

Effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité. Revue de littérature.

Rapport remis aux:

Industries James MacLaren



Et rédigé par:

Philippe Nolet (M. Sc.) et
Sylvie Sougavinsky (B. Sc.)
Écoforesterie Consultants inc.

Février 1998

Note au lecteur

Le concept de biodiversité étant fort complexe, une étude sur les effets d'un système d'aménagement forestier sur la biodiversité le sera tout autant. En tant qu'auteurs du rapport, nous serions fort malheureux qu'un lecteur conclue, à partir d'une phrase ou d'un paragraphe, soit que la coupe de jardinage doit être abandonnée (en raison de quelque effet négatif), soit que la coupe de jardinage constitue une panacée (en raison de quelque effet positif). Nous invitons donc le lecteur à bien voir toutes les nuances que nous avons exprimées dans le texte et de bien les mettre en évidence si jamais le rapport est cité.

Résumé

Le présent rapport visait à identifier les effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité à partir d'une revue de littérature. La revue n'a pas la forme conventionnelle d'une revue de littérature où chaque article est résumé un à un; cela n'aurait été que de peu d'intérêt étant donné le peu d'articles portant spécifiquement sur les coupes de jardinage. Nous avons ainsi utilisé des études (portant sur la biodiversité bien sûr) menées dans d'autres écosystèmes et/ou avec d'autres types de coupes que la coupe de jardinage en plus d'articles ou documents d'ordre plus conceptuel. Tout au cours de ces lectures, nous avions la question suivante en tête: «qu'est-ce que ce document nous apprend sur les effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité?». Le texte du présent rapport a donc été écrit dans l'idée d'amener le lecteur vers les réponses à cette question. À l'échelle du peuplement, la revue de littérature nous indique différents faits. i) La flore, les oiseaux et les mammifères ne semblent pas durement affectés par les coupes de jardinage, même s'il est évident qu'il y a un manque d'études sur le sujet. Par exemple, certaines études prétendent que la coupe de jardinage est bonne pour la biodiversité végétale alors que d'autres pensent qu'elle peut mener à une monoculture d'érable à sucre si elle n'est pas assez intense. Pareillement pour la structure de la végétation, certains auteurs sont d'avis que c'est le type de coupes qui fournit la meilleure structure alors que d'autres sont plus nuancés. ii) Il est possible que les coupes de jardinage maintiennent les peuplements à un degré intermédiaire de succession de sorte qu'elles ne développeraient pas les caractéristiques structurelles des vieilles forêts. Ces caractéristiques pourraient être nécessaires au maintien d'habitats de plusieurs espèces (probablement surtout floristique, et ordres fauniques inférieurs tels les insectes). iii) Les amphibiens et reptiles, principalement les salamandres, semblent très sensibles aux activités forestières et aucune étude n'a été menée pour vérifier les effets des coupes de jardinage sur ces groupes. À l'échelle du paysage, les coupes de jardinage, contrairement aux autres systèmes d'aménagement, ont peu de chances de mener à une fragmentation du milieu forestier étant donné qu'une partie importante du peuplement forestier demeure toujours sur pied. Par contre, le système de coupe de jardinage peut mener à une diminution importante de l'hétérogénéité des peuplements (en termes d'âge et de composition) s'il est le seul système d'aménagement utilisé dans une région ou s'il est le système dominant et que la planification régionale est déficiente. En conclusion, des avenues de recherche et des pistes de solution sont proposées.

Table des Matières

NOTE AU LECTEUR.....	II
RÉSUMÉ.....	III
TABLE DES MATIÈRES.....	IV
LISTE DES TABLEAUX.....	V
LISTE DES FIGURES.....	V
1. INTRODUCTION.....	1
1.1 DÉFINITIONS, CONCEPTS ET MESURES.....	1
1.1.1 <i>Définitions et concepts</i>	1
1.1.2 <i>Mesurer la biodiversité</i>	3
1.2 CONTENU ET STRUCTURE.....	5
2. ÉCHELLE DU PEUPEMENT.....	6
2.1 EFFETS POTENTIELS DES COUPES DE JARDINAGE SUR LA FLORE.....	6
2.2 EFFETS POTENTIELS DES COUPES DE JARDINAGE SUR LA FAUNE.....	12
2.2.1 <i>Mammifères</i>	12
2.2.2 <i>Oiseaux</i>	13
2.2.3 <i>Herpétofaune</i>	16
3. ÉCHELLE DU PAYSAGE.....	17
3.1 DÉFINITION.....	17
3.2 EFFETS POTENTIELS DES COUPES DE JARDINAGE.....	18
4. CONCLUSION ET RECOMMANDATIONS.....	25
RÉFÉRENCE BIBLIOGRAPHIQUES CITÉES.....	27
RÉFÉRENCES CONSULTÉES MAIS NON CITÉES.....	31

Liste des Tableaux

TABLEAU 1: DESCRIPTION DE PEUPEMENTS FICTIFS ET DE DIFFÉRENTES MESURES DE BIODIVERSITÉ QUI LEUR SONT ASSOCIÉES.	4
TABLEAU 2: TABLEAU TIRÉ DE LU ET BUONGIORNO (1993), VISANT À COMPARER DIFFÉRENTS TYPES DE TRAITEMENTS SYLVICOLES EN CE QUI A TRAIT À LA BIODIVERSITÉ ET LA RENTABILITÉ FINANCIÈRE.	8
TABLEAU 3: RÉSUMÉ DE DIFFÉRENTES ÉTUDES PORTANT SUR LES EFFETS D'AMÉNAGEMENT FORESTIER SUR LA BIODIVERSITÉ EN FORÊT FEUILLUE.	11
TABLEAU 4: TABLEAU TIRÉ DE FREEDMAN <i>ET AL.</i> (1994) VISANT À COMPARER L'EFFET DE DIFFÉRENTS TRAITEMENTS SYLVICOLES SUR LA FAUNE AVIAIRE.	14
TABLEAU 5: TABLEAU TIRÉ DE DEGRAAF ET SHIGO (1985) DÉCRIVANT LES BESOINS DE CERTAINS PICS EN TERMES DE CARACTÉRISTIQUES DE CHICOTS.	16

Liste des Figures

FIGURE 1: UNE DÉFINITION SCHÉMATIQUE DE LA BIODIVERSITÉ (INSPIRÉE DE CROW, 1990). .	2
FIGURE 2: FIGURES TIRÉES DE NIESE AND STRONG (1992), VISANT À COMPARER DIFFÉRENTS TYPES DE TRAITEMENTS SYLVICOLES EN CE QUI A TRAIT À LA BIODIVERSITÉ ET LA RENTABILITÉ FINANCIÈRE.	7
FIGURE 3: FIGURE TIRÉE DE (HUNTER, 1990) PROPOSANT DES SUPERFICIES TOTALES ÉGALES POUR CHAQUE TYPE DE COUPES UTILISÉ (SELON LA SUPERFICIE RÉCOLTÉE PAR COUPE) SUR UN TERRITOIRE.....	21
FIGURE 4: FIGURE TIRÉE DE RUNKLE (1990) DÉCRIVANT L'IMPORTANCE DES DIFFÉRENTS TYPES DE PERTURBATIONS DANS LES RÉGIONS DE LA FORÊT FEUILLUE.....	22
FIGURE 5: FIGURE TIRÉE DE HUNTER (1990) EXPLIQUANT COMMENT DIFFÉRENTS CYCLES DE COUPES POURRAIENT ÊTRE APPLIQUÉS À UN PEUPEMENT AFIN QUE CELUI-CI DÉVELOPPE ET CONSERVE SES ATTRIBUTS STRUCTURAUX.....	23

1. Introduction

Le présent rapport vise à identifier les effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité à partir d'une revue de littérature; il est par le fait même complémentaire au rapport intitulé: «Effets des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale¹ ». La présente introduction est divisée en deux parties, une première explique brièvement ce qu'est la biodiversité (section 1.1) et une deuxième présente le contenu et la structure du présent rapport (section 1.2).

1.1 Définitions, concepts et mesures

1.1.1 Définitions et concepts

La définition de la biodiversité (diversité biologique) a beaucoup évolué ces dernières années. Par exemple Barbour *et al.*(1987), définissent la biodiversité en trois termes: la richesse en espèces (le nombre d'espèces dans un écosystème ou une surface donnée), l'équitabilité des espèces (la proportion occupée par les différentes espèces) et la diversité (une combinaison des deux premiers indices où la richesse est pondérée selon l'équitabilité). De nos jours, la définition la plus acceptée est celle de la Convention internationale de Rio (1992) et adoptée par l'Association canadienne de normalisation (CSA) (1996): «*Variété des organismes vivants de toute origine, y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie. Cette diversité inclut également la diversité au sein des espèces et entre celles-ci ainsi que celle des écosystèmes.*» Ainsi, alors qu'auparavant le thème de la biodiversité était discuté parmi les scientifiques surtout, aujourd'hui, avec cette définition proposée par un organisme aussi sérieux que l'ONU, il est clair que la biodiversité est devenu un enjeu majeur du développement et que son importance n'est plus à discuter. De plus, alors qu'on mettait auparavant l'emphase sur les espèces, on ajoute maintenant la diversité des gènes et celle des écosystèmes.

Pour les fins d'aménagement forestier, Crow (1990) propose une définition plus opérationnelle où trois types de diversités sont identifiés: la composition, la structure et les fonctions (Fig. 1a); ces trois types sont interreliés et présentent des sous-groupes qui sont identifiables (Fig. 1b). Par exemple, la diversité en composition inclut la diversité génétique (existant dans les populations et les espèces), et la diversité en espèces qui définit à son tour la diversité en écosystème. La diversité structurelle peut être caractérisée par différentes mesures telles les distributions des classes d'âge de peuplements forestiers ou les différentes strates de végétation à l'intérieur de ce peuplement. La diversité en composition et en

¹ Nolet, P. et N. Rojas. 1998. Effets des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale. Écoforesterie Consultants; rapport remis aux Industries James MacLaren. Disponible auprès d'Écoforesterie Consultants ou des Industries James MacLaren.

structure produisent une diversité fonctionnelle. Par exemple, si une plante dépend d'un insecte en particulier pour la pollinisation et que cet insecte disparaît, on considère qu'il y a une perte de diversité fonctionnelle. L'échelle influence beaucoup la perception de la biodiversité. Chacun des éléments de la biodiversité (Fig. 1a) peut opérer et être mesuré à différentes échelles (Fig. 1c), passant du local au global.

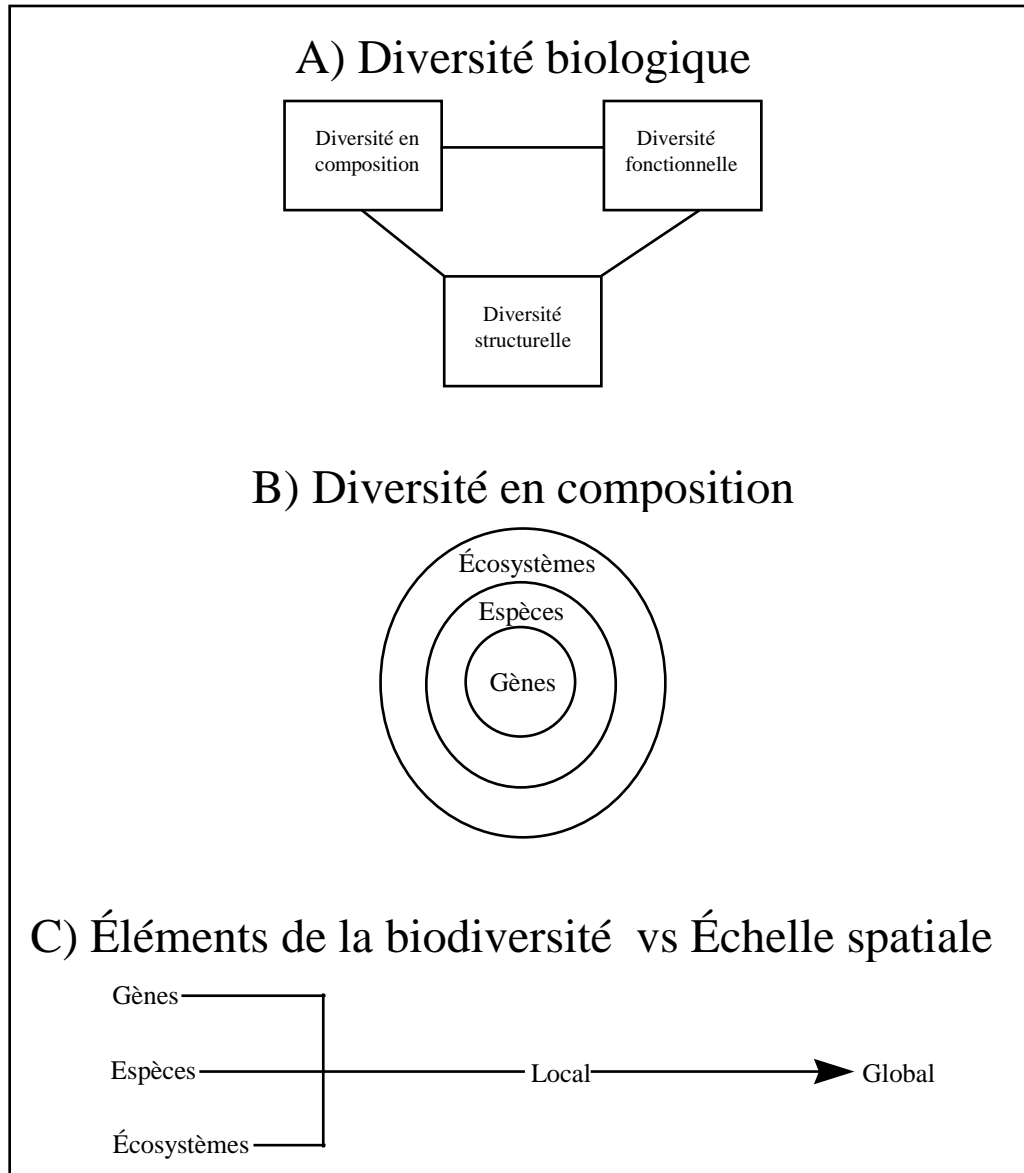


Figure 1: Une définition schématique de la biodiversité (inspirée de Crow, 1990).

