

# Effets des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale

Rapport remis aux :

Industries James MacLaren



Étude menée par :

Philippe Nolet (M. Sc.) et  
Nathalie Rojas (B. Sc.)  
Écoforesterie Consultants inc.

Février 1998

## Résumé

La présente étude a vérifié les effets des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale en termes de composition et structure en étudiant plus spécifiquement la strate forestière « feuillus tolérants, 50-70 ans ». Le fait que la biodiversité devienne un enjeu de plus en plus important et que la coupe de jardinage soit devenue la méthode d'aménagement prisée dans les forêts feuillues justifiaient une telle étude. Plus spécifiquement, nous nous sommes interrogés sur i) la possibilité que les coupes de jardinage changent la structure des peuplements, ii) l'existence d'espèces favorisées ou défavorisées par la coupe, iii) les effets des coupes de jardinage sur la diversité et iv) sur la possibilité que les coupes de jardinage mènent à une plus grande dominance de l'érable à sucre (tel que proposé par Niese et Strong, 1992). Afin de répondre à ces questions, la végétation a été décrite dans plus de 1400 placettes (1,5 m de rayon) réparties sur 20 transects dans des peuplements aménagés et des peuplements non-aménagés tous situés sur les territoires privés des industries James Maclaren. De plus, l'ouverture du peuplement a été évaluée pour chacune de ces placettes. Un tel protocole expérimental permet non seulement de comparer des peuplements aménagés à des peuplements non-aménagés, mais aussi de vérifier directement l'effet de l'ouverture des peuplements sur les différentes mesures de la biodiversité considérées. D'après nos analyses, il est peu probable que les coupes de jardinage aient un effet négatif sur la structure de la forêt. En ce qui a trait aux chicots, l'intensité des inventaires effectués ne permet de conclure ni à un effet positif ni à un effet négatif. Un inventaire visant à quantifier l'ensemble des paramètres de structure à l'intérieur de vieilles forêts serait fort intéressant pour des fins de comparaison. En terme de diversité en composition, il est peu probable, d'après l'intensité de l'échantillonnage, que l'on retrouve des espèces en situation précaire dans les territoires des Industries James Maclaren. Certaines espèces peu fréquentes dans l'échantillonnage peuvent être rares régionalement; ceci reste à vérifier à partir de différentes banques de données. Plusieurs espèces sont favorisées par les coupes de jardinage alors que quelques unes sont défavorisées. La proportion d'érable à sucre en régénération augmente avec les coupes de jardinage, ce qui doit être considéré négatif, même si l'on ne peut démontrer que les coupes de jardinage mèneront à une plus grande dominance de l'érable à sucre dans les futurs peuplements. La richesse (nombre d'espèces) augmente avec les coupes de jardinage dans les strates 1-4m et herbacées; elle semble diminuer (très peu) dans la strate 0-1m. Dans l'ensemble, les résultats démontrent donc que la coupe de jardinage constitue une stratégie d'aménagement fort acceptable en ce qui a trait aux paramètres de biodiversité mesurés; les inconvénients potentiels peuvent sans doute être réglés par des ajustements mineurs. Enfin, l'importance des différents résultats obtenus est discutée et différentes alternatives en termes d'aménagement et de recherche appliquée sont avancées.

## Table des matières

<b>RÉSUMÉ</b> .....	<b>II</b>
<b>TABLE DES MATIÈRES</b> .....	<b>III</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>IV</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>IV</b>
<b>1. INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
<b>2. MÉTHODOLOGIE</b> .....	<b>3</b>
2.1 INVENTAIRE-TERRAIN.....	3
2.1.1 <i>Le plan d'échantillonnage</i> .....	3
2.1.2 <i>Les variables échantillonnées</i> .....	3
2.2 ANALYSES STATISTIQUES.....	4
2.2.1 <i>Diversité structurelle</i> .....	4
2.2.2 <i>Diversité en composition</i> .....	5
<b>3. RÉSULTATS ET DISCUSSION</b> .....	<b>6</b>
3.1 RÉSULTATS GÉNÉRAUX.....	6
3.2 DIVERSITÉ STRUCTURELLE.....	7
3.3 DIVERSITÉ SPÉCIFIQUE.....	10
<b>4. DISCUSSION GÉNÉRALE ET CONSIDÉRATIONS POUR L'AMÉNAGEMENT</b> .....	<b>18</b>
<b>RÉFÉRENCES</b> .....	<b>21</b>
<b>ANNEXE 1: LISTE DES ESPÈCES RENCONTRÉES, CODES UTILISÉS ET FRÉQUENCES D'OBSERVATION (ORDONNÉES PAR CODES)</b> .....	<b>23</b>

## Liste des tableaux

Tableau 1: Statistiques descriptives des quatre mesures de pourcentage d'ouverture des peuplements. ....	6
Tableau 2: Corrélations entre les différentes mesures d'ouvertures des peuplements.....	7
Tableau 3: Statistiques concernant les chicots ( $\geq 10$ cm dhp). ....	8
Tableau 4: Espèces de faibles fréquences et par le fait même potentiellement rares régionalement. ....	10
Tableau 5: Espèces dont la fréquence relative a été significativement affectée (Chi-carré, $p < 0.05$ ) par les coupes de jardinage. ....	12
Tableau 6: Espèces dont l'abondance a été significativement affectée (Analyse de régression ou ANOVA, $p < 0.05$ ) affectée par les coupes de jardinage.. ....	13
Tableau 7: Résumé des principaux résultats de l'étude. ....	18

## Liste des figures

Figure 1: Pourcentage moyen de recouvrement (et erreur-type) des débris ligneux dans les placettes des transects jardinés (a) et des transects non-aménagés (n).....	8
Figure 2: Couvert total des différentes strates en fonction, d'une part, du pourcentage d'ouverture du peuplement et, d'autre part, du traitement (jardiné ou non).. ....	9
Figure 3: Couvert relatif moyen des espèces arborescentes en régénération (A, strate 0-1m et B, strate 1-4m).....	14
Figure 4: Effets des coupes de jardinage sur la richesse des différentes strates.. ....	16
Figure 5: Courbes aire-espèces permettant de comparer la diversité A) des transects jardinés par rapport aux transects non-aménagés et B) des placettes avec une ouverture de peuplement $> 50$ aux placettes avec ouverture $\leq 50$ . ....	17

# 1. Introduction

La biodiversité devient un enjeu de plus en plus important en aménagement forestier, et ce, pour plusieurs raisons. D'abord, on réalise que pour conserver l'ensemble des espèces (animales et végétales), les réserves sont insuffisantes et que par le fait même l'aménagement des forêts hors des réserves devient aussi important que la création de ces réserves (Franklin, 1992). Parallèlement à cela, on accorde de plus en plus d'importance à la biodiversité comme telle. Burton *et al.*, (1992) fournissent plusieurs raisons de conserver la biodiversité, la plus pertinente étant qu'on ne peut, aujourd'hui, identifier les espèces qui sont cruciales pour les écosystèmes ou qui peuvent être utiles à l'humain dans le futur (au point de vue médical par exemple). Dès 1993, le Conseil canadien des ministres des forêts (CCFM) s'est lancé dans une initiative pour définir et mesurer les valeurs forestières. Le premier critère (de 6) du CCFM concerne justement la conservation de la biodiversité (1997).

L'Association canadienne de normalisation (CSA, 1996) a élaboré une norme concernant l'aménagement forestier durable qui reprend ce critère du travail du CCFM. Au Québec, le ministère des Ressources naturelles a publié un document synthétisant l'information connue sur la biodiversité des forêts québécoises et présentant les engagements du ministère en terme de conservation de la biodiversité (MRN, 1996). Considérant les efforts de ces différents organismes, il est clair que la prise en compte de la biodiversité est et sera primordiale dans les aménagements forestiers.

Depuis quelques années, la coupe de jardinage est devenue le principal traitement sylvicole dans les forêts feuillues publiques du Québec; c'est aussi celle que l'on suggère pour les forêts privées (grandes ou petites). Auparavant, d'autres types de traitements étaient utilisés, telles la coupe d'écrémage, la coupe à diamètre limite, la coupe à blanc, la coupe par bande, etc. Ce changement de pratique est grandement dû aux travaux de Majcen qui ont démontré la rentabilité économique et les effets positifs sur la productivité des forêts de la coupe de jardinage (Majcen, 1996). De plus, des coupes apparentées à la coupe de jardinage sont utilisées depuis fort longtemps dans les forêts du nord-est des États-Unis semblables aux forêts feuillues du sud du Québec. Même si la coupe de jardinage constitue une intervention beaucoup moins drastique que la coupe à blanc par exemple, il est intéressant, voire nécessaire, d'évaluer comment ce type de coupes influence la biodiversité puisqu'il semble que cela demeurera le principal traitement sylvicole utilisé dans les forêts feuillues du Québec dans le futur.

Très peu d'études ont porté spécifiquement sur les effets de la coupe de jardinage sur la biodiversité. Doyon (en préparation), en Outaouais et Hagan et Grove (1996), au Maine, ont étudié les effets de la coupe de jardinage sur la faune. Niese et Strong (1992) et Lu et Buongiorno (1993), dans des études menées au Wisconsin, ont évalué les effets de différents types de coupes sur la biodiversité des essences commerciales et sur leur rentabilité financière. Ce sont là toutes les études que nous avons recensées concernant coupe de jardinage et biodiversité; il y a donc énormément à faire sur le sujet. La présente étude vise à évaluer l'effet des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale en termes de structure et de composition. Nous avons opté pour une emphase sur la végétation, parce que i) Doyon

(en préparation) a déjà fait une partie importante du travail sur la faune en Outaouais, ii) les études précitées concernant la végétation ne se sont penchées que sur les essences commerciales alors toutes les espèces devraient être considérées et iii) la végétation est centrale dans l'écosystème forestier pour l'ensemble des autres espèces. Ainsi en connaissant les effets des coupes de jardinage tant sur la composition que sur la structure, nous serons en moyen de spécifier où les efforts d'aménagement et de recherche (pour la faune et la flore) devront se concentrer.

