

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

EFFETS DE LA COUPE PARTIELLE EN PESSIÈRE À MOUSSES SUR LES
SOLS HYDROMORPHES

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN ÉCOLOGIE

PAR
SAMUEL ROY PROULX

JUILLET 2019



BIBLIOTHÈQUE

Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue

Mise en garde

La bibliothèque du Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue et de l'Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue a obtenu l'autorisation de l'auteur de ce document afin de diffuser, dans un but non lucratif, une copie de son œuvre dans Depositum, site d'archives numériques, gratuit et accessible à tous.

L'auteur conserve néanmoins ses droits de propriété intellectuelle, dont son droit d'auteur, sur cette œuvre. Il est donc interdit de reproduire ou de publier en totalité ou en partie ce document sans l'autorisation de l'auteur.

Warning

The library of the Cégep de l'Abitibi-Témiscamingue and the Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue obtained the permission of the author to use a copy of this document for non-profit purposes in order to put it in the open archives Depositum, which is free and accessible to all.

The author retains ownership of the copyright on this document. Neither the whole document, nor substantial extracts from it, may be printed or otherwise reproduced without the author's permission.

REMERCIEMENTS

Tout d'abord, je tiens à remercier ma conjointe Isabelle Martin-Zément qui m'aide énormément et me pousse à toujours aller plus loin dans ma carrière professionnelle et dans ma vie personnelle. Je ne la remercierai jamais assez pour tout ce qu'elle m'apporte. Il y a beaucoup de toi dans ce mémoire, Merci, mon amour. À ma famille, je me sens privilégié de pouvoir faire des études de 2^e cycle et d'avoir votre support m'a permis d'avancer l'esprit tranquille. Je vous ai toujours senti à mes côtés, voulant ce qu'il y a de meilleur pour moi et m'encourageant dans les moments plus difficiles. Je dis souvent qu'il vaut mieux choisir un projet moins emballant au premier abord, mais avec des directeurs de recherche avec qui nous possédons des affinités naturelles, qu'un projet de rêve avec des directeurs avec lesquels les affinités sont difficiles à trouver. Dans mon cas, je me considère extrêmement chanceux puisque mes superviseurs m'ont grandement aidé dans mon cheminement et m'ont transmis leur passion pour la recherche tous à leur façon. C'est en grande partie grâce à vous si j'ai aujourd'hui terminé ma maîtrise et que je souhaite continuer mes études au niveau du doctorat. Vous avez su m'encadrer et me faire progresser en recherche.

Merci à mes directeurs :

Yves Bergeron, Sylvain Jutras et Alain Leduc.

Je ne pourrais passer sous silence l'apport de mon amie Karelle Gilbert, avec qui je pouvais partager mes succès comme mes échecs et qui me comprenait. Elle m'a beaucoup appris en recherche, mais surtout sur la vie. Merci spécial à Marc Mazerolle pour son aide tout au long des analyses avec le logiciel R, mais d'un autre côté je lui ai déjà fait un cadeau alors ce remerciement n'était pas nécessaire. Un nombre

considérable de personnes m'ont aidé dans la prise de données, le traitement des échantillons et l'analyse de données. À commencer par Nicole Fenton et Julie Arseneault pour les bryophytes. Sans votre aide, je n'aurais pas été en mesure de prendre ces données sur le terrain. Sylvain Lemieux qui m'a aidé dans la prise de données et qui est venu sauver l'été terrain 2017. François Laroche qui m'a beaucoup aidé et m'a appris à me débrouiller avec le matériel terrain à mes débuts. Sergio Rossi et Annie Deslauriers sans qui l'analyse des microcarottes aurait été impossible. Par la suite, M. Richard Janvier a lui aussi été très important pour la coupe des microcarottes. Merci à tous ceux que j'ai côtoyés en Abitibi, que ce soit à la FERLD ou à Villebois. Un merci spécial à mon ami Jeffrey Opoku-Nyame qui m'a fait grandir comme personne. Une autre mention spéciale à Igor Drobyshev avec qui il n'est jamais banal de discuter et qui m'a aussi aidé avec mes dendromètres. Merci au personnel de l'Institut de recherche sur les forêts et de la chaire AFD. Je pense particulièrement à Danielle Charron, Marie-Hélène Longpré et Danièle Laporte. Finalement, merci pour le support financier du Conseil de recherches en sciences naturelles et en génie du Canada en plus de Rayonnier Matériaux innovants de LaSarre.

AVANT-PROPOS

Le mémoire est présenté sous forme d'article. Ce dernier sera soumis à la revue *Forest Ecology and Management* avec comme auteur, « Samuel Roy Proulx, Yves Bergeron, Sylvain Jutras, Alain Leduc et Marc J. Mazerolle ». Je suis le principal responsable de l'étude, de la collecte des données, de leur analyse et de la rédaction de l'article. Mes directeurs, codirecteurs et collaborateurs ont contribué à la conception de l'étude et m'ont assisté dans l'interprétation des résultats. Ils ont aussi révisé de manière critique et constructive le contenu de l'article.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES.....	vii
LISTE DES TABLEAUX.....	ix
RÉSUMÉ	xi
ABSTRACT.....	xii
INTRODUCTION GÉNÉRALE	1
0.1 Problématique.....	1
0.1 État des connaissances.....	4
0.1.1 Paludification	4
0.1.2 Rôle du feu dans la dynamique forestière	6
0.1.3 Effets de la coupe partielle en pessière à mousses	8
0.1.4 Cycle de l'eau et le rôle de l'annelage	11
0.3 Objectifs.....	12
0.4 Hypothèses de recherche	13
0.4.1 Hypothèse 1.....	13
0.4.2 Hypothèse 2.....	13
0.4.3 Hypothèse 3.....	14
0.4.4 Hypothèse 4.....	14
CHAPITRE I EFFECTS OF PARTIAL HARVEST ON BLACK SPRUCE PALUDIFIED STANDS ON HYDROMORPHIC SOILS	15
1.1 Abstract.....	15
1.2 Introduction.....	16
1.3 Materials and Methods	20
1.3.1 Study area.....	20
1.3.2 Data collection.....	22
1.3.3 Statistical analysis	25

1.4	Results	31
1.5	Discussion.....	41
	1.5.3 Limitations	45
	1.5.4 Management implications	46
1.6	Conclusion.....	48
1.7	Acknowledgements.....	48
	CHAPITRE II CONCLUSION GÉNÉRALE.....	49
2.1	L'influence de la coupe partielle sur les différences de nappe phréatique entre jours consécutifs et sur les variations radiales des épinettes noires	49
2.2	L'influence de l'ouverture du couvert sur la nappe phréatique et sur les variations radiales des épinettes noires.....	50
2.3	Forces et limites de l'étude	51
	APPENDICE A.....	55
	APPENDICE B.....	56
	APPENDICE C	57
	APPENDICE D.....	58
	BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE.....	59

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
0.1 Carte de localisation des sites expérimentaux.	10
1.1 Predicted daily variation in water table depth before treatments according to precipitations lagged by one day(mm/day) interacting with silvicultural treatments (Control, Partial harvest and Girdling). Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.	34
1.2 Predicted daily variation in water table depth before treatments according to daily average temperatures (°C) and precipitations lagged by one day(mm/day). Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.	35
1.3 Predicted daily variation in water table depth after silvicultural treatments according to precipitations lagged by one day(mm/day) interacting with silvicultural treatments (Control, Partial harvest and girdling). Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.	38
1.4 Predicted daily variation in water table depth after silvicultural treatments according to canopy openness categories (low, medium, and high) interacting with precipitations, average daily temperatures and precipitations lagged by one day(mm/day). Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.	39
1.5 Predicted radial values of black spruce according to temperatures and canopy openness (low= 21%, medium = 31% and high = 43%) interacting with precipitations during the growing season of 2017. Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.	41
A.1 Épinette noire annelée.....	55

B.1	Pluviomètre totalisateur de 30 L équipé d'une gouttière en aluminium.....	56
B.2	Pluviomètres manuels et un automatique dans une tourbière ouverte à proximité des parcelles expérimentales	56
C.1	Enregistreur de données Delta GP2 advanced comportant les branchements de 5 dendromètres.....	57
D.1	Dendromètre installé sur le tronc d'une épinette noire.....	58

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
1.1 Merchantable basal area and the number of stems ha ⁻¹ (mean ± SD) of sampled plots, before and after the application of treatments and mean organic matter depths.....	21
1.2 Subdivision of bryophytes in three categories: mosses and lichens, hummock sphagnums and plateau sphagnums.....	24
1.3 List of explanatory variables used to explain response variables.....	26
1.4 List of models tested, to explain daily variation in WT depth (Δ WT) before and after treatments in 2016 and 2017, during the growing season (May to September). Each model is based on the stand characteristics effect or on the silvicultural treatment effects. The selected variables are the following: Temperature (TEMP), Canopy openness (CANOP), standardized precipitations lagged by one day (PRECL), Stem ha ⁻¹ (STEM), Silvicultural treatments (TREAT), Basal area (BASAL), WT depths (WTD). Finally, the expected effect and the literature on which the expected effect is based on.	27
1.5 List of models tested, to explain the radial variations (RV) of black spruce during the growing season (May to August) 2017. The variable selection was made according to silvicultural treatment and stand characteristics effect: Treatments (TREAT), Precipitations (PREC), standardized Water table depths (WTD), Temperature (TEMP), Canopy openness (CANOP), Organic matter depths (OMD), Bryophytes (MOS, HSP). Finally, the expected effect and the literature on which the expected effect is based on.	29

- 1.6 Retained models to explain daily variation in WT depth before treatments for stand characteristics and silvicultural treatment, including the number of parameters (K), Delta Akaike's Information Criterion for most parsimonious model ($\Delta AICc$), AICc model weight (AICcWt) and the predictive power of the model (R^2). Underneath, the model-averaged estimate and unconditional 95% confidence interval for each fixed effect parameter appearing in the most parsimonious model. 31
- 1.7 Retained models to explain daily variation in WT depth after treatments for stand characteristics and silvicultural treatment, including the number of parameters (K), Delta Akaike's Information Criterion for most parsimonious model ($\Delta AICc$), AICc model weight (AICcWt) and the predictive power of the model (R^2). Underneath, the model-averaged estimate and unconditional 95% confidence interval for each fixed effect parameter appearing in the most parsimonious model. 36
- 1.8 Retained models to explain the radial variations with the number of parameters (K), Delta Akaike's Information Criterion for most parsimonious model ($\Delta AICc$), AICc model weight (AICcWt) and the predictive power of the model (R^2). Underneath, the model-averaged estimate and unconditional 95% confidence interval for each fixed effect parameter appearing in the most parsimonious model. 40

RÉSUMÉ

Dans la région de la ceinture d'argile située au nord-ouest du Québec, le climat froid et les sols à mauvais drainage favorisent le processus de paludification. Ces deux facteurs créent des conditions favorables à l'accumulation de matière organique mal décomposée qui réduit le taux de croissance des peuplements forestiers. Sous ces conditions, la coupe avec protection de la régénération et des sols n'aide pas à contrer le problème de la paludification des peuplements. Cette opération cause la remontée de la nappe phréatique et l'augmentation de la lumière incidente au sol, deux éléments qui sont propices à la croissance des sphaignes héliophiles. Notre étude vise à évaluer si la coupe partielle pourrait être une option pouvant limiter la remontée de la nappe phréatique dans des peuplements d'épinette noire (*Picea mariana* [Mill] BSP) sur sol organique. Les objectifs sont d'étudier les variations radiales journalières des arbres et l'hydrologie du sol suite à une coupe partielle (sur 40% de la surface terrière) et un annelage (sur 40% de la surface terrière) dans des peuplements d'épinette noire matures en blocs aléatoires.

Nous avons étudié les fluctuations journalières de la nappe phréatique avant et après l'application des traitements sylvicoles durant les saisons de croissances de 2016 et 2017. Les traitements n'ont pas entraîné de changement dans les fluctuations de la nappe phréatique. Il en est de même pour les variations radiales journalières des épinettes noires qui n'ont pas été influencés par les traitements. Les effets des variables caractérisant l'écologie du peuplement étaient plus forts sur nos deux paramètres d'intérêt. Des variables de l'écologie du peuplement, l'ouverture du couvert semble influencer à la fois les fluctuations de la nappe phréatique et les variations radiales des épinettes noires. Ces résultats indiquent que la coupe partielle pourrait être un aménagement approprié pour limiter les remontées de la nappe phréatique après coupe et pour la rétention de canopée pouvant limiter la paludification.

Mots-clés : hydrologie, évapotranspiration, forêt boréale, pessière à mousses, aménagement écosystémique, paludification.

ABSTRACT

In the Clay Belt region located in northwestern Quebec, the cold climate and the poorly drained soils promote the paludification process. These factors creates favourable conditions for undecomposed organic matter accumulation, which causes a decline in the growth rate of forest stands, ultimately changing mature stands into peatlands over time. Under those conditions, careful logging during winter is known to accelerate the paludification process since it results in a rise of the water table level and an increase in light availability enhancing the growth of the light demanding *Sphagnum* spp.. This study aims to evaluate if partial harvesting (PH) could be an alternative logging method that would mitigate the hydrological effects partially responsible for the paludification of black spruce (*Picea mariana* [Mill] BSP) stands on hydromorphic soils. The objectives of this project were to study tree radial variations and hydrological processes that occur after partial harvest (basal area reduction of 40%) and girdling (same basal area reduction with delayed mortality) in mature black spruce stands in a complete randomized block design. Comparing partial harvest and girdling will isolate the effect of interception and transpiration on water table depths (WT).

The effects of the treatments on the daily fluctuation of the water table depths was studied before and after silvicultural treatment for the growing seasons of 2016 and 2017. Results show no changes in WT depth after treatments. Treatment had no effect on black spruces daily radial variations. However, our results showed that the effect of stand characteristics were prevailing on the treatment effect on both variables (WT depths and radial variations). The most important stand characteristics was canopy openness seems to be the most important feature to preserve. This means PH could be more appropriate management to mitigate the negative effect of high WT, while restraining the canopy openness to limit paludification.

Keywords: Forest hydrology, Boreal forest, black spruce-feather moss domain, black spruce (*Picea mariana* [Mill] BSP), ecosystem management, paludification

INTRODUCTION GÉNÉRALE

0.1 Problématique

Actuellement, les pratiques forestières au Québec tentent à s'inspirer des processus associés aux perturbations naturelles. Ce type d'aménagement vise le maintien de la diversité biologique et les fonctions essentielles de la forêt en s'inspirant des perturbations naturelles propres à la région aménagée (Bergeron et al. 1999a). On veut ainsi réduire la distance écologique entre les forêts aménagées et non aménagées. Ce type d'aménagement est donc grandement susceptible de maintenir la biodiversité et les fonctions écologiques de l'écosystème (Franklin 1993, Gauthier et al. 1996). Cette démarche pose plusieurs défis puisqu'elle implique une grande connaissance des différents milieux et des perturbations naturels qu'on y retrouve. Il est possible de procéder en identifiant les éléments clés créés par les perturbations et de les recréés lors des coupes. Bergeron et al. (1999) soulignent la nécessité du maintien de structures forestière diversifiées (inéquien et équien) par l'utilisation de méthodes de récoltes différentes. Lecomte et al. (2006) vont dans la même direction en disant que l'aménagement forestier durable passe par une meilleure compréhension des facteurs influençant le développement structural des forêts. Le type de coupe le plus utilisée en forêt boréale est la coupe avec protection de la régénération et des sols (CPRS) qui crée surtout une structure équienne. De plus, les rotations de la CPRS sont plus rapides que la variation naturelle, ce qui explique pourquoi nous observons actuellement plus de jeunes peuplements que ce qu'il était possible d'observer selon la dynamique naturelle (Cyr et al. 2009). Cela soulève donc de sérieuses questions quant à l'urgence de la

diversification des pratiques sylvicoles en forêt boréale et aussi de l'échelle d'application de ces différentes méthodes.