Il demeure que la majeure partie des études sur les effets des aménagements forestiers utilisent les espèces comme élément de biodiversité quoique celles utilisant les écosystèmes soient en plein essor (grâce au système d'information géographique, SIG); sauf dans le cas

de plantations, aucune recherche n'a été faite, à notre connaissance, sur les impacts des aménagements forestiers utilisant le gène comme élément de biodiversité².

Aménager pour le maintien de la biodiversité ne doit pas être confondu avec des concepts proches tels l'aménagement faunique, la gestion intégrée des ressources et le développement durable. Hunter (1990) donne un bon exemple démontrant que l'aménagement pour une espèce faunique à valeur économique et l'aménagement pour la biodiversité ne sont pas synonymes. Deux études ont été menées dans des forêts semblables du Texas et de la Louisiane. Dans l'étude du Texas, les auteurs ont comparé les populations d'oiseaux nicheurs dans des peuplements équiennes et inéquiennes et ont conclu que l'absence de différentes strates dans les peuplements équiennes limitait la densité et la diversité en oiseaux. Les chercheurs de la Louisiane ont comparé la quantité de fourrage au sol disponible pour le cerf de virginie dans des peuplements avec et sans mi-canopée d'arbres feuillus. Cette mi-canopée inhibait le développement de plantes fourragères pour le chevreuil et était trop haute pour que le chevreuil puisse l'atteindre. Ceux plus intéressés au chevreuil qu'aux oiseaux seraient alors enclin à détruire la mi-canopée et réduiraient ainsi la diversité en oiseaux. Ainsi, aménager pour la biodiversité signifie aménager pour protéger l'ensemble des espèces et non pas seulement quelques unes comme c'est souvent le cas en aménagement faunique. L'aménagement pour la biodiversité doit être vu comme une composante du développement durable, mais non la seule puisque les facteurs socio-économiques sont forts importants dans le concept du développement durable. Ainsi, si en raison de fortes pressions environnementales, une très forte proportion des forêts d'une région donnée ne peuvent être aménagées et ainsi fournir à la population locale l'activité économique qu'elle requiert, on ne peut parler de développement durable. La distinction entre gestion intégrée et développement durable est plus subtile. La gestion intégrée est en fait une série de compromis négociés entre différents groupes de la société d'une région à partir d'informations données; cette gestion vise le développement durable. Par contre, si un des groupes est sur- ou sous-représenté (financier, syndicaliste, environnementaliste, etc.) ou si des informations s'avèrent fausses (ex.: un modèle de croissance forestière mal calibré), la gestion intégrée ne fournira pas assurément un développement durable.

1.1.2 Mesurer la biodiversité

Il existe bien des façons de mesurer la biodiversité, mais aucune n'est complète en soi. Une étude sur la biodiversité devrait toujours utiliser divers moyens pour évaluer comment une situation (environnementale, aménagement forestier, etc.) influence celle-ci. Pour illustrer ce fait, nous allons utiliser un exemple de deux peuplements dont un ayant été coupé à blanc voilà un an et l'autre étant demeuré intact, et dans lesquels trois placettes d'inventaire de

² Il est difficile d'imaginer comment les coupes de jardinage peuvent influencer la diversité génétique. En fait, très peu est connu sur ce type de diversités chez les feuillus et les stratégies de conservation à ce niveau restent à être précisées (voir Li *et al.*, 1992). Pour ces raisons, cet élément de la biodiversité ne sera pas traité dans le présent rapport.

végétation ont été réalisées. Le tableau 1 présente les pourcentages de recouvrement des différentes espèces dans les différentes placettes.

Tableau 1: Description de peuplements fictifs et de différentes mesures de biodiversité qui leur sont associées.

Espèce	Peuplement intact			Peuplement coupé		
	Placette 1	Placette 2	Placette 3	Placette 1	Placette 2	Placette 3
A	20	80	25			
B	20	5				
C	20	5	25			
D	20	5	25			
E	20	5		100		
F			25		50	
G					50	25
H						25
I						25
J						25
Richesse	5	5	4	1	2	4
Diversité (Shannon)^a	0.70	0.34	0.60	0.00	0.30	0.60
Équitabilité^a	1.00	0.48	1.00	0.00	1.00	1.00
Richesse totale	6			6		
Richesse moyenne	4.67			2.33		
Diversité moyenne	0.54			0.30		
Équitabilité moyenne	0.83			0.66		

^a La diversité de Shannon (H) = $-\sum P_i \ln P_i$, où P_i est la proportion de l'espèce i dans la placette et l'équitabilité (J) = $H/\ln S$ où S est le nombre d'espèces dans la placette.

L'analyse de ce tableau apporte quelques renseignements intéressants. D'abord, le nombre d'espèces est généralement plus élevé dans les placettes du peuplement intact et cela se répercute sur la richesse moyenne et sur l'indice de diversité de Shannon; l'équitabilité est sensiblement la même entre les deux peuplements. On pourrait être tenté de conclure que le peuplement intact est donc plus diversifié, mais il faut faire attention. Les deux peuplements ont le même nombre total d'espèces et en plus le peuplement coupé contient des espèces que le peuplement intact n'a pas. On pourrait donc aussi conclure que la coupe a apporté une nouvelle biodiversité au territoire étudié. De plus, il faudrait vérifier si une (ou des) espèce vulnérable n'est pas associée à l'un de ces deux peuplements. Les indices de diversité, tel celui de Shannon, ont souvent reçu la critique qu'après les avoir calculé, on ne sait plus très bien ce que l'on mesure (Silbaugh et Betters, 1995). Par exemple, si on compare les placettes-2 des deux peuplements, on serait instinctivement porté à dire que la placette du peuplement intact est plus diversifiée; par contre, elles ont à peu près la même valeur pour l'indice de Shannon. Il faut donc user de prudence dans l'interprétation de ces indices et essayer de voir ce que cela veut dire à différentes échelles de perception. Il existe aussi des

techniques plus raffinées et à la fois plus informative de mesure de biodiversité (ex.: Heltshe et Forrester, 1983; James et Rathburn, 1981), mais le faible nombre de placettes de notre exemple enlève l'intérêt d'un tel calcul. Nolet et Rojas (1998), dans une étude complémentaire au présent rapport, utilisent d'ailleurs une telle technique.

1.2 Contenu et structure

Le but du présent rapport était de vérifier, à partir de la littérature existante, quels sont les effets **potentiels** des coupes de jardinage sur la biodiversité. Nous insistons sur «potentiel» parce qu'une revue de littérature préliminaire avait déjà été réalisée et avait permis de réaliser que les effets des coupes de jardinage sur la biodiversité avaient fait l'objet de très peu d'études. Il existe toutefois une abondance de documents (articles, livres, rapports) sur la biodiversité et l'aménagement forestier. Certains de ces documents sont plutôt d'ordre théorique, d'autres plus vulgarisateurs; certaines études ont été menées dans des forêts feuillues (semblables à celles de l'Outaouais, notre intérêt ici), alors que d'autres ont été menées dans des écosystèmes complètement différents et avec des systèmes d'aménagement bien différents de celui de la coupe de jardinage. Nous n'avons pas la prétention d'avoir tout lu ce qui a été écrit dans le domaine³, mais nous croyons avoir lu les plus pertinents.

La revue n'a pas la forme conventionnelle d'une revue de littérature où chaque article est résumé un à un; cela n'aurait été que de peu d'intérêt. Tout au cours des lectures de chacun des documents, nous avions la question suivante en tête: «qu'est-ce que ce document nous apprend sur les effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité?». Le texte du présent rapport a donc été écrit dans l'idée d'amener le lecteur vers les (et non la) réponses à cette question. Dans un premier temps, les effets potentiels des coupes de jardinage à l'échelle du peuplement sont discutés avec une sous-section sur la flore et une sous-section sur la faune. Dans un deuxième temps, les effets à l'échelle du paysage (régionale) sont discutés. Enfin en conclusion, les principaux effets potentiels sont résumés et des avenues de recherche et des pistes de solution en termes d'aménagement sont proposées.

³ Pour donner une idée de l'ampleur de la littérature sur le sujet, une recherche dans Current Contents, un base de données électronique regroupant la très grande majorité des revues scientifiques du domaine, a recensé une centaine d'articles pour les 6 derniers mois seulement avec «forest» et «biodiversity» utilisés comme mots-clés.

2. Échelle du peuplement

2.1 Effets potentiels des coupes de jardinage sur la flore

Tel que prévu, très peu d'études ont évalué l'effet des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale en forêt feuillue⁴. En fait, notre revue n'a permis d'en identifier que deux: celle de Niese et Strong (1992) et celle de Lu et Buongiorno (1993) toutes deux menées au Wisconsin. Les deux études ont des similitudes et des différences au point de vue méthodologique. Les deux études n'ont évalué l'effet des coupes de jardinage que sur la biodiversité en essences arborescentes commerciales, ce qui est une lacune importante puisque les espèces arborescentes et de sous-bois ne réagissent pas nécessairement de la même façon aux ouvertures du peuplement. L'étude de Niese et Strong s'attardait à la biodiversité au niveau de la régénération alors que celle de Lu et Buongiorno se concentrait sur celle des tiges commerciales. Les deux études avaient pour but d'évaluer différents types de traitements sylvicoles en fonction de la biodiversité, mais aussi en fonction de leur rentabilité financière, ce qui peut constituer un aspect complémentaire intéressant pour les industries forestières⁵. La principale différence entre les deux études repose toutefois sur le fait que celle de Niese et Strong a entièrement été menée à partir de données-terrain alors que celle de Lu et Buongiorno a été menée à partir de modèles de croissance.

Ainsi, Niese and Strong ont évalué, dans des écosystèmes dominés par l'érable à sucre, les effets de divers traitements (8) sur la biodiversité de la régénération (indice de Shannon) et sur la rentabilité économique des opérations sur une période de près de 40 ans. Ils évaluent que les coupes à blanc, les coupes de régénération (shelterwood), les coupes de jardinage intenses (13,8 m²/ha de surface terrière après traitement) et modérée (17,3 m²/ha) ont les effets les plus positifs sur cette mesure de la biodiversité. D'un point de vue strictement économique, les coupes de jardinage d'intensité modérée seraient, d'après eux, les plus profitables (Fig. 1). Ils concluent que, pour les propriétaires pour lesquels la diversité en essences forestières est la première priorité et l'aspect financier est secondaire, la coupe de régénération devrait être utilisée. Cependant, si les aspects financiers sont prioritaires et la biodiversité secondaire, les propriétaires devraient miser sur la coupe de jardinage d'intensité modérée. Ils affirment aussi que les coupes à diamètre limite et les coupes de jardinage peu intenses (20,7 m²/ha de surface terrière après traitement) peuvent mener à des monocultures d'érable à sucre; ceci pourrait être dû au fait que l'érable à sucre est l'espèce qui réagit le mieux aux petites trouées (Runkle, 1990).

