TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES FIGURES……...v

LISTE DES TABLEAUX……..…..vi

RÉSUMÉ……..…..vii

CHAPITRE 1
INTRODUCTION..... 1

CHAPITRE 2
ÉTAT DE CONNAISSANCE 3

2.1 Types de récolte forestière..... 3

2.2 Sources et pertes des nutriments dans les écosystèmes forestiers 3

2.3 Impacts du procédé de récolte sur les réserves du sol 5

2.4 Pertes de nutriments par lessivage..... 6

2.5 Les limites nutritionnelles des sites en fonction de la texture du sol..... 7

2.6 Impacts de la récolte sur la nutrition forestière 8

2.7 Impacts sur la croissance 9

CHAPITRE 3
OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES 11

3.1 Objectifs 11

3.2 Hypothèses 11

CHAPITRE 4
MATÉRIEL ET MÉTHODE 12

4.1 Sites d'étude 12

4.2 Dispositif de mesure 14

4.3 Échantillonnage du sol 15

4.4 Mesures de croissance 15

4.5 Collecte des aiguilles 15

4.6 Analyses du sol et des feuilles 15

4.7 Analyses statistiques..... 16

CHAPITRE 5
RÉSULTATS ET DISCUSSION..... 20

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

5.1 Résultats 20

5.1.1 Caractéristiques des sites d'échantillonnage 20

5.1.2 Effets du procédé de coupe sur le poids sec de la couverture morte 21

5.1.3 Effets du procédé de coupe sur les caractéristiques de la couverture morte 21

5.1.4 Effets du procédé de coupe sur les concentrations en cations basiques, le phosphore et le rapport (Ca + Mg + K)/Al de la couverture morte 24

5.1.5 Effets du procédé sur les réserves en C et N totaux et en cations basiques dans la couverture morte 26

5.1.6 Effets du procédé de coupe sur les caractéristiques du sol minéral 30

5.1.7 Effets du procédé de coupe sur les concentrations en cations basiques et de phosphore dans le sol minéral 32

5.1.8 Effets du procédé de récolte sur la nutrition de l'épinette noire et du pin gris 34

5.1.9 Effets du procédé de récolte sur la croissance en hauteur de l'épinette noire et du pin gris après récolte 41

5.1.10 Résumé des principaux résultats 41

5.2 Discussion 43

CHAPITRE 6
CONCLUSION 50

ANNEXE A
EFFETS DU PROCÉDÉ SUR LES CONCENTRATIONS EN NUTRIMENTS DANS LA COUVERTURE MORTE 52

ANNEXE B
EFFETS DU PROCÉDÉ SUR LES CONCENTRATIONS EN NUTRIMENTS DANS LE SOL MINÉRAL 53

BIBLIOGRAPHIE 54

LISTE DES FIGURES

Figure Page

4.1 Sites d'étude selon le procédé de récolte, le dépôt de surface et l'année de coupe..... 13

4.2 Variabilité du contenu en argile et en limon des argiles et limons lacustres et des tills récoltés par troncs seulement et arbres entiers 18

5.1 Effets du procédé de récolte sur le poids sec de la couverture morte 7 à 9 ans et 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface. 22

5.2 Effets du procédé de récolte sur les concentrations en éléments échangeables dans la couverture morte 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface..... 25

5.3 Effets du procédé de récolte sur les contenus en N et en C totaux dans la couverture morte 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface.. 27

5.4 Effets du contenu en argile du dépôt sur les propriétés de la couverture morte et du sol minéral en fonction du procédé de récolte pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe.. 28

5.5 Effets du procédé sur les concentrations en éléments échangeables dans le sol minéral 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface 33

5.6 Effets du contenu en argile du dépôt sur les concentrations foliaires en fonction du procédé de récolte et pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe sur les argiles et limons lacustres. 37

5.7 Effets du contenu en argile sur les contenus en nutriments foliaires de l'épinette noire en fonction du procédé de récolte pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe, sur argiles et limons lacustres et tills.. 40

LISTE DES TABLEAUX

Tableau Page

4.1 Effort d'échantillonnage et effectif retenu pour les comparaisons d'effet du procédé de récolte sur la hauteur des arbres en fonction du temps depuis la coupe, du dépôt de surface et pour chaque espèce. 14

5.1 Saturation en aluminium dans le sol minéral des sites d'étude en fonction du procédé de coupe, du dépôt de surface et de période après coupe 21

5.2 Effet du procédé sur la densité des feuillus pour chaque dépôt de surface 21

5.3 Effets du procédé de récolte et du contenu en argile sur les caractéristiques de la couverture morte 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface..... 23

5.4 Effets du procédé de récolte et du contenu en argile sur les contenus en cations basiques et en phosphore dans la couverture morte 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface..... 29

5.5 Effets du procédé de récolte et le contenu en argile sur les caractéristiques du sol minéral..... 31

5.6 Effets du procédé de récolte et le contenu en argile sur, le poids des aiguilles, sur les concentrations en azote total, K, Ca, Mg et P totaux des aiguilles de l'épinette noire et du pin gris..... 35

5.7 Effets du procédé de récolte sur le contenu des nutriments des aiguilles de l'épinette noire, pour la période de 13-14 ans après coupe en fonction du procédé 39

5.8 Effets du procédé de récolte sur la croissance en hauteur de l'épinette noire et du pin gris..... 41

RÉSUMÉ

L'exportation d'importantes quantités de biomasse hors des écosystèmes forestiers peut réduire leurs réserves en nutriments et diminuer la fertilité des sols. Afin d'assurer le maintien de la productivité des stations forestières, le développement des critères relatifs aux choix des sites à récolter est primordial. Ce travail fait partie d'une étude plus large visant à étudier la vulnérabilité des stations forestières à l'exportation de biomasse. Nous nous intéressons à l'incidence de la récolte de biomasse forestière sur le statut nutritif des sols et sur la croissance de la régénération au cours des 14 premières années suivant la coupe en fonction de la fertilité initiale du sol. L'étude s'est déroulée dans la forêt boréale du Québec, en Abitibi-Témiscamingue. Au total, 117 sites couvrant deux procédés de récolte (par troncs seulement et par arbres entiers), trois types de dépôt de surface (argiles et limons lacustres, till et sables) et deux espèces (épinette noire et pin gris) ont été échantillonnés. Les données regroupent aussi deux périodes de coupe soit 7 à 9 et 13 à 14 ans après récolte. Dans chaque site, quatre placettes d'une superficie de 100 m^2 ont été localisées. À l'intérieur de chaque placette, les tiges d'essences commerciales ont été dénombrées et la hauteur totale de trois arbres dominants par essence présente a été mesurée. Sur ces mêmes arbres, les aiguilles ont été récoltées afin d'en mesurer la composition en éléments nutritifs. Deux échantillons de la couverture morte et du sol minéral ont été prélevés par placette. Des modèles linéaires mixtes ont été appliqués aux données. Nos résultats montrent une quantité significativement plus faible de la matière organique des horizons supérieurs du sol à la suite de la récolte par arbres entiers, indépendamment du dépôt de surface et de la période après coupe. Cette réduction se reflète aussi dans les réserves du carbone et d'azote de la couverture morte et les concentrations en C du sol minéral. Les concentrations en cations basiques des deux horizons du sol sont plus importantes dans les sites de récolte par arbres entiers pour la période de 13-14 ans après coupe. Ces différences sont en partie liées à la richesse initiale plus élevée des argiles et limons lacustres et des tills récoltés par arbres entiers. Sur les sites récoltés 7 à 9 ans avant l'étude, les résultats montrent des réserves plus faibles en cations basiques, mais variables d'un dépôt à l'autre. Les relations entre les réserves en cations basiques du sol et la croissance des arbres sont faibles. Pour la période 13 -14 ans après coupe, la hauteur du pin gris est moins élevée sur les sites récoltés par arbres entiers qui sont caractérisés par des réserves plus élevées en cations basiques. Par contre, l'épinette noire n'affiche aucune différence de croissance en hauteur entre les procédés. Pour la période 7 à 9 ans après coupe, la croissance en hauteur du pin gris sur les sites récoltés par arbres entiers est moindre que celle observée sur les sites récoltés par troncs seulement. Les concentrations foliaires en nutriments et le rapport (Ca + Mg + K)/Al de la couverture morte montrent une sensibilité meilleure à l'intensité d'exportation de biomasse que les concentrations en cations basiques. Une meilleure caractérisation de la minéralogie des argiles et limons glaciolacustres de la région d'étude s'impose afin de mieux caractériser les différences initiales des sites. Pour le suivi nutritionnel des stations forestières, le potentiel des indicateurs foliaires demande d'être exploré plus intensivement.

MOTS-CLÉS : exportation de biomasse forestière, fertilité du sol, nutrition foliaire, croissance.

CHAPITRE 1

INTRODUCTION

La demande mondiale en produits forestiers est de plus en plus importante et la biomasse forestière issue de la récolte des arbres est un contributeur important à l'économie de nombreux pays. Le développement de l'industrie bioénergétique induit les producteurs à augmenter les volumes de récolte forestière. Depuis les années 1970, de nouvelles méthodes technologiques de récolte de biomasse ont été développées pour répondre aux besoins croissants de l'industrie (Kimmins 1976; Fox 2000; Wright 2006). Or, tout au long de l'histoire, la récolte abusive des forêts a conduit à des pénuries de bois et à la dégradation des sols et contribué ainsi au déclin de nombreuses civilisations (Fox 2000).

Le milieu socio-économique québécois et canadien considère l'extraction de la biomasse forestière pour la production des matériaux et d'énergie verte comme une avenue prometteuse (Peter *et al.* 2001) alors que depuis plusieurs années, le Québec vit une crise qui touche l'ensemble du secteur forestier (MacKay 1986; MRNFQ 2008). En février 2009, le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec a lancé son plan d'action sur la valorisation de la biomasse forestière. Ce plan d'action vise à rendre accessible la biomasse des forêts du domaine de l'État afin de favoriser le remplacement des combustibles fossiles au Québec. L'utilisation de la biomasse forestière pour remplacer les besoins en combustibles fossiles risque donc d'augmenter au cours des prochaines années. De plus, l'exportation des granules énergétiques du Québec vers l'Europe pourrait doubler entre 2010 et 2015 (MRNFQ 2009).

La récolte de biomasse forestière en exportant d'importantes quantités de matière ligneuse peut réduire les réserves en nutriments des stations forestières (Goulding 1988; Brais *et al.* 1995; Olsson *et al.* 1996; Bélanger *et al.* 2004; Thiffault *et al.* 2006) et diminuer la fertilité des sols (Paré *et al.* 2002; Duchesne et Houle 2006; Thiffault *et al.* 2006).

La durabilité des forêts est un critère incontournable dans la nouvelle réforme du régime forestier au Québec (MRNF 2008) et le maintien de la qualité des sols et de la productivité des forêts figurent parmi les critères de l'aménagement forestier durable (Ramakrishna et Davidson *et al.* 1998). Cependant, à une époque où les processus de certification environnementale sont de plus en plus déterminants afin d'assurer l'accès au marché des produits forestiers, les indicateurs relatifs à la qualité des sols tardent à être développés (Karlen *et al.* 1997).

Ce travail fait partie d'une étude plus large visant à étudier la vulnérabilité des stations forestières du Québec à l'exportation de biomasse. Nous nous intéressons ici à l'incidence de la récolte de biomasse forestière sur le statut nutritif des sols et sur la croissance des arbres au cours des 7 à 13 premières années suivant la coupe, en fonction de la fertilité initiale du sol. Les résultats contribueront à développer des critères relatifs aux choix des stations forestières à récolter et contribueront à la protection de la productivité des stations forestières et à une gestion durable des écosystèmes forestiers.

Rapport-Gratuit.com

CHAPITRE 2

ÉTAT DE CONNAISSANCE

2.1 Types de récoltes forestières

La biomasse forestière est définie par le Ministère des Ressources naturelles, dans son plan d'action (MRNF 2008) « comme étant des arbres ou parties d'arbre comptabilisés dans la possibilité forestière qui ne font pas l'objet d'une attribution ou d'une réservation ainsi que les arbres, arbustes, cimes, branches et feuillages ne faisant pas partie de la possibilité forestière ». Les souches et les racines sont exclues de cette définition dans le cadre du programme d'attribution de la biomasse forestière. Selon le degré de transformation que subit l'arbre au moment de la coupe, on distingue deux types principaux de coupes au Québec; la récolte par arbres entiers et la récolte par troncs seulement.

Au cours de la récolte par arbres entiers, l'arbre est transporté avec ses branches jusqu'au chemin forestier où l'arbre est ébranché. Comme son nom l'indique, ce type de coupe se caractérise par l'enlèvement de la biomasse aérienne entière de l'arbre hors du parterre de coupe. Dans le cas de la récolte par troncs seulement, seul le tronc est débardé après la coupe de l'arbre. Les résidus issus de l'ébranchage et l'écimage sont laissés sur le parterre de coupe (MRNF 2006). En 2004-2005 dans les forêts publiques du Québec, le procédé de récolte par arbres entiers représentait 49 % du volume récolté contre 51 % de la récolte par troncs seulement (MRNF 2006).

2.2 Sources et pertes des nutriments dans les écosystèmes forestiers

Dans les écosystèmes forestiers naturels, les principales sources d'éléments nutritifs sont les précipitations, la fixation biologique et l'altération de la roche mère. Les pertes se font essentiellement dans les eaux de drainage et sous forme gazeuse lors des feux (Attiwill 1993).

Les dépôts atmosphériques secs et humides peuvent apporter entre 1 et 20 kg/ha annuellement (Binkley 1986) d'azote – l'élément le plus limitant pour la production des

écosystèmes terrestres. La fixation biologique de N_2 demeure la source d'azote dominante pour plusieurs écosystèmes naturels, dont la forêt boréale (Lagerstrom *et al.* 2007) et implique des bactéries et des actinomycètes qui sont capables de fixer le N_2 atmosphérique en NH_3 (Binkley 1986). L'altération de la roche mère représente la source des nutriments la plus importante pour les cations basiques et le phosphore. Dans la forêt boréale du Québec, sur des sols couverts par des tills sableux, Duchesne *et al.* (2006) ont estimé que ce phénomène pouvait mettre annuellement à la disposition de la zone racinaire jusqu'à 7.0, 60, 19 kg ha^{-1} du K, Ca et Mg, respectivement. L'étude des sols argileux et sableux de l'Abitibi, Courchesne *et al.* (2002), ont mis en évidence une estimation de l'intensité du taux absolu d'altération des éléments majeurs (mole ha^{-1} an^{-1}) qui se classe comme suite Si >> P > Al > Na > Ca > Mg > K > Fe >Ti > Mn. Sur une période de 8000 ans, les bilans élémentaires annuels correspondent à -13.93, -4.38, -2.12 et -1.975 kg ha^{-1} an^{-1} pour P, Ca, Mg et K respectivement (Courchesne *et al.* 2002). Cependant, les auteurs ont suggéré que ces taux d'altération historiques peuvent être non identiques aux actuels, en l'absence d'une comparaison entre les deux périodes. Dans les forêts des feuillus au sud du Québec, Bélanger *et al.* (2002) ont estimé le taux des cations basiques libérés par l'altération à 1,8 $kmol_c$ ha^{-1} an^{-1} en 2000.

Par ailleurs, les écosystèmes forestiers perdent les éléments nutritifs par lessivage. Le lessivage des cations dans le sol est associé à l'activité protonique issue des anions d'origine naturels, comme les anions organiques et les bicarbonates, ou des anions d'acides forts comme le sulfate et le nitrate (Cronan *et al.* 1978; Soulsby 1995; Ranger, Marques *et al.* 2001; Ranger *et al.* 2001). Les feux de forêt affectent également la teneur et la disponibilité des éléments nutritifs dans les écosystèmes. La surface des sols brulés est caractérisée par une diminution de N par volatilisation, alors que la quantité des autres nutriments non combustibles (Ca, Mg et P) y augmente (Neff *et al.* 2005). Cependant, dans une étude sur l'impact de la sévérité des feux sur l'équilibre nutritif du sol dans la forêt boréale du nord-ouest du Québec, Brais *et al.* (2000) ont trouvé que le feu n'avait pas eu d'effet significatif sur la teneur en nutriment dans le sol minéral (0-20 cm).

Dans les écosystèmes forestiers aménagés, la récolte forestière s'ajoute à ces facteurs et augmente les pertes en éléments nutritifs. Les pertes engendrées par la récolte peuvent être

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

directes; soit celles des nutriments contenus dans le matériel exporté, ou des pertes indirectes; soit celles liées au lessivage, à l'érosion et par les eaux de ruissellement. Plusieurs études ont montré l'influence de la récolte forestière sur le cycle des nutriments (Wei al. 2000; Paré *et al.* 2002; Egnell et Valinger 2003; Bélanger *et al.* 2003).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

2.3 Impacts du procédé de récolte sur les réserves du sol

Dans un peuplement récolté, plusieurs facteurs influencent le taux de perte des nutriments : le type et le procédé de récolte, l'essence récoltée (Paré *et al.* 2002), la fertilité intrinsèque des sites (Wei *et al.* 2003), la densité du peuplement (Titus *et al.* 1998) et l'âge d'exploitabilité des peuplements (Paré *et al.* 2002).

Le procédé de coupe par arbres entiers implique un prélèvement plus intensif de la biomasse forestière par rapport au procédé par troncs seulement. En raison de la grande concentration de nutriments retrouvée dans la biomasse du feuillage, des ramilles et des branches des arbres, la récolte par arbres entiers entraine une exportation plus importante des nutriments que la récolte des tiges seulement. En comparant les deux types de récolte, plusieurs études ont mis en évidence les différences en quantité de biomasse et en éléments nutritifs exportés hors de l'écosystème forestier (Mann *et al.* 1988; McInnis et Roberts 1994; Yanai 1998; McRae *et al.* 2001; Ouro *et al.* 2001; Bélanger *et al.* 2003; Li *et al.* 2003; Waters *et al.* 2004; Fleming *et al.* 2006). Pour les espèces boréales, Paré *et al.* (2002) ont comparé les effets théoriques des deux procédés de récolte sur la quantité des nutriments perdue par année dans la biomasse exportée. Concernant l'épinette noire, le rapport troncs seulement/arbres entiers est de 0.33, 5.25, 0.39, 0.72, 2.34 pour le N, P, K, Ca et Mg. Pour le pin gris, les valeurs de ce rapport sont 0.59, 0.53, 0.42, 1.29 et 4.74. Dans les écosystèmes à climat tempéré, Walmsley *et al.* (2009) ont évalué des pertes en N, P et K après la récolte par arbres entiers jusqu'à quatre fois plus élevées relativement à la récolte par troncs seulement des peuplements de l'épinette Sikta.