La coupe partielle (CP), par son caractère moins invasif que d'autres types de coupes, pourrait être un moyen de récolte qui perturbe peu la biodiversité en pessière à mousses paludifiée (Fenton et al. 2013, Leduc et al. 2013). De plus, ce type de coupe permet à la forêt d'avoir une structure inéquienne qui caractérise la structure des vieilles forêts (Bergeron et al. 2001, Harvey et al. 2002). Par contre, il peut être risqué de l'appliquer à grande échelle à cause des risques élevés de chablis sols organiques (Riopel 2012). En fait, le risque de perdre les tiges résiduelles après coupe varie en fonction de la topographie, du nombre de gaules, de l'intensité du prélèvement et de la distance des tiges du sentier de débardage (Thorpe et al. 2008, Riopel 2012). Sur les sites imparfaitement à mal drainés, en plus de ces problèmes potentiels, on suspecte une détérioration des conditions de sol suite à la coupe plus particulièrement du point de vue hydrologique (Fenton et al. 2013, Leduc et al. 2013). De plus, l'ouverture du couvert en l'absence de feu peut accélérer le processus de paludification (Fenton et al. 2005), ce qui est problématique pour les forêts de l'Abitibi et de la Jamésie qui sont déjà sujettes à la paludification. Lorsque l'accumulation de matière organique est de 40 cm et plus, les racines des épinettes noires se retrouvent principalement dans la matière organique (Simard et al. 2007), ce qui crée un mauvais enracinement. Les racines n'arrivent plus à atteindre le sol minéral et se retrouvent presque uniquement dans le sol organique. L'accumulation de sphaigne crée des conditions de sol hydromorphe et une nappe phréatique (NP) perchée dans la matière organique et près de la surface du sol. Cette NP réduit considérablement l'oxygénation du sol (Fenton et al. 2006), ralentissant du même coup la croissance des arbres. Une coupe sur ce type de sol entraîne habituellement une remontée de la NP (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Roy et al. 2000a, Jutras et al. 2006). Les facteurs hydrologiques causant la remontée de la NP suite à une CP en pessière à mousses sont peu connus, mais peuvent provoquer la mort ou la réduction de croissance des tiges résiduelles. La réduction de

l'évapotranspiration serait le facteur le plus important dans la remontée de la NP selon Jutras et al. (2006). Il faut savoir que cette étude portait sur la coupe précommerciale et non une CP et que les auteurs ont notés la présence d'aulne rugueux (*Alnus rugosa* (DuRoi) Sprengel). Cet arbuste peut avoir des impacts sur la NP autant par interception que par transpiration. En fait, les changements de hauteur de la NP sont susceptibles d'avoir des effets complexes sur la croissance des arbres (Raney et al. 2016).

L'hydrologie forestière est un élément central dans la compréhension de la dynamique forestière de la ceinture d'argile. Pour cette raison, une attention particulière est portée sur le cycle hydrologique (interception et transpiration) et ses effets sur la croissance des épinettes noires.

Un autre aspect à ne pas négliger est l'importance de l'hydrologie dans le contexte des changements climatiques. En effet, comme Raney et al. (2016) le soulignent, une attention particulière doit être portée à l'hydrologie afin de prévoir la croissance des arbres en réponse aux changements climatiques. Certains auteurs prévoient le ralentissement du processus de paludification et donc une plus grande productivité de ces peuplements (Lafleur et al. 2015). Cependant, cela aurait un impact sur la balance de carbone des forêts paludifiées puisque l'épaisse couche de matière organique créée par la croissance des sphaignes pourrait devenir en partie une source de carbone plutôt qu'un puits. La NP perchée est corrélée avec la zone oxygénée de la couche de matière organique qui influence le taux de décomposition du sol (Fenton et al. 2006). C'est donc pour ces raisons que cette étude portera majoritairement sur les fluctuations de NP et les facteurs qui l'influencent.

Le mémoire est sous forme d'article, mais avant ledit article, un état des connaissances est présenté selon 4 grands axes : la paludification, le rôle du feu dans la dynamique forestière, les effets de la coupe partielle en pessière à mousses et finalement le cycle de l'eau et le rôle de l'annelage.

0.2 État des connaissances

0.2.1 Paludification

La paludification est l'accumulation de matière organique sur le sol minéral par la croissance du genre *Sphagnum*, ce qui crée des conditions de sol saturées en eau (Joosten and Clarke 2002). La couche de sphaigne crée une NP dite « perchée » qui est isolée des eaux souterraines locales et qui amène un système hydrologique indépendant (Verry 1975). Le développement de la forêt boréale québécoise sous des températures froides peut mener à une forêt paludifiée saturée en eau (Lavoie et al. 2005). L'accumulation de sphaigne engendre des conditions de sol froides, gorgés d'eau et acides (Taylor et al. 1988, Payette and Rochefort 2001). Il s'en suit une réduction de l'activité microbienne, du taux de décomposition et de la disponibilité des nutriments (Turetsky 2003, Fenton et al. 2005). De plus, l'espèce de sphaigne en présence peut être un indicateur du niveau de la NP et de l'ouverture du couvert. Enfin, certaines espèces de sphaignes sont susceptibles d'avoir une plus grande influence sur la NP (Fenton and Bergeron 2007).

La microtopographie affecte l'accumulation de matière organique puisqu'elle s'accumule davantage dans les dépressions (Lavoie et al. 2007). Cette paludification de type édaphique favorise l'accumulation d'humus peu décomposé, et est plus difficile à gérer que la paludification successionnelle. Cette dernière s'établit durant la croissance d'un peuplement forestier en l'absence de feu. Elle génère des humus plus décomposés et plus propices à une préparation terrain suite à la récolte (Lavoie et al. 2007, Simard et al. 2009). Le phénomène de paludification est si important qu'il influence la structure de la forêt particulièrement en l'absence de feu (Lecomte et al. 2006). Bergeron et al. (2007) indiquent que les vieilles forêts à canopées fermées sont moins abondantes en raison de la paludification. Le temps depuis le feu est le principal

facteur influençant l'épaisseur de matière organique, suivi par la sévérité du feu (McRae et al. 2001, Fenton et al. 2005).

La productivité forestière peut chuter de 50 à 80% dans les milieux fortement paludifiés (Simard et al. 2007). Nappi (2013) indique que plus de 20% des peuplements de la ceinture d'argile sont susceptibles à la paludification il s'agit donc d'une problématique qui ne peut être ignorée dans cette région. Le point critique d'accumulation de matière organique se situe entre 40 et 50 cm puisqu'à partir de ce point, les racines des épinettes sont seulement dans la matière organique et non dans le sol minéral (Fenton et al. 2006). Les auteurs indiquent que les arbres qui ont leurs racines dans la matière organique peu décomposée réduit leur apport en nutriments et leur croissance. Dès la présence d'une couche de matière organique de 20 à 30 cm, la relation entre la croissance de l'épinette noire et le climat est affectée (Drobyshev et al. 2010). Les arbres n'ont plus une réponse aussi directe aux variations climatiques que ceux qui sont sur un sol minéral (Drobyshev et al. 2010). Cela implique aussi qu'ils sont moins sensibles aux épisodes de sécheresse modérés, mais plus sensibles aux printemps tardifs et aux épisodes de sécheresse sévères en ce qui a trait à leur croissance (Drobyshev et al. 2010).

Les sphaignes sont capables de surpasser les autres genres sur les sols de l'Abitibi principalement à cause de leur capacité à produire des phénols qui réduisent le taux de décomposition de la matière organique du sol. Zacccone et al. (2008) expliquent que les composés phénoliques s'accumulent de plus en plus en fonction de la profondeur des couches de matière organique. De plus, cette accumulation est liée avec la NP et l'anoxie des couches profondes de matière organique, créant une synergie ralentissant le taux de décomposition (Zacccone et al. 2008).

Les éléments clés pour contrôler la paludification dans l'aménagement forestier sont l'ouverture de la canopée créée et le niveau de perturbation du sol (Lavoie et al. 2005). Lavoie et al. (2005) sont clairs dans leurs recommandations et écrivent que les

traitements sylvicoles doivent porter une attention spéciale au contrôle et à la réduction du processus de paludification pour rétablir la productivité des peuplements d'Abitibi.

0.2.2 Rôle du feu dans la dynamique forestière

Le cycle de feu dans la partie nord-ouest de la forêt boréale québécoise est beaucoup plus long depuis le 20^e siècle. Depuis 1920, il est estimé à 398 ans, ce qui représente une grande augmentation puisque de 1850 à 1920, le cycle était de 135 ans en moyenne (Bergeron et al. 2004). Comme la principale perturbation naturelle en forêt boréale est le feu, la coupe totale était perçue comme un bon moyen de reproduire cette perturbation (McRae et al. 2001). En fait, elle ne laisse pas ou peu de tiges résiduelles (morte ou vivante) comparativement au feu (Bergeron et al. 2006). De plus, ce type de récolte, surtout si elle est réalisée durant l'hiver, n'arrive pas à reproduire des conditions de perturbation du sol similaire à celles des feux (McRae et al. 2001). Les feux ont un impact significatif pour le cycle des nutriments et donc la productivité des forêts boréales (Smithwick et al. 2005) où il y a peu d'agents décomposeurs dans les sols. Des feux de faibles sévérités favorisent la croissance des sphaignes puisque l'épaisseur de matière organique brûlée est faible, alors que les feux sévères favorisent l'établissement de forêts productives (Lavoie et al. 2005, Lecomte et al. 2006, Nappi 2013). La sévérité du feu influence subséquemment l'activité microbienne dans la matière organique, la disponibilité des nutriments, la porosité du sol, la succession (McRae et al. 2001) et par le fait même l'hydrologie. Pour le retour d'une grande productivité à la suite d'un feu, l'élément clé est l'épaisseur de matière organique qui est brûlée (Lavoie et al. 2005, Lecomte et al. 2006, Simard et al. 2009). Des feux sévères permettent aussi à certaines espèces d'obtenir des conditions de sol favorable à leur germination et au développement des semis (Lecomte et al. 2006). Les feux de faibles sévérités pourraient créer une compétition entre les semis et les espèces arbustives comme le thé du Labrador (*Rhododendron groenlandicum*) ainsi qu'avec les

sphaignes (Purdon et al. 2004, Lecomte and Bergeron 2005). Il est à noter que, sous des conditions de forte paludification et sur un terrain plat, le feu peut faiblement réduire l'accumulation de matière organique (Lavoie et al. 2005). L'accumulation de sphaigne semble être le principal responsable de ce fait, puisqu'il y a une différence entre les peuplements épinettes-mousses et épinettes-sphaignes en ce qui a trait à leur susceptibilité au feu (Terrier et al. 2014). Une augmentation des conditions de sécheresse liées aux changements climatiques augmenterait seulement le potentiel de sévérité de feu au sol pour les peuplements d'épinettes dominés par les mousses (Terrier et al. 2014)

Le feu est difficilement remplaçable dans la dynamique forestière, puisqu'il favorise la régénération de l'épinette noire, alors que la coupe totale favorise davantage le sapin baumier (*Abies balsamea*) (Bergeron et al. 1999a, McRae et al. 2001, Lecomte et al. 2006). Ce dernier point peut poser problème à l'industrie forestière, puisqu'elle priorise habituellement le bois des épinettes, mais aussi puisque le sapin est une source importante de nourriture pour les insectes ravageurs (McRae et al. 2001).

Normalement, dans cet environnement, l'épinette noire colonise par ensemencement les sites brûlés de façon massive (Bergeron et al. 1999a). Ceci est en partie dû au fait que le cycle de feu est relativement long, ce qui donne le temps à l'épinette noire d'atteindre sa maturité sexuelle et d'avoir une grande quantité de semences. De plus, elle a la capacité de se régénérer en l'absence de feu et elle vit généralement plus longtemps que le pin gris (*Pinus banksiana*) (Lecomte et al. 2006). Elle semble aussi moins sensible aux sols froids et hydromorphes que la plupart des autres espèces (Conlin and Lieffers 1993). Tous ces éléments favorisent l'épinette noire et sont en partie responsables du fait qu'on observe largement cette essence dans des peuplements presque monospécifiques au nord de l'Abitibi.

Comme il a déjà été soulevé, la structure qu'apporte le feu à la forêt a aussi une grande importance. Le maintien des différentes structures (équienne et inéquienne) lors des

opérations forestières devrait être modulé par le cycle naturel de perturbation et l'âge maximal d'exploitation (Bergeron et al. 1999a). Enfin, en absence de feu sur une longue période de temps, la pessière à mousses de la ceinture d'argile peut se transformer en tourbière forestière beaucoup moins productive (Lecomte et al. 2006, Bergeron and Fenton 2012).

0.2.3 Effets de la coupe partielle en pessière à mousses

La CP est caractérisée par un prélèvement pouvant varier de 30 à 70% de la surface terrière marchande. Elle peut être effectuée selon une multitude de critères différents selon les objectifs spécifiques de chaque coupe. Habituellement, elle favorise la croissance des tiges résiduelles et prépare la succession du peuplement par l'ouverture du couvert (Kneeshaw et al. 2002, Thorpe et al. 2007, Bose et al. 2015). Des gains de croissance radiale importants sont attendus suite à l'opération, mais avec un délai de réponse d'environ deux ans (Thorpe et al. 2007). Ce délai pourrait être dû au temps nécessaire à l'allocation de ressources pour développer le système racinaire des arbres résiduels comme l'ont rapporté Urban et al. (1994) pour l'épinette blanche (*Picea glauca* (Moench) Voss). L'augmentation de la croissance atteint un pic aux environs de 10 à 12 ans après la coupe et commence à redescendre par la suite (Thorpe et al. 2007). Des résultats très similaires à ceux de Thorpe et al. (2007) ont été obtenus au cours d'une étude sur une plus longue période de temps (40 ans), alors que 10 ans après la coupe on observait le plus fort niveau de croissance radiale (Groot and Hökkä 2000).

De plus, la CP permet de conserver les caractéristiques des vieilles forêts en ce qui a trait à la composition des communautés sous le couvert forestier (Fenton and Bergeron 2007, Bescond et al. 2011, Fenton et al. 2013). Un autre aspect qu'il ne faut pas oublier est que ce type de coupe laisse du bois mort nécessaire à la biodiversité, notamment aux petits mammifères boréaux (Fauteux et al. 2012, Leduc et al. 2013) et pour les oiseaux nicheurs (Drapeau et al. 2009). Les oiseaux de la pessière tolèrent mieux des

ouvertures du couvert de l'ordre de 31% et moins (Poulin 2005). Ce pourcentage d'ouverture par des travaux sylvicoles est envisageable seulement pour des CP de faibles intensités. La CP est un traitement sylvicole intéressant à plusieurs points de vue. Par contre, un prélèvement trop intense (>60% du volume) peut avoir l'effet inverse et entraîner la réduction de la croissance et augmenter la mortalité surtout en forêt paludifiée (Leduc et al. 2013). Thorpe et al. (2008) ont effectué des coupes partielles sur la ceinture d'argile en Ontario et ils observent un taux de mortalité un an après coupe de 4% en moyenne. Le pourcentage de mortalité moyen avant coupe était de 0.28% et le peuplement prend environ 10 ans à retourner à ce niveau. Dans ce cas, le prélèvement était élevé autour de 75%, puisque la surface terrière de départ était de 16 m²/ha et 4 m²/ha après la coupe. La mort des tiges résiduelles est un aspect qui pourrait limiter l'efficacité du traitement en pessière à mousses paludifiée. Un facteur pouvant expliquer l'augmentation du taux de mortalité pourrait être une remontée de la NP par la réduction de l'interception et transpiration (Roy et al. 2000c). La remontée de la NP varie entre 2.6 et 22 cm après coupe (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Roy et al. 2000a, Jutras et al. 2006). La remontée de la NP après coupe est influencée par l'épaisseur du sol organique et par la texture des sols alors que des sols à texture fine auront de plus grandes remontées (Dubé et al. 1995, Roy et al. 2000a). Ce dernier point est problématique sur la ceinture d'argile où les sols retiennent beaucoup d'eau et de plus les dépôts sont de l'ordre de 10 à 60 mètres d'épaisseur.