L'étude qui ressemble le plus à la présente est sans doute celle de Vetaas (1997) menée dans des chênaies himalayennes au Népal. Les forêts de cette région sont perturbées à divers degrés (pénétration de lumière) par une forme d'ébranchement (lopping). L'auteur a démontré que la richesse en espèces herbacées est à son maximum dans les classes intermédiaires de perturbation d'ébranchement (avec le pH en covariable). Les études de Niese et Strong (1992) et Lu et Buongiorno (1993), qui, rappelons le, ont comparé différents types de coupes, en termes de biodiversité, n'arrivent pas aux mêmes conclusions l'une que l'autre. D'après Niese and Strong (1992), les coupes à diamètre limite et les coupes de jardinage de faible intensité peuvent mener à des monocultures d'érable à sucre, ce qui est en accord avec les résultats de Runkle (1990) qui démontrait que l'érable à sucre est l'espèce qui réussit le mieux sous de petites trouées. Les coupes de jardinage de moyennes et fortes intensités (toujours d'après Niese and Strong) obtiennent cependant de bien meilleures notes, mais tout de même un peu moins bonnes que la coupe de régénération. Lu et Buongiorno (1993) arrivent quant à eux à la conclusion que les coupes à diamètre limite (> 41 cm) sont les plus profitables en ce qui a trait à la biodiversité. Ces études fournissent donc une certaine base de connaissances quant aux effets des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale sans toutefois qu'il s'en dégage de lignes directrices claires.

Des questions spécifiques peuvent être identifiées pour la présente étude. i) Y a-t-il des espèces qui disparaissent ou qui sont défavorisées en raison des coupes de jardinage (telles qu'elles sont effectuées sur les territoires privés des Industries James Maclaren). ii) La structure de la végétation est-elle influencée par ce type de coupes? iii) La richesse et la diversité en espèces sont-elles affectées? Les coupes de jardinage mènent-elles à une plus grande dominance de l'érable à sucre? Afin de répondre à ces questions, la végétation a été décrite dans plus de 1400 placettes (1,5 m de rayon) réparties sur 20 transects dans des peuplements aménagés et des peuplements non-aménagés tous situés sur les territoires privés des industries James Maclaren; de plus, l'ouverture du peuplement a été évaluée pour chacune de ces placettes. Un tel protocole expérimental permet non seulement de comparer des peuplements aménagés à des peuplements non-aménagés, mais aussi de vérifier directement l'effet de l'ouverture des peuplements sur les différentes mesures de biodiversité considérées.

## **2. Méthodologie**

### **2.1 Inventaire-terrain**

#### **2.1.1 Le plan d'échantillonnage**

L'échantillonnage a consisté en la prise de différentes données (voir section 2.1.2) dans 1 452 placettes de 1.5m de rayon réparties le long de 20 transects d'une longueur approximative de 700m, tous situés sur des lots privés des Industries James Maclaren en Outaouais. Les transects ont été tracés afin de caractériser différents peuplements identifiés par la carte forestière comme étant des peuplements de feuillus tolérants avec des classes d'âges de 50 et 70 ans majoritairement. Cette strate a été choisie parce c'est celle où on fait le plus de coupes de jardinage. Seize (16) des transects échantillonnés ont été aménagés par coupe de jardinage où 30% de la surface terrière était retirée (les coupes ayant été effectuées entre 6 et 10 ans auparavant); les quatre autres transects n'ont pas été aménagés récemment. La distance entre les placettes le long du transect variait entre 9, 10 et 11 mètres, déterminée au hasard.

#### **2.1.2 Les variables échantillonnées**

Les données suivantes ont été prises aux placettes (1,5m de rayon):

- Pourcentage de recouvrement de chacune des espèces arborescentes, arbustives et herbacées; les espèces arborescentes et arbustives sont divisées en trois catégories: bas (< 1m) moyen (1-4m) et haut (> 4m). L'identification s'est faite à l'espèce (dans la mesure du possible, sinon au genre) et visait à vérifier l'effet des aménagements sur la richesse et l'abondance. La division en différentes catégories vise plutôt à vérifier les effets des aménagements sur la structure.
- Pourcentage de recouvrement en débris ligneux (>1cm diamètre) au sol. Cette variable visait également à vérifier les effets des aménagements sur la structure.
- Ouverture du peuplement. On sait que lors des coupes de jardinage on prélève environ 30% de la surface terrière, et bien sûr, ce prélèvement n'est pas complètement homogène dans le peuplement. La présente variable vise ainsi à caractériser l'ouverture réelle du peuplement pour chacune des placettes. Nous avons pris quatre lectures d'ouverture du peuplement par placette. Une première lecture, sans appareil, visait à caractériser l'ouverture générale (en pourcentage) autour de la parcelle; dans le reste du rapport on référera à cette mesure en utilisant le terme «Ouverture 1» Étant donné que la végétation peut être influencée par une lumière plus directe, nous avons également pris trois autres lectures à l'aide d'une plaquette munie de trois trous de différents diamètres: 12, 5 et 2 mm. Ceci a permis d'évaluer l'ouverture du peuplement à des angles de différentes grandeurs (~50, 30 et 12°). On référera à ces ouvertures en utilisant respectivement les termes «Ouverture 2», «Ouverture 3» et «Ouverture 4».

- Drainage (xérique, mésique ou hygrique). Le drainage est sans doute la variable écologique la plus importante; notre plan d'échantillonnage visait cependant à ce que cette variable soit relativement stable (drainage bon et modéré). Nous avons noté si le drainage était xérique ou hygrique de façon à pouvoir tenir compte de cette variabilité lors des traitements statistiques.
- Présence de perturbations au sol. Les perturbations faites par la machinerie lors des travaux sylvicoles (ex.: compaction, ornières, scarifiage lors du débardage) peuvent influencer la composition de la végétation après traitement. Nous avons ainsi noté la présence de perturbations (sans toutefois poser d'hypothèse sur le type de perturbations).
- Site d'écimage. Lors des coupes de jardinage, une fois l'arbre coupé, on enlève la cime. Cette dernière peut avoir un effet sur la composition de la végétation et la structure du peuplement. Nous avons donc noté si les placettes se trouvaient sur des sites d'écimage.

Enfin, le DHP des chicots, espèce (si identifiable) et utilisation par les pics (oui, non) ont été vérifiés le long des transects (3m X 700m). Aucune analyse statistique n'est prévue pour ces variables. Elles ont été prises pour fournir aux Industries James Maclaren une idée de la quantité de chicots laissée après intervention.

## **2.2 Analyses statistiques**

### **2.2.1 Diversité structurelle**

Les couverts de débris ligneux et les couverts totaux par strate ont été comparés entre les transects jardinés et les transects non-aménagés à l'aide d'une ANOVA. De plus, pour les transects jardinés, les couverts totaux ont été mis en relation avec les différentes mesures de pourcentage d'ouverture du peuplement par analyse de régression simple. Afin d'évaluer la diversité structurelle de chaque placette dans son ensemble (et non strate par strate), nous avons désigné les placettes, dont au moins une strate était absente, comme étant moins diversifiées au point de vue structurelle. Nous avons par la suite mesuré, à l'aide d'un test du Chi-carré si la fréquence de ces placettes moins diversifiées étaient différentes entre les transects jardinés et les transects non-aménagés. Pour ce qui est des chicots, les données n'ont été amassées qu'à titre descriptif puisque le protocole expérimental n'a pas été pensé en fonction de cette variable spécifique. Ainsi, seule la surface terrière/ha est présentée, et ce, sans aucune analyse statistique puisque la quantité de données amassées, tel que prévu, ne le permettait pas.



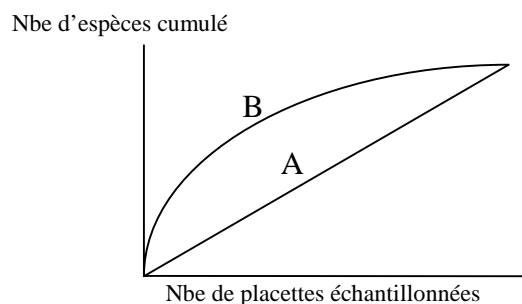
### 2.2.2 Diversité en composition

Pour chaque espèce, nous avons d'abord mesuré à l'aide d'un test de Chi-carré si, pour chacune des mesures d'ouvertures, il y avait une différence de fréquence entre les classes d'ouvertures 0-50 et 51-100 (pour les transects jardinés). Pour chaque espèce, le même test a été effectué pour voir la différence de fréquence entre les transects jardinés et les transects non-aménagés. Étant donné que l'abondance des espèces pourrait être affectée sans que la présence le soit, nous avons aussi mis en relation l'abondance de chacune des espèces avec chacune des mesures d'ouvertures en utilisant les placettes où l'espèce analysée est présente (transects jardinés seulement). La moyenne de pourcentage de recouvrement par espèce a aussi été vérifiée entre les transects jardinés et les transects non-aménagés à l'aide d'une ANOVA.

Étant donné que certaines études laissent croire que la coupe de jardinage peut mener à une augmentation de la dominance de l'érable à sucre, nous avons vérifié, à l'aide d'un test de Kolmogorov-Smirnoff (au lieu d'une ANOVA, car les populations ne sont pas normales), si l'abondance relative de chacune des espèces arborescentes était différente entre les transects jardinés et les transects non-aménagés; ces analyses ont été menées séparément sur les strates 0-1m et 1-4m.

Pour évaluer l'effet des coupes de jardinage sur la biodiversité générale (et non espèce par espèce), la richesse a été calculée pour chaque strate de chaque placette. Les moyennes de ces indices dans les transects jardinés ont par la suite été comparées aux moyennes des transects non-aménagés. De plus pour les transects jardinés, les indices ont été mis en relation avec les différentes mesures d'ouverture du peuplement à l'aide d'une régression simple.

L'indice de richesse, quoique fréquemment utilisé, ne permet pas d'utiliser toute l'information disponible sur les communautés (Heltshe and Forrester, 1983); La méthode dite des profils de biodiversité (Heltshe and Forrester, 1983; Gove *et al.*, 1992) permet de mieux déceler les différences entre les communautés. Nous avons utilisé une variante de cette méthodologie, soit la comparaison de courbes espèce-aire. Une courbe espèce-aire est construite en calculant le nombre d'espèces cumulé à mesure que l'effort d'échantillonnage augmente. Dans l'exemple suivant, la courbe A représente une communauté où à chaque nouvelle placette échantillonnée, on rencontre de nouvelles espèces sans rencontrer les espèces des placettes déjà échantillonnées (ce qui est rare). La courbe B représente une communauté où, à chaque placette, on rencontre un bon nombre d'espèces de telle sorte que dans les placettes suivantes, on rencontre à la fois de nouvelles et des « anciennes » espèces.



