

Suivi de dispositif de récolte de la biomasse forestière sur la biodiversité animale et végétale

Rapport technique préparé par:

Marie-Ève Roy, M.Sc.

Philippe Nolet, M.Sc.



ISFORT

Institut des Sciences
de la Forêt tempérée

Pour

Ministère des Ressources naturelles et de la Faune

et

Scierie Carrière Ltée



Mars 2013

Équipe de rédaction :

Marie-Ève Roy, M.Sc.
Philippe Nolet, M.Sc.

Équipe technique et terrain :

Régis Pouliot, technicien
Julie Poirier, commis senior
Kim Bannon, M.Sc.
Marie-Ève Roy, M.Sc.
Olivia Marois, Stagiaire

Coordonnateur scientifique :

Philippe Nolet, M.Sc.

Institut des Sciences de la Forêt tempérée
58 Principale, Ripon, Québec, J0V 1V0
Tél : 819-983-6589 ; Fax : 819-983-6588
Courriel : marie-eve.roy@uqo.ca
Site internet : isfort.uqo.ca

Université du Québec en Outaouais
283, boulevard Alexandre-Taché, Gatineau, Québec, J9A 1L8

Remerciements

Ce projet a été rendu possible grâce à une subvention du programme de mise en valeur des ressources du milieu forestier (PMVRMF) Volet-I du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec (MRNFQ). Nous remercions aussi grandement nos techniciens et analystes, Régis Pouliot, Kim Bannon et Julie Poirier, ainsi que notre stagiaire, Olivia Marois, pour leur participation dans la réalisation des inventaires.

Citation suggérée :

Roy, M-È. et P. Nolet. 2013. Suivi de dispositif de récolte de la biomasse forestière sur la biodiversité animale et végétale. Institut des Sciences de la Forêt tempérée. Ripon, Québec. Rapport technique. 44 p. + Annexes.

Résumé

La récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle peut avoir des effets sur la biodiversité, et plusieurs informations sont manquantes sur ces effets en forêt feuillue au Québec. Un dispositif de mesure a été mis en place afin de fournir le maximum d'informations pertinentes reliées aux effets potentiels de la récolte de biomasse (totale ou partielle) sur la biodiversité faunique et floristique. Des données avant traitements ont été prises et des traitements sylvicoles ont ensuite été réalisés (témoins, coupe de jardinage, coupe de jardinage avec retrait de biomasse (petite tiges), coupe de jardinage avec retrait complet de biomasse (cimes), coupe avec faible impact sur le sol (traitement alternatif)). Ce rapport présente les résultats du dispositif de remesure 1 an après traitement sur l'herpétofaune et la végétation (régénération et le cortège floristique), ainsi que l'effet à court terme de la récolte de biomasse forestière intégrée à la coupe de jardinage. Les résultats de la présente étude montrent qu'à court terme, le type de récolte de biomasse influence peu l'abondance, la diversité et la richesse de salamandres. Des effets de récolte de biomasse intégrée à la coupe de jardinage pourraient être plus importants à long terme. Cependant, on observe une diminution de l'abondance de salamandres lorsque la surface terrière diminue suite à un traitement sylvicole, et ce, principalement pour des surfaces terrières déjà faibles. La perte de microhabitats et de microclimats plus humides au sol par l'ouverture du couvert pourraient expliquer ce résultat. Pour la végétation, les résultats ne sont pas tranchés, mais ils indiquent que les coupes avec retrait complet et retrait des branches de 5 cm et plus, ont tendance à détruire une bonne proportion de la régénération préétablie. Pour ce qui est du cortège floristique, les résultats après 1 an n'indiquent aucune différence en termes de richesse moyenne et de l'occurrence des principales espèces entre les traitements. Ces derniers résultats sont possiblement attribuables à la saison de coupe, soit l'hiver, réduisant l'impact sur le sol et à la courte période de remesure (soit 1 an après). Les résultats de la présente étude sont mis en relation avec la littérature sur l'impact des coupes de jardinage et comment la récolte de biomasse peut accentuer ces effets sur l'herpétofaune et la végétation, afin de faire des recommandations en forêt feuillue au Québec.

Table des matières

Résumé	3
Liste des figures.....	6
Liste des tableaux.....	6
Liste des cartes et tableaux en annexes	7
Introduction	8
Problématique	8
Suivi du dispositif mis en place	8
Des espèces indicatrices : Les salamandres	8
Qu'ajoutent les effets de la récolte de biomasse aux effets de la coupe de jardinage (CJ)?	9
Effet de la CJ sur l'herpétofaune	9
Effet de la CJ sur la végétation	9
Effet de la CJ sur la structure forestière : Diminution de la surface terrière et ouverture du couvert.....	10
Effet de la CJ sur les débris ligneux au sol : Diminution possible la quantité, de la diversité et des classes de décomposition	11
Effet de la CJ sur les débris ligneux : Perte d'éléments nutritifs	13
Autres effets de la CJ (composition, compaction du sol...)	14
Comment la récolte de biomasse peut accentuer les effets de la CJ sur l'herpétofaune et la végétation	14
Objectifs	15
Territoire et méthodologie	16
Description de la zone d'étude	16
Aire géographique et climats	16
Type de forêts par paysage naturel	16
Dispositif expérimental	17
Sélection des sites d'études	17
Mise en place du dispositif de suivi	19
Établissement des traitements	21
Prise de mesures	21
Les salamandres et tritons	21
La végétation	22
Analyse des données	23
Les salamandres et tritons	23
La végétation	24

Résultats	25
Les salamandres et tritons	25
Abondance de salamandres et tritons.....	25
Diversité et richesse de salamandres et tritons.....	26
L'effet des différents traitements sur l'abondance de salamandres et tritons	27
Évaluation des facteurs influençant l'abondance de salamandres et tritons	31
La végétation	32
La régénération forestière : 1 an après traitement	32
Le cortège floristique : 1 an après traitement.....	33
Discussion.....	36
L'herpétofaune	36
La végétation	38
Suggestion afin de conserver la biodiversité lors de récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle dans des érablières du Québec	39
Références	40
Annexes.....	45

Liste des figures

Figure 1. Localisation des différents sites pour l'étude de la biodiversité.....	18
Figure 2. Dispositif d'échantillonnage pour une parcelle de 1 ha.	20
Figure 3. Moyenne de l'abondance avant et après pour les différents traitements, ainsi que la moyenne de la variation de l'abondance de salamandres et de tritons comparée entre les 5 traitements	28
Figure 4. Moyenne de la variation de l'abondance de salamandres et de tritons comparée entre les 5 traitements.....	29
Figure 5. Variation de l'abondance de salamandres et tritons (Après-Avant traitement) pour les 20 différentes parcelles d'études, corrélé avec A) la surface terrière initiale, B) la surface terrière finale, C) la variation de la surface terrière et D) l'indice de surface terrière	30
Figure 6. Représentation du modèle plus probable expliquant la variation de l'abondance de salamandre	32
Figure 7. Effet des divers traitements sur la régénération préétablie des principales essences.....	33
Figure 8. Effet des traitements sur la richesse spécifique.....	34
Figure 9. Effet des traitements sur la fréquence moyenne d'observation des principales espèces floristiques.....	35

Liste des tableaux

Tableau 1. Résumé des caractéristiques des quatre sites sélectionnés pour l'évaluation des effets de la récolte de biomasse sur la biodiversité	17
Tableau 2. Les différents traitements et les superficies échantillonnées.....	19
Tableau 3. Les différents traitements assignés et fait pour les différentes parcelles dans chaque site d'étude.....	21
Tableau 4. Liste des modèles et des hypothèses testés pour la comparaison de modèle expliquant la variation de l'abondance de salamandres et de tritons...	24
Tableau 5. Abondance de salamandres et tritons par espèces avant et après traitements pour les 5 différents traitements	25
Tableau 6. Différence d'abondance de salamandre et de tritons par espèces pour les 5 différents traitements.....	26
Tableau 7. Diversité en salamandres et tritons avant, après traitement, ainsi que la variation de la diversité et de la richesse par traitements	27
Tableau 8. Comparaison des modèles explicatifs de la variation de l'abondance des salamandres et tritons.	31

Liste des cartes et tableaux en annexes

Cartes 1 à 4. Localisation des emplacements avec plusieurs observations de salamandres, avant et après traitements dans les différentes parcelles d'études pour les sites Laurentides 1 et 2 et Outaouais 1 et 2.....	46
Tableau (Annexe) 1. Quelques études sur l'impact de l'aménagement sylvicole (ex. CJ) sur les amphibiens dans des forêts feuillues	49
Tableau (Annexe) 2. Quelques études sur l'impact de l'aménagement sylvicole (ex. CJ) sur le cortège floristique dans des forêts feuillues	49
Tableau (Annexe) 3. Structure des érablières naturelles et sous exploitation sylvicole CJ.....	50
Tableau (Annexe) 4. Quantité de bois mort entre les érablières naturelles et sous exploitation sylvicole CJ	51
Tableau (Annexe) 5. Composition des érablières naturelles et sous exploitation sylvicole CJ.....	52
Tableau (Annexe) 6. La classe (régénération ou cortège floristique), les mesures prises, le nom latin et le code pour les espèces végétales analysées.	53

Introduction

Problématique

La récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle peut avoir des effets sur la biodiversité. De plus, plusieurs informations sont manquantes sur ces effets en forêt feuillue au Québec. Selon la méthode de récolte de biomasse et la quantité de bois mort récoltée, il existe probablement une variété ou un gradient d'effets sur la biodiversité.

Suivi du dispositif mis en place

Un dispositif de mesure des effets de la récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle sur la biodiversité a été installé en 2011-2012. Les mesures sur la végétation (peuplement, régénération et cortège floristique), l'herpétofaune et les petits mammifères ont été prises avant traitement à l'été 2011. La présente étude porte sur les résultats de la remesure 1 an après traitement de la végétation (peuplement, régénération et cortège floristique) et de l'herpétofaune. Ce dispositif de suivi a pour but de déterminer les effets de la récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle selon différents types de récolte et d'augmenter les connaissances afin de permettre la conservation de la biodiversité dans les forêts feuillues.

Des espèces indicatrices : Les salamandres

Dans les érablières du sud du Québec le vertébré le plus abondant est la salamandre cendrée, un amphibien vivant sous la litière et sous les troncs d'arbres en décomposition. La présence et l'abondance des salamandres constituent souvent de bons indicateurs de l'état de santé des sols des érablières (Wyman et Jancola 1992). Certaines études mentionnent que la salamandre cendrée est une espèce indicatrice de l'acidité du sol (Frisbie et Wyman 1991), bien qu'une récente étude dans des érablières du Québec mentionne que l'on retrouve cette espèce même dans des sols très acides (Moore et Wyman 2010).

La salamandre cendrée est une espèce qui marque son territoire et adopte un comportement de sélection spécifique afin de protéger sa nourriture limitée, principalement quand les conditions d'humidité sont plus faibles (Jaeger *et al.* 1995, Simons *et al.* 1997). L'humidité de la litière et du sol forestier lui permet de se déplacer pour trouver ses proies (Jaeger et Rubin 1982). Elle se nourrit de plusieurs invertébrés comme les vers de terre, les escargots, les limaces, les larves, plusieurs araignées et insectes. L'humidité du sol et de la litière limite ses déplacements (Jaeger 1980, Grover 2000).

Les salamandres sont sensibles aux modifications du régime hydrique de leurs habitats pouvant résulter d'un déboisement (Grover 1998). On mentionne dans une étude que le risque principal de diminution de la population pour cette espèce est la coupe totale (Alford et Richards 1999) en raison de l'altération de son habitat et du microclimat, de l'augmentation de la sécheresse et de la compaction du sol qu'elle occasionne. Une autre cause mentionnée de déclin de cette espèce est l'augmentation de vers de terre exotiques et la diminution du ver de terre natif, diminuant l'humus et la litière, donc l'habitat de la nourriture des salamandres (Maerz *et al.* 2009, Ransom 2010).

Qu'ajoutent les effets de la récolte de biomasse aux effets de la coupe de jardinage (CJ)?

Effet de la CJ sur l'herpétofaune

Pour les amphibiens, on note des effets sur le changement d'abondance de certaines espèces (Alford et Richards 1999, Jacobs et Houlahan 2011), ainsi que des effets négatifs pour le stade juvénile et adulte après coupe partielle (Semlitsch *et al.* 2009). D'autres études mentionnent que la CJ semble avoir peu d'effet sur l'abondance de salamandres (Moore *et al.* 2002). En effet, Moore *et al.* (2002) n'observent pas d'effet significatif, 6 ans après traitements (CJ et CB), de la CJ sur l'abondance de la salamandre. Les mêmes résultats ont été obtenus après coupe sélective de faible intensité (Messere et Ducey 1998 dans Moore *et al.* 2002). Cependant, ces études ne quantifient/qualifient pas les débris ligneux au sol. En somme, l'étude de l'impact de la coupe partielle forestière sur les salamandres montre que les faibles impacts observés sont probablement dus à la présence de débris ligneux au sol après coupe, à la proximité avec des massifs matures et à la surface terrière conservée à plus de 15m²/ha. Le tableau 1 en Annexe présente les résultats de certaines études sur l'effet des coupes partielles dans des érablières sur les amphibiens.

Effet de la CJ sur la végétation

La régénération forestière :

Le tableau 2 en Annexe présente les résultats de certaines études sur l'effet des coupes partielles dans des érablières sur la végétation. On note que la densité de la régénération varie beaucoup, et est environ 2 fois plus élevée dans les forêts jardinées que dans les forêts anciennes (Angers 2004). La CJ favorise les espèces relativement tolérantes à l'ombre qui ont la capacité de s'établir sous couvert (ex. hêtre (très tolérant, très bonne capacité de régénération sous couvert), érable à sucre, ostryer) (Lessard *et al.* 2005, Lessard et Côté 2007). Le jardinage n'est pas favorable à des essences semi-tolérantes (ex. bouleau jaune, tilleul, orme, chêne, noyer noir, frêne d'Amérique,...) (Lessard *et al.* 2005, Jobidon 1995). En effet, la raréfaction de la régénération en essences comme le bouleau jaune s'observe après coupe de jardinage (Gasser *et al.* 2010, Messier,

Beaudet et Greene 2010). Les essences non-longévives et aux cimes trop larges (le noyer noir et les chênes) sont aussi moins bien adaptées au jardinage (Lessard et Côté 2007, Lessard *et al.* 2000).

Les peuplements forestiers :

Le DHP moyen est significativement plus faible dans les forêts jardinées et l'on retrouve une plus faible proportion d'arbres avec un fort DHP (>49,1 cm). L'étude de Majcen, Bédard et Meunier 2005 montre que la CJ occasionne une augmentation des gaules d'érables et de hêtres, 20 ans après traitement.

Le cortège floristique :

Les différentes études mentionnent que bien qu'il y ait parfois peu d'effet de la coupe de jardinage sur la diversité totale de la végétation non-ligneuse (Moore et Vankat 1986, Nolet et Sougavinsky 1998), on observe toutefois des effets sur le changement de traits biologiques des espèces et des effets sur l'organisation spatiale de ces espèces (Aubin *et al.* 2007, Scheller et Mladenoff 2002). Suite à des coupes de jardinage dans des érablières, on note entre autres des changements dans la végétation non-ligneuse, comme plus d'espèces d'ouverture, de début de succession et plus d'espèces envahissantes exotiques dans les érablières aménagées (Shields et Webster 2007), notamment du Québec (Aubin *et al.* 2007), ainsi que moins d'espèces géophytes printanières et moins d'espèces tolérantes à l'ombre (Aubin *et al.* 2007). Le même constat s'applique pour les bryophytes, avec une diminution des espèces calcicoles et mésophiles au profit d'espèces xérophiles dans les érablières aménagées par coupe partielle (McGee et Kimmerer 2002). D'autres études mentionnent aussi que des coupes sélectives dans les érablières occasionnent une diminution de la diversité (Reader 1987).

Effet de la CJ sur la structure forestière : Diminution de la surface terrière et ouverture du couvert

Les différentes études décrivent des surfaces terrières moyennes pour les érablières naturelles entre 27 et 37 m²/ha (Roy 2013). Les surfaces terrières moyennes situées près de 30 ± 3 m²/ha sont les plus fréquentes dans la littérature. En somme, on note que la surface terrière est plus faible dans des érablières ayant subi des coupes de jardinage, parfois de manière significative (Angers 2004). Certaines études montrent qu'il n'y a pas de différence importante en termes de surface terrière après plusieurs années (20 ans) entre une CJ et une érablière sans CJ (Majcen, Bédard et Meunier 2005), mais d'autres relatent que cette différence peut persister (Gasser *et al.* 2010). Les travaux dans des érablières en Estrie, utilisant des données terrain et une approche par simulation, montrent que la ST est plus élevée après 75 ans dans les témoins non-coupés (29 à 32 m²/ha pour des ST initiales de 22 et 25 m²/ha), tandis que dans les érablières avec CJ, cette augmentation ne s'observe pas (même que celle initiale), en raison, entre autres, des sentiers de débardage (Messier, Beaudet et Greene 2010, Gasser *et al.* 2010). Le tableau 3 en Annexe

présente les résultats de certaines études portant sur l'effet des coupes partielles sur la structure forestière dans des érablières.

Risque pour l'herpétofaune : Changement au niveau du microclimat (perte d'humidité du sol)

Les salamandres sont sensibles aux modifications du régime hydrique de leurs habitats (deMaynadier et Hunter 1995, Grover 1998, Mckenny *et al.* 2006), car elles ont besoin d'humidité pour se déplacer et atteindre leurs proies. Ross *et al.* (2000) ont établi qu'il fallait conserver une surface terrière minimale de 15m²/ha, seuil en dessous duquel on observerait des effets significatifs de diminution pour la salamandre. Les changements de microclimat par l'aménagement des érablières, la qualité des arbres au sol et le type d'humus sont aussi des facteurs importants influençant la qualité de l'habitat pour l'herpétofaune (deMaynadier et Hunter 1995, deMaynadier et Hunter 1998, Bonin *et al.* 1999).