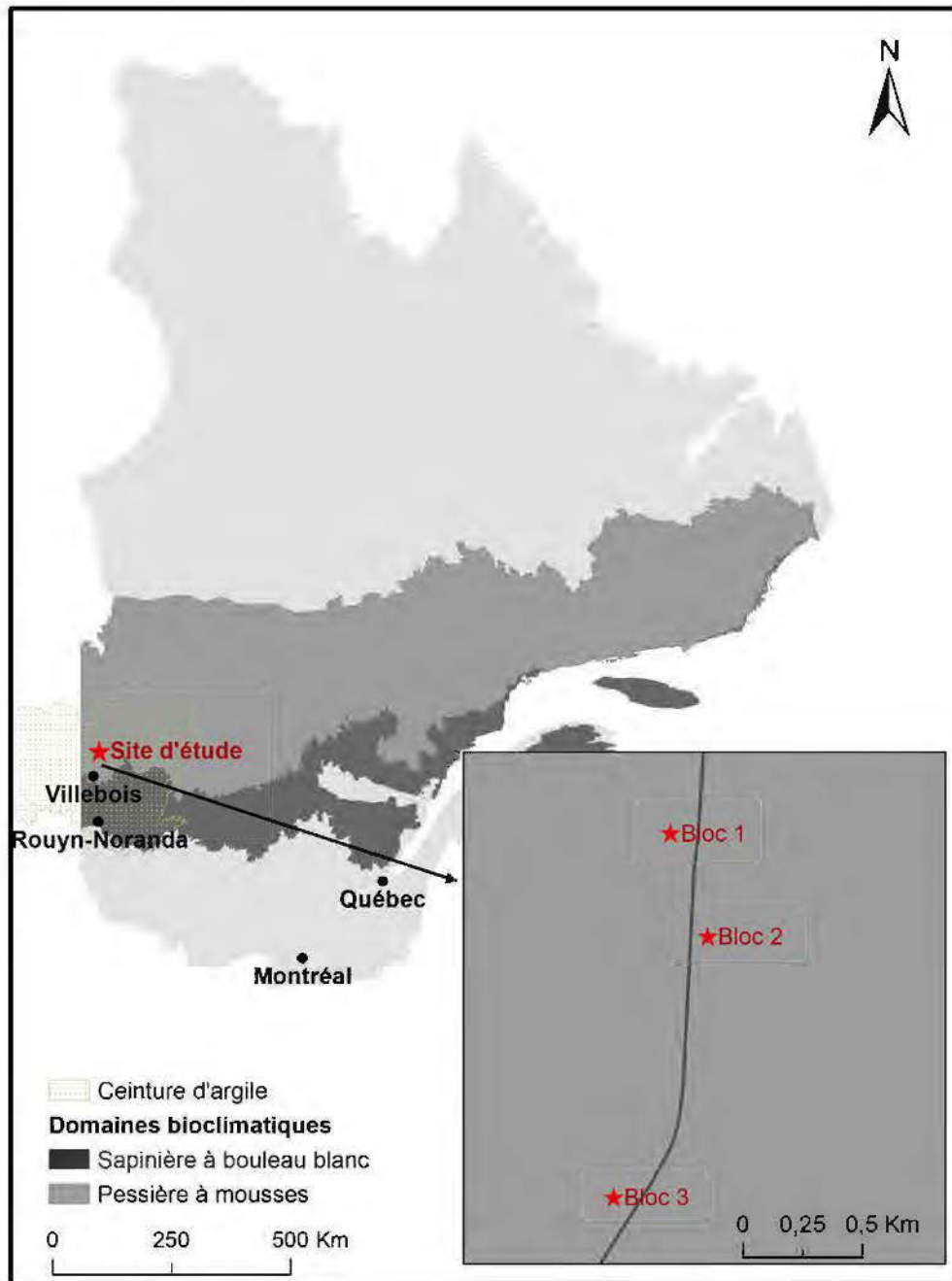


Figure 0.1 Carte de localisation des sites expérimentaux

Avec l'ouverture du couvert suite à la CP, une augmentation de la température dans le peuplement pourrait être attendue. Étant donné que la croissance radiale des épinettes sera mesurée pendant un seul été, une attention particulière sera portée à la croissance radiale et à la turgescence. Des différences de croissance radiale pourraient être observées entre les traitements puisque Lemieux (2010) indique que les conditions climatiques en début de saison ont un impact sur la croissance radiale et la turgescence de l'épinette noire. Par contre, la température n'augmente pas la vitesse de déposition des cellules mais plutôt la longueur de la saison de croissance, ce qui résulte en un plus grand nombre de cellules de bois au final (Koubaa et al. 2007, Lemieux 2010). Donc, il est attendu que la croissance radiale des tiges résiduelles puissent être supérieure (nombre de cellules) sur les sites de coupe. Par contre, les épinettes noires n'ont pas un fort taux de croissance ni une grande turgescence (Baldocchi et al. 2000). Donc, de grandes différences de turgescence ou de croissance entre les traitements ne sont attendues.

0.2.4 Cycle de l'eau et le rôle de l'annelage

Les principaux processus du cycle de l'eau qui nous intéressent l'année suivante une CP en pessière à mousses sont : la transpiration, l'interception, l'évaporation et le ruissellement. Les effets immédiats de la récolte sur le cycle de l'eau sont : la diminution de l'interception et de la transpiration du peuplement. L'ouverture du couvert augmente la lumière au sol ce qui peut augmenter l'évaporation au sol du peuplement. Ces effets varient selon l'intensité de la récolte, le type de peuplement et la quantité de précipitation. Dans la pessière à mousses, le temps pour revenir au même niveau d'évapotranspiration peut être long, variant de 2 à 20 ans et plus (Langevin and Plamondon 2004). Pour ce qui est du drainage forestier, les canaux de drainage ont une influence sur la NP sur une distance de 60 m (Roy et al. 2000b). Le drainage peut faire baisser la NP et aider à la croissance des arbres, mais ce traitement implique beaucoup

d'efforts pour l'entretien des canaux qui n'est pas toujours rentable. Dans notre cas, il faut donc s'assurer que les opérations forestières n'accentueront pas les problèmes hydrologiques déjà présents liés à la paludification. Un peuplement paludifié change le ruissellement au sol en limitant l'infiltration et donc la disponibilité de l'eau qui peut s'accumuler par endroit. Ceci est dû au fait que les sols organiques ont une grande capacité de rétention de l'eau et une conductivité hydraulique fortement liée à leur degré de décomposition. Les couches moins décomposées ont une meilleure conductivité alors que les couches plus profondes et plus décomposées ont des conductivités plus faibles (Letts et al. 2000). Le passage de machinerie sur ces sols lors de la récolte peut les déformer et mélanger les couches, changeant les mouvements de la NP perchée.

L'annelage est un traitement qui consiste à enlever une bande d'écorce sur l'intégralité de la circonférence du tronc de l'arbre, stoppant ainsi la turgescence et provoquant la mort du cambium (image 1, Appendice 1). Il faut ensuite broser la surface à l'aide d'une brosse en métal pour empêcher la remontée de la sève et toute cicatrisation. Un tel traitement sur les épinettes noires ne provoque pas la chute immédiate des aiguilles, mais l'arrêt de la transpiration. L'arbre meurt (2 à 5 ans après traitement), mais cesse de prélever de l'eau du sol quelques mois après l'annelage, ce qui est recherché pour les fins de cette expérimentation. Le traitement d'annelage par rapport à la CP isole les effets de la transpiration et de l'interception sur la NP.

0.3 Objectifs

Le but de ce projet était de différencier l'effet de la réduction du couvert forestier et de la diminution de l'évapotranspiration sur la nappe phréatique suite à la coupe partielle en pessière à mousse. De plus, nous voulons connaître comment ces deux facteurs influencent la croissance de l'épinette noire (*Picea mariana* [Mill] BSP) un an après la coupe. Pour y arriver, nous voulons : (1) Quantifier les variations de la profondeur de

la nappe phréatique et de l'interception de la pluie suite à une récolte partielle et un annelage partiel. Finalement, nous allons (2) étudier l'influence des changements de conditions de croissance sur les variations radiales de l'épinette noire.

0.4 Hypothèses de recherche

0.4.1 Hypothèse 1

Les traitements d'annelage et de coupe partielle permettront de différencier l'effet de l'évapotranspiration de l'effet de l'interception.

L'annelage change la transpiration, mais garde temporairement la même interception et la lumière au sol sur les sites. La CP change l'interception, la transpiration et la lumière au sol sur les sites. En théorie, ceci nous permet d'isoler l'effet de la transpiration pour le traitement annelage. Par contre, comme les effets hydrologiques de la lumière au sol (augmentation de la croissance des sphaignes et de la croissance des tiges résiduelles) risquent de ne pas être observés sur l'intervalle d'expérimentation, l'effet de l'interception sera probablement le plus marqué sur l'hydrologie des parcelles de CP.

0.4.2 Hypothèse 2

Le principal facteur faisant varier la hauteur de la nappe phréatique l'année suivant la coupe partielle serait la réduction de l'interception.

Sans l'interception des arbres, le sol organique devrait absorber et accumuler davantage d'eau qui ne se serait pas retrouvée au sol sans la coupe, ce qui ferait augmenter significativement la hauteur de la NP. Plamondon et al. (1984) ont démontré que

l'interception était l'élément le plus important du cycle de l'eau dans un peuplement de conifères.

0.4.3 Hypothèse 3

L'effet de la réduction de la transpiration sera faible sur la nappe phréatique immédiatement après la coupe (1-2 an).

Ceci serait dû au fait que la transpiration des épinettes noires est faible comparativement à d'autres espèces (Baldochi et al. 2000, Deslauriers et al. 2007).

0.4.4 Hypothèse 4

Les variations de nappe phréatique et du couvert forestier après la coupe partielle auront un impact sur les variations radiales des épinettes noires.

Des différences de température et de quantité de précipitation reçues au sol par l'ouverture du couvert entre les traitements pourraient influencer la turgescence ainsi que la quantité des cellules de bois déposées qui composent les variations radiales. La vérification de cette hypothèse se fera par l'analyse des variations du diamètre des épinettes noires un an après coupe. Il est difficile de dissocier la croissance de la turgescence alors les deux seront analysées ensemble sous la variable variations radiales. De plus, Deslauriers et al. (2007) indiquent que la turgescence des épinettes fait varier de façon plus importante leur diamètre que la croissance annuelle.

CHAPITRE I

EFFECTS OF PARTIAL HARVEST ON BLACK SPRUCE PALUDIFIED STANDS ON HYDROMORPHIC SOILS

Samuel Roy Proulx^{1*}, Sylvain Jutras², Alain Leduc³, Marc J. Mazerolle² et Yves Bergeron^{1,3}

1. Institut de recherche sur les forêts, Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue, Rouyn-Noranda, QC J9X 4E5, Canada

2. Centre d'étude de la forêt et Faculté de foresterie, de géographie et de géomatique, Pavillon Abitibi-Price, Université Laval, Québec, QC G1V 0A6, Canada

3. Centre d'étude de la forêt, Université du Québec à Montréal, C.P. 8888, Succ. Centre-Ville, Montréal, Québec H3C 3P8, Canada

Keywords: Forest's hydrology, Boreal forest, black spruce-feather moss domain, black spruce (Picea mariana [Mill] BSP), ecosystem management, paludification

1.1 Abstract

In the Clay Belt region located in northwestern Quebec, the cold climate and the poorly drained soils promote the paludification process. These factors creates favourable conditions for undecomposed organic matter accumulation, which causes a decline in the growth rate of forest stands, ultimately changing mature stands into peatlands over time. Under those conditions, careful logging during winter is known to accelerate the paludification process since it results in a rise of the water table level and an increase in light availability enhancing the growth of the light demanding *Sphagnum* spp.. This

study aims to evaluate if partial harvesting (PH) could be an alternative logging method that would mitigate the hydrological effects partially responsible for the paludification of black spruce (*Picea mariana* [Mill] BSP) stands on hydromorphic soils. The objectives of this project were to study tree radial variations and hydrological processes that occur after partial harvest (basal area reduction of 40%) and girdling (same basal area reduction with delayed mortality) in mature black spruce stands in a complete randomized block design. Comparing partial harvest and girdling will isolate the effect of interception and transpiration on water table depths (WT).

The effects of the treatments on the daily fluctuation of the water table depths was studied before and after silvicultural treatment for the growing seasons of 2016 and 2017. Results show no changes in WT depth after treatments. Treatment had no effect on black spruces daily radial variations. However, our results showed that the effect of stand characteristics were prevailing on the treatment effect on both variables (WT depths and radial variations). The most important stand characteristics was canopy openness seems to be the most important feature to preserve. This means PH could be more appropriate management to mitigate the negative effect of high WT, while restraining the canopy openness to limit paludification.

Keywords: Forest hydrology, Boreal forest, black spruce-feather moss domain, black spruce (*Picea mariana* [Mill] BSP), ecosystem management, paludification

1.2 Introduction

Forest practises used in Canadian boreal forest are mainly focusing toward ecosystem management (Bergeron et al. 1999a, Gauthier et al. 2009) to meet the objectives of sustainable forest management set by the governments. Managing forests in this way would have more chance to preserve and maintain biological diversity and ecological functions of the ecosystem (Franklin 1993, Gauthier et al. 1996).

Following the concept of ecosystem management, Lecomte et al. (2006) highlight the importance of understanding the structural development of forests and its impact on forest dynamics. We should focus on creating irregular structure to keep the same percentage of even and uneven stands as a naturally disturbed landscape (Cyr et al. 2009). This is why combining partial harvest (PH) with clearcuts seems to be the best option to keep a balance between ecological integrity and timber production in extensively managed boreal forests (Harvey et al. 2002). This type of harvest induce structural diversity to emulate natural disturbances such as windthrow and insect outbreaks (Bergeron et al. 1999a, Kneeshaw et al. 2011). Structural diversity is a key feature to reproduce in managed forests to maintain biodiversity and essential ecological functions (Franklin 1993).

Black spruce stands on thick organic soils are common in the Clay Belt region located in northwestern Québec and northeastern Ontario. In this region, paludification is the main driver of stand structure in the absence of fire (Lecomte et al. 2006). The paludification process is commonly described as the accumulation of organic layer on a mineral soil mainly due to sphagnum (*Sphagnum* spp.) growth (Joosten and Clarke 2002). Thick sphagnum layers create a perched water table (WT) which is on top of mineral soil and isolated from regional ground waters (Verry 1975). Topography has a significant effect on paludification rates and stand productivity (Lavoie et al. 2007). Simard et al. (2007) showed declines of stand productivity ranging from 50 to 80% in heavily paludified stands. Time since fire is the main factor influencing forest floor thickness, followed by fire severity (McRae et al. 2001, Fenton et al. 2005). In Abitibi, the fire cycle was ranging around 135 years between 1850 and 1920. From 1920 until now, the cycle is around 400 years long (Bergeron et al. 2004). This rapid change in fire cycle length is mainly due to fire suppression and climate changes (Flannigan et al. 1998, Bergeron et al. 2001).

PH comes with the risk of losing residual trees after treatment. This risk is modulated by topography, quantity of saplings, percentage of removal of basal area, soil type and distance from skid trail (Thorpe et al. 2008, Riopel 2012). In black spruce stands on organic soils, the risk of losing residual trees is mostly due to the distance from skid trail (Thorpe et al. 2008). In this type of stand, we suspect that the main problem, following harvest, is WT rise (Fenton et al. 2013, Leduc et al. 2013). Canopy opening promotes sphagnum growth and aggravates the paludification problem in absence of fire (Fenton et al. 2005).

On thick organic soils, we observe a rise of the perched WT ranging between 2.6 and 22 cm following silvicultural treatments such as clearcutting and precommercial thinning (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Roy et al. 2000a, Jutras et al. 2006). Furthermore, the average WT rise after silvicultural treatments is greater on sites with thin organic layer than on sites with thick organic layer. Soil textures also influence the rise of WT with higher WT on fine textured soils (Dubé et al. 1995, Roy et al. 2000a). Dubé et al. (1995) identified interception as the key factor for watering-up after clearcutting. Plamondon et al. (1984) said that the most important stand characteristic for rain interception is the stem density in balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) stands. However, Jutras et al. (2006) results suggested that the main hydrological process influencing WT depths was the reduction of evapotranspiration following precommercial thinning. The girdling treatment can be used to stop transpiration while keeping the same interception for approximately 2 years. Comparing PH and girdling treatments separate the effect of transpiration and interception on WT depths.

Monitoring stems radial variations on a daily basis helps to understand rapid reaction to environmental changes (Deslauriers et al. 2007), such as changes induced by a harvest. Radial variations are composed of turgidity (diurnal variations due to water storage) (Offenthaler et al. 2001) and the xylem deposits of the tree growth (Tardif et al. 2001, Deslauriers et al. 2003, Bouriaud et al. 2005) and they can be measured with

automatic dendrometers. Slow growing trees such as black spruce have greater radial variations due to water uptake than due to xylem deposits (Deslauriers et al. 2007).

A better knowledge of the dynamics between soil hydrology and stem radial variations after PH will provide useful information to evaluate the outcomes and the feasibility of this treatment in black spruce paludified stands. One of the most important information is to know if PH can reduce the negative impacts of paludification on stand productivity by mitigating the effects of tree harvesting on soil hydrology. Jutras et al. (2006) suggested that light to moderate precommercial thinning would reduce WT rise when compared to heavy thinning, which is similar to Pothier et al. (2003) who proposed a light PH to mitigate WT rise.

The objectives of this study were (1) to quantify the variations in the water table depths following partial harvest and girdling treatments in black spruce stands and (2) to measure the influence of environmental conditions and WT fluctuations due to partial harvest and girdling treatments on black spruce radial variations. Our hypotheses are (i) comparing partial harvest and girdling treatments will isolate the effect of interception on water table depths; (ii) the most important factor explaining water table depth will be the reduction of interception one year after silvicultural treatment; (iii) the changes in transpiration induced by silvicultural treatments will be negligible on water table depths for the duration of our study; (iv) finally, we expect that water table depths will have an impact on black spruces radial variations which is an indicator of radial growth and turgidity.

1.3 Materials and Methods

1.3.1 Study area

The study took place on the Clay Belt of the northwestern boreal forest of Quebec, in the black spruce feather-moss bioclimatic domain (Saucier et al. 1998). The thick clay soil was deposited during the Wisconsin period by the proglacial lake Ojibway (Vincent and Hardy 1977). Mean annual temperature is 0.0 °C, average precipitation is 909 mm and mean growing degree-days are 1200 to 1400 at the closest weather station from study sites, Joutel, Quebec (Canada 2018). Clay soils, flat topography as well as a cold and humid climate are reasons why this territory is vulnerable to paludification (Fenton et al. 2005). Study sites were located at 49°33'N, 78°58'W, 50 kilometres north of the closest village; Villebois.