On peut donc voir que généralement les placettes de la communauté B sont plus riches. En principe, on obtient seulement une courbe par communauté de telle sorte que les analyses statistiques sont impossibles (n=1). Par contre, il est possible d'obtenir plusieurs courbes en utilisant une procédure jack-knife qui consiste, dans ce cas-ci, à rééchantillonner (n-1) placettes d'une communauté de n placettes, et ce rééchantillonnage peut être répété autant de fois que désiré. Cette procédure est disponible dans le logiciel CAS 5.0 (Bloom, 1994). Dans notre cas, nous avons calculé 25 courbes pour les transects jardinés et 25 courbes pour les transects non-aménagés. Les différents points sur la courbe peuvent par la suite être comparés à l'aide d'un test t pour savoir si les communautés ont des profils de diversité significativement différents. Les mêmes analyses ont été faites à partir des placettes des transects jardinés en considérant les classes 0-50 et 51-100 de la mesure générale d'ouverture (Ouverture 1).

### 3. Résultats et Discussion

#### 3.1 Résultats généraux

On retrouve à l'annexe 1 l'ensemble des espèces recensées dans les 1452 placettes et leur fréquence d'observation; on y retrouve également tous les codes utilisés dans cette section pour les différentes espèces. L'espèce la plus fréquente est l'érable à sucre (*Acer saccharum*) que l'on retrouve dans plus de 95% des placettes (dans une strate ou une autre). L'érable de Pennsylvanie (*Acer pensylvanicum*) et l'aralie à tige nue (*Aralia nudicaulis*) sont respectivement les espèces arbustive et herbacée les plus fréquentes. Outre les données concernant les espèces, l'autre importante série de variables concerne les différentes ouvertures du peuplement. Le tableau 1 présente les statistiques descriptives des quatre mesures d'ouvertures, et ce, pour les placettes sur transects jardinés et sur transects non-aménagés. On peut voir que les différences d'ouvertures ne sont pas considérables entre les traitements; cela est probablement dû au fait que le couvert a pu se refermer rapidement depuis la coupe de jardinage. Il est ainsi possible que cette fermeture du couvert limite un peu notre capacité à identifier des relations significatives entre la lumière (ouverture) et la végétation.

**Tableau 1: Statistiques descriptives des quatre mesures de pourcentage d'ouverture des peuplements.**

	Transects non-aménagés				Transects jardinés			
	Ouv1 <sup>a</sup>	Ouv2	Ouv3	Ouv4	Ouv1	Ouv2	Ouv3	Ouv4
<b>Moyenne</b>	22.1	22.3	21.3	22.4	26.5	26.5	26.0	26.5
<b>Minimum</b>	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
<b>Maximum</b>	100	100	100	100	100	100	100	100

<sup>a</sup> Ouv1 signifie ouverture 1; voir méthodologie pour signification de 1, 2, 3 et 4.

Rappelons que différentes mesures d'ouvertures ont été prises parce qu'on ne peut savoir à prime à bord l'angle de pénétration de la lumière qui est importante pour la végétation. Le tableau 2 présentant les corrélations entre les différentes mesures d'ouverture démontrent, tel que prévu, que ces mesures sont fortement corrélées. Le fait toutefois qu'elles ne soient pas parfaitement corrélées nous indique que la décision de prendre plus d'une mesure était judicieuse.

**Tableau 2: Corrélations entre les différentes mesures d'ouvertures des peuplements.**

	OUV1	OUV2	OUV3	OUV4
OUV1	1,0000	,9148	,8830	,8385
OUV2		1,0000	,9181	,8558
OUV3			1,0000	,9448
OUV4				1,0000

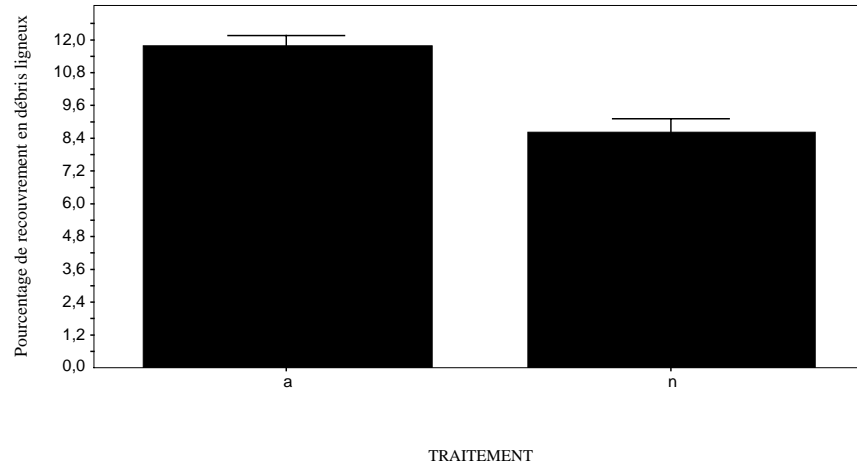
### 3.2 Diversité structurelle

Les pourcentages de débris ligneux ont été comparés entre les placettes des transects jardinés et des transects non-aménagés (Fig. 1). Les débris ligneux sont significativement plus élevés dans les placettes des transects jardinés (test t,  $p < 0.0000$ ). Ainsi, il semble que les coupes de jardinage ne diminuent pas la quantité de débris ligneux au sol, il semble l'augmenter même, comme l'avait remarqué Hagan et Grove (1996). La quantité de résidus de coupe semble donc compenser la perte de débris ligneux qu'occasionne la récolte d'arbres sénescents. Les données amassées ne nous permettent pas de distinguer si cela est vrai pour l'ensemble des classes de diamètre de débris ligneux et si la quantité de débris est aussi élevée qui si on laissait vieillir les peuplements.

Pour ce qui est des chicots, aucun test statistique n'a été mené puisque le protocole expérimental n'a pas été conçu pour un tel type de mesures. Ainsi, en tout 130 chicots ont été recensés et se répartissent assez également entre les transects aménagés et jardinés (tableau 3). On ne peut tirer aucune conclusion par rapport à ces données puisqu'elles sont trop peu abondantes. Notons toutefois que Majcen *et al.*, (1995) et Doyon (en préparation), au Québec, ont remarqué des baisses dans le nombre de chicots après coupe de jardinage alors que Hagan et Grove (1996), au Maine, n'ont remarqué aucune différence.

Pour les strates 1-4m, 0-1m et herbacée, les couverts totaux ont été mis en relation avec les mesures de pourcentage d'ouverture du peuplement et le traitement. Pour la strate 1-4m, on observe une augmentation significative du couvert totale à mesure que l'ouverture du peuplement augmente (Fig. 2A) et aussi un plus grand couvert total dans les transects jardinés que dans les transects non-aménagés (Fig. 2B). L'augmentation, quoique statistiquement significative, n'est pas nécessairement biologiquement importante; le pourcentage de la variance expliquée par le modèle ( $R^2$ ) est d'ailleurs très faible. En fait, il est fort peu probable qu'une telle hausse du couvert arbustif ait une influence significative sur l'habitat de quelque espèce. Pour la strate 0-1m, aucune différence significative n'a été

observée (Fig. 2C et D). Pour la strate herbacée, une hausse significative a aussi été détectée avec un pourcentage de la variance expliquée très faible (~2%). De nouveau, il est peu probable qu'une telle hausse ait une conséquence biologique importante.

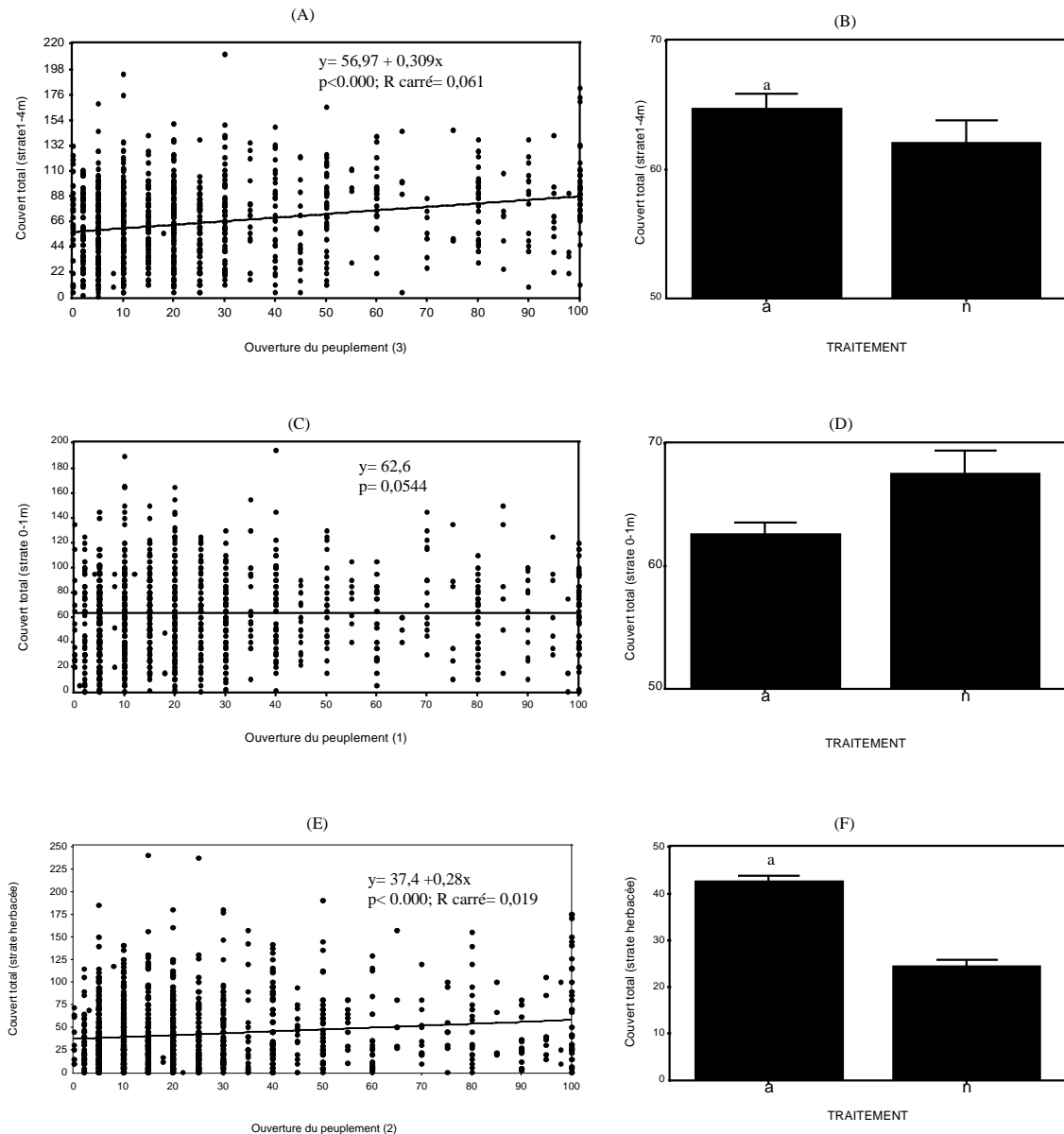


**Figure 1: Pourcentage moyen de recouvrement (et erreur-type) des débris ligneux dans les placettes des transects jardinés (a) et des transects non-aménagés (n).**

**Tableau 3: Statistiques concernant les chicots ( $\geq 10$  cm dhp).**

Paramètre	Transects jardinés	Transects non-aménagés
Nbre de chicots(/ha)	30.30	29.14
DHP moyen	19.62	19.35
Surface terrière(m <sup>2</sup> /ha)	1.14	1.13

Après avoir étudié les strates une à une, il est intéressant de vérifier si la structure verticale du peuplement dans son ensemble est changée après coupe de jardinage. Pour ce faire, nous avons identifié toutes les placettes ayant au moins une strate absente. Nous avons évalué comment ces placettes, dites déficientes au point de vue structurel, se distribuent selon le traitement. Aucune différence significative n'a été observée (Chi-carré,  $p= 0,976$ ). En fait, 37 placettes sur 186 (pour 12,8%) placettes des transects non-aménagés étaient des placettes déficientes alors qu'on en retrouvait 253/1266 dans les placettes jardinées (aussi pour 12,8%).



