

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
PROGRAMME DE MAÎTRISE EXTENSIONNÉ À
L'UNIVERSITÉ DU QUÉBEC EN ABITIBI-TÉMISCAMINGUE

IMPACTS DE DIVERS TRAITEMENTS DE RÉSIDUS LIGNEUX SUR LES SOLS DE
PEUPELEMENTS DE PEUPLIER FAUX-TREMBLE

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
ANNIE BELLEAU



MAI 2002



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.

AVANT-PROPOS

L'étude suivante s'est déroulée dans le cadre d'un projet de sylviculture et d'aménagement forestier écosystémique (SAFE) se déroulant à la Forêt d'enseignement et de recherche du lac Duparquet (FERLD). Ce projet vise l'expérimentation à petite échelle de principes d'aménagement écosystémique (Bergeron et Harvey 1997) s'inspirant de la dynamique de perturbation naturelle de la forêt boréale mixte. L'objectif général du projet SAFE est d'évaluer dans quelle mesure les systèmes sylvicoles développés permettent d'atteindre des objectifs de maintien de la biodiversité, des cycles nutritifs et de la productivité des écosystèmes tout en soutenant une industrie forestière compétitive.

Ce mémoire s'attarde principalement au traitement de coupe totale exécuté dans la phase 1 de SAFE à l'hiver 1999. L'étude vise à déterminer dans quelle mesure la gestion des débris ligneux après coupe influence la fertilité des sols et favorise le maintien des cycles nutritifs des sols argileux à l'étude. Pour ce faire quatre traitements de résidus ont été établis soit : un traitement de coupe par arbre entier où les débris ligneux étaient exportés à l'extérieur des parterres de coupe et trois variantes de la coupe par tige, soit un abandon conventionnel sur le parterre des débris, leur mise en copeaux et un brûlage dirigé de ceux-ci.

Les données ont été récoltées au courant de l'été 1999 et 2000. Les traitements bio-chimiques et statistiques des échantillons ont été exécutés à l'automne hiver 1999-2000 ainsi que 2000-2001. La rédaction de ce mémoire a été effectuée sous la direction de Suzanne Brais et David Paré. L'article découlant du chapitre 3 de ce mémoire sera soumis à *Forest Ecology and Management*.

Le Conseil de Recherche en Science Naturelle et en Génie (CRSNG), le Ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ) et la Société de Protection des Forêts contre le Feu (SOPFEU) ont contribué au financement de cette étude. J'aimerais

remercier ma directrice Suzanne Brais pour ses conseils et son support, ainsi que mon codirecteur David Paré pour le soutien technique. Merci à l'équipe technique, Ginette Baril, Marie-Claude Dubois, Philippe Duval et Marie-Hélène Longpré ainsi qu'aux différents aides de terrain pour le travail accompli. Un merci particulier à M. Boutin pour les précisions techniques, à Pascal Rochon pour avoir pris soin de mes échantillons, à Thuy Nguyen et à Sonia Légaré pour le support, les conseils statistiques et parfois l'aide technique. Merci à l'équipe de la SOPFEU avec laquelle ce fut un plaisir de collaborer et enfin merci aux amis (es) et collègues, Thuy, Sonia, Josée, Marie-Hélène, Marie-Claude, Nico, Fateh et Hervey, qui m'ont soutenue et supportée tout au long de ces deux années de dur labeur.

TABLE DES MATIÈRES

AVANT-PROPOS	II
LISTE DES FIGURES	VI
LISTE DES TABLEAUX.....	VII
RÉSUMÉ	VIII
CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
CHAPITRE 2 : CARACTÉRISATION DES EFFETS DE BRÛLAGES DIRIGÉS SUR LES SOLS ARGILEUX MÉSIQUES DE PEUPEMENTS DE PEUPLIER FAUX-TREMBLE DANS LE NORD-OUEST QUÉBÉCOIS	6
2.1 RÉSUMÉ	7
2.2 INTRODUCTION	8
2.3 MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	9
2.3.1 Site d'étude	9
2.3.2 Dispositif.....	9
2.3.3 Échantillonnage.....	11
2.3.4 Analyses physiques et chimiques des sols.....	13
2.3.5 Analyses microbiennes des sols	14
2.3.6 Paramètres dérivés	14
2.3.7 Analyses statistiques	15
2.4 RÉSULTATS	16
2.4.1 Caractérisation des brûlages dirigés.....	16
2.4.2 Effets sur les propriétés physico-chimiques du sol.....	16
2.4.3 Effets sur les communautés microbiennes	20
2.5 DISCUSSION	24
2.6 CONCLUSION.....	27
2.7 REMERCIEMENTS	28
2.8 RÉFÉRENCES	28
CHAPITRE 3 : L'IMPACT DE QUATRE TRAITEMENTS DE RÉSIDUS LIGNEUX SUR LES SOLS ARGILEUX MÉSIQUES DE PEUPEMENTS DE PEUPLIER FAUX-TREMBLE DU NORD-OUEST QUÉBÉCOIS.....	32
3.1 RÉSUMÉ	33
3.2 INTRODUCTION	34
3.3 MATÉRIEL ET MÉTHODE.....	36
3.3.1 Site d'étude	36
3.3.2 Dispositif.....	36
3.3.3 Charge en débris ligneux et en copeaux.....	37
3.3.4 Échantillonnage des sols	39

3.3.5	<i>Taux de décomposition</i>	39
3.3.6	<i>Biomasse végétale</i>	39
3.3.7	<i>Mesures de type abiotique</i>	40
3.3.8	<i>Analyses physiques et chimiques des sols</i>	40
3.3.9	<i>Analyses microbiennes des sols</i>	41
3.3.10	<i>Paramètres dérivés</i>	42
3.3.11	<i>Analyses statistiques</i>	42
3.4	RÉSULTATS	43
3.4.1	<i>Effets de l'enlèvement du couvert végétal</i>	43
3.4.2	<i>Caractérisation des traitements de résidus ligneux</i>	50
3.4.3	<i>Effet des résidus sur la couverture morte</i>	52
3.4.4	<i>Effets des résidus sur le sol minéral</i>	53
3.4.5	<i>Analyses de coefficients de direction</i>	58
3.5	DISCUSSION	58
3.6	CONCLUSION	64
3.7	REMERCIEMENTS	65
3.8	RÉFÉRENCES	65
3.9	ANNEXES	72
CHAPITRE 4. CONCLUSION GÉNÉRALE		74
LISTE DES RÉFÉRENCES		76

LISTE DES FIGURES

Figure	Page
2.1	EMPLACEMENT DES BRÛLAGES DIRIGÉS SUR LE TERRITOIRE À L'ÉTUDE..... 10
2.2	RÉDUCTION DE LA CHARGE EN COMBUSTIBLE SUITE AU BRÛLAGE DIRIGÉ SELON LA CLASSE DE DIAMÈTRE ET DE DÉCOMPOSITION. 17
2.3	EFFETS DES BRÛLAGES DIRIGÉS SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DE L'HORIZON ORGANIQUE. 19
3.1	EMPLACEMENT DES TRAITEMENTS DE RÉSIDUS ET DES TÉMOINS SUR LE TERRITOIRE À L'ÉTUDE. 38
3.2	EFFETS DE L'ENLÈVEMENT DU COUVERT VÉGÉTAL SUR LES TEMPÉRATURES DE L'AIR (À 1,20 M DU SOL) ET DU SOL..... 44
3.3	EFFET DE L'ENLÈVEMENT DU COUVERT VÉGÉTAL SUR L'HUMIDITÉ DU SOL..... 45
3.4	L'EFFETS DES TRAITEMENTS DE RÉSIDUS SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DE LA COUVERTURE MORTE. 54
3.5	EFFETS DES TRAITEMENTS DE RÉSIDUS SUR LES PARAMÈTRES MICROBIENS DE LA COUVERTURE MORTE. 55
3.6	ANALYSES DE COEFFICIENTS DE DIRECTION ÉTABLISSANT POUR DES COUPES TOTALES L'INTENSITÉ DES RELATIONS À L'ÉTÉ 2000 ENTRE (A) L'ACIDITÉ ÉCHANGEABLE DU SOL MINÉRAL (ACIDITÉ _{EM}) ET (B) L'ACTIVITÉ DES MICROORGANISMES DE LA COUVERTURE MORTE (RESPIRATION BASALE _{CM}) ET LES PARAMÈTRES EXPLICATIFS (CHARGE DES DÉBRIS LIGNEUX, LA BIOMASSE VÉGÉTALE ANNUELLE, L'HUMIDITÉ ET LE PH DE LA COUVERTURE MORTE)..... 59

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 CONDITIONS DE BRÛLAGE.....	12
2.2 DESCRIPTION DES CLASSES DE DÉCOMPOSITION UTILISÉES LORS DE L'ÉCHANTILLONNAGE DES DÉBRIS LIGNEUX	13
2.3 RÉDUCTION DE L'ÉPAISSEUR (CM) ET DU POIDS SEC (SANS CENDRE, T/HA) DE LA COUVERTURE MORTE SUITE AU BRÛLAGE	16
2.4 COMPARAISON ENTRE L'ESTIMATION DES NUTRIMENTS LIBÉRÉS PAR COMBUSTION (KG/HA) ET LES CHANGEMENTS DES CONTENUS EN ÉLÉMENTS ÉCHANGEABLES (KG/HA) ET TOTAUX (KG/HA) DE LA COUVERTURE MORTE APRÈS BRÛLAGE.	21
2.5 EFFETS DES BRÛLAGES DIRIGÉS SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DE L'HORIZON MINÉRAL.....	22
2.6 EFFETS DES BRÛLAGES DIRIGÉS SUR LES COMMUNAUTÉS MICROBIENNES DU SOL.....	23
3.1 EFFETS DE L'ENLÈVEMENT DU COUVERT VÉGÉTAL SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO- CHIMIQUES DU SOL À L'ÉTÉ 1999.....	47
3.2 EFFETS DE L'ENLÈVEMENT DU COUVERT VÉGÉTAL SUR LES PROPRIÉTÉS PHYSICO- CHIMIQUES DU SOL À L'ÉTÉ 2000.....	48
3.3 EFFETS DE L'ENLÈVEMENT DU COUVERT VÉGÉTAL SUR LES COMMUNAUTÉS MICROBIENNES DU SOL	49
3.4 CARACTÉRISATION DES TRAITEMENTS DE RÉSIDUS	51
3.5 PROPRIÉTÉS PHYSICO-CHIMIQUES DE L'HORIZON MINÉRAL	56
3.6 PARAMÈTRES MICROBIENS DE L'HORIZON MINÉRAL.....	57
3.7 ANALYSES DE COEFFICIENTS DE CORRELATION ENTRE L'ACIDITÉ DU SOL MINÉRAL AINSI QU'ENTRE L'ACTIVITÉ DES MICROORGANISMES DANS LA COUVERTURE MORTE À L'ÉTÉ 2000 ET LES PARAMÈTRES EXPLICATIFS.	60

RÉSUMÉ

Dans un contexte d'aménagement écosystémique des forêts, on souhaite évaluer dans quelle mesure l'utilisation de traitements de résidus ligneux pourrait permettre d'harmoniser les effets des perturbations naturelles et anthropiques. Pour ce faire, quatre traitements de résidus ont été ciblés : le brûlage dirigé (BD), le feu étant le principal agent dynamisant la forêt boréale mixte du nord-ouest québécois; la mise en copeaux (MC), traitement visant à favoriser la décomposition par la fragmentation des débris; la coupe par tige (CT) et la coupe par arbre entier (CA), deux types de coupe en vigueur présentement au Québec, ils ont permis ici d'évaluer l'importance de la quantité de débris dans la résilience de l'écosystème.

L'effet du brûlage dirigé a d'abord été suivi dans le temps. On a observé que même à faible sévérité et intensité, le brûlage a permis une remise en circulation des nutriments contenus dans les débris et dans la régénération déjà en place lors du brûlage. Dans un deuxième temps, l'effet de l'ouverture du couvert végétal par la coupe et la comparaison entre eux des quatre traitements de résidus ont permis de quantifier la mise en disponibilité en nutriments suite à la coupe et dans quelle mesure les traitements de résidus influencent cette mise en disponibilité. Comparée à un peuplement témoin non-coupé, la coupe a induit une remise en circulation graduelle des nutriments. La nature (combustion *versus* décomposition) des traitements de résidus a favorisé une mise en disponibilité des nutriments plus rapide, tandis que la quantité de débris (CT *versus* CA) a influencé davantage la quantité de nutriments disponibles, l'immobilisation par la végétation en régénération et l'acidification du sol. La fragmentation (MC) des débris a, quant à elle, eu peu d'effet sur la décomposition et la disponibilité en nutriment par rapport à la CT et à la CA.

Le maintien des débris ligneux sur les parterres de coupe limiterait donc l'acidification du sol et permettrait de prévenir à court-moyen terme une réduction de la fertilité. L'application de traitements comme le BD ou la MC permettrait donc de limiter l'exportation des nutriments tout en dégageant les parterres de coupe afin de faciliter de futurs travaux sylvicoles.

CHAPITRE 1 : INTRODUCTION GÉNÉRALE

Les perturbations naturelles sont des agents dynamiques du maintien des mosaïques forestières, de la biodiversité et des mécanismes fondamentaux de l'écosystème tel le cycle des éléments nutritifs (Perry et Amaranthus 1997). Les écosystèmes se seraient adaptés, au cours des siècles, à un régime particulier de perturbations naturelles ainsi qu'à la dynamique des cycles des éléments nutritifs qui leur est associée. Perry et Amaranthus (1997), en se basant sur un concept de non-équilibre des écosystèmes (Fiedler *et al.* 1997) qui tient compte des diverses voies successionnelles et de leur influence dans la dynamique des écosystèmes (Niemelä 1999, Bergeron et Dubuc 1989, Heinselman 1981), ont établi la résilience d'un écosystème comme étant la capacité d'un système à revenir à un stade donné après perturbation. Ce stade auquel un écosystème résilient revient après perturbation pourrait être un stade plus ou moins identique à celui qui prévalait avant perturbation. Il contiendrait les mêmes éléments constitutifs soient des habitats similaires, une richesse en espèces équivalente et une fertilité du sol également similaire. En plus, ils ont également défini la résistance comme étant la capacité d'un système à absorber de petits bouleversements pour empêcher leur dégénérescence en de plus larges perturbations qui pourraient entraîner un changement radical de l'écosystème. La résilience et la résistance constitueraient la stabilité d'un système, soit les limites de changements pouvant être supportées par un écosystème avant que ce dernier ne soit fondamentalement transformé.

Le feu est le principal agent dynamisant la forêt boréale mixte en agissant sur les communautés végétales et animales ainsi que sur les processus écologiques (Bergeron 1991). Pour la région à l'étude, le cycle de feu a été estimé à plus de 99 ans (Dansereau et Bergeron 1993, Bergeron 1991). Le régime de feu jumelé aux vagues d'épidémie de la tordeuse du bourgeon de l'épinette (*Choristoneura*

fumiferana (Clem.)) (Morin *et al.* 1993) ont modelé, à l'échelle du paysage, une mosaïque forestière propre à la région. La sévérité, le type et l'étendue de la perturbation ainsi que la composition du peuplement avant perturbation sont des facteurs importants qui ont déterminé l'impact de la perturbation et le choix des voies successionales (Bergeron et Dubuc 1989, Carleton et Maycock 1978).

En forêt boréale, au cours de la succession, il peut survenir plusieurs changements au niveau des processus écologiques du sol. De façon générale, on observe une baisse dans la disponibilité des nutriments (Paré et Bergeron 1996, Brais *et al.* 1995a), une augmentation de la matière organique de surface (Paré *et al.* 1993, Bormann et Likens 1979) ainsi qu'une diminution des températures du sol minéral et des taux de décomposition (Van Cleve et Viereck 1981). Ces changements sont aussi influencés par le temps depuis le feu, par la présence d'épidémies d'insectes entre les épisodes de feu et par la composition en espèces des peuplements forestiers (Brais *et al.* 1995a, Paré *et al.* 1993).

Une perturbation anthropique telle la coupe forestière laisse sur les parterres de coupe ou en bordure de ceux-ci des quantités importantes de rémanents. Contrairement au feu qui, par la combustion d'une partie de la matière organique de surface et des combustibles présents, libérera immédiatement après perturbation une grande quantité de nutriments (Purdon *et al.* soumis, Adams et Boyle 1982), les débris résultant de la coupe prendront, selon les conditions d'humidité et de température, un certain temps pour se décomposer et libérer leurs éléments nutritifs (Harmon *et al.* 1986).

Lors de l'exploitation des tiges à valeur commerciale, il y aura également une grande quantité de nutriments exportés à l'extérieur des sites de récolte (Alban et Perala 1990). Kimmins (1977) indique qu'avec l'intensification des activités de récolte forestière et de préparation de terrain, il s'avère de plus en plus important de bien gérer les débris ligneux afin d'éviter un appauvrissement à long terme des

écosystèmes forestiers. Ceci est particulièrement vrai dans le cas de l'exploitation du peuplier faux-tremble, auquel l'industrie de la région s'intéresse de plus en plus afin d'exploiter au maximum les territoires de coupe alloués. Cette espèce prédominante après feu (Bergeron et Dubuc 1989) possède une grande capacité à pomper les nutriments du sol et à les entreposer dans la biomasse aérienne, en particulier dans les feuilles et les fines branches (Alban et Perala 1990). Si après exploitation des tiges on ne s'assure pas que les effets de la gestion des résidus de coupe ne débordent pas l'amplitude des changements observés dans la dynamique naturelle (stabilité), on risque, après quelques révolutions, d'appauvrir le sol. De plus, plusieurs études suggèrent que dans le cas d'une coupe par arbre entier, où l'ébranchage est exécuté en dehors des parterres de coupe, les risques d'appauvrissement sont encore plus élevés (Mann *et al.* 1988, Kimmins 1977). Des études ont démontré que pour les sites mixtes de la région, certains modes de gestion des débris ligneux pouvaient modifier significativement la dynamique de la décomposition et les cycles géochimiques (Brais *et al.* 1995b, Brais *et al.* 1996, Brais *et al.* 2002).

Certaines caractéristiques des sols à l'étude rendraient néanmoins l'écosystème plus résistant aux changements, qu'ils soient naturels ou anthropiques, et contribueraient de ce fait à la stabilité de l'écosystème et au maintien du cycle nutritif. Les sols sont riches en matière organique, en argile et en calcium (Paré et Bergeron 1996, Brais *et al.* 1995b, Bergeron *et al.* 1983). La forte concentration en calcium favoriserait la formation potentielle de complexes organo-minéraux (Oades 1988). Ces complexes formés par la mise en place de ponts cationiques préviendraient la décomposition et la minéralisation prématurée des composantes organiques du sol. La teneur élevée en matière organique semble être un facteur important dans le maintien de la fertilité des sites puisqu'elle constitue un réservoir important d'éléments nutritifs plus ou moins disponibles (Baldock et Nelson 1999, Perry 1994, Körshens 1993).

L'activité microbienne contribuerait à la mise en disponibilité des éléments nutritifs emmagasinés dans la matière organique et dans la litière (Gregorich et Janzen 1999). Comme la teneur du sol en matière organique et l'activité microbienne sont influencées par les changements induits, au niveau du sol, par une perturbation, qu'elle soit naturelle ou anthropique (Baldock et Nelson 1999, Fritze *et al.* 1993, 1994, Pietikäinen et Fritze 1993, Oades 1988), il serait important d'évaluer le rôle de ces structures dans la résilience de l'écosystème.

Selon Niemelä (1999) ainsi que Worrell et Hampson (1997), l'adoption de pratiques forestières s'inspirant des perturbations naturelles pourrait limiter l'impact des activités de récoltes forestières sur les écosystèmes et maintenir les processus écosystémiques propres au régime de perturbations de la région ainsi que la résilience de l'écosystème. L'aménagement écosystémique, permettrait le maintien de la biodiversité, de la productivité et de la stabilité des écosystèmes en s'assurant que l'impact des pratiques sylvicoles demeure à l'intérieur de la variabilité observée après perturbation naturelle (Bergeron et Harvey 1997, Attiwill 1994). L'harmonisation des impacts de nos pratiques forestières avec celles des perturbations naturelles pourrait passer par la gestion des débris ligneux après coupe. En évaluant dans quelle mesure les traitements des débris ligneux laissés après coupe contribuent à la résilience des mécanismes fondamentaux de l'écosystème, on pourrait, par un choix éclairé de traitement, favoriser le maintien des processus écosystémiques et la stabilité des écosystèmes après une perturbation anthropique telle la coupe.

Puisque le feu représente la perturbation dominante de la forêt boréale, la présente étude vise dans un premier temps à évaluer l'effet à court terme du brûlage dirigé sur les sols argileux mésiques de la région. La mise en disponibilité des nutriments et l'effet sur les communautés microbiennes ont été dans ce chapitre quantifiés ainsi que discutés en fonction de l'intensité des brûlages obtenus. Dans un deuxième temps, l'étude vise à comparer entre eux quatre traitements de résidus, soit le

débardage par arbre entier et trois variantes de gestion des rémanents pour le débardage par tige : un abandon conventionnel sur le parterre de coupe des résidus, une mise en copeaux de ces derniers avec leur épandage au sol et un brûlage dirigé. Des peuplements témoin non-coupés ont également été considérés. Ce chapitre a permis :

- d'évaluer la résistance de l'écosystème forestier à une perturbation anthropique telle la coupe, en comparant les peuplements témoins au peuplements ayant subi une coupe par tige;
- d'évaluer l'effet de quatre types de traitement des débris ligneux sur les taux de décomposition, sur la mise en disponibilité des nutriments et sur les communautés microbiennes.
- d'évaluer l'importance de certains paramètres dans les mécanismes d'immobilisation et de mise en disponibilité des nutriments.