All data were collected in mature black spruce stands (between 150 and 180 years old) during the growing seasons (May to September) of 2016 and 2017. We proceeded with three randomized blocks in which each treatment was applied: PH, girdling and control plots. PH treatments removed approximately 40% of the merchantable basal area (9 cm \geq DBH) focusing on larger DBH trees (Table 1.1). Girdling treatment was also applied on approximately 40% of the merchantable basal area (9 cm \geq DBH) focusing on larger DBH trees (Table 1.1). Girdling consisted of stripping the stem bark up to the xylem at breast height thus stopping sap flow. This treatment aimed to stop black spruce transpiration while keeping the trees standing thus not affecting canopy openness and interception for a two-year period. PH and girdling were carried out on the 7th of July 2016 and were applied on a 900 m² surface (30 x 30 m) although data were collected on a 400 m² surface (20 x 20 m). This aimed to apply the treatments on a larger surface to increase the chance to observe hydrological effects on WT depths and black spruce radial variations. Plots were located at a minimal distance of 70 m from each other and from roads to minimize the hydrological impact of these structures. It is a before after

control impact (BACI) experimental design, where the before period is from the 9th of June 2016 to the 6th of July 2016 and the period after is from the 7th of July 2016 to the 21st of August 2017. Those periods only applied for the daily variation in WT depth (Δ WT). Merchantable basal area in the plots ranged from 6.6 to 23.4 m² ha⁻¹ and the mean organic matter thickness was 60 cm (Table 1.1). We mapped each plot (400 m²) to locate trees with a radial diameter superior to 1 cm DBH. This allowed us to extrapolate the number of stems ha⁻¹ and to know the basal area (Table 1.1). The understorey vegetation was composed of shrubs of the Ericaceae family, *Rhododendron groenlandicum*, *Kalmia angustifolia* and blueberry species (*Vaccinium angustifolium* and *Vaccinium mytilloides*).

Table 1.1 Merchantable basal area and the number of stems ha⁻¹(mean \pm SD) of sampled plots, before and after the application of treatments and mean organic matter depths.

	Partial Harvest	Girdling	Control
Number of plots	3	3	3
Basal area before treatments (m²/ha)	16.1 \pm 6.7	14.8 \pm 8.0	15.6 \pm 7.8
Basal area after treatments (m²/ha)	10.1 \pm 4.1	8.8 \pm 4.7	15.6 \pm 7.8

Table 1.1 (continued)

Proportion of basal area affected (%)	37.1	40.7	0
<hr/>			
Number of stems ha⁻¹ before treatment	2408 ± 181	1891 ± 440	2125 ± 328
Mean organic matter depth (cm)	59.3 ± 16.4	61.3 ± 20.2	52.3 ± 13.3

Note: Organic matter depths were calculated from 5 measures on each plot.

1.3.2 Data collection

Each plot was equipped with water wells located center and was made from PVC tubes 4 cm in diameter and 1.22 m long. We drilled holes through the portion of the tube that was in the organic soil. They were inserted in the organic matter up to the clay layer in a hole dug with a manual soil auger. The wells were covered with nylon socks before their insertion in the soil to prevent obstruction from peat. We also used the auger to measure the organic matter depths throughout the plot at 9 different locations. One water wells was installed in the centre of each plot. Each was equipped with an automatic water table sensor (Odyssey[®], water levels loggers 1 m long, precision ± 0.8 mm) collecting water table (WT) depths hourly for the growing seasons of 2016 and 2017. The daily depth differences were shifted from midnight to midnight from eight in the morning to eight (8 am to 8 am). We decided to shift this data to follow tree turgidity which peaks around eight in the morning every day. The response variable used was the daily variation in WT depth (Δ WT). Microtopographic profiles of the soil

surface were done for the whole plot on a 20 m x 20 m grid with a high precision altimeter (ZIPLEVEL[®] PRO-2000 \pm 0.5 cm). This enabled the comparison of WT depths to the microtopography of the plot and prevent the effect of well located in depression or hummock. The microtopographic profiles were measured on the first year of the study. The depth of the WT for the plot was therefore related to the mean relative elevation of the plot.

For the growing season of 2017 (May to August), forty-five black spruces (five per plot) were selected to be monitored with dendrometers to obtain their radial variations. Black spruce radial variations were the chosen proxy to evaluate trees turgidity, potential photosynthesis and growth in the long run. We choose this proxy because we expected it would react rapidly even one year after the treatments mostly because of the turgidity. We selected mature young trees that were vigorous-looking based on foliage, absence of scars and general condition. Braido dos Santos (2014) showed that black spruce age under 35 years of cambial age after PH are more likely to react positively with growth gains. Automatic dendrometers (Ecomatik[®] DR) were used and wired to data loggers (Delta-T[®] CP2 Advanced data loggers). We fixed the dendrometers at DBH (1.3 m) and were northern oriented to minimize the solar radiation on the equipment therefore reducing potential bias. Black spruce turgidity is supposed to be mainly affected by: temperature, soil water content and precipitations (Deslauriers et al. 2007).

Canopy openness was measured with 5 hemispheric pictures per plot (one center and 4 in square shape around center, each at a 5m distance) before and after the silvicultural treatments at the same period in 2016 and 2017. All pictures were taken on each plot in an hour interval before and after sunrise to minimize light intensity variations (between 4 am and 6 am). The camera was mounted on a tripod with a self-balance system to follow the microtopography. The pictures were analyzed with Winscanopy[®] software to extract the canopy openness percentage before and after treatment. They

were separated in three categories for the analysis: low canopy openness = 21% (smallest opening encountered), medium = 32% (average opening encountered) and high = 43% (highest opening encountered). Temperatures (°C) and precipitations (mm/day) used in analysis were retrieved from the closest weather station Joutel.

The bryophytes were identified at the species level and reported to a cover percentage on a circular surface of 1.4 m radius. Nine circular quadrats were sampled per plot, corresponding to the surface surrounding each water wells. Cover percentage was divided in the following categories: trace, 1-15%, 15-25%, 25-50%, 50-75% and >75%. Each species was then divided in three categories based on Fenton and Bergeron (2007): mosses and lichens, hummock sphagnums and plateau sphagnums (Table 1.2). Those divisions aimed to identify the dominant bryophyte group per plot and the ones who would have greater impact on WT depths and radial variations. We used the average coverage throughout each plot to predict stems radial variations due to the root system being spread all over plots.

Table 1.2 Subdivision of bryophytes in three categories: mosses and lichens, hummock sphagnums and plateau sphagnums

Mosses and lichens	Hummock sphagnums	Plateau sphagnums
<i>Pleurozium schreberi</i>	<i>Sphagnum capilifolium</i>	<i>Sphagnum wulfianum</i>
<i>Ptilidium ciliare</i>	<i>Sphagnum russowii</i>	<i>Sphagnum angustifolium</i>
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	<i>Sphagnum fuscum</i>	<i>Sphagnum magellanicum</i>
<i>Hylocomium splendens</i>		
<i>Cladonia rangiferina</i>		
<i>Cladonia stellaris</i>		

1.3.3 Statistical analysis

Water table depth collected with automatic sensors and radial variations recorded with dendrometers were analyzed with mixed linear models (Pineiro and Bates 2000). The response variable used in the hydrological model is the daily variation in WT depth. We used Δ WT instead of using directly WT depth to remove the natural correlation of WT depths with rain events, thus can be analyzed in mixed linear model. We formulated several candidate models based on stand characteristics and silvicultural treatments (Table 1.3). We divided them based on the effect of the silvicultural treatments on each explanatory variable. Some variables were shared by both categories and for others the stand characteristics effect was prevailing on the changes induced by silvicultural treatments (Table 1.3). We compared candidate models using model selection based on second order Akaike information criterion (AICc) (Akaike 1973). Model construction was performed in R software (R-Development-Core-Team 2018) using the nlme package (Pineiro et al. 2010). We checked the normality of residuals and homoscedasticity to ensure the validity of the model. For each response variable, the confidence level was set at 95% and confidence intervals excluding 0 indicated that the response variable varied with a given explanatory variable (Burnham and Anderson 2003). The global model and a null model were included to test the null hypothesis in which case that all factors and variables did not have a significant impact. The predictive power of all candidate models was obtained with the correlation power (R^2) between predicted and observed values and was computed with MuMin R package (Nakagawa and Schielzeth 2013).

For the models where Δ WT was the response variable, the treatments were include within blocks as random factors. We added an autocorrelation with time, and we included a continuous first order autoregressive term in the model. We analyzed difference between dataset before and after silvicultural treatments with mixed linear models. We also divided the dataset of WT depths following rain events and periods

without rain. We divided the response variable in those two categories with the rain dataset where days with less than 1 mm was considered without rain. However, the results of the data separation are not shown here since only climatic conditions (temperatures and precipitations) influenced the response variable. We then analyzed the whole dataset and compared the difference between periods (before and after the application of treatments).

Table 1.3 List of explanatory variables used to explain response variables

Response variables		Explanatory variables
Δ WT (mm)	Stand characteristics	Precipitations lagged by one day (mm/day), Temperatures (average daily °C), Canopy openness (%), Number of stems ha ⁻¹
	Silvicultural treatments	Precipitations lagged by one day (mm/day), Temperatures (average daily °C), Treatments (control, girdling and PH), Basal area (m ² /ha)
Black spruce radial variations (μ m)	Stand characteristics	Precipitations (mm/day), Temperatures (average daily °C), WT depth (average daily mm), Canopy openness (%), Mean Organic matter depth (cm), Hummock sphagnum and Mosses (plot cover %)
	Silvicultural treatments	Precipitations (mm/day), Treatments (control, girdling and PH), WT depth (average daily mm)

We applied a square root transformation to the precipitations and lagged by a day taking account for the time shifted of the WT and for the water to penetrate soils and reach the perched WT. The WT values used in the model were standardized and then change

into the Δ WT. A total of 9 models were tested before and after silvicultural treatment (Table 1.4).

Table 1.4 List of models tested, to explain daily variation in WT depth (Δ WT) before and after treatments in 2016 and 2017, during the growing season (May to September). Each model is based on the stand characteristics effect or on the silvicultural treatment effects. The selected variables are the following: Temperature (TEMP), Canopy openness (CANOP), standardized precipitations lagged by one day (PRECL), Stem ha^{-1} (STEM), Silvicultural treatments (TREAT), Basal area (BASAL), WT depths (WTD). Finally, the expected effect and the literature on which the expected effect is based on.

Model type	Candidate models	Expected effect
Stand characteristics models	Δ WT ~ STEM + PRECL + TEMP + CANOP	Negative effect of high stem density and high temperatures. Positive effect of precipitations and greater canopy openness. (Plamondon et al. 1984)
	Δ WT ~ PRECL + CANOP : TEMP	Interaction between temperatures and canopy openness. Positive effect of precipitations. (Fenton and Bergeron 2007)
	Δ WT ~ TEMP + PRECL : CANOP	Negative effect of high temperatures. Interaction between precipitation and canopy openness. (Fenton and Bergeron 2007)
	Δ WT ~ TEMP + PRECL+ CANOP +STEM+ CANOP :PRECL+CANOP : TEMP	Most complex stand characteristics model

Table 1.4 (continued)

Silvicultural models	$\Delta\text{WT} \sim \text{TREAT} + \text{PRECL} + \text{WTD}$	Different effect according to the WT depth. Positive effect of precipitations. Different effect among treatments. (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Jutras et al. 2006, Marcotte et al. 2008)
	$\Delta\text{WT} \sim \text{WTD} : \text{PRECL}$	Different effect of precipitations following WT depths (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Jutras et al. 2006, Marcotte et al. 2008)
	$\Delta\text{WT} \sim \text{BASAL} : \text{TREAT}$	Different effect among treatments following basal area. (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Jutras et al. 2006, Marcotte et al. 2008)
	$\Delta\text{WT} \sim \text{WTD} + \text{TREAT} : \text{PRECL}$	Different effect according to the WT depths. Different effect of precipitations among treatments. (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Jutras et al. 2006, Marcotte et al. 2008)
	$\Delta\text{WT} \sim \text{TREAT} + \text{PRECL} + \text{BASAL} + \text{TREAT} : \text{PRECL} + \text{TREAT} : \text{BASAL} + \text{WTH} : \text{PRECL}$	Most complex silviculture model
	$\Delta\text{WT} \sim 1$	Null model

For the analyse of radial variations, a logarithmic transformation was performed to ensure the homoscedasticity and normality of residuals. The response variable used in the model was the daily radial variations of 45 black spruces. The approach is similar to Tardif et al. (2001). We included the treatment in block as random effect, but they

were not explaining any variability of the response variable, so we remove them. Instead, we assigned a unique code to each tree and put them as random effect in models. The radial variations were autocorrelated in time, so we added the same type of continuous correlation structure as mentioned above. A total of 10 models were considered divided in stand characteristics and silvicultural treatments (Table 1.5).

Table 1.5 List of models tested, to explain the radial variations (RV) of black spruce during the growing season (May to August) 2017. The variable selection was made according to silvicultural treatment and stand characteristics effect: Treatments (TREAT), Precipitations (PREC), standardized Water table depths (WTD), Temperature (TEMP), Canopy openness (CANOP), Organic matter depths (OMD), Bryophytes (MOS, HSP). Finally, the expected effect and the literature on which the expected effect is based on.

Model type	Candidate models	Expected effect and References
Silvicultural models	$RV \sim WTD + PREC + TREAT$	Negative effect of WT depths and precipitations. Different effect among treatments (Deslauriers et al. 2007, Fenton et al. 2013, Leduc et al. 2013)
	$RV \sim WTD + TREAT : PREC$	Negative effect of WT depths. Different effect among treatments in interaction with precipitations. (Deslauriers et al. 2007, Fenton et al. 2013, Leduc et al. 2013)
	$RV \sim PREC + TREAT : WTD$	Negative effect of precipitations. Different effect according to the treatments in interaction with WT depths. (Deslauriers et al. 2007, Fenton et al. 2013, Leduc et al. 2013)

Table 1.5 (continued)

Silvicultural models	$RV \sim WTD + PREC +$ $TREAT + TREAT : PREC +$ $TREAT : WTD$	Most complex silviculture model
	$RV \sim OMD + PREC +$ $CANOP + TEMP + WTD$	Negative effects of precipitations, great organic matter depth and high WT. Positive effect of high temperatures and low canopy openness. (Lavoie et al. 2005, Deslauriers et al. 2007, Riopel 2012, Fenton et al. 2013, Leduc et al. 2013)
Stand characteristics models	$RV \sim WTD + MOS + HSP +$ OMD	Negative effects of WT depth, hummock sphagnum and great organic matter depth. Positive effect of large moss coverage. (Fenton and Bergeron 2007, Riopel 2012, Fenton et al. 2013)
	$RV \sim TEMP + CANOP :$ $PREC$	Positive effect of high temperatures, different effects of precipitations following canopy openness (Deslauriers et al. 2007, Fenton and Bergeron 2007)
	$RV \sim TEMP + CANOP +$ $PREC$	Positive effect of high temperatures and low canopy openness. Negative effect of precipitations. (Deslauriers et al. 2007, Fenton and Bergeron 2007)
	$RV \sim OMD + TEMP +$ $CANOP + PREC + WTD +$ $MOS + HSP + CANOP : PRE$	Most complex stand characteristics model
	$RV \sim 1$	Null model

Model selection was performed for both response variables with AICcmodavg R package (Mazerolle 2011). The model with the largest Akaike weight and the parameters excluding 0 were selected for further analyses. We looked first at the effect of each parameters on the response variable and predicted the response variable with each parameter's effect. We did not consider models with delta AIC greater than 4 as plausible models.

1.4 Results

1.4.1 Daily variation in water table depth before silvicultural treatments

As previously mentioned, daily variation in WT depth models were separated in two types; stand characteristics and silvicultural treatments-based model (Table 1.6). Stand characteristics models retained a greater portion of AIC weight to explain the response variable as 4 out of the first 5 models were in this category (Table 1.6). The highest ranked model was composed of the additive effect of temperature and the interaction between precipitations and canopy openness (Table 1.6). The correlation power (R^2) of each tested model was similar ranging between 0.29 and 0.31 (Table 1.6).

Table 1.6 Retained models to explain daily variation in WT depth before treatments for stand characteristics and silvicultural treatment, including the number of parameters (K), Delta Akaike's Information Criterion for most parsimonious model ($\Delta AICc$), AICc model weight (AICcWt) and the predictive power of the model (R^2). Underneath, the model-averaged estimate and unconditional 95% confidence interval for each fixed effect parameter appearing in the most parsimonious model.