**Figure 2: Couvert total des différentes strates en fonction, d'une part, du pourcentage d'ouverture du peuplement et, d'autre part, du traitement (jardiné ou non).** Les graphes B, D et F présente le couvert total moyen avec l'erreur-type; Traitement a = jardiné; Traitement n = non-aménagé; « a » signifie la présence d'une différence significative (ANOVA,  $p < 0,05$ ).

À la lumière de l'ensemble de ces analyses (débris ligneux, chicots, couverts totaux par strate et déficience structurelle), on peut affirmer qu'il est peu probable que les coupes de jardinage, telles que pratiquées par les Industries James Maclaren sur leurs territoires privés, aient une influence marquée sur les composantes structurelles des peuplements d'âges intermédiaires. Par contre, on ne sait pas si on arriverait aux mêmes résultats en comparant les présentes coupes à des vieux peuplements. Cette comparaison aux peuplements plus âgés serait intéressante, car avant la colonisation, la très grande majorité des forêts feuillues

devaient être des vieilles forêts (Bormann et Likens, 1979) avec les caractéristiques structurelles qui s’y rattachent (chicots, arbres morts au sol, etc.).

### 3.3 Diversité spécifique

Aucune espèce végétale rare, menacée ou vulnérable (Lavoie, 1992) n’a été rencontrée dans les 1452 placettes échantillonnées (voir liste des espèces recensées à l’Annexe 1). Cela ne signifie pas qu’il n’en y a pas sur les territoires des industries James Maclaren, mais plutôt qu’il est peu probable qu’il en existe dans les territoires échantillonnés. Un échantillonnage qui viserait à identifier ces espèces en situation précaire se concentrerait dans les milieux tourbeux (où il y a peu de chance que l’on procède à des coupes de jardinage) et où on retrouve des sols riches (ex.: sites à seepage). Les cartes éco-forestières du MRN ou les cartes écologiques du ministère de l’Environnement et de la Faune (MEF) constituent des outils fort utiles pour identifier ces territoires.

**Tableau 4: Espèces de faibles fréquences et par le fait même potentiellement rares régionalement.**

Fréquence=1	Fréquence=2
<i>Achillea millefolium</i>	<i>Dentaria diphylla</i>
<i>Agrimonia grypsosepala</i>	<i>Equisetum scirpoides</i>
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	<i>Desmodium glutinosum</i>
<i>Amelanchier canadensis</i>	<i>Galium labradoricum</i>
<i>Aronia melanocarpa</i>	<i>Lactuca canadensis</i>
<i>Cirsium sp.</i>	<i>Lycopodium clavatum</i>
<i>Dennstaedtia punctilobula</i>	<i>Lycopus uniflorus</i>
<i>Dryopteris cristata</i>	<i>Ribes cynosbati</i>
<i>Dryopteris goldiana</i>	<i>Ribes triste</i>
<i>Galium triflorum</i>	<i>Rubus pubescens</i>
<i>Hepatica acutiloba</i>	
<i>Listera cordata</i>	
<i>Lycopodium tristachyum</i>	
<i>Lycopus americanus</i>	
<i>Matteucia struthiopteris</i>	
<i>Osmunda regalis</i>	
<i>Rumex sp.</i>	
<i>Sanicula gregaria</i>	
<i>Vaccinium cespitosum</i>	
<i>Viburnum cassinoides</i>	

Quoiqu’aucune espèce en situation précaire à l’échelle du Québec n’ait été observée, il est possible que certaines espèces identifiées soient rares régionalement. On retrouve au tableau 4 les espèces peu fréquentes du territoire pour les strates étudiées (fréquence 1 ou 2); il serait pertinent de vérifier la rareté régionale de certaines de ces espèces par type d’écosystèmes, même si certaines espèces ne sont définitivement pas rares régionalement (ex.: *Rubus pubescens*). Différentes bases de données pourraient être utilisées à cette fin: les inventaires

écologiques du MRN, les différents inventaires du MEF dans le cadre de la cartographie écologique, les données amassées par l'équipe de Majcen (MRN) et les données amassées par Doyon (en préparation). De plus, la mise en relation des données de la présente étude et de toutes les sources précitées constituerait un bon moyen d'identifier les espèces rares régionalement. La consultation et la mise en relation de ces banques de données dépassent toutefois le mandat de la présente étude, ce qui n'enlève rien toutefois à leur pertinence.

Outre les espèces rares, il est possible que certaines espèces soient affectées par les coupes de jardinage. Le tableau 5 présente les espèces dont les fréquences se sont vues significativement affectées (positivement et négativement) par les coupes de jardinage. L'évaluation des effets des coupes de jardinage a été effectuée en comparant, d'une part, les transects jardinés aux transects non-aménagés et, d'autre part, deux catégories d'ouverture de peuplement (0-50 et 51-100). Les espèces favorisées par les coupes de jardinage sont beaucoup plus nombreuses que celles défavorisées, c'est le premier constat que l'on peut faire à la lecture du tableau 4. Cela s'explique facilement par une quantité de lumière plus abondante puisque la lumière est probablement un facteur limitant pour certaines espèces. On observe toutefois que quelques espèces sont défavorisées. Parmi ces espèces, quatre sont des espèces arborescentes: le bouleau à papier, l'érable rouge, et la pruche du Canada et l'ostryer de Virginie. Le cas des trois premières espèces est à vérifier de façon plus précise, car il est possible que ce résultat soit dû au fait que ces espèces étaient plus fréquentes, par hasard, dans les transects non-aménagés. *Ostrya virginiana* et *Viburnum trilobum* sont les cas les plus frappants d'espèces défavorisées alors que pour d'autres espèces telles *Aralia nudicaulis*, *Chiogenes hispidula*, *Maianthemum canadense* et *Medeola virginiana*, l'effet est moins net, car on n'obtient pas de résultats significatifs pour les deux analyses. Le cas des *ribes sp.* est spécial: on ne retrouve ces espèces que dans les transects jardinés, mais dans ces transects, on ne les retrouve que dans les ouvertures inférieures à 50%. Le résultat n'est pas significatif, car l'effectif est trop peu élevé (n=17). Comme la plupart des études qui étudient les effets des coupes forestières sur la biodiversité, on arrive donc au résultat que les coupes favorisent certaines espèces et défavorisent certaines autres (ex.: Gilliam *et al.*, 1995; Welsh et Healy, 1993). On peut toutefois émettre les hypothèses suivantes: i) Les coupes de jardinage étant répétées dans le temps, il est possible que les espèces affectées négativement perdent de plus en plus d'importance dans les peuplements, ce qui occasionnerait une perte de biodiversité; ii) La baisse de fréquence de ces espèces porte à penser que d'autres espèces ont pu être affectées négativement dans le passé (en raison des coupes d'écrémage ou à diamètre-limite) et que ces espèces ne seraient rencontrées aujourd'hui que dans les vieilles forêts de la région, ou du moins, seraient beaucoup moins fréquentes.

**Tableau 5: Espèces dont la fréquence relative a été significativement affectée (Chi-carré, p< 0.05) par les coupes de jardinage.**

<b>Espèces positivement affectées</b>	Fréquence relative > dans transects jardinés que dans les transects non-aménagés.	acr, alo, ara, arr, asa, <u>asm</u> , ass, boj, <b>atf</b> , cat, coa, drm, <b>drs</b> , ere, erp, <b>gas</b> , grs, lyp, orr, osl, pet, prs, <b>pta</b> , <b>rud</b> , sab, <b>sap</b> , smr, sos, sta, <b>tic</b> , vis.
	Fréquence relative > dans ouverture 51-100 que 0-50.	<b>atf</b> , chu, cis, drc, <b>drs</b> , <b>gas</b> , hao, imc, ora, peg, pet, <b>pta</b> , <b>rud</b> , rui, <b>sap</b> , str, <b>tic</b> , trb, vil.
<b>Espèces négativement affectées</b>	Fréquence relative < dans transects jardinés que dans les transects non-aménagés.	arn, bop, chh, err, mac, mev, <b>osv</b> , pop, prp, pru, <b>vit</b> ,
	Fréquence relative < dans ouverture 51-100 que 0-50.	<u>asm</u> , chr, <b>osv</b> , <u>ribes sp</u> (tendance), <b>vit</b> ,

Le caractère gras signifie que les espèces sont significativement affectées dans les deux analyses effectuées. Le soulignement signifie que des résultats divergents sont obtenus par les deux analyses, une espèce étant favorisée d'après une analyse et défavorisée d'après l'autre.

Il est possible que, pour certaines espèces, l'abondance (ou couvert) soit affectée par les coupes de jardinage, et ce indépendamment de la fréquence. Nous avons donc effectué des analyses de régression, pour chacune des espèces, visant à mettre en relation les différentes mesures d'ouvertures du peuplement et l'abondance des espèces et nous avons aussi comparé les traitements (jardinés ou non); il faut noter que ces analyses, présentées au tableau 6, ont été faites seulement à partir des placettes où l'espèce en question est présente. À la lecture de ce tableau, on réalise que plusieurs espèces sont avantagées par la coupe et qu'une seule est vraiment défavorisée (*Ostrya virginiana*), lorsque l'on regarde l'effet sur l'abondance (et non la présence). Pour une espèce, l'érable de Pennsylvanie, les analyses sont divergentes: cette espèce semble préférer les petites ouvertures aux grandes, mais semble préférer les transects jardinés aux transects non-aménagés. Ce résultat est difficile à expliquer. Si on regarde la variance maximale expliquée ( $R^2$  max des analyses de régression), on se rend compte qu'elle est généralement très faible pour l'ensemble des espèces signifiant que d'autres facteurs que la lumière jouent un rôle important dans l'abondance de ces espèces. Le rôle des coupes de jardinage quant à leur abondance est donc somme toute mineur.