La teneur en nutriments varie suivant les espèces et les nutriments eux-mêmes. Par exemple, l'ordre d'abondance en N et K est le suivant : hêtre (Fagus sylvatica L.) ≥ sapin Douglas (Pseudotsuga menziesii (Mirb.), épicéa commun (Picea abies), pin sylvestre (Pinus sylvestris L.) [Augusto *et al.* (2000)]. Pour le Ca, l'ordre est le suivant : hêtre, épicéa

commun ≥ pin sylvestre ≥ sapin Douglas, pin sylvestre et pour le Mg : hêtre ≥ pin sylvestre ≥ épicéa commun ≥ sapin Douglas. Cependant pour P, il n'existe aucune différence significative entre ces espèces. Dans le cas des espèces boréales, ces pertes seraient maximales pour le sapin baumier et le tremble et minimales pour le pin gris (Paré *et al.* 2002).

La réduction des concentrations en cations basiques du sol liée à la récolte par arbres entiers peut entrainer une acidification du sol et relativement à la récolte par troncs seulement, les sites récoltés par arbres entiers présentent souvent un pH du sol plus faible (Nykvist et Rosén 1985; Staaf et Olsson 1991). Par l'intermédiaire des cations basiques retournés dans le sol pendant leur décomposition, les résidus laissés sur le parterre de coupe jouent un rôle tampon contre l'acidification liée à la croissance forestière (Nilsson *et al.* 1982; Van Breemen *et al.* 1983).

Bélanger *et al.* (2003) ont observé un ratio cations basiques/Al plus élevé dans les sites de récolte par troncs seulement. Selon ces auteurs, ce ratio serait un indicateur plus sensible au procédé de récolte que le pH. Cependant, Thiffault *et al.* (2006) ont observé un ratio Ca + K + Mg/Al_e plus élevé dans le sol minéral après récolte par arbres entiers relativement à la récolte par troncs seulement, mais n'ont pas observé de différence significative entre les deux procédés pour la couverture morte.

2.4 Pertes de nutriments par lessivage

L'enlèvement du couvert forestier suite à la récolte entraine l'augmentation de la température du sol et la diminution de l'évapotranspiration par la végétation, en raison des changements du bilan des radiations solaires à la surface du sol (Ballard 2000). Ces conditions peuvent entrainer une augmentation de la minéralisation de la matière organique du sol et possiblement du lessivage (Piatek et Allen, 1999; Burns et Murdoch 2005). Parmi les facteurs influençant le taux de minéralisation figurent la qualité de la matière organique, l'essence forestière et les caractéristiques des sites (Prescott *et al.* 2000). La diminution de l'épaisseur de la matière organique après récolte peut aussi favoriser la minéralisation (Brais *et al.* 2002). L'augmentation de la disponibilité des nutriments, la diminution du prélèvement

par la végétation et l'augmentation du flux eau-sol peuvent ainsi favoriser le lessivage au-delà de la zone racinaire (Strahm *et al.* 2005).

Dans les forêts de conifères, l'immobilisation est considérée comme le processus le plus important qui agit contre les pertes d'azote par lessivage (Vitousek et Matson 1985; Wall 2008). L'immobilisation peut être soit un processus abiotique (rétention cationique) ou biotique par le prélèvement végétal ou par les microorganismes qui utilisent les ressources en carbone du sol (Davidson *et al.* 2003). La récolte forestière, en modifiant la quantité et la qualité de la matière organique du sol ainsi que l'activité microbienne (Hazlett *et al.* 2007), peut réduire l'immobilisation microbienne du N (Hassett et Zak 2005) conduisant parfois à une augmentation du lessivage. Un surplus d'ammonium dans le sol favorise son oxydation en nitrate par la microflore du sol dans certaines conditions. Les protons découlant de cette oxydation causent le lessivage des cations basiques de l'écosystème (Likens *et al.* 1969) et la diminution du pH.

En comparant la récolte par arbres entiers et celle par troncs seulement dans les écosystèmes nordiques tempérés, Yanai (1998) ont montré que la quantité des nutriments lessivés après une coupe par arbres entiers était plus importante que celle qui est lessivée après une coupe par troncs seulement (N-NO3 : 5 fois plus; Ca : 1,3 fois plus et K : 3,6 fois plus). D'autre part, les pertes de Ca^{2+}, Mg^{2+}, Na^{+} et K^{+} après la coupe à blanc ont été trouvées respectivement 9, 8, 3 et 20 fois plus grandes que celles-ci dans les écosystèmes non perturbés (Likens *et al.* 1969). L'augmentation des pertes par lessivage est généralement plus importante pour le potassium. En effet, ce dernier est très mobile dans le sol et sa minéralisation est très rapide à partir des résidus de coupe (Goulding 1988; Fahey *et al.* 1991).

2.5 Les limites nutritionnelles des sites en fonction de la texture du sol

La texture du sol joue un rôle clé dans le stockage du C dans le sol des écosystèmes forestiers et influence fortement la disponibilité et la rétention des nutriments (Silver *et al.* 2000). Par l'intermédiaire des mécanismes de protections physiques et biogéochimiques, la matière organique du sol augmente proportionnellement avec la teneur en argile (Schimel *et al.* 1994; Côté *et al.* 2000). L'argile peut former des complexes et agrégats avec la matière

organique nouvellement synthétisée, les métabolites extracellulaires, ainsi que le matériel cellulaire (Sorensen 1981; Oades 1984; Six *et al.* 2002). Les cellules microbiennes, les sécrétions, les exsudats racinaires et le mucus faunique agissent comme agents de cimentation et sont, en même temps, inclus dans ces agrégats (Oades 1984; Lützow *et al.* 2006). La stabilisation de la matière organique dans les microstructures d'argile et la formation d'agrégats sont des processus pertinents pour les premières phases de décomposition (Lützow *et al.* 2006; McCarthy *et al.* 2008). Cette stabilisation peut être due aux propriétés intrinsèques de la structure de la matière organique (formation des liaisons C-C, en partie dans les structures macromoléculaires), à l'hydrophobie, ou à une association intime avec les surfaces des minéraux argileux (Lützow *et al.* 2006). L'accès des microorganismes décomposeurs à cette matière organique est variable selon la nature du dépôt de surface. Dans un sol sableux, 15 % de la porosité du sol est inaccessible aux microorganismes alors que dans un sol argileux l'inaccessibilité concerne 52 % des pores, vu leurs diamètres inférieurs à 0,2 µm (Chenu et Stotzky 2002), cependant dans un loam sableux ce pourcentage est de 95 % (Van Veen et Kuikman 1990).

D'un autre côté, les sols argileux ont tendance à avoir une meilleure capacité d'échange cationique (Bauhus *et al.* 1998; Silver *et al.* 2000). Cependant, les sols sableux présentent de faibles capacités à retenir le carbone, l'eau et les nutriments (Cuevas et Medina 1986; Silver *et al.* 2000). Les conditions initiales du sol déterminent le degré de sensibilité à la perturbation. Dans une étude de la forêt centrale de British Columbia, Wei *et al.* (2003) ont démontré que la quantité initiale de la matière organique du sol influence clairement la croissance des arbres, la résilience des écosystèmes et la rotation écologique des sites récoltés.

2.6 Impacts de la récolte sur la nutrition forestière

En agriculture, afin de maintenir la productivité des sols, les nutriments exportés par la récolte doivent être remplacés (Mackensen *et al.* 2003). Or dans les forêts aménagées, le maintien de l'équilibre des nutriments au cours des rotations suivantes dépend essentiellement des apports après récolte. Ainsi, comme nous l'avons vu précédemment, les principales sources de ces apports sont : la dégradation de la roche mère, les dépôts atmosphériques et la fixation biologique. Les pertes d'azote sont normalement compensées

par les dépôts atmosphériques et la fixation biologique, cependant ceci est lié à la richesse du site (Börjesson 2000). Dans les écosystèmes forestiers suédois à titre d'exemple, la compensation des pertes causées par la récolte des macronutriments (Ca, K, Mg et P) nécessiterait l'équivalent de 0,7 à 2,0 t de cendre, du bois, par hectare par période de rotation selon la région et la fertilité du sol (Börjesson 2000).

La minéralogie, les caractéristiques des sols et l'espèce peuvent affecter l'équilibre nutritif de l'écosystème. Par exemple dans les sols argileux de l'Abitibi, les apports en calcium ont été estimés à 4,4 kg ha^{-1} par année (Paré *et al.* 2002). Cependant, la croissance du tremble sur ce type de sol peut entrainer un prélèvement de l'ordre de 11,4 kg ha^{-1} par année (Paré et Bergeron 1996). Une exploitation intensive des arbres (récolte par arbres entiers) est ainsi non recommandée dans ce type de sites.

Les analyses foliaires peuvent être un outil précieux dans l'évaluation des impacts de la récolte forestière sur la disponibilité des nutriments aux plantes (Thiffault *et al.* 2011). Dans des peuplements de *Picea abies* (L.) Karst. et *Pinus sylvestris* L., âgés de 8-10 ans, les concentrations foliaires en N sont plus élevées pour les sites de récolte par troncs seulement relativement à des sites récoltés par arbres entiers (Olsson *et al.* 2000). Cet effet diminue avec le temps. Dans des forêts boréales du Québec, Thiffault *et al.* (2006) ont observé un effet similaire, cependant, le procédé de récolte présente des effets moins importants sur les concentrations foliaires en N relativement aux cations basiques. Dans cette étude, les concentrations foliaires en Mg des aiguilles de l'année en cours de l'épinette noire et du pin gris avaient diminué après récolte par arbres entiers et des réductions avaient été observées aussi pour le Ca des aiguilles de l'épinette noire. Cependant, le procédé de récolte n'a pas affecté le cycle biogéochimique du K.

2.7 Impacts sur la croissance

La récolte par arbres entiers peut affecter la productivité de la forêt à court et à long terme (Aust et Blinn 2004). Egnell et Valinger (2003) ont estimé que la production de biomasse après récolte par arbres entiers avait été diminuée de 20 % par rapport à la récolte par troncs seulement dans un peuplement mixte de pin sylvestre et d'épinette de Norvège. Dans le même sens, la récolte par arbres entiers aurait causé une réduction du diamètre, de la

hauteur et de la surface terrière pour l'épinette Sikta (10,3 %, 8,2 % et 15,3 % respectivement) au cours de la deuxième rotation dans les écosystèmes à climat tempéré (Walmsley *et al.* 2009).

Cependant, l'effet du procédé de récolte sur la croissance peut dépendre de plusieurs facteurs. Le changement du microclimat est différent d'un site à l'autre après récolte. La disponibilité des nutriments et de l'eau, ainsi que d'autres espèces végétales peuvent influencer l'effet du procédé de récolte (Thiffault *et al.* 2011). Très peu d'études ont démontré jusqu'à maintenant une relation de cause à effet entre les pertes de nutriments engendrées par la récolte forestière, avec ou sans récolte de biomasse, et la productivité des stations forestières. Ainsi, selon une revue de littérature récente (Thiffault *et al.* 2011), la croissance en hauteur de nombreuses espèces des forêts boréales et tempérées, n'a pas montré une réponse uniforme au procédé de récolte durant les premières années suivant la récolte, bien que la récolte par arbres entiers ait une tendance à diminuer la hauteur après environ 15 ans. Dans une étude sur l'épinette Sikta au Royaume-Uni, Proe et Dutch (1994) ont rapporté une réduction de la croissance en hauteur de 20 % 10 ans après la récolte par arbres entiers. Selon ces auteurs, les mécanismes responsables de cet effet sont d'ordre micro-climatique à court terme, puis nutritionnel après la fermeture de la canopée. La diminution de la croissance en hauteur au cours des premières années après récolte par arbres entiers serait liée à la diminution de la disponibilité de N, plus qu'à la déficience en autres nutriments (Jacobson *et al.* 1996, 2000; Proe *et al.* 1999; Egnell et Valinger 2003).

CHAPITRE 3

OBJECTIFS ET HYPOTHÈSES

3.1 Objectifs

Les objectifs de cette étude sont de tester les effets du procédé de récolte sur la fertilité du sol, le statut nutritif des arbres et la croissance des arbres. Nous travaillons sur plusieurs sites présentant une gamme de fertilité du sol.

3.2 Hypothèses

- La coupe par arbres entiers réduit les réserves en nutriments du sol relativement à la coupe par troncs seulement.

- La croissance des arbres est sensible à l'exportation de biomasse.

- La fertilité initiale des sols affecte leur susceptibilité à l'exportation de biomasse. Les sols à texture grossière seront plus susceptibles que les sols à texture fine.

CHAPITRE 4

MATÉRIEL ET MÉTHODE

4.1 Sites d'étude

Notre étude se situe dans le nord-ouest du Québec (48°3' – 49°18' N; 78°26' – 79°28' O) et couvre une région de plus de 11 268 km^2 au sein du bouclier canadien (Figure 4.1). L'étude s'étend sur les territoires forestiers sous la responsabilité de Tembec. Trois groupes de dépôt de surface quaternaire – les tills, les dépôts fluvioglaciaires (sables) et les dépôts glaciolacustres à texture fine (argiles et limons lacustres) – dominent le paysage. La région est caractérisée par un climat continental, avec une température annuelle moyenne de 0,7 °C et des précipitations de 890 mm (Environnement Canada, 2011) [www.climate.weatheroffice.ec.gc.ca, normales climatiques de La Sarre (48°47'N, 79°13'W)]. Notre zone d'étude chevauche deux domaines bioclimatiques de la forêt boréale continue : le domaine de la sapinière à bouleau blanc, dominé par le sapin baumier [Abies balsamea (L.) Mill.] et l'épinette blanche [Picea glauca (Moench) Voss] mélangée à des bouleaux blancs (Betula papyrifera Marshall) sur les sites mésiques, et le domaine de la pessière à mousses dominé par l'épinette noire [Picea mariana (Mill.) B.S.P.], associée au sapin baumier (RFPQ 2003).

Jusqu'en 1996, la récolte par arbres entiers était la méthode de récolte privilégiée en forêt boréale, mais les exigences gouvernementales en matière de gestion des aires d'ébranchage (L.R.Q., c. F-4.1, a. 171) ont mené à une augmentation des aires récoltées par troncs seulement. Dans le cas de la récolte par arbres entiers, l'arbre est transporté avec ses branches jusqu'au chemin forestier où l'arbre est ébranché. Ce type de coupe se caractérise par l'enlèvement de la biomasse entière de l'arbre hors du parterre de coupe. Pour la récolte par troncs seulement, seul le tronc est débardé après la coupe de l'arbre. Les résidus issus de l'ébranchage et l'écimage sont laissés sur le parterre de coupe (MRNFQ 2006). Les sites récoltés par tronc seulement les plus anciens ont été récoltés en 1996 et 1997.

Rapport-Gratuit.com

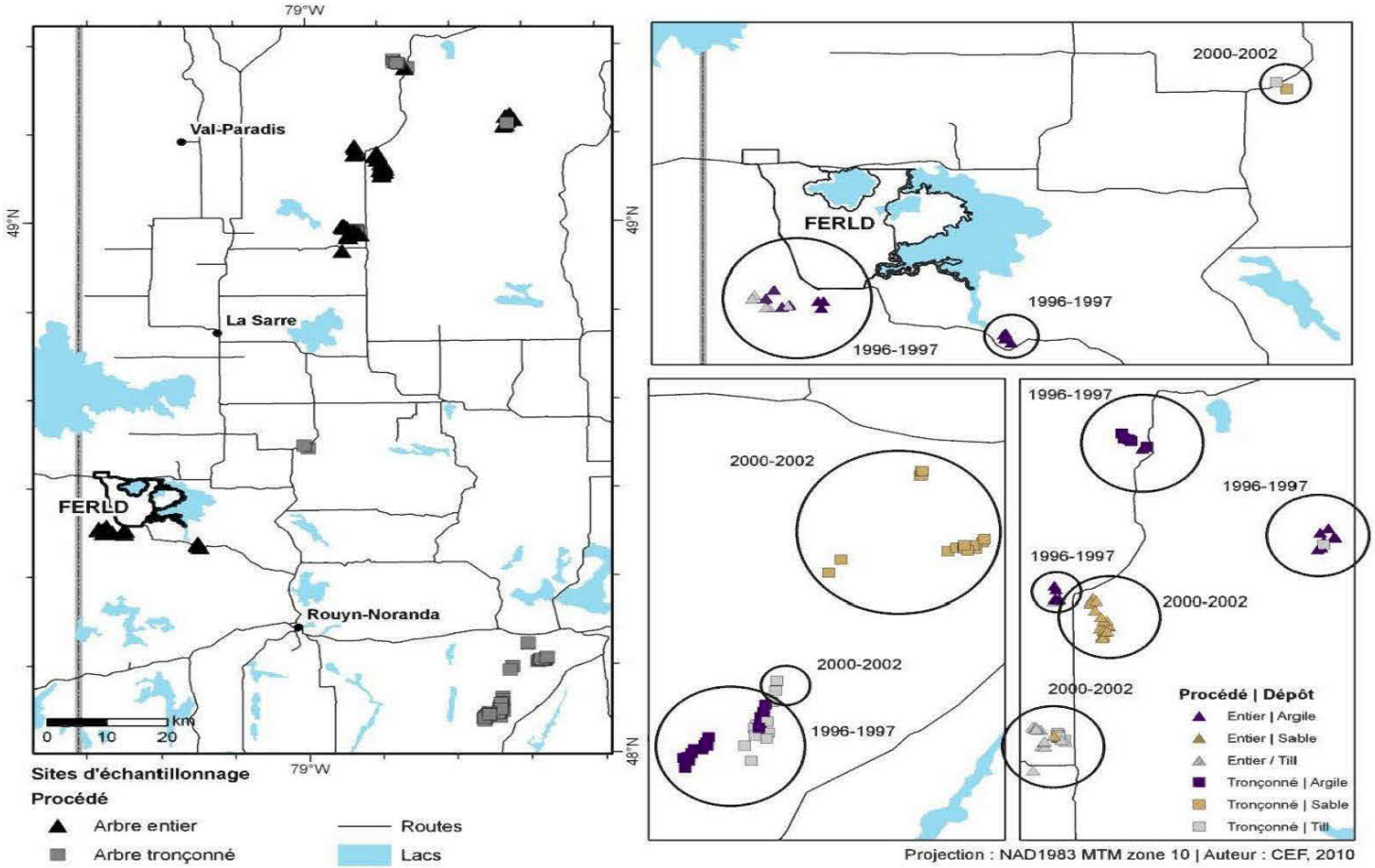

Figure 4.1 Sites d'étude selon le procédé de récolte, le dépôt de surface et l'année de coupe.