Risque pour la végétation : Changement au niveau du microclimat (perte d'humidité du sol) et des conditions de lumière (augmentation de la compétition)

Les coupes de jardinage peuvent favoriser le développement de certaines essences envahissantes ou non-désirées comme la viorne et le framboisier, entravant la régénération forestière naturelle comme l'établissement de semis de bouleau jaune. Angers (2004) mentionne quelques problématiques dont l'entrave des processus de régénération naturelle d'essences compagnes associées à cette dense strate de régénération et la synchronisation des ouvertures après coupe (CJ). Dans une autre étude, on mentionne toutefois qu'ils n'ont pas observé d'augmentation significative pour les gaules d'espèces non-commerciales comme l'érable de Pennsylvanie et l'érable à épis, 15-20 ans après CJ (Majcen, Bédard et Meunier 2004).

Effet de la CJ sur les débris ligneux au sol : Diminution possible la quantité, de la diversité et des classes de décomposition

Le tableau 4 en Annexe présente les résultats de certaines études sur l'effet des coupes partielles dans des érablières sur le bois mort et les débris ligneux. Dans les diverses études, on note peu d'effet significatif de la CJ sur la quantité totale de débris ligneux (Angers 2009), sauf certaines études (McGee *et al.* 2007, McGee *et al.* 1999). Cependant, on note des diminutions importantes de la quantité de gros chicots et des changements dans les classes de décomposition des débris ligneux au sol et la perte d'entrée progressive de bois mort (Angers 2009, MRNF 1998, Roy *et al.* 2010, MRNF 2009). Selon certaines études récentes (MRNF 2009, Angers *et al.* 2011, Doyon *et al.* 2008), la coupe de jardinage, a réduit la présence de certaines formes de bois mort selon leur degré de décomposition. Par exemple, dans l'étude d'Angers (2004) le bois mort

des forêts jardinées est principalement de classe de décomposition 2 et 3, tandis que dans les forêts matures, les principales classes de décomposition sont 1 et 2. Les effets sur la diminution de certaines formes de bois mort selon le degré de décomposition sont aussi mentionnés dans Vanderwel *et al.* (2006 et 2008). Les débris ligneux d'origine anthropogénique sont très présents dans les CJ (44%) et occasionnent des entrées ponctuelles fortes dans le temps, suivies de faibles entrées ensuite, comparativement aux entrées plus constantes dans les forêts naturelles (Angers *et al.* 2011). La perte d'entrée progressive de bois mort dans le temps diminue entre autres la diversité des classes de décomposition du bois mort. On mentionne aussi le risque de perte importante de certaines formes de bois mort après plusieurs rotations (Angers 2009).

La diversité des caractéristiques du bois mort (espèce, statut, stade de décomposition et taille) permet de maintenir la biodiversité (Vanderwel *et al.* 2011). On mentionne que le bois mort, particulièrement celui de grande dimension avec différents stades de décomposition, est important pour la flore et la faune, et contribue énormément à la diversité biologique (Angers 2009, Hagan et Grove 1999, Vanderwel *et al.* 2011, 2008 et 2006).

Risque pour l'herpétofaune : Perte de microhabitat et de ressources trophiques

Plusieurs études montrent l'importance de conserver des débris ligneux au sol pour l'herpétofaune (Bonin *et al.* 1999, Demaynadier et Hunter 1998). La proportion de certaines espèces comme la salamandre cendrée augmentent avec l'augmentation du volume de débris ligneux au sol (Bonin *et al.* 1999). Indirectement, Wyman et Jancola, (1992) ont observé que la densité et la richesse des espèces d'amphibiens diminuent beaucoup dans les habitats forestiers caractérisés par des sols acides et perte de débris ligneux au sol.

Ces débris sont importants, particulièrement selon leur état de décomposition, pour l'herpétofaune (Mckenny *et al.* 2006, deMaynadier et Hunter 1998, Bonin *et al.* 1999). En effet, des études mentionnent que le stade de décomposition est un facteur plus important que le volume de débris ligneux pour prédire l'abondance de salamandre (Mckenny *et al.* 2006). La qualité nutritionnelle du bois, pour les insectes par exemple, diminue rapidement suivant la mort de l'arbre. Le type d'humus aussi est mentionné comme un facteur influençant la qualité de l'habitat pour l'herpétofaune (Maerz *et al.* 2009, deMaynadier et Hunter 1998, Bonin *et al.* 1999).

Finalement, plusieurs espèces de couleuvres (ex. : couleuvre à ventre rouge, verte, à collier, rayée) et de salamandres peuvent utiliser les débris ligneux comme abri (Desroches et Rodrigue 2004). Ceux-ci peuvent aussi être des sites d'enfouissement lors de l'hibernation (ex. : rainette crucifère, rainette faux-grillon, grenouille des bois).

Risque pour la végétation : Perte de microhabitat

Les débris ligneux sont importants pour la diversité et l'hétérogénéité des guildes d'espèces du sol (Miller *et al.*). De plus, le bois mort au sol contribue à la structuration des couches superficielles du sol (Bégin et Doyon 2010), procure une stabilité dans les pentes en diminuant l'érosion (Hagan et Grove 1999) et procure une protection pour le sol en diminuant l'évaporation (Bégin et Doyon 2010).

La diminution de certaines formes de bois mort (taille et classe de décomposition) est aussi mentionnée comme une cause réduisant la richesse des bryophytes dans les peuplements aménagés (Anderson et Hytteborn 1991).

La réduction de débris ligneux de gros diamètre peut aussi affecter le microclimat (humidité et température) que procurent ceux-ci. L'établissement des semis et des gaules d'espèces forestières est parfois dépendant de ces conditions de microclimats (McGee et Birmingham 1997). Par exemple, le bouleau jaune se régénère mieux sur le bois mort. Finalement, le bois mort au sol peut aussi servir de refuge contre le brout et contribue à la protection des semis ligneux lors de grand vent (Vaillancourt 2008).

Effet de la CJ sur les débris ligneux : Perte d'éléments nutritifs

La décomposition du bois mort joue un des rôles les plus importants, celui de recycler les nutriments (Hagan et Grove 1999). Comme les nutriments prennent un certain temps à retourner dans le sol, le bois mort procure une stabilité à long terme dans le cycle des nutriments (Bégin et Doyon 2010). Des études en forêt feuillue montrent l'effet très important de la perte de bois mort sur la diminution du calcium (Ca) (Federer *et al.* 1989, Nolet *et al.* 2012). À titre d'exemple, Federer *et al.* (1998) rapportent que l'apport en Ca dans un écosystème est d'environ 1 kg/ha/an et qu'une coupe de jardinage dans un peuplement pur d'érable à sucre mène à une exportation de 87 à 195 kg/ha.

Risque pour l'herpétofaune : Diminution de certaines espèces

La diminution du Ca dans le sol forestier a été reliée à une diminution de la biomasse de salamandre cendrée (Beier *et al.* 2012) et de sa nourriture (ex. densité d'escargots calcicoles) (Hamburg *et al.* 2003). En effet, avec l'augmentation du Ca le long du gradient, on observe aussi une tendance à la hausse des escargots (abondance et richesse), mais aussi de la biomasse de salamandre rayée et de la surface terrière des arbres de la canopée (Beier *et al.* 2012). Une étude montre aussi que l'abondance de la salamandre cendrée diminue exponentiellement avec la diminution du volume de feuilles dans la litière (Maerz *et al.* 2009).

Risque pour la végétation : Diminution de certaines espèces

D'autres effets du changement du cycle des nutriments et de la perte de calcium sur la biodiversité ont été rapportés, dont la diminution des espèces floristiques calcicoles. De plus, la récolte de la biomasse forestière, lors d'une coupe totale, a été démontrée comme défavorable pour les bryophytes forestières (Astrom *et al.* 1995), possiblement en lien avec la perte d'éléments nutritifs au sol.

Autres effets de la CJ

D'autres effets de la CJ incluent des changements dans la composition forestière et des effets au niveau du sol (compaction, passage de la machinerie). On peut s'attendre à davantage d'érables à sucre et de hêtres dans les placettes jardinées (Majcen, Bédard et Meunier 2005), ainsi qu'une diminution de certaines essences compagnes comme la pruche, le bouleau jaune et le frêne d'Amérique (Jobidon 1995, MRNF 2003). Le tableau 5 en Annexe présente les résultats de certaines études sur l'effet des coupes partielles dans des érablières sur la composition forestière.

Risque pour la végétation : Augmentation d'espèces envahissantes

On observe que l'augmentation de la quantité des chemins (perturbation du milieu, bris mécanique), le passage répétitif de la machinerie et les changements brusques d'ouverture du couvert peuvent entraîner plusieurs conséquences directes et indirectes sur la flore (Deconchat 2001, Deconchat et Baient 2001) comme l'apparition de plantes forestières envahissantes (ex. framboisier, thélyptère, dennstaeadia, viorne, etc.).

Comment la récolte de biomasse peut accentuer les effets de la CJ sur l'herpétofaune et la végétation

La récolte de la biomasse intégrée à la coupe de jardinage peut accentuer certains effets ou en créer de nouveaux. Ces effets sont liés à la perte de petits débris ligneux (< 10cm) et/ou aux passages répétitifs de la machinerie :

1. Accentuer le changement au niveau du microclimat et de la perte d'humidité du sol

Lors de période sèche, les amas de débris au sol peuvent servir de microhabitat plus humide (Heatwole 1962). La perte de débris ligneux (branches < 10cm) et l'augmentation de la compaction du sol, pourraient donc diminuer les microhabitats plus humides, par l'augmentation de l'évaporation (Heatwole 1962).

2. Accentuer la perte de microhabitats et de ressources trophiques

L'importance de la perte de microhabitat, de couvert de protection et cachette que procurent les cimes et les branches (< 10cm) n'est pas clairement démontrée dans la littérature. Par exemple, il est mentionné que les amas de

cimes et de branches au sol représentent des microhabitats et une ressource trophique pour les amphibiens (Hagan et Grove 1999)), mais une autre étude observe que le maintien de cimes est défavorable à la richesse de la flore vasculaire (Deconchat et Baient 2001). Les effets de l'augmentation de perte de microhabitat et de ressources trophiques sont donc présents si les branches de petites tailles (< 10cm) et les cimes s'avèrent importantes pour ces composantes.

3. Augmenter la perte d'éléments nutritifs

L'élimination des débris ligneux au sol dans les érablières peut entraîner des pertes importantes de nutriments essentiels pour la santé des écosystèmes forestiers. En effet, les quantités d'éléments nutritifs exportés sont directement reliées à la quantité de bois mort que l'on retire (Nolet *et al.* 2012, Tritton *et al.* 1987). Dans des forêts feuillues du nord-est américain et du Québec, lorsqu'on retire des arbres entiers, la perte d'éléments nutritifs est évaluée à environ 650 kg/ha pour les érablières (Federer *et al.* 1989). Plusieurs études mentionnent aussi le fait que le calcium semble être le nutriment le plus affecté par les coupes et le retrait de la biomasse (Nolet *et al.* 2012, Tritton *et al.* 1987, Bégin et Doyon 2010). Une étude dans les érablières du Québec montre que l'exportation est environ de 50% à 300% plus grande selon le type de coupe (CJ qui enlève différentes quantités de bois mort). Le retrait du bois mort et les coupes partielles dans les forêts matures occasionnent des pertes nettes en calcium qui peuvent être très importantes (200-1100 kg/ha) et peuvent réduire la biomasse totale du sol en calcium de 20-60% en 120 ans (Federer *et al.* 1989). Une autre étude mentionne des pertes de Ca à plus court terme jusqu'à 13% (Tritton *et al.* 1987).

4. Augmenter la compaction du sol et les blessures

L'utilisation intensive de la biomasse peut être l'une des causes de la dégradation de la biodiversité par le biais de changements dans la nature et l'intensité de l'utilisation des sols (Landmann *et al.* 2009).

Objectifs

Les objectifs du présent projet sont de fournir le maximum d'informations pertinentes reliées aux effets potentiels de la récolte de biomasse (totale ou partielle) sur la biodiversité faunique et floristique. Le suivi des effets a été mesuré sur les éléments suivant :

- Les peuplements forestiers
- La régénération forestière
- Le cortège floristique
- Les salamandres et tritons

Plus spécifiquement, les objectifs sont de :

- A) Présenter les résultats du dispositif de remesure, 1 an après traitement, et de les comparer avec le dispositif avant traitement afin d'avoir des indications des effets à court terme de la récolte de biomasse forestière sur l'herpétofaune et la végétation (régénération et le cortège floristique)
- B) Comparer les résultats avec la littérature et émettre des avis pour la conservation de la biodiversité (à court et long terme)

Territoire et méthodologie

Description de la zone d'étude

Le dispositif d'étude sur l'effet de la récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle sur la biodiversité a été mis en place dans des zones appartenant au domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune de l'ouest. La moitié des zones d'études sont situées dans les Laurentides et l'autre moitié, en Outaouais. De plus, des permis de récolte de biomasse forestière ont récemment été attribués dans certaines unités d'aménagement forestier (UAF) situées dans ces deux régions. Le territoire de la Réserve faunique Papineau-Labelle, avec plus de 162 000 ha (Nolet *et al.* 1998) et ses environs, chevauche les deux régions à l'étude et se situe dans l'érablière à bouleau jaune.

Aire géographique et climats

Deux unités de paysage définies par Robitaille et Saucier (1998) se retrouvent notamment dans les sites d'étude, soit celles du Lac Poisson Blanc (22) et du Lac Simon (23). Ceux-ci sont caractérisés principalement, d'une part, par des tills minces (44% et 43%) et des affleurements rocheux (20%, et 13%) et, d'autre part, par des dépôts fluvioglaciaires (16% et 18%). En se référant aux paysages qui se retrouvent dans la réserve faunique Papineau-Labelle, on estime que la longueur de la saison de croissance est d'environ 180 jours, la température annuelle moyenne varie de 2,5 à 5°C et que le nombre de degrés-jours de croissance varie de 2600 à 3000°C (Robitaille et Saucier 1998).

Type de forêts par paysage naturel

Toujours en considérant les unités de paysage, la végétation potentielle sur site mésique de milieu de pente est principalement l'érablière à bouleau jaune. On retrouve entre autres l'érablière à ostryer et l'érablière à tilleul et hêtre sur les hauts de pente bien drainés et les sommets. Les bas de pente sont plutôt occupés par la bétulaie jaune à sapin. Les sites xériques sont couverts par la végétation potentielle de la prucheraie à bouleau jaune et celle de la pinède à pin blanc et pin rouge (Robitaille et Saucier 1998).

Dispositif expérimental

Pour la mise en place d'un dispositif de suivi, la prise de mesure et l'analyse des effets sur la biodiversité, quatre sites d'études ont été installés. Ces sites permettent de mener à bien la comparaison des zones traitées et des zones non-traitées, ainsi que le suivi avant-après contrôle-impact.

Sélection des sites d'études

Les quatre différents sites sélectionnés se trouvent dans le domaine bioclimatique de l'érablière à bouleau jaune, à l'intérieur, ou près, de la réserve faunique Papineau-Labelle (voir Figure 1). Les sites sont répartis dans la région des Laurentides (2 sites) et de l'Outaouais (2 sites). Les critères de sélection des quatre sites sont représentés au tableau 1. De plus les sites devaient être distancés de plus de 1 km, afin d'éviter une interdépendance des mesures.

Les peuplements sélectionnés devaient appartenir au régime de coupe partielle, mais dont la dernière intervention remontait à plus de 30 ans. Nous avons recherché des sites où le volume de débris ligneux au sol à l'hectare était semblable avant traitement.