**CHAPITRE 2 : CARACTÉRISATION DES EFFETS DE BRÛLAGES DIRIGÉS SUR LES SOLS
ARGILEUX MÉSIQUES DE PEUPELEMENTS DE PEUPLIER FAUX-TREMBLE DANS LE
NORD-OUEST QUÉBÉCOIS**

Annie Belleau¹, Suzanne Brais¹ et David Paré²

¹Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec

²Ressource Naturelle Canada
Centre de foresterie des Laurentides
1055 rue du P.E.P.S., C.P. 3800
Ste-Foy, Québec

2.1 Résumé

La forêt boréale mixte du nord-ouest québécois est naturellement dynamisée par le feu. Dans un contexte d'aménagement écosystémique où les pratiques sylvicoles s'inspirent des perturbations naturelles afin de maintenir l'intégrité des écosystèmes forestiers, l'utilisation du brûlage dirigé pourrait permettre d'harmoniser les effets des perturbations naturelles et anthropiques. Dans cette optique, trois brûlages dirigés ont été conduits en août 1999 dans des peuplements de peuplier faux-tremble sur argile mésique préalablement coupés. Avant et après les brûlages (7 jours, 30 jours et un an après), la charge en combustible, la densité et l'épaisseur de la couverture morte ainsi que sa concentration en nutriments et en microorganismes ont été évaluées. Visuellement 70 % du territoire a été incendié. Aucune réduction significative de l'épaisseur et de la densité de la couverture morte n'a été observée. Le brûlage a cependant entraîné une réduction 12 % de la charge en débris fin (0 – 0,99 cm de diamètre). Malgré cette sévérité faible, on a observé dans la couverture morte une augmentation du pH (+ 1,27 unités), du P_T (+ 657 mg/kg), une saturation à 100 % des bases échangeables et une réduction de l'acidité_e (- 1,23 cmol(+)/kg). Le N_T , le Ca_e , le Mg_e , le K_e , le P_{disp} , la CEC_e et le qCO_2 tendaient vers une augmentation tandis que le C_{org} et le C_{mic} tendaient vers une diminution. Un an après le brûlage, le P_T et le K_e présentaient un rétablissement aux valeurs d'avant brûlage et peu d'effets étaient notés au niveau du sol minéral. Enfin, les brûlages dirigés ont généré une hétérogénéité spatiale importante difficile à contrôler statistiquement. Cette variabilité devra être comparée à l'hétérogénéité engendrée par des incendies forestiers à grande échelle afin de s'assurer que les effets du brûlage demeurent à l'intérieur des limites de variabilité observée en nature.

2.2 Introduction

Les feux de forêt sont la principale perturbation dynamisant la forêt boréale mixte du nord-ouest québécois (Bergeron 1991). De façon générale, le feu par l'ouverture du couvert végétal ainsi que par la combustion de la couverture morte et des débris ligneux, favorise l'augmentation des températures et de l'humidité du sol (Swift *et al.* 1993) ainsi qu'une augmentation du pH suite à un relargage rapide de bases échangeables par les cendres (Ulery *et al.* 1993). Ces nouvelles conditions stimuleraient l'activité microbienne, la décomposition et la minéralisation (Prieto-Fernandez *et al.* 1993) et entraîneraient ainsi une remise en circulation accrue des nutriments immobilisés dans la matière organique (Wells *et al.* 1979). La volatilisation de l'azote sous l'effet de la chaleur (DeBell et Ralston 1970) et la stérilisation des microorganismes du sol peuvent également être observées selon l'intensité du feu (Pietikäinen et Fritze 1993).

Selon Staddon et al. (1996), la mise en place d'agences de protection des forêts contre les feux, pourrait entraîner des pertes de biodiversité végétale et animale, incluant les microorganismes du sol. L'utilisation du brûlage dirigé dans les aires de coupe afin de simuler les effets des feux de forêt dans le paysage serait alors une avenue intéressante afin de maintenir la biodiversité et dynamiser le cycle des nutriments. Par ailleurs, très peu d'études se sont attardées sur les effets du brûlage dirigé dans des peuplements feuillus boréaux, en particulier sur des sols argileux mésiques (James et Smith 1977, Perala 1974). L'acquisition de telles connaissances permettrait d'orienter les stratégies d'aménagement forestier en forêt boréale mixte.

L'objectif de cette étude est d'évaluer l'effet à court terme du feu sur les communautés microbiennes et la disponibilité en nutriments de sols argileux mésiques sous des peuplements de trembles récemment coupés. Considérant la nature de la végétation, on s'attend à des brûlages de faible intensité et sévérité

ainsi qu'à une libération en nutriments faible et de courte durée. On s'attend aussi à une stérilisation partielle de l'horizon organique par le feu et à un rétablissement graduel de la biomasse et de l'activité microbienne dès 30 jours après le brûlage dirigé.

2.3 Matériel et Méthode

2.3.1 Site d'étude

L'étude s'est déroulée dans la Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet (FERLD), située dans le nord-ouest québécois en Abitibi (48°29'N, 79°25'O). La région est caractérisée par une température moyenne annuelle de 0,8°C et des précipitations moyennes annuelles de 856,8 mm (Environnement Canada 1993). Les sols de la région à l'étude sont caractéristiques de la ceinture d'argile du Nord de l'Ontario et du Québec. Ils se sont développés sur des dépôts glaciolacustres à texture fine suite à la dernière grande glaciation (Vincent et Hardy 1977). Les sols sont classifiés comme des Luvisols gris orthiques présentant un humus de type mor et un régime hydrique frais (Agriculture Canada, 1987). La végétation régionale est typique de la zone de sapinière à bouleau blanc (Bergeron *et al.* 1983) et les peuplements à l'étude étaient issus d'un feu datant de 1923. Avant la coupe, ils se composaient à 80 % de peuplier faux-tremble.

2.3.2 Dispositif

La présente étude s'inscrit dans la première phase d'un projet beaucoup plus large de sylviculture et d'aménagement forestier écosystémique (SAFE) établi dans la FERLD. Au cours de l'hiver 1999, des coupes totales ont été exécutées de façon manuelle avec un ébranchage à la souche et un débusquage des tiges à valeur commerciale. À l'intérieur de ces coupes totales, trois brûlages dirigés ont été conduits les 21 et 22 août 1999 par la Société de protection contre les feux de forêt au Québec (SOPFEU). Les parcelles (80 m X 50 m) étaient éloignées l'une de l'autre

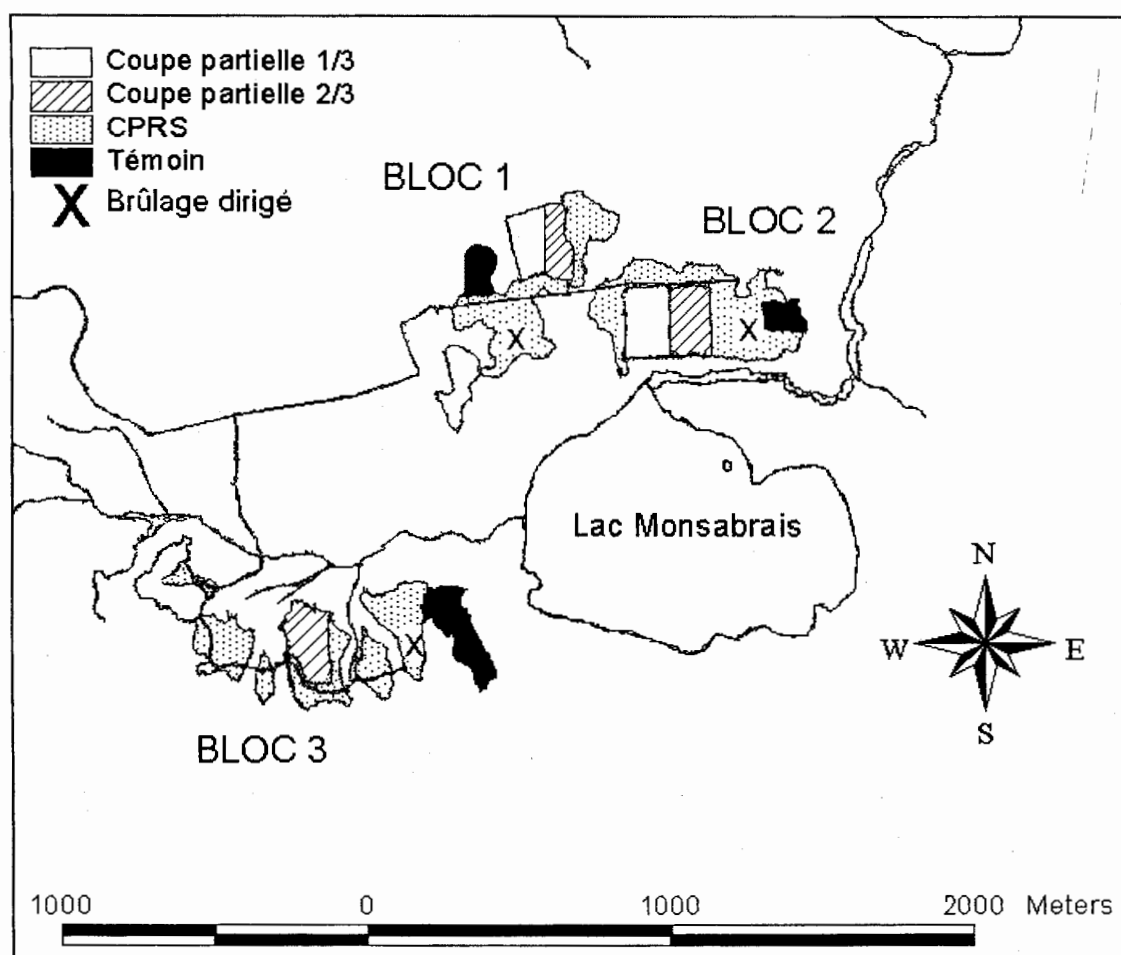


Figure 2.1. Emplacement des brûlages dirigés sur le territoire à l'étude

de 1 km en moyenne (figure 2.1). Les conditions nécessaires au brûlage (tableau 2.1) n'ont été obtenues qu'à la fin de la première saison de croissance après coupe, chaque site présentait déjà une forte régénération en peuplier faux-tremble.

2.3.3 Échantillonnage

2.3.3.1 *Avant brûlage*

Les débris ligneux ont été dénombrés par espèce, par classes de diamètre (0-0,49; 0,5-0,99; 1-2,99; 3-4,99; 5-6,99; 7 cm et plus) et par classes de décomposition (1 à 5) le long des côtés de 30 m de deux triangles équilatéraux par parcelle expérimentale, selon la méthode de la ligne intercepte (McRae *et al.* 1979). Les classes de décomposition ont été définies par des critères visuels et tactiles (tableau 2.2). Pour chaque espèce et chaque classe de diamètre et de décomposition un disque échantillon a été prélevé sur des débris en marge des triangles afin d'établir leur densité selon la méthode de déplacement d'eau et évaluer leur charge à l'hectare. Pour fins de traitement statistique, les classes de décomposition ont été réduites à deux classes fonctionnelles (tableau 2.2) et à trois classes de diamètre : petit (0-0,99 cm), moyen (1-6,99 cm) et gros (7 cm et plus).

L'épaisseur de la couverture morte (LFH) a été mesurée à tous les 5 m le long de chaque côté des triangles. La couverture morte et l'horizon minéral (0-10 cm) ont aussi été échantillonnés le long des triangles à raison de deux échantillons par côté, soit entre 5 et 10 m ainsi qu'entre 20 et 25 m. LFH a été prélevé à l'intérieur d'un quadrat de 10 cm par 10 cm et pesé sur le terrain. Les échantillons de sol minéral ont été combinés pour ne faire qu'un échantillon par côté de triangle.

2.3.3.2 *Au moment du brûlage*

Les horizons LFH et minéral ont été de nouveau échantillonnés à raison de deux échantillons par côté de triangle. Ces échantillons ont été combinés afin de ne faire qu'un seul échantillon et ont servi à évaluer l'activité et la biomasse microbienne (C

Tableau 2.1. Conditions de brûlage

	21 août		22 août
	brûlage 1	Brûlage 2	brûlage 3
Température de l'air (°C)	26	26	26
Humidité relative de l'air (%)	42	42	37
Humidité dans la couverture morte (%)	166	215	220
Les vents, vitesse et orientation (km/h)	S-O de 9 km/h	S-O de 9 km/h	S-O de 10 km/h
ICL ^a	89	89	89
ICD ^b	24	24	24

a- Indice de combustible léger

b- Indice de combustible disponible

et N microbien) du sol avant feu. Ces échantillons ont été conservés à 4°C jusqu'à leur analyse.

2.3.3.3 Après brûlage

Afin d'estimer la sévérité du brûlage sur l'ensemble des parcelles expérimentales, le dénombrement des débris ligneux ainsi que la mesure de l'épaisseur de la couverture morte ont de nouveau été effectués au pourtour de chaque triangle. Afin de déterminer l'effet de la combustion sur les propriétés du sol, cinq placettes d'échantillonnage permanent (PEP) par parcelle expérimentale ont été établies dans des zones brûlées. Les horizons LFH et minéral ont été échantillonnés à raison de deux échantillons par PEP 7 jours, 30 jours et un an après brûlage. Les échantillons ont été combinés deux par deux. Pour chaque période, un sous-échantillon de chacun des deux horizons a été conservé à 4°C jusqu'à l'analyse de l'activité et de la biomasse microbienne. Trente jours après brûlage, l'horizon organique a été échantillonné à l'intérieur de deux quadrats de 25 cm par 25 cm par PEP et pesé sur le terrain. Au même moment, un échantillonnage volumétrique de 100 cm³ a été pratiqué dans l'horizon minéral à l'aide d'une carotteuse à double cylindre.

Tableau 2.2. Description des classes de décomposition utilisées lors de l'échantillonnage des débris ligneux

Classes de décomposition		Description
Pour fins statistiques	Telles que relevées sur le terrain	
Frais	1	Arbre fraîchement abattu dont l'écorce est encore saine et intacte. Les fines branches et les branches sont encore en place et le bois est dur.
	2	Arbre déjà au sol dont l'écorce est encore en place. Le bois est toujours dur et les fines branches sont en partie détachées.
	3	Tronc en partie dénudé d'écorce avec un bois encore dur et une intégrité structurale.
Pourri	4	Tronc légèrement aplati dénudé d'écorce avec un bois mou se détachant facilement.
	5	Perte de l'intégrité structurale et fibres ligneuses presque à totalement intégrées à la couverture morte.

2.3.4 Analyses physiques et chimiques des sols

L'humidité du sol a été déterminée en séchant respectivement des sous-échantillons de sol organique et minéral à 65°C et à 105°C pendant 48 hrs. Les échantillons non conservés pour le dosage microbien ont été séchés à l'air, tamisés (2 mm). Le pH a été mesuré dans une solution de CaCl_2 0.01 M (Hendershot *et al.* 1993), les bases échangeables (Ca_e , Mg_e , K_e , Na_e) du sol ont été déterminées par ICP (Inductively coupled plasma atomic emission) suite à une extraction au BaCl_2 0,1M + NH_4Cl 0,1M (Amacher *et al.* 1990) et l'acidité échangeable a été déterminée sur le même extrait par titrimétrie. Le phosphore disponible BRAY II (P_{disp}) a été déterminé par spectrophotométrie (McKeague 1976) et le Kjeldahl N (N_T) a été dosé à partir du sous-échantillon broyé (225 μm) (Bremmer et Mulvaney 1982). La concentration en C organique (C_{org}) de l'horizon organique a été obtenue par perte au feu (Karam 1993) en multipliant le pourcentage de matière organique par un facteur de 0.58. Le phosphore total (P_T) et les bases totales (Ca_T , K_T , Mg_T) ont été déterminés par ICP

après une digestion humide (Parkinson et Allen 1975). La concentration en C_{org} de l'horizon minéral a été déterminée par oxydation humide d'un sous-échantillon broyé (225 μm) (Yeomans et Bremmer 1988) et sa classe texturale par une méthode hydrométrique (Scheldrick et Wang 1993).

2.3.5 Analyses microbiennes des sols

La biomasse microbienne a été évaluée à l'aide de la méthode de fumigation extraction au chloroforme sur des sous-échantillons frais (Voroney *et al.* 1993). Les concentrations en C et N microbien (C_{mic} , N_{mic}) correspondent à la différence de concentration en C_{org} et en N_T contenus dans des échantillons fumigués et des échantillons témoins non-fumigués. Les extraits fumigués et non-fumigués ont été conservés congelés jusqu'à leur dosage. Le C_{org} a été dosé par un analyseur de carbone (Shimadzu) à partir d'un sous-échantillon des extraits acidifiés à un pH de 2, et le N_T a été dosé selon la méthode de Cabrera et Beare (1993). Afin de tenir compte de la portion non-extractable du C et du N microbien, des facteurs de correction $k_C=2.86$ (Sparling *et al.* 1990) et $k_N=1.85$ (Brookes *et al.* 1985, Joergensen et Mueller 1996) ont été appliqués aux concentrations en C et N microbien calculées.

Afin d'estimer l'activité microbienne, la respiration basale du sol (dégagement de CO_2) a été déterminée en laboratoire à l'aide de pièges à CO_2 contenant 50 ml de NaOH [1 N]. Dix grammes de LFH et 50 g de sol minéral frais ont été placés dans les pièges pendant 24hrs à 21°C (Skoog et West 1965, Alef et Mannipieri 1995). Le taux de respiration a été corrigé à l'aide de pièges témoins (blancs) ne contenant pas de sol.

2.3.6 Paramètres dérivés

Le poids sec (sans cendre) à l'hectare de l'horizon organique a été évalué à partir du poids de la couverture morte auquel on a multiplié le pourcentage de matière

organique. La capacité d'échange cationique effective (CEC_e) a été calculée en sommant les concentrations en bases échangeables et l'acidité du sol. La saturation en base (SB) et la saturation des bases individuelles ont été calculées à partir de la somme des concentrations ou des concentrations respectives des bases échangeables divisée par la CEC_e . Le contenu en éléments échangeables et totaux de la couverture morte a été calculé en multipliant les concentrations en éléments au poids sec de la couverture morte. La quantité de nutriments libérés par combustion a été calculée en sommant le contenu en éléments totaux de la couverture morte brûlée (concentrations en nutriments multipliées par la perte de biomasse suite au brûlage) et le contenu en nutriments des débris brûlés (concentrations en nutriments des débris (Purdon, non-publié) multipliées par la perte de biomasse suite au brûlage toutes classes confondues). Le coefficient respiratoire du sol (qCO_2) a été calculé en divisant le taux de respiration par la concentration en C_{mic} du sol.

2.3.7 Analyses statistiques

Les points d'échantillonnage étant appariés dans le temps, un test de comparaison simple (test de t) a été appliqué sur les différences entre la première période d'échantillonnage (avant brûlage) et les trois autres périodes, soit 7 jours, 30 jours et un an après brûlage. Le seuil d'acceptation de l'hypothèse nulle a été fixé à 0,1 et afin de tenir compte de la non-indépendance des comparaisons et de mettre en lumière les tendances qui se dégagent, le seuil a été abaissé à 0,03 suite à une correction de Bonferroni (Legendre et Legendre 1998). Les paramètres ne respectant pas les conditions d'homogénéité des variances selon le test de Bartlett's (Steel et Torrie 1980) ont subi des transformations logarithmiques ou angulaires. Les analyses statistiques ont été exécutées à l'aide du logiciel SAS (SAS Institute inc. 1988).

2.4 Résultats

2.4.1 Caractérisation des brûlages dirigés

Suite aux brûlages dirigés et à une analyse visuelle des parterres brûlés, on a évalué qu'en moyenne 70 % de la superficie allouée aux brûlages a été incendiée. Les brûlages ont réduit de 12 % la charge en combustible frais de petit diamètre (0 - 0,99 cm), sans entraîner de réduction significative dans les autres classes de diamètre et de décomposition (figure 2.2). La couverture morte n'a pas présenté, quant à elle, de réduction significative d'épaisseur et de poids sec après brûlage (tableau 2.3).

Tableau 2.3. Réduction de l'épaisseur (cm) et du poids sec (sans cendre, T/ha) de la couverture morte suite au brûlage

	Avant brûlage	Réduction suite au brûlage	Erreur type ^a	T	Pr>T
Épaisseur moyenne	10,13	2,71	1,24	2,1789	0,161
Poids sec	44,46	6,74	7,59	0,8884	0,468

a- l'erreur type est associée à la réduction moyenne observée suite au brûlage (n=3).

2.4.2 Effets sur les propriétés physico-chimiques du sol

L'analyse statistique des variables physico-chimiques de la couverture morte (figure 2.3) montre une tendance après brûlage à une augmentation des concentrations en nutriments disponibles. Le Ca_e et le Mg_e présentent une augmentation graduelle des concentrations en passant de 47,9 à 74,1 cmol(+)/kg un an après brûlage et de 6,4 à 8,4 cmol(+)/kg 30 jours après brûlage respectivement. Pour ce qui est du K_e , il tend 7 et 30 jours après brûlage à présenter des concentrations supérieures aux concentrations moyennes initiales d'avant brûlage, avec une valeur moyenne

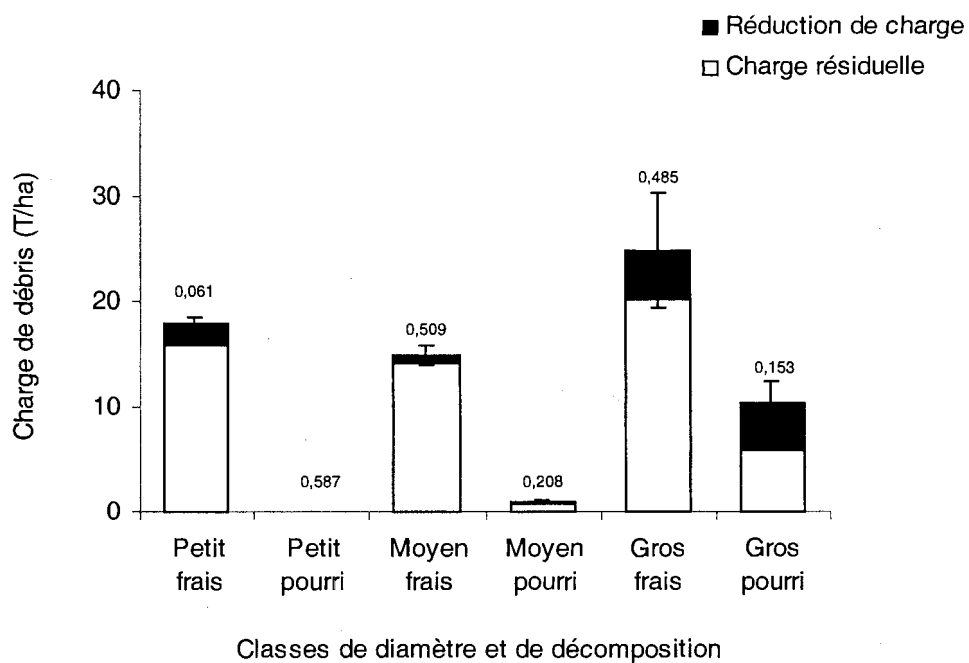


Figure 2.2. Réduction de la charge en combustible suite au brûlage dirigé selon la classe de diamètre et de décomposition (barres= erreur type associée à la réduction, 0,000= probabilité associée au test de t, n=3).

maximale de 4,0 cmol(+)/kg, et un an après brûlage il tend à une réduction de 35 % par rapport aux valeurs initiales. Le P_{disp} présente également un patron de mise en disponibilité graduelle en passant de 74,1 à 324,5 mg/kg un an après brûlage. Cependant, l'augmentation n'est pas linéaire et les différences calculées entre la dernière période d'échantillonnage (un an après brûlage) et la période d'échantillonnage initiale d'avant brûlage présente une variabilité importante (erreur type = 94,0).