4.2 Dispositif de mesure

Afin d'échantillonner le plus grand nombre de sites possible, tous les sites récoltés par tiges seulement sur les territoires sous la responsabilité de Tembec ont été localisés par le technicien en géomatique de la compagnie. L'information contenue dans la base de données inclut les données biophysiques (dépôt et régime hydrique du sol), l'année de coupe et le procédé de coupe. Ces sites ont été appariés à des sites récoltés par arbres entiers et similaires du point de vue du dépôt de surface et de l'année de coupe. Les stations d'échantillonnage ont été choisies de telle sorte à couvrir un gradient de fertilité du sol – sables – till – limons et argiles lacustres – par ordre croissant de fertilité – et de peuplements en régénération. Les espèces étudiées sont le pin gris et l'épinette noire. Un total de 117 sites (platière de coupe) a été échantillonné (Tableau 4.1). Les sites ont été regroupés en deux périodes après coupe, soit les sites récoltés en 1996 et 1997 (échantillonnés 13 à 14 ans après coupe) et les sites récoltés entre 2000-2002 (échantillonnés 7 à 9 ans après coupe).

Dans chaque platière de coupe (site) retenue, quatre placettes d'échantillonnage circulaires (100 m^2, rayon = 5.64 m) espacées de 25 – 50 m ont été localisées. Pour chaque placette d'échantillonnage, nous avons fait un inventaire des espèces commerciales, mesuré la croissance en hauteur de l'épinette noire et du pin gris, échantillonné le sol et récolté les aiguilles pour une évaluation du statut nutritionnel de la régénération.

Tableau 4.1 Effort d'échantillonnage et effectif retenu pour les comparaisons de la hauteur des arbres entre les sites récoltés par arbres entiers et par troncs seulement en fonction du temps depuis la coupe, du dépôt de surface et pour chaque espèce

Période	Dépôt	Nombre total des sites échantillonnés		Nombre de sites retenus pour les analyses de croissance (nombre total d'arbres mesurés)			
		TS	AE	EPN		PIG	
				TS	AE	TS	AE
7-9 ans	Sable	14	19	-	-	14 (161)	18 (224)
	Till	9	17	-	-	7 (79)	17 (193)
13-14 ans	Lacustre	21	21	19 (217)	9 (50)	14 (120)	18 (172)
	Till	11	5	-	-	-	-

TS = Troncs seulement, AE = Arbres entiers, EPN = Épinette noire, PIG = Pin gris

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

4.3 Échantillonnage du sol

À l'intérieur de chacune des quatre placettes d'échantillonnage, deux échantillons de sol ont été prélevés dans la couverture morte et deux échantillons à 0 – 15 cm de profondeur dans le sol minéral pour les analyses chimiques. Pour les sols podzoliques l'échantillon de sol minéral a toujours été prélevé dans l'horizon Bf. La couverture morte a été échantillonnée à l'intérieur de deux microquadrats de 225 cm^2 afin d'en estimer le poids sec. Pour les analyses granulométriques, un troisième échantillon a été prélevé à une profondeur de 25 cm dans le sol minéral.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

4.4 Mesures de croissance

Dans chaque placette de 100 m^2, trois (3) arbres dominants pour chaque essence présente sur le site ont été identifiés et mesurés [hauteur et diamètre à hauteur de poitrine (DHP)]. Des carottes ou des galettes sont prélevées au collet des arbres en vue d'en vérifier l'âge. Les trois (3) derniers verticilles complets ont été mesurés aussi. Finalement, un dénombrement des essences commerciales de plus de 1,3 m de haut a été réalisé.

4.5 Collecte des aiguilles

À la fin de la saison de croissance, les aiguilles ont été récoltées dans le tiers supérieur de la tige des arbres mesurés, et ce pour chaque essence présente. Une dizaine de pousses saines de l'année courante ont été prélevées dans chaque arbre.

4.6 Analyses du sol et des feuilles

Le statut nutritionnel de toutes les platières a été mesuré en utilisant : (1) les analyses de sol (C_{total}, N_{total}, cations basiques, P, CEC, saturation en bases et pH) (2) les analyses foliaires (concentrations en N, K, Ca, Mg et P).

Après l'échantillonnage, les échantillons du sol ont été séchés à l'air libre et tamisés à 2 mm. Le pH a été analysé dans l'eau distillée (Hendershot *et al.* 2007). Le C et N total ont été déterminés par combustion à l'aide d'un analyseur LECO CNS-2000 (LECO Corporation). Le P disponible Bray II a été déterminé par spectrophotométrie (McKeague 1976). Les cations échangeables ont été extraits en utilisant $BaCl_2$ 0,1 M non tamponné et

déterminé par l'absorption atomique (Hendershot *et al.* 2007). La capacité d'échange cationique effective (CEC) a été calculée comme la somme des cations échangeables (Na, K, Mg, Ca, Mn, Fe et Al), et le pourcentage de saturation en bases a été calculé comme la somme de Na, K, Mg et Ca divisé par la CEC. Les rapports entre les cations basiques échangeables et Al^{3+} échangeable (Ca+Mg+K/Al) ont été calculés pour la couverture morte et le sol minéral à partir des concentrations de ces éléments.

Les concentrations en nutriments des tissus des arbres peuvent être utilisées dans le but de caractériser le statut nutritionnel des sites (Binkley 1986). L'analyse chimique des feuilles est une méthode largement utilisée pour l'évaluation du statut nutritif des arbres, dans un objectif de diagnostic et de surveillance (Hytonen et Wall 2006).

Les échantillons des aiguilles ont été séchés dans le four à 65°C pendant 48 h. Après séchage, 250 aiguilles sont pesés pour y déduire le poids en mg par aiguille, puis broyées. Les échantillons de chaque site ont été regroupés pour les analyses conduisant à un échantillon par essence et par site. Le N total a été déterminé comme dans le cas des échantillons du sol dans un analyseur CNS. Les cations et le phosphore ont été déterminés suivant la calcination à 500 °C et dilution par l'acide hydrochlorique (Miller, 1988). Le phosphore a été analysé par colorimétrie (Lachat Instruments, Milwaukee, Wisconsin). Les cations ont été dosés par absorption atomique ou AA sur un appareil de marque Varian.

4.7 Analyses statistiques

Les analyses des données ont été effectuées à l'aide de modèles mixtes et de la procédure MIXED de SAS 9,2 (SAS Institue, 2008) et selon un dispositif d'échantillonnage complètement aléatoire avec les placettes (n = 4) nichées dans les sites. Le site et la placette ont été traités comme des facteurs aléatoires. Les variables expliquées sont : la hauteur des arbres, les concentrations et les contenus en nutriments dans le sol et dans le feuillage. La variable explicative est le type de coupe.

Pour les caractéristiques du sol, les analyses ont été faites par dépôt de surface et par temps depuis la coupe (7 à 9 et 13 à 14 ans). Le type de dépôt de surface n'est pas inclus dans l'analyse globale des données due à l'étendue importante de la variation du contenu en argile

dans les argiles et limons lacustres et dans les tills de la région (Figure 4.2). De plus, nous avons observé un lien non anticipé entre le procédé de coupe et le contenu en argile du sol. Pour ces raisons, nous avons procédé à une analyse de covariance afin de prendre en compte les variations dans le pourcentage d'argile entre les platières de coupe. Pour ce faire, nous avons suivi trois étapes (Littell *et al.* 2006). Premièrement, nous avons testé l'hypothèse selon laquelle toutes les pentes égalaient à zéro (c.à.d. s'il n'y avait pas d'effet de la covariable sur la variable réponse). Si cette hypothèse était acceptée, nous utilisions un modèle simple sans covariable. Si cette hypothèse était rejetée, nous passions à l'étape suivante et testions l'hypothèse des pentes égales (l'effet du contenu en argile était similaire pour les deux procédés de coupe). Si l'hypothèse était acceptée, nous utilisions un modèle de pente commune avec une comparaison de moyennes ajustées et avec le procédé et le contenu en argile comme facteurs explicatifs. Si l'hypothèse des pentes égales était rejetée, l'interaction entre l'argile et le procédé était incluse dans le modèle et nous estimions la valeur de la variable réponse pour chaque procédé en fonction d'un gradient de valeurs de la covariable (3 valeurs). Les hypothèses de normalité des données sont vérifiées visuellement pour chaque analyse à l'aide de la procédure *univariate.* Quand nous avons une distribution normale des résidus, on procède directement à l'analyse. Dans le cas contraire, on fait une transformation logarithmique des données avant l'analyse. Nos résultats sont représentés sous forme de moyennes ajustées pour les effets aléatoires et la covariable.

Avant de procéder à l'analyse, nous avons examiné avec soin les données et avons pris en compte quelques limites du dispositif d'échantillonnage. Pour chaque période de coupe, la hauteur des arbres mesurés a été ramenée à une même valeur de temps après coupe (7 ans et 13 ans) en soustrayant de la hauteur totale la croissance annuelle des années, supérieures à 7 et 13.

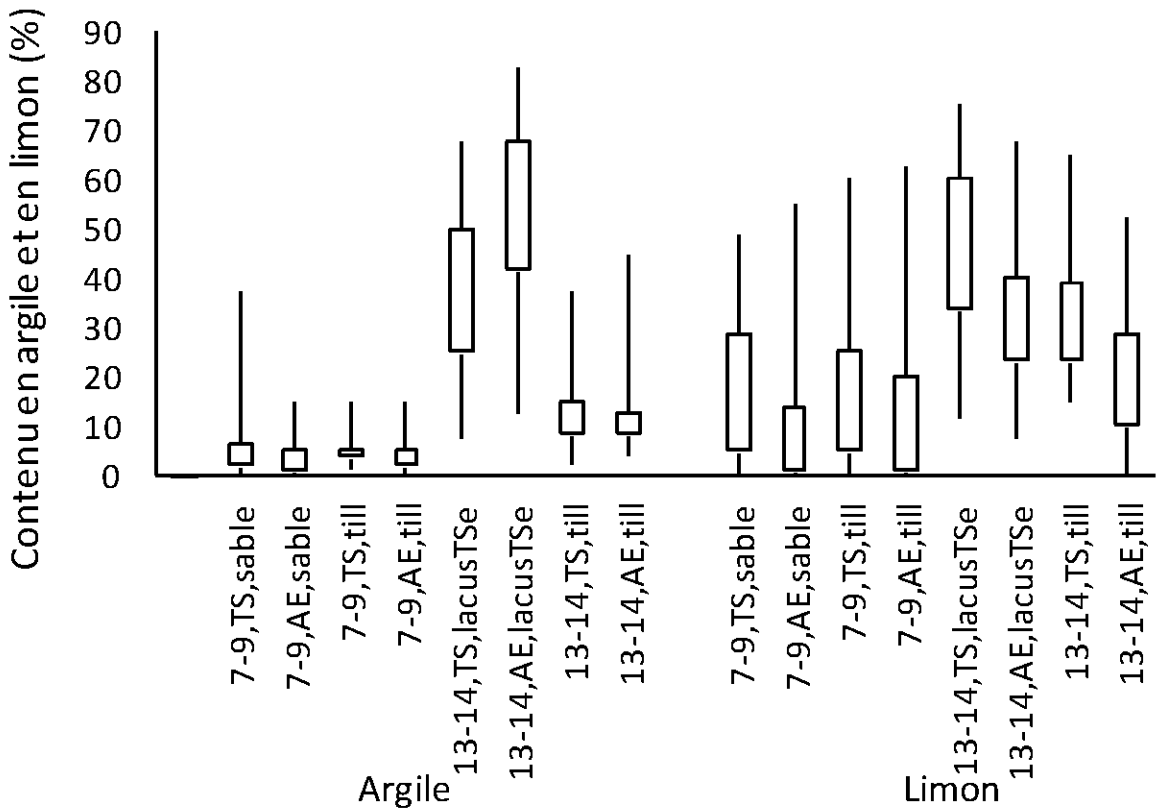

Figure 4.2 Variabilité du contenu en argile et en limon (minimum, 25 à 75 percentiles et maximum) des argiles et limons lacustres et des tills récoltés par troncs seulement (TS) et arbres entiers (AE) [7-9 = sites échantillonnés 7 à 9 ans après coupe, 13-14 = sites échantillonnés 13 à 14 ans après coupe].

Afin d'éliminer de l'analyse statistique les arbres dont le patron de croissance déviait du patron moyen observé sur chaque site (régénération naturelle parmi des plantations ou régénération préétablie vs établie après coupe), nous avons retiré de l'analyse tous les arbres dont la hauteur était supérieure ou inférieure à 1,5 x l'écart interquartile du site pour cette essence. Pour les mesures de croissance et afin de limiter l'effet des conditions climatiques, nous avons éliminé les sites dont la distribution latitudinale était excentrique. Lorsque les essences étaient mal représentées sur un site donné (moins de six arbres par essence), les sites étaient aussi éliminés de l'analyse. Les combinaisons et les effectifs conservés pour les analyses de croissance sont donnés au tableau 4.1.

Pour les comparaisons des concentrations foliaires, nous avons limité l'analyse statistique aux comparaisons dont l'effectif a été jugé suffisant (nombre de sites > 6) pour chaque combinaison de dépôt-procédé-essence-période. Les analyses ont été faites avec une seule valeur par site, en considérant ce dernier comme facteur aléatoire.

CHAPITRE 5

RÉSULTATS ET DISCUSSION

5.1 Résultats

5.1.1 Caractéristiques des sites d'échantillonnage

Les sites échantillonnés, et plus particulièrement les sites situés sur les dépôts argileux (argiles et limons lacustres) et de till, présentent des caractéristiques texturales variables. Ainsi le contenu en argile varie de 7 à 82 % pour les argiles et limons lacustres et de 0 à 80 % pour les tills, alors que parallèlement le contenu en limon varie de 7,5 à 75 % pour les argiles et limons lacustres et de 0 à 65 % pour les tills (Figure 4.2). Les contenus en argiles sont systématiquement plus élevés pour les sites récoltés par arbres entiers. Ces différences justifient l'inclusion du contenu en argile comme covariable dans les modèles d'analyse statistique. Nos sites d'étude sont aussi caractérisés aussi par une forte saturation en aluminium, qui varie de 46 jusqu'à 96 % (Tableau 5.1).

Les peuplements échantillonnés sont aussi colonisés par une régénération naturelle en feuillus intolérants et qui diffère entre les procédés de récolte. La densité des feuillus est significativement plus abondante sur les sites récoltés par arbres entiers (Tableau 5.2). Ainsi, pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe par arbres entiers, la densité en feuillus est 10 fois plus élevée sur les argiles et limons lacustres et 15 fois plus élevée sur les tills, relativement aux sites récoltés par troncs seulement.

Tableau 5.1 Saturation en aluminium (%) dans le sol minéral des sites d'étude en fonction du procédé de coupe, du dépôt de surface et de période après coupe

Période	Dépôt	Moyenne ajustée	
		Troncs seulement	Arbres entiers
7-9 ans	Sable	81,88	78,47
	Till	76,96	71,66
13-14 ans	Lacustre	80,85	44,09
	Till	96,32	64,91

Tableau 5.2 Effet du procédé sur la densité des feuillus (tiges/ha) pour chaque dépôt de surface

Période	Dépôt	Valeur de p	Moyenne ajustée (erreur type)	
			Troncs seulement	Arbres entiers
7-9 ans	Sable	0,089	273 (114)	88 (49)
	Till	**0,049**	20 (39)	45 (35)
13-14 ans	Lacustre	**<0,001**	121 (79)	1387 (490)
	Till	**0,002**	269 (141)	4400 (2085)

Les valeurs de p en gras indiquent qu'elles sont égales ou sous le seuil α de 0,05

5.1.2 Effets du procédé de coupe sur le poids sec de la couverture morte

Le procédé de récolte par arbres entiers cause une réduction significative du poids sec de la couverture morte (Figure 5.1). Cet effet est significatif pour les deux périodes après coupe et pour tous les dépôts de surface, à l'exception du till 7-9 ans après coupe ($p = 0,073$). Les différences observées entre les deux procédés sont plus accentuées 13-14 ans après coupe. À ce moment, le poids sec de la couverture morte après tiges seulement est plus de deux fois supérieur à celui observé après coupe par arbres entiers.

5.1.3 Effets du procédé de coupe sur les caractéristiques de la couverture morte

Pour les sables et les tills échantillonnés 7-9 ans après coupe, aucune différence significative n'est observée entre les deux procédés pour les concentrations en C_T, N_T, le ratio C/N, le pH et la CEC de la couverture morte. Par contre, 13-14 ans après coupe, on observe des concentrations en C et des ratios C/N plus faibles dans la couverture morte des argiles et limons lacustres récoltés par arbres entiers. Le pH du sol, la CEC et la saturation en bases

sont plus élevés pour les sites récoltés par arbres entiers sur argiles et limons lacustres et till (Tableau 5.3).

Pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe, le contenu en argile a un effet significatif et positif sur la saturation en bases et sur le pH du sol des argiles et limons lacustres. Sur les tills récoltés à la même période, l'effet du contenu en argile sur le pH du sol est négatif.

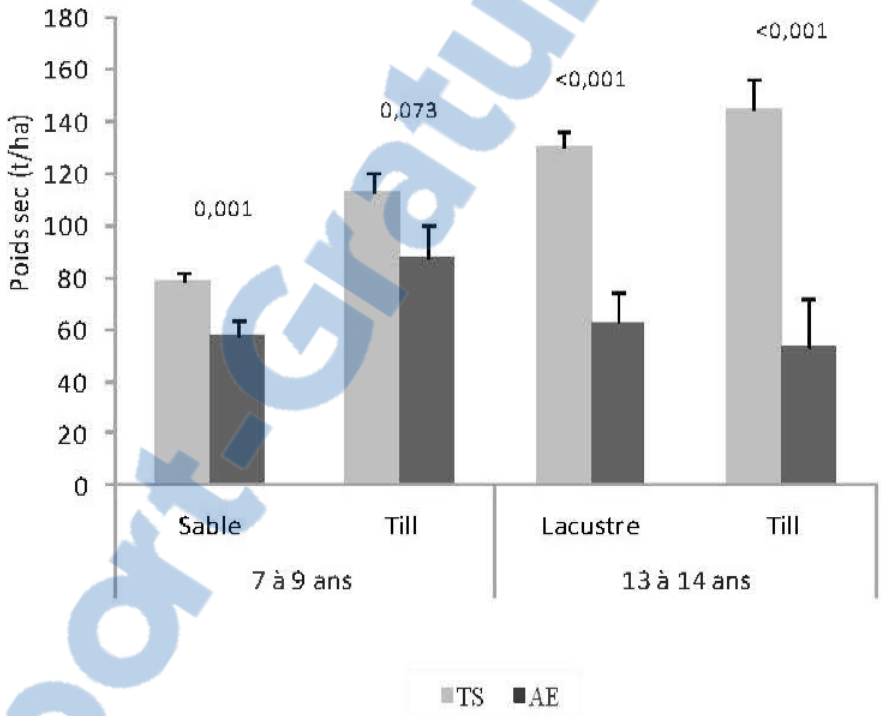

Figure 5.1 Effets du procédé de récolte sur le poids sec de la couverture morte (moyennes ajustées) 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface. (AE = Arbres entiers, TS = Troncs seulement, Barres = erreur type de la moyenne de classe).