La comparaison des tableaux 5 et 6 est par ailleurs intéressante. D'abord, on voit que plusieurs espèces sont favorisées par les coupes de jardinage tant au niveau de la présence que de l'abondance (ex.: arr, asa, atf, drs, etc.). Il y a donc une relation certaine entre la présence et l'abondance. Par ailleurs les espèces arn et mev (*Aralia nudicaulis* et *Medeola virginiana*) qui semblaient défavorisées quant à leur présence (tableau 4) semblent favorisés quant à leur abondance (tableau 5). Ceci permet sans doute de ne plus voir ces espèces comme défavorisées par les coupes de jardinage. Il est possible que ces espèces aient été



plus fréquentes dans les transects non-aménagés que dans les transects jardinés tout à fait par hasard ou en raison de conditions écologiques non-mesurées.

**Tableau 6: Espèces dont l'abondance a été significativement affectée (Analyse de régression ou ANOVA,  $p < 0.05$ ) affectée par les coupes de jardinage.**

Analyses menées à partir des placettes où l'espèce analysée est présente.

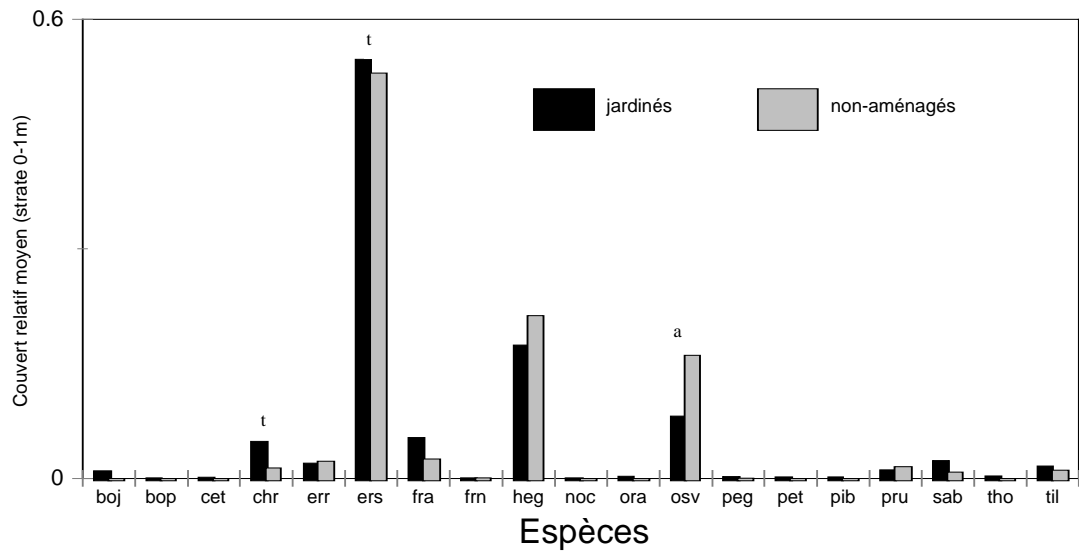
Espèce	Analyses de régression: Ouverture du peuplement vs couvert						Comparaison des transects jardinés au transects non-aménagés
	Ouv1	Ouv2	Ouv3	Ouv4	R <sup>2</sup> max <sup>a</sup>	Effet-ouverture	Effet (ANOVA)
arn						+	+
arr							+
asa	x	x			0,041	+	
asm							+
atf	x	x	x	x	0,18	+	
cax							+
chr							+
clb							+
drs							+
eph							+
ere	x				0,035		
erp		x		x	0,007	-	+
fra							+
lon	x	x			0,074	+	
lya	x				0,360	+	
mev							+
osv							-
peg				x	0,072	+	
prs	x	x			0,054	+	
pta							+
rud	x				0,110	+	
rui	x	x	x	x	0,130	+	
sab	x		x	x	0,044	+	
smr							+
til							+
trb							+
vil							+
vis							+

<sup>a</sup> R<sup>2</sup> max présente le R<sup>2</sup> (% de la variance expliquée) le plus élevé des analyses de régression.

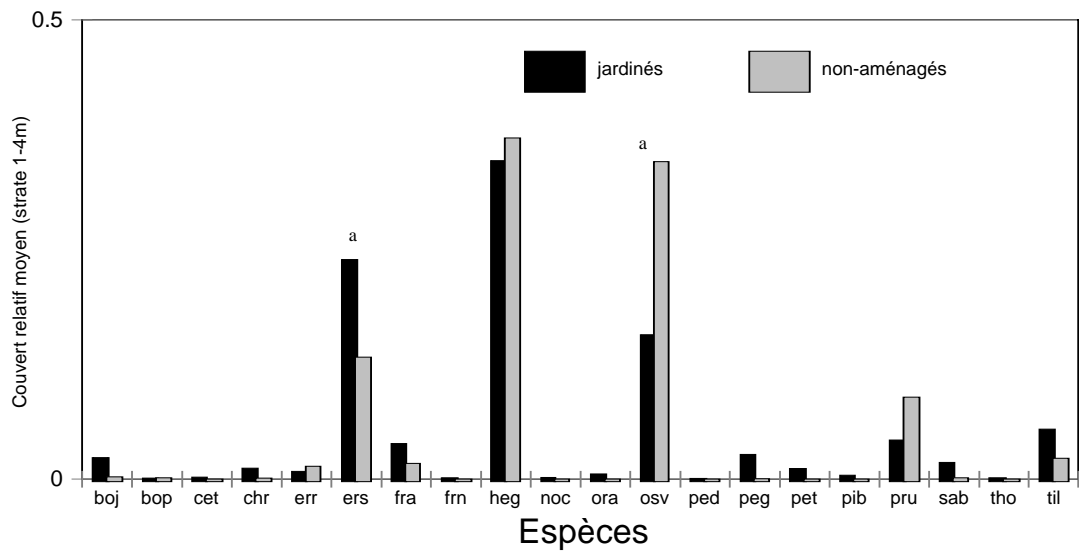
+: signifie que le couvert de l'espèce augmente avec les coupes de jardinage et - montre une diminution.

Un élément majeur de la biodiversité en aménagement forestier est certainement la composition des peuplements en espèces arborescentes. Il ne serait guère utile de comparer les strates supérieures des transects jardinés aux transects non-aménagés puisqu'il est évident qu'une coupe change la composition d'un peuplement de façon temporaire. Il est toutefois intéressant d'essayer prédire les effets à plus long terme. Pour ce faire, nous avons comparé les strates en régénération (0-1m et 1-4m) en terme d'abondance relative des espèces arborescentes, et ce, pour les transects jardinés et les transects non-aménagés. En comparant l'abondance relative, nous essayons de voir si une espèce aura tendance à prendre plus ou moins d'importance par rapport aux autres espèces. Nous posons donc aussi l'hypothèse que la régénération d'aujourd'hui révèle la composition future du peuplement. On note d'abord à la figure 3A que l'érable à sucre est l'espèce dominante de la régénération de 0-1m. Pour quiconque connaît le moindrement la forêt feuillue, cela n'a rien de surprenant puisque les semis de cette espèce tapissent souvent les érablières. Notre analyse semble démontrer que sa dominance s'accroît (tendance,  $p=0,051$ , test de Kolmogorov-Smirnoff) dans les transects jardinés. On observe aussi une telle tendance pour le chêne rouge. Pour l'ostryer de Virginie, on observe une diminution significative de son abondance relative. Pour ce qui est de la strate 1-4m (Fig. 3B), on observe une augmentation beaucoup plus importante de l'érable à sucre et encore une fois une diminution de l'ostryer de Virginie. Par contre, l'érable à sucre n'est pas l'espèce dominante dans cette strate, étant dépassée par le hêtre à grandes feuilles.

Peut-on prédire, tel que le faisaient Niese and Strong (1992), que les coupes de jardinage peuvent mener à une plus grande dominance de l'érable à sucre? Bien que cette espèce semble prendre plus d'importance avec la coupe de jardinage, les résultats obtenus ne permettent pas d'être aussi catégoriques, mais ne permettent certainement pas de rejeter l'hypothèse non plus. Si le succès de l'érable à sucre en régénération se reflète dans la composition future du peuplement et si les coupes de jardinage répétées ont toujours ce même effet, il est possible qu'à long terme on augmente de beaucoup la part relative de l'érable à sucre. En fait, pour répondre à l'appréhension quant à l'augmentation de la dominance de l'érable à sucre, il faudrait aussi vérifier la croissance relative des gaulis après coupe de jardinage.