Tableau 1. Résumé des caractéristiques des quatre sites sélectionnés pour l'évaluation des effets de la récolte de biomasse sur la biodiversité (à partir des informations Polyfor 4ème décennal)

	Traitement	Type Peu.	Pertu.	Sup. (ha)	Année récolte	Pente	Densité	Cl_Haut	
Parcelle	Témoin	ErBj	VIN	≠ après 1980	≥15	≠	B	A, B	1,2
Parcelle	CJ (>10)	ErBj	VIN	≠ après 1980	≥15	Été/Aut. 2011	B	A, B	1,2
Parcelle	CJ (10-5)	ErBj	VIN	≠ après 1980	≥15	Été/Aut. 2011	B	A, B	1,2
Parcelle	CJ (5-2)	ErBj	VIN	≠ après 1980	≥15	Été/Aut. 2011	B	A, B	1,2
Parcelle	Traitement alternatif	ErBj	VIN	≠ après 1980	≥15	Été/Aut. 2011	B	A, B	1,2

Codes : ErBj : Érablière à bouleau jaune, Type Peu : Type de peuplement, Pertu : perturbation, Sup : superficie, Cl_Haut : Classe de hauteur

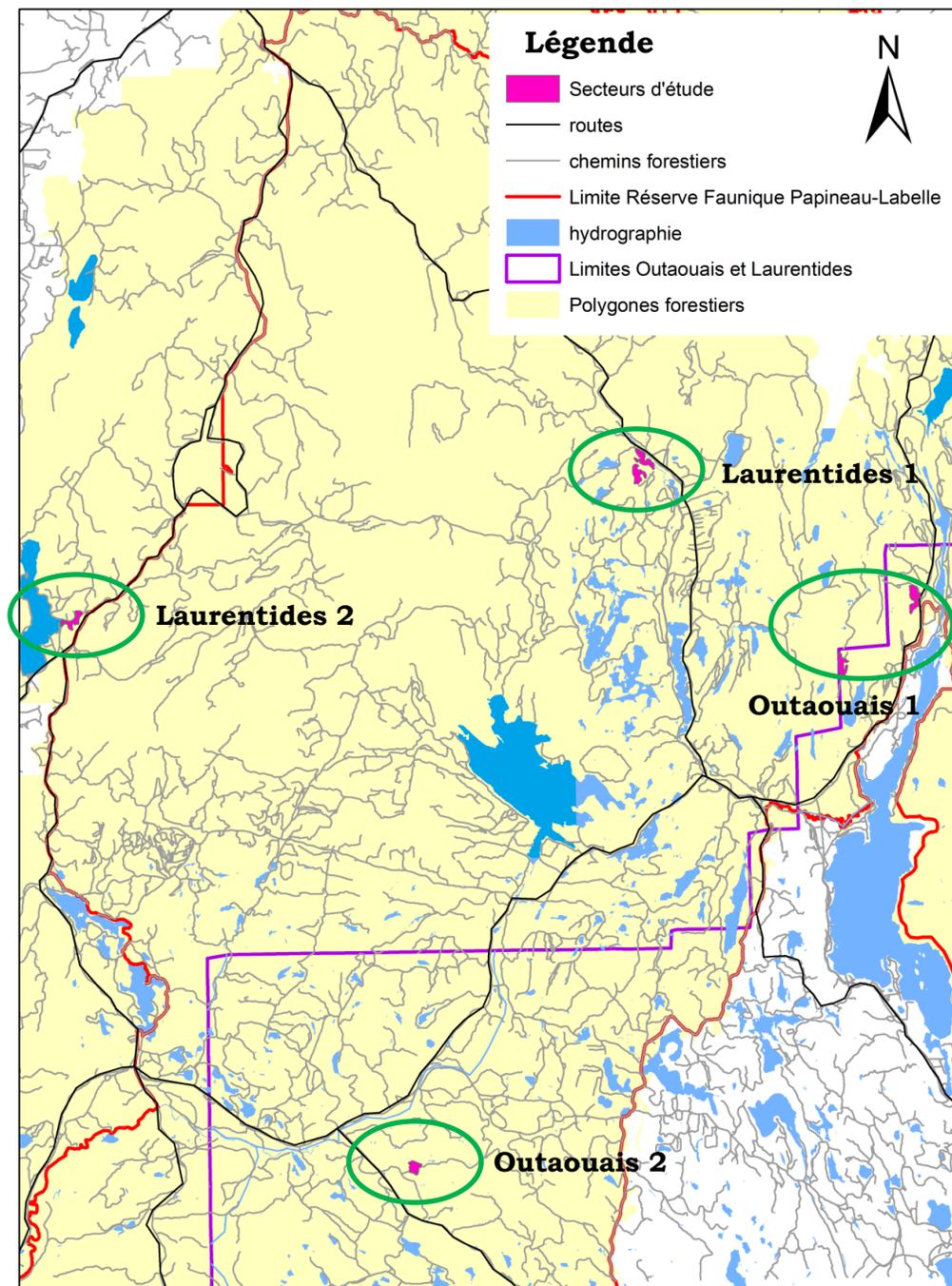


Figure 1. Localisation des différents sites pour l'étude de la biodiversité. Les 4 sites sont encerclés en vert.

Mise en place du dispositif de suivi

Dans chaque site, 5 parcelles de 1 ha, séparées de plus de 100m, ont été échantillonnées (Tableau 2). Le contour des parcelles de 100m par 100m a été délimité et gradué à tous les 25m.

Des coupes partielles (coupe de jardinage) selon différents modes de récolte de la biomasse ont été effectuées à l'automne 2011/hiver 2012 dans 3 des 5 parcelles. Les 2 autres parcelles serviront de témoins et de traitements alternatifs. Les divisions de l'arbre en compartiments plus susceptibles d'être retirés lors des interventions ont été appliquées afin de simuler la récolte de la biomasse intégrée à la coupe de jardinage, soit les grosses branches (entre 10 et 5cm de diamètre), les branches moyennes (entre 5 et 2cm de diamètre) et l'ensemble de la cime, les petites branches ou bois raméal (<2cm de diamètre).

Tableau 2. Les différents traitements et les superficies échantillonnées.

Nom	Abréviation	Traitement	Nombre de sites/réplicats	Taille d'une parcelle	Superficie échantillonnée
Témoin	T	Non-traité	4	1 ha	4 ha
CJ normale (10 cm)	CJ	CJ + récolte grosses branches	4	1 ha	4 ha
Retrait 5 cm et plus	CJ5	CJ + récolte moyennes branches	4	1 ha	4 ha
Retrait complet	RCJ	CJ + récolte cimes	4	1 ha	4 ha
Alternatif ou SAFI	S	Coupe avec faible impact sur le sol	4	1ha	4 ha

Les placettes de végétation

La biodiversité du cortège floristique, des peuplements forestiers et de la régénération forestière a été inventoriée dans chaque parcelle à l'aide de neuf placettes circulaires de 1,26m de rayon (5m²). La Figure 2 représente la

disposition de ces placettes soit : (25m à l'est et 25m au nord du point 0, 50m à l'est et 25m au nord du point 0, 75m à l'est et 25m au nord du point 0, 25m à l'est et 50m au nord du point 0, 50m à l'est et 50m au nord du point 0, 75m à l'est et 50m au nord du point 0, 25m à l'est et 75m au nord du point 0, 50m à l'est et 75m au nord du point 0, 75m à l'est et 75m au nord du point 0). Des étiquettes et des tiges métalliques ont été placées au sol afin de repérer le centre des placettes de végétation.

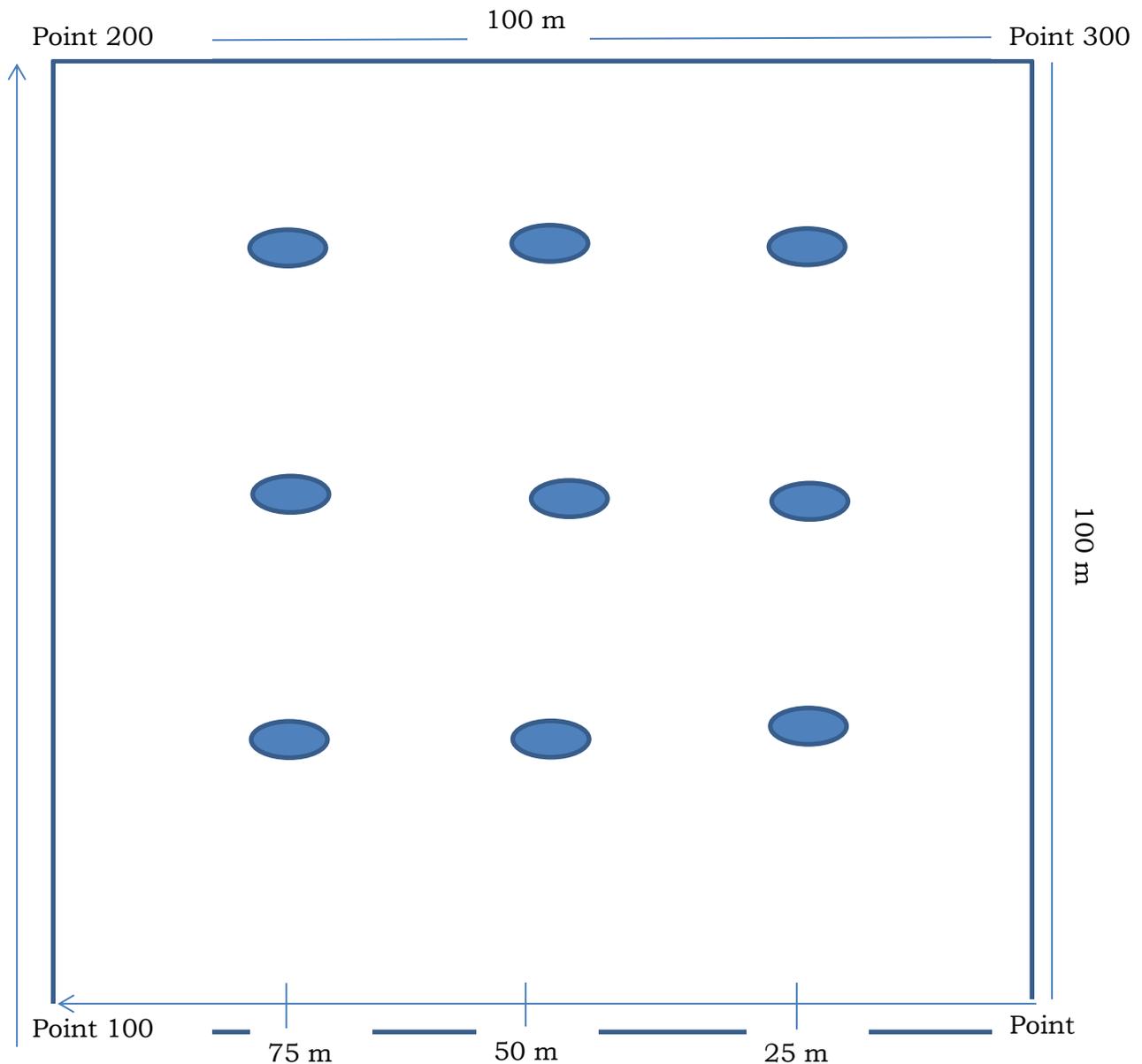


Figure 2. Dispositif d'échantillonnage pour une parcelle de 1 ha.

Légende : **Bleu : Dispositif d'échantillonnage systématique**

● Placette circulaire avec 1.26m de rayon (5m²)

Établissement des traitements

Les traitements sont assignés aléatoirement dans les différents sites d'étude (Tableau 3). La coupe a été faite selon les divers traitements assignés à l'automne 2011/hiver 2012.

Tableau 3. Les différents traitements assignés et faits pour les différentes parcelles dans chaque site d'étude.

Site	Région	Parcelle	Traitements
1	Laurentides	A	Alternatif
1	Laurentides	B	Retrait 5 cm et plus
1	Laurentides	C	Témoin
1	Laurentides	D	Retrait complet
1	Laurentides	E	CJ normal (10 cm)
1	Outaouais	A	Témoin
1	Outaouais	B	Alternatif
1	Outaouais	C	Retrait complet
1	Outaouais	D	Retrait 5 cm et plus
1	Outaouais	E	CJ normal (10 cm)
2	Outaouais	A	Alternatif
2	Outaouais	B	Témoin
2	Outaouais	C	Retrait complet
2	Outaouais	D	CJ normal (10 cm)
2	Outaouais	E	Retrait 5 cm et plus
2	Laurentides	A	Alternatif
2	Laurentides	B	Retrait 5 cm et plus
2	Laurentides	C	Retrait complet
2	Laurentides	D	CJ normal (10 cm)
2	Laurentides	E	Témoin

Prise de mesures

Les salamandres et tritons

Pour la mesure et la remesure de l'herpétofaune, l'inventaire est fait principalement par des recherches actives et standardisées sur le terrain (par quadrat). Les inventaires standardisés s'effectuent durant la journée et consistent à retourner les pierres, les troncs renversés ainsi que les débris ligneux au sol tels que bûches, branches et écorces (Ouellet *et al.* 2004).

Tous les éléments sont replacés dans leur position initiale. Chaque animal capturé est identifié, mesuré à l'aide d'une règle ($\pm 0,1$ mm) et quelquefois photographié avant d'être relâché sur place. Les œufs et les exuvies de certaines espèces permettent aussi l'identification. Le microhabitat de capture est déterminé et géoréférencé. Les cartes sont présentées en Annexe.

Les mêmes mesures ont été prises avant traitement durant le printemps et l'été 2011, ainsi qu'après traitements au printemps et à l'été 2012. Les recherches durent 2 heures pour 2 personnes dans chaque parcelles, pour un totale d'environ 160 heures/personne de recherche.

La végétation

Les placettes de végétation ont permis de prendre des mesures des peuplements forestiers, de la régénération forestière et du cortège floristique avant et après traitement.

Les peuplements forestiers

L'espèce et la classe de taille des arbres (perches 10-20cm, moyen fût 20-40 cm, grand fût 40-60 cm et très grand fût plus de 60 cm) sont notées pour tous les arbres qui entrent dans un point de prisme de facteur 2 effectué au centre de chaque placette de végétation. Ces données servent aussi à calculer la surface terrière.

La régénération forestière

Pour évaluer l'état de la régénération, les semis et les gaules d'espèces ligneuses sont dénombrés par espèce et par classes de taille (plantule, semis et gaules). Des mesures de dénombrement de la régénération en essences forestières par classes de tailles et par espèces ont été prises dans les placettes de végétation. Les classes de taille sont la plantule (moins de 50 cm), le semis (entre 50 et 300 cm) et la gaule (plus de 300 cm, mais de moins de 9,1 cm au DHP). Le tableau 6 en Annexe présente la liste des espèces analysées pour la régénération forestière, ainsi que les mesures prises pour ces espèces.

Le cortège floristique

Les bryophytes sont identifiés par famille, tandis que l'identification des fougères, prêles et lycopode se fait à l'espèce lorsque possible (sans analyse d'ADN). Toutes les autres plantes vasculaires ont été identifiées à l'espèce si possible. L'occurrence des différentes espèces, ainsi que la densité (dénombrement par espèce) par placettes ont été notées. Le tableau 6 en Annexe présente la liste des espèces analysées pour le cortège floristique, ainsi que les mesures prises pour ces espèces.

Analyse des données

Les salamandres et tritons

Différence d'abondance, ainsi qu'indice de diversité selon les sites et les traitements

L'abondance totale avant traitement, et 1 an après traitement, est présentée en nombre total de salamandres/tritons et par espèce. La différence entre l'abondance de salamandres/tritons (totale et par espèces) est aussi calculée (Nb année 1- Nb année 0) pour chaque site et traitement. Le nombre moyen de salamandres et de tritons par parcelles pour les différents sites est calculé en additionnant le nombre total pour un site et en le divisant par le nombre de parcelles (soit 5).

La richesse spécifique (soit le nombre d'espèce) par parcelle pour les différents sites est mesurée.

Pour les calculs de diversité l'équation de l'indice de diversité de Shannon-Weaver a été utilisé soit :

$$H = - \sum_{i=1}^s (p_i * \log(\text{base } 2) p_i)$$

Un indice de 0 représente quelque chose de très peu diversifié et un indice plus élevé représente une diversité plus forte. L'indice de diversité est présenté pour chaque site et chaque traitement.

La variation de l'abondance de salamandres et de tritons est comparée entre les 5 traitements à l'aide de la comparaison des moyennes (ANOVA).

La variation de l'abondance de salamandres et de tritons est corrélée avec la surface terrière (S.T. initiale, changement de ST et indice de ST) à l'aide de la régression linéaire. L'indice de ST est : (ST Année 1- ST Année 0)/ST Année 1).

Évaluation des facteurs influençant l'abondance de l'herpétofaune

L'approche de comparaison de modèles linéaires généralisés (unique ou combinant régression linéaire et ANOVA) avec l'Akaike Information Criteria, corrigé (QAICc) est utilisée pour déterminer les variables expliquant le mieux la variation de l'abondance de salamandres et de tritons. Les variables testées sont la surface terrière finale, la variation de la surface terrière, l'indice de changement de surface terrière, le traitement et l'effet aléatoire de l'année. Sur la base de ces 5 variables, 8 modèles ont été testés et comparés. La liste des

modèles et des hypothèses explicatives de la variation de la quantité de salamandres est présentée au tableau 4. À noter que plusieurs interactions de variables ont été testées, mais n'ont pas été sélectionnées dans les modèles (hypothèse moins rigoureuse).

Tableau 4. Liste des modèles et des hypothèses testés pour la comparaison de modèle expliquant la variation de l'abondance de salamandres et de tritons.

Modèle	Id	Hypothèses
Indice de ST	1	Les salamandres diminuent lorsqu'il y a une diminution de la ST et ce, principalement pour des ST déjà faibles. (Modèle régression linéaire)
Δ ST	2	Les salamandres diminuent lorsqu'il y a une diminution de la ST (Modèle régression linéaire)
ST finale	3	Les salamandres diminuent lorsque la surface terrière finale est faible (Modèle régression linéaire)
Année	4	Les salamandres varient en raison de l'année de capture (2011 vs 2012), (différentes conditions météorologiques) (Modèle : Test de T)
Trt	5	Les traitements influencent la quantité de salamandres (i.e. présence de bois mort l'augmente, perturbation du milieu la diminue (changement des conditions de microclimat)) (Modèle : Anova)
Indice de ST et Trt	6	Ce sont l'effet des traitements (bois mort, perturbation du milieu) et l'effet du changement de ST (principalement pour des ST déjà faible) qui influencent la quantité de salamandres (Modèle : Ancova)
Δ ST et Trt	7	Ce sont l'effet des traitements (bois mort, perturbation du milieu) et l'effet du changement de ST qui influencent la quantité de salamandres (Modèle : Ancova)
ST finale et Trt	8	Ce sont l'effet des traitements (bois mort, perturbation du milieu) et l'effet de la surface terrière finale qui influencent la quantité de salamandres (Modèle : Ancova)

Code : ST : Surface terrière, Δ : Variation, Trt : Traitement

La végétation

La régénération forestière

Pour analyser l'effet des traitements sur la régénération préétablie, nous avons calculé, pour les principales essences du territoire, la moyenne de semis/ha en régénération par site à partir des 9 micro-parcelles de régénération. Par la suite, nous avons calculé, par année et par traitement, le nombre moyen de tiges en régénération ainsi que l'intervalle de confiance à 95%.

