 0,8729 | -0,0468 |
| 278-1-A | 0,0762 | -0,9753 | -1,199 |
| 278-1-C | 3,7089 | 0,7000 | -0,8759 |
| 278-2-A | 0,5777 | 3,1859 | -1,3478 |
| 280-2-A | -1,1636 | -0,2846 | -0,2712 |
| 291-1-A | -0,4577 | -2,3681 | 0,2559 |
| 291-2-C | -0,3843 | -0,8307 | -0,9681 |
| 301-3-A | -2,644 | 0,1795 | 0,4681 |
| 301-3-C | 0,5585 | 0,0171 | -0,8539 |
| 301-4-C | -0,1471 | 1,3303 | -0,7446 |
| 316-1-A | 0,6873 | -1,9902 | -1,7033 |
| 316-2-C | 0,2612 | 0,6788 | 1,0461 |
| 371-1-A | -1,4682 | -1,2795 | 0,131 |
| 371-4-A | -0,5545 | 1,9685 | 0,3539 |
| 461-1-B | 0,3856 | 0,692 | -0,0791 |
| 505-1-A | 1,7696 | -1,6579 | 1,1655 |
| 505-1-C | 2,2531 | -0,3574 | 1,8462 |
| 505-2-A | -0,6124 | -0,5593 | 1,5907 |
| 508-1-C | 1,5707 | 1,4097 | 0,9688 |
| Proportion de la variance expliquée: | | | |
| | 0,425 | 0,347 | 0,15 |

Bibliographie

Anderson, J., et Domsch, K. (1978). A physiological method for the quantitative measurement of microbial biomass in soils. *Soil Biology and Biochemistry* 10(3), 215–221.

Baldock, J., et Smernik, R. (2002). Chemical composition and bioavailability of thermally altered *Pinus resinosa* (Red pine) wood. *Organic Geochemistry* 33(9), 1093–1109.

Bergeron, S. P., Bradley, R. L., Munson, A., et Parsons, W. (2012). Physico-chemical and functional characteristics of soil charcoal produced at five different temperatures. *Soil Biology and Biochemistry*, 58, (140-146)

Berglund, L., et DeLuca, T. (2004). Activated carbon amendments to soil alters nitrification rates in Scots pine forests. *Soil Biology and Biochemistry* 36, 2067–2073.

Bernhardt, E. L., Hollingsworth, T. N., et Chapin III, F. S. (2011). Fire severity mediates climate driven shifts in understory community composition of black spruce stands of interior Alaska. *Journal of Vegetation Science*, 22(1), 32-44.

Blanchet, P., Drapeau, P., Fortin, J., Gauthier, S., Imbeau, L., Lacasse, G., Lemaire, G., Nappi, A., Quenneville, R., et Thiffault, E. (2009). Le feu en milieu forestier. Dans Manuel de foresterie (Nouvelle édition), D. Robitaille, et M. Chabot, eds. (Québec :Multimonde) pp. 1039–1090

Bornemann, L.C., Kookana, R.S., et Welp, G. (2007). Differential sorption behaviour of aromatic hydrocarbons on charcoals prepared at different temperatures from grass and wood. *Chemosphere* 67(5), 1033–1042.

Flannigan, M., Bergeron, Y., Engelmark, O., et Wotton, B. (1998). Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. *Journal of Vegetation Science* 9(4), 469–476.

Glaser, B., Lehmann, J., et Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils* 35(4), 219–230.

Grondin, P., et Cimon, A. (2003). Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière (Québec : Direction de la recherche forestière et Direction de l'environnement forestier, gouvernement du Québec).

Gundale, M., et DeLuca, T. (2006). Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest Ecology and Management* 231(1-3), 86–93.

Heinselman, M. (1981). Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. In *Fire regimes and ecosystem properties: proceeding of the conference*. H.A. Mooney, et A. Harold. (Washington D.C. : U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service), pp. 7–57.

Intergovernmental Panel on Climate Change and Intergovernmental Panel on Climate Change Working Group I (2007). Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change. In *Climate change 2007 : The physical science basis*, S. Solomon, D. Qin, M. Manning, Z. Chen, M. Marquis, K.B. Averyt, M. Tignor, et H.L. Miller, eds. (Cambridge, United Kingdom and New-York, Ny, USA : Cambridge Univ Pr).

Kasischke, E., Turetsky, M., Ottmar, R., French, N., Hoy, E., et Kane, E. (2008). Evaluation of the composite burn index for assessing fire severity in Alaskan black spruce forests. *International Journal of Wildland fire* 17(4), pp.515-526

Keech, O., Carcaillet, C., et Nilsson, M. (2005). Adsorption of allelopathic compounds by wood-derived charcoal: the role of wood porosity. *Plant and Soil* 272, 291–300.