Candidate models	K	$\Delta AICc$	AICcWt	R ²
$\Delta WT \sim TEMP + PRECL : CANOP$	9	0.00	0.21	0.30
$\Delta WT \sim WTD + TREAT : PRECL$	11	0.10	0.20	0.31
$\Delta WT \sim WTD : PRECL$	8	0.17	0.20	0.29
$\Delta WT \sim PRECL + CANOP : TEMP$	9	0.47	0.17	0.30
$\Delta WT \sim STEM + PRECL + TEMP + CANOP$	9	0.51	0.17	0.30

Parameters	Lower 95% CL	Estimate (β)	Upper 95% CL
Temperature (TEMP)*	0.001	0.02	0.03
Precipitations lagged by one day (PRECL)*	0.18	0.23	0.27
Canopy openness (CANOP)	-0.014	-1.8×10^{-3}	0.01
Water table depths (WTD)	-0.07	-6.34×10^{-6}	0.07
Number of stem ha ⁻¹ (STEM)	-2.7×10^{-4}	-4.3×10^{-6}	2.6×10^{-4}
Treatment (PH) : Precipitation (PRECL)	-0.15	-0.04	0.08
Treatment (CO) : Precipitation (PRECL)*	0.02	0.13	0.25

Table 1.6 (continued)

Temperature (TEMP) : Canopy openness (CANOP)	-0.002	2.4x10⁻⁴	2.5x10⁻³
Precipitations (PRECL) : Canopy openness (CANOP)	-0.004	0.002	0.009
Water table depths (WTD) : Precipitation (PRECL)	-0.01	0.04	0.08

Three parameters of the highest-ranked models showed an impact on the response variable: precipitations lagged by one day, temperature and the interaction between treatments and precipitations (Table 1.6, figures 1.1 and 1.2). Control plots had a slightly higher WT depth difference following larger rain events than the other treatments (figure 1.1). However, the confidence intervals are largely overlapping each other. The temperatures effect is positive, but almost null on the response variable (figure 1.2). The simple effect of precipitations is also positive and strong on WT differences (figure 1.2).

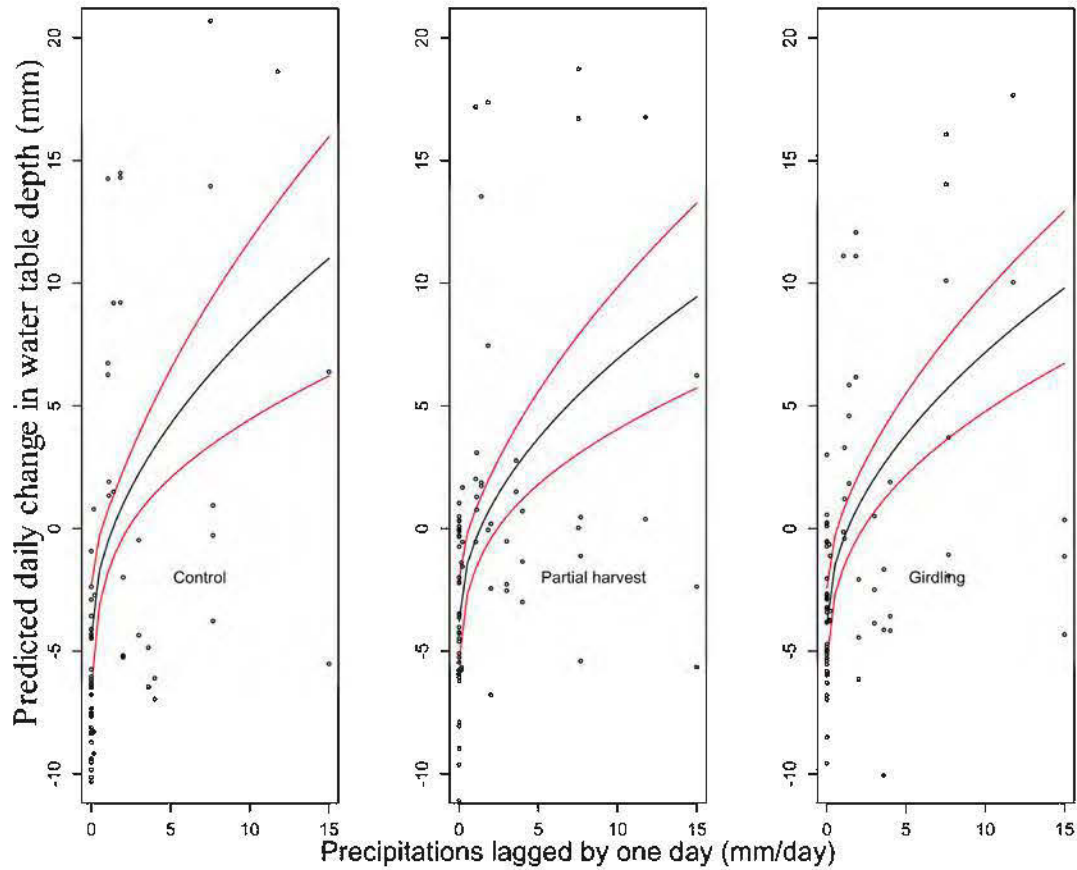


Figure 1.1 Predicted daily variation in water table depth before treatments according to precipitations lagged by one day(mm/day) interacting with silvicultural treatments (Control, Partial harvest and Girdling). Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.

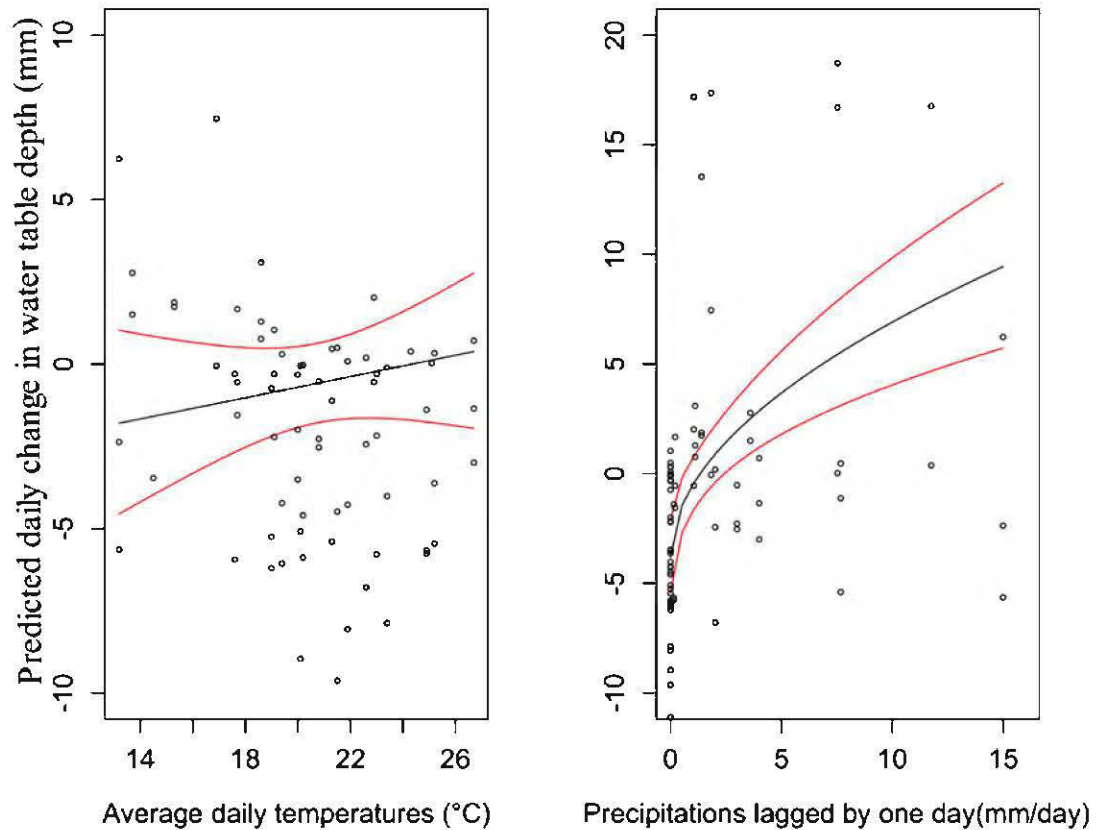


Figure 1.2 Predicted daily variation in water table depth before treatments according to daily average temperatures ($^{\circ}\text{C}$) and precipitations lagged by one day (mm/day). Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.

1.4.2 Daily variation in water table depth after silvicultural treatments

With few minor differences, in the period after treatments, stand characteristics models still retained a greater portion of AIC weight to explain the response variable as 3 out of the first 4 models were in this category (Table 1.7). The highest ranked model was composed of the additive effect of precipitations and the interaction of temperatures

and canopy openness (Table 1.7). Finally, the correlation power reached 0.41 after treatments (Table 1.7).

Table 1.7 Retained models to explain daily variation in WT depth after treatments for stand characteristics and silvicultural treatment, including the number of parameters (K), Delta Akaike's Information Criterion for most parsimonious model ($\Delta AICc$), AICc model weight (AICcWt) and the predictive power of the model (R^2). Underneath, the model-averaged estimate and unconditional 95% confidence interval for each fixed effect parameter appearing in the most parsimonious model.

Candidate models	K	$\Delta AICc$	AICcWt	R^2
$\Delta WT \sim PRECL + CANOP : TEMP$	9	0.00	0.25	0.41
$\Delta WT \sim TEMP + PRECL : CANOP$	9	0.09	0.24	0.41
$\Delta WT \sim STEM + PRECL + TEMP + CANOP$	9	0.10	0.24	0.41
$\Delta WT \sim WTD : PRECL + TREAT : PRECL$	12	0.28	0.22	0.41

Parameters	Lower 95% CL	Estimate (β)	Upper 95% CL
Temperature (TEMP)*	0.02	0.03	0.04
Precipitations lagged by one day (PRECL)*	0.35	0.37	0.40
Canopy openness (CANOP)	-7.3×10^{-3}	3.6×10^{-4}	8.1×10^{-3}

Table 1.7 (continued)

Number of stem ha ⁻¹ (STEM)	-1.9x10⁻⁴	-2.0x10⁻⁵	1.5x10⁻⁴
Treatment (PH) : Precipitation (PRECL)	-0.13	-0.06	9.4x10 ⁻⁴
Treatment (CO) : Precipitation (PRECL)*	2.2x10⁻²	8.4x10⁻²	1.4x10⁻¹
Temperature (TEMP) : Canopy openness (CANOP)	-1.2x10 ⁻³	3.6x10 ⁻⁴	1.9x10 ⁻³
Precipitations (PRECL) : Canopy openness (CANOP)	-2.9x10 ⁻³	6.2x10 ⁻⁴	4.2x10 ⁻³
Water table depths (WTD) : Precipitation (PRECL)*	-9.3x10⁻²	-6.8x10⁻²	4.2x10⁻²

Four parameters of the highest-ranked models showed an impact on the response variable: precipitations lagged by one day, temperature and two interactions first between treatments and precipitations second between difference in WT depths and precipitations (Table 1.7, figures 1.3 and 1.4). The girdling treatment had smaller variation compared to the other treatments, but it is only a trend (figure 1.3). PH and control had a similar interaction with precipitations (figure 1.3).

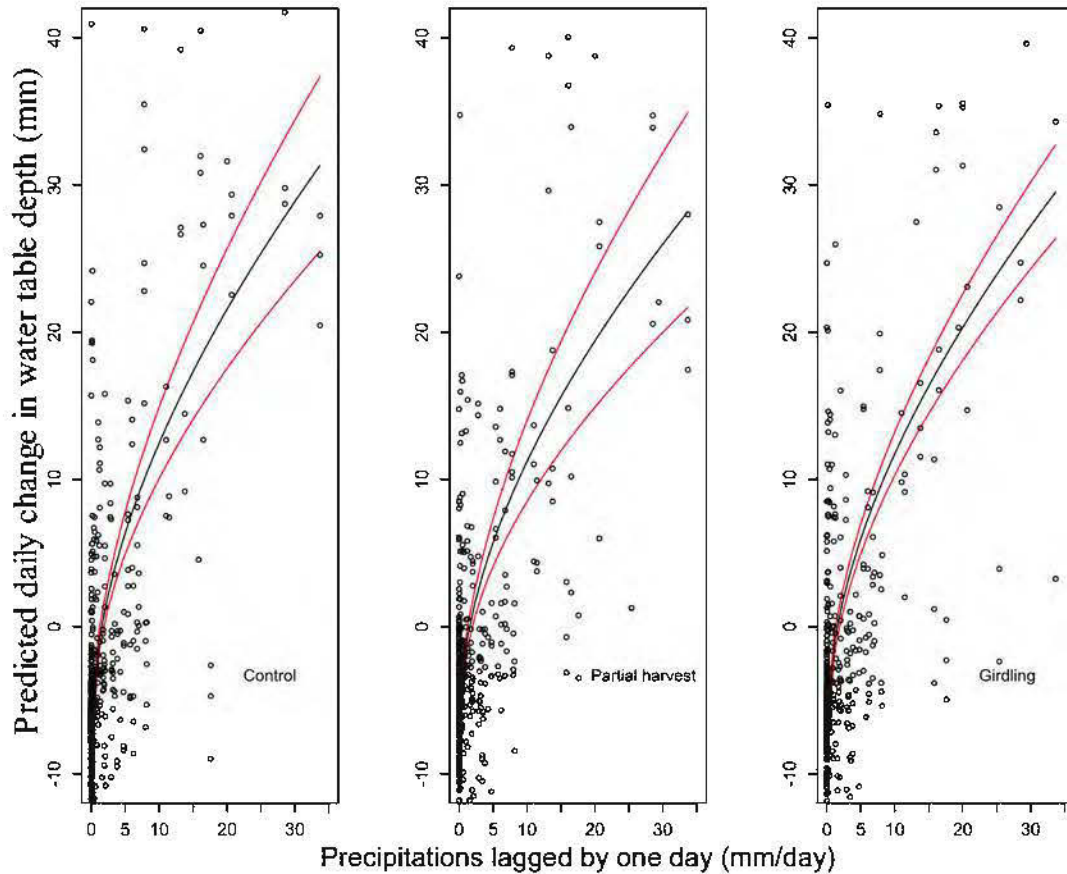


Figure 1.3 Predicted daily variation in water table depth after silvicultural treatments according to precipitations lagged by one day(mm/day) interacting with silvicultural treatments (Control, Partial harvest and girdling). Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.

The predicted daily variation in WT depths show a positive reaction to precipitations (figure 1.4). The three canopy openness categories (Low, Medium, High) did not had a different effect on predicted daily WT depth. Average daily temperatures seems to have the same effect positive both before and after treatments (figures 1.3 and 1.1). Visually comparing the precipitations effect between periods (before and after treatment) the predicted daily variation in WT seems strong after treatment (figure 1.4).

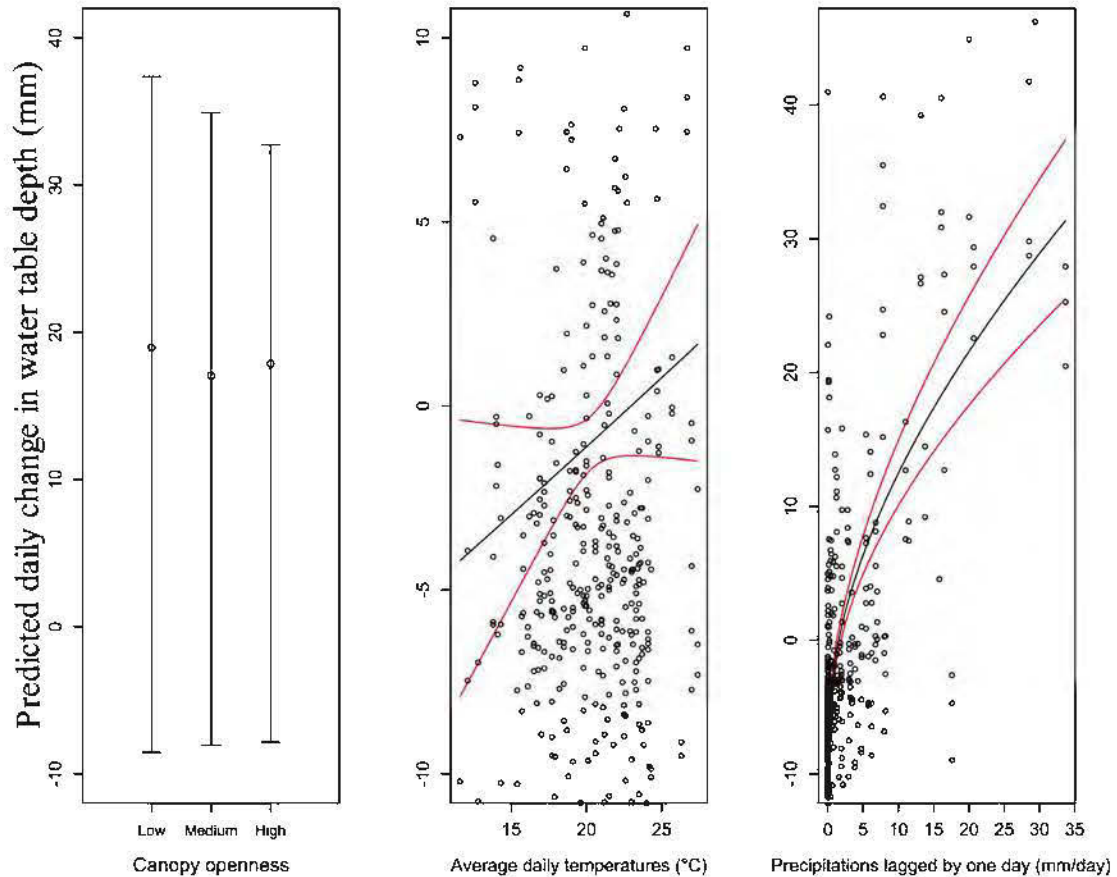


Figure 1.4 Predicted daily variation in water table depth after silvicultural treatments according to canopy openness categories (low, medium, and high) interacting with precipitations, average daily temperatures and precipitations lagged by one day(mm/day). Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.