Le cortège floristique

Pour le cortège floristique, nous avons d'abord vérifié l'effet des traitements sur la richesse spécifique. Pour cela, nous avons calculé le nombre d'espèces observées dans un site, toutes micro-parcelles confondues. De là, nous avons calculé le nombre moyen d'espèces, pour chaque année et traitement, ainsi que l'intervalle de confiance à 95%. Par la suite, pour les espèces les plus abondantes, nous avons calculé le nombre d'occurrence par parcelle (valeur de 0 à 9). Nous avons ensuite calculé la fréquence moyenne de ces espèces, pour chaque année et traitement, ainsi que l'intervalle de confiance à 95%.

Résultats

Les salamandres et tritons

Abondance de salamandres et tritons

Au total, 5 espèces de salamandres et de tritons ont été observées dans nos parcelles d'études pour l'année 2011 et pour l'année 2012. La quantité de salamandres et de tritons dénombrés est de 174 (Avant traitement, 2011) et de 156 (Après traitements, 2012). On observe donc une diminution totale de 18 individus, soit environ 10%. Le tableau 5 représente la quantité des différentes espèces observées dans les régions et les traitements. La salamandre cendrée est l'espèce la plus fréquente dans les parcelles d'étude, soit environ 95% (165/174) et 94% (146/156) des observations totales avant et après traitements respectivement.

La différence d'abondance de salamandre et de tritons avant et après traitement pour les différentes régions à l'étude est présentée au tableau 6. En somme, on note des variations importantes pour la salamandre cendrée. Pour les autres espèces, l'abondance ou la densité (nb/ha) varient peu avant et après traitement (Tableau 6).

Tableau 5. Abondance de salamandres et tritons par espèces avant et après traitements pour les 5 différents traitements dans la région des Laurentides et en Outaouais (2 sites par traitements par région).

Région	Traitement	Mesure	Salamandre à deux lignes	Salamandre à points bleus	Salamandre cendrée	Salamandre maculée	Triton vert
Laurentides	CJ	Après		1	21	1	
		Avant			23		
	CJ5	Après		1	35		1
		Avant			14		
	RCJ	Après	1		33		1
		Avant	1	1	20		

S	Après			16	2	
	Avant			16	1	
T	Après			10		
	Avant		1	8		
Outaouais CJ	Après			3		
	Avant			25	1	
CJ5	Après			18	1	
	Avant			19		
RCJ	Après	1		5		
	Avant			12	1	1
S	Après			1		
	Avant			23		2
T	Après			4		
	Avant			5		
Total	Après	2	2	146	3	3
Total	Avant	1	2	165	2	4
Total		3	4	311	5	7

Tableau 6. Différence d'abondance de salamandre et de tritons (Après traitement-Avant traitement) par espèces pour les 5 différents traitements dans la région des Laurentides et en Outaouais (2 sites par traitements par région).

Région	Traitement	Salamandre à deux lignes	Salamandre à points bleus	Salamandre cendrée	Salamandre maculée	Triton vert
Laurentides	CJ	0	1	-2	1	0
	CJ5	0	1	21	0	1
	RCJ	0	-1	13	0	1
	S	0	0	0	1	0
	T	0	-1	2	0	0
Outaouais	CJ	0	0	-22	0	-1
	CJ5	0	0	-1	0	1
	RCJ	1	0	-7	-1	-1
	S	0	0	-22	0	-2
	T	0	0	-1	0	0

Diversité et richesse de salamandres et tritons

La diversité en salamandre et tritons dans les différents sites et parcelles d'étude varie peu avant et après traitement (Tableau 7). On note une légère augmentation de la diversité (entre 0.30 et 0.51) pour les parcelles des Laurentides après CJ et CJ5, ainsi que pour les parcelles en Outaouais après CJ5. On observe aussi une légère diminution (entre 0.24 et 0.40) de la diversité

pour les parcelles en Outaouais après CJ et S. Pour la richesse spécifique, on observe la même tendance (Tableau 7).

La faible quantité d'observation des autres espèces justifie l'utilisation très limitée de l'indice de diversité pour les salamandres et tritons dans la présente étude.

Tableau 7. Diversité en salamandres et tritons avant, après traitement, ainsi que la variation de la diversité et de la richesse pour les 5 différents traitements dans la région des Laurentides et en Outaouais (2 sites par traitements par région).

Région	Traitement	Avant	Après	Δ diversité	Δ Richesse
Laurentides	CJ	0.00	0.51	0.51	+2
	CJ5	0.00	0.36	0.36	+2
	RCJ	0.53	0.37	-0.16	0
	S	0.32	0.50	0.18	0
	T	0.00	0.00	0.00	0
Outaouais	CJ	0.24	0.00	-0.24	-1
	CJ5	0.00	0.30	0.30	+1
	RCJ	0.73	0.65	-0.08	-1
	S	0.40	0.00	-0.40	-1
	T	0.00	0.00	0.00	0

Code : Vert : Légère augmentation de la diversité et de la richesse, Rouge : Légère diminution de la diversité et de la richesse

L'effet des différents traitements sur l'abondance de salamandres et tritons

Dans les parcelles témoins, l'abondance moyenne de salamandres et tritons est très semblable avant et après traitement (Figure 3). En effet, on observe une moyenne de la variation de salamandres dans les parcelles témoins de 0 ± 0.41 (Figure 3).

D'un autre côté, il y a une tendance à une abondance moyenne de salamandres et tritons plus faible après coupe de jardinage (moyenne passant de 12.3 à 6.5 individus/ha) et coupe avec faible impact sur le sol (traitement alternatif, S) (moyenne passant de 10.5 à 4.8 individus/ha), bien que les moyennes de la variation de salamandres (-5.75 ± 3.38 pour CJ et -5.75 ± 4.15 pour S) ne sont pas significativement différentes des témoins (Figure 4).

Finalement, on n'observe pas de diminution d'abondance moyenne de salamandres après récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle peu importe le type de récolte; la moyenne passe de 8.3 à 14 après CJ5 et de 9 à 10.3 après RCJ (Figure 3). La moyenne de la variation de salamandres après les traitements de récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle (5.75 ± 4.95 pour CJ5 et 1.25 ± 3.22 pour RCJ) n'est pas significativement différente de celle des témoins (Figure 4).

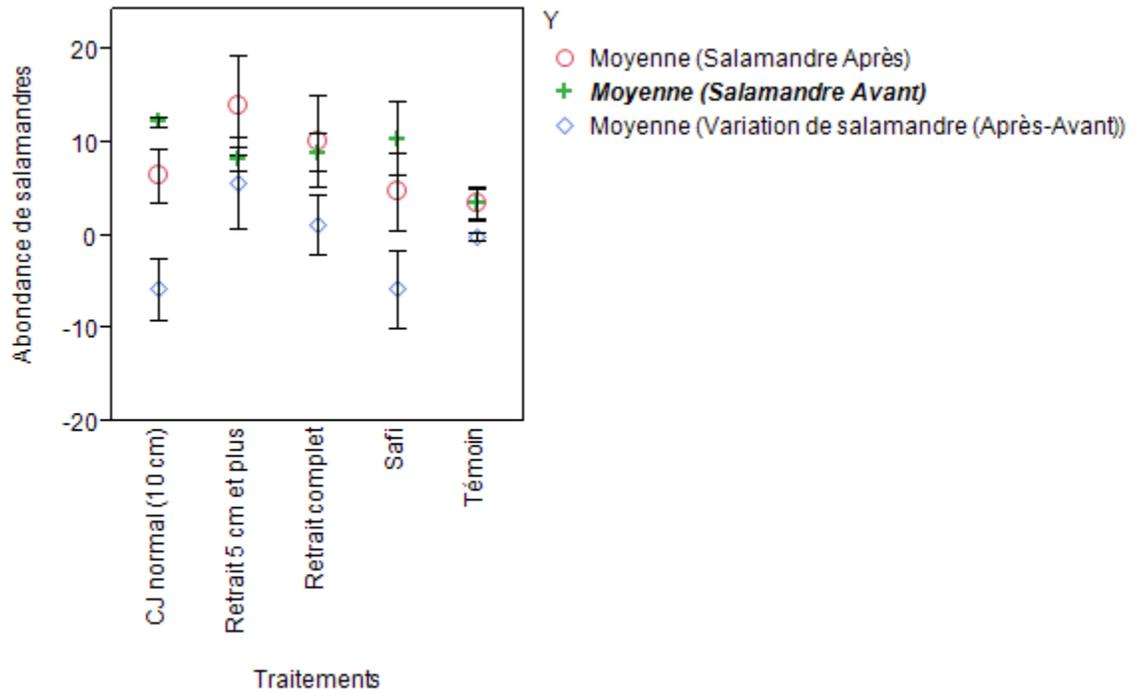


Figure 3. Moyenne de l'abondance avant et après pour les différents traitements, ainsi que la moyenne de la variation de l'abondance de salamandres comparée entre les 5 traitements à l'aide de la comparaison des moyennes (ANOVA). Les barres représentent l'erreur standard de la moyenne.

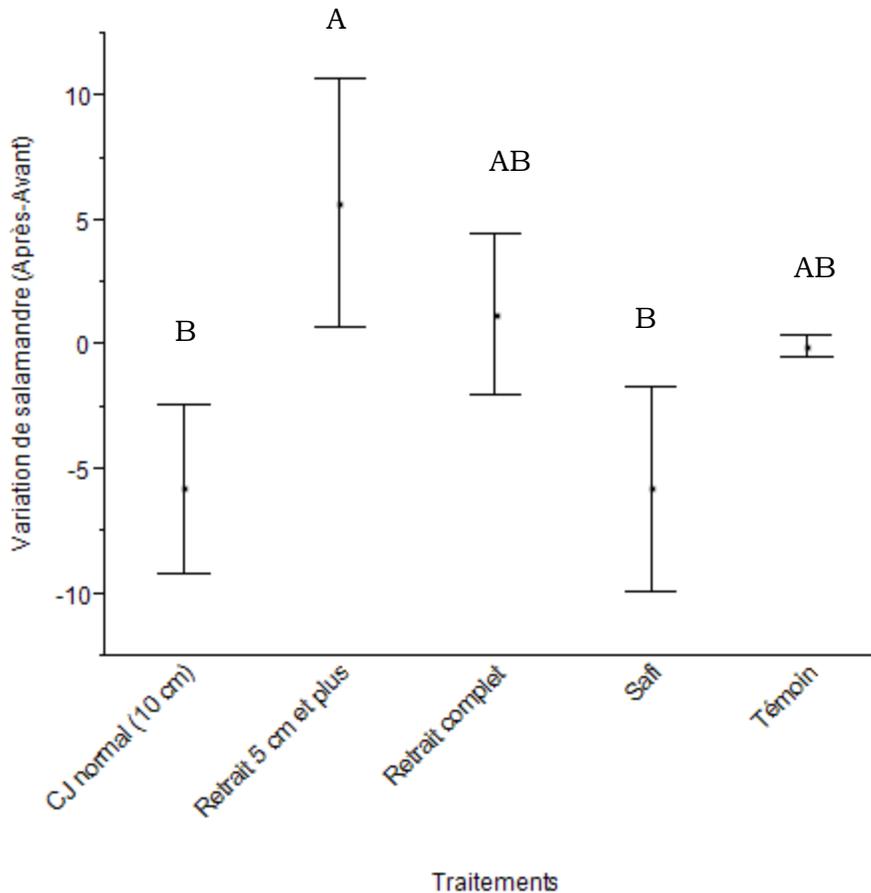


Figure 4. Moyenne de la variation de l'abondance de salamandres comparée entre les 5 traitements à l'aide de la comparaison des moyennes (ANOVA). Les barres représentent l'erreur standard de la moyenne. Les lettres différentes représentent des différences significatives entre les traitements.

L'effet de la surface terrière sur l'abondance de salamandres et tritons

Les résultats montrent que l'abondance de salamandres diminue lorsque la surface terrière est faible après traitement sylvicole (Figure 5 b; équation de la droite de régression : Δ abondance de salamandres = $1 \cdot (\text{surface terrière finale}) - 20$). En effet, on commence à voir des diminutions plus importantes de l'abondance de salamandres pour des surfaces terrières de moins de $18 \text{ m}^2/\text{ha}$ après traitement (Figure 5b). On observe que la surface terrière initiale est très faiblement corrélée avec la variation de l'abondance de salamandre ($r^2=0.01$) (Figure 5 a).

Le coefficient de corrélation entre la variation de l'abondance de salamandres augmente avec la variation de surface terrière ($r^2=0.27$) (Figure 5 c), suivi de la surface terrière finale ($r^2=0.30$) (Figure 5 b) et est maximal avec l'indice de surface terrière ($r^2=0.39$) (Figure 5 d). Ces résultats indiquent donc que l'abondance de salamandres diminue lorsque la surface terrière diminue et ce, principalement pour des surfaces terrières déjà faibles (Figure 5 d).

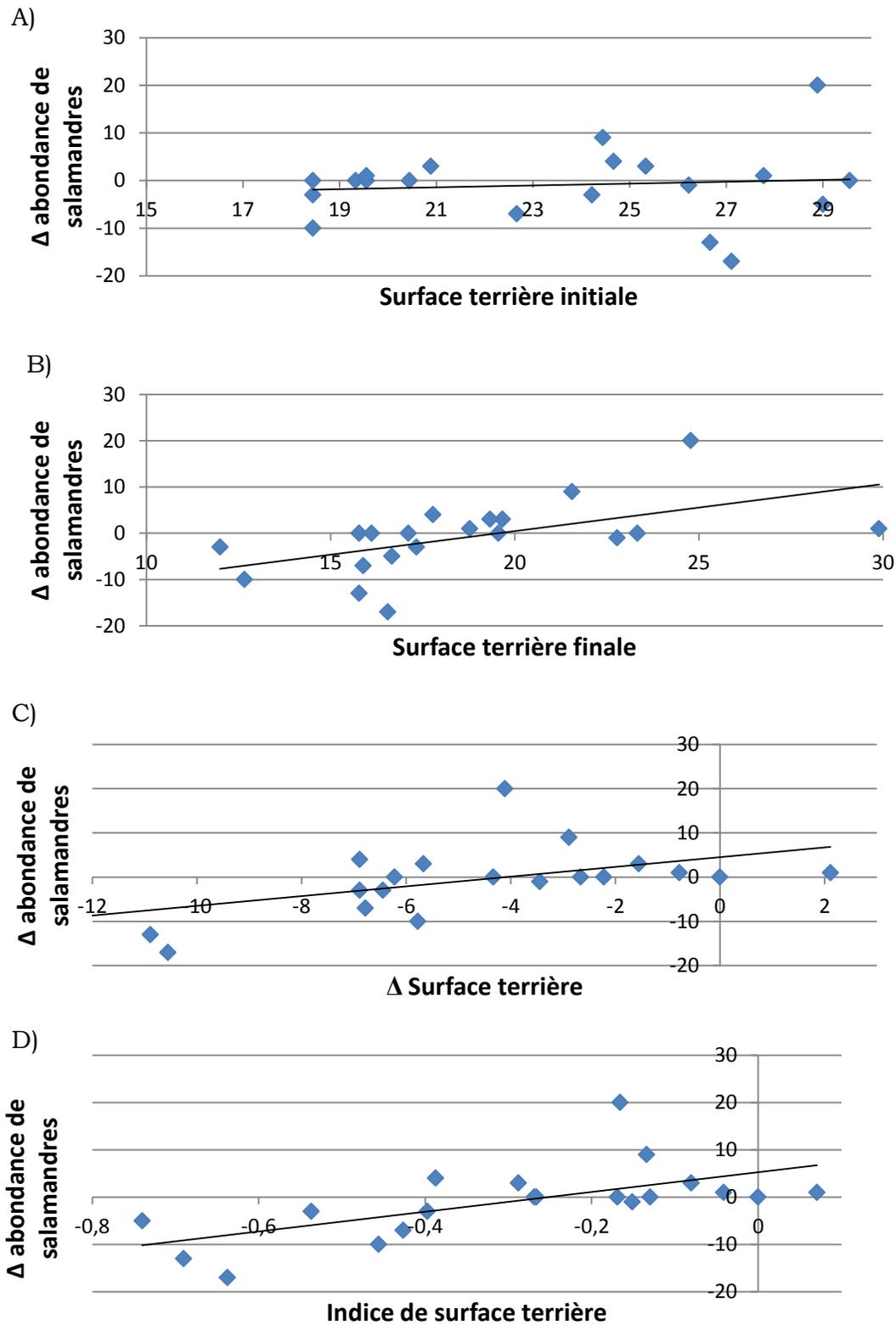


Figure 5. Variation de l'abondance de salamandres (Après-Avant traitement) pour les 20 différentes parcelles d'étude, corrélée avec A) la surface terrière initiale, B) la surface terrière finale, C) la variation de la surface terrière et D) l'indice de surface terrière à l'aide de la régression linéaire.

Évaluation des facteurs influençant l'abondance de salamandres et tritons

Le modèle 6 est le plus probable pour expliquer la variation de l'abondance de salamandres (Tableau 8, WI. 72%). Ce modèle inclue l'indice de surface terrière (la variable plus importante) et le traitement. On ne peut cependant pas exclure le modèle 1 (Tableau 8, WI. 18%), qui indique que l'effet traitement n'est peut-être pas très important pour expliquer la variation de l'abondance de salamandre.

Dans les parcelles témoins, on observe peu de variation de l'abondance de salamandres et peu de corrélation avec la surface terrière (Figure 6), mais après tous les autres traitements (CJ, RCJ, CJ5 et S), on observe des droites de régression semblables qui indique une diminution de l'abondance de salamandres lorsque la surface terrière diminue et ce, principalement pour des surfaces terrières déjà faibles (Figure 6).