A)

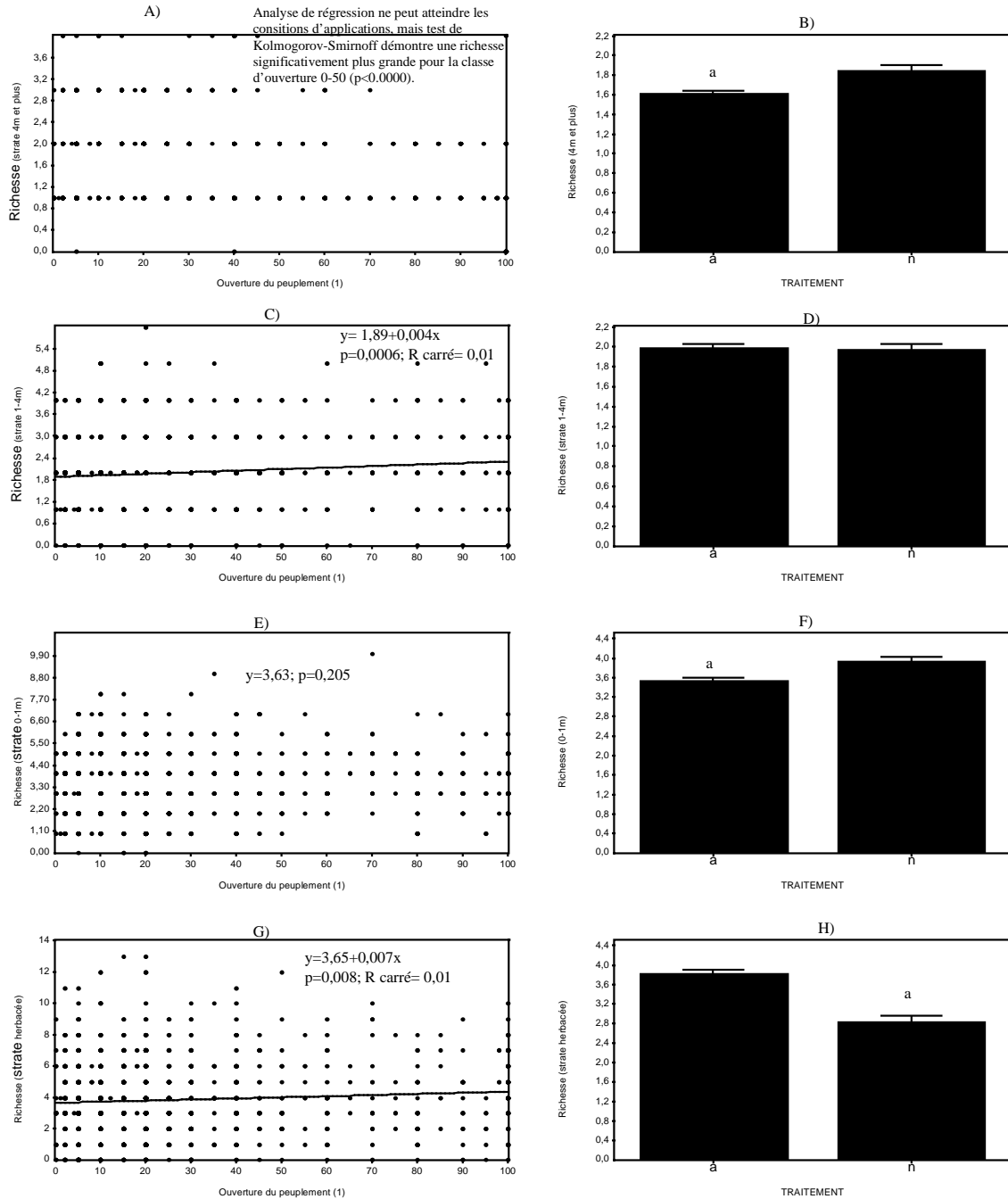


B)

**Figure 3: Couvert relatif moyen des espèces arborescentes en régénération (A, strate 0-1m et B, strate 1-4m).** a signifie qu'il y a une différence statistiquement significative ( $p < 0.05$ , test de Kolmogorov-Smirnoff); t signifie une tendance.

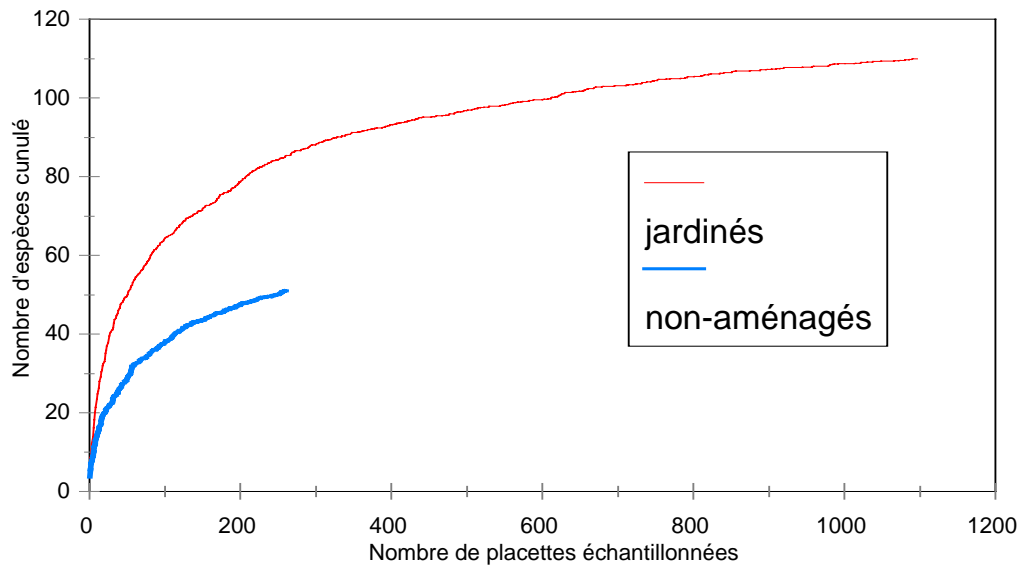
Après avoir analysé ce qui se passe pour chacune des espèces, il est intéressant de vérifier ce qui se passe au point de vue de la richesse (nombre d'espèces). On voit aux figures 4A et B que la richesse de la strate de plus de 4m semble diminuer avec le jardinage. Il faut toutefois analyser ces résultats avec prudence, car avec la superficie des placettes utilisées (1,5m de rayon), le fait d'enlever un arbre peut diminuer beaucoup la richesse de la placette, sans toutefois enlever à la richesse du peuplement. Donc les résultats pour cette strate signifient peu. Pour la strate de 1 à 4 m (fig. 4C et D), on n'observe aucune différence entre les placettes des transects jardinés et les placettes des transects non-aménagés. Il y a par contre une relation statistiquement significative (positive) entre l'ouverture du peuplement et le couvert; cette relation n'explique que très peu de la variance (~0.6%) et semble donc avoir peu d'intérêt biologique. Pour la strate 0-1m, on n'observe aucune relation significative entre ouverture du peuplement et couvert (fig. 4E). Le nombre d'espèces moyen est par contre significativement moins élevé dans les placettes des transects jardinés que dans les transects non-aménagés (fig. 4F). La différence entre les deux traitements n'est pas énorme (7%, 0,3/3,9). Il faudrait toutefois s'assurer que cette baisse ne se répète pas à toutes les rotations. Pour ce qui est de la strate herbacée, on observe une augmentation de la richesse pour les deux analyses (fig. 4G et H). En fait, pour les transects jardinés, on observe une augmentation de 36% (1/2,8). Cette augmentation n'est pas négligeable et elle se veut certes un atout pour les coupes de jardinage lorsque l'on compare les peuplements ainsi aménagés à des peuplements d'âges intermédiaires.

Il existe maintenant des analyses un peu plus sophistiquées pour analyser la biodiversité que les indices de richesse (que l'on vient de présenter) ou de diversité (pas utilisé dans la présente étude), nommées profils de biodiversité. Nous présentons à la figure 5A une variante de ces profils, soit des courbes espèces-aire calculées à partir des espèces de la strate herbacée. La comparaison des transects jardinés aux transects non-aménagés (Fig.5A) montrent que pour un même nombre de placettes échantillonnées, plus d'espèces sont recensées dans les transects jardinés. Ce nombre d'espèces est significativement différent (test t,  $p < 0,0000$ ) à la fin du profil des transects non-aménagés (ayant un nombre moins élevé de placettes). En plus de confirmer le résultat de la figure 4H, ces profils semblent démontrer qu'un territoire aménagé selon la coupe de jardinage contiendra plus d'espèces qu'un territoire non-aménagé (pour des strates forestières comparables). Ce résultat pourrait être expliqué par le fait que, par hasard, les transects jardinés échantillonnés étaient plus riches en espèces. Cette explication est peu probable puisque la figure 5B montre sensiblement le même patron. En effet, en utilisant seulement les placettes des transects jardinés, on réalise que le profil de richesse est plus « élevé » pour les placettes avec une plus grande ouverture du peuplement. Enfin, ces profils démontrent que, malgré l'intensité de l'échantillonnage, certaines courbes n'atteignent pas vraiment de plateau. En écologie forestière, on considère qu'un échantillonnage est complet quand une augmentation de l'effort d'échantillonnage ne mène plus à la rencontre de nouvelles espèces ou rarement.

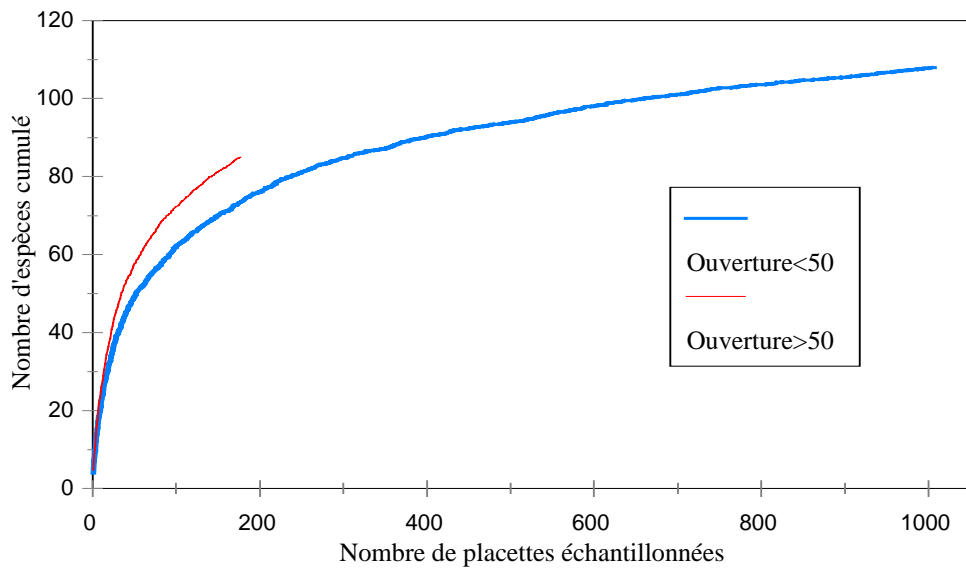


**Figure 4: Effets des coupes de jardinage sur la richesse des différentes strates.** Les graphiques de gauche évaluent l'effet de l'ouverture du peuplement sur la richesse alors que les graphiques de droite comparent les transects jardinés aux transects non-aménagés.