Pour ce qui est des éléments totaux mesurés et testés, seul le P_T présente une augmentation significative de 35 % 30 jours après brûlage pour atteindre une valeur moyenne de 1876 mg/kg. Le N_T tend à une augmentation 7 jours après brûlage pour atteindre une valeur moyenne de 16,6 g/kg et se rétablit par la suite. Enfin, le C_{org} présente une réduction significative de 10 % 30 jours après feu et semble également se rétablir par la suite.

Les paramètres d'échange semblent également suivre la mise en disponibilité des bases échangeables et plus particulièrement celle du calcium. On observe une augmentation de pH de 1,27 unités 30 jours après brûlage pour atteindre une valeur maximale de 6,1 unités. Les valeurs de pH tendent par la suite à demeurer supérieures aux valeurs initiales. L'acidité_e chute de 1,28 à 0,05 cmol(+)/kg 30 jours après brûlage et tend à augmenter l'année suivante. La saturation en bases augmente également de façon significative jusqu'à un maximum de 100 % 30 jours après brûlage et la variation de la CEC_e , bien que non-significative, semble traduire la libération graduelle des bases en passant de 57,9 à 83,8 cmol(+)/kg un an après brûlage. De façon plus spécifique, les valeurs de saturation du calcium, magnésium et potassium sont passées respectivement de 0,82 à 0,89 % ($p = 0,016$; erreur type = 0,009), de 0,11 à 0,09 % ($p = 0,014$; erreur type = 0,002) et de 0,04 à 0,02 % ($p = 0,007$; erreur type = 0,002) un an après brûlage. Le tableau 2.4 met en relation la quantité de nutriments libérés par la combustion avec l'augmentation

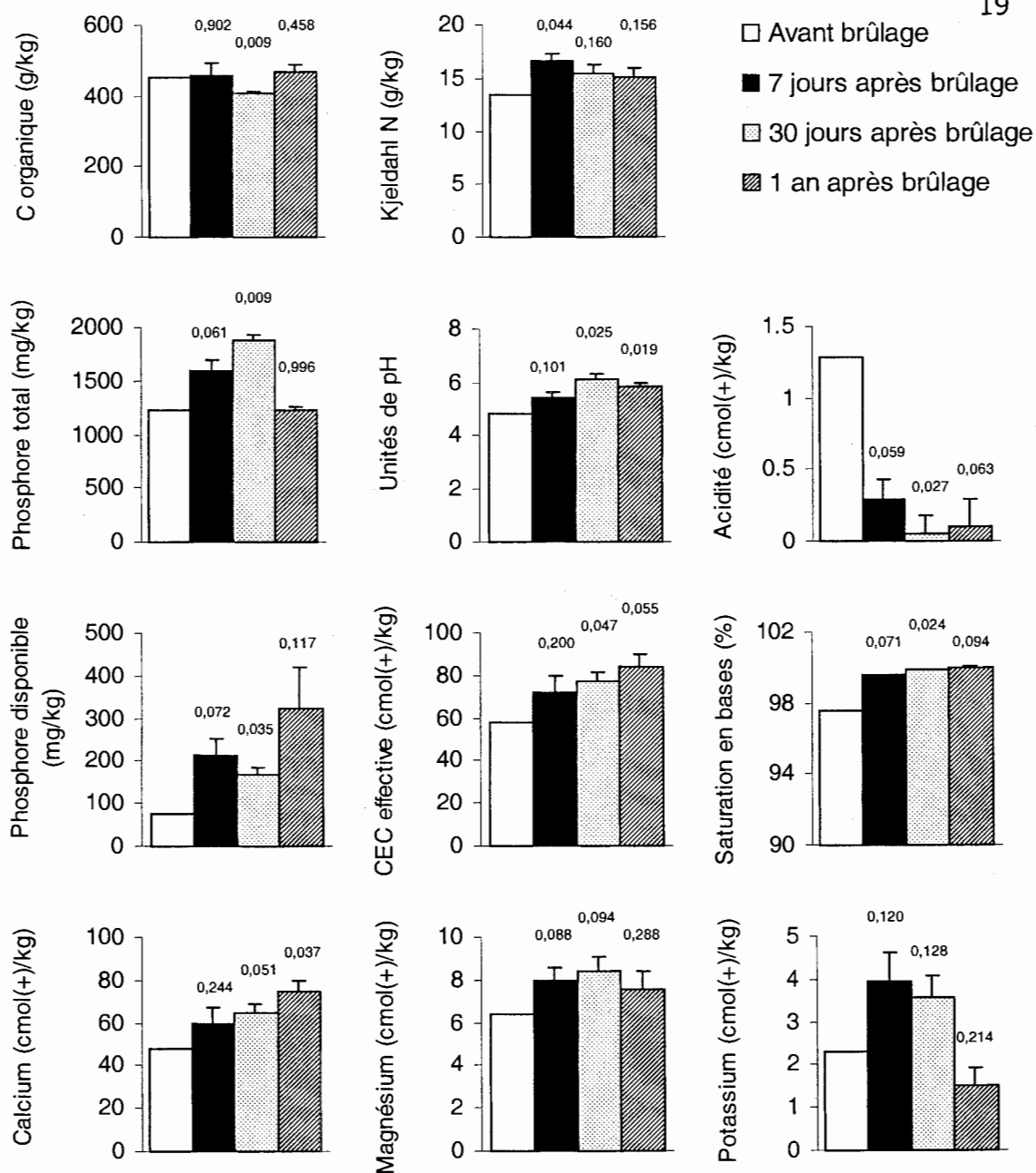


Figure 2.3. Effets des brûlages dirigés sur les propriétés physico-chimiques de l'horizon organique (barres= erreur type associée à la différence calculée entre la période d'échantillonnage avant brûlage et les trois périodes après brûlage respectivement; 0,000= probabilité associée au test de t sur la différence; n=3).

du contenu en nutriment dans le sol. On y observe qu'une proportion importante des nutriments libérés par combustion provient de la couverture morte (humus), que de façon générale l'augmentation du contenu en éléments échangeables tend à être de 1 à 2 fois supérieur à la quantité de nutriments libérés par le feu et que le contenu en phosphore et en calcium est toujours élevé un an après feu. Le magnésium et le potassium présentent quant à eux un effet plus éphémère et leur contenu tend à diminuer avec le temps. Le contenu en calcium et en potassium total de la couverture morte semble traduire plus justement la quantité de nutriments libérés par combustion, tandis que l'azote et le phosphore total présentent un contenu toujours 2 fois supérieur à ce qui a été libéré. En général, le contenu en éléments totaux varie dans le même sens que le contenu en éléments échangeables.

L'horizon minéral n'a été que peu affecté par les brûlages dirigés (tableau 2.5). Seule une réduction significative de l'acidité du sol dès 7 jours après brûlage a été observée.

2.4.3 Effets sur les communautés microbiennes

De façon générale, les résultats obtenus ici ne présentent pas d'effet significatif des brûlages dirigés sur les communautés microbiennes et sur leur activité tant au niveau de la couverture morte que du sol minéral (tableau 2.6). On observe cependant une tendance dans la couverture à une réduction des concentrations en C_{mic} et à une augmentation du qCO_2 , qui passe respectivement de 5426 à 4604 $\mu g/g$ et de 79 à 152 μg de CO_2-C/mg de C_{mic} . De même, il semble se dessiner au niveau du sol minéral un changement de structure microbienne par un passage graduel du ratio C_{mic}/N_{mic} de 9,1 avant brûlage à 6,3 un an après brûlage. Ce changement de structure semble également lié à une augmentation du N_{mic} dans cet horizon ainsi qu'à une tendance à la réduction du qCO_2 qui passe de 54 à 34 μg de CO_2-C/mg de C_{mic} .

Tableau 2.4. Comparaison entre l'estimation des nutriments libérés par combustion (kg/ha) et les changements des contenus en éléments échangeables (kg/ha) et totaux (kg/ha) de la couverture morte après brûlage.

			N	P	K	Ca	Mg
Nutriments libérés par la combustion	des débris*		21,38	2,35	9,40	29,59	3,85
	de l'humus		47,18	4,29	3,67	46,13	5,82
	Total libéré par combustion		68,56	6,64	13,07	75,72	9,67
Augmentation ou diminution du contenu en nutriments dans la couverture morte suite au brûlage	Éléments échangeables	7 jours après		7,13	31,62	92,44	15,54
		30 jours après		4,65	23,28	145,89	21,12
		1 an après		13,06	(19,89)	252,04	9,84
	Éléments totaux	7 jours après	123,51	15,83	17,21	72,99	(1,57)
		30 jours après	59,50	30,76	6,82	370,48	12,81

*Concentrations en nutriment Purdon (non-publié).

() indiquent une diminution du contenu en nutriment par rapport au contenu avant brûlage.

Tableau 2.5. Effets des brûlages dirigés sur les propriétés physico-chimiques de l'horizon minéral

		Avant brûlage	Après brûlage 7 jours 30 jours un an	Différence observée	Erreur type ^a	T	Pr>T
Éléments Totaux	C _{org} (g/kg)	37,97	41,05	3,08	5,14	-0,60	0,610
			28,01	(9,96) ^b	8,95	1,05	0,405
			24,67	(13,30)	8,81	1,51	0,270
	N _T (g/kg)	2,61	2,80	0,19	0,21	-0,89	0,466
			2,05	(0,56)	0,52	1,08	0,393
			1,92	(0,69)	0,47	1,49	0,275
Éléments échangeables	Ca (cmol(+)/kg)	10,12	13,03	2,91	2,48	-1,17	0,362
			8,77	(1,35)	0,62	2,17	0,162
			9,41	(0,71)	0,68	1,06	0,402
	Mg (cmol(+)/kg)	2,12	2,56	0,44	0,29	-1,54	0,264
			2,15	0,03	0,26	-0,11	0,924
			2,40	0,28	0,18	-1,57	0,258
	K (cmol(+)/kg)	0,51	0,59	0,08	0,11	-0,82	0,498
			0,61	0,10	0,12	-0,90	0,464
			0,58	0,07	0,05	-1,36	0,307
	P (mg/kg)	12,95	25,03	12,08	6,67	-1,81	0,212
12,17			(0,78)	2,32	0,34	0,768	
38,34			25,39	10,21	-2,49	0,131	
Paramètres d'échange	pH	4,55	4,56	0,01	0,01	-1,21	0,349
			4,56	0,01	0,03	-0,22	0,844
			4,53	(0,02)	0,09	0,29	0,800
	Acidité _e (cmol(+)/kg)	1,31	1,07	(0,24)	0,03	8,63	0,013
			1,45	0,14	0,04	-3,88	0,061
			1,15	(0,16)	0,13	1,23	0,344
	CEC _e (cmol(+)/kg)	14,13	17,33	3,20	2,78	-1,15	0,369
			13,04	(1,09)	0,96	1,13	0,375
			13,55	(0,58)	0,78	0,75	0,531
	SB (%)	88,43	89,16	0,73	2,07	-0,35	0,757
87,21			(1,22)	0,50	2,45	0,134	
89,62			1,19	1,06	-1,13	0,376	

a- erreur type associée à la différence moyenne observée entre les valeurs d'avant brûlage et les valeurs observées 7 jours, 30 jours et un an après brûlage respectivement (n=3).

b- () indiquent une réduction suite au brûlage.

Tableau 2.6. Effets des brûlages dirigés sur les communautés microbiennes du sol.

	Couverture morte						Sol minéral					
	Avant brûlage	Après brûlage	Différence observée	Erreur type ^a	T	Pr>T	Avant brûlage	Après brûlage	Différence observée	Erreur type	T	Pr>T
		7 jours 30 jours un an						7 jours 30 jours un an				
C_{mic} ($\mu g/g$)	5426,36	5264,99	(161,37) ^b	1282,77	0,126	0,911	442,70	704,51	261,81	200,66	-1,304	0,322
		4632,36	(794,00)	1660,26	0,478	0,680		387,96	(54,75)	83,69	0,654	0,580
		4604,21	(822,15)	1702,96	0,483	0,680		467,61	24,91	63,53	-0,392	0,733
N_{mic} ($\mu g/g$)	678,82	775,13	96,31	295,65	-0,326	0,776	49,66	96,34	46,68	27,09	-1,723	0,227
		533,39	(145,42)	268,89	0,541	0,643		67,43	17,76	4,53	-3,921	0,059
		700,78	21,97	214,71	0,102	0,928		74,86	25,20	8,46	-2,980	0,097
C_{mic}/N_{mic}	9,47	6,79	(2,67)	2,77	0,964	0,437	9,12	7,08	(2,04)	1,52	1,341	0,312
		9,52	0,05	1,53	-0,033	0,977		5,93	(3,19)	1,25	2,563	0,124
		6,73	(2,74)	2,75	0,997	0,424		6,33	(2,79)	1,61	1,728	0,226
Respiration basale (μg de CO_2 -C/.h)	18,83	19,45	0,63	4,73	-0,133	0,907	0,98	1,37	0,39	0,48	-0,809	0,503
		18,54	(0,28)	7,92	0,036	0,975		0,69	(0,30)	0,69	0,429	0,710
		25,03	6,20	2,54	-2,441	0,135		0,64	(0,34)	0,57	0,594	0,613
q CO_2 (μg de CO_2 -C/ mg de C_{mic})	78,79	91,80	13,01	9,73	-1,338	0,313	54,07	50,27	(3,80)	5,07	0,749	0,532
		97,15	18,37	11,84	-1,552	0,261		49,87	(4,20)	28,67	0,146	0,897
		152,20	73,42	66,91	-1,097	0,387		33,51	(20,56)	31,25	0,658	0,578

a- erreur type associée à la différence moyenne observée entre les valeurs d'avant brûlage et les valeurs observées 7 jours, 30 jours et un an après brûlage respectivement (n=3).

b- () indiquent une réduction suite au brûlage.

2.5 Discussion

La faible combustion des débris (12 % des débris fins) et de la couverture morte confirment que les brûlages ont été peu sévères. Les brûlages ont été conduits à la fin du mois d'août alors qu'une forte régénération en peuplier était déjà installée. L'humidité de la couverture morte et des jeunes plants ainsi que la nature des combustibles présents (débris de tremble frais) semblent avoir contribué à modérer la combustion. Néanmoins, même si la couverture morte n'a pas été directement atteinte, la combustion des débris fins et de la végétation installée après coupe s'est traduite par une augmentation immédiate des concentrations en N_T et P_T ainsi que par une remise en circulation dans la couverture morte de Ca_e , de Mg_e et de P_{disp} .

La libération de cations échangeables suite au passage du feu a couramment été observée dans la littérature (Simard *et al.* 2001, Brais *et al.* 2000, Ulery *et al.* 1993), ainsi que l'augmentation en P_{disp} (Cade-Menun *et al.* 2000). L'ampleur de cette libération serait étroitement liée à la sévérité du feu et à la réduction de la couverture morte (Brais *et al.* 2000, Johnston et Elliott 1998). Bien que normalement de courte durée (moins de 3 ans), la littérature soulève que les effets sur les concentrations en nutriments ainsi que sur les microorganismes, pour des peuplements résineux ainsi que pour des peuplements de chênes, pourraient persister jusqu'à dix ans après traitement selon la sévérité du brûlage et la quantité de matière organique résiduelle (Cade-Menun *et al.* 2000, Fritze *et al.* 1993, Pietikäinen et Fritze 1993, Ulery *et al.* 1993, Adams et Boyle 1982).

Contrairement aux observations de Giardina *et al.* (2000), l'augmentation de la concentration en P_T ne serait pas attribuable ici à la condensation de formes volatilisées de phosphore dans la couverture morte, mais, tout comme l'augmentation en N_T , résulterait plutôt de l'échantillonnage combiné des cendres et de la couverture morte. La présence dans les cendres de débris ayant subi une

combustion incomplète (Prieto-Fernandez *et al.* 1993) ainsi que de résidus plus ou moins calcinés provenant de la combustion de la végétation établie avant les brûlages, expliqueraient l'apport en N_T et P_T . La libération graduelle des bases échangeables à partir des cendres, en particulier le calcium, expliquerait quant à elle une partie de l'augmentation du pH, de la CEC_e et de la saturation en bases du sol ainsi que de la réduction de l'acidité_e (Simard *et al.* 2001). De même, la fixation préférentielle de cations polyvalents aux sites d'échange de la matière organique (Bohn *et al.* 1985) et la divergence dans les patrons de libération des ions calcium et potassium, suggèrent un déplacement du potassium par le calcium.

En plus d'entraîner une remise en circulation des nutriments par la combustion de la matière organique (débris et couverture morte), le feu semble également favoriser de façon indirecte (assart effects) une libération accrue de nutriments. Des taux de décomposition et de minéralisation accrue par les nouvelles conditions de température et d'humidité suite au brûlage pourrait être à l'origine de ces augmentations (MacLean *et al.* 1983). De même, une partie de l'augmentation pourrait être attribuable à la coupe elle-même tel que présenté au chapitre suivant. Des incongruités entre les contenus totaux et échangeables laissent aussi entendre que les mécanismes sont complexes et nécessitent une attention particulière. La difficulté à comptabiliser les nutriments libérés par la combustion de la végétation en régénération, déjà en place lors du brûlage, entraîne également une sous estimation du contenu libéré par combustion.

Contrairement à ce que Pietikäinen et Fritze (1993) et Weber (1990) ont observé après un brûlage dirigé et des feux de surface en forêt boréale, les communautés microbiennes n'ont pas ici été affectées directement par les brûlages dirigés. Wells *et al.* (1979) indiquent que la réaction des microorganismes au réchauffement du sol par le feu dépend grandement de la durée du brûlage, des températures maximales atteintes et de l'humidité du sol. Les faibles températures atteintes lors des brûlages et le fait que la couverture morte soit demeurée intacte pourraient avoir contribué

au maintien de l'activité et de la structure des communautés microbiennes. Par ailleurs, les valeurs de C_{mic} et N_{mic} présentées ici sont plus faibles que celles obtenues par Bauhus *et al.* (1998) en octobre 1994 pour la même région, alors que les qCO_2 sont supérieurs. La variabilité annuelle expliquerait en partie ces différences. Néanmoins, une longue période d'entreposage (1 mois) avant fumigation et extraction du C et N microbien des échantillons prélevés avant brûlage, pourrait être à l'origine du stress des communautés illustré par des qCO_2 élevés et de la grande variabilité dans les données obtenues avant brûlage. Ces facteurs pourraient aussi être expliqués par l'effet de la coupe qui a précédé le brûlage.

Tel qu'observé par Fritze *et al.* (1994) dans des peuplements de pins, l'augmentation des concentrations en nutriments dans la couverture morte observée après feu ne semble pas favoriser à court terme une activité (respiration basale) plus importante des microorganismes. La qualité de la matière organique et de la litière restante (ratio C/N faible, teneur élevée en acides insolubles et en éléments récalcitrants) après feu pourrait avoir limité en partie l'activité microbienne (Pietikäinen et Fritze 1995, McClaugherty *et al.* 1985). De même, à l'égard des résultats présentés en annexe du chapitre suivant, l'humidité plus faible et les températures plus élevées du sol après brûlage pourraient aussi avoir limité pour un certain temps le taux d'activité (Fritze *et al.* 1994, Weber 1990).

Les variations d'acidité_e de l'horizon minéral, observées 7 jours et 30 jours après brûlage ainsi que la quasi-absence d'effet un an après brûlage dans cet horizon, suggèrent un certain apport en bases échangeables suivi d'une immobilisation ou d'un lessivage rapide (Binkley et Richter 1987). L'augmentation significative des concentrations en N_{mic} dans l'horizon minéral dès 30 jours après brûlage appuie une rapide immobilisation par les microorganismes. L'apport en nutriments échangeables serait alors réduit et trop faible par rapport aux concentrations déjà existantes dans le sol minéral pour surpasser le bruit de fond (variabilité statistique).

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que même sous des conditions de brûlage léger, les cendres produites, suite à la combustion des débris fins et de la végétation installée après coupe, permettent une remise en circulation des nutriments dans la couverture morte. Cependant, ces conclusions s'appliquent à 70 % du territoire alloué au brûlage, puisque 30 % du territoire n'a pas été brûlé et présente des conditions principalement influencées par la coupe. Dans la mesure où l'ensemble des superficies n'a pas été uniformément brûlé, il apparaît que le feu a contribué, tel qu'observé dans le cas d'incendie forestier, à maintenir une certaine hétérogénéité spatiale dans les sols forestiers et que cette hétérogénéité pourrait contribuer au maintien de la diversité des organismes du sol (Staddon *et al.* 1996). Les résultats obtenus ici ne permettent pas de déterminer dans quelle mesure les conditions de brûlage s'approchent des conditions créées par des incendies forestiers. Néanmoins, il apparaît évident que le brûlage contrôlé après coupe ne reproduit pas à moyen terme les conditions engendrées par un incendie forestier, où une quantité beaucoup plus importante de bois mort reste sur le site par rapport au brûlage dirigé après coupe. La décomposition future de ce bois contribuerait à long terme à contrôler l'acidité du sol (Binkley et Richter, 1987) et pourrait également influencer la diversité structurale des organismes du sol.

2.6 Conclusion

Des brûlages, même légers, favorisent la remise en circulation des nutriments immobilisés dans la biomasse ligneuse et une réduction de l'acidité de la couverture morte. Il serait intéressant d'évaluer dans quelle mesure ce type de brûlage se situe à l'intérieur des limites d'intensité et de sévérité observées suite à des feux de forêt et un suivi étroit devrait être effectué afin de s'assurer que les objectifs d'aménagement relativement à l'établissement de la régénération et au maintien de la biodiversité ont été atteints.

2.7 Remerciements

Le Conseil de Recherche en Science Naturelle et en Génie (CRSNG), le Ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ) et la Société de Protection des Forêts contre le Feu (SOPFEU) ont contribué au financement de cette étude. Merci à l'équipe technique Ginette Baril et Marie-Claude Dubois, aux différents aides de terrains, aux amis (es) en particulier à Thuy Nguyen, Marie-Hélène Longpré et Sonia Légaré pour le support, les conseils statistiques et parfois l'aide technique.