Tableau 8. Comparaison des modèles explicatifs de la variation de l'abondance des salamandres. Le modèle en vert foncé est le modèle le plus probable (AICc le plus faible et Wi le plus élevé) suivi du modèle en vert pâle.

Modèles	Numéro	AICc	ΔAICc	Likelihood	Wi
Indice ST	1	135.4	2.8	0.24659696	18%
Δ ST	2	138.92	6.32	0.04242574	3%
ST finale	3	138.07	5.47	0.06489401	5%
Année	4	144.2	11.6	0.00302755	0%
Trt	5	148.1	15.5	0.00043074	0%
Indice ST et Trt	6	132.6	0	1	72%
Δ ST et Trt	7	140.43	7.83	0.01994055	1%
ST finale et Trt	8	144.85	12.25	0.00218749	0%

Code : ST : Surface terrière, Δ : Variation, Trt : Traitement, AICc : l'Akaike information criterion corrigé, Wi : poids du modèle comparé avec les autres modèles.

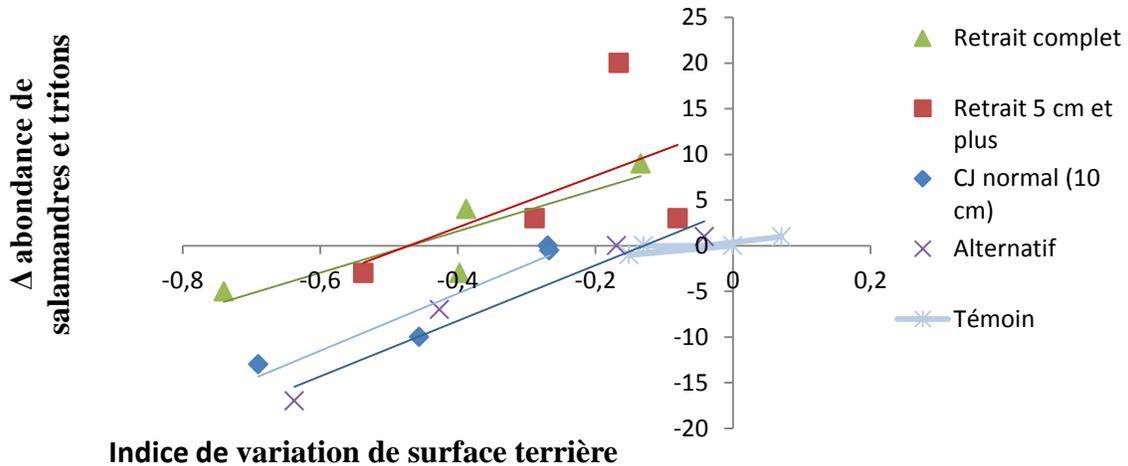


Figure 6. Représentation du modèle le plus probable expliquant la variation de l'abondance de salamandres (WI. 72%) incluant l'indice de surface terrière (la variable la plus importante) et le traitement. L'indice de ST est : $(ST \text{ Année } 1 - ST \text{ Année } 0) / ST \text{ Année } 1$.

La végétation

La régénération forestière : 1 an après traitement

Les effets des divers traitements sur la régénération préétablie ne sont pas tranchés. Si l'on ne se fie qu'aux intervalles de confiance à 95%, on serait porté à croire qu'il n'y a pas vraiment d'effets (Figure 7). Par contre, si l'on regarde plus attentivement les sites où il y avait de la régénération préétablie, il semble que les coupes avec retrait complet et retrait des branches de 5 cm et plus ont tendance à détruire une bonne proportion de la régénération préétablie.

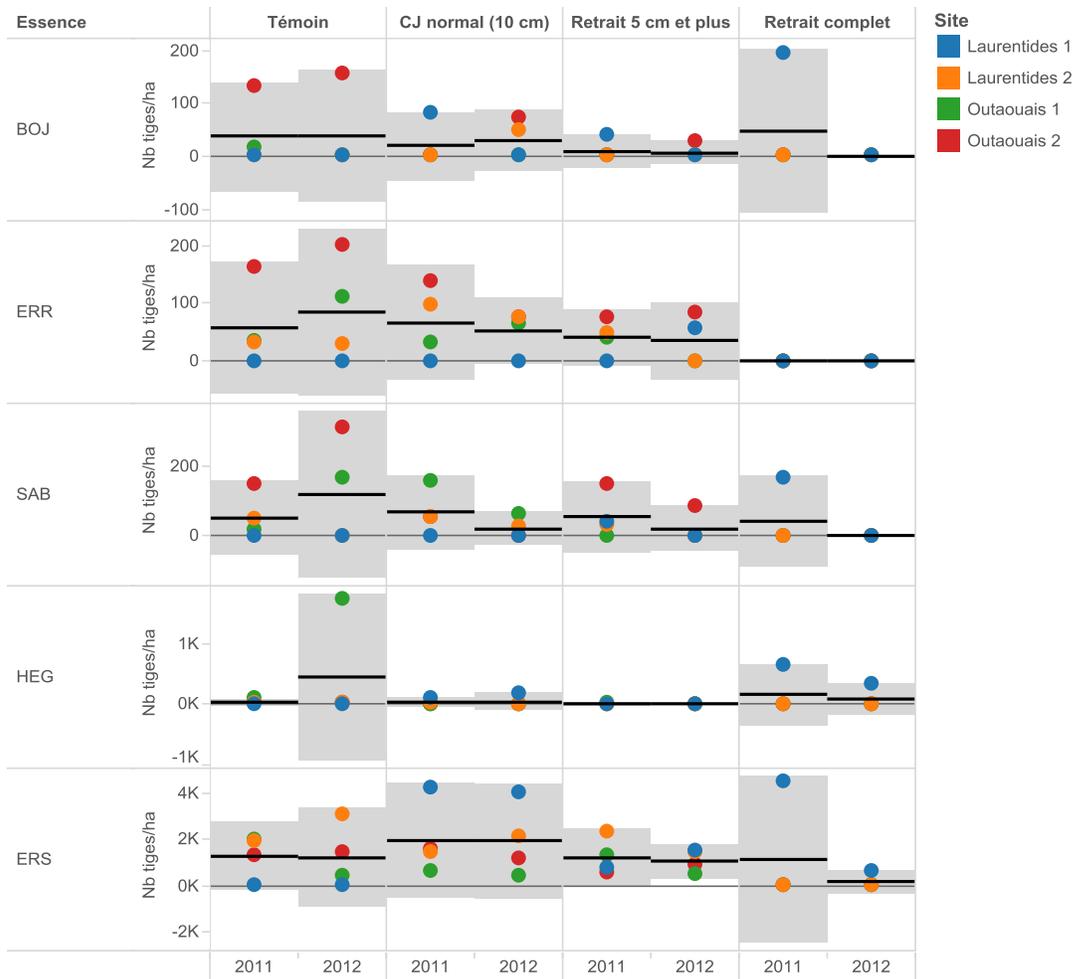


Figure 7. Effet des divers traitements sur la régénération préétablie des principales essences. La ligne pleine noire indique la moyenne alors que la zone en gris indique l'intervalle de confiance à 95%.

Le cortège floristique : 1 an après traitement

Pour ce qui est du cortège floristique, nous n'observons aucune différence en termes de richesse moyenne (Figure 8) entre les traitements et nous n'observons pas non plus d'effets des traitements sur l'occurrence des principales espèces (Figure 9).

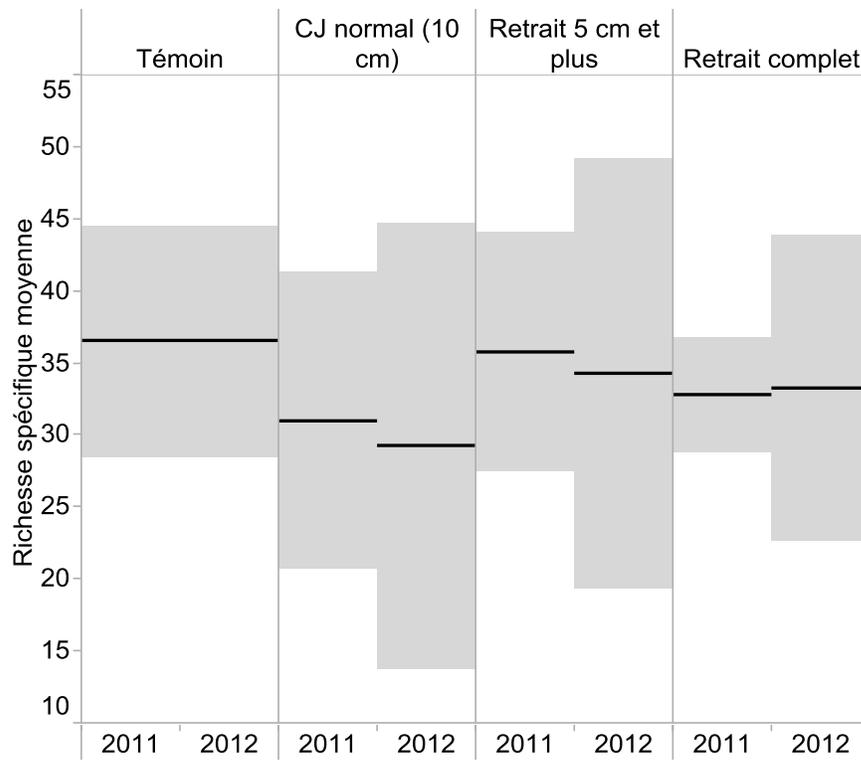


Figure 8. Effet des traitements sur la richesse spécifique.

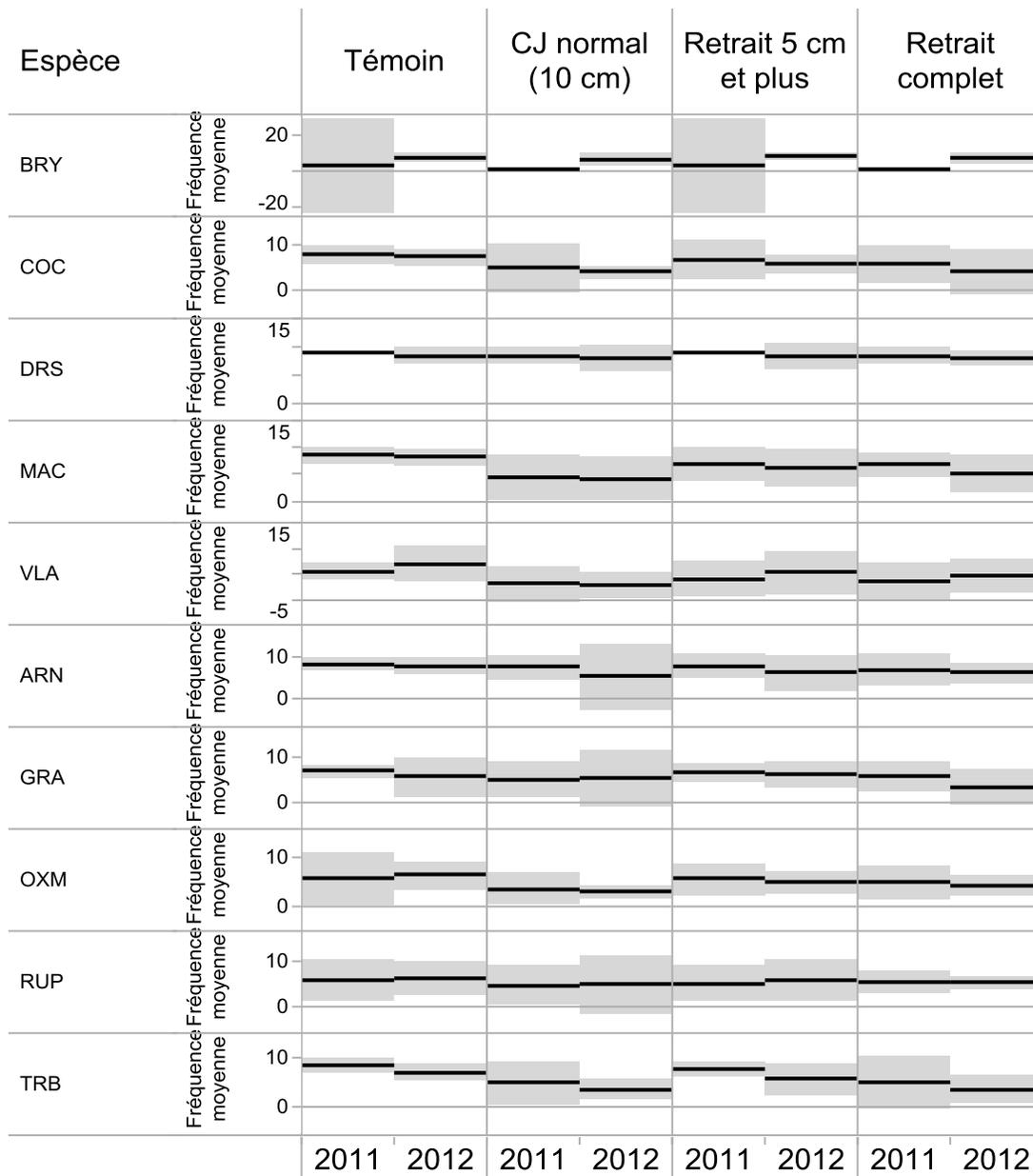


Figure 9. Effet des traitements sur la fréquence moyenne d'observation des principales espèces floristiques. La ligne pleine noire indique la moyenne alors que la zone en gris indique l'intervalle de confiance à 95%. Les codes d'espèces sont fournis au Tableau 6 en Annexe.

Discussion

L'herpétofaune

Les 5 espèces de salamandres et tritons observées dans la présente étude sont typiques des espèces que l'on retrouve dans les érablières du Québec (Desroches et Rodrigue 2004). On retrouve ses mêmes espèces dans d'autres études dans des érablières (Moore *et al.* 2002, Darveau et Desrochers 2001). La proportion de salamandres cendrées est semblable dans la présente étude (plus de 90%) et plusieurs autres études faites dans des érablières du Québec et du nord-est des États-Unis (entre 80 et 99% selon les études) (Mckenny *et al.* 2006, Alford et Richards 1999).

En somme, dans le suivi 1 an après traitement, on observe peu de variation de l'abondance totale (Tableau 5), de la diversité et de la richesse spécifique (Tableau 7) à court terme.

Importance du microclimat et effet négatif de l'ouverture du couvert pour les salamandres et tritons

Les résultats de la présente étude témoignent de l'importance du microclimat pour l'herpétofaune. En effet, à court terme, la quantité de salamandres diminue lorsque la surface terrière (ST) diminue suite à un traitement sylvicole, et ce, principalement pour des surfaces terrières déjà faibles (Figure 5 et Figure 6). L'indice de surface terrière est aussi le principal facteur du modèle sélectionné expliquant la diminution de l'abondance de salamandres (Tableau 8). La diminution de la surface terrière, principalement pour des surfaces terrières déjà faibles, occasionne probablement une ouverture du couvert, un ensoleillement plus important et une perte d'humidité au sol. Cette perte de microclimat humide suite à des traitements sylvicoles, par exemple, est mentionnée comme un des principaux facteurs de diminution d'abondance de la salamandre cendrée (Alford et Richards 199, Grover 1998, Demaynadier et Hunter 1995).

Ces résultats concordent aussi avec les études mentionnant que les changements de microclimat du sol sont des facteurs importants, influençant la qualité de l'habitat pour l'herpétofaune (Mckenny *et al.* 2006, deMaynadier et Hunter 1995, Bonin *et al.* 1999). Dans la présente étude, on observe une diminution de salamandres pour une ST inférieure à 18 m²/ha après traitement (Figure 5). Ross *et al.* (2000) ont établi qu'il fallait conserver une surface terrière de 15m²/ha, seuil en dessous duquel on observerait des effets significatifs de diminution pour la salamandre.

Peu d'effet du type de récolte de biomasse à court terme

À court terme, soit un an après traitement, il semble que les différents types de récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle (CJ) influencent peu

l'abondance, la richesse et la diversité de salamandres. En effet, le type de récolte (ex. CJ, CJ + retrait de petites branches 5cm, CJ + retrait complet) semble peu influencer la quantité de salamandres (Figure 3 et Figure 4).

Cependant, après seulement un an, les effets de changement dans les classes de décomposition des débris ligneux et la diminution d'entrée progressive de bois mort, cités comme sources de diminution de salamandres (Mckenny *et al.* 2006) ne peuvent pas être observés adéquatement. De plus, la diminution des nutriments comme le calcium et de la quantité de litière, mentionnés comme important pour les salamandres (Beier *et al.* 2012, Maerz *et al.* 2009) sont aussi probablement peu perceptibles après seulement un an.

L'importance des débris ligneux pour les salamandres, n'est pas remise en question dans la présente étude. En effet, dans 3 des 5 traitements soit CJ, CJ + retrait de petites branches 5cm et le traitement alternatif, on observe une entrée ponctuelle importante de bois mort 1 an après traitement, comparativement au témoin et au traitement CJ + retrait complet. Dans les parcelles témoins, le bois mort devrait entrer en plus grande quantité à long terme, mais de façon plus progressive (suite à la mort naturelle des arbres). À plus long terme, les parcelles CJ + retrait complet et CJ + retrait de petites branches 5cm, comparées aux parcelles CJ pourraient nous informer de l'importance des petits débris ligneux, tandis que la comparaison des CJ (avec différents modes de récoltes) et des témoins pourrait nous informer de l'importance d'entrée progressive de débris ligneux avec différents stades de décomposition.