Rapport-Gratuit.com

Tableau 5.3 Effets du procédé de récolte et du contenu en argile sur les caractéristiques de la couverture morte 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface

Période	Dépôt	Variable	Valeur de p			Moyenne ajustée (erreur type)	
			Argile %	Procédé	Inter-action	Troncs seulement	Arbres entiers
7-9 ans	Sable	C_T (%)	na	0,086	na	35,90 (1,15)	38,55 (1,00)
		N_T (%)	na	0,732	na	1,11 (0,06)	1,08 (0,05)
		C/N	na	0,085	na	32,99 (1,25)	35,98 (1,17)
		CEC (cmol kg^{-1})	na	0,091	na	16,26 (0,81)	18,07 (0,70)
		SB (%)	na	**0,011**	na	72,62 (2,29)	64,69 (2,07)
		pH	na	0,159	na	2,86 (0,03)	2,80 (0,03)
	Till	C_T (%)	ns	0,112	ns	36,11 (1,79)	32,56 (1,28)
		N_T (%)	ns	0,530	ns	1,10 (0,07)	1,04 (0,05)
		C/N	ns	0,674	ns	33,16 (1,90)	32,19 (1,31)
		CEC (cmol kg^{-1})	ns	0,668	ns	17,79 (2,00)	18,87 (1,50)
		SB (%)	ns	0,333	ns	67,21 (3,14)	70,97 (2,26)
		pH	ns	0,236	ns	2,92 (0,15)	3,13 (0,10)
13-14 ans	Lacustre	C_T (%)	ns	**<0,001**	ns	34,10 (1,41)	26,11 (1,40)
		N_T (%)	ns	0,515	ns	1,17 (0,05)	1,22 (0,05)
		C/N	ns	**<0,001**	ns	29,00 (1,32)	21,00 (0,95)
		CEC (cmol kg^{-1})	ns	**<0,001**	ns	21,31 (1,01)	29,30 (1,39)
		SB (%)	**0,002**	**<0,001**	ns	50,62 (2,96)	79,21 (3,02)
		pH	**0,001**	**<0,001**	ns	2,98 (0,08)	3,79 (0,10)
	Till	C_T (%)	ns	0,941	ns	36,00 (2,05)	36,31 (3,59)
		N_T (%)	ns	0,087	ns	1,14 (0,08)	1,42 (0,14)
		C/N	ns	**0,006**	ns	31,52 (1,02)	25,90 (1,54)
		CEC (cmol kg^{-1})	ns	**0,046**	ns	21,72 (2,84)	34,03 (4,80)
		SB (%)	ns	**<0,001**	ns	49,85 (3,64)	76,05 (5,08)
		pH	**0,006**	**<0,001**	ns	2,76 (0,10)	3,72 (0,15)

Les valeurs de p en gras indiquent que les valeurs sont égales ou sous le seuil α de 0,05
Ns : non significatif. Na : non-applicable

5.1.4 Effets du procédé de coupe sur les concentrations en cations basiques, le phosphore et le rapport (Ca + Mg + K)/Al de la couverture morte

Pour les sites échantillonnés 7-9 ans après coupe et suite à la récolte par arbres entiers, on observe des concentrations en K échangeable plus élevées sur les sables et des concentrations en P disponible plus faibles sur les tills, alors que le ratio (Ca + Mg + K)/Al est moins élevé pour les deux dépôts de surface à la suite de la récolte par arbres entiers.

Pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe, et indépendamment du procédé de récolte, le contenu en argile a un effet significatif et positif sur les concentrations en K ($p = 0,008$), Ca et Mg ($p = 0,002$ respectivement) pour les argiles et limons lacustres et sur la concentration en K sur les tills ($p = 0,005$). On observe des valeurs plus élevées pour tous les cations basiques, le P_{disp} et les ratios (Ca + Mg + K)/Al sur les sites récoltés par arbres entiers (Figure 5.2).

L'interaction entre le contenu en argile, des dépôts de surface et le procédé de récolte n'est pas significative pour les concentrations en cations basiques, et en phosphore et pour le ratio (Ca + Mg + K)/Al de la couverture morte, pour toutes les combinaisons de procédés-dépôts de surface et période après coupe.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

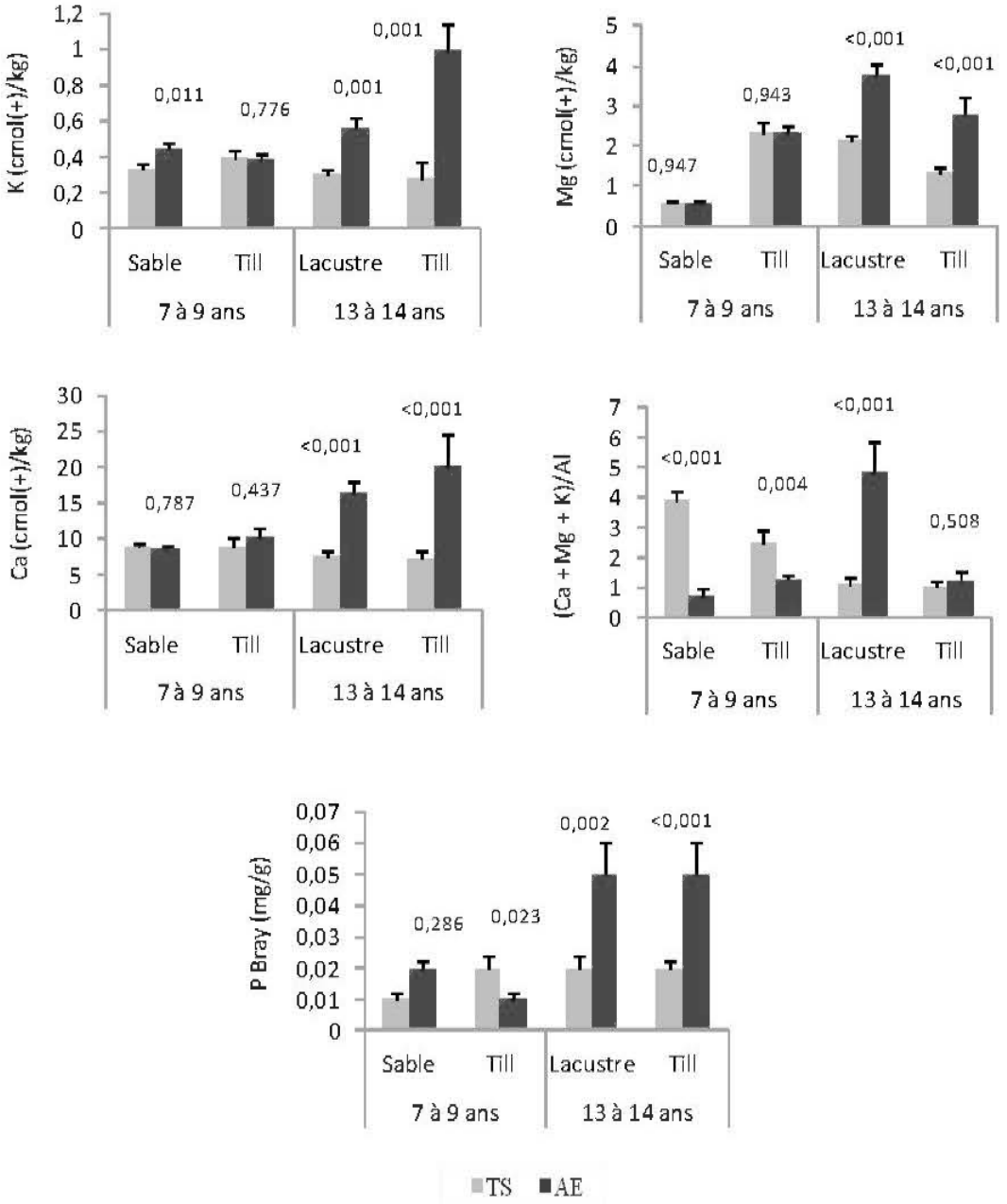

Figure 5.2 Effets du procédé de récolte sur les concentrations en éléments échangeables et sur le rapport (Ca + Mg + K)/Al dans la couverture morte (moyennes ajustées) 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface. (AE = Arbres entiers, TS = Troncs seulement, Barres = erreur type de la moyenne de classe). Les analyses statistiques complètes sont présentées dans le tableau A.1 des annexes.

5.1.5 Effets du procédé sur les réserves en C et N totaux et en cations basiques dans la couverture morte

Le procédé de récolte affecte significativement les quantités d'azote et du carbone totaux dans la couverture morte (Figure 5.3). Les valeurs sont inférieures à la suite de coupe par arbres entiers pour toutes les combinaisons dépôt et période après coupe. Les différences entre les deux procédés sont : 6,24 t/ha (sable, 7-9 ans), 11,66 t/ha (till, 7-9 ans), 28,27 t/ha (argiles et limons lacustres, 13-14 ans) et 32,28 t/ha (till, 13-14 ans) respectivement pour le carbone, et 245 kg/ha (sable, 7-9 ans), 326 kg/ha (till, 7-9 ans), 758 kg/ha (argiles et limons, 13-14 ans) et 899 kg/ha (till, 13-14 ans) respectivement pour l'azote.

Dans les sites récoltés par arbres entiers, on observe des valeurs plus faibles pour les réserves en calcium et en magnésium échangeables pour les sables (7-9 ans) et du potassium et du phosphore échangeables sur les tills (7-9 ans) (Tableau 5.4).

Pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe, on observe des réserves en K et en Mg plus élevées sur les argiles et limons lacustres dans les sites récoltés par arbres entiers (Tableau 5.4). Pour ces deux éléments, l'interaction entre le contenu en argile et le procédé de récolte est significative. Pour la coupe par arbres entiers, les réserves en potassium et magnésium échangeables augmentent avec l'augmentation du pourcentage d'argile, alors que les réserves ne sont pas affectées par le contenu en argile pour le procédé de récolte par troncs seulement (Figure 5.4).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

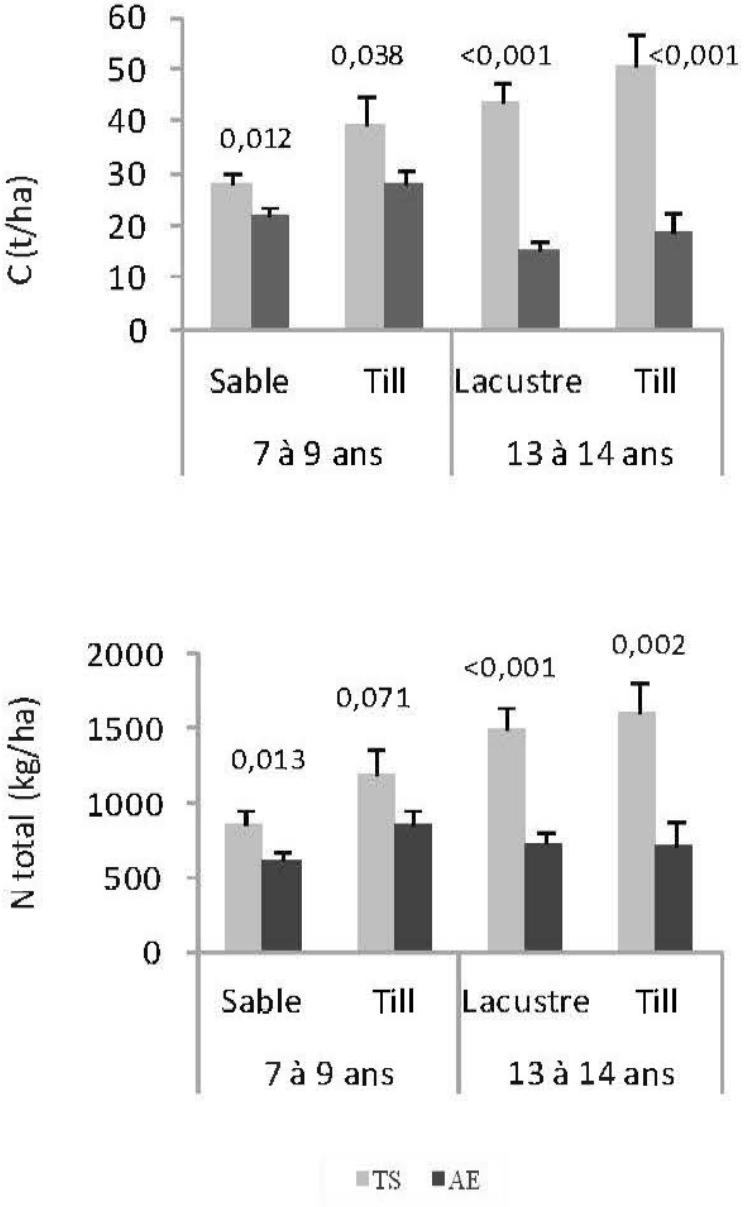

Figure 5.3 Effets du procédé de récolte sur les contenus en N et en C totaux dans la couverture morte (moyennes ajustées) 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface. (AE = Arbres entiers, TS = Troncs seulement, Barres = erreur type de la moyenne de classe).

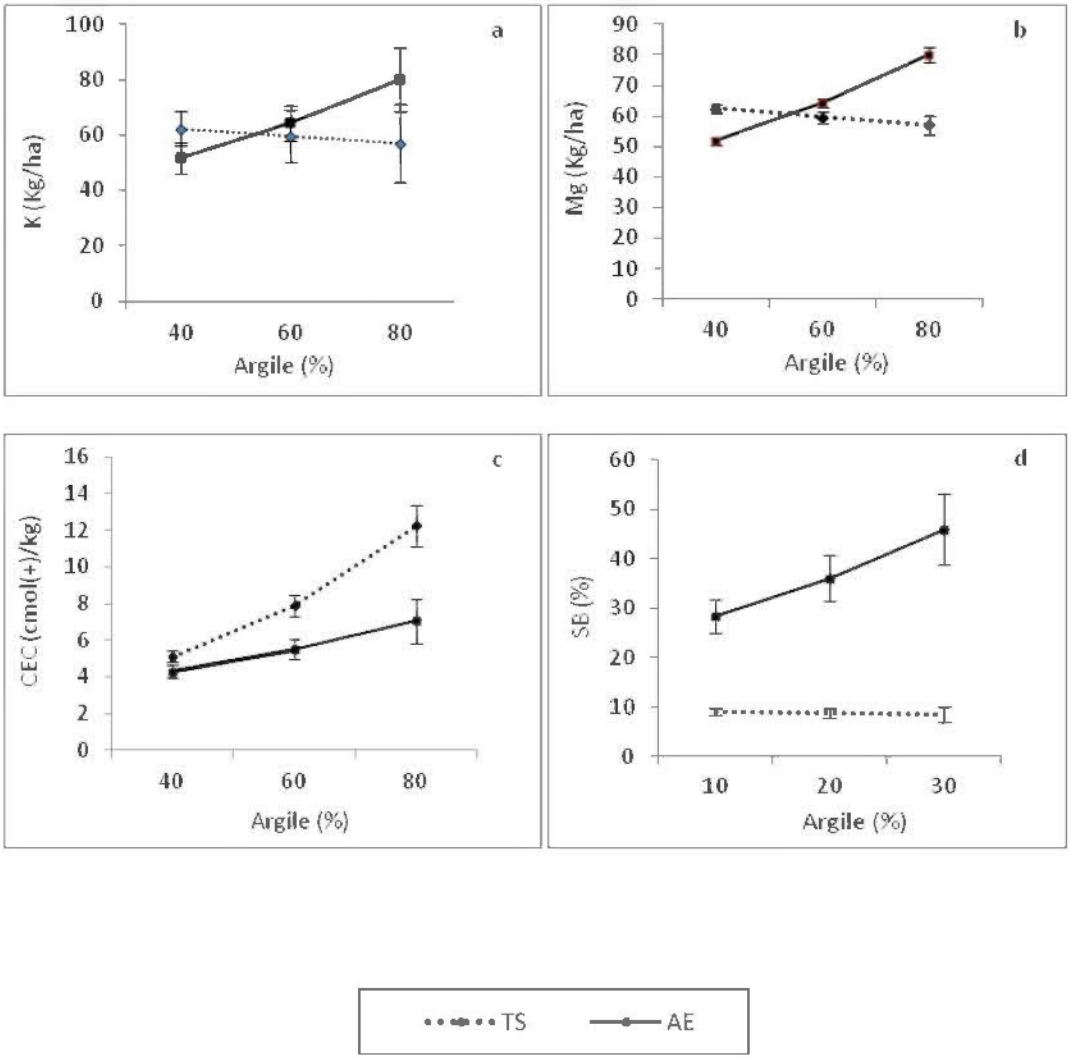

Figure 5.4 Effets du contenu en argile du dépôt sur les propriétés de la couverture morte et du sol minéral en fonction du procédé de récolte pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe. (a) Contenu en K et (b) en Mg de la couverture morte sur les argiles et limons lacustres; (c) CEC du sol minéral des argiles et limons lacustres; (d) saturation en bases du sol minéral des tills (AE = Arbres entiers, TS = Troncs seulement, Barres = erreur type de la moyenne pour un contenu en argile donné).

Tableau 5.4 Effets du procédé de récolte et du contenu en argile sur les contenus en cations basiques et en phosphore (kg ha^{-1}) dans la couverture morte 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface

Période après coupe	Dépôt	Variable	Valeur de p			Moyenne ajustée (erreur type)	
			Argile %	Procédé	Interaction	Troncs seulement	Arbres entiers
7-9 ans	Sable	K	na	0,488	na	9 (1,22)	10 (1,15)
		Ca	na	**0,022**	na	279 (30,84)	199 (18,37)
		Mg	na	**0,013**	na	34 (3,23)	25 (1,97)
		P	na	0,435	na	1 (0,21)	1 (0,15)
	Till	K	ns	**0,04**9	ns	17 (2,18)	13 (1,14)
		Ca	ns	0,646	ns	399 (80,53)	357 (50,95)
		Mg	ns	0,244	ns	63 (11,02)	49 (6,09)
		P	ns	**0,002**	ns	3(0,46)	1 (0,17)
13-14 ans	Lacustre	K	ns	**<0,001**	**0,025**	14 (2,02)*	15 (1,35)*
		Ca	**0,028**	0,929	ns	399 (46,97)	406 (47,95)
		Mg	ns	**<0,001**	**0,030**	60 (9,50)*	64 (6,28)*
		P	ns	0,839	ns	3 (0,65)	3 (0,69)
	Till	K	ns	0,449	ns	12 (2,34)	17 (5,59)
		Ca	ns	0,912	ns	421 (53,98)	434 (102,54)
		Mg	ns	0,532	ns	56 (9,68)	45 (13,89
		P	ns	0,825	ns	3 (0,54)	2 (0,88)

*Moyennes ajustées pour un contenu en argile de 40 %
Les valeurs de p en gras indiquent les valeurs égales ou sous le seuil α de 0,05
Ns : non significatif; Na : non applicable

5.1.6 Effets du procédé de coupe sur les caractéristiques du sol minéral (premiers 15 cm de l'horizon B)

Pour les sables (7-9 ans), les argiles et limons lacustres (13-14 ans) et les tills (13-14 ans) récoltés par arbres entiers, on observe des concentrations en C total plus faibles par des facteurs de 48, 41 et 28 % respectivement comparativement aux sites récoltés par troncs seulement (Tableau 5.5). L'effet du procédé de coupe sur les concentrations en N total n'est pas significatif pour tous les dépôts et périodes après coupe. Le ratio C/N est plus faible de 40 % pour les argiles et limons lacustres récoltés par arbres entiers.