Après avoir vérifié l'effet des coupes de jardinage sur tant de paramètres, il peut être intéressant d'en faire une récapitulation pour pouvoir mieux cibler les efforts par la suite. Le tableau 7 résume ainsi les principaux résultats de la présente étude. Au point de vue structurel, aucun effet négatif n'a été détecté, les coupes de jardinage semblant plutôt avoir un effet positif. En ce qui a trait aux chicots, des inventaires plus intensifs s'imposent pour pouvoir statuer de façon claire. De plus, il faut ajouter qu'un inventaire visant à quantifier tous ces paramètres de structure à l'intérieur de vieilles forêts serait fort intéressant. Étant donné que tout peuplement a le potentiel de devenir une vieille forêt, une comparaison à des peuplements du même âge n'est pas suffisante lorsque l'on vise la préservation de la biodiversité. En terme de diversité en composition, il est peu probable, d'après l'intensité de l'échantillonnage, que l'on retrouve des espèces en situation précaire dans les territoires de la Maclaren. Certaines espèces peu fréquentes dans l'échantillonnage peuvent être rares régionalement; ceci reste à vérifier à partir de différentes banques de données. Plusieurs espèces sont favorisées par les coupes de jardinage alors que quelques unes sont défavorisées. La proportion d'érable à sucre en régénération augmente avec les coupes de jardinage, ce qui doit être considéré négatif en ce qui a trait à la biodiversité étant donné que différents auteurs ont émis l'hypothèse que les coupes de jardinage peuvent mener à une plus grande dominance de l'érable à sucre. La richesse (nombre d'espèces) augmente avec les coupes de jardinage dans les strates 1-4m et herbacées; elle semble diminuer (très peu) dans la strate 0-1m.



A)



B)

**Figure 5: Courbes aire-espèces permettant de comparer la diversité A) des transects jardinés par rapport aux transects non-aménagés et B) des placettes avec une ouverture de peuplement >50 aux placettes avec ouverture ≤50.**

**Tableau 7: Résumé des principaux résultats de l'étude.**

<b>Paramètre</b>	<b>Constat (effet des coupes de jardinage)</b>
<b>Struture</b>	
Débris ligneux	Positif, mais à préciser
Chicots	Nul, mais données nettement insuffisantes
Couvert de la strate 1-4m	Positif
Couvert de la strate 0-1m	Nul
Couvert de la strate herbacée	Positif
Structure verticale	Nul
<b>Composition</b>	
Espèces en situation précaire	Aucune observation
Espèces rares régionalement	Impossible de statuer, à préciser
Espèces favorisées (voir tableau 4 et 5)	Positif
Espèces défavorisées ( <i>Ostrya virginina</i> , <i>Viburnum trilobum</i> et possiblement <i>Ribes</i> sp.)	Négatif, à préciser
Augmentation de l'érable à sucre en régénération par rapport aux autres espèces	Négatif, à préciser
Richesse de la strate 1-4m	Positif
Richesse de la strate 0-1m	Négatif (mais faible)
Richesse de la strate herbacée	Positif

## 4. Discussion générale et considérations pour l'aménagement

Que tirer de l'ensemble des résultats de cette étude? On peut émettre avec assez de certitude que les coupes de jardinage ont très peu d'effets négatifs à court terme lorsque des forêts d'âges intermédiaires sont utilisées comme base de comparaison. Par contre, des incertitudes apparaissent lorsque l'on considère les effets à plus long terme et que les vieilles forêts constituent la base de comparaison. Ses incertitudes n'ont pas toutes la même importance de sorte que leurs implications en terme d'aménagement ou de recherche appliquée ne sont pas nécessairement les mêmes.

Quelques espèces semblent défavorisées par les coupes de jardinage; c'est le cas de l'ostryer de Virginie. Étant donnée sa fréquence élevée et de son abondance, il est très peu probable que l'on assiste à une perte de cette espèce régionalement et même localement. Le cas de cette espèce ne devrait pas être considéré prioritaire. D'autres espèces, soient *Viburnum trilobum* et *Ribes* sp. semblent plus problématiques dans la strate étudiée. Il est possible



d'imaginer une stratégie-terrain où les personnes responsables de la récolte vérifieraient la présence de ces espèces avant de procéder à une intervention. Toutefois, une approche qui privilégierait la protection de vieilles forêts et/ou l'aménagement selon de plus longs cycles de coupe serait sans doute plus efficace et plus globale. En effet, étant donné que quelques espèces semblent affectées négativement par la coupe de jardinage, on peut croire que d'autres espèces ont pu disparaître en raison des récoltes passées. Toujours au niveau des espèces, la mise en commun des différentes bases de données existantes sur la flore de la région pourrait constituer un outil fort intéressant, car les inventaires ponctuels, comme dans le cas de la présente étude, ne permettent pas d'identifier si des espèces sont rares régionalement.

Il est difficile de juger l'ampleur du problème que constitue l'augmentation de la proportion de l'érable à sucre dans les peuplements. Toutefois, étant donné que les coupes de jardinage sont appelées à être utilisées sur une longue période et une très grande échelle, il faut considérer ce fait comme une menace potentielle à la biodiversité des peuplements. Nous insistons sur le terme « potentielle » parce que la présente étude ne permet pas d'établir que c'est une menace imminente. En terme d'aménagement, on se retrouve devant deux options: soit que l'on favorise des coupes de jardinage qui créent de plus grandes ouvertures et qui sont reconnues pour être moins favorables à l'érable à sucre, soit que l'on investit dans une recherche appliquée, un peu comme celle-ci, pour vérifier le sérieux du problème.

En terme de richesse, nous avons noté une baisse pour la strate 0-1m en comparant les transects non-aménagés aux transects jardinés, mais cette baisse n'a pas été confirmée par l'analyse en fonction de l'ouverture des peuplements. Ce résultat ne devrait pas être traité en première importance puisqu'il ne se reflète pas dans la strate 1-4m. De plus, l'augmentation considérable de la diversité de la strate herbacée vient certes compenser cette perte dans la strate 0-1m.

En termes de variables structurelles, nous n'avons rien trouvé de négatif. Il serait toutefois intéressant de procéder à une analyse comparative, notamment en ce qui a trait aux chicots et aux débris ligneux, entre forêts aménagées et vieilles forêts. Ces analyses permettraient de vérifier des problèmes anticipés et aussi de définir des objectifs à atteindre en termes de quantité, diamètre, hauteur, espèces, etc. des chicots et des débris ligneux. Une alternative à ces recherches pourrait être d'aménager avec les connaissances et informations actuelles. Par exemple, Degraaf et Shigo (1985) présente un guide pour l'aménagement des chicots. Hunter (1990) propose que les peuplements soient aménagés en utilisant de courts cycles durant quelques cycles et en suite qu'on laisse vieillir le peuplement pour un très long cycle (voir Nolet et Sougavinsky, 1998). Cette idée pourrait sans doute être adaptée pour les coupes de jardinage. Burton *et al.* (1992) proposent quant à eux que toutes les forêts soient aménagées selon de plus longs cycles.

La présente étude comporte à la fois des forces et des faiblesses. Plusieurs études visant à évaluer les effets des aménagements forestiers comparent des sites aménagés à des sites non-aménagés. Il en résulte qu'il est difficile par la suite de discriminer si un effet perçu est le résultat du traitement ou du site. La présente étude tente de contourner ce problème par une

analyse complémentaire qui vérifie si, sur des mêmes sites, on observe les mêmes tendances en fonction de l'ouverture du peuplement. Il demeure possible que des effets observés en comparant les transects jardinés aux transects non-aménagés ne soient pas confirmés par l'analyse en fonction de l'ouverture du peuplement, et ce, même si ces effets sont réels. Cette possibilité existe en grande partie en raison de la difficulté à évaluer la quantité et la qualité de lumière arrivant au sol dans les coupes de jardinage, puisque cette lumière est une fonction complexe entre l'arc suivi par le soleil, l'orientation du site et le couvert végétal. Afin de bien comprendre les effets des coupes de jardinage sur la végétation, il serait utile de mettre en place un dispositif de placettes permanentes. Ce dispositif, relativement simple, pourrait être élaboré de façon à bien représenter les espèces pour lesquelles les coupes de jardinage semblent avoir un effet négatif. Il pourrait être utile aussi pour évaluer les effets sur la dominance de l'érable à sucre et sur la diversité structurelle.

Toutes les analyses et les propositions présentes dans cette étude ne concernent que les effets des coupes de jardinage à l'échelle du peuplement. Une stratégie d'aménagement qui vise la protection de la biodiversité doit utiliser plus d'une échelle de perception. Ainsi, toutes les propositions faites dans ce rapport devraient s'insérer préférablement à l'intérieur d'une planification régionale bien définie (voir Nolet et Sougavinsky, 1998). En attendant qu'une telle planification soit élaborée, il reste beaucoup de travail à faire à l'échelle du peuplement. Les gens du milieu (techniciens et ingénieurs forestiers) peuvent voir la prise en compte de la biodiversité en aménagement comme un obstacle à l'aménagement forestier habituel ou bien comme un défi stimulant à relever, comme l'ont été d'autres changements de mentalité auparavant en foresterie. Il est évident que les ajustements nécessaires se feront beaucoup plus efficacement si les forestiers voient cette prise en compte comme un défi.

## Références

- BLOOM, S.A. 1994. The community analyses system 5.0. Ecological data consultants.
- BORMANN, F.H. *et* LIKENS, G.E. 1979. Catastrophic disturbance and the steady state in the northern hardwoods forests. *American Scientist* 67: 660-669.
- BURTON, P.J., BALISKY, A.C., COWARD, L.P. CUMMING, S.G. *et* KNEESHAW, D.D. 1992. The value of managing for biodiversity. *The Forestry chronicle*. 68 (2): 225-237.
- CONSEIL CANADIEN DES MINISTRES DES FORÊTS. 1997. Critères et indicateurs de l'aménagement durable des forêts au Canada. Rapport technique 1997. 136p.
- CSA. 1996. Aménagement forestier durable: un document-guide. Techniques de l'environnement. Norme nationale au Canada.. 37p.
- DEGRAAF, R.M. *et* SHIGO, A.L. 1985. Managing cavity trees for wildlife in the Northeast. USDA Forest Service, Northeastern Forest Experiment Station. General Technical Report NE-101.
- FRANKLIN, J.F. 1992. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes. *Ecological Applications*. 3(2): 202-205.
- GOVE, J.H., MARTIN, W., PATIL, G.P., SOLOMON, D.S. *et* HORNBECK, J. 1992. Plant species diversity on even-aged harvests at the Hubbard Brook experimental forest: 10-year results. *Can. J. For.* 22: 1800-1806.
- HAGAN, J.M. *et* GROVE S.L., 1996. Selection Cutting, Old-Growth, Birds, and Forest Structure in Maine. Manomet Observatory for Conservation Sciences; Division of Conservation Forestry. Report No. MODCF-96002. 26p.
- HELTSHE, J.F. *et* FORRESTER, N.E. 1983. Estimating species richness using the jackknife procedure. *Biometrics* 39: 1-11.
- HUNTER, L.H. Jr. 1990. Wildlife, forests, and forestry. Principles of managing forests for biological diversity. 370p.
- LAVOIE, G. 1992. Plantes vasculaires susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables au Québec. Ministère de l'Environnement. 180 p.
- LU, H.-C. *et* BUONGIORNO, J. 1993. Long- and short term effects on alternative cutting regimes on economic returns and ecological diversity in mixed-species forests. *Forest Ecology and Management*. 58: 173-192.
- MAJCEN, Z. 1995. Résultats après 10 ans d'un essai de coupe de jardinage dans une érablière. Gouvernement du Québec, Ministère des Ressources Naturelles, Direction de la Recherche Forestière. Mémoire de recherche forestière No 122
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES. 1996. Biodiversité du milieu forestier. Bilan et engagements du ministère des Ressource naturelles. 152 p.
- NEISE, J.N. *et* STRONG, T.F. 1992. Economic and tree diversity trade-off in managed northern hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research*. 22(11): 1807-1813.