Finalement, les observations terrains de l'herpétofaune et la comparaison des différents traitements semblent indiquer que, à court terme, les sentiers de débardage (avec plus de compaction du sol et de débris de coupe involontaires) n'ont pas d'effet négatif sur la présence de la salamandre cendrée. En effet, plusieurs observations de salamandres cendrées ont été recensées près ou dans les sentiers de débardage, notamment après CJ5 et RCJ (observations de salamandres dans les sentiers visibles aux Cartes 1 à 4 en Annexe dans certaines parcelles).

Effet négatif sur l'abondance de salamandres et tritons possiblement plus important à long terme

Les principaux effets des traitements visibles à court et à long terme sont listés ci-dessous. Un code rouge indique des effets possiblement négatifs, un code vert indique des effets possiblement positifs et un code noir indique des effets plus incertains. Cette liste d'effets montre donc plus d'effets potentiellement négatifs à long terme.

Effet à court terme :

- Accentuer le changement au niveau du microclimat et de la perte d'humidité du sol (Tous sauf témoin)
- Augmenter la compaction du sol et effet du sentier de débardage (RCJ>CJ5>CJ, nul pour témoin et traitement alternatif)
- Entrée ponctuelle de débris ligneux (CJ>CJ5>Alternatif, nul pour témoin et RCJ)

Effet à long terme :

- Accentuer le changement au niveau du microclimat et de la perte d'humidité du sol (Tous sauf témoin)
- Diminution d'entrée progressive de bois mort et perte de certaines classes de décomposition des débris ligneux (Tous sauf témoin)
- Augmenter la compaction du sol et effet du sentier de débardage (Tous sauf témoin et traitement alternatif)
- Accentuer la perte de microhabitats et de ressources trophiques (RCJ>CJ5>CJ>Alternatif, nul pour témoins)
- Augmenter la perte d'éléments nutritifs (RCJ>CJ5>CJ>Alternatif, nul pour témoins)

La végétation

Les effets des différents traitements sur la régénération et le cortège floristique ne sont pas frappants. Cela s'explique probablement par 2 raisons principales. La première est la saison du traitement, à l'effet qu'étant donné que les traitements de retrait de biomasse ont eu lieu en hiver, il est fort probable que la neige ait pu protéger le cortège floristique et aussi, mais peut-être à un degré moindre, la régénération préétablie.

La seconde raison s'applique davantage à la régénération préétablie. Nous ne voyons pas d'effets marquants des traitements sur celle-ci quand il n'y a pas de régénération préétablie, ce qui est tout de même logique. Le manque de régénération préétablie dans plusieurs de nos sites limite ainsi les conclusions que nous pouvons tirer à cet égard. Toutefois, il semble que les traitements de retrait de biomasse aient un impact négatif non-négligeable lorsque celle-ci est présente.

Nous recommandons donc d'éviter la récolte de biomasse sur les sites où il y a une régénération préétablie intéressante ou bien de développer des modalités qui protégeront celle-ci. Nous recommandons aussi que les travaux aient lieu en hiver.

Suggestion afin de conserver la biodiversité lors de récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle dans des érablières du Québec

Avis 1 : S'assurer de conserver un volume de débris ligneux (DHP \geq 10cm) de plus de 20 m³/ha

Volume de débris ligneux (DHP \geq 10cm) d'érablière naturelle typique : moyenne entre 53 à 88 m³/ha; Volume minimal de débris ligneux (DHP \geq 10cm) : environ 36 m³/ha (Roy 2013)

- **Une diminution entre 50 et 75% devrait être considérée majeure : Entre 9 et 18 m³/ha de débris ligneux (DHP \geq 10cm)**
- **Une diminution de plus de 75% devrait être considérée critique : Moins de 9 m³/ha de débris ligneux (DHP \geq 10cm)**

Avis 2 : S'assurer de conserver une surface terrière après traitement de plus de 18 m²/ha

Surface terrière d'érablière naturelle typique entre 24 et 40 m²/ha (Roy 2013)

- **Une diminution entre 50 et 75% devrait être considérée majeure : ST entre 14 et 16 m²/ha**
- **Une diminution de plus de 75% de la ST devrait être considérée critique : ST inférieure 14 m²/ha**

Avis 3 : Conserver des îlots de débris ligneux à long terme avec différentes classes de décomposition qui tiennent compte du déplacement de différentes espèces

Certaines salamandres et petits mammifères liés aux débris ligneux au sol sont limités dans leur capacité à se déplacer (moins de 150 m)

Avis 4 : Attendre la chute des feuilles pour les opérations de récolte de biomasse et même attendre en hiver, afin de diminuer les impacts notamment sur le cortège floristique

Avis 5 : Éviter la récolte de biomasse lorsqu'il y a une régénération forestière préétablie intéressante

Avis 6 : Faire le suivi à plus long terme du dispositif de mesure et remesure des effets de la récolte de biomasse intégrée à la coupe partielle

Références

- Alford, R.A., and S.J. Richards. 1999. Global amphibian declines: A problem in applied ecology. *Annual Review of Ecology and Systematics* 30: 133-65.
- Andersson, L.I. et H. Hytteborn. 1991. Bryophytes and decaying wood – a comparison between managed and natural forest. *Holarctic Ecology* 14: 121-130.
- Angers, V.-A. 2009. L'enjeu écologique du bois mort – Complément au Guide pour la description des principaux enjeux écologiques dans les plans régionaux de développement intégré des ressources et du territoire Québec : pour le ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction de l'environnement et de la protection des forêts, 45 p.
- Angers, V. A., C. Messier, M. Beaudet, and A. Leduc. 2005. Comparing composition and structure in old-growth and harvested (selection and diameter-limit cuts) northern hardwood stands in Québec. *Forest Ecology and Management* 217:275–293.
- Angers, V.-A. 2004. Comparaison de la structure et de la composition d'érablières anciennes et aménagées (coupe de jardinage et coupe à diamètre limite). Mémoire de M.Sc., Université du Québec à Montréal, 66 p.
- Angers, V.-A., Varady-Szabo H., Malenfant A. et M. Bosquet. 2011. Mesure des écarts des attributs de bois mort entre la forêt naturelle et la forêt aménagée en Gaspésie. Consortium en foresterie Gaspésie-Les-îles, Gaspé, Québec. 51 p.
- Åström, M., Dynesius, M., Hylander, K. et C. Nilsson. 2005. Effects of slash harvest on bryophytes and vascular plants in southern boreal forest clear-cuts. *Journal of Applied Ecology* 42: 1194-1202.
- Aubin, I., Gachet S., Messier C., and A. Bouchard. 2007. How resilient are northern hardwood forests to human disturbance? An evaluation using a plant functional group approach. *Ecoscience* 14 (2): 259-271.
- Bégin, É. et F. Doyon 2010. Risques écologiques et environnementaux associés à la récolte de biomasse intégrée aux coupes partielles dans l'érablière et la sapinière à bouleau jaune de l'Ouest. *Revue de littérature. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec.* 33 p.
- Beier, C. M., Woods A. M., Hotopp K.P., Gibbs C.P., Mitchell M.J., Dovčiak M., Leopold D.J., Lawrence, G.B. et B.D. Page. 2012. Changes in faunal and vegetation communities along a soil calcium gradient in northern hardwood forests. *Revue canadienne de recherche forestière.* 42(6): 1141-1152.
- Bonin, J., Desroches J.-F., Ouellet M. et A. Leduc. 1999. Les forêts anciennes: refuges pour les salamandres. *Le naturaliste canadien.*
- Darveau, M. et A. Desrochers. 2001. Le bois mort et la faune vertébrée - État des connaissances au Québec. Ministère des ressources naturelles, Direction de l'environnement forestier, 37 p.
- Deconchat, M. 2001. Effets des techniques d'exploitation forestière sur l'état de surface du sol. *Ann. For. Sci.* 58: 653–661.

- Deconchat, M. et G. Baiant. 2001. Effets des perturbations du sol et de la mise en lumière occasionnées par l'exploitation forestière sur la flore à une échelle fine. *Annals of forest science*, 58(3): 315-328.
- Demaynadier, P.G. et M.L. Hunter. 1998. Effects of silvicultural edges on the distribution and abundance of amphibians in Maine. *Conservation Biology*.
- Demaynadier, P.G. et Hunter Jr, M.L. 1995. The relationship between forest management and amphibian ecology: a review of the North American literature. *Environ. Rev.* 3:230-261.
- Desroches, J.-F. et D. Rodrigue. 2004. Amphibiens et reptiles du Québec et des Maritimes. Édition Michel Quintin, Waterloo, Québec, 288 p.
- DiMauro, D. et Hunter Jr, M.L. 2002. Reproduction of amphibians in natural and anthropogenic temporary pools in managed forests. *Forest Science* 48: 397-406.
- Doyon, F., Yamasaki S. et R. Duchesneau. 2008. The use of the natural range of variability of identifying biodiversity values at risk when implementing a forest management strategy. *Forestry Chronicle* 84(3) : 316-329.
- Federer, C.A., Hornbeck J.W., Tritton L.M., Martin C.W. et R.S. Pierce. 1989. Long-term depletion of calcium and other nutrients in eastern us forests. *Environmental management*. 13: 593-601.
- Frisbie, M.P. and R.L. Wyman. 1991. The effects of soil pH on sodium balance in the red-backed salamander, *Plethodon cinereus*, and three other terrestrial salamanders. *Physiological Zoology*, 64(4):1050-1068.
- Gasser, D., Messier, C., Beaudet, M. and Lechowicz, M.J. 2010. Sugar maple and yellow birch regeneration in response to canopy opening, liming and vegetation control in a temperate deciduous forest of Quebec. *Forest Ecology and Management*, 259(10):2006-2014.
- Grover, M.C. 2000. "Determinants of salamander distributions along moisture gradients." *Copeia*, 156-168.
- Grover, M.C. 1998. "Influence of cover and moisture on abundances of the terrestrial salamanders *Plethodon cinereus* and *Plethodon glutinosus*." *Journal of Herpetology*, 32: 489-497.
- Hacker, J.J. 2005. Effects of logging residue removal on forest sites. West Central Wisconsin Regional Planning Commission. Wisconsin. 29 p.
- Heatwole, H., 1962. Environmental factors influencing local distribution and activity of the salamander, *Plethodon cinereus*. *Ecology*, 43(3), pp.460-472.
- Hagan, J. M. et S.L. Grove. 1999. Coarse woody debris. *Journal of forestry*. 97(1): 6-11.
- Hamburg, S.P., Yanai R.D., Arthur M.A., Blum J.D. et T.G. Siccama. 2003. Biotic control of calcium cycling in northern hardwood forests: Acid rain and aging forests. *Ecosystems*. 6: 399-406.

Jacobs, L. et J.E. Houlahan. 2011. Adjacent land-use affects amphibian community composition and species richness in managed forests in New Brunswick, Canada. *Revue canadienne de recherche forestière*. 41(8): 1687-1697.

Jaeger, R.G. 1980. "Fluctuations in prey availability and food limitation for a terrestrial salamander *Plethodon cinereus*." *Oecologia*, 44, 335-341.

Jaeger, R.G., Wicknick, J.A., Griffis, M.R., and Anthony, C.D. 1995. "Socioecology of a terrestrial salamander: juveniles enter adult territories during stressful foraging periods." *Ecology*, 76, 533-543.

Jaeger, R.G., and Rubin, A.M. 1982. "Foraging tactics of a terrestrial salamander judging prey profitability." *Journal of Animal Ecology*, 51, 167-176.

Jobidon, R. 1995. Autécologie de quelques espèces de compétition d'importance pour la régénération forestière au Québec. *Revue de littérature. Mémoire de recherche forestière No 117, Gouvernement du Québec, Ministère des ressources naturelles, Québec.*

Lessard, G. et S. Côté. 2007. Options sylvicoles quand le jardinage par pied d'arbre ne s'applique pas. CERFO, Centre collégial de transfert de technologie en foresterie. Rapport. 288p.

Lessard, G., Van Der Kelen G., Gauthier P. et F. Guillemette. 2005. Détermination des paramètres des forêts aptes au régime du jardinage (phase I). Rapport. 156 p.

Lessard, G., Blouin D. et A. Patry. 2000. Comparaison de différents traitements sylvicoles pour l'installation de la régénération en essences tolérantes et intermédiaires dans des peuplements à dominance feuillue (bouleau jaune). Centre collégial de transfert de technologie en foresterie (CERFO). 38 p.

Maerz, J. C., Nuzzo, V. A., and Blossey, B. (2009). "Declines in woodland salamander abundance associated with non-native earthworm and plant invasions." *Conservation Biology*, 23, 975-981.

Majcen, Z., Bédard S. et S. Meunier. 2005. Accroissement et mortalité quinze ans après la coupe de jardinage dans quatorze érablières du Québec méridional. Gouv. du Québec, min. des Ress. nat. et de la Faune, Dir. de la rech. for. Mémoire de rech. for. n° 148. 40 p.

Majcen, Z., Bédard S. et S. Meunier. 2004. Accroissement et régénération à la suite de coupes de jardinage et de succession dans 21 blocs expérimentaux. Gouv. du Québec, min. des Ress. nat., de la Faune et des Parcs, Dir. de la rech. for. Rapport interne n° 485. 34 p.

McGee, G.G., R.W. Kimmerer. 2002. Forest age and management effects on epiphytic bryophyte communities in Adirondack northern hardwood forests, New York, U.S.A. *Revue canadienne de recherche forestière*. 32(9): 1562-1576.

McGee, G.G., Mitchell M.J., Leopold D.J., Raynal D.J. and M. Mbila. 2007. Relationships among forest age, composition and elemental dynamics of Adirondack northern hardwood forests *The Journal of the Torrey Botanical Society*. 134(2): 253-268.

McGee, G.G. and J.P. Birmingham. 1997. Decaying logs as germination sites in northern hardwood forests. *North. J. Appl. For.* 14: 178-182.

McGee, G.G., Leopold D.J. et R.D. Nyland. 1999. Structural characteristics of old-growth, maturing, and partially cut northern hardwood forests. *Ecological Applications* 9: 1316-1329.

Mckenny, H.C., Keeton W.S. et T.M. Donovan. 2006. Effects of structural complexity enhancement on eastern red-backed salamander populations in northern hardwood forests. *Forest Ecology and Management*. 230: 186-196.

Messier, C., Beudet M. et D. Greene. 2010. Évaluation de l'effet du jardinage et des coupes par trouées sur la dynamique de la régénération des érablières (strates ErFt et ErBj) : vers le développement d'outils de planification.

Miller, T.F., Mladenoff D.J. et M.K. Clayton. Old-growth northern hardwood forests: spatial autocorrelation and patterns of understory vegetation.

Moore, M.R. and J. L. Vankat. 1986. Responses of the herb layer to the gap dynamics of a mature beech-maple forest. *American Midland Naturalist*. 115:336-347.

MRNF. 1998. Évaluation de l'effet de la coupe de jardinage sur la disponibilité de chicots. Note technique.

Moore, J-D., Ouimet R., Camiré C. et D. Houle. 2002. Impact des coupes forestières sur la faune du sol : le cas d'une érablière des basses-Laurentides. *Le naturaliste canadien*. 126 (2): 55-58.

Moore, J.-D., and R. L. Wyman. 2010. "Eastern red-backed salamanders (*Plethodon cinereus*) in a highly acid forest soil." *The American Midland Naturalist*, 163, 95-105.

MRNF. 2003. Réactions prévisibles des espèces végétales forestières en situation précaire face aux pratiques forestières québécoises; Les enjeux de biodiversité relatifs à la composition forestière.

Nolet, P., Delagrangé S. et M.-E. Roy. 2012. Récolte de la biomasse forestière : Effets sur l'exportation d'éléments nutritifs et mise en place d'un dispositif de suivi à long terme. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec. Rapport Final. 50 p.

Nolet, P. et N. Rojas. 1998. Effets des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec. 22 p.

Nolet, P. et S. Sougavinsky. 1998. Effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité: revue de littérature. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec. 34 p.