1.4.3 Black spruce radial variation after silvicultural treatments

The model retaining 95% of the AIC weight was composed of temperature and precipitation in interaction with canopy openness (Table 1.8). The predictive power of

the retained model was low with R^2 value of 0.23. The only plausible model was stand characteristics-based models. Silvicultural models had weak support (Table 1.8).

Table 1.8 Retained models to explain the radial variations with the number of parameters (K), Delta Akaike's Information Criterion for most parsimonious model ($\Delta AICc$), $AICc$ model weight ($AICcWt$) and the predictive power of the model (R^2). Underneath, the model-averaged estimate and unconditional 95% confidence interval for each fixed effect parameter appearing in the most parsimonious model.

Candidate models	K	$\Delta AICc$	$AICcWt$	R^2
RV ~ TEMP + CANOP : PREC	8	0.00	0.95	0.23
Parameters	Lower 95% CL	Estimate (β)	Upper 95% CL	
Temperature (TEMP)*	8.37×10^{-3}	1.09×10^{-2}	1.34×10^{-2}	
Canopy openness (CANOP) : Precipitations (PREC)*	1.81×10^{-3}	2.51×10^{-3}	3.20×10^{-3}	

Increasing temperatures had a positive effect on radial variations (Table 1.8). However, looking at the predicted effect of temperatures on radial variations it is weak (figure 1.5). A closed canopy resulted in greater radial variations during larger rain events (figure 1.5). Large rain events also increased radial variation in more open stands, but in a lesser measure when compared to closed canopy stands (figure 1.5). The confidence intervals of each canopy openness levels were overlapping each other so this interaction is a trend not a significant effect (figure 1.5).

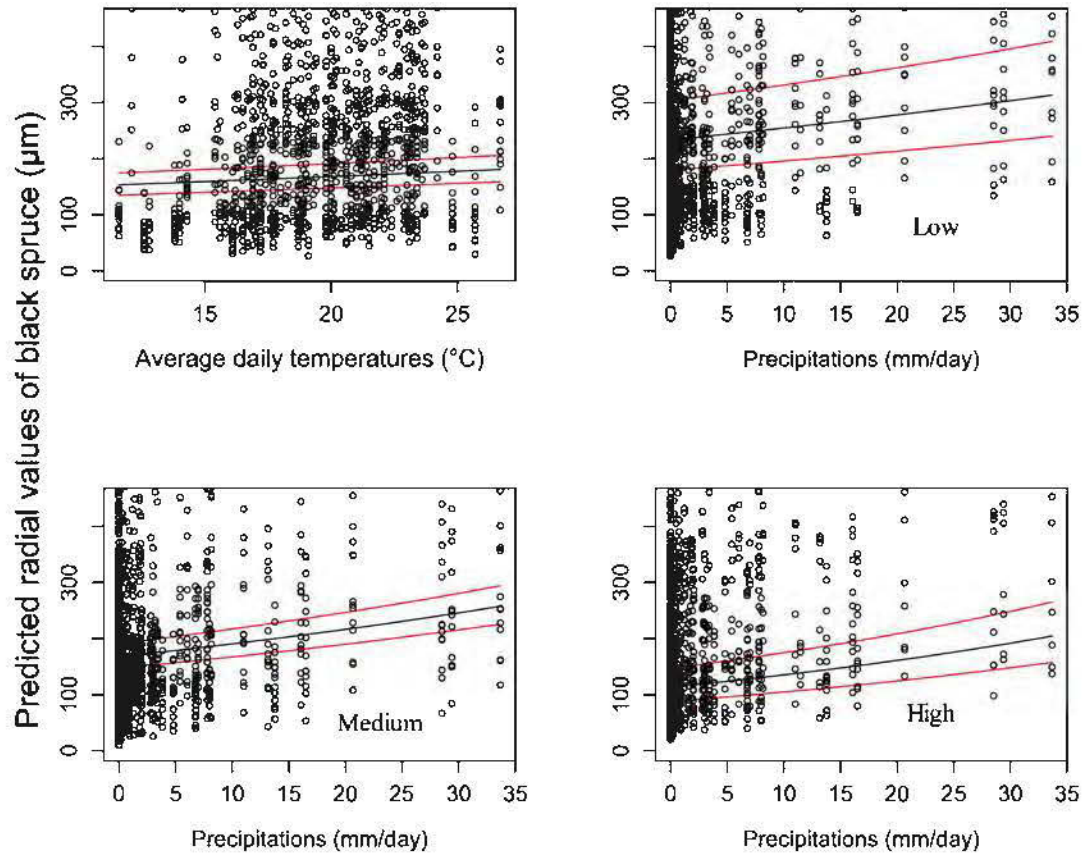


Figure 1.5 Predicted radial values of black spruce according to temperatures and canopy openness (low= 21%, medium = 31% and high = 43%) interacting with precipitations during the growing season of 2017. Predicted values are included in 95% CI and the observations on which predictions are based.

1.5 Discussion

The study of soil hydrology throughout the growing season of 2016 and 2017, before and after silvicultural treatments, allowed us to assess that the daily variation in WT depth follow precipitations and temperatures. Δ WT before treatments was a function

of temperature and precipitation interacting with canopy openness and the highest ranked model after treatment included precipitation and temperature interacting with canopy openness. However, only the temperature had a significant effect on Δ WT before treatment and precipitation after treatment. All hydrological models and parameters tested showed the prevalence of stand characteristics effect over silvicultural effect on Δ WT.

Stem radial variations of residual black spruce were driven by temperatures and precipitations interacting with canopy openness. Both parameters influenced radial variations (Table 1.8, figure 1.5). Those results are similar to Deslauriers et al. (2007) apart from the lack of influence of soil temperature. Radial variations were independent of WT depths which was not what we hypothesized. This is probably due to minor changes in soil hydrology and temperatures between PH and control plots as Brais et al. (2004) have already described for this time lapse.

1.5.1 Effects of partial harvest on daily variation in WT depth and black spruce radial variations

Overall, our results suggest that PH of 40 % of the basal area did not have a significant impact on difference of WT depths one year after treatments. This is supported by the lack of change of the parameters predicting difference of WT depths between periods and treatments (Table 1.6 and 1.7). Although, we saw an interaction between precipitations and silvicultural treatment predicting the response variable well before and after treatments (figure 1.1 and 1.3). We tested the treatment effect on WT before to be able to detect any changes through time between periods. This means the trend is currently marginal and not prevailing on the stand initial characteristics. However, looking at the figures, no treatment stands out from others nor between periods. Our first hypotheses was that comparing PH with girdling would isolate the effect of

interception on WT depth. Since no treatment was different from control, it suggests interception had no impact on WT depths one year after treatment. Furthermore, most highly ranked models were based on the stand characteristics effects on WT depths difference. This must be due to a low canopy opening created by the PH, which was insufficient to cause a significant change on the WT depths fluctuations and small changes in interception and transpiration rates. This absence of effect could be linked to black spruce shape and because coniferous trees are not intercepting a large portion of precipitations particularly during large rain events (Plamondon et al. 1984). Furthermore, black spruce transpiration rate is low (Deslauriers et al. 2007) and like we hypothesised the transpiration effect was negligible since the WT depth in girdled plots were not different from PH and control. Even when testing the treatments effect in interaction with basal areas throughout models without significant effect or different effect between periods (Tables 1.6 and 1.7). Usually, the harvest effect on WT depths can lead to rises between 2.6 and 22 cm in similar environments (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Roy et al. 2000a, Jutras et al. 2006). Roy et al. (2000a) showed short term (3 years) rises of WT ranging between 5 and 13 cm. These rises occurred after clearcuts in peatlands, which means that we can expect smaller rises in our case based on the PH treatment applied. Furthermore, 10 years after clearcutting the WT can still be 5 to 7 cm higher than its initial state (Marcotte et al. 2008). Finally, for thinning, Hökkä and Penttilä (1995), reported no rises of the WT for Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands. This type of harvest is closer to our PH treatment than clearcutting with careful logging.

Since Deslauriers et al. (2007) stated that turgidity was reacting faster to environmental changes than growth we used this proxy due to the duration of our study. Like we previously said slow growth trees such as black spruce have greater radial variations due to water uptake than xylem deposits (Deslauriers et al. 2007). The radial variations values did not show any effect linked with silvicultural treatments (Table 1.8). We expected a negative effect of high WT on black spruce turgidity which did not occur

(Table 1.8). This goes with the fact that we did not observe WT depths changes following treatments, but we would expect that a rise of WT would reduce black spruce turgidity and growth. The effect of new foliage who grow under greater canopy openness induced by PH, must add up through a couple years to have a significant impact on black spruce growth. We know that black spruce needles lifespan is about 7-10 years with a maximum at 15 years (Bégin and Filion 1999). Furthermore, Thorpe et al. (2007) showed a two-year response delay of the black spruce growth to PH under similar conditions in Ontario. Therefore, to make final conclusions on black spruce growth, we must wait until 10 to 20 years following treatments to capture the potential beneficial effect. The PH did not had an effect on radial variations which means that not enough changes were induced to outcomes the initial growth conditions.

These results do not mean we do not have to be aware of the potential negative impact of silvicultural treatment on WT depths and stems radial fluctuations since we noticed a marginal effect of canopy openness on radial variations (figure 1.5). This implies that higher basal area removal could have a greater impact on radial variations and could induce WT rises.

1.5.2 Effects of canopy openness on daily variation in water table depth and black spruce radial variations

Our second hypothesis was that the most important factor explaining daily variation in WT depth would be the reduction of interception one year after PH. The effect of interception was shown through canopy openness effect in our results since no difference was noticed between PH and girdling. Pre-treatment canopy openness stands out as one of the most important stand features to acknowledge in this environment as it is in all highest ranked models (Table 1.6, 1.7 and 1.8). The reduction of interception and transpiration induced by PH did not influence daily variation in WT depth except for marginal effect of interaction between precipitations and treatments (figures 1.1 and

1.3). Black spruce radial variations results showed a tendency of canopy openness affecting the response variable (figure 1.5). This trend exposed that trees growing in closed canopy had larger radial variations than other in more open stands (figure 1.5). Less open stand would drawdown the WT thus promoting radial variations and growth. Canopy openness is also linked with the interception rate of the stand. This suggested that PH of 40% is not changing the interception and the natural variability in canopy openness would have a greater impact on WT. We know that a predominantly open canopy increase incident light, which in turn leads to increased temperatures and decreased humidity after harvest (Keenan and Kimmins 1993, Nyland 2003). Furthermore, harvests with high canopy retention should limit the expansion of light-demanding Sphagnum species, as they are rarely found in microhabitats with less than 40% open canopy (Fenton and Bergeron 2006). In our case we wanted to limit as much as possible the expansion of light-demanding Sphagnum species who are linked with higher paludification rates. In terms of basal area retention needed, the level is between 40 and 60% to maintain at least pre-harvest biodiversity (Fenton et al. 2013). Sphagnum communities are similar in PH compared to the ones in old growth forests (Fenton and Bergeron 2007).

1.5.3 Limitations

The treated area of 900 m² should be large enough to capture the hydrological effects. Only having water wells in the centre allows us to enhance the chance to capture any significant effect on the WT. Hydrological influence can occur up to 60 metres in the case of ditching (Roy et al. 2000b). Furthermore, the greatest effect on WT depths is observed within the first 10 metres of the ditch mostly due to the deformation and compression of the organic layer affecting the hydraulic conductivity. In our case, we can suppose that we captured all changes in hydrological processes occurring on our plots.

Ideally the interception effect on WT depth would have to be from a direct measure and not from canopy openness or basal area. The lack of data on rain events on each plot is also a limitation.

Although the observed effects were not significant, we consider that a bigger sample size would allow us to reach a significant level to explain the response variable with those previously mentioned explanatory variables. Especially for the effect of canopy openness on radial variations and in a lesser measure on WT depths. Our initial approach was to collect many variables to explain daily WT depths and radial variations on a limited number of plots. This means we would have to change our initial approach to reach the significant level. The next approach would be to focus on fewer variables of interest (canopy openness, basal area, rain and temperature), but with a larger number of plots.

1.5.4 Management implications

Our study showed that PH of 40% did not induce changes in daily WT depth nor to black spruce radial variations. Even though silvicultural treatments did not have a strong impact on WT depths nor stem radial fluctuations, we highlight that canopy openness had a good predictive power on both key variables. Furthermore, we know that clear-cuts on organic soils lead to WT rises ranging between 2.6 and 22 cm (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Roy et al. 2000a, Jutras et al. 2006). This means we must be careful in our management and we should limit the canopy opening created by silvicultural treatments. Pothier et al. (2003) already demonstrated that WT rise following harvest is proportional to the cutting severity, thus correlating our results of PH and canopy openness effect on WT depths.

Furthermore, we believe that using PH in heavily paludified stands with low basal areas would not promote the growth of residual trees. PH should be applied in stands with

high merchantable basal area with understory trees ready to take the created space. In this case, PH of 40% could be a sustainable management for this ecosystem. However, this silvicultural treatment is only viable if the mortality of residual trees is low (Pothier et al. 2003, Thorpe and Thomas 2007, Thorpe et al. 2007). We hope that the removal of larger stems will reduce the stand susceptibility to windthrow since Ruel (1995) stated that larger stems were more susceptible to windthrow. Furthermore, low basal area removal reduces the risk of losing residual trees (Coates 1997, Ruel et al. 2003, Maguire et al. 2006).

Groot (2002) and also MacDonell and Groot (1996) already showed the biological and technical feasibility of uneven-aged silviculture in peatland black spruce stands. Although, the economic aspect of this management is less attractive, it decreases the risk of post-logging regeneration failure due to increased paludification (Lafleur et al. 2015). Changes in management decisions will have to be made in those paludified stands. As proposed by Ruel et al. (2013) forest management certification should be considered and seen as an incentive for more PH operations.

On the biodiversity side, PH with levels of retention above 66% of canopy cover would contribute to maintain some of the old growth conditions needed by bird communities (Fenton et al. 2013). Most birds tolerated a canopy opening of 31% or less (Poulin 2005). PH also provide enough deadwood to maintain the boreal small mammal communities (Fauteux et al. 2012). Fenton et al. (2013) stated that basal area retention needed to maintain at least pre-harvest biodiversity for a large variety of taxa is between 40 and 60%. This is similar to the harvest level we suggest which is not inducing changes on WT depths nor on black spruce potential growth.

1.6 Conclusion

Our study showed potential to avoid water table rises and its negative impact on stand productivity after a light partial harvest. This support the hypothesis of light silvicultural treatment in this environment proposed by Dubé et al. (1995) and Pothier et al. (2003) to mitigate water table rises after harvest. However, we highlighted the importance of canopy openness on WT depths and stems radial variations, which seems to be a determinant to maintain the ecosystem dynamic and the stand productivity. It has already been demonstrated by Fenton and Bergeron (2007) that PH is shifting *Sphagnum* species toward old growth forest communities rather than peatland sphagnum species where sphagnum communities are a great indicator of old growth forest characteristics. A harvest of 40% on the merchantable basal area seems to be the most sustainable management to supply wood and to preserve the ecosystem integrity in this challenging environment.

1.7 Acknowledgements

This study as been supported by NSERC scholarship program, Mitacs accelerate program and RYAM forest management LaSarre. Field assistants: Sylvain Lemieux, Karelle Gilbert. For the bryophyte's identification Dr. Nicole Fenton and Julie Arseneault. Thanks for the help of Dr. Igor Drobyshev with dendrometers and dataloggers programming.

CHAPITRE II

CONCLUSION GÉNÉRALE

2.1 L'influence de la coupe partielle sur les différences de nappe phréatique entre jours consécutifs et sur les variations radiales des épinettes noires

Nos résultats ont démontré qu'une CP qui prélève 40 % de la surface terrière marchande d'un peuplement ne fait pas significativement remonter la NP. Aucun traitement n'a été différent des parcelles témoins après les travaux de prélèvement. Ceci implique que l'interception et la transpiration n'ont pas d'effet sur les variations de NP un an après traitement. De plus, le traitement sylvicole n'a pas eu d'effet négatif sur les variations radiales des épinettes noires un an après la coupe. Ces résultats sont principalement attribuables aux faits que la CP n'a pas créé une grande ouverture du couvert et a donc engendré de faibles changements en termes d'interception et de transpiration. L'épinette noire est une espèce qui transpire peu (Deslauriers et al. 2007) et qui a une faible interception des précipitations dues à sa forme étroite et à la longueur restreinte de ses branches. Donc, comme nous avons anticipé avec l'hypothèse 3, la réduction de la transpiration a un effet négligeable sur les variations de NP un an après traitement. Des traitements sylvicole de faible intensité dans des peuplements d'épinette noire engendre donc peu de changement au niveau de l'hydrologie.

Normalement la remontée de la NP lors de coupes sur des sols organiques se situe entre 2.6 et 22 cm (Dubé et al. 1995, Roy et al. 1997, Roy et al. 2000a, Jutras et al. 2006).