⁴ Par forêt feuillue dans ce rapport, nous entendons les forêts (ou régions) où les espèces les plus fréquentes sont l'érable à sucre, le hêtre à grandes feuilles, le bouleau jaune, le tilleul d'Amérique, le frêne d'Amérique, les différentes espèces de caryers, etc.. Ce sont donc les forêts que l'on retrouve dans la région méridionale du Québec et dans le nord-est des États-Unis sur des sites bien à modérément bien drainés.

⁵ L'aspect économique est présenté dans le cadre de la revue de littérature parce qu'il peut être d'intérêt pour l'industrie forestière. Toutefois, nous n'entrerons pas dans les détails des analyses économiques puisque cela est en dehors du mandat de la présente étude. Le lecteur intéressé aux analyses économiques doit donc référer aux articles cités pour une description plus complète des méthodologies relatives à l'aspect économique.

Pour leur part, Lu et Buongiorno (1993) comparent différents types de coupes utilisés dans le nord-est des États-Unis (trois variantes de coupes à diamètre limite, trois variantes de coupes de jardinage, une coupe d'écrémage), on le rappelle, à partir d'un modèle de croissance. Le type de coupes le plus économiquement rentable (*Economic*, variante d'une coupe de jardinage) n'est pas celui pour lequel on obtient les meilleurs résultats au point de vue biodiversité. L'étude de Lu et Buongiorno montre d'autre part que la coupe d'écrémage (qu'on distingue de coupe à diamètre-limite) semble avoir un effet très négatif sur la biodiversité. Sachant que ce type de coupes a été utilisé dans les forêts feuillues du Québec (sans pouvoir en quantifier l'étendue), on peut penser que la diversité des forêts ayant subi ce type d'interventions a été fortement influencée. Toujours selon Lu et Buongiorno (1993), la meilleure combinaison économie-biodiversité serait la coupe à diamètre limite de 41 cm (voir tableau 2). Ce dernier résultat va donc à l'encontre de celui de Niese and Strong (1992), soit que la coupe à diamètre limite peut mener à une monoculture d'érable à sucre. On peut penser que cette contradiction dans les résultats peut être due à un mauvais calibrage du modèle utilisé par Lu et Buongiorno ou par le fait que la régénération n'est pas un indicateur fiable de la composition future du peuplement, ce qui fausserait les prédictions de Niese and Strong.

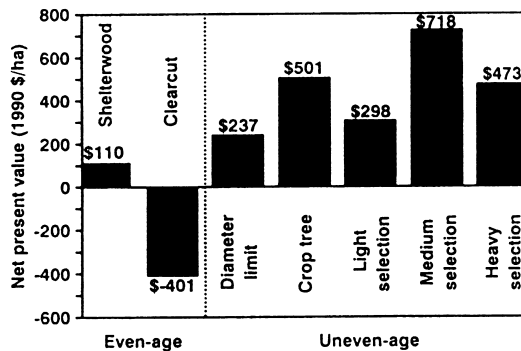


FIG. 2. Net present value of differences between the control and cutting treatments using a 6% discount rate, including the value of residual trees.

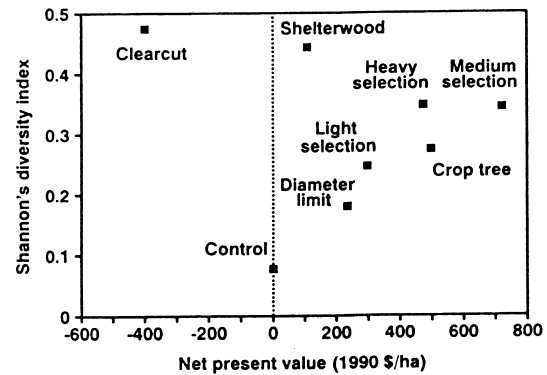


FIG. 3. Comparison of net present value and Shannon's diversity index of saplings 5.1 to 11.4 cm DBH. Net present values are based on the difference between the control and cutting treatments using a 6% discount rate, including the value of residual trees.

Figure 2: Figures tirées de Niese and Strong (1992), visant à comparer différents types de traitements sylvicoles en ce qui a trait à la biodiversité et la rentabilité financière.

Tableau 2: Tableau tiré de Lu et Buongiorno (1993), visant à comparer différents types de traitements sylvicoles en ce qui a trait à la biodiversité et la rentabilité financière.

Effects of alternative cutting guides on financial returns and diversity¹, in the steady state

Guide	Cycle (year)	Soil rent (\$ ha ⁻¹)	Basal area (m ² ha ⁻¹)		Diversity index	
			Before cut	After cut	Before cut	After cut
Economic	10	242	20	17	0.81	0.68
	15*	245	25	20	0.84	0.75
	20	230	24	15	0.84	0.71
Arbogast	10	0	0	0	0.83	0.74
	15	-1788	23	22	0.85	0.72
	20*	-1741	24	22	0.86	0.73
q factor	10	0	0	0	0.86	0.73
	15	-1366	21	20	0.85	0.84
	20*	-1230	22	20	0.87	0.89
41 cm limit	10	-1151	23	21	0.90	0.98
	15	0	0	0	0.93	0.91
	20	165	33	29	0.94	0.91
30 cm limit	10	168	34	29	0.95	0.91
	15	128	35	29	0.87	0.83
	20*	0	0	0	0.88	0.83
High-grading	10	79	24	20	0.89	0.83
	15	175	26	20	0.69	0.60
	20*	217	28	20	0.72	0.60
High-grading	10	0	0	0	0.74	0.60
	15	-156	10	7	0.72	0.60
	20*	-52	11	7	0.74	0.60

¹Diversity is relative to that of an undisturbed stand in the steady state.

*The cutting cycle of highest soil rent.

Par ailleurs, à partir des observations faites par Lorimer (1989) sur les effets des ouvertures naturelles sur la structure des peuplements, Mladenoff (1994) concluait que les coupes de jardinage ne sont pas une panacée lorsqu'on parle de diversité structurale (complémentaire à la diversité spécifique) de la végétation. En effet, la coupe de jardinage (selection cutting), surtout lorsqu'une forte proportion de la surface terrière est retirée, peut résulter en une canopée inadéquate pour certains besoins en habitat (flore ou faune). Ainsi, il est clair que nos connaissances directes des effets des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale sont fort limitées. Il devient donc intéressant de voir ce que peuvent nous apprendre 1) des études conduites dans d'autres milieux et/ou utilisant d'autres types de traitements et 2) des

études d'ordre plus théorique en écologie. C'est ce type de connaissances que l'on tentera de dégager dans les paragraphes qui suivent.

L'étude recensée ayant le contexte qui se rapproche le plus des effets des coupes de jardinage sur la biodiversité végétale de sous-bois est sans doute celle de Vetaas (1997). L'auteur présente une étude menée dans des chênaies des Himalayennes centrales au Népal. Les forêts de cette région sont perturbées à des degrés divers (pénétration de la lumière) par une forme d'ébranchement (lopping). L'auteur a vérifié l'effet de ces divers degrés de perturbation sur la richesse en espèces non-épiphytiques. La richesse en espèces herbacées est à son maximum pour les classes intermédiaires de perturbation (lorsque la variable pH est stabilisée). D'après l'auteur, cette réponse supporte l'hypothèse de la perturbation intermédiaire⁶. Quoique l'étude ait été menée dans un écosystème fort différent de ceux de nos forêts feuillues, elle demeure d'intérêt puisqu'il est fort possible que les espèces de sous-bois soient influencées par les mêmes facteurs (à divers degrés, bien sûr) peu importe l'écosystème forestier étudié.

Quelques études ont évalué l'effet d'autres types de coupes que la coupe de jardinage (généralement la coupe à blanc) sur la biodiversité végétale. Le tableau 3 regroupe les principaux résultats de ces études. Il faut d'abord remarquer que les indicateurs de biodiversité ne sont pas toujours les mêmes de sorte qu'il faut faire attention lors des comparaisons entre études; les strates étudiées diffèrent souvent aussi. Les études de Albert et Barnes (1987), de Wang et Nylund (1993) et de Gilliam *et al.* (1995) semblent démontrer que les coupes à blanc favorisent la biodiversité végétale, ceci est particulièrement frappant dans le cas de l'étude de Wang et Nylund où la richesse de la régénération a doublé après coupe. Il faut avouer qu'un tel résultat serait fort étonnant avec une coupe de jardinage. L'idée ici n'est certes pas de proposer que les coupes à blanc doivent remplacer les coupes de jardinage, mais plutôt d'accepter l'idée que des perturbations majeures peuvent être bénéfiques pour les forêts feuillues et non seulement pour les forêts nordiques. Mis à part leurs résultats sur la biodiversité, Gilliam *et al.* (1995) démontraient que dans les peuplements les plus vieux, la composition de la strate herbacée est intimement liée à celle de la strate arborescente. Ainsi, ils prédisent que l'intensité du gradient de perturbation (de coupe) peut avoir un effet sur le lien entre ces strates; la coupe de jardinage serait donc la moins dommageable à cet égard.

L'étude de Duffy et Meier (1992) est particulièrement intéressante: on n'observe aucun changement dans la biodiversité dans les peuplements coupés à blanc il y a de 45 à 87 ans, et la biodiversité de ces peuplements est significativement plus faible que celle des forêts anciennes correspondantes. Ils suggèrent donc que les peuplements de forêts feuillues pourraient ne jamais recouvrer des effets de la coupe à blanc. À tout le moins, ils suggèrent que le cycle de coupe devrait être plus long de façon à obtenir des caractéristiques structurelles semblables à celles des forêts anciennes puisque que ces caractéristiques favorisent la richesse en l'abondance du couvert herbacée.

⁶ Cette hypothèse stipule que les perturbations maintiennent la biodiversité en prévenant la compétition d'exclusion. La diversité est ainsi maximale à des superficies, fréquences et intensités intermédiaires (Roberts et Gilliam, 1995).

Les résultats de Duffy et Meier (et les études décrites au tableau 1) appuient donc la théorie de Bormann et Likens (1979) concernant la succession après perturbation:

- 1) Suite à la coupe à blanc, la richesse d'un peuplement est généralement élevée puisque plusieurs espèces de l'ancien peuplement s'y trouvent toujours et auxquelles s'ajoutent les espèces invasives issues de peuplements à proximité;
- 2) les espèces invasives disparaissent peu à peu à mesure que le peuplement se referme et que la compétition pour la lumière augmente, de sorte que la richesse est à son plus bas niveau à la fin de ce stade;
- 3) enfin, la richesse réaugmente quand les conditions de vieilles forêts (trunks morts, souches, sol minéral à nu, etc. voir Duffy et Meier, 1992) réapparaissent, favorisant ainsi l'apparition des espèces associées à ces conditions. D'ailleurs d'après Attiwil (1994), un arbre au sol dans une forêt tempérée crée une perturbation au sol sous la forme de bosses et micro-dépressions qui peuvent durer des décennies et des siècles. Cette variation due aux microsites est ainsi d'une importance considérable dans le maintien de la biodiversité en forêt tempérée.

Il demeure ainsi possible que les coupes de jardinage à répétition entretiennent continuellement le peuplement à la fin du deuxième stade de succession décrit plus haut puisqu'on y diminue vraisemblablement la quantité d'arbres au sol en abattant les arbres avant leur sénescence. Une question toutefois demeure en suspens: y a-t-il vraiment des espèces végétales associées aux vieilles forêts feuillues ? Malheureusement, Duffy et Meier (1992) ne fournissent pas cette information dans leur article. Cette connaissance est primordiale pour connaître l'effet des coupes de jardinage sur la biodiversité dans le temps.

Hunter (1990) est toutefois d'avis que même s'il n'y avait aucune espèce connue vivant seulement dans les vieilles forêts, cela ne signifie pas qu'il n'en existe pas. Notre connaissance de la quantité d'êtres vivants, particulièrement des insectes, est beaucoup trop limitée pour assumer cela. Afin de retrouver les conditions de vieilles forêts, Burton *et al.* (1992) proposent, comme Duffy et Meier (1992), d'aménager les forêts en utilisant de longs cycles de coupe; cela constitue une pratique qui peut atteindre plusieurs des objectifs de sauvegarde des forêts anciennes et de l'aménagement pour la biodiversité puisqu'elles permettent à plusieurs espèces de réintroduire les sites. Dans le cas des coupes de jardinage, aménager pour de plus longs cycles signifient d'allonger les rotations et de maintenir une structure d'âge plus vieille. Comme le mentionne Mladenoff *et al.* (1994), maintenir un plus grand nombre d'arbres de grandes tailles, une plus grande surface terrière, accroître le temps entre les rotations et créer des ouvertures (par coupe de jardinage) pour favoriser la régénération sont toutes des façons d'accroître la diversité structurale.