2.8 Références

- Adams, P.W. et Boyle, J. R. 1982. Soil Fertility changes following clearcut and whole-tree harvesting and burning in Central Michigan. *Soil Science Society of America Journal* 46 :638-640.
- Agriculture Canada Expert Committee on Soil Survey. 1987. The Canadian System of Soil Classification. 2nd edition. Agric. Can. Publ. 1646. 164 pages.
- Alef, K. et Mannipieri, P. 1995. *Methods in applied soil microbiology and biochemistry*. Academic Press, Harcourt Brace and Company Publishers, London. 576 pages.
- Amacher, M. C., Henderson, R. E., Breithaupt, M. D., Seale, C. L. et LaBauve, J. M. 1990. Unbuffered salt methods of exchangeable cations and effective cation-exchange capacity. *Soil Science Society of America Journal* 54 :1036-1042.
- Bauhus, J., Pare, D. et Cote, L. 1998. Effects of tree species, stand age and soil type on soil microbial biomass and its activity in a southern boreal forest. *Soil Biology and Biochemistry* 30 :1077-1089.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology* 72 :1980-1992.
- Bergeron, Y., Bouchard, A., Gangloff, P. et Camiré, C. 1983. La classification écologique des milieux forestiers de la partie ouest des catons d'Hébertcourt et de Roquemaure, Abitibi, Québec. Études écologiques publiées sous la direction de M. M. Grandtner. Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec. 169 pages.
- Binkley, D. et Richter, D. 1987. Nutrient cycling and H⁺ budgets of forest ecosystems. *Advances in Ecological Research*, 16 :1-15.
- Bohn, H., McNeal, B., et O'Connor, G. 1985. *Soil Chemistry*. 2^e édition. Wiley, New York. 341 pages.

- Brais, S., Paré, D. et Ouimet, R. 2000. Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. *Forest Ecology and Management* 137 :231-243.
- Bremner, J. M. et Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen-total. *Dans* Page, A. L., Miller, R. H. et Keeney, D. R. (éds). *Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy 9.* America society of agronomy, Madison, Wisconsin. Pages 595-624.
- Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G. et Jenkinson, D. S. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen : A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 17 :837-842.
- Cabrera, M. L. et Beare, M. H. 1993. Alkaline persulfate oxidation for determining total nitrogen in microbial biomass extracts. *Soil Science Society of America Journal* 57 :1007-1012.
- Cade-Menun, B. J., Berch, S. M., Preston, M. C. et Lavkulich, L. M. 2000. Phosphorus forms and related soil chemistry of podzolic soils on northern Vancouver Island. II. The effects of clear-cutting and burning. *Canadian Journal of Forest Research* 30 :1726-1741.
- DeBell, D. S. et Ralston, C. W. 1970. Release of nitrogen by burning light forest fuels. *Soil Science Society of America Proceedings* 34 :936-938.
- Fritze, H., Pennanen, T. et Pietikäinen, J. 1993. Recovery of soil microbial biomass and activity from prescribed burning. *Canadian Journal of Forest Research* 23 :1286-1290.
- Fritze, H., Smolander, A., Levula, T., Kitunen, V. et Mälkönen, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire treatments in Scots pine forest stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biological Fertility of Soils* 17 :57-63.
- Environnement Canada. 1993. Normales climatiques au Canada, 1961-1990. Service de l'environnement atmosphérique. Publication du Programme climatologique canadien. Ottawa, Canada.
- Giardina, C. P., Sanford, R. L. et Døckersmith, I. C. 2000. Changes in soil phosphorus and nitrogen during slash-and-burn clearing of a dry tropical forest. *Soil Science Society of America Journal*, 64 :399-405.
- Hendershot, W. H., Lalande, A. et Duquette, M. 1993. Soil reaction and exchangeable acidity. *Dans* Carter, M. R. (éd). *Soil sampling and methods of analysis*, Canadian Society of soil science, Lewis Publishers, London. Pages :141-145.
- James, T. D. W. et Smith, D. W. 1977. Short-term effects of surface fire on the biomass and nutrient standing crop of *Populus tremuloides* in southern Ontario. *Canadian Journal of Forest Research*, 7 :666-679.
- Joergensen, R. G. et Mueller, T. 1996. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass : Calibration of the K_{EN} -factor. *Soil Biology and Biochemistry* 28 :33-37.

- Johnston, M. et Elliott, J. 1998. The effect of fire severity on ash, and plant and soil nutrient levels following experimental burning in a boreal mixedwood stand. *Canadian Journal of Soil Science*, 78 :35-44.
- Karam, A. 1993. Chemical properties of organic soils. *Dans* Carter, M. R. (éd). *Soil sampling and methods of analysis*, Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, London. Pages :459-471.
- Legendre, P. et Legendre, L. 1998. *Numerical Ecology*. 2^e édition. Elsevier Science B. V., Amsterdam. 853 pages.
- MacLean, P. A., Woodley, S. J., Weber, M. G. et Wein, R. W. 1983. Fire and nutrient cycling. Pages 111-132. *Dans* Wein, R. W. et MacLean, D. A. (éds). *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. John Wiley and sons Ltd, New York.
- McClaugherty, C. A., Pastor, J. et Aber, J. D. 1985. Forest litter decomposition in relation to soil nitrogen dynamics and litter quality. *Ecology*, 66 :266-275.
- McKeague, J. A. 1976. *Manual on Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, Ottawa.
- McRae, D. J., Alexander, M. E. et Stocks, B. J. 1979. *Manuel de mesurage et de description des combustibles et du comportement du feu dans les brûlages dirigés*. Centre de Recherches Forestières des Grands Lacs, Sault Ste-Marie, Ontario, Canada. Service canadien des Forêts, Ministère de l'environnement. Rapport O-X-287. 77 pages.
- Parkinson, J. A. et Allen, S. E. 1975. A wet oxidation procedure suitable for the determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material. *Communication dans Soil Plant Analysis*, 6 :1-11.
- Perala, D. A. 1974. Prescribed Burning in an Aspen-Mixed Hardwood Forest. *Canadian Journal of Forest Research*, 4 :222-228.
- Pietikäinen, J. et Fritze, H. 1993. Microbial biomass and activity in the humus layer following burning : short-term effects of two different fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 23 :1275-1285.
- Pietikäinene, J. et Fritze, H. 1995. Clear-cutting and prescribed burning in coniferous forest: comparaison of effects on soil fungal and total microbial biomass, respiration activity and nitrification. *Soil Biology and Biochemistry* 27 :101-109.
- Prieto-Fernandez, A., Villar, M.C., Carballas, M. et Carballas, T. 1993. Short-term effects of a wildfire on the nitrogen status and its mineralization kinetics inan Atlantic forest soil. *Soil Biology and Biochemistry*, 25 :1657-1664.
- SAS Institute, Inc. 1988. *SAS/STAT™ User's guide*, Release 6.03 Edition. Cary, NC. 1028 pages.

- Scheldrick, B. H. et Wang, C. 1993. Particle size distribution. *Dans* Carter, M. R. (éd). Soil sampling and Methods of Analysis, Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, London. Pages 499-511.
- Simard, D. G., Fyles, J. W., Paré, D. et Nguyen, T. 2001. Impacts of clearcut harvesting and wildfire on soil nutrient status in the Quebec boreal forest. *Canadian Journal of Soil Science*, 81 :229-237.
- Skoog, D. A. et West, D. M. 1965. Analytical chemistry, an introduction. Holt, Rinehart and Winston. 527 pages.
- Sparling, G. P., Feltham, C. W., Reynolds, J., West, A. W. et Singleton, P. 1990. Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method : Use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the K_{EC} -factor. *Soil Biology and Biochemistry* 22 :301-307.
- Staddon, W.-J., Duchesne, L.-C. et Trevors, J.-T. 1996. Conservation of forest soil microbial diversity : the impact of fire and research needs. *Environmental Reviews*, 4 :267-275.
- Steel, R. G. D. et Torrie, J. H. 1980. Principales and procedures of Statistics, 2nd edition. McGraw-Hill, New-York.
- Swift, L.W.Jr., Elliott, K.J., Ottmar, R. D. et Vihnanek, R. E. 1993. Site preparation burning to improve southern Appalachian pine-hardwood stands: fire characteristics and soil erosion, moisture, and temperature. *Canadian Journal of Forest Research*, 23 :2242-2254
- Ulery, A.L., Graham, R.C. et Amrhein, C. 1993. Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 156 :358-364.
- Vincent, J.-S. et Hardy, L. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie Physique du Quaternaire*, 31 :357-372.
- Voroney, R.P., Winter, J.P. et Beyaert, R.P. 1993. Soil Microbial Biomass C and N. *Dans* Carter, M. R. (éd). Soil Sampling and Methods of Analysis. Chapitre 28. Pages 277-286.
- Weber, M. G. 1990. Forest soil respiration after cutting and burning in immature aspen ecosystems. *Forest Ecology and Management*, 31 :1-14.
- Wells, C.G., Campbell, R.E., DeBano, L.F., Lewis, C.E., Fredriksen, R.L. Franklin, E.C. Froelich, R.C. et Dunn, P.H. 1979. Effects of fire on soil. Departement of Agriculture, Forest Service. General technical Report WO-7, U.S. 34 pages.
- Yeomans, J. C. et Bremner, J. M. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communauty of Soil Science Plant Analysis*, 19 :1474-1476.

**CHAPITRE 3 : L'IMPACT DE QUATRE TRAITEMENTS DE RÉSIDUS LIGNEUX SUR LES
SOLS ARGILEUX MÉSIQUES DE PEUPLEMENTS DE PEUPLIER FAUX-TREMBLE DU
NORD-OUEST QUÉBÉCOIS**

Annie Belleau¹, Suzanne Brais¹ et David Paré²

¹Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable
Université du Québec en Abitibi-Témiscamingue
445, boul. de l'Université, Rouyn-Noranda, Québec

²Ressource Naturelle Canada
Centre de foresterie des Laurentides
1055 rue du P.E.P.S., C.P. 3800
Ste-Foy, Québec

3.1 Résumé

L'exploitation forestière au Québec entraîne une exportation massive de nutriments à l'extérieur des sites de récolte et génère des débris ligneux ayant actuellement peu de valeur marchande. Ces débris pourraient, s'ils sont maintenus sur les parterres de coupe, contribuer à la résilience des cycles nutritifs des sols forestiers et à la productivité à long terme des écosystèmes forestiers. L'effet à court terme de l'enlèvement du couvert forestier et de quatre traitements de débris ligneux (coupe par tige (CT), coupe par arbre entier (CA), mise en copeaux (MC), brûlage dirigé (BD)) sur les communautés microbiennes, sur la décomposition et sur la disponibilité des nutriments a été évalué dans des peuplements de peuplier faux-tremble sur argiles mésiques. Sans affecter significativement les taux de décomposition au cours de la première année, la coupe a favorisé dans la couverture morte des températures plus chaudes de 1 à 2 °C et une humidité 34 % plus élevée. Elle a aussi favorisé une hausse de 78 à 86 % de la production annuelle de biomasse végétale de sous-bois. L'été suivant la coupe, on notait aussi dans la couverture morte une augmentation du P_{disp} (+ 33 %), du pH (+ 0,9 unités), de la CEC_e (+ 35,1 cmol(+)/kg) et de la saturation en bases (+ 1,03 %) ainsi qu'une réduction du K_T (- 0,1 g/kg), de l'acidité_e (- 0,63 cmol(+)/kg) et du ratio $C_{\text{mic}}/N_{\text{mic}}$. L'année suivante, on observait toujours des concentrations en P_{disp} élevées et une augmentation du Ca_e (+ 62,2 %) et du Mg_e (+ 36,2 %). Le BD a entraîné dans la couverture morte une réduction de 50 à 60 % du C_{mic} et du N_{mic} ainsi qu'une augmentation du P_{disp} 3 à 6 fois plus importante que les autres traitements. La CA avec 33 % moins de débris ligneux et 22 % plus de biomasse végétale de sous-bois que la CT, a présenté à l'été 2000 moins de Mg_e dans la couverture morte et une acidité_e du sol minéral plus importante que la CT. La coupe a donc favorisé à court terme une remise en circulation graduelle des nutriments dans l'écosystème. La rapidité ainsi que l'ampleur de cette libération ont été modulées selon la nature du traitement de résidus ainsi que par la quantité de débris laissés après coupe.

3.2 Introduction

L'intensification des activités de récolte ainsi que l'exportation de la matière ligneuse et des nutriments qu'elle contient, soulèvent des inquiétudes quant à la déplétion des nutriments des écosystèmes forestiers (Alban et Perala 1990, Kimmins 1977). L'impact de l'exploitation forestière sur les pools de nutriments serait plus important suite à une coupe par arbre entier, où l'ébranchage est effectué en bordure des aires productives, que suite à une coupe par tige, au cours de laquelle les branches sont abandonnées sur le parterre (Stevens *et al.* 1995, Mann *et al.* 1988, Johnson *et al.* 1982). Les peuplements de peuplier faux-tremble (*Populus tremuloides* Michx) seraient particulièrement susceptibles au phénomène de déplétion en raison de la croissance rapide de cette espèce et de sa forte capacité à pomper les nutriments du sol et à les immobiliser dans ses tissus végétaux (Paré *et al.* soumis, Peterson et Peterson 1992, Mann *et al.* 1988).

Les écosystèmes forestiers se sont adaptés dans le temps à un régime particulier de perturbation naturelle. En l'occurrence en forêt boréale mixte, ils se sont adaptés au passage du feu (Bergeron et Dansereau 1993, Bergeron 1991). Dans un contexte d'aménagement durable des forêts, qui vise le maintien de la résilience et de la productivité à long terme des écosystèmes, une gestion adéquate des débris ligneux pourrait, tout en limitant l'exportation des nutriments, permettre d'harmoniser les effets des pratiques forestières et ceux engendrés par une perturbation naturelle tel le feu (Niemelä 1999, Staddon *et al.* 1996).

Le feu, contrairement à la coupe, libère rapidement une partie des nutriments contenus dans le bois mort et la couverture morte (chapitre précédent, Brais *et al.* 2000, Ulery *et al.* 1993, Adams et Boyle 1982, Smith 1970). Cette libération est en grande partie influencée par l'intensité et la sévérité du feu (Brais *et al.* 2000, Johnston et Elliott 1998, MacLean *et al.* 1983), tandis que les taux de décomposition

des débris laissés par la coupe varient selon les conditions de température et d'humidité ainsi que selon la taille, la disposition (proximité du sol), l'espèce et la qualité des débris présents (Harmon *et al.* 1986). Les changements de températures et d'humidité du sol ainsi que la modification du substrat à décomposer suite à des perturbations anthropiques ou naturelles influenceront également les communautés microbiennes et la mise en disponibilité des nutriments (Baldock et Nelson 1999, Oades 1988, Pietikäinen et Fritze 1993). Une gestion adéquate des débris ligneux pourrait favoriser un synchronisme entre la décomposition et la minéralisation des débris et la demande nutritive du nouveau peuplement. Ce synchronisme visant entre autres à limiter les pertes, réduire la compétition avec la végétation concourante et soutenir une régénération vigoureuse (Stevens *et al.* 1995).

On vise par cette étude à évaluer l'effet de l'enlèvement du couvert végétal et de l'application de quatre traitements de résidus ligneux suite à la coupe sur les communautés microbiennes, les taux de décomposition et la mise en disponibilité des nutriments. Pour ce faire, des peuplements témoins non-coupés, le débardage par arbre entier et trois variantes du débardage par tige : soit un abandon conventionnel sur le parterre de coupe des résidus, une mise en copeaux de ces derniers avec leur épandage au sol et un brûlage dirigé ont été étudiés. On s'attend à un effet minimal de la coupe puisque les coupes exécutées l'hiver ont réduit au minimum la perturbation du sol. De plus, les sols riches à l'étude et la propension du peuplier faux-tremble à se rétablir de façon végétative tout de suite après perturbation (Peterson et Peterson 1992), confèrent à l'écosystème une forte résilience (Perry et Amaranthus 1997, Attiwill 1994). Pour ce qui est des traitements de débris de coupe, on s'attend à court terme que le traitement des résidus (brûlage, mise en copeaux vs abandon sur le parterre) aura plus d'impacts sur l'activité microbienne et la mise en disponibilité que la quantité de résidus laissés sur le parterre (coupe par tige vs coupe par arbre entier). On s'attend donc à observer un gradient d'effet au niveau de la mise en disponibilité des nutriments avec un maximum après brûlage suivi de la mise en copeaux et de l'abandon conventionnel.

des débris sur le parterre. Enfin, à court terme, on ne s'attend pas à des différences majeures entre la coupe par tige et la coupe par arbre entier au niveau de la mise en disponibilité des nutriments.

3.3 Matériel et Méthode

3.3.1 Site d'étude

L'étude s'est déroulée dans la Forêt d'enseignement et de recherche du Lac Duparquet (FERLD), située dans le nord-ouest québécois en Abitibi (48°29'N, 79°25'O). La région est caractérisée par une température moyenne annuelle de 0,8°C et des précipitations moyennes annuelles de 856,8 mm (Environnement Canada 1993). Les sols de la région à l'étude sont caractéristiques de la ceinture d'argile du Nord de l'Ontario et du Québec. Ils se sont développés sur des dépôts glaciolacustres à texture fine suite à la dernière grande glaciation (Vincent et Hardy 1977). Les sols sont classifiés comme des Luvisols gris orthiques présentant un humus de type mor et un drainage frais (Agriculture Canada, 1987). La végétation régionale est typique de la zone de sapinière à bouleau blanc (Bergeron *et al.* 1983) et les peuplements à l'étude étaient issus d'un feu datant de 1923. Avant la coupe, ils se composaient à 80 % de peuplier faux-tremble.

3.3.2 Dispositif

La présente étude s'inscrit dans la première phase d'un projet beaucoup plus large de sylviculture et d'aménagement forestier écosystémique (SAFE) établi dans la FERLD. Au cours de l'hiver 1999, des coupes totales ont été exécutées de façon manuelle avec un ébranchage à la souche et un débardage des tiges à valeur commerciale à l'aide d'une débusqueuse à câble. À l'intérieur de ces coupes totales, trois répétitions (trois blocs) des quatre traitements de résidus de coupe ont été graduellement établies, selon un dispositif en blocs complets aléatoires. Un

peuplement témoin non-coupé a été laissé à proximité de chaque bloc coupé (figure 3.1).

Les traitements de résidus ont été établis dans des parcelles expérimentales (PEX) de 50 m X 50 m. Chaque PEX (incluant les peuplements témoin non-coupés) compte 5 points d'échantillonnage permanent (PEP) de 11,28 m de diamètre. La coupe par tige (CT) n'a nécessité aucune manipulation après coupe. Au début juillet 1999, les traitements de mise en copeaux (MC) et de coupe par arbre entier (CA) ont nécessité un dégagement manuel des débris ayant un diamètre situé entre 3 cm et 7 cm. En ce qui a trait à la MC, les débris dégagés ont été déchiquetés et de 6 à 11 t/ha de copeaux de tremble ont été épandus sur les parterres de coupe. Pour le traitement de brûlage dirigé (BD), trois feux contrôlés (un par répétition) ont été conduits par la Société de protection contre les feux de forêt du Québec (SOPFEU) à l'intérieur de parcelles de 80 m X 50 m à la fin août 1999. Les brûlages dirigés sont décrits plus en détails dans le chapitre précédent. De façon générale, ils ont été légers, ils ont entraîné une réduction d'environ 4 T/ha de la charge en débris, soit une réduction de 12 % de la charge en débris fins frais, et n'ont entraîné aucune réduction significative de la charge de la couverture morte. Les traitements de résidus ont été suivis étroitement au cours de l'été 1999 et 2000.

3.3.3 Charge en débris ligneux et en copeaux

Afin d'évaluer la charge de combustible ligneux à l'hectare, les débris ligneux ont été dénombrés après traitement par espèce, par classes de diamètre (0-0,49; 0,5-0,99; 1-2,99; 3-4,99; 5-6,99; 7 cm et plus) et par classe de décomposition (tableau 2.2), selon la méthode de la ligne intercepte (McRae *et al.* 1979) le long des côtés de 30 m d'un triangle équilatéral par PEX. Dans le cas du BD, deux triangles ont été suivis. Pour chaque espèce et pour chaque classe de diamètre et de décomposition, un disque échantillon a été prélevé sur des débris en marge des triangles afin d'établir

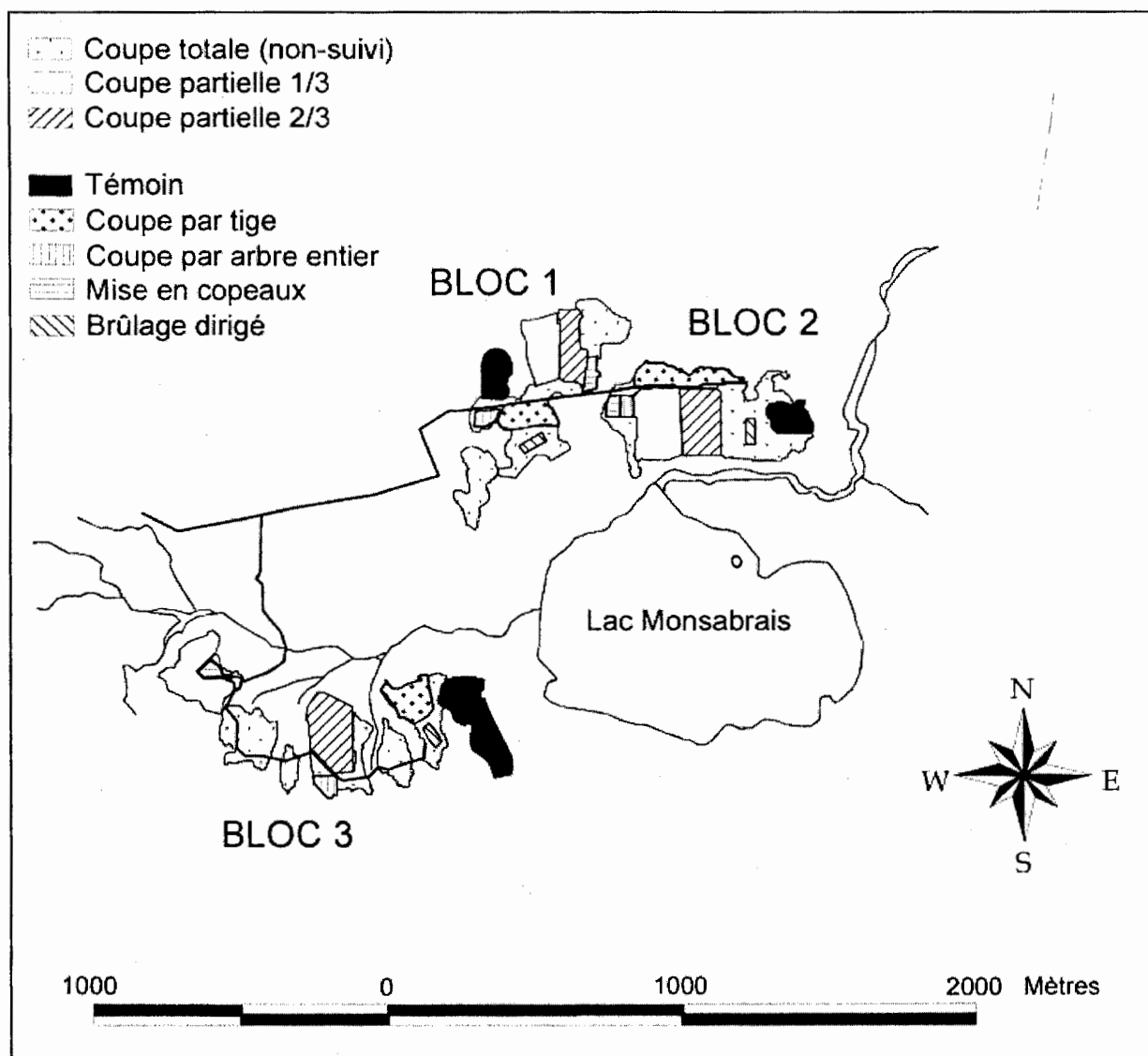


Figure 3.1. Emplacement des traitements de résidus et des témoins sur le territoire à l'étude.

leur densité selon la méthode de déplacement d'eau et évaluer leur charge à l'hectare en fonction de leur représentativité. Dans le cas du traitement de MC, on a déterminé la charge à l'hectare des copeaux en échantillonnant tous les copeaux contenus à l'intérieur de deux microquadrats de 25 cm X 25 cm par PEP, soit 10 quadrats par PEX.