Même à court terme, Roy et al. (2000a) ont démontrés que trois ans après coupe, la NP pouvait être plus haute de 5 à 13 cm. L'effet peut aussi s'étendre sur de longues périodes alors que Marcotte et al. (2008) ont enregistré des niveaux plus hauts de 5 à 7 cm 10 ans après traitement. Par contre, il était aussi attendu que de faibles traitements sylvicoles n'entraînent pas de remontée de la NP comme l'ont montrés Hökkä and Penttilä (1995) suite à une éclaircie dans un peuplement de pin sylvestre (*Pinus sylvestris* (L.)). En se basant sur ces éléments, il était attendu que la coupe n'entraîne pas de remontée de la NP notamment à cause de la nature du peuplement (pessière pure) et à cause de la faible intensité du prélèvement. Nos travaux confirment donc ceux de plusieurs auteurs qui ont déjà fait référence à l'utilisation des coupes partielles sur sols organiques pour limiter la remontée de la NP perchée (Dubé et al. 1995, Hökkä and Penttilä 1995, Roy et al. 2000a, Pothier et al. 2003).

Pour ce qui est de l'effet de la CP sur les variations radiales des épinettes noires, il a été très faible selon les modèles testés. Nous pensons que l'effet traitement serait surtout lié à une remontée de la NP, c'est pourquoi les deux variables explicatives sont testées ensemble dans les modèles. Les variations radiales sont utilisées comme indicateur de la croissance potentielle des épinettes noires puisque cette variable répond plus rapidement aux changements induits dans le peuplement (Deslauriers et al. 2007). De plus, elle est plus étroitement liée à l'hydrologie qu'à la croissance elle-même.

Pour ce qui est de connaître l'effet du traitement seulement sur la croissance des tiges résiduelles, nous ne pouvons tirer actuellement de conclusions. Thorpe et al. (2007) ont démontré que le délai de réponse des tiges résiduelles au traitement de CP prenait au moins deux ans avant d'être observable. Ceci est probablement lié au fait que les aiguilles des épinettes noires ont une longue durée de vie (7 à 10 ans) (Bégin and Filion 1999). Le remplacement des aiguilles poussant sous les nouvelles conditions de croissance est long et l'effet tarde davantage à se faire ressentir sur la croissance des tiges résiduelles. Par contre, ce gain de croissance peut être significatif et être d'une

durée de plus de 10 ans (Thorpe et al. 2007). Donc, pour ce qui est de tirer des conclusions sur l'amélioration potentielle de la croissance des tiges résiduelles, un délai supplémentaire de 10 à 15 ans est nécessaire.

2.2 L'influence de l'ouverture du couvert sur la nappe phréatique et sur les variations radiales des épinettes noires

D'autre part, il ne faut pas minimiser les impacts potentiellement négatifs que pourraient avoir des travaux sylvicoles dans cet environnement. Nous appuyons cette hypothèse principalement sur l'effet de l'ouverture du couvert observée autant sur les variations radiales des épinettes noires que sur les différences de NP. L'analyse des variations radiales des épinettes a montré qu'elle était fonction des températures, des précipitations et de l'ouverture du couvert. Pour ce qui est de l'influence des précipitations et de la température, Deslauriers et al. (2007) avaient déjà notés cette relation. L'impact de l'ouverture du couvert sur les variations radiales était moins attendu. Les peuplements plus ouverts comportaient des tiges avec de plus faibles variations radiales. Pour ce qui est de l'effet du couvert sur la NP, il était davantage attendu, mais nous avons confirmé son importance puisque tous les modèles ayant eu de grands poids d'Akaike comportaient l'effet du couvert. Ces tendances nous portent à croire qu'il faut mettre une attention particulière à la limitation de l'ouverture du couvert lors des travaux de récolte.

Les effets négatifs de l'ouverture du couvert ont déjà été abordés par Fenton et al. (2013) qui mentionnent de la nécessité d'une rétention de 40 à 60% de la surface terrière pour maintenir la biodiversité de plusieurs taxons présente en pessière. Fenton et al. (2013) proposent une étude détaillée du niveau d'ouverture du couvert et leur effet sur des groupes d'espèces d'intérêt de la pessière en se basant sur 10 études différentes. Tous s'accordent sur des niveaux de rétention similaire à ce que nous proposons avec 60% de rétention de la surface terrière. Un trop grand prélèvement de

surface terrière pourrait avoir des conséquences négatives autant sur la croissance des tiges résiduelles, sur la NP et sur les communautés de bryophytes caractéristiques des vieilles forêts (Fenton and Bergeron 2007).

2.7 Forces et limites de l'étude

Nos résultats pourraient être différents si nous avions recréé une CP avec le passage de machinerie lourde dans les peuplements. La déformation et la compaction créée par le passage de machineries lourdes sur ces sols ont une incidence sur les mouvements de la NP. Les traitements sylvicoles pourraient avoir un plus grand impact sur la NP et les variations radiales lors de réelles opérations forestières. En effet, Bescond et al. (2011) indiquent que pour des CP dans des peuplements paludifiés, la perturbation des sols a un plus grand impact que l'ouverture du couvert sur les communautés de végétation sous-couvert. Ces communautés peuvent avoir des impacts autant sur la NP que sur la turgescence et la croissance des arbres du peuplement. Cependant, il n'en demeure pas moins que dans notre cas, l'élément important affectant à la fois la NP et la turgescence est l'ouverture du couvert. Les opérations forestières peuvent prendre compte de ce fait et porter une attention spéciale à tenir les peuplements le plus fermé possible. Cet objectif peut aussi passer par l'utilisation de plus petite abatteuse moins destructrice pour les sols.

De plus, l'intervalle de temps à laquelle nous avons étudié le milieu est seulement de 2 ans. C'est pourquoi nous sommes prudents dans l'interprétation de nos résultats et ouvert à l'idée que des changements dans la dynamique observée peuvent survenir. Par exemple, l'aulne rugueux dans des troués peut avoir un impact sur la NP comme Jutras et al. (2006) l'ont démontrés, mais il est très peu probable qu'il puisse s'établir sur l'épais tapis de matière organique s'il n'est pas déjà établi. Pour ce qui est de la régénération sous couvert prenant l'espace libre, elle pourrait rabattre la NP et ainsi

améliorer les conditions de croissance. Ceci donnerait des arguments supplémentaires à l'utilisation des CP en pessière paludifiée.

La mortalité des tiges résiduelles principalement par chablis, peut rendre ce traitement sylvicole non viable (Pothier et al. 2003, Thorpe and Thomas 2007, Thorpe et al. 2007). Par contre, une CP prélevant les plus grosses tiges à moins de chance de voir les plus petites tiges restantes être perdues par chablis (Ruel 1995). Plus le prélèvement est faible et plus ce risque est réduit (Coates 1997, Ruel et al. 2003, Maguire et al. 2006), allant même à aucune augmentation du risque de chablis lors de prélèvement de 25% de la surface terrière dans des peuplements de sapin baumier (*Abies balsamea* (L.) Mill) (Ruel et al. 2003).

Les changements climatiques augmenteront la sévérité des épisodes de sécheresse en forêt boréale (Girardin and Mudelsee 2008), d'où l'importance d'analyser les facteurs influençant l'hydrologie des peuplements. Terrier et al. (2014) ainsi que Lafleur et al. (2015) ont conclu que les peuplements paludifiés sont moins susceptibles à l'augmentation de la sévérité des feux ainsi qu'aux épisodes de sécheresses plus intenses. De plus, pour la région de la ceinture d'argile, Lafleur et al. (2015) prévoient une augmentation de la productivité forestière et un potentiel accru de récolte avec le ralentissement du processus de paludification. L'utilisation des CP sur ce territoire pourrait donc se voir plus rentable par ces modifications de la productivité forestière.

En Abitibi, le type de coupe forestière employé à favoriser certaines essences au détriment des autres. Il s'agit surtout d'espèces qui profitent de l'ouverture du couvert et qui ont une croissance rapide pour prendre l'espace disponible dans le peuplement. C'est le cas de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx.) qui semble profiter du régime forestier actuel pour prendre une plus grande portion du territoire par rapport aux variations historiques (Laquerre et al. 2009). Les principaux facteurs du régime forestier actuel favorisant le peuplier faux-tremble seraient la courte fréquence des rotations de coupe et le faible niveau de rétention (Bergeron et al. 1999b). Encore une

fois, le niveau de rétention après coupe et donc l'ouverture du couvert sont des éléments clés de l'aménagement durable de cet écosystème.

Les coupes partielles s'inscrivent dans une volonté de diversification de création de structure des peuplements aménagés. Il a déjà été mentionné par Cyr et al. (2009) que la structure des peuplements et l'âge de ceux-ci sont à l'extérieur de la variabilité naturelle, et ce au niveau du paysage. Selon les auteurs, les principales causes sont les courtes révolutions de coupe et la surutilisation du même type de coupe créant des structures de peuplement régulières. Pour pallier à la situation, ils recommandent que 40% du paysage soit sujet à des rotations plus longues telles que conseillées par Burton et al. (1999). D'autres changements pouvant améliorer la situation seraient l'augmentation de l'utilisation des coupes partielles tel que suggérée par (Bergeron et al. 2004) ou encore la conservation de portions du territoire. Il faut dire que toutes ces recommandations devraient suivre les caractéristiques régionales et le régime de feux (Cyr et al. 2009). Nos résultats appuient eux aussi l'utilisation des coupes partielles, conciliant ainsi l'approvisionnement en bois requis pour l'industrie et l'aménagement durable des pessières de l'Abitibi.

APPENDICE A

Figure A.1 Épinette noire annelée

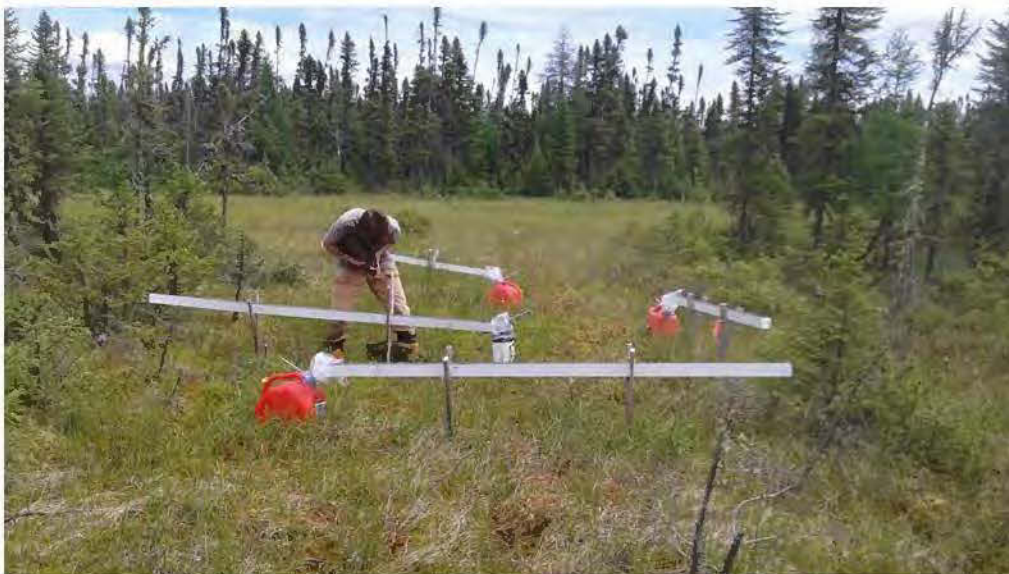


APPENDICE B

Figure B.1 Pluviomètre totalisateur de 30 L équipé d'une gouttière en aluminium

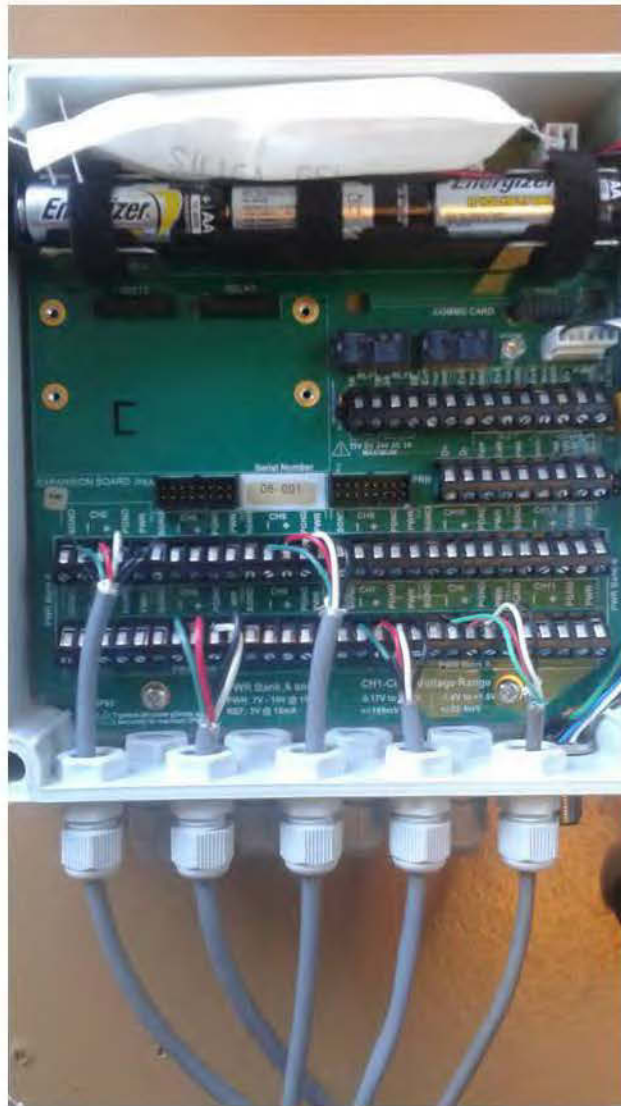


Figure B.2 Pluviomètres manuels et un automatique dans une tourbière ouverte à proximité des parcelles expérimentales



APPENDICE C

Figure C.1 Enregistreur de données Delta GP2 advanced comportant les branchements de 5 dendromètres



APPENDICE D

Figure D.1 Dendromètre installé sur le tronc d'une épinette noire



BIBLIOGRAPHIE GÉNÉRALE

- Akaike, H. 1973. Information theory and an extension of the maximum likelihood principle. Pages 199-213 Selected papers of hirotugu akaike. Springer.
- Baldocchi, D., F. M. Kelliher, T. A. Black, and P. Jarvis. 2000. Climate and vegetation controls on boreal zone energy exchange. *Global Change Biology* **6**:69-83.
- Bégin, C., and L. Filion. 1999. Black spruce (*Picea marianna*) architecture. *Canadian Journal of Botany* **77**:664-672.
- Bergeron, Y., D. Cyr, C. R. Drever, M. Flannigan, S. Gauthier, D. Kneeshaw, È. Lauzon, A. Leduc, H. L. Goff, and D. Lesieur. 2006. Past, current, and future fire frequencies in Quebec's commercial forests: implications for the cumulative effects of harvesting and fire on age-class structure and natural disturbance-based management. *Canadian journal of forest research* **36**:2737-2744.
- Bergeron, Y., P. Drapeau, S. Gauthier, and N. Lecomte. 2007. Using knowledge of natural disturbances to support sustainable forest management in the northern Clay Belt. *The Forestry Chronicle* **83**:326-337.
- Bergeron, Y., and N. J. Fenton. 2012. Boreal forests of eastern Canada revisited: old growth, nonfire disturbances, forest succession, and biodiversity. *Botany* **90**:509-523.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, M. Flannigan, and V. Kafka. 2004. Fire regimes at the transition between mixedwood and coniferous boreal forest in northwestern Quebec. *Ecology* **85**:1916-1932.
- Bergeron, Y., S. Gauthier, V. Kafka, P. Lefort, and D. Lesieur. 2001. Natural fire frequency for the eastern Canadian boreal forest: consequences for sustainable forestry. *Canadian journal of forest research* **31**:384-391.
- Bergeron, Y., B. Harvey, A. Leduc, and S. Gauthier. 1999a. Stratégies d'aménagement forestier qui s'inspirent de la dynamique des perturbations naturelles:

- considérations à l'échelle du peuplement et de la forêt. *The Forestry Chronicle* **75**:55-61.
- Bergeron, Y., A. Leduc, B. Harvey, and S. Gauthier. 1999b. Natural fire regime: a guide for sustainable management of the boreal forest.
- Bescond, H., N. J. Fenton, and Y. Bergeron. 2011. Partial harvests in the boreal forest: response of the understory vegetation five years after harvest. *The Forestry Chronicle* **87**:86-98.
- Bose, A. K., B. D. Harvey, and S. Brais. 2015. Does partial harvesting promote old-growth attributes of boreal mixedwood trembling aspen (*Populus tremuloides* Michx.) stands? *Forest Ecology and Management* **353**:173-186.
- Bouriaud, O., J.-M. Leban, D. Bert, and C. Deleuze. 2005. Intra-annual variations in climate influence growth and wood density of Norway spruce. *Tree physiology* **25**:651-660.
- Braido dos Santos, D. 2014. Variations intra-arbre de la croissance radiale, de la masse volumique et de la morphologie des trachéides du bois d'épinette noire [*Picea mariana* (Mill.) BSP] avant et après traitement de coupes partielles.
- Brais, S., B. Harvey, Y. Bergeron, C. Messier, D. Greene, A. Belleau, and D. Paré. 2004. Testing forest ecosystem management in boreal mixedwoods of northwestern Quebec: initial response of aspen stands to different levels of harvesting. *Canadian journal of forest research* **34**:431-446.
- Burnham, K. P., and D. R. Anderson. 2003. *Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach*. Springer Science & Business Media.
- Burton, P. J., D. D. Kneeshaw, and K. D. Coates. 1999. Managing forest harvesting to maintain old growth in boreal and sub-boreal forests. *The Forestry Chronicle* **75**:623-631.
- Canada, E. a. N. R. 2018. Canadian Climate Normals - Climate - Environment and Climate Change Canada. *in* E. e. r. naturelles, editor., http://elimat.weather.gc.ca/elimat_normals/index_e.html.
- Coates, K. D. 1997. Windthrow damage 2 years after partial cutting at the Date Creek silvicultural systems study in the Interior Cedar Hemlock forests of northwestern British Columbia. *Canadian journal of forest research* **27**:1695-1701.