Keeley, J.E. (2009). Fire intensity, fire severity and burn severity: a brief review and suggested usage. *International Journal of Wildland Fire* 18(1), 116–126.

Kolb, S.E., Fermanich, K.J., et Dornbush, M.E. (2009). Effect of charcoal quantity on microbial biomass and activity in temperate soils. *Soil Science Society of America Journal* 73(4), 1173–1181.

Kurz, W., et Apps, M.J. (1999). A 70-year retrospective analysis of carbon fluxes in the Canadian forest sector. *Ecological Applications* 9, 526–547.

Lecomte, N., Simard, M., et Bergeron, Y. (2006). Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Écoscience* 13(2), 152–163.

Lefort, P., Leduc, A., Gauthier, S., et Bergeron, Y. (2004). Recent fire regime (1945-1998) in the boreal forest of western Quebec. *Écoscience* 49(4), 433–445.

Lehmann, J., Gaunt, J., et Rondon, M. (2006). Bio-char sequestration in terrestrial ecosystems—a review. *Mitigation and adaptation strategies for global change* 11(2), 395–419.

Liang, B., Lehmann, J., Solomon, D., Kinyangi, J., Grossman, J., O'Neill, B., ... et Neves, E. G. (2006). Black carbon increases cation exchange capacity in soils. *Soil Science Society of America Journal*, 70(5), 1719-1730.

Miyaniishi, K., et Johnson, E.A. (2002). Process and patterns of duff consumption in the mixedwood boreal forest. *Canadian Journal of Forest Research* 32(7), 1285–1295.

Mulvaney, R. (1996). Nitrogen–inorganic forms. In *Methods of soil analysis: Chemical methods, Part 3*, D.L. Sparks, A.K.L. Page, P. Helmke, P.N. Soltanpour, M.A. Tabatabai, C.T. Johnston, et M.E. Summer, eds. (Madison, WI: Soil Science Society of America), pp. 1123–1184

Neary, D. G., Klopatek, C. C., DeBano, L. F., et Ffolliott, P. F. (1999). Fire effects on belowground sustainability: a review and synthesis. *Forest ecology and management*, 122(1), 51-71.

Northup, R.R., Yu, Z., Dahlgren, R.A., et Vogt, K.A. (1995). Polyphenol control of nitrogen release from pine litter. *Nature* 377(6546), 227–229.

Payette, S. (1992). Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In *A systems analysis of the global boreal forest*, R.L.H.H. Shugart, eds. (New-York: Cambridge University Press), pp. 144–169.

Pietikäinen, J., et Kiikkilä, O. (2000). Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos* 89, 231–242.

Preston, C., et Schmidt, M. (2006). Black(pyrogenic) carbon: a synthesis of current knowledge and uncertainties with special consideration of boreal regions. *Biogeosciences* 3(4), 397–420.

Ryan, K.C. (2002). Dynamic interactions between forest structure and fire behavior in boreal ecosystems. *Silva Fennica* 36(1), 13–39.

Soil classification working group, (1998). *The Canadian system of soil classification* (3rd ed.). Agriculture and Agri-food Canada, Ottawa, Canada.

Vitousek, P. M., et Howarth, R. W. (1991). Nitrogen limitation on land and in the sea: how can it occur?. *Biogeochemistry*, 13(2), 87-115.

Wardle, D., Nilsson, M., et Zackrisson, O. (2008). Fire-derived charcoal causes loss of forest humus. *Science* 320(5876), 629.

Yu, X., Ying, G., et Kookana, R. (2006). Sorption and desorption behaviors of diuron in soils amended with charcoal. *Journal of Agriculture and Food Chemistry* 54(22), 8545–8550.

Zackrisson, O., Nilsson, M., et Wardle, D. (1996). Key ecological function of charcoal from wildfire in the boreal forest. *Oikos* 77(1), 10–19.