Tableau 3: Résumé de différentes études portant sur les effets d'aménagement forestier sur la biodiversité en forêt feuillue.

Auteurs et lieu	Caractéristiques des peuplements	Strates étudiées	Résultats		
			Richesse totale	Richesse moyenne	Profil de diversité
Albert et Barnes, 1987; Michigan.	Comparaison de sites non-aménagés à des sites coupés à blanc de 50 ans à d'autres de 3 ans	Herbacée et arbustive		La richesse moyenne est significativement plus grande (deux fois plus) dans la coupe récente. Aucune différence observée entre la forêt non-aménagée et la coupe de 50 ans.	
Wang et Nylund, 1993; état de New York.	Comparaison de peuplements issus de coupes à blanc (20 ans) à leur composition avant coupe	Espèces en régénération	La richesse totale est environ deux fois plus élevée après coupe qu'avant coupe		
Gove <i>et al.</i> , 1992; état du New Hampshire.	Deux peuplements: un premier issu de coupe à blanc et un autre issu de coupe progressive; les deux peuplements étant échantillonnés 1 an et 10 ans après coupe	Arborescente, arbustive et herbacée confondues			La diversité dans les coupes progressives était plus élevée que dans les coupes à blanc, et ce, 1 an et 10 ans après la coupe. La diversité augmentait dans les coupes de 1 an à 10 ans après la coupe.
Duffy et Meier, 1992; états divers.	Comparaison de neuf forêts anciennes à neuf peuplements datant de 45 à 87 ans après la coupe	Herbacée		La richesse moyenne est significativement moins élevée pour tous les peuplements issus de coupe. La richesse de 45 à 87 ans n'a pas augmenté (ni diminué).	
Gilliam <i>et al.</i> , 1995; état de Virginie-Ouest	Comparaison de 4 peuplements issus de coupes à blanc de 20 ans à 2 peuplements de 70 ans aussi issus de coupes à blanc	Strate de sous-bois et strate arborescente (non confondus)	Aucune différence pour la richesse totale	La richesse moyenne en espèces herbacées est significativement plus grande dans les peuplements de 20 ans.	

2.2 Effets potentiels des coupes de jardinage sur la faune

Les études des effets des aménagements forestiers sur la biodiversité faunique à l'échelle du peuplement ont été divisées en trois catégories: les mammifères (petits mammifères généralement), les oiseaux, et les reptiles et amphibiens (herpétofaune). Comme pour la flore, les études ayant été menées en forêt feuillue suite à des coupes de jardinage sont rares (une seule en fait: Hagan et Grove, 1996), c'est pourquoi il faudra de nouveau chercher auprès d'autres études les effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité faunique.

2.2.1 Mammifères

Lors de la comparaison des populations de petits mammifères d'un peuplement ayant subi une coupe à diamètre limite (41 cm, traitement plus semblable à une coupe de jardinage qu'à une coupe à blanc, par exemple) à un peuplement non-aménagé, Monthey et Soutière (1985) n'ont observé aucune différence significative dans les populations de petits mammifères de ces deux peuplements feuillus du Maine. Freedman *et al.*, (1994) font référence à une étude (Swan *et al.*, 1984) où 4 peuplements issus de différents types d'aménagements (non-aménagé, coupe à blanc, coupe par bande, coupe de régénération) ont été comparés dans des forêts décidues de la Nouvelle-Écosse. Les auteurs ont vérifié les effets de ces aménagements sur les petits mammifères. Aucune différence significative n'a été observée pour l'abondance, la richesse et la diversité. Par contre, Swan *et al.* (1984) faisaient remarquer que certaines espèces sont peu affectées alors que d'autres le sont. *Microtus pennsylvanica* préfère les milieux ouverts alors que le genre *Peromyscus* préfère les coupes de régénération ayant peu de couvert herbacé et arbustif. Kirkland (1977), a vérifié l'effet de différents âges de coupe à blanc sur des populations de petits mammifères dans les forêts (feuillues) appalachiennes de la Virginie-Ouest. Les résultats sont divergents: la richesse diminue après la coupe à blanc, par contre la diversité (Shannon), l'équitabilité et la densité augmentent.

Il semble donc ressortir que les petits mammifères forestiers ne sont pas des plus sensibles aux aménagements forestiers, même les coupes à blanc. Il est donc peu probable que les coupes de jardinage aient un effet significatif à l'échelle du peuplement même si elles ne semblent pas favoriser certaines espèces, tel *Microtus pennsylvanica* (genre de mulot), qui préfèrent les milieux ouverts issus de coupe à blanc par exemple. Dans une étude menée dans des prucheraies de l'ouest en Orégon, Carey et Johnson (1995) arrivaient à la conclusion que pour le maintien des populations de petits mammifères, les aménagements devraient fournir des canopées diversifiées, des débris ligneux de fortes tailles (coarse) et une strate de sous-bois bien développée. Même si l'étude a été menée dans un écosystème complètement différent des forêts feuillues du Québec, il serait prudent que les aménagements forestiers fournissent ces caractéristiques d'habitats.

2.2.2 Oiseaux

Hagan et Grove (1996) présentent une étude menée dans le Maine sur les effets de coupe de jardinage (selection cutting) sur les communautés d'oiseaux; les résultats sont comparés à ceux obtenus dans des forêts non récemment aménagées et des forêts vierges. Leurs résultats et leurs conclusions sont à ce point intéressants qu'une partie importante de leur résumé est citée:

«Nous avons rencontré 64 espèces d'oiseaux dans 28 placettes-échantillons. Des espèces d'oiseaux étaient plus abondantes sous des conditions de coupe de jardinage alors que d'autres étaient plus abondantes dans des forêts vierges ou matures (non-aménagées récemment). Au niveau de coupe de jardinage étudié, on ne pouvait identifier aucune espèce qui serait éliminée du paysage en raison d'une telle stratégie d'aménagement. Cependant, nous étions arrivés aux mêmes conclusions dans des études antérieures sur les effets de coupe à blanc. Le principal (critical) résultat est que chaque stratégie d'aménagement avantage différentes espèces. Cependant, les espèces qui sont difficiles à compter ou à étudier, telles les grandes espèces occupant de grands territoires, tels les oiseaux de proies, les hiboux, et quelques pics pourraient mériter une attention plus particulière.

La structure de la forêt est importante puisqu'elle détermine quels animaux et quelles plantes y vivent. Nous avons mesuré la surface terrière des arbres vivants et des chicots dans les peuplements feuillus aménagés et non aménagés ainsi que dans des forêts conifériennes. La surface terrière des arbres vivants était significativement supérieure dans les forêts vierges et matures que dans les forêts aménagées. La coupe de jardinage ouvre la canopée considérablement et change la structure de la forêt de bien des façons. Cependant, il n'y avait aucune différence significative dans la surface terrière des chicots et leur diamètre maximum entre les forêts aménagées et non-aménagées. Il y avait beaucoup plus de débris ligneux dans les forêts jardinées que dans les forêts vierges et matures. L'intensité de coupes de jardinage étudiée apparaît ainsi maintenir, ou même augmenter les débris ligneux de grande taille dans la forêt.

Se basant sur cette étude et sur d'autres précédentes dans le Maine, nous suggérons que les méthodes spécifiques de récolte, telles la coupe à blanc et la coupe de jardinage, seraient en quelque sorte moins importantes que l'aménagement à l'échelle du paysage. Ainsi, à l'échelle d'un comté (100 km²), il est relativement plus important pour les aménagistes de s'assurer de maintenir l'éventail des habitats qui sont importants pour l'éventail des organismes qui vivent au Maine. Nous croyons que cela est possible tant avec une stratégie d'aménagement dominée par la coupe de jardinage qu'avec une stratégie d'aménagement dominée par la coupe à blanc si la planification à l'échelle du paysage devient une composante systématique («standard») de l'aménagement forestier.»

D'autres études peuvent aussi apporter une certaine compréhension des effets potentiels des coupes de jardinage sur la biodiversité. Par exemple, Freedman *et al.* (1994) font référence à

une étude (Freedman *et al.*, 1981) où quatre types de peuplements issus de différents types d'aménagements (voir section faune pour les types d'aménagements) ont été comparés dans des forêts décidues de la Nouvelle-Écosse. Pour l'avifaune, quoique quelques espèces aient été retrouvées à la fois dans la forêt mature et la coupe à blanc, plusieurs espèces n'ont été retrouvées que dans les forêts matures et quelques unes seulement dans les coupes à blanc. Les forêts aménagées par coupes progressives et par bandes présentaient des caractéristiques se situant entre les coupes à blanc et les forêts matures (tableau 4).

Tableau 4: Tableau tiré de Freedman *et al.* (1994) visant à comparer l'effet de différents traitements sylvicoles sur la faune aviaire.

TABLE 4. Breeding birds of three mature-hardwood forests, three adjacent 3- to 5-year-old clearcuts, a shelterwood cut, and two strip cuts in Nova Scotia

Species	Mature forest	Clearcut	Shelterwood	Strip cut
Common snipe (<i>Capella gallinago</i>)	0	8	0	0
Ruby-throated hummingbird (<i>Archilochus colubris</i>)	0	23	0	0
Least flycatcher (<i>Empidonax minimus</i>)	137	0	140	80
Hermit thrush (<i>Catharus guttatus</i>)	43	0	0	8
Veery (<i>Catharus fuscescens</i>)	20	8	0	8
Solitary vireo (<i>Vireo solitarius</i>)	30	0	0	8
Red-eyed vireo (<i>Vireo olivaceus</i>)	53	0	80	50
Black-and-white warbler (<i>Mniotilta varia</i>)	35	0	0	43
Northern parula warbler (<i>Parula americana</i>)	28	0	0	25
Black-throated green warbler (<i>Dendroica virens</i>)	37	0	0	8
Chestnut-sided warbler (<i>Dendroica pensylvanica</i>)	0	110	110	60
Ovenbird (<i>Seiurus aurocapillus</i>)	157	0	0	80
Mourning warbler (<i>Oporornis philadelphia</i>)	0	30	80	10
Common yellowthroat (<i>Geothlypis trichas</i>)	0	152	80	25
American redstart (<i>Setophaga ruticilla</i>)	65	0	30	90
Rose-breasted grosbeak (<i>Pheucticus ludovicianus</i>)	8	0	0	0
Dark-eyed junco (<i>Junco hyemalis</i>)	17	50	0	23
White-throated sparrow (<i>Zonotrichia albicollis</i>)	7	127	30	0
Song sparrow (<i>Melospiza melodia</i>)	0	53	0	0
Total density (pairs/km ²)	663	588	550	525
Species richness	12	8	7	13
Species diversity (H')	2.1	1.8	1.8	2.2

NOTE: The mature forest had a closed canopy dominated by maple and birch (*Acer saccharum*, *Acer rubrum*, *Betula papyrifera*, *Betula allegheniensis*). There was a vigorous regeneration on the clearcuts, with the shrub stratum dominated by maple-birch stump sprouts, raisinbush (*Viburnum cassinoides*), and pin cherry (*Prunus pensylvanica*), and a dense ground vegetation of raspberry (mainly *Rubus strigosus*), graminoids, and dicotyledonous herbs. The shelterwood and strip cuts had an intermediate habitat structure. Some uncommon bird species are not included. Data are in pairs/km², average for the habitat types. Modified from Freedman *et al.* (1981).

Bien que leur étude ne fasse pas directement le lien entre la structure de la végétation, Freedman *et al.* (1994) notent que bon nombre d'études ont démontré les relations entre la structure de la végétation et les communautés d'oiseaux. Dans le cas des forêts tempérées, la structure réfère principalement à trois étages 1) la végétation au sol, les arbustes et la régénération, puis la canopée. À ces attributs, James et Wamer (1982) rajoutent les variables de richesse en essences forestières, de hauteur de canopée et de densité d'arbres. Ces auteurs, à partir d'un protocole expérimental fort complexe utilisant des données disponibles partout en Amérique du Nord dans différents types d'écosystèmes, arrivent aux conclusions suivantes: 1) Les plus grandes **densités** d'oiseaux dans une forêt surviennent avec les plus grandes valeurs de richesse en espèces d'arbres, de hauteur de canopée et de valeurs intermédiaires de densité d'arbres; 2) les plus grandes **richesses** en oiseaux surviennent avec des valeurs intermédiaires de richesse en espèces d'arbres, de hauteur de canopée et de densité d'arbres. Il semble assez évident que c'est la coupe de jardinage parmi les différentes méthodes d'aménagement qui permet le mieux à un peuplement de rassembler toutes ces caractéristiques, à court terme du moins. Freemark et Merriam (1986) ont par

ailleurs présenté une étude menée dans la région agricole d'Ottawa dans des lots boisés de différentes superficies. Ils arrivent aux résultats suivants: une augmentation de l'hétérogénéité des habitats (basée sur la composition en espèce et la structure) a un effet positif sur la richesse en espèces d'oiseaux; cette augmentation de l'hétérogénéité des habitats est fonction de la superficie des lots boisés. Hunter (1990) et Degraaf et Shigo (1985), entre autres, considèrent important de laisser après la récolte un nombre appréciable de chicots et billots au sol. Pour les chicots, une attention particulière devrait être portée à la hauteur, espèce et degré de décomposition. En effet, plusieurs études ont démontré l'importance des chicots pour plusieurs espèces d'oiseaux; par exemple, Zarnowitz et Manuwal (1985) dans une étude menée dans des prucheraies de l'ouest dans l'état de Washington, démontrent que la richesse, la diversité et la densité des espèces d'oiseaux nicheuses de cavité est reliée à la densité de chicots (> 23 cm de DHP).