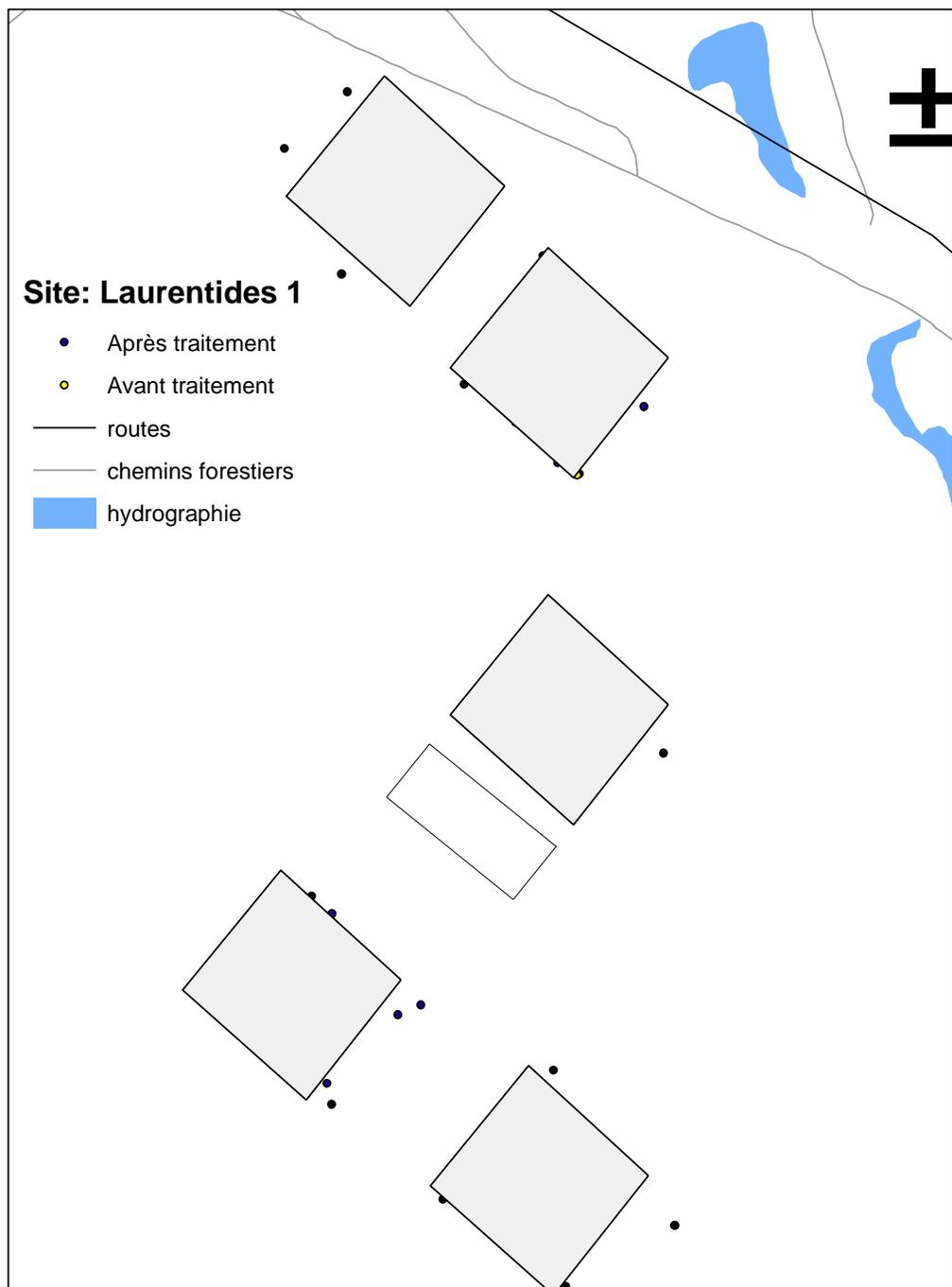
Ouellet, M., Galois, P. et R. Pétel. 2004. Inventaire des amphibiens et des reptiles sur le mont Royal au cours de l'année 2004. Rapport scientifique réalisé pour la Ville de Montréal, Québec.

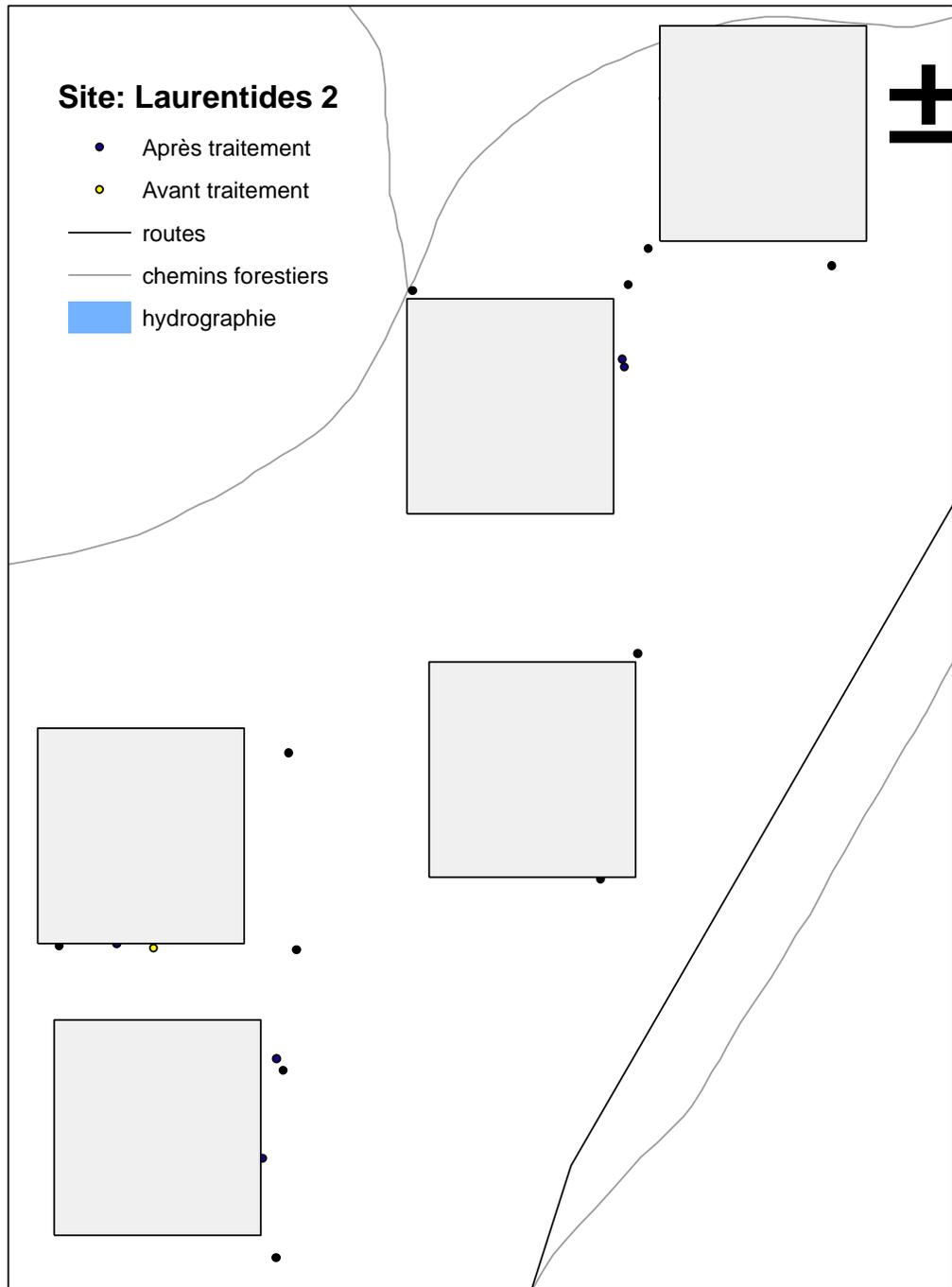
Ransom, T. S. 2010. "Earthworms, as ecosystem engineers, influence multiple aspects of a salamander's ecology." *Oecologia*, published online.

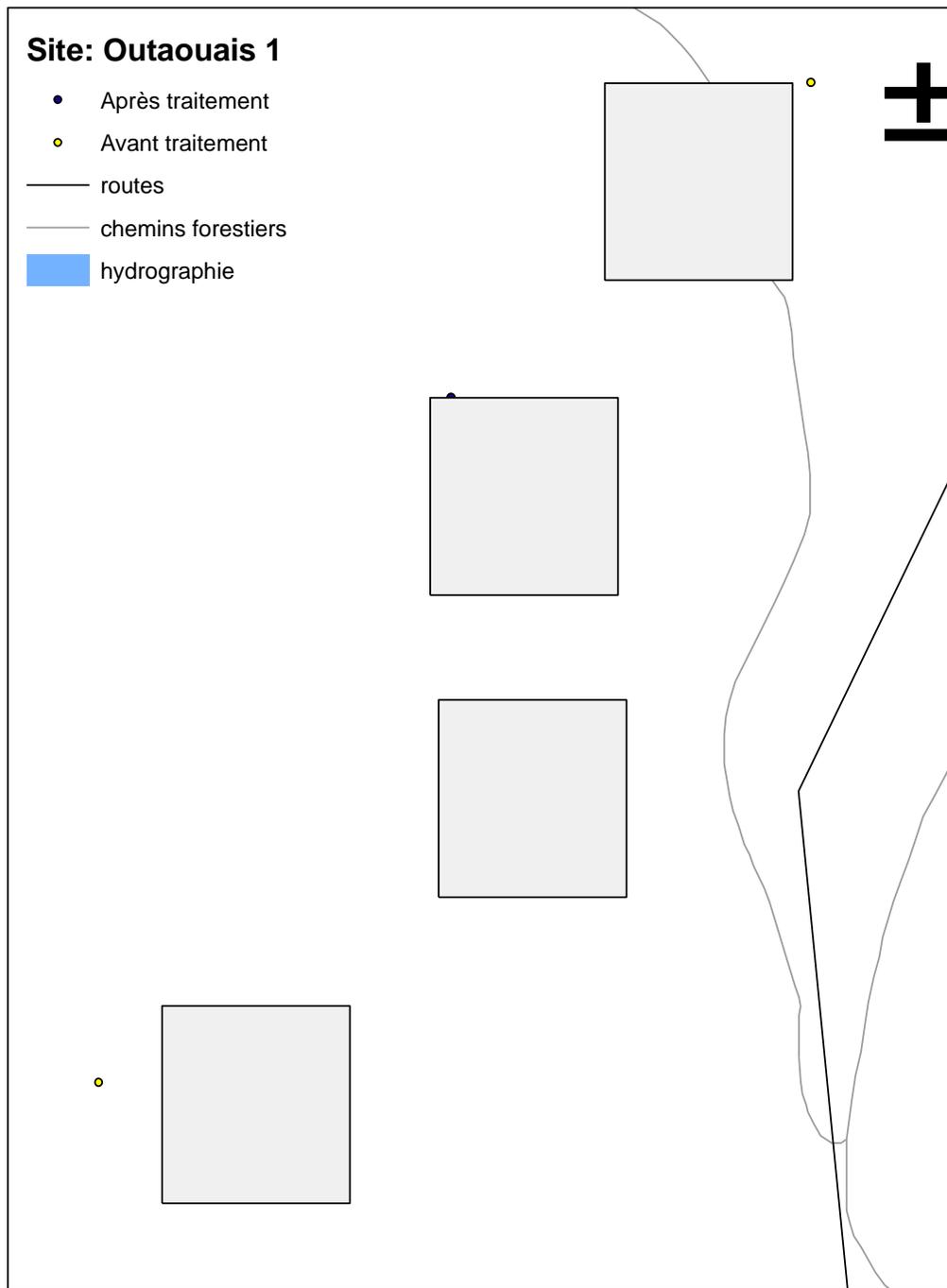
Reader, R.J. 1987. Loss of species from deciduous forest understory immediately following selective tree harvesting. *Biol. Conserv.*, 42: 231-244.

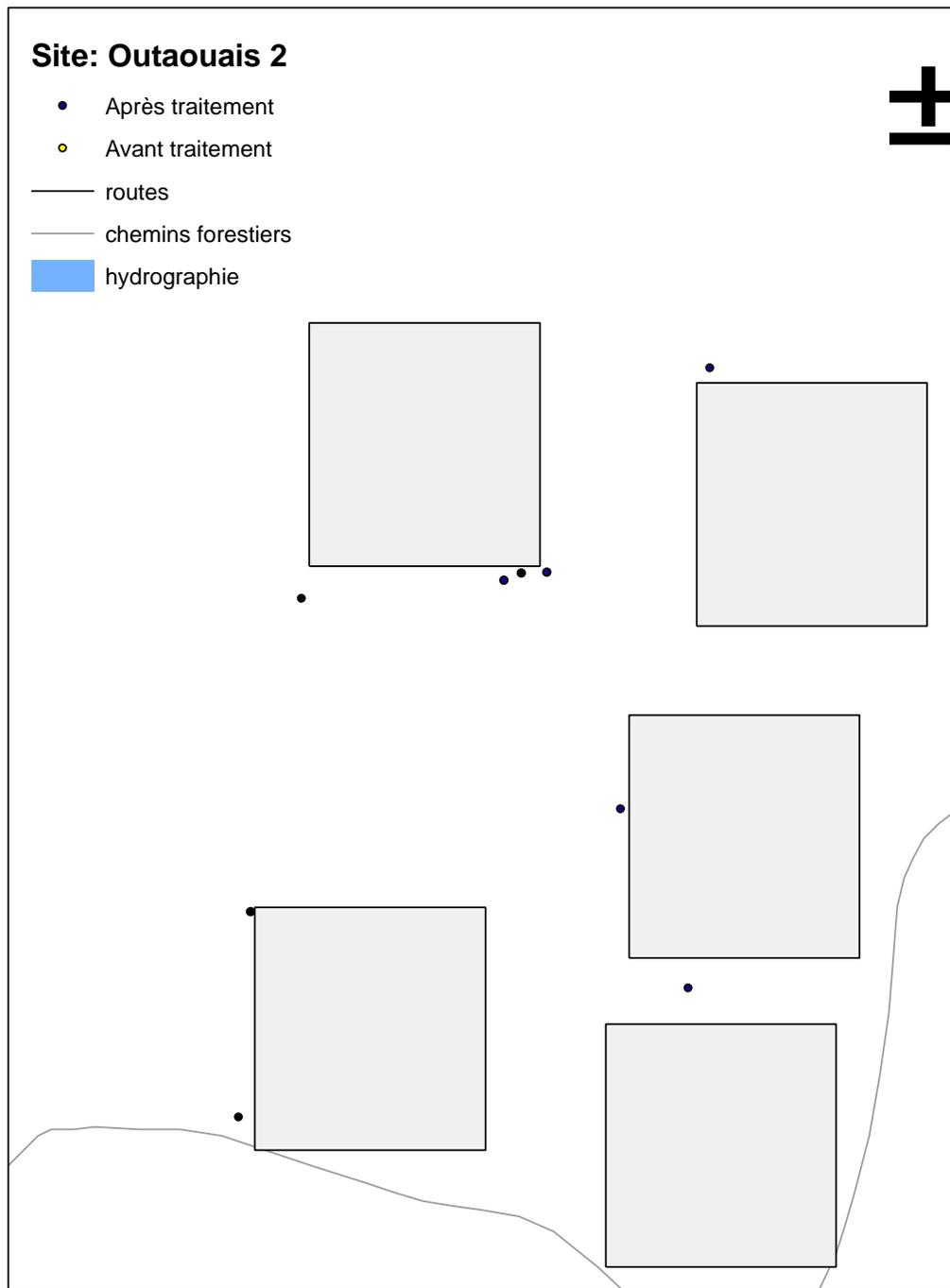
- Robitaille, A. et J-P. Saucier. 1998. Paysages régionaux du Québec méridional. MRN, Gouvernement du Québec. Éd. Les publications du Québec. 213 p.
- Ross, B., Fredericksen, T., Ross, E.J., Hoffman, W., Morrison, M.L., Beyea, J., Lester, M.B., Johnson, B.N. et N.J. Fredericksen. 2000. Relative abundance and species richness of herpetofauna in forest stands in Pennsylvania. *For. Sci.* 46 : 139–146.
- Roy, M-È., McCullough V., Mauri Ortuno E. et F. Doyon. 2010. La détermination des enjeux écologiques régionaux liés à la mise en oeuvre de l'aménagement écosystémique sur le territoire des unités d'aménagement forestier (UAF) 62-52 & 62-51. Rapport technique. Institut québécois d'Aménagement de la Forêt feuillue, Ripon, Québec. 67 p.
- Roy, M-E. 2013. Impact des activités d'exploitation et d'aménagement acéricole sur la faune et la biodiversité : Revue de littérature. ISFORT.
- Scheller, R.M. and D.J. Mladenoff . 2002. Understory species patterns and diversity in old-growth and managed northern hardwood forests. *Ecological Applications*. 12 (5): 1329–1343.
- Semlitsch, R.D., Todd B.D., Blomquist S.M. et A.J.K. Calhoun. 2009. Effects of timber harvest on amphibian populations: understanding mechanisms from forest experiments. *BioScience*.
- Shields, J.M. et C.R. Webster. 2007. Ground-layer response to group selection with legacy-tree retention in a managed northern hardwood forest. *Revue canadienne de recherche forestière*. 37(10): 1797-1807.
- Simons, R.R., Jaeger, R.G., and B.E. Gelgenhauer. 1997. "Competitor assessment and area defense by territorial salamanders." *Copeia*. 1: 70-76.
- Tritton, L.M., Martin C.W. et J.W. Hornbeck. 1987. Biomass and nutrient removals from commercial thinning and whole-tree clearcutting of central hardwoods. *Environmental Management*. 11: 659-666.
- Vaillancourt, M-A. 2008. Effets des régimes de perturbation par le chablis sur la biodiversité et les implications pour la récupération. Ministère des Ressources naturelles et de la Faune, Direction du développement socio-économique, des partenariats et de l'éducation, Service de la mise en valeur de la ressource et des territoires fauniques, 58 p.
- Vanderwel, M.C., Caspersen J.P., Malcolm J.R., Papaik M.J. et C. Messier. 2011. Structural changes and potential vertebrate responses following simulated partial harvesting of boreal mixedwood stands. *Forest Ecology and Management*. 261: 1262-1371.
- Vanderwel, M.C., Caspersen J.P. et M.E. Woods. 2006. Snag dynamics in partially harvested and unmanaged northern hardwood forests. *Canadian Journal of Forest Research* 36: 2769-2779.
- Vanderwel, M.C., Thorpe H.C., Shuter, J.L., Caspersen J.P. et S.C. Thomas. 2008. Contrasting downed woody debris dynamics in managed and unmanaged northern hardwood stands. *Revue canadienne de recherche forestière*. 38(11): 2850-2861.
- Wyman, R.L. and J. Jancola. 1992. Degree and scale of terrestrial acidification and amphibian community structure. *Journal of Herpetology*, 26(4), pp.392–401.

Annexes









Carte 1 à 4. Localisation des points GPS avec plusieurs observations de salamandres et tritons, avant (en jaune) et après (en noir) traitements dans les différentes parcelles d'études pour les sites Laurentides 1 et 2 et Outaouais 1 et 2.

Note : Les contours et les points ne sont pas exacts, en raison de la précision du GPS; la parcelle témoin du site Outaouais 1 n'est pas visible sur cette carte et certains points se superposent ou sont manquants.