CHAPITRE 4

CONCLUSION

Les chapitres 2 et 3 ont démontré que la sévérité des feux peut influencer, au moins à court terme, les processus de minéralisation du carbone et de l'azote d'un sol boréal. La contribution du charbon à la minéralisation du carbone serait possiblement due à la grande réactivité de sa structure avec les composés labiles du sol, entraînant une réduction de l'activité microbienne corrélée à l'augmentation du degré d'altération du charbon. Par ailleurs, la contribution du charbon à la minéralisation de l'azote pourrait provenir du relâchement de carbone labile, corrélé encore une fois à son degré d'altération. Les tendances observées dans les microcosmes mélangés et non mélangés démontrent que les propriétés du charbon ne sont pas simplement dues, comme nous l'avions proposé, à l'adsorption des composés phénoliques produits par les éricacées. Ces résultats généraux confirment néanmoins que la sévérité des incendies est susceptible de modifier la disponibilité de l'azote et la minéralisation du CO₂ dans un sol d'une station brûlée. Sachant que les perturbations climatiques entraîneront des changements dans la sévérité et la fréquence des feux de forêt à venir, ce mémoire apporte certainement des pistes de réflexions sur l'importance de la sévérité des incendies et des charbons produits sur le cycle des éléments nutritifs des forêts boréales canadiennes.

BIBLIOGRAPHIE

Flannigan, M. D., Bergeron, Y., Engelmark, O., et Wotton, B. M. (1998). Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. *Journal of Vegetation Science*, 9(4), 469-476.

Flannigan, M. D., Stocks, B. J., et Wotton, B. M. (2000). Climate change and forest fires. *Science of the total environment*, 262(3), 221-229.

Flannigan, M. D., Logan, K. A., Amiro, B. D., Skinner, W. R., et Stocks, B. J. (2005). Future area burned in Canada. *Climatic change*, 72(1), 1-16.

Glaser, B., Lehmann, J., et Zech, W. (2002). Ameliorating physical and chemical properties of highly weathered soils in the tropics with charcoal - a review. *Biology and Fertility of Soils* 35(4), 219–230.

Gundale, M., et DeLuca, T. (2006). Temperature and source material influence ecological attributes of ponderosa pine and Douglas-fir charcoal. *Forest Ecology and Management* 231(1-3), 86–93.

Hébert, F., et Thiffault, N. (2011). The Biology of Canadian Weeds. 146. *Rhododendron groenlandicum* (Oeder) Kron and Judd. *Canadian Journal of Plant Science*, 91(4), 725-738.

Heinselman, M. (1981). Fire intensity and frequency as factors in the distribution and structure of northern ecosystems. In Fire regimes and ecosystem properties: proceeding of the conference. H.A. Mooney, et A. Harold. (Washington D.C. : U.S. Dept. of Agriculture, Forest Service), pp. 7–57.

Joanisse, G. D., Bradley, R. L., Preston, C. M., Bending, G. D., 2009. Sequestration of soil nitrogen as tannin-protein complexes may improve the competitive ability of sheep laurel (*Kalmia angustifolia*) relative to black spruce (*Picea mariana*). *New Phytologist* 181, 187–198.

Mallik, A. U. (1993). Ecology of a forest weed of Newfoundland: vegetative regeneration strategy of *Kalmia angustifolia*. *Canadian Journal of Botany*, 71(1), 161-166.

Nishimiya, K., Hata, T., Imamura, Y., et Ishihara, S. (1998). Analysis of chemical structure of wood charcoal by X-ray photoelectron spectroscopy. *Journal of wood science*, 44(1), 56-61.

Payette, S. (1992). Fire as a controlling process in the North American boreal forest. In A systems analysis of the global boreal forest, R.L.H.H. Shugart, eds. (New-York: Cambridge University Press), pp. 144–169.

Pietikäinen, J., et Kiikkilä, O. (2000). Charcoal as a habitat for microbes and its effect on the microbial community of the underlying humus. *Oikos* 89, 231–242.

Preston, C.M., 1999. Condensed tannins of salal (*Gaultheria shallon Pursh*): a contributing factor to seedling “growth-check” on Northern Vancouver Island? In Gross, G.G.,

Hemingway, R.W., Yoshida, T., (Eds.), *Plant Polyphenols 2: Chemistry, Biology, Pharmacology, Ecology*. Proceedings of the Third Tannin Conference, July 20-25, 1998, Plenum Publishing Co., Bend, Oregon, pp. 825-841.

Prévost, M., 1996. Effets du scarifiage sur les propriétés du sol et l'ensemencement naturel dans une pessière noire à mousses de la forêt boréale québécoise. *Canadian Journal of Forest Research* 26, 72–86.

Simard, D. G., Fyles, J. W., Paré, D., et Nguyen, T. (2001). Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Soil Science*, 81(2), 229-237.

Wardle, D. A., Zackrisson, O., et Nilsson, M. C. (1998). The charcoal effect in Boreal forests: mechanisms and ecological consequences. *Oecologia*, 115(3), 419-426.

Yu, X., Ying, G., Kookana, R., 2006. Sorption and desorption behaviors of diuron in soils amended with charcoal. *Journal of Agricultural and Food Chemistry* 54, 8545–8550