Que tirer de l'ensemble de ces études:

1. *Les chicots sont importants pour la biodiversité aviaire.* Majcen (1995) a remarqué une plus faible mortalité dans les peuplements jardinés (donc une baisse du nombre de chicots) 10 ans après coupe; Doyon a aussi noté une baisse du nombre de chicots 12 années après une coupe de jardinage (communication personnelle). Par contre, Hagan et Grove (1996) n'avaient remarqué aucune différence significative. Dans des études exploratoires dans des forêts aménagées par les Industries James Maclaren, une étude du MRN en territoire public (Jetté, communication personnelle) et Nolet et Rojas (1998) en territoire privé n'ont pas remarqué de diminution de chicots suite aux coupes de jardinage. Cet état de fait semble étrange puisque lors d'une coupe de jardinage, on vise justement à retirer les arbres dont la vitalité est douteuse. Est-ce à dire que les traitements n'atteignent pas les buts visés par les forestiers ou bien que les mesures de chicots faites soient imprécises? Une partie de la réponse réside peut-être dans le fait que les coupes de jardinage entraînent la mort de certains arbres à cause de blessure lors des activités de récolte. Il demeure donc qu'une attention particulière doit être portée aux chicots. Il serait prudent de s'assurer que les peuplements rencontrent les exigences décrites par Degraaf et Shigo (1985, tableau 5) en termes de nombre, diamètre et hauteur des arbres en attendant qu'une pareille grille soit disponible ici. D'après cette grille établie pour la Nouvelle-Angleterre, un nombre relativement élevé d'arbres de fortes dimensions sont nécessaires pour les pics (excavateurs).
2. La diversité structurale et spécifique sont importantes pour la diversité aviaire. Tel que nous l'avons vu à la section précédente (flore), la coupe de jardinage est le traitement primé pour obtenir une diversité structurale intéressante (Mladenoff *et al.*, 1994; Hunter, 1990), mais ne permet pas nécessairement d'obtenir une diversité spécifique optimale. Il est donc fort probable que différents types de coupes soient nécessaires dans une région donnée, ce qui nous renvoie au point 5.
3. Il n'est pas clair si des espèces sont exclusives aux forêts matures par rapport aux forêts coupées à blanc (oui d'après Freedman *et al.*, 1994 et non d'après Hagan et Grove, 1996). Il est fort probable que ces résultats contradictoires soient le reflet de contextes (paysages forestiers) différents. Ceci nous renvoie au point 5.

4. *La superficie est un facteur important lorsqu'on parle de biodiversité aviaire. La coupe de jardinage à cet égard est positive puisqu'elle ne diminue pas la superficie des forêts. On y revient à la section 3.2.*
5. *L'aménagement à l'échelle du paysage semble plus important que l'aménagement à l'échelle du peuplement. On y revient dans la section paysage.*

Tableau 5: Tableau tiré de Degraaf et Shigo (1985) décrivant les besoins de certains pics en termes de caractéristiques de chicots.

Table 3.—Number of cavity trees^a needed to sustain the hypothetical maximum populations of nine species of woodpeckers found in New England

Species	Territory size	Average nest tree ^b		(A) Cavity trees used, minimum	(B) Pairs/ 100 acres, maximum	Cavity trees needed/ 100 acres ^c (A X B)
		D.b.h.	Height			
	<i>Acres</i>	<i>Inches</i>	<i>Feet</i>	<i>Number</i>	<i>Number</i>	<i>Number</i>
Red-headed woodpecker	10	20	40	2	10	20
Red-bellied woodpecker	15	18	40	4	6.3	25
Yellow-bellied sapsucker	10	12	30	1	10	10
Downy woodpecker	10	8	20	4	10	40
Hairy woodpecker	20	12	30	4	5	20
Three-toed woodpecker	75	14	30	4	1.3	5
Black-backed woodpecker	75	15	30	4	1.3	5
Northern flicker	40	15	30	2	2.5	5
Pileated woodpecker	175	22	60	4	0.6	2.4

^a After Evans and Conner (1979).

^b Larger trees may be substituted for smaller trees.

^c Number of cavity trees needed to sustain population at hypothetical maximum level.

2.2.3 Herpétofaune

Il existe très peu d'études sur les effets des traitements sylvicoles sur les reptiles et les amphibiens. D'ailleurs, dans une revue de littérature consacrée aux effets des aménagements forestiers sur la biodiversité dans l'est du Canada, Freedman *et al.* (1994) n'avaient recensé aucune étude portant sur la biodiversité de l'herpétofaune en relation avec l'aménagement forestier. En fait, nous avons recensé seulement une étude menée dans des écosystèmes qui se rapprochent des forêts feuillues d'ici, celle de Petranka *et al.*, (1991). Ces auteurs, dans une étude menée dans les forêts du sud des Appalaches en Caroline du Nord, ont vérifié les effets des coupes à blanc sur les populations de salamandres. Presque toutes les espèces ont été affectées de façon très négative par la coupe. Les auteurs se posent des questions sur l'effet qu'auraient des coupes alternatives:

«Les effets de méthodes alternatives de récolte sont incertains. La coupe de jardinage (selective cutting) aurait moins d'impact local sur les populations de salamandres parce que les pertes d'ombre (par les feuilles) et d'humus foliaire seraient réduites. Cependant, de façon à prélever une quantité définie de matière ligneuse, la coupe de jardinage requiert l'utilisation d'une plus grande superficie forestière que la coupe à blanc. Comment cette compensation (tradeoff) influencerait ultimement l'abondance des salamandres reste à être déterminé.»

Il semble donc que les salamandres soient très sensibles aux aménagements forestiers si on se fie à cette étude et à de nombreuses menées dans l'ouest du continent (Freedman, 1994). Il serait donc fort important de vérifier comment les coupes de jardinage influencent ce groupe faunique puisque 46% des espèces de reptiles et d'amphibiens du Canada sont considérés vulnérables (Freedman, 1994); ce pourcentage est de 41% pour les espèces (herpétofaune) de milieu forestier du Québec (Ministère des Ressources Naturelles du Québec, 1996).

Enfin, il est important de spécifier que la présente section ne s'est attardée qu'aux plantes vasculaires et à la faune vertébrée, ceci bien évidemment parce que la majorité de la littérature concerne ces deux groupes. Par contre, comme le faisait remarquer Franklin (1993), les vertébrés et les plantes vasculaires ne constituent que 5% du nombre total d'espèces estimé. La vaste majorité de ces espèces ne sont pas connues et ne peuvent être connues; ainsi, elles ne seront conservées que si les écosystèmes sont conservés. Certaines de ces espèces pourraient être ce qu'on appelle des espèces «keystones» (Bond, 1993), c'est-à-dire des espèces qui ont un effet disproportionné sur toutes les autres espèces, leur disparition occasionnant la disparition de nombreuses autres espèces de la communauté ou de l'écosystème. L'aménagement à l'échelle du paysage, le sujet de la prochaine section, vise justement à conserver l'ensemble des écosystèmes dans l'espace et dans le temps de façon à protéger l'ensemble des espèces, même celles que l'on connaît moins bien.

3. Échelle du paysage

3.1 Définition

Alors que le peuplement est un terme connu et compris de tous les forestiers, le terme paysage, dans le sens d'écologie du paysage, est beaucoup moins connu. L'écologie du paysage est une science relativement nouvelle, Forman et Godron en 1986, étant les premiers à écrire un livre définissant à la fois le terme «écologie du paysage» en tant que science et les champs d'intérêts de cette science. Bien sûr, avant eux des écologistes (ex: MacArthur et Wilson, 1966 et la célèbre théorie de la biogéographie des îles), des biogéographes, des géomorphologues s'étaient intéressés à l'écologie du paysage sans toutefois la définir comme science à part entière.

Forman et Godron (1986) ont ainsi défini le paysage: Portion de territoire hétérogène composée d'un groupe d'écosystèmes interreliés qui est répété sous forme similaire dans cette portion du territoire. On peut donc remarquer, et cette distinction est importante, que l'écologie du paysage et l'esthétique du paysage ont peu en commun. L'écologie du paysage s'intéresse à (Forman et Godron, 1986):

1. **à la structure:** la relation spatiale parmi les différents écosystèmes ou éléments (plus précisément à la distribution des espèces, matériaux ou énergie en relation avec la superficie, la forme, le nombre, le type et la configuration des écosystèmes);
2. **aux fonctions:** les interactions parmi les éléments spatiaux, c'est-à-dire, le flux d'énergie, de matériaux et d'espèces parmi les écosystèmes;
3. **au changement:** l'altération de la structure et des fonctions dans le temps et dans l'espace.

De façon pratique, qu'est-ce que cela veut dire en écologie forestière et aménagement forestier ? Des exemples: Mladenoff *et al.* (1993) ont comparé la composition forestière d'une portion de territoire (paysage) ayant fait l'objet de très peu de perturbations humaines à la composition forestière d'un territoire aménagé de façon intensive pour la foresterie. Doyon (en préparation) a comparé les populations de petits mammifères et d'oiseaux dans un paysage non aménagé récemment à un paysage ayant subi des coupes par bandes et à un autre paysage ayant subi des coupes de jardinage. Degraaf (1992) a vérifié l'effet de différents types de lisières (entre des écosystèmes de différents âges) sur la composition et la diversité en oiseaux.

3.2 Effets potentiels des coupes de jardinage

Étant donné l'apparition récente de l'intérêt pour l'écologie du paysage, il ne faut pas se surprendre qu'aucune étude n'ait été recensée concernant les effets de la coupe de jardinage à l'échelle du paysage. En fait, la seule étude connue qui porte sur ce sujet particulier est en cours (Doyon, en préparation). Il reste que des informations intéressantes émanent de différentes études portant sur les effets de différentes stratégies d'aménagement sur le paysage et ses composantes. De plus les réflexions d'ordre théorique de différents écologistes ou aménagistes forestiers sont souvent porteuses d'idées fort intéressantes.

Plusieurs études en écologie du paysage portent sur les effets de la fragmentation des habitats sur les populations animales, aviaires principalement (Rosenberg et Raphaël, 1986; Forman, 1988; Hagan *et al.*, 1996; Freemark et Merriam, 1986). La fragmentation aurait pour effet de diminuer l'émigration et l'immigration entre différentes populations. La très grande majorité de ces études sont menées en milieux agro-forestiers où on retrouve des lots boisés de différentes superficies éparpillés dans le paysage. On cherche donc souvent à confirmer ou à infirmer la théorie de la biogéographie des îles⁷ (MacArthur et Wilson, 1966), de sorte que

⁷ Succinctement, cette théorie propose que le nombre d'espèces sur une île (ou îlot forestier par exemple) est dépendant de la superficie de l'île (plus de superficie, plus d'habitats), du taux d'immigration (augmente avec la

l'on met en relation la richesse, la diversité ou la densité en relation avec la superficie des lots boisés et leur proximité à un milieu fortement boisé. Dans la mesure où ce qui nous intéresse, ce sont les effets des coupes de jardinage sur la fragmentation du paysage, ces études ne sont pas d'un grand intérêt puisque les coupes de jardinage n'ont pas pour effet d'augmenter la fragmentation du paysage puisqu'une proportion importante des peuplements est toujours laissée sur pied.

Un autre champ d'étude de l'écologie du paysage concerne la caractérisation des éléments (écosystèmes) et les interrelations entre ces éléments. On y traite, entre autres, de l'hétérogénéité spatiale (c'est-à-dire le fait de retrouver plusieurs types d'écosystèmes dans un paysage donné), généralement considérée positive en ce sens qu'elle permet à plusieurs espèces de retrouver les caractéristiques d'habitats qu'elles requièrent⁸. Voici une brève description de quelques études menées en milieu à prédominance forestière.