Tableau (Annexe) 1. Quelques études sur l'impact de l'aménagement sylvicole (ex. CJ) sur les amphibiens dans des forêts feuillues

Type de mesure	Érablière naturelle	Érablière sous-exploitation	Localisation/T type de couvert	Références
Richesse spécifique d'amphibiens avec l'utilisation des territoires adjacents		Densité de chemin et ouverture du couvert : Diminution d'amphibiens (3 espèces) et augmentation d'une espèce (<i>Anaxyrus amercanus</i>)	Nouveau Brunswick	Jacobs et Houlahan 2011
Effet sur les différents stades des populations d'amphibiens		CP : Pas d'effet pour le stade aquatique, effet négatif sur le stade juvénile et adulte	Forêts feuillues du Nord des É-U	Semlitsch <i>et al.</i> 2009
Abondance de salamandres (52 captures)	Avant CJ	Après CJ : Pas d'effets significatifs *	Érablières du Québec	Moore <i>et al.</i> 2002

* présence d'une grande quantité de débris ligneux au sol

Tableau (Annexe) 2. Quelques études sur l'impact de l'aménagement sylvicole (ex. CJ) sur le cortège floristique dans des forêts feuillues

Type de mesure	Érablière naturelle	Érablière sous-exploitation	Localisation/Type de couvert	Références
Indice de la diversité de Shannon-Weaver et de la richesse de 201 espèces (154 herbacées, 18 arbustes)		Diminution de la diversité et de la richesse*	30 érablières du sud du Québec (Bois francs) avec différents niveau d'aménagement	Lenière et Houle 2006
Diversité des espèces en relation avec la compétition de semis d'érable à sucre	La majorité des espèces analysées augmentaient avec une distance de plus de 2,5m des densités élevées de semis d'érable à sucre		Forêt mature d'érable à sucre et bouleau jaune, Nord des États-Unis	Miller <i>et al.</i>
Composition des communautés de bryophytes (54 espèces)	Plus riche en espèces Plus d'espèces pour certains groupes comme les spécialistes épiphytic (16 espèces)	Moins d'espèces dans certains groupes comme les spécialistes épiphytic (5 espèces)	Forêt aménagées et primitives	Andersson et Hytteborn 1991
Occurrence ou diversité d'espèces groupées selon les traits biologiques	9/13 groupes varient Plus d'espèces géophytes printanières Plus d'espèces tolérantes à l'ombre	Plus d'espèces d'ouverture, plus d'espèces envahissantes exotiques	Érablière naturelle et aménagée du Québec	Aubin <i>et al.</i> 2007
Diversité		Diminution de la diversité	Coupe sélective dans des érablières	Reader 1987

Distribution et diversité des espèces de sous-bois	Peu d'effet sur la diversité Distribution : Plus grand regroupement	CJ : Effets sur l'organisation spatiale des plantes de sous-bois, plus petit regroupement	12 forêts de feuillus sur sol mésique Nord-est États-Unis	Scheller et Mladenoff 2002
Composition des communautés de bryophyte (Abondances m ² /ha)	Composition varie selon les espèces hôtes (érable à sucre, tilleul d'Amérique, frêne d'Amérique) et le traitement Plus forte proportion d'espèces calcicoles et mésophiles (<i>Brachythecium oxycladon</i> , <i>Anomodon rugelii</i> , <i>Porella platyphylloidea</i> , <i>Anomodon attenuatus</i> , <i>Leucodon brachypus</i> , <i>Neckera pennata</i>)	Couvert total de bryophytes des arbres (DHP<10cm) semblable entre traitements CP et équienne 90-100ans : Dominés par les bryophytes xérophiles (<i>Platygyrium repens</i> , <i>Frullania eboracensis</i> , <i>Hypnum pallescens</i> , <i>Brachythecium reflexum</i> , <i>Ulotia crispa</i>)	Forêt feuillue avec érable à sucre des Adirondacks (différents historiques de perturbations : CP, équienne 90-100 ans, naturelle)	McGee et Kimmerer 2002
Diversité et composition des plantes de sous-étages	Peu d'espèces étaient absentes entre témoins et CJ	CJ (groupe/rétention): Plus de diversité d'espèces de début de succession et d'espèces herbacées exotiques	Forêts feuillues inéquennes avec érable à sucre du Michigan	Shields et Webster 2007
La richesse et la couverture des espèces herbacées		Trouées de tailles différentes : Pas d'effets importants	Forêt mature d'érable et de hêtre de l'Ohio	Moore et Vankat 1986
Augmentation et diminution des espèces de sous-bois et la canopée	Grande variation probablement due aux trouées (compte pour le 2/3 des changements observés)	Passe de 5,7 à 13,9 sur 8 ans dans des quadras permanents	Forêt mature d'érable à sucre et de hêtre à grandes feuilles	Foré <i>et al.</i> 1997

Tableau (Annexe) 3. Structure des érablières naturelles et sous exploitation sylvicole CJ

Type de mesure	Érablière naturelle	Érablière sous-exploitation	Localisation/Type de couvert	Références
Densité de la régénération		Développement d'une strate dense de gaules	Érablière naturelle et aménagée du Québec	Aubin <i>et al.</i> 2007
Densité (tiges/ha) de la régénération (semis et gaules)	Entre 250 et 9500 Moyenne : 2919	CJ : 6310, significativement différent CDL : 1491 significativement différent	Érablière naturelle et aménagée (CJ, CDL) du Québec	Angers 2004
Densité des arbres (tiges/ha)	Entre 392 et 511 Moyenne : 438	CJ : 335 CDL : 579 significativement différent	Érablière naturelle et aménagée (CJ, CDL) du Québec	Angers 2004

Surface terrière (m ² /ha)	Entre 20 et 35 Moyenne 27	CJ : 16.2 significativement différent CDL : 20.2 significativement différent	Érablière naturelle et aménagée (CJ, CDL) du Québec	Angers 2004
Surface terrière (m ² /ha)	Avant CJ: 28.7m ² /ha dont 89% sont en érable et hêtre	Après CJ : 20.87m ² /ha dont 89% sont en érable et hêtre	14 érablières du Québec avant et 15-20 ans après CJ	Majcen, Bédard et Meunier 2005
DBH moyen	Entre 9.1 et 89 Moyenne 28	CJ : 24.9 CDL : 21 significativement différent	Érablière naturelle et aménagée (CJ, CDL) du Québec	Angers 2004

Tableau (Annexe) 4. Quantité de bois mort entre les érablières naturelles et sous exploitation sylvicole CJ

Type de mesure	Érablière témoins	Érablière sous-exploitation	Localisation/Type de couvert	Références
Densité de chicots (tiges/ha) (plus de 5cm DHP)	156±9	(CJ) 97±9	ErFt Outaouais	Doyon <i>et al.</i> 1999
Densité de chicots (tiges/ha) (plus de 5cm DHP)	49.3±6.7 (DHP moyen 25)	(CJ) 43.9±4.9 (DHP moyen 27) (CDL) 118.1 (DHP moyen 14)	ErFt Outaouais	Angers <i>et al.</i> 2005
Densité de chicots et de gros chicots (plus de 29.1 cm) (tiges/ha)	(Avant CJ)	(Après CJ) : 44 tiges/ha (entre 19 et 60) : Dans l'intervalle, mais diminution significative de gros chicots	Érablières du Québec	Roy <i>et al.</i> 2010
Densité de chicots (tiges/ha)	(Avant CJ)	(Après CJ) : Ne permet pas de conclure	1400 placettes Feuillus tolérants de l'Outaouais	Nolet et Rojas 1998
Densité de gros chicots (tiges/ha) (>49.1 DHP)	7.6±2.3	CJ 1.4±0.6 CDL : différences significatives	ErFt Outaouais	Anger <i>et al.</i> 2005
Densité de chicots (plus de 35cm de dhp) (tiges/ha)		CJ: 8.2 chicots/ha	Érablière à FT et ERBJ d'environ 90 ans du Québec	MRNF 1998
Volume de débris ligneux (m ³ /ha) (plus de 5cm DHP)	93.4±11.9	CJ= 100.9±8.5 CDL= 77.3 (pas de différence significative)	ErFt Outaouais	Angers <i>et al.</i> 2005
Volume de débris ligneux (m ³ /ha) (plus de 5cm DHP)	36±13	CJ : 61±7	Érablières du Québec	Doyon <i>et al.</i> 1999 et 2005
Volume de débris ligneux (m ³ /ha)	3 fois plus de débris que les forêts matures après perturbations	Effet significatif	Forêts feuillues des Adirondack	McGee <i>et al.</i> 2007
Volume de débris	(Avant CJ)	CJ : 101 tiges/ha (62	Érablières du	Roy <i>et al.</i>

ligneux (m ³ /ha)		et 134)	Québec	2010
Classe de décomposition		CJ : Passage plus lent dans des classes de décomposition plus avancées	Forêt ancienne versus jardinée Ontario	Vanderwel <i>et al.</i> 2008
Composition et classe de DHP des chicots		CJ : Chicot principalement Bouleau jaune (34%) et érable (33%) % de chicots assez uniforme selon les classes de DHP	Érablière à FT et ERBJ d'environ 90 ans du Québec	MRNF 1998

Tableau (Annexe) 5. Composition des érablières naturelles et sous exploitation sylvicole CJ

Type de mesure	Érablière témoins	Érablière sous-exploitation	Localisation/Type de couvert	Références
Comparaison de la composition	Pas de différence significative sauf *	*Plus forte abondance d'espèces mi-tolérante à l'ombre dans les cohortes de régénérations * Plus forte abondance relative de gaule de hêtre à grande feuillue (CDL)	Érablière naturelle et aménagée (CJ, CDL) du Québec	Angers 2004
% de la surface terrière par espèces	Pas de différence significative	Érable à sucre suivit de hêtre à grande feuille et du bouleau jaune (8%) Les autres espèces ont moins de 5%	Érablière naturelle et aménagée (CJ, CDL) du Québec	Angers 2004
% de la surface terrière par catégories	Espèces tolérantes à l'ombre 0% Espèces moyennement tolérantes à l'ombre 1.3% *	(CDL) : Espèces tolérante à l'ombre 3.9% Espèces moyennement tolérante à l'ombre 11.0% (75% sont des bouleaux jaunes)	Érablière naturelle et aménagée (CJ, CDL) du Québec	Angers 2004
% de la surface terrière pour les semis	Semblable : Érable à sucre, hêtre, bouleau jaune et plus de 5% en ostryer	Érable à sucre, hêtre, bouleau jaune et plus de 5% en ostryer	Érablière naturelle et aménagée (CJ, CDL) du Québec	Angers 2004
Densité des essences compagnes		La proportion d'érable à sucre en régénération augmente	1400 placettes Ft Outaouais (CJ vs. non-aménagé)	Nolet et Rojas 1998
Les espèces favorisées		La régénération du hêtre augmente par rapport à celle de l'érable à sucre	Coupe partielle dans 48 peuplements dominé par l'érable à sucre Québec	Nolet <i>et al.</i> 2008

Tableau (Annexe) 6. La classe (régénération ou cortège floristique), les mesures prises, le nom latin et le code pour les espèces végétales analysées.

Classe	Mesure	Nom latin	Code
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Abies balsamea</i>	SAB
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Acer rubrum</i>	ERR
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Acer saccharum</i>	ERS
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Betula alleghaniensis</i>	BOJ
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Betula papyrifera</i>	BOP
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Fagus grandifolia</i>	HEG
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Fraxinus americana</i>	FRA
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Fraxinus nigra</i>	FRN
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Ostrya virginiana</i>	OSV
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Picea glauca</i>	EPB
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Populus deltoides</i>	PED
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Populus tremuloides</i>	PET
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Prunus pensylvanica</i>	CEP
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Prunus serotina</i>	CET
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Prunus virginiana</i>	CEV
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Quercus rubra</i>	QUR
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Thuja occidentalis</i>	THO
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Tilia americana</i>	TIA
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Tsuga canadensis</i>	PRU
Régénération	Nombre et classe de taille	<i>Ulmus americana</i>	ORA
Cortège floristique	Nombre	<i>Actea pachypoda</i>	ACP
Cortège floristique	Nombre	<i>Amelanchier sp.</i>	AME
Cortège floristique	Nombre	<i>Apocynum androsaemifolium</i>	APA
Cortège floristique	Nombre	<i>Arisaema atrorubens</i>	ARA
Cortège floristique	Nombre	<i>Aralia nudicaulis</i>	ARN
Cortège floristique	Nombre	<i>Aster acuminatus</i>	ASA
Cortège floristique	Nombre	<i>Aster macrophyllus</i>	ASM
Cortège floristique	Nombre	<i>Athyrium filix-femina</i>	ATF
Cortège floristique	Nombre	<i>Botrychium virginianum</i>	BOV
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Bryophyte sp.</i>	BRY
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Carex sp.</i>	CAR
Cortège floristique	Nombre	<i>Caulophyllum thalictroides</i>	CAT
Cortège floristique	Nombre	<i>Clintonia borealis</i>	CLB
Cortège floristique	Nombre	<i>Cornus alternifolia</i>	COA
Cortège floristique	Nombre	<i>Corylus cornuta</i>	COC
Cortège floristique	Nombre	<i>Cornus canadensis</i>	COCA
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Coptis groenlandica</i>	COG
Cortège floristique	Nombre	<i>Corallorhiza maculata</i>	COM
Cortège floristique	Nombre	<i>Cypripedium acaule</i>	CYA

Cortège floristique	Nombre	<i>Dennstaedtia punctilobula</i>	DEP
Cortège floristique	Nombre	<i>Dicentra canadensis</i>	DIC
Cortège floristique	Nombre	<i>Dirca palustris</i>	DIP
Cortège floristique	Nombre	<i>Dryopteris disjuncta</i>	DRD
Cortège floristique	Nombre	<i>Dryopteris intermedia</i>	DRI
Cortège floristique	Nombre	<i>Dryopteris marginalis</i>	DRM
Cortège floristique	Nombre	<i>Dryopteris noveboracensis</i>	DRN
Cortège floristique	Nombre	<i>Dryopteris phegopteris</i>	DRP
Cortège floristique	Nombre	<i>Dryopteris spinulosa</i>	DRS
Cortège floristique	Nombre	<i>Epipactis helleborine</i>	EPH
Cortège floristique	Nombre	<i>Erythronium americanum</i>	ERA
Cortège floristique	Nombre	<i>Acer spicatum</i>	ERE
Cortège floristique	Nombre	<i>Acer pensylvanicum</i>	ERP
Cortège floristique	Nombre	<i>Eurybia macrophylla</i>	EUM
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Fragaria vesca</i>	FRV
Cortège floristique	Nombre	<i>Gaultheria hispidula</i>	GAH
Cortège floristique	Nombre	<i>Galeopsis Tetrahit L.</i>	GAL
Cortège floristique	Nombre	<i>Galium triflorum</i>	GAT
Cortège floristique	Nombre	<i>Geum macrophyllum</i>	GEM
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Graminé sp.</i>	GRA
Cortège floristique	Nombre	<i>Impatiens capensis</i>	IMC
Cortège floristique	Nombre	<i>Iris versicolor</i>	IRV
Cortège floristique	Nombre	<i>Laportea canadensis</i>	LAC
Cortège floristique	Nombre	<i>Liseron</i>	LIS
Cortège floristique	Nombre	<i>Lonicera canadensis</i>	LOC
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Lycopode claviforme</i>	LYC
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Lycopodium lucidulum</i>	LYL
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Lycopodium obscurum</i>	LYO
Cortège floristique	Nombre	<i>Maianthemum canadense</i>	MAC
Cortège floristique	Nombre	<i>Medeola virginiana</i>	MEV
Cortège floristique	Nombre	<i>Mitella nuda</i>	MIN
Cortège floristique	Nombre	<i>Nemopanthus mucronatus</i>	NEM
Cortège floristique	Nombre	<i>Onoclea sensibilis</i>	ONS
Cortège floristique	Nombre	<i>Osmunda cinnamomea</i>	OSC
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Oxalis montana</i>	OXM
Cortège floristique	Nombre	<i>Polygonatum pubescens</i>	POP
Cortège floristique	Nombre	<i>Prêle sp.</i>	PRE
Cortège floristique	Nombre	<i>Prenathes sp.</i>	PRP
Cortège floristique	Nombre	<i>Ribes glandulosum</i>	RIG
Cortège floristique	Nombre	<i>Ribes lacustre</i>	RIL
Cortège floristique	Nombre	<i>Rubus idaeus</i>	RUI
Cortège floristique	Nombre	<i>Rubus odoratus</i>	RUO
Cortège floristique	Nombre	<i>Rubus pubescens</i>	RUP

Cortège floristique	Nombre	<i>Sambucus canadensis</i>	SAC
Cortège floristique	Nombre	<i>Sambucus pubens</i>	SAP
Cortège floristique	Nombre	<i>Smilacina racemosa</i>	SMR
Cortège floristique	Nombre	<i>Streptopus Lanceslatres</i>	STL
Cortège floristique	Nombre	<i>Taxus canadensis</i>	TAC
Cortège floristique	Nombre	<i>Taraxacum officinale</i>	TAO
Cortège floristique	Nombre	<i>Thelypteris novaboracensis</i>	THN
Cortège floristique	Nombre	<i>Tiarella cordifolia</i>	TIC
Cortège floristique	Nombre	<i>Trientalis borealis</i>	TRB
Cortège floristique	Nombre	<i>Trillium sp.</i>	TRI
Cortège floristique	Nombre	<i>Viburnum alnifolium</i>	VIA
Cortège floristique	Nombre	<i>Viburnum cassinoides</i>	VIC
Cortège floristique	Pourcentage	<i>Viola sp.</i>	VLA