3.3.4 Échantillonnage des sols

Pour tous les traitements, la couverture morte (horizon LFH) et l'horizon minéral (0-10 cm) ont été échantillonnés à raison de deux échantillons par PEP à la fin de l'été 1999 et 2000. Les échantillons de sol minéral ont été combinés pour ne faire qu'un échantillon par PEP (5 par PEX). À la fin de l'été 1999, l'horizon LFH a été prélevé à l'intérieur de deux microquadrats de 25 cm X 25 cm par PEP (10 par PEX) et pesé sur le terrain. Au même moment, un échantillonnage volumétrique de 100 cm³ a aussi été pratiqué à l'aide d'une carotteuse à double cylindre dans l'horizon minéral. Les échantillons ont été conservés à 4°C pour les analyses de laboratoire.

3.3.5 Taux de décomposition

Afin d'estimer le taux de décomposition en terme de perte de masse sèche des résidus ligneux et de la litière de tremble, dix sacs de décomposition en nylon (maille = 1mm) par PEP, dont cinq contenant des feuilles et cinq des blocs de tremble, ont été mis en place dans chaque traitement (Trofymow 1998). Dans le cas du traitement de mise en copeaux, des sacs (cinq par PEP) contenant des copeaux de tremble ont également été mis en place. Un sac de chaque type de constituant a été récolté par PEP un an après leur mise en place et la perte sèche a été évaluée.

3.3.6 Biomasse végétale

La reprise de la végétation suite à la coupe et à la mise en place des traitements de résidus a été évaluée à l'aide d'un échantillonnage destructif dans deux quadrats de 0,5 m² par PEP (10 par PEX) pour les deux années suivies, sauf dans le cas du BD

qui a été échantillonné seulement à la fin de l'été 2000. La production annuelle de biomasse dans la strate de sous-bois a été estimée au mois d'août de chaque année et selon 6 catégories, soient les tiges annuelles de peuplier faux-tremble (1), leurs feuilles (2), les tiges annuelles d'arbuste, des semis et des gaulis des autres espèces arborescentes (3), leurs feuilles ou aiguilles (4), les herbacées (5) ainsi que les pousses vertes des mousses (6). Suite à la récolte, le poids sec des échantillons par catégorie/quadrat a été déterminé ainsi que la biomasse végétale totale/quadrat (somme des six catégories). Par la suite le poids des six catégories et du total on été multiplié par un facteur de 20 de façon à obtenir par quadrat un estimé de la biomasse végétale sèche en kg/ha et la moyenne des 10 quadrats a permis d'obtenir un estimé en kg/ha par PEX de la biomasse végétale annuelle.

3.3.7 Mesures de type abiotique

L'humidité et la température des horizons organique et minéral ainsi que la température de l'air, ont été prises aux deux semaines tout au cours de la saison de croissance, et ce pour la première et la deuxième année suivant la coupe et l'installation des traitements.

3.3.8 Analyses physiques et chimiques des sols

L'humidité du sol a été déterminée en séchant respectivement des sous-échantillons de sol organique et minéral à 65°C et à 105°C pendant 48 hrs. Les échantillons non conservés pour le dosage microbien ont été séchés à l'air, tamisés (2 mm). Le pH a été mesuré dans une solution de CaCl_2 0.01 M (Hendershot *et al.* 1993), les bases échangeables (Ca, Mg, K, Na) du sol ont été déterminées par ICP (Inductively coupled plasma atomic emission) suite à une extraction au BaCl_2 0,1M + NH_4Cl 0,1M (Amacher *et al.* 1990) et l'acidité échangeable a été déterminée sur le même extrait par titrimétrie. Le phosphore disponible BRAY II (P_{disp}) a été déterminé par spectrophotométrie (McKeague 1976) et le Kjeldahl N (N_T) a été dosé à partir du sous-échantillon broyé (225 μm) (Bremmer et Mulvaney 1982). La concentration en

C organique (C_{org}) de l'horizon organique a été obtenu par perte au feu (Karam 1993) en multipliant le pourcentage de matière organique par un facteur de 0.58. Le phosphore total (P_T) et les bases totales (Ca_T , Mg_T , K_T) ont été déterminés par ICP après une digestion humide (Parkinson et Allen 1975). La concentration en C_{org} de l'horizon minéral a été déterminée par oxydation humide d'un sous-échantillon broyé (225 μm) (Yeomans et Bremmer 1988) et sa classe texturale par une méthode hydrométrique (Scheldrick et Wang 1993).

3.3.9 Analyses microbiennes des sols

La biomasse microbienne a été évaluée à l'aide de la méthode de fumigation extraction au chloroforme sur des sous-échantillons frais (Voroney *et al.* 1993). Les concentrations en C et N microbien (C_{mic} , N_{mic}) correspondent à la différence de concentration en C_{org} et en N_T contenu dans des échantillons fumigués et des échantillons témoins non-fumigués. Les extraits fumigués et non-fumigués ont été conservés congelés jusqu'à leur dosage. Le C_{org} a été dosé par un analyseur de carbone (Shimadzu) à partir d'un sous-échantillon des extraits acidifiés à un pH de 2 et le N_T a été dosé selon la méthode de Cabrera et Beare (1993). Afin de tenir compte de la portion non-extractable du C et du N microbien, des facteurs de correction $k_C = 2.86$ (Sparling *et al.* 1990) et $k_N = 1.85$ (Brookes *et al.* 1985, Joergensen et Mueller 1996) ont été appliqués aux concentrations en C et N microbien calculées.

Afin d'estimer l'activité microbienne, la respiration basale du sol (dégagement de CO_2) a été déterminée en laboratoire à l'aide de piège à CO_2 contenant 50 ml de NaOH [1 N]. Dix grammes de LFH et 50 g de sol minéral frais ont été placés dans les pièges pendant 24hrs à 21°C (Skoog et West 1965, Alef et Mannipieri 1995). Le taux de respiration a été corrigé à l'aide de pièges témoins (blancs) ne contenant pas de sol.

3.3.10 Paramètres dérivés

Le poids sec sans cendre à l'hectare de l'horizon organique a été évalué à partir du poids sec de la couverture morte auquel on a multiplié le pourcentage de matière organique contenue dans l'horizon organique. La capacité d'échange cationique effective (CEC_e) a été calculée en sommant les concentrations en bases échangeables et l'acidité_e du sol. La saturation en bases (SB) et les valeurs de saturation des bases individuelles ont été calculées à partir de la somme des concentrations et des concentrations respectives des bases échangeables divisées par la CEC_e . Le coefficient respiratoire du sol (qCO_2) a été calculé en divisant le taux de respiration par la concentration en C_{mic} du sol.

3.3.11 Analyses statistiques

L'effet de l'enlèvement du couvert forestier sur les sols a été évalué à l'aide d'un test de comparaison simple entre le peuplement témoin non-coupé et le traitement de coupe par tige (coupe totale). Par la suite, des contrastes ont été utilisés afin de comparer les différents traitements entre eux. La structure de comparaison repose sur l'hypothèse de départ voulant que le traitement des résidus (brûlage et mise en copeaux) ait plus d'effet que le traitement laissant les débris intacts sur le parterre et que l'oxydation par le feu aurait un effet plus immédiat que la décomposition des débris qui prédomine dans les traitements de mise en copeaux, de coupe par tige et de coupe par arbre entier. Le brûlage dirigé a donc été comparé aux trois autres traitements, la mise en copeaux a été comparée aux traitements de coupe par tige et de coupe par arbre entier, et finalement les traitements de coupe par tige et de coupe par arbre entier ont été comparés entre eux. Le seuil d'acceptation a été fixé à 0,1 de sorte à favoriser la mise en lumière des tendances. Des analyses de coefficients de direction (Sokal et Rohlf 1981) ont également été pratiquées afin d'évaluer l'importance de certains paramètres biophysiques, tels la biomasse végétale, sur l'activité microbienne et la mise en disponibilité des nutriments. Tous les paramètres ne respectant pas les conditions d'homogénéité des variances selon

le test de Bartlett's (Steel et Torrie 1980) ont subi des transformations logarithmiques ou angulaires. Les analyses statistiques ont été exécutées à l'aide du logiciel SAS (SAS Institute inc. 1988).

3.4 Résultats

L'épaisseur moyenne de l'horizon LFH du site à l'étude était de 5 cm. Le contenu en argile de l'horizon minéral variait de 72,4 % à 86,0 % et son contenu en sable de 0,4 % à 14,4 %. De mai à septembre 1999, les températures moyennes de la couverture morte et du sol minéral étaient supérieures à 10 °C et les températures maximales, atteintes en juin, étaient de 20,4 °C et 17,2 °C respectivement (figure 3.2). L'été 2000 a été plus frais et humide et la barre des 10 °C a été dépassée en juin pour la couverture morte et en juillet pour le sol minéral. Les températures maximales ont été atteintes en juillet avec 16,3 °C et 15 °C. Pour ce qui est de l'humidité du sol (figure 3.3), il était en moyenne plus humide à l'été 2000 qu'à l'été 1999 pour les mois de mai et juin.

3.4.1 Effets de l'enlèvement du couvert végétal

L'enlèvement du couvert végétal a modifié le régime hydrique et thermique du sol (figure 3.1 et 3.2). Les peuplements coupés présentaient en moyenne des températures du sol de 1 à 2 °C plus chaudes pour les deux étés et des températures de l'air en moyenne plus chaudes de 3 °C la première année et de 1,6 °C le deuxième été. L'humidité du sol était en moyenne 34 % plus élevée dans l'horizon LFH et de 25 à 30 % plus élevée dans l'horizon minéral suite au traitement de coupe. La coupe a également entraîné une augmentation de 86 % ($p = 0,043$; erreur type = 294,3) et 78 % ($p = 0,013$; erreur type = 112,7) de la production

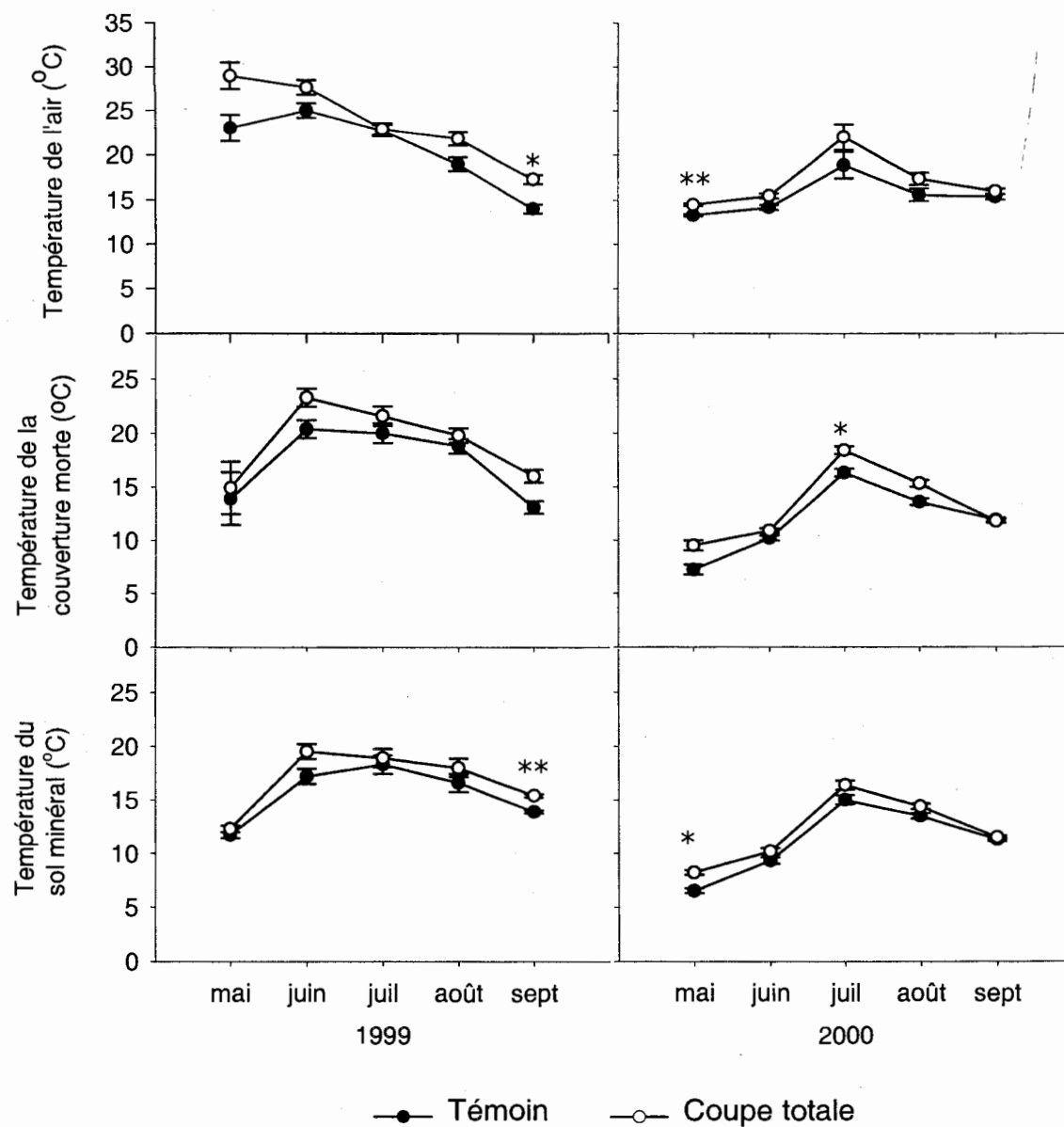


Figure 3.2. Effets de l'enlèvement du couvert végétal sur les températures de l'air (à 1,20 m du sol) et du sol (barres= erreur type de la population; niveau de signification de l'ANOVA par mois : *=0,1; **=0,05; ***=0,001; n=6).

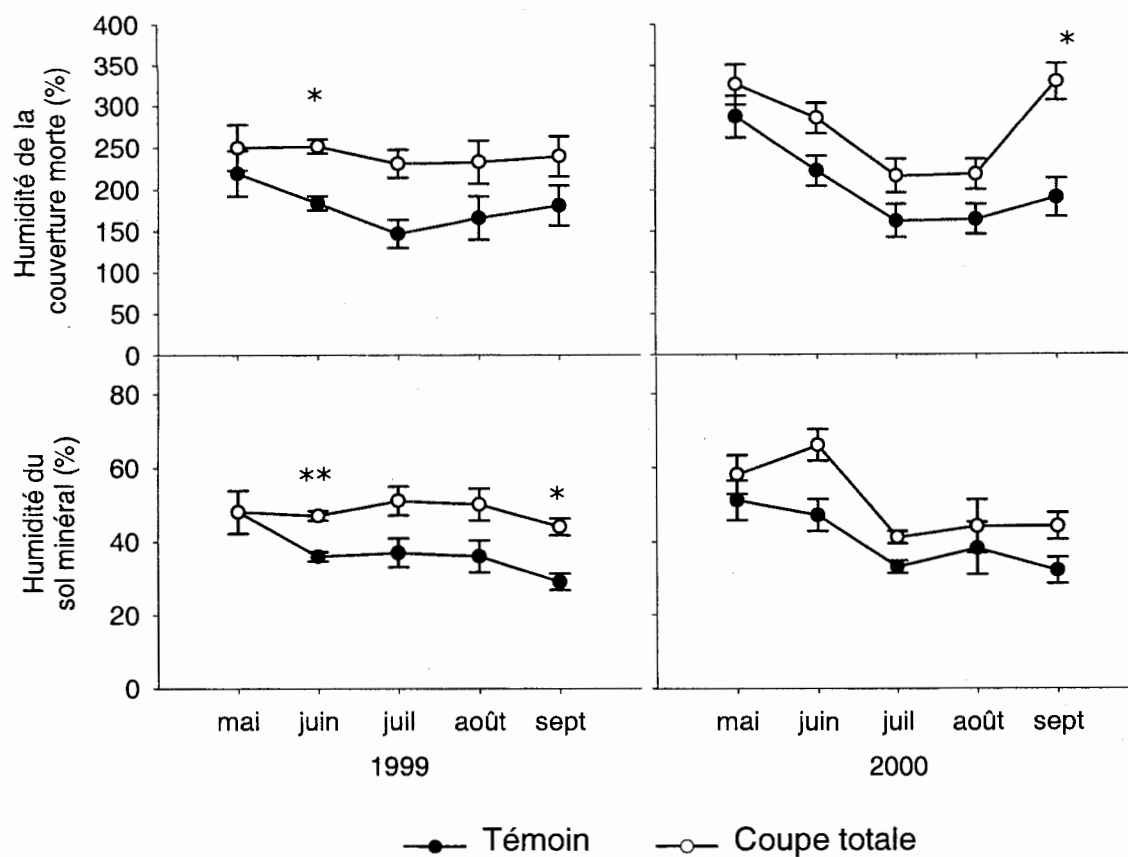


Figure 3.3. Effet de l'enlèvement du couvert végétal sur l'humidité du sol (barres= erreur type de la population; niveau de signification de l'ANOVA par mois : *=0,1; **=0,05; ***=0,001; n=6).

annuelle de biomasse végétale de sous-bois pour l'été 1999 et 2000 avec des valeurs respectives de 3210 et de 2520 kg/ha, alors que dans les témoins les valeurs s'élevaient à 450 et 554 kg/ha pour les mêmes étés. Les taux de décomposition des débris ligneux et de la litière fine n'ont cependant pas été affectés par la coupe et variaient de 26 à 33 % de perte en matière sèche par année, les témoins présentant les valeurs les plus faibles.

Les concentrations en éléments totaux et échangeables dans la couverture morte ont été affectées par la coupe. Dès la première année (1999), une réduction significative de 0,1 g/kg en K_T a été observée dans la couverture morte (tableau 3.1) alors que les concentrations en P_{disp} étaient 33 % plus élevées dans les coupes que dans les peuplements témoins non-coupés. Les concentrations en P_{disp} ont chuté de 20 % dans les peuplements coupés à l'été 2000 (tableau 3.2) et on n'y observait plus de différence significative avec les témoins. Toujours dans la couverture morte, on a observé à l'été 2000 des concentrations supérieures de 62,2 % en Ca_e et de 36,2 % en Mg_e dans les coupes par rapport aux témoins. Ces concentrations élevées en bases échangeables se reflétaient également au niveau des paramètres d'échange. Le pH des coupes étaient 0,9 unités plus élevé que celui des témoins, l'acidité_e étaient 0,63 cmol(+)/kg plus faible dans les coupes que dans les témoins, la CEC_e ainsi que la saturation en bases étaient respectivement 35,1 cmol(+)/kg et 1,03 % (valeur absolue) plus élevée dans les coupes que dans les témoins. À la fin de la deuxième année de suivi (2000), le sol minéral ne présentait toujours pas d'effet significatif de la coupe. Par contre, les mêmes tendances étaient observées, soit une disponibilité plus élevée en bases et en phosphore dans les coupes ainsi qu'un pH, une CEC_e, une SB supérieure jumelée à une acidité_e plus faible.