En forêt feuillue du New Hampshire, Welsh and Healy (1993) ont évalué les effets d'aménagements équiennes sur la diversité et composition aviaires dans six aires d'études de 64 hectares qui ont été soit coupées à blanc, soit non-aménagées récemment. Sur 53 espèces recensées sur les aires d'études, 33 ont été trouvées sur les aires non-coupées. Toutes les 53 espèces ont été recensées sur les aires coupées à blanc. Plus d'espèces rares (peu fréquentes) ont été trouvées sur les sites aménagés que sur les sites non-aménagés (26 vs 13). Les auteurs ont conclu que l'aménagement forestier sur leurs aires d'études pourrait accroître la diversité forestière sans aucune perte d'espèces et que cela bénéficierait aux espèces de début de succession, qui sont en déclin dans le Nord-est des États-Unis. Cette étude démontre bien l'importance des jeunes forêts dans une région donnée.

Thompson *et al.* (1992) ont comparé les densités d'oiseaux de deux paysages de 200 hectares dans le Missouri; neuf espèces d'intérieur avaient été choisies pour les fins de l'étude. Trois des espèces d'intérieur avaient des densités moins élevées dans le paysage ayant subi une coupe à blanc, trois espèces avaient des densités supérieures et trois espèces n'ont pas vu leur densité influencer. La densité de parasites et de prédateurs étant les mêmes pour les deux paysages, ils ne pouvaient être responsables de la réduction de certaines espèces d'intérieur. Les auteurs concluent que, dans les grands paysages forestiers, les coupes à blanc sont compatibles avec le maintien de populations viables des espèces d'intérieur.

Mladenoff *et al.* (1993), dans un article relativement théorique, compare la composition et la structure de deux paysages au Michigan, un ayant subi de multiples perturbations humaines et l'autre ayant été très peu perturbé. Ce dernier paysage est composé en grande partie de vieux peuplements naturels de pruche du Canada, d'érable à sucre et de bouleau jaune alors que le paysage perturbé contient seulement quelques vieux peuplements rémanents parmi un plus grand nombre de peuplements de début de succession et de conifères. Les analyses démontrent que le paysage perturbé contient plus de petits peuplements (patches) et moins de

superficie et la proximité de la terre ferme) et du taux d'extinction (augmente à mesure que la superficie de l'île diminue).

⁸ À noter qu'il y a un certain paradoxe entre le fait de défavoriser la fragmentation et de favoriser l'hétérogénéité spatiale, car un milieu très, très hétérogène est par le fait même fragmenté...

grands peuplements. Les peuplements du paysage perturbé ont des formes plus simples (ratio aire-périmètre) que ceux du paysage naturel. À partir de ces considérations plutôt théoriques, Mladenoff *et al.* (1994) tentent de voir comment le paysage perturbé pourrait être aménagé de façon à protéger la biodiversité (voire augmenter la proportion de forêts anciennes) dans un contexte de production de matière ligneuse. Succinctement, on y propose de protéger les vieilles forêts existantes à partir de la mise en place de zones tampons «intouchables» et de zones d'aménagements légers (coupe de jardinage). Ceci permet d'agglomérer les vieilles forêts dispersées, et de retrouver certaines conditions du paysage d'origine (avant la colonisation).

Ces études démontrent bien que les aménagements forestiers changent la nature des éléments (écosystèmes) du paysage et que la configuration spatiale des écosystèmes est primordiale lors de l'évaluation des effets des aménagements forestiers sur la biodiversité. D'autres études à la section précédente avançaient déjà qu'il est nécessaire de considérer l'aménagement forestier à une échelle plus large que celle du peuplement (ex.: Hagan et Grove, 1996). Ainsi, alors que pour la fragmentation du paysage, il est peu probable que la coupe de jardinage ait des effets négatifs, on ne peut en être aussi certain lorsqu'il est question d'hétérogénéité du paysage. En effet, quelques indices laissent croire que les coupes de jardinage, lorsque utilisées comme unique (ou presque) système d'aménagement (comme c'est le cas pour certaines strates de forêts feuillues de tenure publiques au Québec) diminuent l'hétérogénéité spatiale et possiblement donc la diversité à l'échelle du paysage.

D'une part, le temps de rotation et l'âge auquel les peuplements commencent à être jardinés ne permettent possiblement pas aux forêts d'acquiescer les caractéristiques structurelles des vieilles forêts (ou forêts anciennes). Comme le faisait remarquer Hunter (1990), la continuité de la production de matière ligneuse et de le maintien de la biodiversité peuvent se conjuguer, sauf pour une exception importante, la production de matière ligneuse ne fournit pas de vieilles forêts. De nos jours, les vieilles forêts sont considérées importantes par la plupart des écologistes parce que des espèces et des fonctions écologiques spécifiques seraient associées à ces écosystèmes. Alors que pour les vieilles forêts résineuses de l'ouest de telles associations ont pu être démontrées, nous n'avons recensé aucune étude qui fait un lien précis entre la présence de certaines espèces et les vieilles forêts feuillues. Hunter (1990) répond à cela, comme on l'a écrit plus tôt, que même s'il n'y avait aucune espèce connue vivant uniquement dans les vieilles forêts, cela ne signifie pas qu'il n'en existe pas et que par conséquent, il faut protéger des vieilles forêts.

D'autre part, l'aménagement par jardinage ne renvoie pas les peuplements aux premiers stades de succession auxquels sont associées certaines espèces tel que l'ont montré Hagan et Grove (1996). Ainsi, comme on le décrivait à la section 2.1, la coupe de jardinage maintient les peuplements à un stade intermédiaire de succession. Sur une échelle régionale, si tous les peuplements feuillus sont aménagés par la coupe de jardinage, on risque donc d'avoir une pénurie de forêts anciennes⁹, mais aussi une pénurie de jeunes forêts qui ont également un rôle écologique fort important, tant pour la flore que pour la faune.

⁹ On se base ici sur le faible nombre de forêts feuillues dans la région de l'Outaouais proposées comme forêt ancienne (~12) dans le cadre du programme du MRN d'identification des écosystèmes forestiers exceptionnels.

Ainsi, bien que la coupe de jardinage présente de nombreux avantages, elle peut amener à des problèmes relativement importants, en terme de biodiversité, si elle s'avère le seul système d'aménagement utilisé dans une région (ou le système dominant, mais sans planification régionale à long terme). Ainsi deux nécessités s'imposent à l'échelle régionale (paysage): différents types de coupes doivent être utilisés et des vieilles forêts doivent être protégées. Ces deux nécessités amènent différentes questions qui sont interreliées:

- Quels types (i.e. en terme de superficie récoltée, allant de la coupe de jardinage à la coupe à blanc) de coupes devraient être utilisés et dans quelles proportions ?
- Quelle proportion du paysage devrait être protégée en forêt ancienne ?
- De quelle façon ces forêts devraient-elles être protégées ?

Pour Hunter (1990), l'aménagement pour la biodiversité devrait être opéré, autant que possible à l'échelle du paysage et le répertoire des systèmes de récolte devrait inclure: des coupes de jardinage, coupes par trouées et coupe à blanc. Il propose la règle empirique suivante: «Récoltez la forêt dans un éventail de différentes échelles et allouez approximativement des superficies égales aux différents points le long du continuum allant de petites coupes (coupe de jardinage) aux coupes à blanc (de différentes superficies)» (Fig. 3). Cette vision apparaît un peu simpliste et il n'est pas évident qu'elle soit souhaitable puisqu'elle mènerait à aménager la forêt boréale et la forêt feuillue de la même façon.

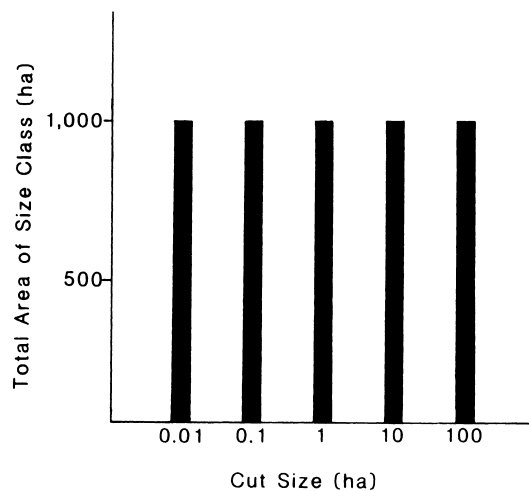


Figure 3: Figure tirée de (Hunter, 1990) proposant des superficies totales égales pour chaque type de coupes utilisé (selon la superficie récoltée par coupe) sur un territoire.

Ainsi, les écologistes forestiers pensent que le régime des perturbations naturelles (superficie, fréquence et intensité des perturbations historiques d'une région donnée) devrait servir de guide pour planifier la superficie récoltée par type de coupes (ex.: Roberts et Gilliam, 1995). On émet comme hypothèse que c'est la façon la plus sûre de maintenir toute la biodiversité. Ainsi, en forêt feuillue au Québec, il est probable que les perturbations les

Quant à la proportion de forêts anciennes que devrait présenter le territoire, aucune étude ne semble imposer un pourcentage préétabli. Compte tenu que dans les régions où de (grandes) perturbations naturelles étaient plutôt rares, les vieilles forêts dominaient probablement le paysage autrefois (Bormann et Likens, 1979), il semble souhaitable d'augmenter la proportion de forêts dans le territoire qui présentent les caractéristiques de vieilles forêts. Puisque cette augmentation peut entraîner une diminution de la quantité de matière ligneuse disponible pour l'industrie, il est important que les différents groupes d'intérêts régionaux (industries, syndicats, groupes environnementaux, etc.) s'entendent sur cette augmentation.

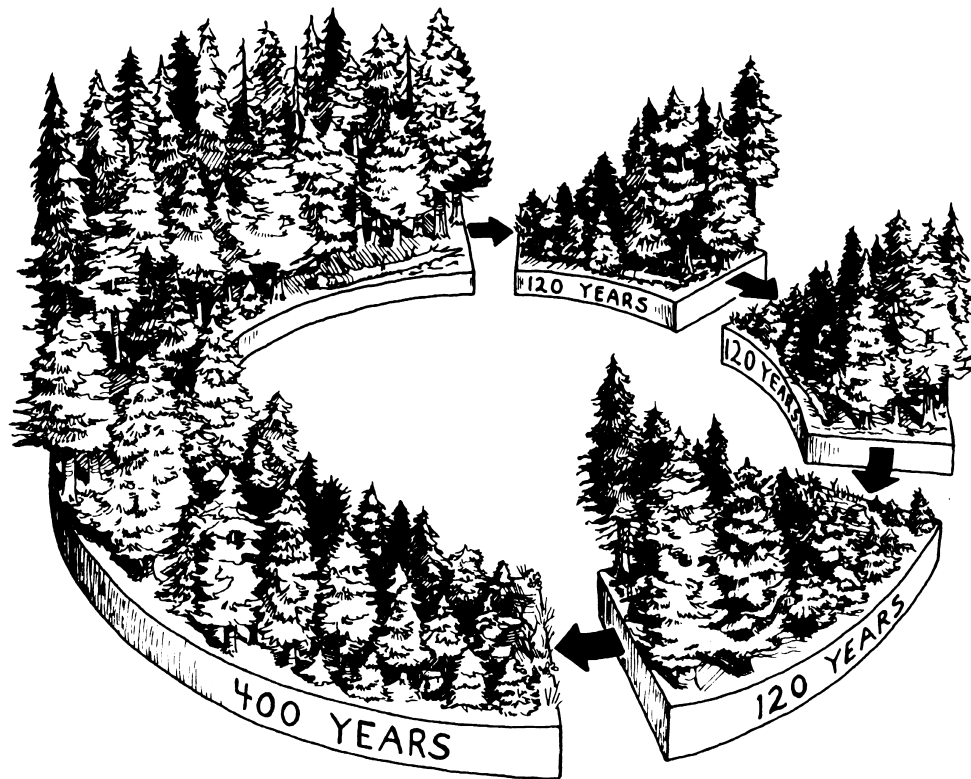


Figure 10.2 After two or three cycles of cutting a Douglas-fir stand at 120-year intervals, a long rotation of 400 years can be included. During this period, large trees can be grown that will form large, persistent logs. (This idea is based on a conversation with Chris Maser and is used with his permission.)

Figure 5: Figure tirée de Hunter (1990) expliquant comment différents cycles de coupes pourraient être appliqués à un peuplement afin que celui-ci développe et conserve ses attributs structuraux.