- Conlin, T. S., and V. J. Lieffers. 1993. Anaerobic and aerobic CO₂ efflux rates from boreal forest conifer roots at low temperatures. *Canadian journal of forest research* **23**:767-771.
- Cyr, D., S. Gauthier, Y. Bergeron, and C. Carcaillet. 2009. Forest management is driving the eastern North American boreal forest outside its natural range of variability. *Frontiers in Ecology and the Environment* **7**:519-524.
- Deslauriers, A., H. Morin, C. Urbinati, and M. Carrer. 2003. Daily weather response of balsam fir (*Abies balsamea* (L.) Mill.) stem radius increment from dendrometer analysis in the boreal forests of Québec (Canada). *Trees* **17**:477-484.
- Deslauriers, A., S. Rossi, and T. Anfodillo. 2007. Dendrometer and intra-annual tree growth: what kind of information can be inferred? *Dendrochronologia* **25**:113-124.
- Drapeau, P., A. Nappi, L. Imbeau, and M. Saint-Germain. 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: managing for snag dynamics. *The Forestry Chronicle* **85**:227-234.
- Drobyshev, I., M. Simard, Y. Bergeron, and A. Hofgaard. 2010. Does soil organic layer thickness affect climate–growth relationships in the black spruce boreal ecosystem? *Ecosystems* **13**:556-574.
- Dubé, S., A. P. Plamondon, and R. L. Rothwell. 1995. Watering up after clear-cutting on forested wetlands of the St. Lawrence lowland. *Water Resources Research* **31**:1741-1750.
- Fauteux, D., L. Imbeau, P. Drapeau, and M. J. Mazerolle. 2012. Small mammal responses to coarse woody debris distribution at different spatial scales in managed and unmanaged boreal forests. *Forest Ecology and Management* **266**:194-205.
- Fenton, N., N. Lecomte, S. Légaré, and Y. Bergeron. 2005. Paludification in black spruce (*Piceamariana*) forests of eastern Canada: Potential factors and management implications. *Forest Ecology and Management* **213**:151-159.
- Fenton, N., S. Légaré, Y. Bergeron, and D. Paré. 2006. Soil oxygen within boreal forests across an age gradient. *Canadian journal of soil science* **86**:1-9.

- Fenton, N. J., and Y. Bergeron. 2006. Facilitative succession in a boreal bryophyte community driven by changes in available moisture and light. *Journal of Vegetation Science* **17**:65-76.
- Fenton, N. J., and Y. Bergeron. 2007. Sphagnum community change after partial harvest in black spruce boreal forests. *Forest Ecology and Management* **242**:24-33.
- Fenton, N. J., L. Imbeau, T. Work, J. Jacobs, H. Bescond, P. Drapeau, and Y. Bergeron. 2013. Lessons learned from 12 years of ecological research on partial cuts in black spruce forests of northwestern Québec. *The Forestry Chronicle* **89**:350-359.
- Flannigan, M., Y. Bergeron, O. Engelmark, and B. Wotton. 1998. Future wildfire in circumboreal forests in relation to global warming. *Journal of Vegetation Science* **9**:469-476.
- Franklin, J. F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes? *Ecological Applications* **3**:202-205.
- Gauthier, S., Y. Bergeron, and J.-P. Simon. 1996. Effects of fire regime on the serotiny level of jack pine. *Journal of Ecology*:539-548.
- Gauthier, S., M.-A. Vaillancourt, A. Leduc, L. De Grandpre, D. D. Kneeshaw, H. Morin, P. Drapeau, and Y. Bergeron. 2009. *Ecosystem Management in the Boreal Forest*. Presses de l'Université du Québec, Québec, QC, Canada.
- Girardin, M. P., and M. Mudelsee. 2008. Past and future changes in Canadian boreal wildfire activity. *Ecological Applications* **18**:391-406.
- Groot, A. 2002. Is uneven-aged silviculture applicable to peatland black spruce (*Picea mariana*) in Ontario, Canada? *Forestry* **75**:437-442.
- Groot, A., and H. Hökkä. 2000. Persistence of suppression effects on peatland black spruce advance regeneration after overstory removal. *Canadian journal of forest research* **30**:753-760.
- Harvey, B. D., A. Leduc, S. Gauthier, and Y. Bergeron. 2002. Stand-landscape integration in natural disturbance-based management of the southern boreal forest. *Forest Ecology and Management* **155**:369-385.
- Hökkä, H., and T. Penttilä. 1995. Effect of thinning on groundwater table depth in drained peatlands in northern Finland. *Suo* **46**:9-19.

- Joosten, H., and D. Clarke. 2002. Wise use of mires and peatlands. International mire conservation group.
- Jutras, S., A. P. Plamondon, H. Hökkä, and J. Bégin. 2006. Water table changes following precommercial thinning on post-harvest drained wetlands. *Forest Ecology and Management* **235**:252-259.
- Keenan, R. J., and J. Kimmins. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental reviews* **1**:121-144.
- Kneeshaw, D., B. Harvey, G. Reyes, M.-N. Caron, and S. Barlow. 2011. Spruce budworm, windthrow and partial cutting: Do different partial disturbances produce different forest structures? *Forest Ecology and Management* **262**:482-490.
- Kneeshaw, D. D., H. Williams, E. Nikinmaa, and C. Messier. 2002. Patterns of above- and below-ground response of understory conifer release 6 years after partial cutting. *Canadian journal of forest research* **32**:255-265.
- Koubaa, A., N. Isabel, S. Y. Zhang, J. Beaulieu, and J. Bousquet. 2007. Transition from juvenile to mature wood in black spruce (*Picea mariana* (Mill.) BSP). *Wood and fiber science* **37**:445-455.
- Lafleur, B., N. J. Fenton, and Y. Bergeron. 2015. Forecasting the development of boreal paludified forests in response to climate change: a case study using Ontario ecosite classification. *Forest Ecosystems* **2**:3.
- Langevin, R., and A. P. Plamondon. 2004. Méthode de calcul de l'aire équivalente de coupe d'un bassin versant en relation avec le débit de pointe des cours d'eau dans la forêt à dominance résineuse. Québec: Ressources naturelles, Faune et Parcs, Québec.
- Laquerre, S., A. Leduc, and B. D. Harvey. 2009. Augmentation du couvert en peuplier faux-tremble dans les pessières noires du nord-ouest du Québec après coupe totale. *Ecoscience* **16**:483-491.
- Lavoie, M., K. Harper, D. Paré, and Y. Bergeron. 2007. Spatial pattern in the organic layer and tree growth: A case study from regenerating *Picea mariana* stands prone to paludification. *Journal of Vegetation Science* **18**:213-222.
- Lavoie, M., D. Paré, N. Fenton, A. Groot, and K. Taylor. 2005. Paludification and management of forested peatlands in Canada: a literature review. *Environmental reviews* **13**:21-50.

- Lecomte, N., and Y. Bergeron. 2005. Successional pathways on different surficial deposits in the coniferous boreal forest of the Quebec Clay Belt. *Canadian journal of forest research* **35**:1984-1995.
- Lecomte, N., M. Simard, and Y. Bergeron. 2006. Effects of fire severity and initial tree composition on stand structural development in the coniferous boreal forest of northwestern Québec, Canada. *Ecoscience* **13**:152-163.
- Leduc, A., M. C. Belisle, P. Drapeau, M. Marchand, T. D. Rudolph, M. Allard, and M. Cheveau. 2013. Suivi des effets réels des dispositifs d'expérimentation des coupes partielles des secteurs de Maicasagi, Gaudet et Muskushii. Commission régionale des élue de la Baie-James.
- Lemieux, J. 2010. Phénologie de l'épinette noire dans le haut boréal: un patron de la croissance intra-annuelle primaire et secondaire en relation avec la température de l'air journalière.
- Letts, M. G., N. T. Roulet, N. T. Comer, M. R. Skarupa, and D. L. Verseghy. 2000. Parametrization of peatland hydraulic properties for the Canadian Land Surface Scheme. *Atmosphere-Ocean* **38**:141-160.
- MacDonell, M., and A. Groot. 1996. Uneven-aged silviculture for peatland second-growth black spruce: biological feasibility. NODA/NFP Technical Report TR-36.
- Maguire, D., D. Mainwaring, and C. Halpern. 2006. Stand dynamics after variable-retention harvesting in mature Douglas-fir forests of Western North America. *Allg. Forst-u. J.-Ztg.* 177 (6/7): 120-131.
- Marcotte, P., V. Roy, A. P. Plamondon, and I. Auger. 2008. Ten-year water table recovery after clearcutting and draining boreal forested wetlands of eastern Canada. *Hydrological processes* **22**:4163-4172.
- Mazerolle, M. J. 2011. AICcmodavg: model selection and multimodel inference based on (Q)AIC(c). R package:<http://cran.r-project.org/web/packages/AICcmodavg/index.html>.
- McRae, D., L. Duchesne, B. Freedman, T. Lynham, and S. Woodley. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. *Environmental reviews* **9**:223-260.

- Nakagawa, S., and H. Schielzeth. 2013. A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* **4**:133-142.
- Nappi, A. 2013. Paludification. Gouvernement du Québec, Bureau du forestier en chef, Manuel de détermination des possibilités forestières 2013-2018 Roberval, Qc, P.193-199.
- Nyland, R. D. 2003. Even-to uneven-aged: the challenges of conversion. *Forest Ecology and Management* **172**:291-300.
- Offenthaler, I., P. Hietz, and H. Richter. 2001. Wood diameter indicates diurnal and long-term patterns of xylem water potential in Norway spruce. *Trees* **15**:215-221.
- Payette, S., and L. Rochefort. 2001. *Écologie des tourbières du Québec-Labrador*. Presses Université Laval.
- Pinheiro, J., D. Bates, S. DebRoy, D. Sarkar, and R. D. C. Team. 2010. *Nlme: Linear and nonlinear mixed effects models*, R package version. Page (accessed November 2018). R Foundation for Statistical Computing Vienna, Austria.
- Pinheiro, J. C., and D. M. Bates. 2000. Linear mixed-effects models: basic concepts and examples. *Mixed-effects models in S and S-Plus*:3-56.
- Plamondon, A. P., M. Prévost, and R. C. Naud. 1984. Interception de la pluie dans la sapinière à bouleau blanc, Forêt Montmorency. *Canadian journal of forest research* **14**:722-730.
- Pothier, D., M. Prévost, and I. Auger. 2003. Using the shelterwood method to mitigate water table rise after forest harvesting. *Forest Ecology and Management* **179**:573-583.
- Poulin, M. 2005. Effets des coupes partielles sur les oiseaux en forêt de pessière à mousses de l'Est du Canada. Université du Québec à Montréal.
- Purdon, M., S. Biais, and Y. Bergeron. 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.
- R-Development-Core-Team. 2018. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2013. Page (accessed November 2018). <<http://www.R-project.org/>>.

- Raney, P. A., D. J. Leopold, M. Dovciak, and C. M. Beier. 2016. Hydrologic position mediates sensitivity of tree growth to climate: Groundwater subsidies provide a thermal buffer effect in wetlands. *Forest Ecology and Management* **379**:70-80.
- Riopel, M. 2012. Étude de coupes avec protection des petites tiges marchandes (CPPTM) 5 et 10 ans après traitement: probabilités de pertes, distribution de la régénération et probabilités d'insolation hivernale. Université Laval.
- Roy, V., J. K. Jeglum, and A. P. Plamondon. 1997. Water table fluctuations following clearcutting and thinning on Wally creek wetlands. *Northern forested wetlands: ecology and management*:239-251.
- Roy, V., A. Plamondon, and P.-Y. Bernier. 2000a. Influence of vegetation removal and regrowth on interception and water table level on wetlands.
- Roy, V., A. P. Plamondon, and P. Y. Bernier. 2000b. Draining forested wetland cutovers to improve seedling root zone conditions. *Scandinavian Journal of Forest Research* **15**:58-67.
- Roy, V., J.-C. Ruel, and A. P. Plamondon. 2000c. Establishment, growth and survival of natural regeneration after clearcutting and drainage on forested wetlands. *Forest Ecology and Management* **129**:253-267.
- Ruel, J.-C. 1995. Understanding windthrow: silvicultural implications. *The Forestry Chronicle* **71**:434-445.
- Ruel, J.-C., D. Fortin, and D. Pothier. 2013. Partial cutting in old-growth boreal stands: an integrated experiment. *The Forestry Chronicle* **89**:360-369.
- Ruel, J.-C., P. Raymond, and M. Pineau. 2003. Windthrow after shelterwood cutting in balsam fir stands. *Northern Journal of Applied Forestry* **20**:5-13.
- Saucier, J., J. Bergeron, P. Grondin, and A. Robitaille. 1998. Les régions écologiques du Québec méridional: un des éléments du système hiérarchique de classification écologique du territoire mis au point par le Ministère des Ressources Naturelles. L'Aubelle.
- Simard, M., P. Y. Bernier, Y. Bergeron, D. Pare, and L. Guérine. 2009. Paludification dynamics in the boreal forest of the James Bay Lowlands: effect of time since fire and topography. *Canadian journal of forest research* **39**:546-552.

- Simard, M., N. Lecomte, Y. Bergeron, P. Y. Bernier, and D. Paré. 2007. Forest productivity decline caused by successional paludification of boreal soils. *Ecological Applications* **17**:1619-1637.
- Smithwick, E. A., M. G. Turner, M. C. Mack, and F. S. Chapin. 2005. Postfire soil N cycling in northern conifer forests affected by severe, stand-replacing wildfires. *Ecosystems* **8**:163-181.
- Tardif, J., M. Flannigan, and Y. Bergeron. 2001. An analysis of the daily radial activity of 7 boreal tree species, northwestern Quebec. *Environmental Monitoring and Assessment* **67**:141-160.
- Taylor, S., T. Carleton, and R. Adams. 1988. Understorey vegetation change in a *Picea mariana* chronosequence. *Vegetatio* **73**:63-72.
- Terrier, A., W. J. de Groot, M. P. Girardin, and Y. Bergeron. 2014. Dynamics of moisture content in spruce–feather moss and spruce–Sphagnum organic layers during an extreme fire season and implications for future depths of burn in Clay Belt black spruce forests. *International journal of wildland fire* **23**:490-502.
- Thorpe, H., and S. Thomas. 2007. Partial harvesting in the Canadian boreal: success will depend on stand dynamic responses. *The Forestry Chronicle* **83**:319-325.
- Thorpe, H., S. Thomas, and J. Caspersen. 2007. Residual-tree growth responses to partial stand harvest in the black spruce (*Picea mariana*) boreal forest This article is one of a selection of papers published in the Special Forum IUFRO 1.05 Uneven-Aged Silvicultural Research Group Conference on Natural Disturbance-Based Silviculture: Managing for Complexity. *Canadian journal of forest research* **37**:1563-1571.
- Thorpe, H., S. Thomas, and J. Caspersen. 2008. Tree mortality following partial harvests is determined by skidding proximity. *Ecological Applications* **18**:1652-1663.
- Turetsky, M. R. 2003. The role of bryophytes in carbon and nitrogen cycling. *The Bryologist* **106**:395-409.
- Urban, S., V. Lieffers, and S. MacDonald. 1994. Release in radial growth in the trunk and structural roots of white spruce as measured by dendrochronology. *Canadian journal of forest research* **24**:1550-1556.
- Verry, E. S. 1975. Streamflow Chemistry and Nutrient Yields from Upland-Peatland Watersheds in Minnesota. *Ecology* **56**:1149-1157.

- Vincent, J.-S., and L. Hardy. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie physique et Quaternaire* **31**:357-372.
- Zaccone, C., D. Said-Pullicino, G. Gigliotti, and T. Miano. 2008. Diagenetic trends in the phenolic constituents of Sphagnum-dominated peat and its corresponding humic acid fraction. *Organic Geochemistry* **39**:830-838.