L'activité microbienne (respiration basale) et les concentrations en C et N microbiens du sol ne présentaient pas en général de changement significatif suite à la coupe et

Tableau 3.1. Effets de l'enlèvement du couvert végétal sur les propriétés physico-chimiques du sol à l'été 1999

			Couverture morte				Sol minéral			
			Témoin	Coupe totale	Erreur type	$p > F$	Témoin	Coupe totale	Erreur type	$p > F$
			$\bar{X}$ (n=3)				$\bar{X}$ (n=3)			
Éléments totaux	C _{org}	(g/kg)	418,83	468,09	20,14	0,346	20,87	22,87	1,16	0,480
	N _T	(g/kg)	14,42	15,89	0,87	0,487	1,34	1,68	0,07	0,133
	Ca _T	(g/kg)	12,09	14,83	2,08	0,578				
	Mg _T	(g/kg)	1,52	1,39	0,15	0,719				
	K _T	(g/kg)	1,21	1,11	0,01	0,051				
Éléments disponibles	P _{disp}	(mg/kg)	60,49	80,25	0,12	< 0,001	15,87	22,78	2,32	0,274
	Ca _e	(cmol(+)/kg)	61,81	74,59	3,43	0,203	5,88	10,07	1,53	0,305
	Mg _e	(cmol(+)/kg)	8,53	8,28	0,48	0,819	1,37	2,23	0,38	0,375
	K _e	(cmol(+)/kg)	3,10	2,74	0,15	0,360	0,46	0,63	0,04	0,178
Paramètres d'échange	pH		5,4	5,5	0,08	0,543	4,6	4,7	0,11	0,610
	Acidité _e	(cmol(+)/kg)	0,14	0,01	0,05	0,334	1,16	0,76	0,26	0,528
	CEC _e	(cmol(+)/kg)	73,75	85,82	3,87	0,259	8,94	13,76	1,70	0,293
	SB	(%)	99,81	100,00	0,07	0,349	80,70	94,41	6,25	0,387
	SCa	(%)	83,71	86,95	0,57	0,104	59,46	73,21	5,85	0,361
	SMg	(%)	11,63	9,62	0,22	0,046	14,68	16,07	1,03	0,570
	SK	(%)	4,23	3,19	0,30	0,225	5,67	4,57	0,55	0,425

Tableau 3.2. Effets de l'enlèvement du couvert végétal sur les propriétés physico-chimiques du sol à l'été 2000

			Couverture morte				Sol minéral			
			Témoin	Coupe totale	Erreur type	$p > F$	Témoin	Coupe totale	Erreur type	$P > F$
			$\bar{X}$ (n=3)				$\bar{X}$ (n=3)			
Éléments totaux	C _{org}	(g/kg)	440,72	506,85	10,30	0,085	17,99	18,30	0,28	0,641
	N _T	(g/kg)	14,71	17,39	0,35	0,062	1,40	1,57	0,09	0,444
Éléments disponibles	P _{disp}	(mg/kg)	90,74	64,33	17,37	0,527	46,49	58,75	6,85	0,465
	Ca _e	(cmol(+)/kg)	53,39	86,60	1,97	0,014	7,23	10,32	1,47	0,404
	Mg _e	(cmol(+)/kg)	6,65	9,06	0,08	0,004	2,05	2,67	0,45	0,561
	K _e	(cmol(+)/kg)	2,12	2,18	0,04	0,537	0,45	0,66	0,04	0,127
Paramètres d'échange	pH		5,0	5,9	0,07	0,020	4,6	4,8	0,07	0,437
	Acidité _e	(cmol(+)/kg)	0,72	0,09	0,12	0,115	1,12	0,72	0,15	0,307
	CEC _e	(cmol(+)/kg)	62,89	97,94	1,93	0,012	10,87	14,39	1,83	0,436
	SB	(%)	98,87	99,90	0,15	0,079	83,22	94,86	4,07	0,289
	Sca	(%)	84,72	88,08	0,82	0,179	61,11	71,56	3,19	0,243
	SMg	(%)	10,71	9,36	0,65	0,407	17,60	18,59	1,07	0,689
	SK	(%)	3,43	2,27	0,32	0,211	4,45	4,55	0,27	0,871

Tableau 3.3. Effets de l'enlèvement du couvert végétal sur les communautés microbiennes du sol

	Couverture morte				Sol minéral			
	Témoin	Coupe totale	Erreur type	$p > F$	Témoin	Coupe totale	Erreur type	$P > F$
	$\bar{X}$ (n=3)				$\bar{X}$ (n=3)			
<u>1999</u>								
C_{mic} ($\mu\text{g/g}$)	10064,10	9397,58	952,25	0,760	425,03	385,81	39,44	0,668
N_{mic} ($\mu\text{g/g}$)	1317,61	1395,20	149,70	0,820	56,05	48,01	4,16	0,436
C_{mic}/N_{mic}	8,06	6,88	0,14	0,052	7,47	7,57	0,23	0,859
Respiration basale ($\mu\text{g de CO}_2\text{-C/g.h}$)	24,54	27,96	2,36	0,544	1,19	1,04	0,05	0,280
QCO_2 ($\mu\text{g de CO}_2\text{-C/mg de } C_{mic}$)	59,45	71,32	2,81	0,151	83,83	80,30	2,31	0,525
<u>2000</u>								
C_{mic} ($\mu\text{g/g}$)	13781,39	9225,15	2236,86	0,416	683,24	581,51	87,01	0,618
N_{mic} ($\mu\text{g/g}$)	1539,93	1790,89	188,83	0,575	106,15	80,64	6,80	0,201
C_{mic}/N_{mic}	8,66	5,01	0,62	0,113	6,48	7,25	0,63	0,605
Respiration basale ($\mu\text{g de CO}_2\text{-C/g.h}$)	30,82	30,04	2,99	0,907	1,38	1,10	0,07	0,193
QCO_2 ($\mu\text{g de CO}_2\text{-C/mg de } C_{mic}$)	51,49	78,12	5,30	0,128	53,06	45,02	7,34	0,639

ce pour les deux horizons de sol (tableau 3.3). Seul le ratio C_{mic}/N_{mic} de la couverture morte présente une réduction suite à la coupe. Cependant, à cause de la variabilité plus importante des données à l'été 2000, l'effet n'était plus significatif.

3.4.2 Caractérisation des traitements de résidus ligneux

Les charges en résidus et les taux de décomposition de chaque traitement de résidus sont présentés au tableau 3.4. Dans l'ensemble, la masse sèche de la couverture morte ne présentait pas de différence significative entre les traitements et la charge totale en débris ligneux, incluant la charge en copeaux le cas échéant, variait d'un traitement à l'autre selon l'ordre décroissant suivant : $MC > BD > CT > CA$. La MC présentait une charge significativement plus élevée en débris que les traitements de CA et de CT ($p = 0,071$), tandis que la CA présentait une charge significativement plus faible de 34 % par rapport à la CT ($p = 0,067$). Spécifiquement, les différences entre les traitements se situaient au niveau des débris de taille moyenne (3,0 - 6,99 cm), le BD présentant la charge en débris moyen la plus importante ($p = 0,001$) par rapport aux autres traitements, tandis que la CA présentait la charge la plus faible, soit 73 % moins de débris moyen que la CT ($p = 0,002$). Pour ce qui est des taux de décomposition (perte de poids), aucune différence majeure n'a été observée entre les traitements après un an. Par contre, en appliquant les taux mesurés de décomposition aux charges présentes, on a estimé des pertes sèches en débris significativement différentes entre les traitements, soit une perte plus élevée dans le traitement de MC par rapport à la CA et la CT ($p = 0,064$) et une perte 34 % plus faible sous la CA que sous la CT ($p = 0,068$).

En général, les traitements de résidus n'ont pas affecté de façon significative la production annuelle de biomasse végétale du sous-bois. Seul le BD présentait à l'été 2000 un retard dans la croissance végétative avec en moyenne 73 % ($p = 0,065$; erreur type = 86,4) moins de biomasse arbustive et 92 % ($p = 0,008$; erreur type = 0,25) moins de mousses que les autres traitements. Cependant, ce traitement

présentait 30 % ($p = 0,072$; erreur type = 0,07) plus de végétation herbacée que les autres traitements pour cette même année. En ordre décroissant, on observait une production annuelle de biomasse qui variait de la CA>CT>MC>BD avec 3230, 2520, 2459 et 2425 kg/ha respectivement.

Tableau 3.4. Caractérisation des traitements de résidus

		Brûlage dirigé ^a	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier	Erreur type
		$\bar{X}$ (n=3)				
Comparaisons ^b		a	ab	abc	abc	
Masse sèche (sans cendre) de la couverture morte (T/ha)		37,71	62,05	46,42	33,41	5,46
Charge de débris par classe de diamètre (T/ha)	petit (0-2,99 cm)	15,85	12,57	18,88	12,75	1,29
	moyen (3,0-6,99 cm)	15,12***	6,34	11,25**	3,09	0,54
	grossier (7 cm et plus)	25,97	32,10	23,44	19,61	2,61
Charge de copeaux ajoutés (T/ha)			8,89			
Charge totale (T/ha)		56,94	59,90*	53,57*	35,45	3,07
Taux de décomposition (% de perte sèche)	débris (blocs)	33,82	31,50	31,24	31,24	1,16
	copeaux		33,73			
	litière fine (feuilles)	32,61	34,66	33,72	32,25	0,75
Perte en masse sèche de débris estimée après un an (T/ha)		19,25	19,07*	16,71*	11,06	0,90

* = 0,1; ** = 0,05; *** = 0,001 niveaux de signification des contrastes.

a- Les charges de débris correspondent aux charges évaluées après brûlages.

b- Les traitements présentant des lettres identiques ont été comparés entre eux. Les comparaisons seront les mêmes pour tous les tableaux qui suivent.

Pour ce qui est des variations de températures et d'humidité du sol sous les traitements de résidus, on a observé qu'en général les traitements variaient dans le même sens et présentaient peu de différences significatives (annexe 1).

3.4.3 Effet des résidus sur la couverture morte

3.4.3.1 *Brûlage dirigé*

Dès 1999, le BD a engendré une augmentation des concentrations en P_{disp} (+ 54,1 %, $p = 0,002$), en P_T (+ 27,4 %, $p < 0,001$) et en Mg_T (+ 40 %, $p = 0,041$). Les concentrations en Ca_T ont aussi augmenté quoique non significativement (figure 3.4). Concomitant à ces augmentations, on a observé un pH significativement plus élevé de 0,6 unités en moyenne dans les sites brûlés ($p = 0,026$). Par contre, le brûlage a réduit de 14 % en moyenne la concentration en C_{org} de la couverture morte. En 2000, on observait toujours sous ce traitement un pH et une concentration en P_{disp} élevés (+ 81,8 % $p = 0,001$). Cependant, en raison de l'augmentation du pH sous le traitement de CT, l'effet a perdu sa signification. Le BD a aussi réduit significativement les concentrations de C_{mic} et N_{mic} . À l'été 1999 on observait 47,9 % ($p < 0,001$) et 54,6 % ($p = 0,006$) moins de C et de N microbien respectivement. De même à l'été 2000 on observait toujours 55,8 % ($p = 0,010$) et 58,5 % ($p = 0,004$) moins de C et N microbien que chez les autres traitements. Une respiration basale plus faible a également été observée pour les deux étés (- 37 %, $p < 0,001$; - 23 %, $p = 0,022$). Cette réduction a été accompagnée à l'été 1999 d'une augmentation du qCO_2 (+ 20 %, $p = 0,021$), qui est demeuré élevé tout au cours du deuxième été sans toutefois présenter de différence significative avec les autres traitements.

3.4.3.2 *Mise en copeaux*

En général, les concentrations en nutriments sous la mise en copeaux à l'été 1999 et 2000 n'étaient pas significativement différentes de celles observées sous la CT et la CA (figure 3.4). Seule une concentration plus faible en C_{org} (-8,8 %, $p = 0,030$) a

été observée à l'été 2000 ainsi qu'une tendance générale à une mise en disponibilité plus faible des nutriments sous la MC par rapport à la CT. Le traitement de mise en copeaux a surtout affecté les communautés microbiennes (figure 3.5) qui présentaient à l'été 1999 une concentration plus faible en N_{mic} (- 25,3 %, $P = 0,099$) et un ratio C_{mic}/N_{mic} plus élevé ($p = 0,032$) par rapport à la CT et à la CA.

3.4.3.3 *Coupe par tige et coupe par arbre entier*

Aucune différence significative des concentrations en nutriments n'a été observée à l'été 1999 entre la CT et la CA (figure 3.4). Cependant, une augmentation significative des concentrations en Mg_e (+ 18,7 %, $p = 0,078$) sous la CT par rapport à la CA a été observée à l'été 2000 ainsi qu'une tendance des concentrations en Ca_e supérieures sous la CT (+ 17,6 %) et à une augmentation du pH (+ 0,9 unités). De façon non-significative, la CA présentait pour ce même été une réduction de la saturation en bases (- 0,6 %) ainsi qu'une augmentation de 4 à 5 fois de l'acidité_e par rapport à la CT. Une réponse des communautés microbiennes a également été observée (figure 3.5). La CA présentait à l'été 1999 un taux de respiration basale plus élevé (+ 11,9 %, $p = 0,045$) que la CT. Ce dernier traitement présentait cependant à l'été 2000 une réduction de son ratio C_{mic}/N_{mic} par rapport à la CA ($p = 0,027$).

3.4.4 Effets des résidus sur le sol minéral

Les traitements de résidus ont eu peu ou pas d'effet à court terme sur le sol minéral et ses communautés microbiennes (tableau 3.5 et 3.6). Seule une acidité_e du sol deux fois plus importante sous la CA par rapport à la CT ($p = 0,060$) a été observée dès la première année de mise en place des traitements. Cette différence a perduré et s'est même accentuée à l'été 2000 ($p = 0,021$). On observait également une acidité élevée au niveau du traitement de BD, même si le contraste avec les autres traitements n'était pas significatif en raison de l'acidité élevée de la CA.

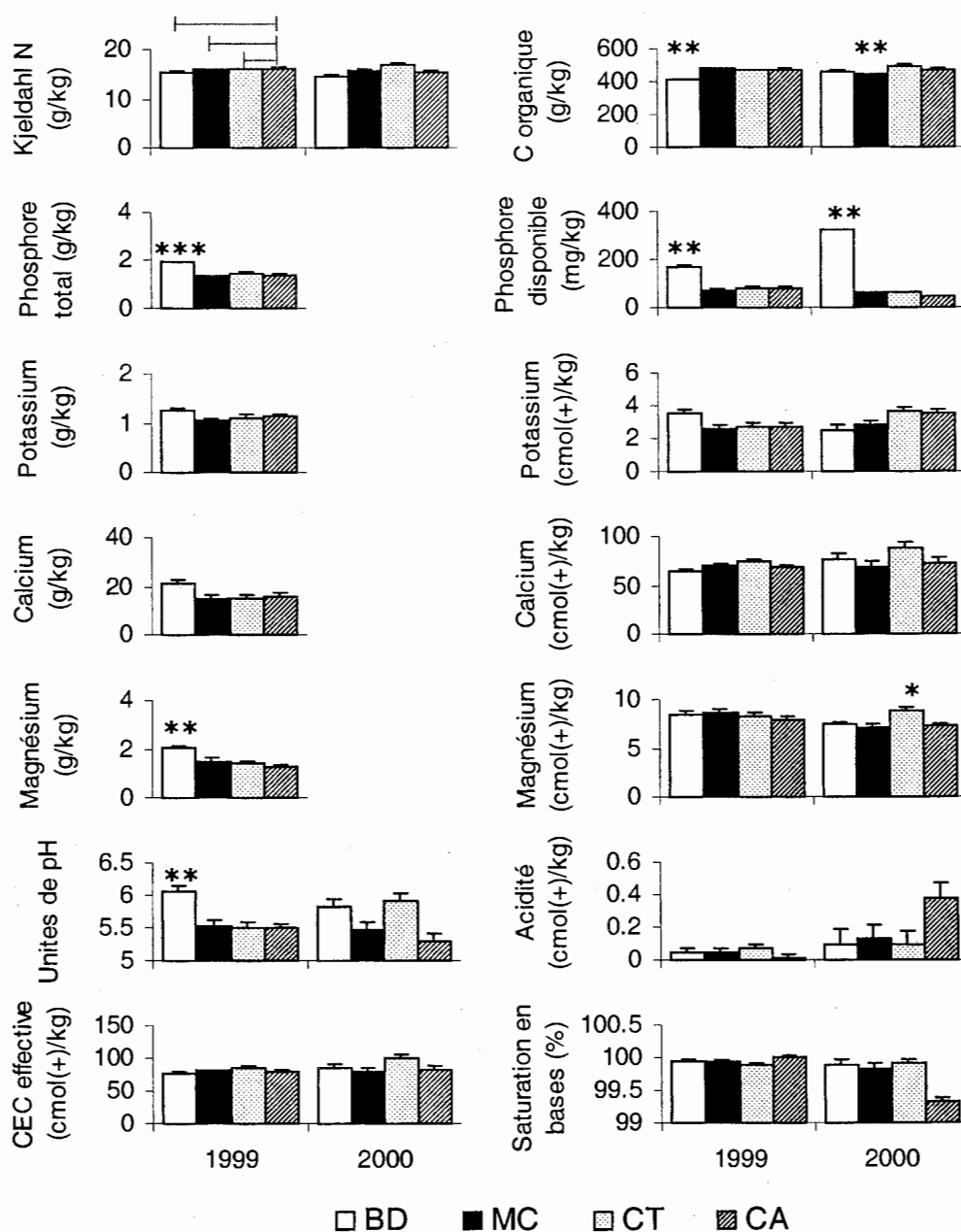


Figure 3.4. L'effets des traitements de résidus sur les propriétés physico-chimiques de la couverture morte (barres verticales= erreur type de la population; lignes horizontales= regroupent les traitements comparés entre eux, les comparaisons sont les mêmes pour tous les éléments et pour chaque année; niveaux de signification des contrastes : * = 0,1; ** = 0,05; *** = 0,001; n=12).

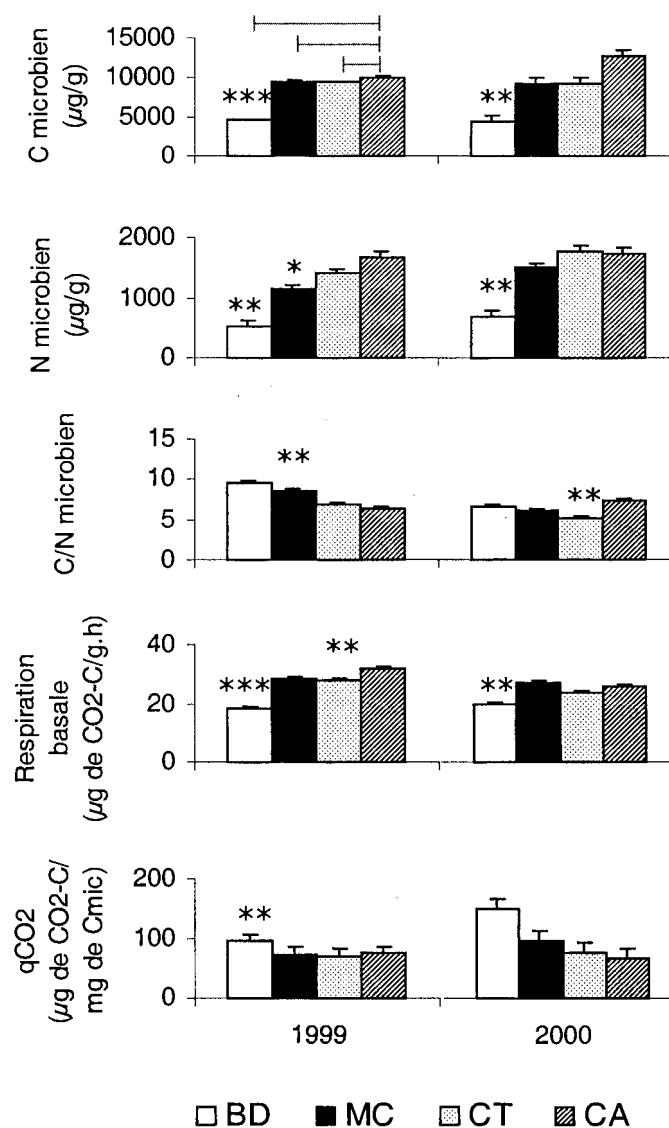


Figure 3.5. Effets des traitements de résidus sur les paramètres microbiens de la couverture morte (barres verticales= erreur type de la population; lignes horizontales= regroupent les traitements comparés entre eux, les comparaisons sont les mêmes pour tous les éléments et pour chaque année; niveaux de signification des contrastes : * = 0,1; ** = 0,05; *** = 0,001; n = 12).

Tableau 3.5. Propriétés physico-chimiques de l'horizon minéral

			Brûlage dirigé	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier	Erreur type	Brûlage dirigé	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier	Erreur type
			$\bar{X}$ (n=3)					$\bar{X}$ (n=3)				
			1999					2000				
Comparaisons			a	ab	abc	abc		d	de	def	def	
Éléments totaux	C _{org}	(g/kg)	28,60	29,55	22,87	21,40	1,66	24,67	21,43	18,30	21,54	1,81
	N _T	(g/kg)	2,05	2,12	1,68	1,37	0,14	1,92	2,02	1,57	1,75	0,22
Éléments disponibles	P _{disp}	(mg/kg)	12,17	10,50	22,78	17,95	2,64	38,34	27,11	58,75	37,19	5,27
	Ca _e	(cmol(+)/kg)	8,77	12,15	10,07	6,59	1,02	9,41	10,57	10,32	7,85	1,25
	Mg _e	(cmol(+)/kg)	2,15	2,77	2,23	1,49	0,22	2,40	2,70	2,67	1,95	0,31
	K _e	(cmol(+)/kg)	0,61	0,65	0,63	0,51	0,05	0,58	0,06	0,66	0,49	0,06
Paramètres d'échange	pH		4,6	4,8	4,7	4,5	0,06	4,5	4,8	4,8	4,5	0,08
	Acidité _e	(cmol(+)/kg)	1,45	0,87	0,76*	1,65	0,14	1,15	0,88	0,72**	1,78	0,12
	SB	(%)	87,21	94,70	94,41	79,89	2,72	89,62	94,05	94,86	76,30	4,09

*= 0,1; **= 0,05; ***= 0,001 (niveaux de signification des contrastes).

Tableau 3.6. Paramètres microbiens de l'horizon minéral

	Brûlage dirigé	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier		Brûlage dirigé	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier	
	$\bar{X}$ (n=3)				Erreur type	$\bar{X}$ (n=3)				Erreur type
	<u>1999</u>					<u>2000</u>				
Comparaison	a	ab	abc	abc		d	de	def	def	
C_{mic} ($\mu g/g$)	494,74	557,16	385,81	353,99	79,51	467,61	467,23	581,51	456,21	41,07
N_{mic} ($\mu g/g$)	69,04	63,49	48,01	49,46	8,77	74,86	75,70	80,64	61,68	3,81
C_{mic}/N_{mic}	7,02	9,56	7,57	6,98	0,37	6,33	6,24	7,25	7,41	0,46
Respiration basale (μg de CO_2 -C/g.h)	0,99	0,78	1,04	1,20	0,09	0,64	1,07	1,10	0,95	0,12
QCO_2 (μg de CO_2 -C/ mg de C_{mic})	54,74	48,03	80,30	99,92	10,97	33,51	70,05	45,02	51,87	10,63

*= 0,1; **=0,05; ***= 0,001 (niveaux de signification des contrastes).

3.4.5 Analyses de coefficients de direction

Afin d'expliquer certains des résultats observés, des modèles conceptuels ont été élaborés à l'aide d'analyses de coefficients de direction. Ces modèles ont été élaborés à partir des données de l'été 2000 puisque celles-ci étaient les plus complètes, présentaient le plus d'effets significatifs et conservaient les effets observés à l'été 1999. Deux modèles simples ont été retenus et sont présentés à la figure 3.6. et au tableau 3.7. On y observe que les valeurs d'acidité_e dans le sol minéral sont positivement influencées par le prélèvement par les plantes et négativement par la décomposition des débris ligneux. De même, l'activité des microorganismes dans la couverture morte est, elle, directement influencée par les variations du pH et de l'humidité de cet horizon ainsi qu'indirectement influencée par la charge de débris ligneux qui favorise un pH et une humidité élevée de la couverture morte. Pour les deux modèles, on remarque qu'en général la covariance causale totale (directe et indirecte) est supérieure au coefficient de corrélation (covariance totale).