Dans les sites de récolte par arbres entiers, la CEC du sol minéral est plus faible par un facteur de 42 et 51 % sur le sable (7-9 ans) et le till (13-14 ans) respectivement. Par contre, sur les argiles et limons (13-14 ans), la CEC est plus élevée de 42 % sur les sites récoltés par ce procédé (Tableau 5.5). Le pH du sol minéral est supérieur pour les sites récoltés par arbres entiers, et ce pour tous les dépôts et pour les deux périodes après coupe (Tableau 5.5). La saturation en bases est inférieure pour les sables (7-9 ans) récoltés par arbres entiers. Par contre, pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe par arbres entiers, la saturation en bases est plus élevée que celle des sites récoltés par troncs seulement par des facteurs de 59, 76 % pour les argiles et limons lacustres et les tills respectivement (Tableau 5.5).

Pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe, le contenu en argile a un effet significatif ($p=0,005$) et positif sur la concentration en azote total pour les argiles et limons lacustres. L'interaction entre le contenu en argile et le procédé de récolte est significative pour la CEC des argiles et limons et la saturation en base du till – la capacité d'échange cationique augmente avec l'augmentation du contenu en argile à des taux différents pour les deux procédés de récolte. Sur les tills, la saturation en bases augmente avec le contenu en argile dans le cas de récolte par arbres entiers seulement (Figure 5.4).

Tableau 5.5 Effets du procédé de récolte et le contenu en argile sur les caractéristiques du sol minéral (0–15 cm)

Période	Dépôt	Variable	Valeur de p			Moyenne ajustée (erreur type)	
			Argile %	Procédé	Intera-ction	Troncs seulement	Arbres entiers
7-9 ans	Sable	C_T (%)	na	**<0,001**	na	1,30 (0,129)	0,67 (0,058)
		N_T (%)	na	0,411	na	0,05 (0,011)	0,04 (0,008)
		C/N	na	0,179	na	26,15 (4,260)	19,23 (3,013)
		CEC (cmol kg^{-1})	na	**<0,001**	na	1,41 (0,14)	0,81 (0,07)
		SB (%)	na	**0,171**	na	14,99 (1,03)	13,18 (0,82)
		pH	na	**0,050**	na	4,13 (0,05)	4,27 (0,05)
	Till	C_T (%)	ns	0,511	ns	1,16 (0,186)	1,02 (0,117)
		N_T (%)	ns	0,856	ns	0,06 (0,012)	0,06 (0,009)
		C/N	ns	0,259	ns	21,80 (3,862)	17,09 (2,063)
		CEC (cmol kg^{-1})	ns	0,132	ns	1,88 (0,27)	1,44 (0,15)
		SB (%)	ns	0,224	ns	17,18 (2,58)	21,53 (2,34)
		pH	ns	**<0,001**	ns	3,78 (0,09)	4,16 (0,06)
13-14ans	Lacu-stre	C_T (%)	ns	**<0,001**	ns	2,31 (0,153)	1,66 (0,108)
		N_T (%)	**0,005**	0,792	ns	0,13 (0,012)	0,134 (0,012)
		C/N	ns	**<0,001**	ns	19,60 (1,835)	11,76 (1,079)
		CEC (cmol kg^{-1})	**<0,001**	**<0,001**	**<0,001**	5,51 (0,59)*	7,92 (0,54)*
		SB (%)	**<0,001**	**<0,001**	ns	22,72 (2,40)	55,10 (5,78)
		pH	ns	**<0,001**	ns	3,70 (0,04)	3,92 (0,04)
	Till	C_T (%)	ns	**0,005**	ns	2,46 (0,206)	1,46 (0,227)
		N_T (%)	ns	0,651	ns	0,08 (0,013)	0,07 (0,020)
		C/N	ns	0,302	ns	31,37 (4,784)	22,76 (6,112)
		CEC (cmol kg^{-1})	**<0,001**	**<0,001**	ns	3,68 (0,28)	1,79 (0,26)
		SB (%)	**0,047**	**<0,001**	**0,008**	8,78 (0,97)**	36,15 (4,60)**
		pH	**0,006**	**<0,001**	ns	3,66 (0,02)	3,95 (0,051)

*Moyenne ajustées pour un contenu en argile de 40 %
**Moyennes ajustées pour un contenu en argile de 20 %
Les valeurs de p en gras indiquent que les valeurs sont égales ou sous le seuil α de 0,05
Ns : non significatif. Na : non applicable

5.1.7 Effets du procédé de coupe sur les concentrations en cations basiques et de phosphore dans le sol minéral

Pour les sables échantillonnés 7-9 ans après coupe par arbres entiers, on observe des concentrations en Ca et Mg échangeables plus faibles par des facteurs de 48 et 50 % respectivement (Figure 5.5). Les concentrations en P sont plus élevées de 47 % sur le sable et le till (7-9 ans) après récolte par arbres entiers.

Sur les argiles et limons lacustres échantillonnés 13-14 ans après coupe par arbres entiers, les concentrations en K, Ca et Mg échangeables, sont plus élevées de 51, 77 et 52 %, respectivement (Figure 5.5) que celles observées sur les sites récoltés par troncs seulement. Le P diminue de 38 % alors qu'il augmente par 65 % sur les tills, suite à la récolte par arbres entiers. Le ratio (Ca + Mg + K)/Al est plus élevé significativement pour les deux dépôts pour les sites récoltés par arbres entiers. Indépendamment du procédé, le contenu en argile a un effet significatif et positif sur les concentrations en K, Ca et Mg (<0,005 respectivement) des argiles et limons lacustres et du till ainsi que sur le ratio (Ca + Mg + K)/Al (<0,005) des argiles et limons (13-14 ans) indépendamment du procédé de coupe.

Rapport-Gratuit.com

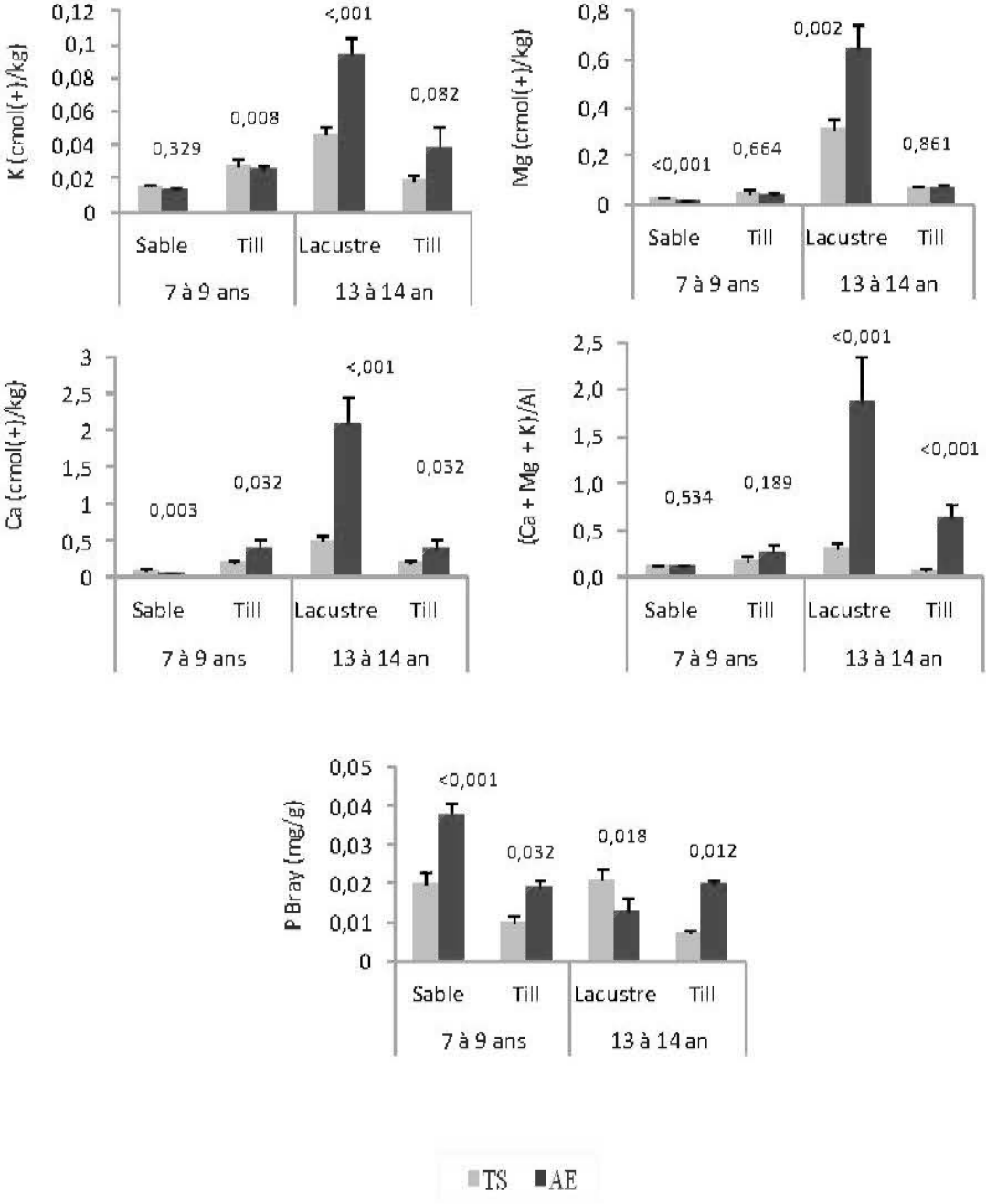

Figure 5.5 Effets du procédé sur les concentrations en éléments échangeables dans le sol minéral (0-15 cm) (moyennes ajustées) 7 à 9 ans et 13 à 14 ans après la récolte et en fonction du dépôt de surface. (AE = Arbres entiers, TS = Troncs seulement, Barres = erreur type de la moyenne de classe). Les analyses statistiques complètes sont présentées dans le tableau A.2 des annexes.

5.1.8 Effets du procédé de récolte sur la nutrition de l'épinette noire et du pin gris

Le contenu en argile du sol a peu d'effet sur les concentrations foliaires en nutriments (Tableau 5.6), les seules exceptions étant les concentrations en P des pins gris sur till, 7 à 9 ans, après coupe ainsi que les concentrations en P de l'épinette et en Mg du pin gris sur argiles et limons lacustres, pour lesquelles on observe une interaction significative entre le contenu en argile et le procédé de coupe (Figure 5.6).

Les concentrations foliaires en azote sont plus élevées 13 ans après coupe par arbres entiers relativement à troncs seulement. Cette augmentation est de 12 % et 18 % pour l'épinette noire et le pin gris respectivement sur argiles et limons lacustres, et de 11 % pour l'épinette noire sur tills. L'effet contraire est observé pour le pin gris sur sables échantillonné 7 à 9 ans après coupe. Les concentrations foliaires en cations sont affectées négativement dans les sites de récolte par arbres entiers, mais la nature de l'effet varie selon l'espèce et le dépôt. Le cation dont les concentrations sont le plus souvent réduites par la récolte par arbres entiers est le K, alors que des diminutions significatives pour le Mg ne sont observées que pour le sable. Sur les argiles et limons lacustres, les concentrations foliaires en Mg du pin gris augmentent avec le contenu en argile pour les sites récoltés par troncs seulement. Concernant le P, des effets significatifs sont observés pour l'épinette 13 – 14 ans après coupe. Il est plus élevé sur till récolté par arbres entiers alors que sur les argiles, les concentrations augmentent avec le contenu en argile sur les sites récoltés par troncs seulement (Figure 5.6).

Le procédé de récolte affecte le poids des aiguilles de l'épinette noire. Des poids plus élevés sont observés sur les sites récoltés par arbres entiers. Nous avons donc aussi analysé le contenu en nutriments des aiguilles pour l'épinette noire.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Tableau 5.6 Effets du procédé de récolte et le contenu en argile sur le poids des aiguilles (mg/aiguille), sur les concentrations en azote total (%), K, Ca, Mg et P totaux (g kg^{-1}) des aiguilles de l'épinette noire et du pin gris

Période	Dépôt	Espèce	Variable	Valeur de p			Moyenne ajustée (erreur type)	
				Argile %	Procédé	Inter-action	Troncs seulement	Arbres entiers
7-9 ans	Sable	EPN	Pds aig	na	0,145	na	1,56 (0,08)	1,89 (0,23)
			N	na	0,316	na	1,11 (0,04)	1,06 (0,04)
			K	na	**0,002**	na	4,00 (0,16)	3,21 (0,16)
			Ca	na	0,160	na	3,45 (0,22)	3,00 (0,23)
			Mg	na	0,562	na	0,64 (0,03)	0,67 (0,03)
			P	na	0,180	na	1,49 (0,04)	1,40 (0,05)
		PIG	Pds aig	na	0,411	na	9,32 (0,26)	9,61 (0,23)
			N	na	**0,013**	na	1,34 (0,03)	1,25 (0,02)
			K	na	0,717	na	3,68 (0,16)	3,75 (0,14)
			Ca	na	**<0,001**	na	1,77 (0,04)	1,15 (0,04)
			Mg	na	**0,046**	na	0,62 (0,02)	0,56 (0,02)
			P	na	0,826	na	1,36 (0,03)	1,36 (0,02)
	Till	PIG	Pds aig	ns	0,134	ns	13,06 (0,39)	12,37 (0,25)
			N	ns	0,640	ns	1,41 (0,04)	1,39 (0,03)
			K	ns	**0,007**	ns	4,57 (0,13)	4,11 (0,08)
			Ca	ns	0,575	ns	1,34 (0,08)	1,31 (0,05)
			Mg	ns	0,732	ns	0,57 (0,03)	0,56 (0,02)
			P	**0,004**	0,756	ns	1,24 (0,02)	1,25 (0,01)
13-14 ans	Lacustre	EPN	Pds aig	ns	**0,003**	**<0,001**	1,67 (0,25)	2,06 (0,33)
			N	ns	**0,003**	ns	1,11 (0,02)	1,26 (0,04)
			K	ns	**<0,001**	ns	3,93 (0,17)	2,29 (0,24)
			Ca	ns	0,357	ns	3,36 (0,08)	2,70 (0,165)
			Mg	ns	0,825	ns	0,70 (0,01)	0,71 (0,02)
			P	ns	**<0,001**	**0,009**	1,63 (0,09)*	1,56 (0,06)*
		PIG	Pds aig	**0,002**	**0,434**	ns	10,28 (0,70)	11,02 (0,53)
			N	ns	**0,032**	ns	1,29 (0,08)	1,53 (0,06)
			K	ns	0,134	ns	3,32 (0,28)	2,77 (0,22)
			Ca	ns	0,357	ns	2,37 (0,74)	3,22 (0,53)
			Mg	ns	**<0,001**	**0,035**	0,86 (0,07)*	0,72 (0,02)*
			P	ns	**0,010**	ns	1,29 (0,05)	1,47 (0,04)

(Suite du tableau 5.6)

Période	Dépôt	Espèce	Variable	Valeur de p			Moyenne ajustée (erreur type)	
				Argile %	Procédé	Inter-action	Troncs seulement	Arbres entiers
13-14 ans	Till	EPN	Pds aig	ns	**<0,001**	**0,037**	1,90 (1,19)	2,54 (0,56)
			N	ns	**0,049**	ns	1,06 (0,04)	1,19 (0,05)
			K	ns	0,936	ns	4,47 (0,43)	4,53 (0,56)
			Ca	ns	0,756	ns	3,21 (0,15)	3,14 (0,20)
			Mg	ns	0,819	ns	0,79 (0,02)	0,80 (0,03)
			P	ns	**0,001**	ns	1,22 (0,09)	1,85 (0,12)

Pds aig = poids des aiguilles

*Moyenne ajustée pour un contenu en argile de 40 %

Les valeurs du poids des aiguilles en gras indiquent qu'elles sont égales ou sous le seuil α de 0,05

Les valeurs de p en gras indiquent que les valeurs sont égales ou sous le seuil α de 0,05

Ns : non significatif. Na : non applicable

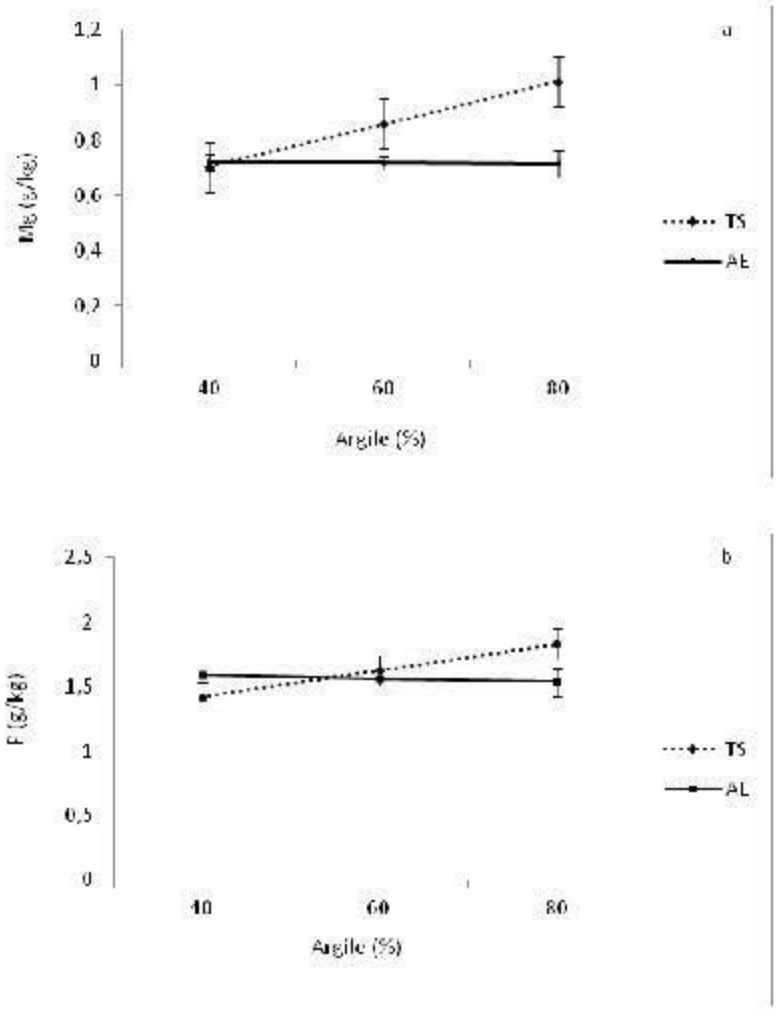

Figure 5.6 Effets du contenu en argile du dépôt sur les concentrations foliaires en fonction du procédé de récolte et pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe sur les argiles et limons lacustres. (a) Concentration en Mg pour le pin gris; (b) Concentration en P pour l'épinette noire (TS = Troncs seulement, AE = Arbres entiers, Barres = erreur type de la moyenne pour un contenu en argile donné).