- NOLET, P. et SOUGAVINSKY, S. 1998. Effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité. Revue de littérature. Rapport remis aux Industries James Macalren. Écoforesterie Consultants inc. 34 p.
- RUNKLE, J. 1990. Gap dynamics in an Ohio Acer-Fagus Forest and speculation on the geography of disturbance. Can. J. For. 20: 632-641.
- VETAAS, O.R. 1997. The effect of canopy disturbance on species richness in a central Himalayan oak forest. Plant Ecology. 132: 29-38.
- WELSH, J.-E. *et* HEALY, W.M. 1993. Effect of even-aged timber management on bird species diversity and composition in northern hardwoods of New Hampshire. Will. Soc. Bull. 21: 143-154.

## Annexe1: Liste des espèces rencontrées, codes utilisés et fréquences d'observation (ordonnées par codes)

Espèce	Code	Fréquence (1452 placettes)
<i>Achillea millefolium</i>	acm	1
<i>Actaea pachypoda</i>	acp	15
<i>Actaea rubra</i>	acr	44
<i>Actaea sp.</i>	acs	7
<i>Adiantum pedatum</i>	adp	18
<i>Agrimonia grypsosepala</i>	agg	1
<i>Alectoria ochroleuca</i>	alo	36
<i>Ambrosia artemisiifolia</i>	ama	1
<i>Amelanchier canadensis</i>	amc	1
<i>Amelanchier laevis</i>	aml	91
<i>Apocynum androsaemifolium</i>	apa	13
<i>Arisaema atrorubens</i>	ara	25
<i>Aronia melanocarpa</i>	arm	1
<i>Aralia nudicaulis</i>	arn	521
<i>Aralia racemosa</i>	arr	53
<i>Aster acuminatus</i>	asa	226
<i>Asarum canadense</i>	asc	5
<i>Aster macrophyllus</i>	asm	158
<i>Aster sp.</i>	ass	51
<i>Athyrium filix-femina</i>	atf	71
<i>Alnus rugosa</i>	aur	6
<i>Betula lutea</i>	boj	172
<i>Betula papyrifera</i>	bop	113
<i>Botrychium virginianum</i>	bov	18
<i>Carya cordiformis</i>	cac	7
<i>Carpinus caroliniana</i>	car	5
<i>Caulophyllum thalictroides</i>	cat	18
<i>Carex sp.</i>	cax	445
<i>Prunus serotina</i>	cet	18
<i>Chiogenes hispidula</i>	chh	109
<i>Quercus rubra</i>	chr	535
<i>Chimaphila umbellata</i>	chu	11
<i>Circaea alpina</i>	cia	6
<i>Circaea lutetiana</i>	cil	9
<i>Cirsium sp.</i>	cis	1
<i>Clintonia borealis</i>	clb	64
<i>Cornus alternifolia</i>	coa	48
<i>Corylus cornuta</i>	coc	44
<i>Cornus canadensis</i>	con	4
<i>Dalibarda repens</i>	dar	5
<i>Dentaria diphylla</i>	ded	2
<i>Desmodium glutinosum</i>	del	2
<i>Dentaria sp</i>	den	14

## Annexe1: suite

<b>Espèce</b>	<b>Code</b>	<b>Fréquence</b> (1452 placettes)
<i>Dennstaedtia punctilobula</i>	dep	1
<i>Dirca palustris</i>	dir	29
<i>Dryopteris cristata</i>	drc	1
<i>Dryopteris disjuncta</i>	drd	22
<i>Dryopteris goldiana</i>	drg	1
<i>Dryopteris marginalis</i>	drm	116
<i>Dryopteris noveboracensis</i>	drn	15
<i>Dryopteris phegopteris</i>	drp	8
<i>Dryopteris spinulosa</i>	drs	312
<i>Picea glauca</i>	epb	1
<i>Epipactis helleborine</i>	eph	66
<i>Epifagus virginiana</i>	epv	5
<i>Equisetum scirpoides</i>	eqc	2
<i>Equisetum hyemale</i>	eqh	3
<i>Equisetum sylvaticum</i>	eqy	4
<i>Acer spicatum</i>	ere	126
<i>Acer pensylvanicum</i>	erp	760
<i>Acer rubrum</i>	err	182
<i>Acer saccharum</i>	ers	1394
<i>Fraxinus americana</i>	fra	431
<i>Fragaria sp.</i>	frg	7
<i>Fraxinus nigra</i>	frn	11
<i>Galium labradoricum</i>	gal	2
<i>Gaultheria procumbens</i>	gap	113
<i>Galium sp.</i>	gas	50
<i>Galium triflorum</i>	gat	1
<i>Gramineae sp.</i>	grs	167
<i>Habenaria bracteata</i>	hab	3
<i>Habenaria orbiculata</i>	hao	3
<i>Hepatica acutiloba</i>	hea	1
<i>Fagus grandifolia</i>	heg	876
<i>Heracleum maximum</i>	hem	21
<i>Hydrocotyle americana</i>	hya	4
<i>Impatiens capensis</i>	imc	15
<i>Laportea canadensis</i>	lac	24
<i>Lactuca canadensis</i>	lcc	2
<i>Listera cordata</i>	lic	1
<i>Lonicera canadensis</i>	lon	120
<i>Lycopodium annotinum</i>	lya	12
<i>Lycopodium clavatum</i>	lyc	2
<i>Lycopodium flabelliforme</i>	lyf	17
<i>Lycopodium lucidulum</i>	lyl	23
<i>Lycopus americanus</i>	lym	1
<i>Lycopodium obscurum</i>	lyo	4

## Annexe1: suite

Espèce	Code	Fréquence (1452 placettes)
<i>Lycopodium complanatum</i>	lyp	40
<i>Lycopodium tristachyum</i>	lyt	1
<i>Lycopus uniflorus</i>	lyu	2
<i>Maianthemum canadense</i>	mac	515
<i>Matteucia struthiopteris</i>	mat	1
<i>Medeola virginiana</i>	mev	74
<i>Mitella diphylla</i>	mid	4
<i>Mitella nuda</i>	min	16
<i>Monotropa uniflora</i>	mon	8
<i>Juglans cinerea</i>	noc	14
<i>Onoclea sensibilis</i>	ons	18
<i>Ulmus americana</i>	ora	22
<i>Ulmus rubra</i>	orr	26
<i>Osmunda cinnamomea</i>	osc	6
<i>Osmorhiza claytonii</i>	osl	62
<i>Osmunda regalis</i>	osr	1
<i>Ostrya virginiana</i>	osv	655
<i>Osmunda claytoniana</i>	osy	6
<i>Oxalis montana</i>	oxm	4
<i>Oxalis stricta</i>	oxs	5
<i>Parthenocissus quinquefolius</i>	paq	14
<i>Populus balsamifera</i>	peb	1
<i>Populus deltoides</i>	ped	5
<i>Populus grandidentata</i>	peg	116
<i>Peltigera sp.</i>	pes	28
<i>Populus tremuloides</i>	pet	40
<i>Pinus strobus</i>	pib	14
<i>Polystichum acrostichoides</i>	poa	36
<i>Polygonum cilinode</i>	poi	5
<i>Polygonatum pubescens</i>	pop	82
<i>Polypodium virginianum</i>	pov	21
<i>Prunus pensylvanica</i>	prp	36
<i>Prenanthes sp.</i>	prs	98
<i>Tsuga canadensis</i>	pru	192
<i>Prunus virginiana</i>	prv	24
<i>Pteridium aquilinum</i>	pta	88
<i>Pyrola asarifolia</i>	pya	5
<i>Pyrola elliptica</i>	pye	33
<i>Pyrola secunda</i>	pyr	23
<i>Ranunculus acris</i>	raa	4
<i>Polygonum convolvulus</i>	rel	6
<i>Ribes cynosbati</i>	ric	2
<i>Ribes glandulosum</i>	rig	6
<i>Ribes lacustre</i>	ril	9

## Annexe1: suite et fin

Espèce	Code	Fréquence (1452 placettes)
<i>Ribes triste</i>	rit	2
<i>Rubus odoratus</i>	rud	66
<i>Rubus idaeus</i>	rui	123
<i>Rubus occidentalis</i>	ruo	11
<i>Rubus pubescens</i>	rup	2
<i>Rumex sp.</i>	rux	1
<i>Abies balsamea</i>	sab	149
<i>Sambucus pubens</i>	sap	93
<i>Scutellaria lateriflora</i>	scl	5
<i>Smilacina racemosa</i>	smr	209
<i>Smilacina stellata</i>	sms	3
<i>Smilacina trifolia</i>	smt	4
<i>Sanicula gregaria</i>	sng	1
<i>Sorbus americana</i>	soa	2
<i>Solidago sp.</i>	sos	351
<i>Streptopus amplexifolius</i>	sta	183
<i>Streptopus roseus</i>	str	59
<i>Taxus canadensis</i>	tac	17
<i>Thuja occidentalis</i>	tho	10
<i>Tiarella cordifolia</i>	tic	42
<i>Tilia americana</i>	til	297
<i>Trientalis borealis</i>	trb	129
<i>Trillium cernuum</i>	trc	10
<i>Trillium erectum</i>	tre	11
<i>Trillium grandiflorum</i>	trg	13
<i>Trillium undulatum</i>	tru	3
<i>Vaccinium cespitosum</i>	vac	1
<i>Vaccinium myrtilloides</i>	vam	8
<i>Veronica officinalis</i>	veo	3
<i>Verbascum thapsus</i>	vet	2
<i>Viburnum cassinoides</i>	vic	1
<i>Viburnum alnifolium</i>	vil	170
<i>Viola sp</i>	vis	106
<i>Viburnum trilobum</i>	vit	56