3.5 Discussion

La coupe a favorisé une disponibilité accrue des éléments minéraux. Ces augmentations et plus particulièrement celle en Ca_e ont conduit à une augmentation du pH et de la saturation en base. L'accélération de la décomposition et de la minéralisation, la diminution du prélèvement par la végétation et de l'immobilisation par les microorganismes ainsi qu'un lessivage des nutriments à partir des débris sont proposés dans la littérature afin d'expliquer l'accroissement de la disponibilité en nutriments observés après coupe (Prescott 1997, Keenan et Kimmins 1993, Burger et Pritchett 1984, Abbott et Crossley 1982). Ici, les concentrations en C et N microbiens ainsi que les taux de décomposition n'ont pas été affectés par l'augmentation des températures et de l'humidité de la couverture morte. Cependant, comme le propose Matson et Vitousek (1981) et tel qu'observé par

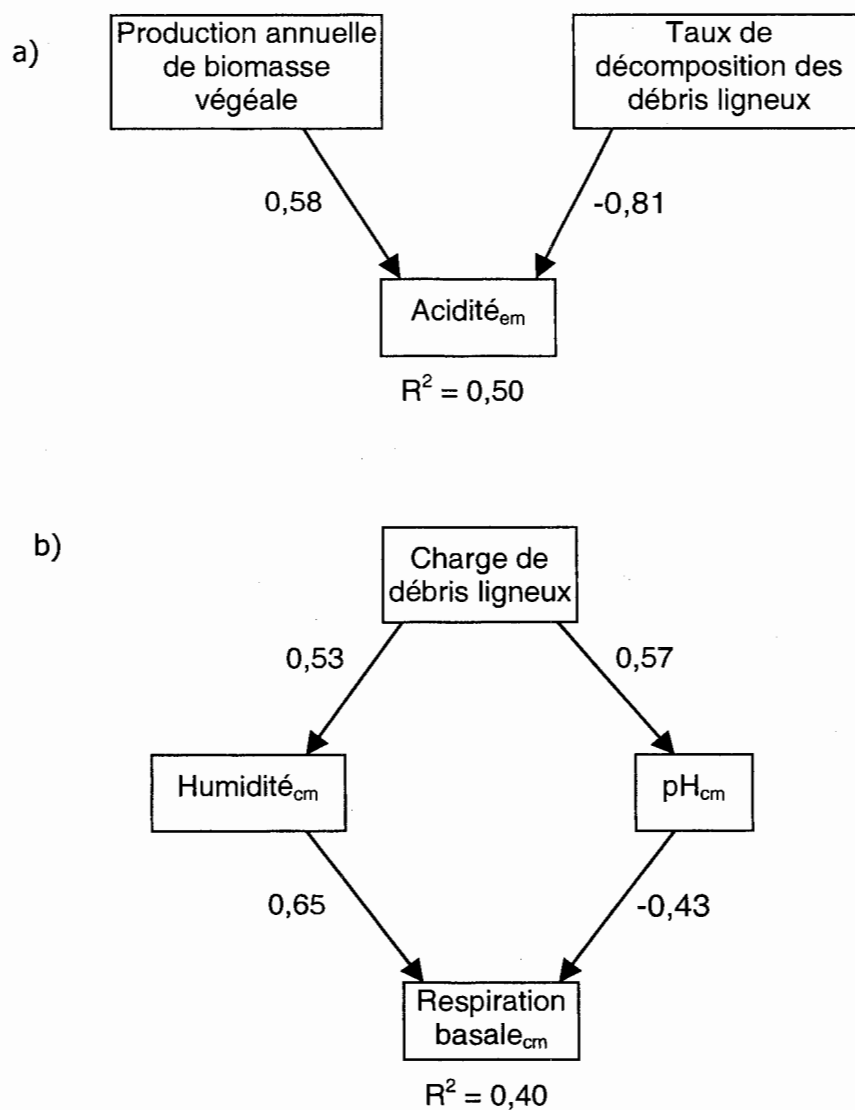


Figure 3.6. Analyses de coefficients de direction établissant pour des coupes totales l'intensité des relations à l'été 2000 entre (a) l'acidité échangeable du sol minéral (Acidité_{em}) et (b) l'activité des microorganismes de la couverture morte (respiration basale_{cm}) et les paramètres explicatifs (charge des débris ligneux, la biomasse végétale annuelle, l'humidité et le pH de la couverture morte). La direction des flèches indique le sens de la relation et les coefficients de direction placés à proximité des flèches indiquent l'intensité de celle-ci (n=15).

Tableau 3.7. Analyses de coefficients de direction entre l'acidité du sol minéral ainsi qu'entre l'activité des microorganismes dans la couverture morte à l'été 2000 et les paramètres explicatifs.

Relation	Covariance totale	Covariance causale			Corrélation non-causale
		Directe	Indirecte	Totale	
Biomasse végétale—Acidité _{min}	0,22	0,58	0	0,58	-0,36
Taux décomposition—Acidité _{min}	-0,55	-0,81	0	-0,81	0,26
Charge de débris—Humidité _{cm}	0,53	0,53	0	0,53	0
Charge de débris—pH _{cm}	0,57	0,57	0	0,57	0
Charge de débris—Respiration basale _{cm}	-0,04	0	0,09	0,09	-0,13
Humidité _{cm} —Respiration basale _{cm}	0,56	0,65	0	0,65	-0,09
pH _{cm} —Respiration basale _{cm}	-0,30	-0,43	0	-0,43	0,13

Prescott (1997), il est possible ici que la coupe ait contribué à augmenter les taux de minéralisation sans affecter les taux de décomposition.

La réduction en K_T illustre la grande mobilité de cet élément et met en évidence l'importance des mécanismes d'immobilisation afin de minimiser le lessivage. Ici, l'augmentation de la CEC_e et la réaction de la biomasse de sous-bois, dont l'accroissement annuel était 5 à 6 fois plus élevé dans les coupes, sont les mécanismes qui semblent contribuer le plus à immobiliser les nutriments. Les sites d'échange organique immobilisant préférentiellement les cations polyvalents (Bohn *et al.* 1985), l'immobilisation par les plantes de sous-bois demeure le mécanisme privilégié dans l'immobilisation des ions potassium.

L'augmentation après coupe en N_T ainsi qu'en C_T aussi observé par Titus *et al.* (1997), Adams et Boyle (1982), Hornbeck et Kropelin (1982) ainsi que par Silkworth et Grigal (1982), suggère ici une incorporation graduelle des débris fins à la couverture morte. Cette incorporation jumelée à une diminution ou à l'arrêt momentané de la croissance et de l'exsudation raculaire (Baath 1980) ainsi qu'à une réduction de la capacité des racines à supporter des ectomycorhizes (Harvey *et al.* 1980), pourraient être à l'origine des modifications observées dans la structure des communautés bactériennes, soit une réduction des organismes fongiques par rapport aux organismes bactériens (Siira-Pietikäinen *et al.* 2001). L'analyse de coefficient de direction (figure 3.6 b) supporte aussi l'idée d'une adaptation des communautés microbiennes aux nouvelles conditions environnementales leur permettant après coupe de maintenir leur taux d'activité (respiration basale). Le modèle illustre l'effet antagonisme de l'humidité et du pH sur l'activité microbienne. L'activité des communautés microbiennes serait maximale à l'intérieur d'une plage étroite de combinaison d'humidité et de pH.

Le peu de changements observés dans le sol minéral s'explique en partie par le peu de perturbation physique engendrée par les coupes d'hiver et en partie par les sols de la région qui sont riches en matière organique, en argile et en calcium (Paré et Bergeron 1996, Brais *et al.* 1995). Cette richesse leur confère une réserve importante de nutriments immobilisés dans les complexes organo-minéraux à l'abri de l'attaque microbienne, une capacité à immobiliser rapidement les éléments nutritifs (Baldock et Nelson 1999, Körshens 1993, Oades 1988) ainsi qu'un fort pouvoir tampon.

En ce qui a trait à la gestion des débris de coupe, les résultats montrent clairement que la combustion des débris (BD) par rapport à leur décomposition dans les autres traitements a induit une libération plus rapide des nutriments immobilisés dans la matière ligneuse. Un taux de décomposition équivalent aux autres traitements ainsi que le maintien d'un pH élevé et des concentrations en nutriments échangeables la

deuxième année, suggèrent que la décomposition des débris non-brûlés ou partiellement brûlés pourrait permettre à moyen terme, sous le traitement de brûlage dirigé, une libération soutenue des nutriments qui limiterait l'acidification du sol (Binkley et Richter 1987) et permettrait de soutenir la végétation en régénération. Le pulse de phosphore tout de suite après feu, déjà noté à plusieurs reprises (Giardina et Rhoades 2001, Cade-Menun *et al.* 2000, Romanyà *et al.* 1994) pourrait aussi avoir un effet positif sur la croissance des semis (Romanyà *et al.* 1994) et influencer la composition floristique après traitement (Nguyen-Xuan 1999). Un suivi à plus long terme de la végétation permettra de déterminer si le phosphore libéré après feu présente un avantage du point de vue de la productivité.

La réduction de la biomasse microbienne qu'on observe après brûlage, a aussi été observée par Pietikäinen et Fritze (1993) dans des peuplements résineux. Cette réduction ainsi que l'efficacité à respirer (qCO_2) plus élevée après feu des microorganismes traduirait un stress plus important des communautés microbiennes sous le traitement de brûlage dirigé que sous les autres traitements. Cependant l'augmentation du qCO_2 suite au brûlage, tout en expliquant le maintien des taux de décomposition, pourrait également traduire un passage vers des communautés plus spécialisées dans l'utilisation des sources de carbone disponibles après feu (Fritze *et al.* 1993), tel que suggéré par un ratio C_{mic}/N_{mic} plus élevé. Enfin, la réduction de la biomasse microbienne abaisserait la compétition entre les microorganismes du sol et les plantes pour le prélèvement des nutriments, ce qui pourrait favoriser la régénération.

Scherer *et al.* (2000) Zabowski *et al.* (2000), Corns et Maynard (1998) ainsi que Brais *et al.* (1996), font état des rares essais de mises en copeaux qui visaient principalement une réduction de la compétition végétale, un dégagement des parterres de coupes et une alternative aux brûlages dirigés dans l'est de États-Unis pour réduire l'émission de gaz polluants. Les différentes techniques de mise en copeaux ainsi que la quantité de copeaux utilisée lors de ces essais rendent les

comparaisons difficiles. Cependant, ce traitement semblerait bien dégager les parterres de coupe tout en entraînant peu de perturbation au niveau du sol et favoriserait une certaine hétérogénéité spatiale de la couverture morte. Un bon contrôle de la végétation compétitive nécessiterait par contre une application important de copeaux (5 à 10 cm). Ici, la fragmentation des débris sous la MC n'a pas permis à court terme une mise en disponibilité accrue des nutriments par rapport à la CT et la CA. Seul un ratio C_{mic}/N_{mic} élevé par rapport à la CT et à la CA suggère une proportion d'organismes fongiques plus importante et une réaction des communautés microbiennes à l'augmentation de la surface de contact des débris. Bien que l'on ne l'ait pas mesuré, l'enchevêtrement d'hyphes entre les copeaux aurait pu agir comme puits (Harmon *et al.* 1986) et favoriser une immobilisation des nutriments plus importante dans ceux-ci que dans les débris non-fragmentés et ainsi expliquer que la MC ne présentait pas une mise en disponibilité accrue dans la couverture morte par rapport à la CT et à la CA. Comme ce traitement ne semble pas nuire à l'activité microbienne ni au retour de la végétation et qu'il présente des taux de composition et une libération en nutriments équivalents à la CT et à la CA, l'avantage de son emploi résiderait dans le dégagement des parterres de coupe afin de faciliter des travaux sylvicoles futurs.

Outre la combustion, et contrairement à notre hypothèse de départ, la quantité de débris laissés après coupe semble être un facteur déterminant dans la mise en disponibilité des nutriments et le retour de la végétation. D'ailleurs tel qu'observé ici, la littérature relève qu'à court terme (1 à 3 ans), la CA présente une biomasse végétale annuelle plus importante que la CT. À long terme (plus de 5 ans) cependant, l'accroissement de la végétation semblerait être favorisé sous le traitement de CT (Stevens *et al.* 1995, Staaf et Olsson 1994, Mann *et al.* 1988). Selon Stevens *et al.* (1995) ainsi que Titus *et al.* (1997), la présence d'une végétation plus importante dans la CA favoriserait un prélèvement plus important et expliquerait à court terme la différence de disponibilité en nutriments entre la CA et

la CT. La quantité de débris susceptibles de se décomposer justifierait également une libération plus importante de nutriments sous la CT que sous la CA.

L'analyse de coefficient de direction (figure 3.6 a) appuie l'idée que les différences de prélèvement par les plantes et de mise en disponibilité des nutriments entre les deux traitements influenceraient conjointement l'acidité échangeable du sol. Le modèle explique l'acidité du sol minéral par le taux de décomposition (nutriments libérés) et la quantité de biomasse végétale annuelle présente. Binkley et Richter (1987) indiquent que le processus de décomposition consomme autant d'ions H^+ qu'il y a de bases échangeables libérées, ce qui favoriserait la diminution de l'acidité du sol, tandis que le prélèvement par les plantes des bases entraînerait un ajout d'ions H^+ à la solution du sol, ce qui favoriserait l'acidification. L'absence de source à long terme de nutriments (débris en décomposition) sous le traitement de CA risque donc de favoriser une acidification et réduire à moyen-long terme la fertilité du sol (Summer 1997).

3.6 Conclusion

L'application de traitements aux débris laissés après coupe semble avoir pour principal effet de moduler les effets déjà observés suite à la coupe. La rapidité avec laquelle les nutriments ont été rendus disponibles semble surtout influencée par la nature du traitement (combustion vs décomposition), tandis que la différence d'ampleur des phénomènes semble plutôt influencée par la quantité de débris laissés sur le parterre.

Même si la conservation de débris sur les parterres de coupe nuit éventuellement aux travaux sylvicoles, elle favoriserait un apport continu en nutriments et limiterait l'acidification du sol dans les tremblaies. L'utilisation du brûlage dirigé des débris de coupe devient une alternative intéressante afin de dégager les parterres de coupe,

limiter l'exportation de nutriments et favoriser une remise en circulation rapide des nutriments. Cependant, l'impact à long terme des brûlages dirigés sur l'apport en matière organique, sur la biodiversité et sur la productivité nécessite un suivi. Pour ce qui est de la mise en copeaux des débris, un suivi à plus long terme sera aussi nécessaire afin de s'assurer que la fragmentation des débris présente un avantage par rapport à un abandon conventionnel des débris sur le sol et afin d'évaluer quelle est l'importance du changement de structure des communautés microbiennes à long terme sur la mise en disponibilité des nutriments.

3.7 Remerciements

Le Conseil de Recherche en Science Naturelle et en Génie (CRSNG), le Ministère des Ressources naturelles du Québec (MRNQ) et la Société de Protection des Forêts contre le Feu (SOPFEU) ont contribué au financement de cette étude. Merci à l'équipe technique Ginette Baril et Marie-Claude Dubois, aux différents aides de terrains, aux amis (es) en particulier à Thuy Nguyen, Marie-Hélène Longpré et Sonia Légaré pour le support, les conseils statistiques et parfois l'aide technique.

3.8 Références

- Abbott, D. T. et Crossley, D. A. Jr. 1982. Woody litter decomposition following clear-cutting. *Ecology* 63 :35-42.
- Adams, P.W. et Boyle, J.R. 1982. Soil fertility changes following clearcut and whole-tree harvesting and burning in central Michigan. *Soil Science Society of America Journal* 46:638-640.
- Agriculture Canada Expert Committee on Soil Survey. 1987. The Canadian System of Soil Classification. 2nd edition. Agric. Can. Publ. 1646. 164 pages.
- Alban, D. H. et Perala, D. A. 1990. Impact of Aspen Timber Harvesting on Soils. *Dans* Gessel, S.P., Lacate, D. S., Weetman, G. F. et Powers, R. F. (éds), Sustained Productivity of Forest Soils. Proceedings of the 7th North American Forest Soils Conference held at the University of British Columbia, Vancouver, Canada in July 1988. Faculty of Forestry, MacMillan Bldg, University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canada. Pages 377-391.

- Alef, K. et Mannipieri, P. 1995. Methods in applied soil microbiology and biochemistry. Academic Press, Harcourt Brace and Company Publishers, London. 576 pages.
- Amacher, M. C., Henderson, R. E., Breithaupt, M. D., Seale, C. L. et LaBauve, J. M. 1990. Unbuffered salt methods of exchangeable cations and effective cation-exchange capacity. Soil Science Society of America Journal 54 :1036-1042.
- Attiwill, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems : the ecological basis for conservative management. Forest Ecology and Management 63 :247-300.
- Baldock, J. A. et Nelson, P. N. 1999. 2. Soil Organic Matter. Pages B-25 à B-84. Dans Sumner, M. E. (éd). Section B de Handbook of Soil Science. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Baath, E. 1980. Soil fungal biomass after clear-cutting of a pine forest in central sweden. Soil Biology and Biochemistry 12 :495-500.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. Ecology 72 :1980-1992.
- Bergeron, Y. and Dansereau, P.-R. 1993. Predicting the composition of Canadian southern boreal forest in different fire cycles. Journal of Vegetation Science 4 :827-832.
- Bergeron, Y., Bouchard, A., Gangloff, P. et Camiré, C. 1983. La classification écologique des milieux forestiers de la partie ouest des catons d'Hébécourt et de Roquemaure, Abitibi, Québec. Études écologiques publiées sous la direction de M. M. Grandtner. Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec. 169 pages.
- Binkley, D. et Richter, D. 1987. Nutrient cycling and H^+ budgets of forest ecosystems. Advances in Ecological Research, 16 :1-51.
- Bohn, H., McNeal, B., et O'Connor, G. 1985. Soil Chemistry. 2^e édition. Wiley, New York. 341 pages.
- Brais, S. Camiré, C. et Paré, D. 1995. Impacts of whole-tree harvesting and winter windrowing on soil pH and base status of clayey sites of northwestern Québec. Canadian Journal of Forest Research 25 :997-1007.
- Brais, S., Harvey, B. et Tremblay, F. 1996. Étude des relations entre l'intensité de la préparation de terrain et les impacts sur les sols, la végétation compétitive et la croissance des plants. Projet EETTF no. 4010, Service canadien des Forêts, Ressources Naturelles du Canada. 30 pages.
- Brais, S., Paré, D. et Ouimet, R. 2000. Impacts of wild fire severity and salvage harvesting on the nutrient balance of jack pine and black spruce boreal stands. Forest Ecology and Management 137 :231-243.
- Bremner, J. M. et Mulvaney, C. S. 1982. Nitrogen-total. Dans Page, A. L., Miller, R. H. et Keeney, D. R. (éds). Methods of soil analysis. Part 2. Agronomy 9. America society of agronomy, Madison, Wisconsin. Pages 595-624.

- Brookes, P. C., Landman, A., Pruden, G. et Jenkinson, D. S. 1985. Chloroform fumigation and the release of soil nitrogen : A rapid direct extraction method to measure microbial biomass nitrogen in soil. *Soil Biology and Biochemistry* 17 :837-842.
- Burger, J. A. et Pritchett, W. L. 1984. Effects of Clearfelling and site preparation on nitrogen mineralization in a southern pine stand. *Soil Science Society of America Journal* 48 :1432-1437.
- Cabrera, M. L. et Beare, M. H. 1993. Alkaline persulfate oxidation for determining total nitrogen in microbial biomass extracts. *Soil Science Society of America Journal* 57 :1007-1012.
- Cade-Menun, B. J., Berch, S. M., Preston, M. C. et Lavkulich, L. M. 2000. Phosphorus forms and related soil chemistry of podzolic soils on northern Vancouver Island. II. The effects of clear-cutting and burning. *Canadian Journal of Forest Research* 30 :1726-1741.
- Corns, I. G. W. et Maynard, D. G. 1998. Effects of soil compaction and chipped aspen residue on aspen regeneration and soil nutrients. *Canadian Journal of Soil Science* 78 :85-92.
- Environnement Canada. 1993. Normales climatiques au Canada, 1961-1990. Service de l'environnement atmosphérique. Publication du Programme climatologique canadien. Ottawa, Canada.
- Fritze, H., Pennanen, T. et Pietikäinen, J. 1993. Recovery of soil microbial biomass and activity from prescribed burning. *Canadian Journal of Forest Research* 23 :1286-1290.
- Giardina, C. P. et Rhoades, C. C. 2001. Clear cutting and burning affect nitrogen supply, phosphorus fractions and seedling growth in soils from a Wyoming lodgepole pine forest. *Forest Ecology and Management* 140 :19-28.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack, K. et Cummins, K. W. 1986. Ecology of Coarse woody debris in temperate ecosystems. *Ecological Research* 15 :133-302.
- Harvey, A. E., Jurgensen, M. F. et Larsen, M. J. 1980. Clearcut harvesting and ectomycorrhizae : survival of activity on residual roots and influence on a bordering forest stand in western Montana. *Canadian Journal of Forest Research* 10 :300-303.
- Hendershot, W. H., Lalande, A. et Duquette, M. 1993. Soil reaction and exchangeable acidity. Dans Carter, M. R. (éd). *Soil sampling and methods of analysis*, Canadian Society of soil science, Lewis Publishers, London. Pages :141-145.
- Hornbeck, J.W. et Kropelin, W. 1982. Nutrient removal and leaching from a whole-tree harvest of northern hardwoods. *Journal of Environment Quality*, 11:309-316.

- Johnson, D.W., West, D.C., Todd, D.E., et Mann, L.K. 1982. Effects of sawlog vs whole-tree harvesting on nitrogen, phosphorus, potassium, and calcium budgets of an upland mixed oak forest. *Soil Science Society of America Journal*, 46:1304-1309.
- Johnston, M. et Elliott, J. 1998. The effect of fire severity on ash, and plant and soil nutrient levels following experimental burning in a boreal mixedwood stand. *Canadian Journal of Soil Science*, 78 :35-44.
- Joergensen, R. G. et Mueller, T. 1996. The fumigation-extraction method to estimate soil microbial biomass : Calibration of the K_{EN} -factor. *Soil Biology and Biochemistry* 28 :33-37.
- Karam, A. 1993. Chemical properties of organic soils. *Dans* Carter, M. R. (éd). *Soil sampling and methods of analysis*, Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, London. Pages :459-471.
- Keenan, R. J. et Kimmins, J. P. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environmental Reviews*, 1 :121-144.
- Kimmins, J.P. 1977. Evaluation of consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. *Forest Ecology and Management*, 1 :169-183.
- Körshens, M. 1993. Importance of humous content for soil fertility and nitrogen cycle. *Eurasian Soil Sciences*, 25 :25-36.
- MacLean, D. A., Woodley, S. J., Weber, M. G. et Wein, R. W. 1983. Fire and nutrient cycling. *Dans* Wein, R. W. et D. A. MacLean (eds), *The role of fire in northern circumpolar ecosystems*. John Wiley and Sons Ltd, New York. Pages 111-132.
- Mann, L.K., Johnson, D.W., West, D.C. Cole, D.W., Hornbeck, J.W. Martin, C.W., Riekerk, H., Smith, C.T., Swank, W.T., Tritton, L.M. et van Lear, D.H. 1988. Effects of whole-tree and stem-only clearcutting on postharvest hydrologic losses, nutrient capital and regrowth. *Forest Science*, 34 :412-428.
- Matson, P. A. et Vitousek, P. M. 1981. Nitrogen mineralization and nitrification potentials following clearcutting in the Hoosier National Forest, Indiana. *Forest Science* 27 :781-791.
- McKeague, J. A. 1976. *Manual on Soil Sampling and Methods of Analysis*. Canadian Society of Soil Science, Ottawa.
- McRae, D. J., Alexander, M. E. et Stocks, B. J. 1979. Manuel de mesurage et de description des combustibles et du comportement du feu dans les brûlages dirigés. Centre de Recherches Forestières des Grands Lacs, Sault Ste-Marie, Ontario, Canada. Service canadien des Forêts, Ministère de l'environnement. Rapport 0-X-287. 77 pages.
- Nguyen-Xuan, T. 1999. Étude comparative de l'influence du type de perturbation (feu vs coupe) sur la régénération initiale de la végétation boréale. Mémoire de maîtrise, Université du Québec à Montréal. 74 pages.