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Pour les sites échantillonnés 13-14 ans après la récolte, les contenus en nutriments des aiguilles de l'épinette noire montrent des différences très hautement significatives entre les deux procédés de récolte, pour les argiles et limons lacustres et les tills (Tableau 5.7).

Pour les argiles et limons lacustres, le contenu en argile présente une interaction significative avec le procédé de récolte pour tous les nutriments. Pour les sites récoltés par arbres entiers, les contenus en nutriments foliaires augmentent avec le pourcentage d'argile alors que cette interaction est inverse pour le procédé par troncs seulement (Figure 5.7). Cependant, les contenus foliaires en N et P sont toujours plus élevés sur les sites récoltés par arbres entiers. Pour les cations, à 40 % d'argile, les contenus foliaires sont plus élevés sur les sites récoltés par troncs seulement, les contenus en cations sont comparables à 60 % d'argile et supérieurs pour les sites récoltés par arbres entiers à 80 % d'argile.

Concernant les tills, les contenus en N, K, Ca, Mg et P des aiguilles sont tous plus élevés (Tableau 5.7) 13-14 ans après récolte par arbres entiers. L'interaction entre le procédé de récolte et le pourcentage d'argile est significative pour le calcium et le magnésium. Les contenus en ces deux éléments suivent le patron inverse de ceux observés pour les argiles et limons lacustres. Les contenus foliaires en Ca et Mg sont plus élevés sur les sites récoltés par arbres entiers quand le pourcentage en argile est à 20 %. Lorsque le contenu en argile atteint 40 %, les contenus foliaires en Mg et Ca sont équivalents pour les deux procédés (Figure 5.7).

Tableau 5.7 Effets du procédé de récolte sur le contenu des nutriments des aiguilles de l'épinette noire, pour la période de 13-14 ans après coupe en fonction du procédé

Dépôt	Espèce	Variable (µg/aiguille)	Valeur de p			Moyenne ajustée (erreur type)	
			Argile	Procédé	Interaction	Troncs seulement	Arbres entiers
Lacustre	EPN	N	ns	**<0,001**	**0,003**	19,89 (2,89)	26,39 (4,14)
		K	ns	**<0,001**	**<0,001**	5,59 (0,86)	5,18 (0,87)
		Ca	ns	**<0,001**	**0,007**	6,13 (0,98)	5,84 (1,01)
		Mg	ns	**<0,001**	**0,008**	1,23 (0,18)	1,50 (0,24)
		P	ns	**<0,001**	**0,014**	2,73 (0,40)	3,51 (0,55)
Till	EPN	N	**<0,001**	**<0,001**	ns	21,88 (1,17)	62,47 (8,57)
		K	**<0,001**	**<0,001**	ns	9,15 (0,59)	29,41 (4,92)
		Ca	ns	**<0,001**	**0,014**	5,87 (2,86)	8,45 (1,48)
		Mg	ns	**0,002**	**0,04**	1,54 (0,97)	2,19 (0,49)
		P	**<0,001**	**<0,001**	ns	2,51 (0,14)	10,53 (1,54)

Les valeurs de p en gras indiquent que les valeurs sont égales ou sous le seuil α de 0,05
Ns : non significatif

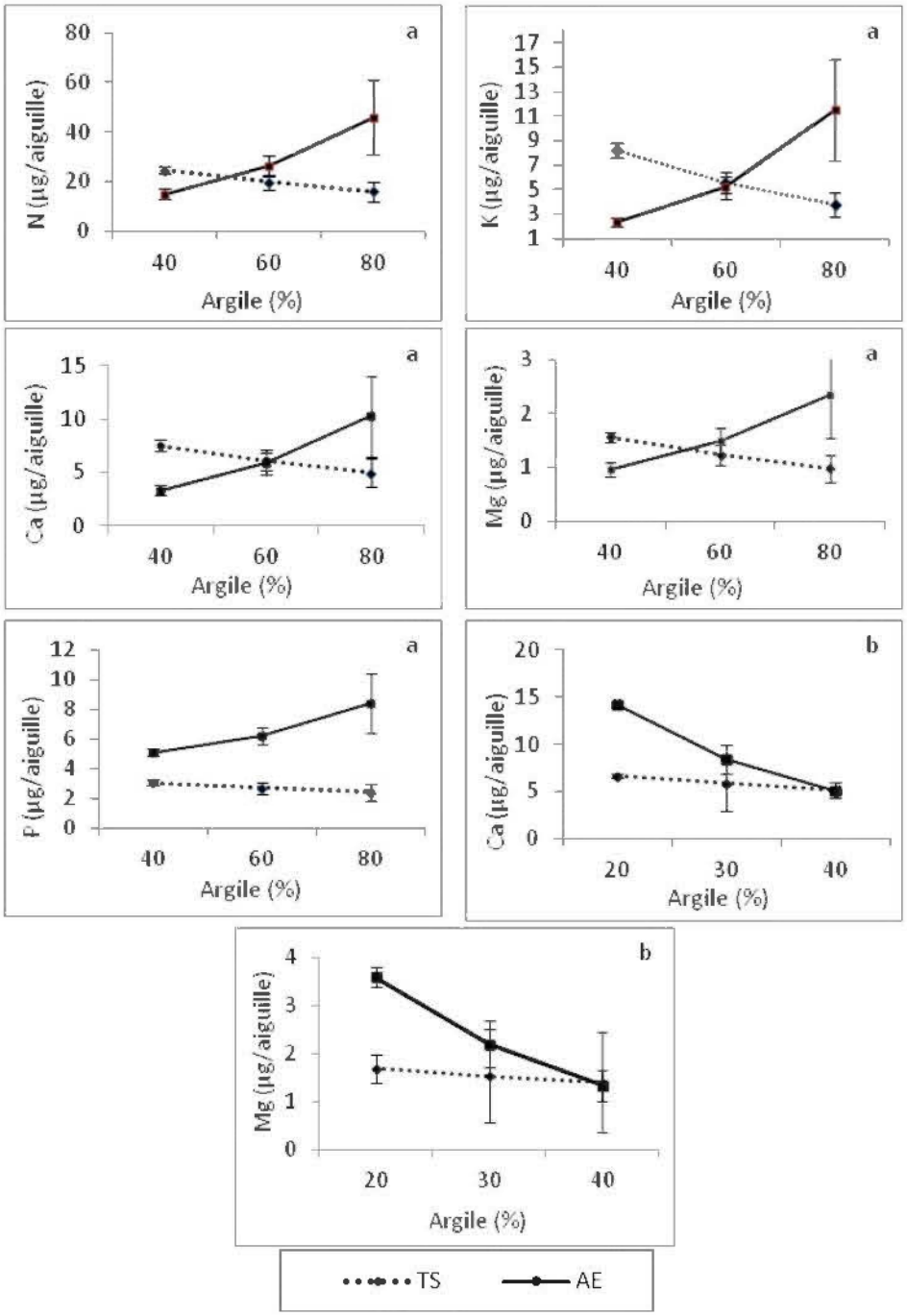

Figure 5.7 Effets du contenu en argile sur les contenus en nutriments foliaires de l'épinette noire en fonction du procédé de récolte pour les sites échantillonnés 13-14 ans après coupe, sur argiles et limons lacustres et tills. (TS = Troncs seulement, AE = Arbres entiers. a = pour les argiles et limons lacustres; b = pour les tills, Barres = erreur type de la moyenne pour un pourcentage d'argile donné).

5.1.9 Effets du procédé de récolte sur la hauteur (cm) de l'épinette noire et du pin gris après récolte

Le procédé de coupe n'a aucun effet significatif sur la hauteur du pin gris sur les sables (7 ans). Pour le till (7 ans), la hauteur du pin gris est plus faible de 24 % dans les sites de récolte par arbres entiers (Tableau 5.8). Pour les sites échantillonnés 13 ans après coupe, nous n'avons pas observé de différence significative dans la hauteur de l'épinette noire entre les deux procédés de coupe. Cependant, la hauteur du pin gris diminue de 13 % sur les argiles et limons lacustres récoltés par arbres entiers.

Tableau 5.8 Effets du procédé de récolte sur la hauteur (cm) de l'épinette noire et du pin gris

Période	Dépôt	Espèce	Valeur de p	Moyenne ajustée (erreur type)	
			Procédé	Troncs seulement	Arbres entiers
7 ans	Sable	PIG	0,543	126,34 (11,57)	135, 98 (10,68)
	Till	PIG	**<0,001**	121,62 (7,88)	91,86 (3,84)
13 ans	Lacustre	EPN	0,898	219,07 (9,53)	216,63 (16,36)
		PIG	**0,020**	436,56 (17,55)	378,27 (13,68)

Les valeurs de p en gras indiquent que les valeurs sont égales ou sous le seuil α de 0,05.

5.1.10 Résumé des principaux résultats

Suivant la récolte par arbres entiers, la matière organique des horizons supérieurs du sol est réduite significativement, indépendamment du dépôt de surface et de période après coupe. Cette réduction se reflète aussi dans les réserves du carbone et d'azote de la couverture morte et les concentrations en C du sol minéral. Cependant, les concentrations en cations basiques de la couverture morte et du sol minéral sont plus importantes dans les sites de récolte par arbres entiers pour la période de 13-14 ans. Ces différences sont en partie liées à la richesse initiale plus élevée des argiles et limons lacustres et des tills récoltés par arbres entiers, en raison de leur contenu en argile plus élevé. La densité du tremble plus élevée dans les sites de

récolte par arbres entiers peut avoir aussi une part dans l'explication de la richesse de la couverture morte en cations basiques dans ces sites.

Les réserves des cations basiques dans le sol n'affectent pas directement la croissance des arbres. La hauteur du pin gris est moins élevée dans les sites de récolte par arbres entiers qui sont caractérisés par des réserves plus élevées en cations basiques. Par contre, l'épinette noire n'affiche aucune différence de croissance en hauteur entre les procédés, malgré des contenus en nutriments des aiguilles souvent plus élevées sur les sites récoltés par arbres entiers.

Rapport-Gratuit.com

2.2 Discussion

La nature exhaustive et rétrospective de notre étude impose des limites à l'interprétation des résultats observés. Les dépôts glaciolacustres à texture fine de la région présentent une structure en couches; une estivale qui contient surtout du limon et l'autre hivernale riche en argile (Veillette *et al.* 2000) alors que de faibles fluctuations, dans la profondeur de l'eau au moment de la sédimentation, ont influencées la granulométrie du dépôt. Ainsi, les argiles et limons glaciolacustres présentent une variabilité texturale importante, avec un pourcentage de limon parfois plus élevé que celui d'argile. Cette variation dans les milieux de sédimentation n'est pas toujours prise en compte dans les cartes écoforestières du territoire, qui ont servi à la planification de l'échantillonnage. Par ailleurs, le contenu en carbonate des dépôts varie aussi selon un gradient latitudinal et affecte la chimie du sol (Veillette 2004).

Il nous est apparu au moment de l'analyse des données que le procédé de coupe n'était pas indépendant de la richesse du sol pour les sites récoltés en 1996 et 1997 (groupe échantillonné 13 -14 ans après coupe). En effet pour cette période, les sites récoltés par arbres entiers sont plus riches que les sites récoltés par tiges seulement pour des dépôts d'origine comparable. Cette richesse est causée en partie par un contenu en argile plus élevé. Ceci se traduit par une régénération en feuillus intolérants – principalement du tremble – plus abondante après coupe (Tableau 5.2), un ratio (Ca + Mg + K)/Al beaucoup plus élevé et une saturation en aluminium moins élevé dans le sol minéral. Les différences en cations basiques, et plus particulièrement en Ca échangeable observées à l'intérieur des argiles et limons lacustres, sont plus importantes que celles observées entre les dépôts de sable et le till (Figure 5.5).

Le lien entre le procédé de coupe et la richesse initiale du sol tient possiblement au fait qu'à l'époque, les équipements de récolte par tiges seulement ne permettaient pas la récolte du tremble en raison de la dimension des tiges. L'évolution des procédés de coupe avec le temps rend difficile la comparaison entre les deux périodes couvertes par l'échantillonnage. En effet, pour les coupes plus jeunes datant de 2000 à 2002 (échantillonnés 7 à 9 ans après coupe), les sols et l'abondance des feuillus intolérants sont similaires entre les deux procédés

de coupe (Tableau 5.2). Les effets de la récolte sur les propriétés chimiques du sol seront donc interprétés séparément pour les deux groupes de sites.

Bien que, les variations dans le pourcentage d'argile entre les procédés étaient corrigées par le biais d'une analyse de covariable, il apparait qu'au-delà de la taille des particules fines du sol, leur minéralogie interagit avec les phénomènes d'échange cationiques des sols et l'abondance de la matière organique (Laverdière et de Kimpe 1984) et que les relations ne sont pas strictement linéaires comme l'indiquent les nombreuses interactions entre le procédé de coupe et le contenu en argile du sol.

Indépendamment de la richesse du sol ou du dépôt de surface, les réserves en carbone et en azote de la couverture morte sont nettement inférieures pour les sites récoltés par arbres entiers. Cette réduction peut être liée principalement à la différence de quantité de biomasse exportée entre les deux procédés de récolte qui peut être jusqu'à 2,7 plus élevée par arbres entiers (Mann *et al.* 1988; Yanai 1998). La composition végétale et la succession secondaire après coupe peuvent jouer aussi un rôle majeur en ce qui concerne l'apport de matière organique au sol. Les feuillus présentent une litière riche et plus facilement décomposable par rapport aux résineuses (Trofymow *et al.* 1995; St-Laurent *et al.* 2000). La faible quantité en matière organique dans les sites de récolte par arbres entiers peut donc être liée en partie à la densité du tremble plus élevée dans ces sites et à la décomposition plus rapide de sa litière. Contrairement aux résultats obtenus par Olsson *et al.* (1996), nos résultats montrent que les pertes de matière organique engendrées par la récolte par arbres entiers peuvent perdurer à moyen terme.

La réduction des réserves en carbone dans la couverture morte après récolte se répercute aussi dans le sol minéral où l'on observe des concentrations en carbone total plus faibles pour tous les dépôts de surface après récolte par arbres entiers. Des résultats similaires ont été rapportés par Johnson et Curtis (2001), Bélanger *et al.* (2003) ainsi que Thiffault *et al.* (2006) et pourraient résulter d'un enrichissement du sol causé par l'abondance de biomasse à haut ratio C/N dans les parterres récoltés par troncs seulement (Olsson *et al.* 1996). Treize à quatorze ans après récolte, la couverture morte des sites récoltés par troncs seulement, présentait toujours des ratios C/N plus élevés. Ces ratios pourraient aussi contribuer à réduire

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

les taux de décomposition de la matière organique (Taylor *et al.* 1991) et maintenir les différences entre les réserves de C de la couverture morte observées entre les deux procédés.

L'incidence de la réduction des réserves de carbone a sans aucun doute des répercussions sur le bilan de carbone des sites (Mckechnie *et al.* 2010). En ce qui concerne la fertilité des sols, elle peut avoir des répercussions si elle affecte la capacité du sol à retenir les nutriments et l'eau. Malgré une concentration plus élevée en carbone dans la couverture morte, nous avons observé des capacités d'échanges cationiques plus faibles pour les argiles et limons lacustres récoltés par troncs seulement. Ceci est peut être dû aux valeurs de pH plus faibles observées sur ces sites. Par contre, les relations entre la teneur en matière organique, le pH et la capacité d'échange cationique sont complexes. Thiffault *et al.* (2006) ont rapporté une capacité d'échange cationique plus élevée après récolte par troncs seulement, alors que le pH était similaire à celui observé après coupe par arbres entiers. Dans le cadre de notre étude, des teneurs en matière organique plus élevées et un pH plus faible sont associés à une capacité d'échange cationique plus élevée dans le cas du sol minéral échantillonné sur till (13-14 ans), ou plus faible dans le cas des argiles et limons lacustres. Sur les argiles et limons lacustres, la différence entre les deux procédés s'accentue avec la teneur en argile, indiquant des différences de composition en minéraux argileux ou en minéraux amorphes. Les argiles de l'Abitibi se caractérisent par des contenus variables en minéraux primaires (quartz, feldspath et hornblende) et en minéraux argileux (illite, chlorite et vermiculite) conduisant à des variations importantes de leur capacité d'échange cationique (Laverdière et De Kimple 1984; Locat *et al.* 1984). Ces différences sont plus importantes pour les sites pour lesquels le contenu en particules argileuses dépasse 60 %. L'autre possibilité serait une interaction entre les composés organiques – qui sont plus abondants après récolte par troncs seulement – et les phénomènes d'échanges cationiques.

Les relations entre l'extraction de biomasse et le pH du sol sont complexes. En théorie, le prélèvement des branches et des feuilles augmente l'extraction des cations hors de l'écosystème, laissant le sol enrichi en ions H^+ (Binkley et Richter 1987). Contrairement à plusieurs études (Nykvist et Rosén 1985; Staaf et Olsson 1991), nos résultats démontrent des valeurs de pH plus faibles après récolte par troncs seulement, indépendamment de la richesse initiale du sol (dépôt de surface). Cette diminution du pH peut être due aux résidus de coupe

plus abondants qui sont une source de production des acides organiques, ceux-ci entrainent le lessivage des ions H^+ dans le sol (Binkley et Richter 1987).

La comparaison de l'effet du procédé de récolte sur les concentrations en cations basiques dans le sol montre des résultats contraires à nos hypothèses de départ. Les sites récoltés par arbres entiers sur argiles et limons lacustres et sur tills (13-14 ans) présentent une plus grande disponibilité en cations basiques dans les horizons supérieurs du sol (couverture morte et sol minéral) même après correction pour le contenu en argile. Pour la couverture morte, c'est à un pourcentage d'argile supérieur à 50 % qu'on observe des contenus en K et Mg plus élevés (Figure 5.4) dans les sites de récolte par arbres entiers relativement à ceux de troncs seulement. Les sites récoltés par arbres entiers sont caractérisés par une densité en feuillus plus importante et le tremble est reconnu pour être une espèce exigeante en nutriments qui a un effet enrichissant sur les horizons de surface du sol, spécialement la couverture morte (Alban 1982; Trofymow *et al.* 1995; Ste-Marie *et al.* 2007). Un autre facteur qui pourrait jouer est le contenu en carbonates des argiles qui diminue du nord au sud et de l'ouest vers l'est de la région (Veillette *et al.* 2004). Ainsi, les sites de récolte par arbres entiers sont concentrés plus au nord de notre région d'étude (Figure 4.1) là où les carbonates sont plus élevés. Ce facteur expliquerait les différences de l'ordre de 76,8 % entre les concentrations en calcium dans le sol minéral observées entre les deux procédés de coupe pour les argiles et limons lacustres.