Différents auteurs ont proposé des façons de protéger les vieilles forêts. Par exemple pour Burton *et al.* (1992) et Hunter (1990), aménager pour de longs cycles constitue une pratique qui peut atteindre plusieurs des objectifs de sauvegarde des forêts anciennes et de l'aménagement pour la biodiversité. Hunter (1990) présente aussi une idée (empruntée d'une communication personnelle) visant à conserver une quantité intéressante de chicots et

débris. Un peuplement pourrait être coupé selon des cycles courts pour deux ou trois cycles et ensuite être coupé au bout d'un très long cycle (Fig. 5). En forêt feuillue, on pourrait penser à de courts cycles de 100-120 ans et à de longs cycles de 300-350 ans si le système d'aménagement est la coupe à blanc. Cette idée pourrait être transposée à la coupe de jardinage par une augmentation des temps de rotation. Par exemple, une forêt qui est jardinée tous les 20 ans pourrait être jardinée tous les 25-30 ans pour quelques rotations, puis être jardinée de nouveau 50 ans plus tard. Ces propositions mènent toutefois à protéger une grande partie du territoire si on les applique à l'ensemble de celui-ci; il est donc peu probable qu'elles puissent être appliquées.

D'après Freedman *et al.*(1994), Les forêts anciennes ne peuvent être préservées que par l'intermédiaire de larges réserves écologiques qui préservent leurs dynamiques. Les approches, telles que celle développée par Mladenoff *et al.*(1994), répondent à cet impératif. Il faut par contre comprendre que les paysages et leurs peuplements ainsi protégés ne pourront faire l'objet d'aucune activité humaine (ou presque). Aussi, dans les cas où le paysage forestier est morcelé (par l'agriculture par exemple) et/ou le territoire est divisé en de nombreux petits propriétaires, les approches préconisant une protection de paysage (et non de peuplements) peuvent s'avérer difficiles à mettre en pratique.

4. Conclusion et recommandations

À l'échelle du peuplement, la revue de littérature nous indique différents faits. i) La flore, les oiseaux et les mammifères ne semblent pas durement affectés par les coupes de jardinage, même s'il est évident qu'il y a un manque d'études sur le sujet. Par exemple, certaines études prétendent que la coupe de jardinage est bonne pour la biodiversité végétale alors que d'autres pensent qu'elle peut mener à une monoculture d'érable à sucre si elle est n'est pas assez intense. Pareillement pour la structure de la végétation, certains auteurs (Hunter, 1990) sont d'avis que c'est le type de coupes qui fournit la meilleure structure alors que d'autres sont plus nuancés (ex., Hagan et Grove, 1996; Mladenoff *et al.*, 1994). ii) Il est possible que les coupes de jardinage maintiennent les peuplements à un degré intermédiaire de succession de sorte qu'elles ne développeraient pas les caractéristiques structurelles (les chicots par exemple) des vieilles forêts. Ces caractéristiques pourraient être nécessaires au maintien d'habitats de plusieurs espèces (probablement surtout floristique, et ordres fauniques inférieurs tels les insectes); ceci reste à être démontré avec plus de précisions. iii) Les amphibiens et reptiles, principalement les salamandres, semblent très sensibles aux activités forestières et aucune étude n'a été menée pour vérifier les effets des coupes de jardinage sur ces groupes.

À l'échelle du paysage, les coupes de jardinage, contrairement aux autres systèmes d'aménagement, ont peu de chances de mener à une fragmentation du milieu forestier étant donné qu'une partie importante du peuplement forestier demeure toujours sur pied. Par contre, le système de coupe de jardinage peut mener à une diminution importante de l'hétérogénéité des peuplements (en termes d'âge et de composition) s'il est le seul principal système d'aménagement utilisé dans une région ou s'il est le système dominant et que la planification régionale est déficiente.

À partir de ces observations, différentes pistes de solution en terme d'aménagement et des besoins en recherche peuvent être identifiées. Avant tout il faut insister sur le fait que le maintien de la biodiversité doit être accompli à une multitude d'échelles de façon à rencontrer tous les besoins (Noss, 1987), et ce, même si la «mode» en recherche de nos jours est l'aménagement à l'échelle du paysage (ex.:Silbaugh et Betters, 1995). Par exemple, Williams *et al.*(1997) ont démontré que les cartes des couverts forestiers sont de mauvais indicateurs de la biodiversité en espèces vertébrées. Ainsi, aménager seulement à l'échelle régionale en fonction des différents types de couverts n'est pas suffisant. À l'échelle du peuplement, il faut s'assurer que les coupes de jardinage prescrites ne mènent pas à une «monoculture» d'érable à sucre. Ainsi, des recherches devraient être entreprises de façon à préciser l'intensité optimale (acceptable tant au point de vue de la biodiversité que de la rentabilité financière) des coupes de jardinage. Étant donné qu'il est probable que les vieilles forêts contiennent une biodiversité différente de celle de la forêt jardinée, il faudrait i) prolonger les rotations et/ou ii) vérifier jusqu'à quel point ces vieilles forêts sont importantes pour la biodiversité dans les forêts feuillues de l'Outaouais. Cette vérification de l'importance des vieilles forêts pourrait permettre d'identifier les efforts à fournir pour

leur protection. Toujours à l'échelle du peuplement, il serait important, tel que spécifié un peu plus haut, d'évaluer les impacts des coupes de jardinage sur les salamandres.

À l'échelle du paysage (ou régionale), il faut d'abord réaliser que les coupes de jardinage ne doivent pas être utilisées comme seul système d'aménagement, mais doivent être associées à d'autres types de coupes (coupe à blanc, coupe par bande, coupe de régénération). L'utilisation spatiale de ces types de coupes, en terme de proportion et d'agencement, ne doit pas se faire au hasard, mais faire partie d'une planification régionale bien définie. Cette planification régionale doit aussi permettre de voir quelle importance on donne aux vieilles forêts et comment on les protège. Cette planification régionale peut difficilement être accomplie sans quelques efforts de recherche. La superficie des coupes à blanc (et autres aménagements équiennes), la quantité de celles-ci et leur agencement dans le paysage demeurent tous des inconnus pour le moment. À cet égard, une connaissance du régime régional des perturbations naturelles peut être fort utile pour guider la planification régionale. Pour ce qui est des vieilles forêts, certains auteurs prétendent qu'elles doivent être protégées sur de grandes superficies (des paysages plutôt que des peuplements). Il apparaît à prime à bord difficile de parvenir à un tel degré de protection dans l'Outaouais, car il est probable que les vieilles forêts existantes soient plus des petits peuplements rémanents que des pans entiers de paysage. Il faudrait donc d'une part entrevoir la possibilité de regrouper ces vieilles forêts et aussi vérifier le potentiel d'application de l'idée de Maser (Hunter, 1990), à savoir qu'un peuplement pourrait être coupé selon de courts cycles pour deux ou trois cycles et ensuite être coupé au bout d'un très long cycle (voir Fig. 5).

De plus en plus, on considère que bien aménager la forêt hors des réserves est aussi important pour la biodiversité que la création de ces réserves (Franklin, 1993). Il ne faut donc pas se surprendre que le présent rapport comporte de nombreuses propositions afin de mieux planifier et comprendre l'aménagement pour la biodiversité. Ces propositions peuvent à prime à bord paraître coûteuses en termes de temps et d'argent. De façon à faire comprendre l'importance de la biodiversité, Burton *et al.* (1992) soulignaient que la valeur de la biodiversité pour les aménagistes forestiers peut être analogue à la diversification des activités économiques dans une région; la diversité peut contraindre la productivité et les profits à courts termes, mais, à long terme, assure contre les désastres. De plus, dans les normes d'aménagement forestier durable de la CSA (1996), la biodiversité occupe une place primordiale. Bien que le marché ne semble pas encore avoir imposé la nécessité d'obtenir la certification des aménagements forestiers durables, il demeure fort probable que les compagnies forestières devront obtenir cette certification pour maintenir leur part de ce marché, et ce, dans un futur pas si lointain. Ainsi, il peut devenir fort judicieux, tant pour une compagnie que pour une région, d'investir dans la recherche et dans une planification bien définie afin de ne pas être pris au dépourvu lorsque le contexte exigera l'obtention de la certification. Enfin, il faut réaliser que, contrairement à l'aménagement à l'échelle du peuplement qui peut être pris en charge entièrement par le propriétaire (compagnie ou individu), l'aménagement à l'échelle du paysage ne peut être réalisé qu'avec la collaboration et l'implication de l'ensemble des partenaires régionaux. Ceci s'avérera un défi majeur pour la région de l'Outaouais.

Référence bibliographiques citées

ALBERT, D.A., et BARNES, B.V. 1987. Effects of clearcutting on the vegetation and soil of sugar maple-dominated ecosystem, western upper Michigan. *Forest Ecology and Management*. 18:283-298.

ATTIWILL, P.M. 1994. The disturbance of forest ecosystems: the ecological basis for conservative management. *Forest Ecology and Management*. 63:247-300.

BARBOUR, M. G., BURK, J. H., AND PITTS, W. D. 1987. *Terrestrial plant ecology*. The Benjamin/Cummings Publishing Company, Inc. California. 633 p.

BOND, W.J. 1993. Keystone species. In: Schulze, E.-D. and Mooney, H.A., eds. *Biodiversity and ecosystem function*. Ecological studies, Vol. 99. New York: Springer-Verlag. pp. 237-253.

Bormann, F. H. et Likens, G.E. 1979. Catastrophic disturbance and the steady state in northern hardwood 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.

CAREY, A. B. et JOHNSON, M.L. 1995. Small mammals in managed, naturally young, and old-growth forests. *Ecological Applications*. 5(2): 336-352.

CONFÉRENCE DES NATIONS UNIES SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DÉVELOPPEMENT. 1992. *Convention sur la diversité biologique*. Rio de Janeiro (Brésil), 40 p.

CONFÉRENCE DES NATIONS UNIES SUR L'ENVIRONNEMENT ET LE DÉVELOPPEMENT. 1992. *Convention sur la diversité biologique*. Rio de Janeiro (Brésil), 40 p.

CROW, T.R. 1990. Biological diversity and forest planning. Pages 78-81 in D.G. BROCKWAY, Editor. *Building a Forest Resource Constituency*. Proceedings of the Northeastern Forest Resource Planners Association 1989 Annual Conference. USDA Forest Service and Michigan Department of Natural Resources.

CSA.. 1996. *Aménagement forestier durable: un document-guide*. Techniques de l'environnement. Norme nationale au Canada.. 37p.

DeGRAAF, R. M., 1992. Effects of even-aged management on forest birds at northern hardwood stand interfaces. *Forest Ecology and Management*. 47: 95-110.

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.

- DUFFY, -D.C.; MEIER, -A.J. 1992. Do Appalachian herbaceous understories ever recover from clearcutting. *Conserv-Biol-J-Soc-Conserv-Biol*. Cambridge, Mass.: Blackwell Scientific Publications. v. 6 (2) p. 196-201.
- FORMAN, R. T. T. ET GODRON, M. 1986. *Landscape ecology*. John Wiley and sons. 619 p.
- FORMAN, R.T.T. 1988. Landscape ecology plans for managing forests. *in* DEGRAAF, R.M. et HEALY, W.M., Compilors. Is forest fragmentation a management issue in the Northeast? USDA Forest Service. Northeastern Forest Experiment Station. General Technical Report NE-140.
- FRANKLIN, J.F. 1993. Preserving biodiversity: species, ecosystems, or landscapes. *Ecological Applications*. 3(2): 202-205.
- FREEDMAN, B., WOODLEY, S. et LOO, J. 1994. Forestry practices and biodiversity, with particular reference to the Maritime Provinces of eastern Canada. *Environmental Review*. 2: 33-77.
- FREEMARK, K.E. et MERRIAM, H.G. 1986. Importance of area and habitat heterogeneity to bird assemblages in temperate forest fragments. *Biological Conservation*. 36: 115-141.
- GILLIAM, F.S., TURRIL, N.L., et ADAMS, M.B. 1995. Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature Appalachian hardwood forests. *Ecological Applications*. 5(4): 947-955.
- HAGAN, J.M. et GROVE S.L., 1996. 1995 report: selection cutting, old-growth, birds, and forest structure in Maine. Manomet Observatory for Conservation Sciences; Division of Conservation Forestry. Report No. MODCF-96002,
- HAGAN, J.M., VANDER HAEGEN, W.M. et MCKINLEY, P.S. 1996. The early development of forest fragmentation effects on birds. *Conservation Biology*. 10(1): 188-202.
- HELSE, 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.
- JAMES, F. C. ET WAMER, N. O. 1982. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology* 63: 159-171.
- JAMES, F.C. et WAMER, N.O. 1982. Relationships between temperate forest bird communities and vegetation structure. *Ecology*. 63(1): 159-171
- KIRKLAND, G. L. 1977. Responses of small mammals to the clearcutting of Northern Appalachian forests. *Journal of Mammalogy*. 54(4): 600-609.
- Lorimer, C. G. 1989. Relative effects of small and large disturbances on temperate hardwood forest structure. *Ecology* 70: 565-575.
- 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.