- Niemelä, J. 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 115 :127-134.
- Oades, J. M. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5 :35-70.
- Paré, D. et Bergeron, Y. 1996. Effect of colonizing tree species on soil nutrient availability in a clay soil of the boreal mixedwood. *Canadian Journal of Forest Research*, 26 :1022-1031.
- Paré, D., Rochon, P. et Brais, S. Soumis. Assessing the geochemical balance of managed boreal forests. *Ecological Indicators*.
- Parkinson, J. A. et Allen, S. E. 1975. A wet oxidation procedure suitable for the determination of nitrogen and mineral nutrients in biological material. *Communication dans Soil Plant Analysis*, 6 :1-11.
- Perry, D.A. et Armaranthus, M.P. 1997. Disturbance, recovery, and stability. *Dans* Kohm, K.A. et Franklin, J.F. (éds). *Creating a Forestry for the 21st Century : The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington DC. Pages 31-56.
- Peterson, E. B. et Peterson, N. M. 1992. Ecology, Management, and use of Aspen and Balsam Poplar in the Prairie Provinces, Canada. Forestry Canada, Northwest Region, Northern Forestry Centre, Edmonton alberta. Special Report 1. 252 pages.
- Pietikäinen, J. et Fritze, H. 1993. Microbial biomass and activity in the humus layer following burning : short-term effects of two different fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 23 :1275-1285.
- Prescott, C. E. 1997. Effects of clearcutting and alternative silvicultural systems on rates of decomposition and nitrogen mineralization in a coastal montane coniferous forest. *Forest Ecology and Management*, 95 :253-260.
- Romanyà, J., Khanna, P. K. et Raison, R. J. 1994. Effects of slash burning on soil phosphorus fractions and sorption and desorption of phosphorus. *Forest Ecology and Management*, 65 :89-103.
- SAS Institute, Inc. 1988. SAS/STAT™ User's guide, Release 6.03 Edition. Cary, NC. 1028 pages.
- Scheldrick, B. H. et Wang, C. 1993. Particle size distribution. *Dans* Carter, M. R. (éd). *Soil sampling and Methods of Analysis*, Canadian Society of Soil Science, Lewis Publishers, London. Pages 499-511.
- Scherer, G., Zabowski, D., Java, B. et Everett, R. 2000. Timber harvesting residue treatment. Part II. Understory vegetation response. *Forest Ecology and Management* 126 :35-50.

- Siira-Pietikäinen, A., Pietikäinen, J., Fritze, H. et Haimi, J. 2001. Short-term responses of soil decomposer communities to forest management : clear felling versus alternative forest harvesting methods. *Canadian Journal of Forest Research* 31 :88-89.
- Silkworth, D.R. et Grigal, D.F. 1982. Determining and evaluating nutrient losses following whole-tree harvesting of aspen. *Soil Science Society of America. Journal*, 46 :626-631.
- Skoog, D. A. et West, D. M. 1965. *Analytical chemistry, an introduction*. Holt, Rinehart and Winston. 527 pages.
- Smith, D. W. 1970. Concentrations of soil nutrients before and after fire. *Canadian Journal of Soil Science*, 50 :17-29.
- Sokal, R. R. et Rohlf, F. J. 1981. *Biometry : the principles and practice of statistics in biological research*. W. H. Freeman. New York. 859 pages.
- Sparling, G. P., Feltham, C. W., Reynolds, J., West, A. W. et Singleton, P. 1990. Estimation of soil microbial C by a fumigation-extraction method : Use on soils of high organic matter content, and a reassessment of the K_{EC} -factor. *Soil Biology and Biochemistry* 22 :301-307.
- Staa, K. et Olsson, B. A. 1994. Effects of Slash Removal and Stump Harvesting on Soil Water Chemistry in a Clearcutting in SW Sweden. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 9 :305-310.
- Staddon, W.-J., Duchesne, L.-C. et Trevors, J.-T. 1996. Conservation of forest soil microbial diversity : the impact of fire and research needs. *Environmental Reviews*, 4 :267-275.
- Steel, R. G. D. et Torrie, J. H. 1980. *Principles and procedures of Statistics*, 2nd edition. McGraw-Hill, New-York.
- Stevens, P. A., Norris, D. A., Williams, T. G., Hughes, S., Durrant, D. W. H., Anderson, M. A., Weatherley, N. S., Hornung, M. et Woods, C. 1995. Nutrient losses after clearfelling in Beddgelert Forest : a comparison of the effects of conventional and whole-tree harvest on soil water chemistry. *Forestry*, 68 :115-131.
- Summer, M. E. 1997. Acidification. Pages 213-228. *Dans* Lal, R., Blum, W. H., Valentine, C. et Stewart, B. A. (éds). *Methods for assessment of soil degradation*. CRC Press New York.
- Titus, B.-D., Roberts, B.-A. et Deering, K.-W. 1997. Soil solution concentrations on three white birch sites in Central Newfoundland following different harvesting intensities. *Biomass-and-Bioenergy*, 13 :313-330
- Trofymow, J. A. 1998. The Canadian intersite decomposition experiment (CIDET) : project and site establishment report. Pacific forestry centre, Victoria, British-Columbia. Canadian forest service, forest ecosystem processes and climate change networks. Information Report BC-X-378, 126 pages.

- Ulery, A.L., Graham, R.C. et Amrhein, C. 1993. Wood-ash composition and soil pH following intense burning. *Soil Science*, 156 :358-364.
- Vincent, J.-S. et Hardy, L. 1977. L'évolution et l'extension des lacs glaciaires Barlow et Ojibway en territoire québécois. *Géographie Physique du Quaternaire*, 31 :357-372.
- Voroney, R.P., Winter, J.P. et Beyaert, R.P. 1993. Soil Microbial Biomass C and N. *Dans* : M.R. Carter (éd). *Soil Sampling and Methods of Analysis*. Chapitre 28. Pages 277-286.
- Yeomans, J. C. et Bremner, J. M. 1988. A rapid and precise method for routine determination of organic carbon in soil. *Communauté of Soil Science Plant Analysis*, 19 :1474-1476.
- Zabowski, D., Java, B., Scherer, G., Everett, R. L. et Ottmar, R. 2000. Timber harvesting residue treatment: Part I. Responses of conifer seedlings, soils and microclimate. *Forest Ecology and Management* 126 :25-34.

3.9 Annexes

A. Température (°C) de l'air et du sol pour l'été 1999 et 2000

	Brûlage dirigé	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier	Erreur type	Brûlage dirigé	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier	Erreur type
			<u>1999</u>					<u>2000</u>		
Comparaisons ^a	a	ab	abc	abc		d	de	def	def	
Air										
mai						13,5	14,8	14,5	14,0	0,4
juin						16,3	18,1	15,5*	19,5	0,6
juillet		29,3	22,9**	31,7	1,2	21,4	23,6*	22,0	22,0	0,3
août	28,2**	22,5	21,8	23,9	0,8	16,9	16,8	17,4	17,2	0,3
septembre	15,9	16,7	17,3	17,8	0,4	16,1	14,5	16,0	17,0	0,6
octobre	6,9	8,1	9,3	9,0	0,4					
novembre	-4,7	-2,7	-3,8	-3,3	0,4					
Couverture morte										
mai						10,4	9,7	9,5	8,9	0,3
juin						13,0	13,2	10,9	12,8	0,4
juillet		25,0	21,6	26,0	1,2	19,4**	18,5	18,4	17,7	0,1
août	23,5	19,6	19,8	21,3	0,7	14,1***	14,7***	15,3	15,5	0,1
septembre	15,1	15,9	16,0	16,0	0,4	12,0	11,9	11,8	14,1	0,1
octobre	6,4	6,2	6,0	7,1	0,4					
novembre	0,2	0,5	0,5	0,6	0,1					
Sol minéral										
mai						8,8**	8,4	8,2	8,1	0,1
juin						11,0	10,9	10,2*	11,0	0,1
juillet		22,5	18,9	22,1	1,0	16,9	16,5	16,4	16,1	0,1
août	21,7**	17,7	18,0	19,5	0,6	14,1	14,4	14,4	14,5	0,1
septembre	14,4	15,2	15,4	15,4	0,4	11,6	11,5	11,5	11,6	0,1
octobre	6,4	6,5	6,1	6,7	0,1					
novembre	1,4	2,0	1,5	1,9	0,1					

a- Les traitements présentant des lettres identiques ont été comparés entre eux. Les comparaisons seront les mêmes pour tous les tableaux qui suivent.

*=0,1; **=0,05; ***=0,01 niveaux de signification des contrastes.

B. Humidité (%) du sol pour l'été 1999 et 2000

	Brûlage dirigé	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier	Erreur type	Brûlage dirigé	Mise en copeaux	Coupe par tige	Coupe par arbre entier	Erreur type
			<u>1999</u>					<u>2000</u>		
Comparaisons	a	ab	abc	abc		d	de	def	def	
Couverture morte										
mai						258,9	363,0	326,2	331,5	22,8
juin						236,8	308,9	285,0	263,1	24,4
juillet		141,7	231,2**	119,7	16,2	174,6	219,2	215,7	189,4	15,9
août	169,6	205,6	233,1	193,8	13,9	187,7	222,2	218,3	229,7	10,6
septembre	206,3	245,3	239,9	234,5	10,4	240,2	314,0	329,2	303,2	18,0
octobre	271,8*	319,1	289,9	360,9	10,5					
novembre	396,2	402,6	388,6	421,5	17,0					
Sol minéral										
mai						59,2	66,6	58,4	55,3	6,7
Juin						55,5	66,1	65,6	54,1	6,4
Juillet		45,1	50,9	41,5	2,8	44,3	44,9	41,0	45,6	3,9
Août	66,8*	53,5	49,7	44,8	3,9	60,2	72,3*	43,5	43,4	5,7
Septembre	44,4	47,7	44,0	41,8	2,7	45,1	41,0	43,6	37,8	2,1
Octobre	52,8	56,6	41,0	47,6	2,8					
Novembre	53,4	52,5	54,1	45,5	2,8					

*=0,1; **=0,05; ***=0,01 niveaux de signification des contrastes.

CHAPITRE 4. CONCLUSION GÉNÉRALE

L'objectif général de cette étude était d'évaluer dans quelle mesure le traitement des débris ligneux générés par la coupe pouvait, par ses effets sur la mise en disponibilité des nutriments et sur les microorganismes du sol, faciliter la résilience des écosystèmes en harmonisant les effets d'une perturbation anthropique telle la coupe avec ceux de perturbations naturelles (feu) dans des peuplements de peuplier faux-tremble sur argiles mésiques.

Le chapitre 2 de ce mémoire s'est d'abord attardé au suivi dans le temps de brûlages dirigés et aux effets à court terme du feu sur les sols et les microorganismes. On y a observé que même à faible sévérité et intensité, le brûlage dirigé a permis de façon directe ou indirecte une remise en circulation rapide dans la couverture morte des nutriments immobilisés dans les débris et dans la végétation en régénération. On y a également observé une hétérogénéité spatiale importante et difficile à intégrer statistiquement. De plus, représentant un des premiers essais de brûlage dirigé au Québec, cette étude a également permis l'acquisition d'expérience technique dans ce domaine ainsi que l'actualisation des connaissances sur l'effet du feu en forêt boréale mixte sur sol argileux.

Le chapitre 3 portait, quant à lui, sur la quantification de la disponibilité en nutriments suite à une coupe et l'influence du traitement des débris sur la mise en disponibilité. Tel qu'attendu, l'ouverture du couvert végétal par la coupe a favorisé une mise en disponibilité accrue mais graduelle (effets surtout observés au cours du deuxième été suivi) des nutriments dans la couverture morte par rapport aux peuplements témoins non-coupés. Les traitements de résidus ont permis, quant à eux, de moduler l'amplitude et la vitesse de mise en disponibilité des nutriments suite à la coupe. La nature (combustion *versus* décomposition) du traitement a

influencé davantage la vitesse de mise en disponibilité des nutriments, tandis que la quantité de débris présents après coupe (coupe par tige *versus* coupe par arbre entier) a, de façon marquée, influencé la quantité de nutriments libérés, l'immobilisation de ceux-ci par la végétation et l'acidification du sol.

Dans une optique d'aménagement écosystémique et de rendement soutenu, cette étude confirme la nécessité de conserver les débris sur les parterres de coupe afin d'assurer la fertilité à long terme de l'écosystème. Selon les objectifs d'aménagement fixés, l'utilisation du brûlage dirigé permettrait d'assurer une mise en circulation plus rapide des nutriments ainsi qu'un dégagement des parterres de coupe facilitant d'éventuels traitements sylvicoles (débroussaillage, reboisement, éclaircie) et limiterait l'exportation des nutriments à l'extérieur des aires productives. Cependant, des contraintes météorologiques et sociales rendent difficile l'utilisation des brûlages dirigés en zone habitée et rendent également difficile le contrôle de la sévérité des feux. C'est pourquoi l'emploi d'un traitement comme la mise en copeaux, permettant de contrôler la quantité et la répartition des débris sur le sol, présentant les mêmes avantages de dégagement des parterres de coupe que le brûlage dirigé et limitant également l'exportation des nutriments, pourrait être envisagé, bien que n'ayant pas encore été beaucoup pratiqué de façon opérationnelle et ne présentant pas un taux de mise en disponibilité aussi rapide que le brûlage dirigé.

Par ailleurs, avant leur emploi à grande échelle, des études comparatives devraient évaluer dans quelle mesure les effets du brûlage dirigé des débris se rapprochent à moyen et long terme des effets observés suite à un incendie forestier et est-ce que l'hétérogénéité spatiale créée par le brûlage de parterre de coupe est équivalente à la variabilité naturelle suite à un feu de forêt. Un suivi à long terme de la mise en copeaux devra également être effectué afin d'évaluer si le changement de structure des communautés microbiennes suite à ce traitement pourrait influencer à long terme la mise en disponibilité des nutriments. Une étude complémentaire s'attardant

aux changements de structure des communautés de collemboles épigées et d'enchytraeides suite aux traitements de résidus permettra également de tirer quelques conclusions en ce qui a trait aux mécanismes de résilience et aux indicateurs de résilience de l'écosystème forestier à l'étude. Dans le même ordre d'idées, l'importance pour la résilience de l'écosystème des changements de structure des communautés microbiennes devrait être approfondie à l'aide de bio-essais afin de mieux cerner les groupes fonctionnels susceptibles d'être influencés par les traitements de résidus et d'influencer à leur tour les processus écologiques du sol (décomposition, minéralisation et immobilisation).

LISTE DES RÉFÉRENCES

- Adams, P.W. et Boyle, J.R. 1982. Soil fertility changes following clearcut and whole-tree harvesting and burning in central Michigan. *Soil Science Society of America Journal* 46:638-640.
- Alban, D. H. et Perala, D. A. 1990. Impact of Aspen Timber Harvesting on Soils. Pages 377-391. *Dans* Gessel, S.P., Lacate, D.S., Weetman, G.F. et Powers, R.F (éds), *Sustained Productivity of Forest Soils. Proceedings of the 7th North American Forest Soils Conference held at the University of British Columbia, Vancouver, Canada in July 1988.* Faculty of Forestry, MacMillan Bldg, University of British Columbia, Vancouver, B.C., Canada.
- Attiwill, P. M. 1994. The disturbance of forest ecosystems : the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management* 63 :247-300.
- Baldock, J. A. et Nelson, P. N. 1999. Soil Organic Matter. Pages B-25 à B-84. *Dans* M. E. Sumner (éd), *Section B de Handbook of Soil Science.* CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Bergeron, Y. 1991. The influence of island and mainland lakeshore landscapes on boreal forest fire regimes. *Ecology* 72 :1980-1992.
- Bergeron, Y. et Dubuc, M. 1989. Succession in the southern part of the Canadian boreal forest. *Vegetatio* 79 :51-63.
- Bergeron, Y. et Harvey, B. 1997. Basing silviculture on natural ecosystem dynamics: An approach applied to the southern boreal mixedwood forest of Quebec. *Forest Ecology and Management* 92 :235-242.
- Bergeron, Y., Bouchard, A., Gangloff, P. et Camiré, C. 1983. La classification écologique des milieux forestiers de la partie ouest des cantons d'Hébertcourt et de Roquemaure, Abitibi,

Québec. Études écologiques publiées sous la direction de M. M. Grandtner. Laboratoire d'écologie forestière, Université Laval, Québec. 169 pages.

- Bormann, F. H. et Likens, G. E. 1979. Pattern and process in a forested ecosystems. Springer, New York.
- Brais, S., Camiré, C., Bergeron, Y. et Paré, D. 1995a. Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest composition in the southern part of the boreal forest of northwestern Quebec. *Forest Ecology and Management* 76 :181-189.
- Brais, S., Camiré, C. et Paré, D. 1995b. Impacts of whole-tree harvesting and winter windrowing on soil pH and base status of clayey sites of northwestern Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 25 :997-1007.
- Brais, S., Harvey, B. et Tremblay, F. 1996. Étude des relations entre l'intensité de la préparation de terrain et les impacts sur les sols, la végétation compétitive et la croissance des plants. Projet EETTF no. 4010, Service canadien des Forêts, Ressources Naturelles du Canada. 30 pages.
- Brais, S., Paré, D., Camiré, C., Rochon, P. et Vasseur, C. 2002. Nitrogen net mineralization and dynamics following whole-tree harvesting and winter windrowing on clayey sites of northwestern Quebec. *Forest Ecology and Management*, 157 :119-130.
- Carleton, T. J. et Maycock, P. F. 1978. Dynamics of the boreal forest south of James Bay. *Canadian Journal of Botany* 56 :1157-1173.
- Dansereau, P.-R. et Bergeron, Y. 1993. Fire history in the southern boreal forest of northwestern Quebec. *Canadian Journal of Forest Research* 23 :25-32.
- Fiedler, P.L., White, P.S. et Leidy, R.A. 1997. The paradigm shift in ecology and its implications for conservation. *Dans* Pickett, S.T.A., Ostfeld, R.S. Shachak, M. et Likens, G.E. (éds), *The Ecological basis of conservation : Heterogeneity, ecosystems, and biodiversity*. Chapman and Hall, New York, pp. 83-92.
- Fritze, H., Pennanen, T. et Pietikäinen, J. 1993. Recovery of soil microbial biomass and activity from prescribed burning. *Canadian Journal of Forest Research* 23 :1286-1290.
- Fritze, H., Smolander, A. Levula, T., Kitunen, V. et Maïlkönen, E. 1994. Wood-ash fertilization and fire stand: Effects on the organic layer, microbial biomass, and microbial activity. *Biology and Fertility* 17:57-63.
- Gregorich, E. G. et Janzen, H. H. 1999. Decomposition. Pages C-107 à C-120. *Dans* M. E. Sumner (éd), *Handbook of soil science*. Section B, Soil chemistry. CRC Press, Boca Raton, Florida.
- Harmon, M. E., Franklin, J. F., Swanson, F. J., Sollins, P., Gregory, S. V., Lattin, J. D., Anderson, N. H., Cline, S. P., Aumen, N. G., Sedell, J. R., Lienkaemper, G. W., Cromack,

- K. et Cummins, K. W. 1986. Ecology of Coarse woody debris in temperate ecosystems. *Ecological Research* 15 :133-302.
- Heinselman, M. L. 1981. Fire and Succession in the Conifer Forests of Northern North America. *Dans* West, D. C., Shugart, H. H. et D. B. Botkin (éds). *Forest Succession : Concepts and Applications*, Springer-Verlag, New-York. Pages 364-406.
- Kimmins, J.P. 1977. Evaluation of consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. *Forest Ecology and Management*, 1 :169-183.
- Körshens, M. 1993. Importance of humus content for soil fertility and nitrogen cycle. *Eurasian Soil Sciences*, 25 :25-36.
- Mann, L.K., Johnson, D.W., West, D.C. Cole, D.W., Hornbeck, J.W. Martin, C.W., Riekerk, H., Smith, C.T., Swank, W.T., Tritton, L.M. et van Lear, D.H. 1988. Effects of whole-tree and stem-only clearcutting on postharvest hydrologic losses, nutrient capital and regrowth. *Forest Science*, 34 :412-428.
- Morin, H., Laprise, D. et Bergeron Y. 1993. Chronology of spruce budworm outbreaks in the Lake Duparquet region, Abitibi, Québec. *Canadian Journal of Forest Research* 23 :1497-1506.
- Niemelä, J. 1999. Management in relation to disturbance in the boreal forest. *Forest Ecology and Management*, 115 :127-134.
- Oades, J. M. 1988. The retention of organic matter in soils. *Biogeochemistry*, 5 :35-70.
- Paré, D. et Bergeron, Y. 1996. Effect of colonizing tree species on soil nutrient availability in a clay soil of the boreal mixedwood. *Canadian Journal of Forest Research*, 26 :1022-1031.
- Paré, D., Bergeron, Y. et Camiré, C. 1993. Changes in the forest floor of canadian southern boreal after disturbance. *Journal of Vegetation Science*, 4:811-818.
- Perry, D. A. 1994. *Forest ecosystems*. The Johns Hopkins University Press. Baltimore. 649 pages.
- Perry, D.A. et Armaranthus, M.P. 1997. Disturbance, recovery, and stability. Pages 31-56. *Dans* Kohm, K.A. et Franklin, J.F. (éds). *Creating a Forestry for the 21st Century : The Science of Ecosystem Management*. Island Press, Washington DC.
- Pietikäinen, J. et Fritze, H. 1993. Microbial biomass and activity in the humus layer following burning : short-term effects of two different fires. *Canadian Journal of Forest Research*, 23 :1275-1285.
- Purdon, M., Brais, S., Bergeron, Y. et Paré, D. Soumis. Nutrient retention and reserves after wildfire and salvage-logging in the Québec Southern boreal forest : a comparative study. *Canadian Journal of Forest Research*.

- Van Cleve, K. et Viereck, L. A. 1981. Forest succession in relation to nutrient cycling in the boreal forest of Alaska. Pages 185-211. Dans West, D. C., Shugart, H. H. et Botkin, D. B. (éds), Forest Succession Concepts and Applications. Springer-Verlag, New-York.
- Worrell, R. et Hampson, A. 1997. The influence of some forest operations on the sustainable management of forest soils: A review. Forestry-Oxford, 70 :61-85.