Les résultats des concentrations en cations basiques, à la période de 7-9 ans, sont plus conformes à nos hypothèses, mais variables. Nous observons des variations liées à l'horizon du sol, au dépôt de surface et au cation basique lui-même. Les tills et les sables ont des minéralogies différentes, alors que les concentrations en calcium et potassium échangeables sont plus élevées pour les tills que pour les sables (Figure 5.5). Cependant, pour les deux dépôts, le ratio (Ca + Mg + K)/Al est plus élevé dans la couverture morte après récolte par troncs seulement, indiquant que la récolte des branches diminue la disponibilité des cations basiques (Bélanger *et al.* 2003). Tout comme pour cette étude, l'effet est ici aussi limité à la couverture morte du sol.

Dans trois situations sur quatre, le phosphore disponible est plus élevé après récolte par arbres entiers, et ce aussi bien dans la couverture morte que dans le sol minéral. Les facteurs les plus susceptibles d'influer sur la disponibilité du phosphore dans ce contexte sont le pH du sol qui en contrôle la solubilité et l'immobilisation. Le pH plus élevé dans les sites récoltés par arbres entiers peut entrainer l'augmentation de la solubilité du phosphore (Fisher et Binkley 2000). L'immobilisation par la biomasse microbienne et la demande forte en P de la végétation jeune, lors des premiers stades de régénération, peuvent diminuer le P disponible dans l'horizon organique (Wood *et al.* 1984; Whitson *et al.* 2005).

Par ailleurs, les concentrations foliaires en azote et phosphore plus élevées, observées 13 à 14 ans après récolte par arbres entiers sur les argiles et limons lacustres et sur les tills, sont cohérentes à la richesse plus élevée des sites récoltés par arbres entiers. Cette richesse s'exprime par un pH plus élevé et un ratio C/N plus faible dans la couverture morte – deux facteurs qui favorisent la minéralisation de l'azote (Högberg *et al.* 2007). La disponibilité du phosphore dans la couverture morte est aussi reconnue pour être contrôlée par l'activité biologique (Wood *et al.* 1984) et liée à la décomposition de la matière organique (Jonard *et al.* 2009), expliquant les patrons similaires observés ici pour l'azote et le phosphore.

Le prélèvement en Ca, Mg et K suit un patron différent de celui de l'azote et du phosphore – les concentrations foliaires en cations basiques sont réduites sur les sites récoltés par arbres entiers et ceci indépendamment de la richesse initiale des sites. Pour le pin gris en particulier, toutes les différences significatives observées entre les deux procédés de récolte relativement aux concentrations foliaires en cations basiques sont associées à une diminution des concentrations foliaires après récolte par arbres entiers. Les différences plus marquées entre les procédés sont observées pour le pin gris sur les sables alors que le potassium est le cation le plus fréquemment réduit après récolte par arbres entiers. Cependant, l'identification de constance entre les espèces et les dépôts de surface est impossible.

Ces résultats indiquent que les concentrations foliaires sont plus sensibles au procédé de récolte que les concentrations du sol. Olsson *et al.* (2000) ont aussi observé une diminution des concentrations foliaires en K, Ca et Mg après récolte par arbres entiers relativement à la récolte par troncs seulement, dans les peuplements de l'épinette de Norvège. Ces résultats

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

bénéfiques de récolte par troncs seulement sur la nutrition des arbres peuvent suggérer aussi que les flux de nutriments issus de la décomposition des résidus de coupe sont d'importantes sources relativement aux pools échangeables, dont le sol des sites de récolte par arbres entiers est plus riche. Bélanger *et al.* (2003) ont suggéré que le ratio (Ca + Mg + K)/Al de la couverture morte pourrait être un bon indicateur de la disponibilité des cations pour les arbres. En effet sur les sables et les tills, le ratio (Ca + Mg + K)/Al plus élevé, observé dans la couverture morte (7 à 9 ans) après la récolte par troncs seulement, est associé à des concentrations foliaires plus élevées en cations basiques. Pour le sol minéral, on observe une correspondance moins évidente entre le ratio (Ca + Mg + K)/Al et les concentrations foliaires. Pour ces dernières conditions, les concentrations foliaires du pin gris en cations et les concentrations en cations basiques du sol minéral présentent une meilleure correspondance. L'épinette noire réagit autrement que le pin gris à la disponibilité des nutriments avec des concentrations foliaires présentant un patron contraire à celui des concentrations mesurées dans la couverture morte.

Les différences observées entre la nutrition foliaire du pin gris et de l'épinette noire peuvent être dues aux systèmes racinaires différents entre les deux espèces. Le pin gris est connu par ses racines qui se propagent dans le sol minéral (Strong et La Roi 1983; Visser 1995). Ceci lui confère une capacité plus élevée à bénéficier des nutriments, mises en disposition par la décomposition des résidus laissés par terre (Thiffaut *et al.* 2006).

Selon Olsson *et al.* (2000) une réduction des cations basiques foliaires peut être expliquée par l'effet de dilution lorsque la croissance est meilleure. Cependant, la croissance en hauteur du pin gris sur les sables ne bénéficie pas des concentrations foliaires plus élevées en N, Ca, et Mg des sites de récolte par arbres entiers. Par ailleurs, la croissance meilleure observée sur les argiles et le till pour le pin gris après coupe par troncs seulement peut difficilement s'expliquer par une nutrition plus favorable.

La coupe par arbres entiers montre davantage des effets négatifs sur la hauteur des arbres du pin gris relativement à la coupe par troncs seulement. Plusieurs autres facteurs peuvent influencer la croissance en hauteur durant les premières années de développement: les conditions du site, les caractéristiques liées aux espèces et les changements liés au temps

durant la croissance (Thiffault *et al.* 2011). Parmi les conditions qui peuvent favoriser la croissance en hauteur des arbres, et qui sont affectées par le procédé de récolte par troncs seulement figurent les résidus de récolte laissés dans le parterre qui peuvent fournir un abri aux plantules et les protéger du vent et des extrêmes de température à la surface du sol, limitant ainsi l'évapotranspiration (Roberts *et al.* 2005; Powers 2002). Ce dernier effet est valide plus particulièrement dans les sites secs et moins productifs, avec moins de matière organique dans le sol comme les tills de la région qui sont souvent peu profonds et situés à flanc de colline. Les résidus de coupe peuvent aussi protéger les plants contre le gel et réduire l'établissement de la compétition par les espèces de sous-bois (Stevens et Hornung 1990; Fleming *et al.* 2006).

Le niveau latitudinal des sites d'étude peut aussi confondre les effets des traitements sur la croissance, indépendamment de la nutrition. En effet, les sites de récolte par troncs seulement étaient souvent situés plus au sud comparativement aux sites récoltés par arbres entiers. Ainsi, nous supposons que les conditions climatiques peuvent avoir un effet non négligeable sur la performance du pin gris dans les sites récoltés par troncs seulement relativement à ceux d'arbres entiers.

CHAPITRE 6

CONCLUSION

L'objectif général de ce travail était d'étudier la réaction des stations forestières à l'exportation des éléments nutritifs par la récolte de biomasse. Les différences importantes et constantes entre les deux procédés relativement aux réserves de carbone du sol soulèvent des questions intéressantes sur le bilan de carbone de l'utilisation de la biomasse forestière à des fins énergétiques. Malgré des quantités plus faibles de matière organique et des réserves en carbone et en azote du sol suite à la récolte par arbres entiers, les concentrations en cations basiques du sol ne reflètent pas les impacts attendus de la récolte des résidus après coupe. La cause des différences importantes dans la quantité de la matière organique au sol devrait être investiguée davantage. La couverture morte étant généralement moins épaisse dans les sites fertiles, ainsi que la quantification des effets indirects des opérations forestière (effets autres que l'extraction directe des résidus) sur le déplacement de la couverture morte lors de la coupe par arbres entiers permettrait de mieux déterminer l'impact réel du procédé de récolte sur cette importante propriété du sol.

L'étude illustre bien les difficultés rencontrées lors d'études rétrospectives. Des efforts ont été déployés afin de prendre en compte les différences initiales entre les sites récoltés par arbres entiers et les sites récoltés par troncs seulement en contrôlant pour le pourcentage d'argile des dépôts de surface. Cependant, les différences de la minéralogie des argiles n'ont pu être prises en compte dans la présente étude. La grande variabilité rencontrée à l'intérieur des dépôts de surface souligne la limite de l'inventaire écologique de référence du Québec et le besoin de raffiner les informations qui y sont consignées. Dans le cas plus particulier de l'Abitibi, une meilleure caractérisation de la minéralogie des argiles et limons glaciolacustres s'impose.

Par ailleurs, les différents indicateurs de l'effet de l'extraction de biomasse utilisés ont conduit à des résultats différents et contradictoires. La bibliographie mentionne plusieurs

facteurs qui peuvent influencer la sensibilité des sites, à savoir le climat et le microclimat, la texture du sol minéral et organique, la teneur en C, la minéralogie du sol, la disponibilité du P et l'autoécologie des espèces en régénération (Thiffault *et al.* 2011). Ceci démontre qu'on ne maîtrise pas encore très bien les facteurs qui contrôlent la nutrition et la croissance des peuplements forestiers en régénération. Les concentrations foliaires en nutriments montrent une sensibilité meilleure à l'intensité d'exportation de biomasse relativement aux analyses de sol et le potentiel des indicateurs foliaires pour le suivi nutritionnel des stations forestières demande d'être exploré plus intensivement.

ANNEXE A

Effets du procédé de récolte et le contenu en argile sur les concentrations en cations basiques et sur le ratio (Ca + Mg + K)/Al de la couverture morte

Période	Dépôt	Variable	Valeur de p			Moyenne ajustée (erreur type)	
			Argile	Procédé	Inter-action	Troncs seulement	Arbres entiers
7-9 ans	Sable	K (cmol(+)/kg)	ns	**0,011**	ns	0,33 (0,03)	0,45 (0,03)
		Ca (cmol(+)/kg)	ns	0,787	ns	8,81 (0,61)	8,59 (0,52)
		Mg (cmol(+)/kg)	ns	0,947	ns	0,57 (0,06)	0,56 (0,05)
		P Bray (mg/g)	ns	0,286	ns	0,01 (0,002)	0,02 (0,002)
		(Ca + Mg + K)/Al	ns	**<0,001**	ns	3,16 (0,33)	0,62 (0,05)
	Till	K (cmol(+)/kg)	ns	0,776	ns	0,39 (0,05)	0,38 (0,03)
		Ca (cmol(+)/kg)	ns	0,437	ns	8,80 (1,39)	10,23 (1,14)
		Mg (cmol(+)/kg)	ns	0,943	ns	2,3 (0,27)	2,32 (0,192)
		P Bray (mg/g)	ns	0,023	ns	0,02 (0,004)	0,01 (0,002)
		(Ca + Mg + K)/Al	ns	**0,003**	ns	2,37 (0,44)	1,18 (0,16)
13-14 ans	Argile	K (cmol(+)/kg)	**0,008**	**<0,001**	ns	0,30 (0,03)	0,56 (0,05)
		Ca (cmol(+)/kg)	**0,002**	**<0,001**	ns	7,62 (0,72)	16,39 (1,56)
		Mg (cmol(+)/kg)	**0,002**	**<0,001**	ns	2,13 (0,15)	3,77 (0,26)
		P Bray (mg/g)	ns	**0,002**	ns	0,02 (0,004)	0,05 (0,01)
		(Ca + Mg + K)/Al	ns	**<0,001**	ns	0,97 (0,21)	4,84 (1,04)
	Till	K (cmol(+)/kg)	**0,005**	**0,001**	ns	0,28 (0,09)	0,99 (0,15)
		Ca (cmol(+)/kg)	ns	**<0,001**	ns	7,28 (0,94)	19,98 (4,67)
		Mg (cmol(+)/kg)	ns	**<0,001**	ns	1,33 (0,12)	2,77 (0,42)
		P Bray (mg/g)	ns	**<0,001**	ns	0,02 (0,002)	0,05 (0,01)
		(Ca + Mg + K)/Al	ns	0,5632	ns	0,95 (0,18)	1,18 (0,41)

Les valeurs de p en gras indiquent qu'elles sont égales ou sous le seuil α de 0,05
Ns : non significatif

Rapport-Gratuit.com

ANNEXE B

Effets du procédé de récolte et le contenu en argile sur les concentrations en cations basiques et sur le ratio (Ca + Mg + K)/Al du sol minéral

Période après coupe	Dépôt	Variable	Valeur de p			Moyenne ajustée (erreur type)	
			Argile (%)	Procédé	Interaction	Troncs seulement	Arbres entiers
7-9 ans	Sable	K (cmol(+)/kg)	ns	0,329	ns	0,015 (0,002)	0,013 (0,001)
		Ca (cmol(+)/kg)	ns	**0,003**	ns	0,096 (0,016)	0,051 (0,007)
		Mg (cmol(+)/kg)	ns	**<0,001**	ns	0,028 (0,004)	0,014 (0,001)
		P Bray (mg/g)	ns	**<0,001**	ns	0,020 (0,003)	0,038 (0,005)
		(Ca + Mg + K)/Al	ns	0.809	ns	0,13 (0,01)	0,13 (0,01)
	Till	K (cmol(+)/kg)	**0,009**	0,572	ns	0,028 (0,004)	0,025 (0,002)
		Ca (cmol(+)/kg)	ns	0,752	ns	0,173 (0,055)	0,195 (0,043)
		Mg (cmol(+)/kg)	ns	0,664	ns	0,045 (0,013)	0,038 (0,008)
		P Bray (mg/g)	ns	**0,032**	ns	0,010 (0,002)	0,019 (0,003)
		(Ca + Mg + K)/Al	ns	0.262	ns	0,18 (0,06)	0,28 (0,06)
13-14 ans	Argile	K (cmol(+)/kg)	**<0,001**	**<0,001**	ns	0,046 (0,005)	0,094 (0,010)
		Ca (cmol(+)/kg)	**<0,001**	**<0,001**	ns	0,485 (0,091)	2,090 (0,383)
		Mg (cmol(+)/kg)	**<0,001**	**0,002**	ns	0,310 (0,048)	0,647 (0,099)
		P Bray (mg/g)	ns	**0,018**	ns	0,021 (0,003)	0,013 (0,002)
		(Ca + Mg + K)/Al	**<0,001**	**<0,001**	ns	0,30 (0,08)	1,87 (0,47)
	Till	K (cmol(+)/kg)	**0,002**	0,082	ns	0,019 (0,003)	0,038 (0,013)
		Ca (cmol(+)/kg)	8E-04	**0,032**	ns	0,185 (0,029)	0,407 (0,120)
		Mg (cmol(+)/kg)	**0,002**	0,861	ns	0,071 (0,008)	0,068 (0,016)
		P Bray (mg/g)	**0,008**	**0,012**	ns	0,007 (0,001)	0,020 (0,007)
		(Ca + Mg + K)/Al	ns	**<0,001**	**<0,001**	0,08 (0,02)	0,64 (0,15)

Les valeurs de p en gras indiquent qu'elles sont égales ou sous le seuil α de 0,05
Ns : non significatif

BIBLIOGRAPHIE

Alban, D. H., 1982. Effects of Nutrient Accumulation by Aspen, Spruce, and Pine on Soil Properties1. Soil Sci. Soc. Am. J. 46(4): 853-861.

Attiwill, P.M. et Adams M.A. 1993. Nutrient cycling in forests. New Phytol. 124, 561-582.

Augusto, L., Ranger J., Ponette Q., et Rapp M. 2000. Relationships between forest tree species, stand production and stand nutrient amount. Ann. For. Sci. 57 : 313-324.

Aust, W.M. et Blinn C.R. 2004. Forestry best management practices for timber harvesting and site preparation in the eastern United States: An overview of water quality and productivity research during the past 20 years (1982–2002). Water, Air, & Soil Pollution: Focus. 4:5-36.

Ballard, T.M. 2000. Impacts of forest management on northern forest soils. Forest Ecology and Management. 133:37-42.

Bauhus, J., Paré D. et Côté 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(8–9): 1077-1089.

Bélanger, N., Courchesne F., Côté B., Fyles J.W., Warfvinge P. et Hendershot W.H. 2002. Simulation of soil chemistry and nutrient availability in a forested ecosytem of southern Quebec. Part II. Application of the SAFE model. Environmental Modelling & Software 17(5): 447-465.

Bélanger, N., Paré, D. et Yamasaki S.H. 2003. The soil acid-base status of boresl black spruce stands after whole-tree and stem-only harvesting. Canadian Journal of Forest Research. 33 : 1874-1879.

Bélanger, N., Paré D., Bouchard M. et Daoust G. 2004. Is the use of trees with superior growth a threat to soil nutrient availability? A case study with Norway spruce. Canadian Journal of Forest Research. 34:560-572.

Binkley, D. 1986. Forest Nutrition Management. Wiley, New York.

Binkley, D. et Richter D. 1987. Nutrient cycles and H^+ budgets of forest ecosystems Adv. Ecol. Res. 16:1–51.

Börjesson, P. 2000. Economic valuation of the environmental impact of logging residue recovery and nutrient compensation. Biomass and Bioenergy. 19:137-152.

Brais, S., Camiré C., Bergeron Y. et Paré D. 1995. Changes in nutrient availability and forest floor characteristics in relation to stand age and forest composition in the southern part

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

of the boreal forest of northwestern Quebec. Forest Ecology and Management. 76:181-189.

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.

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(1-3): 119-130.

Burns, D.A. et Murdoch P.S. 2005. Effects of a clearcut on the net rates of nitrification and N mineralization in a northern hardwood forest, Catskill Mountains, New York, USA. Biogeochemistry. 72:123-146.

Chenu, C. et Stotzky G. 2002. Interactions between microorganisms and soil particles. Dans : Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions (Lützow, M.V. Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G., Marschner B. et Flessa H.) – a review.pp. 3–39. Wiley-VCH-Verlag, Weinheim.

Côté, L., Brown S., Paré D., Fyles J. et Bauhus J. 2000. Dynamics of carbon and nitrogen mineralization in relation to stand type, stand age and soil texture in the boreal mixedwood. Soil Biology & Biochemisty 32(8-9): 1079-1090.

Courchesne, F. Hallé J.P. et Turmel M.C. 2002. Bilans élémentaires holocènes et altération des minéraux dans trois sols forestiers du Québec méridional. Géographie physique et Quaternaire 56:5–17.

Cronan, C.S., Reiners, W.A., Reynolds, R.C.J. et Lang, G.E. 1978. Forest floor leaching: contributions from mineral, organic, and carbonic acids in New Hampshire subalpine forests. Science (Washington, D.C.), 200: 309–311.

Cuevas, E. et Medina E. 1986. Nutrient dynamics within amazonian forest ecosystems. Oecologia 68(3): 466-472.

Davidson, E., Chorover J. et Dail D.B. 2003. A mechanism of abiotic immobilization of nitrate in forest ecosystems: the ferrous wheel hypothesis. Global Change Biology 9(2): 228-236.

Duchesne, L. et Houle D. 2006. Basic cation cycling in a pristine watershed of the Canadian boreal forest. Biogeochemistry 78 : 195-216.

Egnell, G. et Valinger E. 2003. Survival, growth, and growth allocation of planted Scots pine trees after different levels of biomass removal in clear-felling. Forest Ecology and Management. 177:65-74.

Environnement Canada. 2011. Normales climatiques du Canada 1971-2000 [en ligne]. Disponible sur climate.weatheroffice.ec.gc.ca [accessed 17 March 2009].

Fahey, T.J., Stevens P.A., Horung M. et Rowland P. 1991. Decomposition and Nutrient Release from Logging Residue Following Conventional Harvest of Sitka Spruce in North Wales. Forestry. 64:289-301.

Fleming, R. L., Powers, R.F., Foster, N.W., Kranabetter, J.M., Scott, D.A., Ponder, F., Jr, Berch, S., Chapman, W.K., Kabzems, R.D., Ludovici, K.H., Morris, D.M., Page-Dumroese, D.S., Sanborn, P. T., Sanchez, F.G., Stone, D.M., et Tiarks A.E. 2006. Effects of organic matter removal, soil compaction, and vegetation control on 5-year seedling performance: a regional comparison of Long-Term Soil Productivity sites. Canadian Journal of Forest Research 36(3): 529-550.

Fisher, R.F. et Binkley D. 2000. Ecology and management of forest soils (3e édition). John Wiley and Sons Inc. 489 pages.

Fox, T.R. 2000. Sustained productivity in intensively managed forest plantations. Forest Ecology and Management. 138:187-202.

Goulding, K.W.T. P.A.S. 1988. Potassium reserves in a forested, acid upland soil and the effect on them of clear-felling versus whole-tree harvesting. Soil Use and Management. 4:45-51.

Hassett, J.E. et Zak D.R. 2005. Aspen Harvest Intensity Decreases Microbial Biomass, Extracellular Enzyme Activity, and Soil Nitrogen Cycling. Soil Sci Soc Am J. 69:227-235.

Hazlett, P.W., Gordon A.M., Voroney R.P. et Sibley P.K. 2007. Impact of harvesting and logging slash on nitrogen and carbon dynamics in soils from upland spruce forests in northeastern Ontario. Soil Biology and Biochemistry. 39:43-57.

http://www.mrnf.gouv.qc.ca/forets/entreprises/entreprises-procedes.jsp

Hendershot, WH, Lalande H. et Duquette M. 2007. Ion exchange and exchangeable cations. Dans: Gregorich EG, Carter MR (eds) Soil sampling and methods of analysis, 2nd edn. CRC, Taylor and Francis, Boca Raton, FL, pp 167–176.

Högberg, M.N., Chen Y. et Högberg P. 2007. Gross nitrogen mineralisation and fungi-to-bacteria ratios are negatively correlated in boreal forests. Biology and Fertility of Soils 44(2): 363-366.

Hytonen, J. et Wall A. 2006. Foliar colour as indicator of nutrient status of Scots pine (Pinus sylvestris L.) on peatlands. Forest Ecology and Management. 237:156-163.

Jacobson, S., Kukkola M., Mälkönen E., Tveite B. et Möller G. 1996. Growth response of coniferous stands to whole-tree harvesting in early thinnings. Scand. J. For. Res. 11(1): 50–59. doi:10.1080/02827589609382911.

Jacobson, S., Kukkola, M. Mälkönen E. et Tveite B. 2000. Impact of whole-tree harvesting and compensatory fertilization on growth of coniferous thinning stands. For. Ecol. Manage. 129(1- 3): 41–51. doi:10.1016/S0378-1127(99)00159-0.

Johnson, D.W. et Curtis P.S. 2001. Effects of forest management on soil C and N storage: meta analysis. For. Ecol. Manage. 140(2–3): 227–238. doi:10.1016/S0378-1127(00)00282-6.

Jonard, M., Augusto L., Morel C., Achat D. et Saur, E. 2009. Forest floor contribution to phosphorus nutrition: experimental data. Annals of Forest Science 66(5): 510-510.

Karlen, D.L., Mausbach M.J., Doran J.W., Cline R.G., Harris R.F. et Schuman G.E. 1997. Soil Quality: A Concept, Definition, and Framework for Evaluation (A Guest Editorial). Soil Sci Soc Am J. 61:4-10.

Kimmins, J.P. 1976. Evaluation of the consequences for future tree productivity of the loss of nutrients in whole-tree harvesting. Forest Ecology and Management. 1:169-183.

Lagerstrom, M.-C.N., Zackrisson O. et Wardle D.A. 2007. Ecosystem input of nitrogen through biological fixation in feather mosses during ecosystem retrogression. Functional Ecology. 21:1027-1033.

Laverdière, M.R. et DE Kimple C.R. 1984. Agronomic Use of Clay Soils From Abitibi, Quebec: 1. Soil-Properties. Soil Science 137(1): 39-46.

Li, Q., Allen H.L. et Wilson C.A. 2003. Nitrogen mineralization dynamics following the establishment of a loblolly pine plantation. Canadian Journal of Forest Research. 33:364-374.

Likens, G.E., Bormann F.H. et Johnson N.M. 1969. Nitrification: Importance to Nutrient Losses from a Cutover Forested Ecosystem. Science. 163:1205-1206.

Littell, R.C., George A.M., Walter W.S., Russell D.W. et Oliver S. 2006. SAS for Mixed Models, 2nd ed. Cary, NC: SAS Institutes.

Locat, J., Lefebvre G. et Ballivy G. 1984. Mineralogy, chemistry and physical properties inter-relationship of some sensitive clays from Eastern Canada, Revue canadienne de Géotechnique 21 : 3.

Lützow, M.V. Kögel-Knabner I., Ekschmitt K., Matzner E., Guggenberger G. et Marschner B. et Flessa H. 2006. Stabilization of organic matter in temperate soils: mechanisms and their relevance under different soil conditions – a review. European Journal of Soil Science 57(4): 426-445.

MacKay, D. 1986. Un patrimoine en péril - La crise des forêts canadiennes. Les Publications du Québec, 302 p.

McKechnie, J., Colombo S., Chen J., Mabee W., et MacLean H.L. 2010. Forest Bioenergy or Forest Carbon? Assessing Trade-Offs in Greenhouse Gas Mitigation with Wood-Based Fuels. Environmental Science & Technology 45(2): 789-795.

Mackensen, J., Klinge R., Ruhiyat D. et Folster H. 2003. Assessment of management-dependent nutrient losses in tropical industrial tree plantations.Ambio 32(2): 106–112.

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(2): 412-428.

McInnis, B.G. et Roberts M.R. 1994. The Effects of Full-Tree and Tree-Length Harvests on Natural Regeneration. Northern Journal of Applied Forestry 11(4): 131-137.

McKeague, J.A. 1976. Manual on Soil Sampling and Methods of Analysis. Canadian Society of Soil Science, Ottawa.

McRae, D.J., Duchesne L.C., Freedman B., Lynham T.J. et Woodley S. 2001. Comparisons between wildfire and forest harvesting and their implications in forest management. Environmental Reviews. 9:223-260.

Miller, R.O. 1988. High-temperature oxidation: dry ashing. In Handbook of reference methods for plant analysis. Edited by Y.P. Kalra. Soil and Plant Analysis Council. CRC Press, Boca Raton, FL. pp. 53-56.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. 2006. Procédés de récolte des bois utilisés dans les forêts du domaine de l'État Rapport annuel 2004-2005. Direction de la coordination des opérations régionales Division des suivis et contrôles.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. 2008. La forêt, pour construire le Québec de demain. Direction des communications, Bibliothèque et Archives nationales du Québec, Québec. 73 p.

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec. 2009. Vers la valorisation de la biomasse forestière : un plan d'action. Direction du développement de l'industrie des produits forestiers.

Neff, J.C., Harden J.W. et Gleixner G. 2005. Fire effects on soil organic matter content, composition, and nutrients in boreal interior Alaska, Can J. For. Res., 35, 2178–2187.

Nilsson, S.I., Miller H.G. et Miller J.D. 1982. Forest growth as a possible cause of soil and water acidification: an examination of the concepts. Oikos, 39(1): 40–49. doi:10.2307/3544529.

Rapport-gratuit.com
LE NUMERO 1 MONDIAL DU MÉMOIRES

Nykvist, N. et Rosén K. 1985. Effect of clear-felling and slash removal on the acidity of northern coniferous soils. For. Ecol. Manage. 11(3): 157–169. doi:10.1016/0378-1127(85)90024-6.

Olsson, B. A., Bengtsson J. et Lundkvist H. 1996. Effects of different forest harvest intensities on the pools of exchangeable cations in coniferous forest soils. Forest Ecology and Management 84(1-3): 135-147.

Olsson, B.A., Lundkvist, H. et Staaf H. 2000. Nutrient status in needles of Norway spruce and Scots pine following harvesting of logging residues. Plant and Soil, 223(1–2): 163–175. doi:10.1023/A:1004892109615.

Ouro, G., Pérez-Batallón P. et Merino A. 2001. Effects of sylvicultural practices on nutrient status in a Pinus radiata plantation: Nutrient export by tree removal and nutrient dynamics in decomposing logging residues. Annals of Forest Science. 58:411-422.

Paré, D. et Bergeron Y. 1996. Effect of colonizing tree species on soil nutrient availability in a clay soil of the boreal mixedwood. Can. J. For. Res. 26, 1022–1031.

Paré, D., Rochon P. et Brais S. 2002. Assessing the geochemical balance of managed boreal forests. Ecological Indicators 1:293-311.

Peter, H. et J.Richardson J. 2001 ENFOR - Energy from the forest. The forestry chronicle.

Piatek, K.B., et Allen H.L. 1999. Nitrogen mineralization in a pine plantation fifteen years after harvesting and site preparation. Soil Sci. Soc. Am. J. 63, 990–998.

Powers. 2002. Effects of soil disturbance on the fundamental, sustainable productivity of managed forests. Dans: Verner, J. (Ed.), Proceedings of the Symposium on the Kings River Sustainable Forest Ecosystems Project: Progress and Current Status. USDA For. Serv. General Technical Report PSW-GTR-183: 63–82.

Prescott, L., Vesterdal C.E., Pratt J., Venner K.H., De Montigny L.M. et Trofymow J.A. 2000. Nutrient concentrations and nitrogen mineralization in forest floors of single species conifer plantations in coastal British Columbia. Canadian Journal of Forest Research, 30:1341-1352.

Proe, M.F. et Dutch J. 1994. Impact of whole-tree harvesting on second-rotation growth of Sitka spruce: the first 10 years. Forest Ecology and Management 66(1-3): 39-54.

Proe, M.F., Craig J., Dutch J. et Griffiths J. 1999. Use of vector analysis to determine the effects of harvest residues on early growth of second-rotation Sitka spruce. For. Ecol. Manage. 122(1–2): 87–105. doi:10.1016/S0378-1127(99)00034-1.

Ranger, J., Marques R. et Jussy J.H. 2001. Forest soil dynamics during stand development assessed by lysimeter and centrifuge solutions. Forest Ecology and Management 144(1–3): 129-145.

Ramakrishna, K. et Davidson E.A. 1998. Intergovernmental negotiations on criteria and indicators for the management, conservation and sustainable development of forests: What role for soil scientists? Pp. 1 - 15. In The contribution of soil science to the development and implementation of criteria and indicators of sustainable forest management. SSSA Special Publication No 53. Madison, WI.

Ressources naturelles, Faune et Parcs du Québec. 2003. Zones de végétation et domaines bioclimatiques du Québec. Direction des inventaires forestiers.

Roberts, S.D., Harrington C.A. et Terry T.A. 2005. Harvest residue and competing vegetation affect soil moisture, soil temperature, N availability, and Douglas-fir seedling growth. Forest Ecology and Management 205(1-3): 333-350.

SAS Institute. 2008. SAS/STAT 9.2 User's Guide. SAS Institute Inc., Cary, NC.

Schimel, D.S., Braswell B.H., Holland, E.A., McKeown R., Ojima D.S., Painter T.H., Parton W.J. et Townsend A.R. 1994. Climatic, edaphic, and biotic controls over storage and turnover of carbon in soils. Global Biogeochemical Cycles 8(3): 279-293.

Silver, W. L., Neff J., McGroddy M., Veldkamp E., Keller M. et Cosme R. 2000. Effects of Soil Texture on Belowground Carbon and Nutrient Storage in a Lowland Amazonian Forest Ecosystem. Ecosystems 3(2): 193-209.

Soulsby C. 1995. Contrasts in storm event hydrochemistry in an acidic afforested catchment in upland Wales. Journal of Hydrology 170(1–4): 159-179.

St-Laurent, S., Ouimet R., Tremblay S. et Archambault L. 2000. Évolution des stocks de carbone organique dans le solaprès coupe dans la sapinière à bouleau jaune de l'est du Québec. Canadian Journal of Soil Science 80(3): 507-514.

Staaf, H. et Olsson B.A. 1991. Acidity in four coniferous forest soils after different harvesting regimes of logging slash. Scandinavian Journal of Forest Research 6(1-4): 19-29.

Ste-Marie, C., Paré D. et Gagnon D. 2007. The Contrasting Effects of Aspen and Jack Pine on Soil Nutritional Properties Depend on Parent Material. Ecosystems 10(8): 1299-1310.

Stevens, P.A. et Hornung M. 1990. Effect of harvest intensity and ground flora establishment on inorganic-N leaching from a Sitka spruce plantation in north Wales, UK. Biogeochemistry, 10(1): 53–65. doi:10.1007/BF00000892.

Strahm, B.D., Harrison R.B., Terry T.A., Flaming B.L., Licata C.W. et Petersen K.S. 2005. Soil solution nitrogen concentrations and leaching rates as influenced by organic matter retention on a highly productive Douglas-fir site. Forest Ecology and Management. 218:74-88.

Strong, W.L. et La Roi G.H. 1983. Rooting depths and successional development of selected boreal forest communities. Can. J. For. Res. 13, 577–588.

Taylor, B.R. Prescott C.E. Parsons W.J.F. et Parkinson D. 1991. Substrate control of litter decomposition in four Rocky Mountain coniferous forests. Canadian Journal of Botany 69(10): 2242-2250.

Thiffault, E., Paré D., Bélanger N., Munson A. et Marquis F. 2006. Harvesting intensity at clear-felling in the boreal forest: impact on soil and foliar nutrient status. Soil Sci Soc Am J70:691–701.

Thiffault, E., Hannam K.D., Paré D., Titus B.D., Hazlett P.W., Maynard D.G. et Brais S. 2011. Effects of forest biomass harvesting on soil productivity in boreal and temperate forests — A review. Environmental Reviews 19(NA): 278-309.

Titus, B.D., Roberts B.A. et Deering K.W. 1998. Nutrient removals with harvesting and by deep percolation from white birch (Betula papyrifera [Marsh.]) sites in central Newfoundland. Can. J. Soil Sci. 78(1), 127–137.

Trofymow, J. A., Preston C. M. et Prescott C. E. 1995. Litter quality and its potential effect on decay rates of materials from Canadian forests. Water, Air, & Soil Pollution 82(1): 215-226.

Van Breemen, N., Mulder J., et Driscoll C.T. 1983. Acidification and alkalinization of soils. Plant Soil, 75(3): 283–308. doi:10. 1007/BF02369968.

Van Veen, J. et Kuikman P.1990. Soil structural aspects of decomposition of organic matter by micro-organisms. Biogeochemistry 11(3): 213-233.

Veillette, J., Bergeron Y., Graudrault L., Miron F. et Drainville G. 2000. Abitibi-Témiscamingue, de l'emprise des glaces à un foisonnement de vie.10000 ans d'histoire. Éditions Multimondes, Sainte-Foy, Qc, Canada.

Veillette, J.J., Paradis S.J. et Buckle J. 2004. Bedrock and surficial geology of the general area around Rouyn-Noranda, Quebec and Ontario; in Metals ine the Environnement Around Smelters at Rouyn-Noranda, Quebec, and Belledune, New Brunswick: Results and Conclusions of the GSC MITE Point Sources Projetct, (ed.) G.F. Bonham-Carter; Geological Survey of Canada, Bulletin 584, p.

Visser, S. 1995. Ectomycorrhizal Fungal Succession in Jack Pine Stands Following Wildfire. New Phytologist 129(3): 389-401.

Vitousek, P.M. et Matson P.A. 1985. Disturbance, Nitrogen Availability, and Nitrogen Losses in an Intensively Managed Loblolly Pine Plantation. Ecology 66(4): 1360-1376.

Wall, A. 2008. Effect of removal of logging residue on nutrient leaching and nutrient pools in the soil after clearcutting in a Norway spruce stand. Forest Ecology and Management 256(6): 1372-1383.

Walmsley, J.D., Jones D.L., Reynolds B., Price M.H. et Healey J.R. 2009. Whole tree harvesting can reduce second rotation forest productivity. Forest Ecology and Management. 257:1104-1111.

Waters, I., Kembel S. W., Gingras J-F. et Shay J.M. 2004. Short-term effects of cut-to-length versus full-tree harvesting on conifer regeneration in jack pine, mixedwood, and black spruce forests in Manitoba. Canadian Journal of Forest Research 34(9): 1938-1945.

Wei, X., Liu W., Waterhouse J. et Armleder M. 2000. Simulations on impacts of different management strategies on long-term site productivity in lodgepole pine forests of the central interior of British Columbia. Forest Ecology and Management. 133:217-229.

Wei, X., Kimmins J.P. et Zhou G. 2003. Disturbances and the sustainability of long-term site productivity in lodgepole pine forests in the central interior of British Columbia--an ecosystem modeling approach. Ecological Modelling 164(2-3): 239-256.

Whitson, I.R., Abboud S., Prepas E.E. et Chanasyk D.S. 2005. Trends in dissolved phosphorus in Gray Luvisol soil profiles after forest harvest. Canadian Journal of Soil Science 85(1): 89-101.

Wood, T., Bormann F.H. et Voigt G.K. 1984. Phosphorus Cycling in a Northern Hardwood Forest: Biological and Chemical Control. Science. 223 (4634), 391-393.

Wright, L. 2006. Worldwide commercial development of bioenergy with a focus on energy crop-based projects. Biomass et Bioenergy. 30:706-714.

Yanai, R.D. 1998. The effect of whole-tree harvest on phosphorus cycling in a northern hardwood forest. Forest Ecology and Management. 104:281-295.

Rapport-Gratuit.com