- MACARTHUR, R. H. ET WILSON, E. O. 1967. The theory of island biogeography. Princeton university press, Princeton, New Jersey.
- 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. 152p.
- MLADENOFF, D. J., WHITE, M. A., CROW, T. R. ET PASTOR, J. 1993. Applying principles of landscape design and management to integrate old-growth forest enhancement and commodity use. *Conservation Biology* 8: 752-762.
- MLADENOFF, D. J., WHITE, M. A., PASTOR, J. ET CROW, T. R. 1993. Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes. *Ecological applications* 3: 294-306.
- MONTHNEY, R.W., et SOUTIERE, E. C. 1985. Responses to small mammals to forest harvesting in Northern Maine. *Canadian Field-Naturalist*. 99(1): 13-18.
- 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 ROJAS, N. 1998. Effets des coupes de jadinage sur la biodiversité végétale. Rapport remis aux Industries James Macalren. Écoforesterie Consultants inc. 27 p.
- NOSS, R. F. 1987. Protecting natural forest areas in fragmented landscapes. *Natural Areas Journal* 7: 2-13.
- PETRANKA, J.W., ELDERIDGE, M.E. et HALEY, K.E. 1991. Effects of timber harvesting on southern Appalachian salamanders. *Conservation Biology*. 7(2): 363-370.
- ROBERTS, M. R. GILLIAM, F. S. 1995. Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems; implications for forest management. *Ecological Applications*. 5(4): 969-977.
- ROSENBERG, K. V. AND MARTIN G. R. 1986. Effects of forest fragmentation on vertebrates in Douglas-Fir Forests in: *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates* (J. Verner, M. L. Morrison, and C. J. Ralph, eds) p. 263-272.
- ROSENBERG, K. V. and MARTIN, G. R. 1986. Effects of forest fragmentation on vertebrates in Douglas-Fir Forests pp. 263-272 in J. VERNER, M. L. MORRISON, and C. J. RALPH, Editors. *Wildlife 2000: Modeling Habitat Relationships of Terrestrial Vertebrates*.
- RUNKLE, J. 1990. Gap dynamics in an Ohio Acer-Fagus Forest and speculation on the geography of disturbance. *Can. J. For.* 20: 632-641.
- SILBAUGH, J.M. et BETTERS, D.R. 1995. Quantitative biodiversity measures applied to forest management. *Environmental Reviews*. 3: 277-285.

SWAN, D., FREEDMAN, B. et DILWORTH, T. 1984. Effects of various hardwood forest management practices on small mammals in central Nova Scotia. *Canadian Field-Naturalist*: 98(3): 362-364.

THOMPSON, F. R., DIJAK, W. D., KULOWIEK, T. G. ET HAMILTON, D. A. 1992. Breeding bird populations in Missouri ozark forests with and without clearcutting. *J. Wildl. Manage.* 56: 23-30.

VETAAS, O.R. 1997. The effect of canopy disturbance on species richness in a central Himalayan oak forest. *Plant Ecology*. 132: 29-38.

WANG, Z. et NYLAND, R.D. 1993. Tree species richness increased by clearcutting of northern hardwoods in central New York. *Forest Ecology and Management*. 57: 71-84.

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

WILLIAMS, B.K., MAHABIR, S., SCHLAGEL, J., et CAPEN, D.E. 1997. Patterns in wildlife — Vegetation association matrices. *Journal of environmental management*. 51: 1-13.

ZARNOWITZ, J.E. et MUNUWAL, D.A. 1985. The effects of forest management on cavity-nesting birds in northwestern Washington. *Journal of Wildlife Management*. 49(1): 255-263.

Références consultées mais non citées

ABER, J.D., BOTKIN, D.B. et MELILLO, J.M. 1978. Predicting the effects of different harvesting regimes on forest floor dynamics in northern hardwoods. *Canadian Journal of Forest Research*. 8: 306-315.

ANGELSTAM, P.K., ANUFRIEV, V.M., BALCIAUSKAS, L., BLAGOVIDOV, A.K., BOREGARD, S-O., HODGE, S.J., MAJEWSKI, P., PONOMARENKO, S.V., SHVARTS, E.A., TISHKOV, A.A., TOMIALOJC, L. et WESOLOWSKI, T. 1997. Biodiversity and sustainable forestry in European forests: how East and West can learn from each other. *Wildlife Society Bulletin*. 25(1): 38-48.

BEAUCHESNE, P., LARUE, P., BÉLANGER, L. et HUOT, J. 1991. Effets de coupes de dimensions restreintes sur l'abondance des population d'oiseaux nicheurs en milieu boréal. *Forestry Chronicle*. 67: 397-402.

BENNETT, S.H., GIBBONS, J.W., et GLANVILLE, J. 1980. Terrestrial activity, abundance, and diversity of amphibians in differently managed forest types. *The American Midland Naturalist*: 3(2): 412-416.

BOYLE, T.J.B. 1992. Biodiversity of Canadian forests: Current status and future challenges. *Forestry Chronicle*. 68(4): 444-453.

BRODY, A.J. et PELTON, M.R. 1989. Effects of roads on black bear movements in western North Carolina. *Wildlife Society Bulletin*. 17: 5-10.

CAREY, A. 1989. Wildlife associated with old-growth forests in the Pacific Northwest. *Natural Areas Journal*. 9(3): 151-162.

CAREY, AB et CURTIS, R.O. 1996. Conservation of biodiversity: a useful paradigm for forest ecosystem management. *Wildlife Society Bulletin*. 24(4): 610-620.

DALE, M. E., SMITH, H.C. et PEARCY, J.N. 1994. Size of clearcut opening affects species composition, growth rate, and stand characteristics. *USDA Forest Service Northeastern, Forest Experiment Station*. NE-698.

DENSLOW, J.S. 1980. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. *Oecologia*. 46: 18-21.

DICKSON, J. G., CONNER, R.N. et WILLIAMSON, J.H. 1983. Snag retention increases bird use in a clearcut. *Journal of Wildlife Management*. 47(3): 799-804.

EHRlich, P.R. et WILSON, E.O. 1991. *Biodiversity Studies: Science and Policy*. *Science*. 253: 758-762.

FAITH, D.P., WALKER, P.A., IVE, J.R. et BELBIN, L. 1996. Integrating conservation and forestry production: exploring trade-offs between biodiversity and production in regional land-use assessment. *Forest Ecology and Management*. 58: 251-260.

FONDACTIONS DE LA FAUNE DU QUÉBEC, HABITAT FAUNIQUE CANADA et MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT ET DE LA FAUNE. 1996. *Les ravages de cerfs de Virginie; Aménagement des boisés et terres privés pour la faune. Guides Techniques #14*. 26pp. ISBN: 2-550-30118-8, ISBN: 2-550-30132-3

- FORMAN, R.T.T., GALLI, A.E. et LECK, C.F. 1976. Forest size and avian diversity in New Jersey woodlots with some land use applications. *Oecologia*. 26: 1-8.
- GASHWILER, J.S. 1970. Plant and mammal changes on a clearcut in west-central Oregon. *Ecology*. 51(6): 1018-1026
- GILLIS, A.M. 1990. The new forestry. *Bioscience*. 40(8): 558-561.
- HANSEN, A.J., McCOMB, W.C., VEGA, R., RAPHAEL, M.G. et HUNTER, M. 1995. Bird habitat relationships in natural and managed forests in the west cascades of Oregon. *Ecological Applications*. 5(3): 555-569.
- HANSEN, A.J., SPIES, T.A., SWANSON, F.J. et OHMANN, J.L. 1991. Conserving Biodiversity in Managed Forests. *Bioscience*. 41: 382-392.
- HOLLAND, D.N., LILIEHOLM, E.J., ROBERTS, D.W. et GILLESS, K. J. 1993. Economic trade-off of managing forests for timber production and vegetative diversity. *Canadian Journal of Forest Research*. 24(6): 1260-1265.
- HUSTON, M. 1979. A general hypothesis of species diversity. *American Naturalist*. 113: 81-101.
- KANGAS, J. et KUUSIPALO, J. 1993. Integrating biodiversity into forest management planning and decision-making. *Forest Ecology and Management*. 61: 1-15.
- KANGAS, J. et PUKKALA, T. 1996. Operationalization of biological diversity as a decision objective in tactical forest planning. *Canadian Journal of Forest Research*. 26: 103-111.
- KITTREDGE, D.B. Jr. 1996. Protection of habitat for rare wetland fauna during timber harvesting in massachusetts (USA). *Natural Areas Journal*. 16(4): 310-317.
- KUUSIPALO, J. et KANGAS, J. 1993. Managing Biodiversity in a Forestry Environment. *Conservation Biology*. 450-460
- LAIKRE, L. et RYMAN, N. 1996. Effects on intraspecific biodiversity from harvesting and enhancing natural populations. *Ambio*. 25(8): 504-509.
- LEAK, W.B. 1995. Long-term structural change in uneven-aged northern hardwoods. *Forest Science* 42(2): 160-165.
- LEWIS, C.E., SWINDEL, B. F. et TANNER, G.W. 1988. Species diversity and diversity profiles: Concept, measurement, and application to timber and range management. *Journal of Range Management*. 41(6): 466-469.
- LUGO, A.E. 1995. Management of tropical biodiversity. *Ecological Applications*. 5(4): 959-961.
- MILLS, S.G., DUNNING, Jr. J.B. et BATES, J.M. 1991. The relationship between breeding bird density and vegetation volume. *Wilson Bulletin*. 103(3): 468-479.
- MOORE, W. H., SWINDEL, B. F. et TERRY, S. 1982. Vegetative response to clearcutting and chopping in a North Florida Flatwoods forest. *Journal of Range Management*. 35(2): 214-218.

- MORE, T.A. 1996. Forestry's fuzzy concepts; an examination of ecosystem management. *Journal of Forestry*. 8: 19-23.
- MOSQUIN, T. (?) A conceptual framework for the ecological functions of biodiversity. Canadian Museum of Nature, Ottawa. 1-16.
- NÆSSET, E. 1997. Geographical information systems in long-term forest management and planning with special reference to preservation of biological diversity: a review. *Forest Ecology and Management*. 93: 121-136.
- NIESE, J.N., STRONG, T.F. et ERDMAN, G.G. 1995. Forty years of alternative management practices in second-growth, pole-size northern hardwoods. II. Economic evaluation. *Canadian Journal of Forest Research*. 25: 1180-1188.
- OLIVER, C.D. 1992. A landscape approach; Achieving and maintaining biodiversity and economic productivity. *Journal of Forestry*. 90: 20-25.
- OLSSON, B. A. et STAAF, H. 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *Journal of Applied Ecology*. 32: 640-654.
- PAYNE, D., McNICOL, J., EASON, G. et ABRAHAM, D. (?) Moose habitat management and timber management planning: three case studies. *The Forestry Chronicle*. 64: 270-276.
- PETRAITIS, P.S., LATHAM, R.E., et NIESENBAUM, R.A. 1989. The maintenance of species diversity by disturbance. *The Quarterly Review of Biology*. 64: 393-418.
- ROMME, W.H. et KNIGHT, D.H. 1982. Landscape diversity: The concept applied to Yellowstone Park. *Bioscience*. 32(8): 664-670.
- ROTH, R. R. 1976. Spatial heterogeneity and bird species diversity. *Ecology*. 57: 773-782.
- SCHWARTZ, M.W. 1994. Conflicting goals for conserving biodiversity: Issues of scale and value. *Natural Areas Journal*. 14: 213-216.
- STRONG, T.F., ERDMAN, G.G. et NIESE, J.N. 1995. Forty years of alternative management practices in second-growth, pole-size northern hardwoods. I. Tree quality development. *Canadian Journal of Forest Research*. 25: 1173-1179.
- SWANSON, F. J. et FRANKLIN, J.F. 1992. New forestry principles from ecosystem analysis of Pacific Northwest forests. *Ecological Applications*. 2(3): 262-274.
- THOMAS, J.W. et HUKER, S. 1996. The forest service approach to healthy ecosystems. *Journal of Forestry*. 8: 15-18.
- TRITTON, L.M. et SENDAK, P.E. ? . Ecological aspects of forest management planning: A northern hardwood forest case study. *Northern Journal of Applied Forestry*. 12(3): 121-126.
- VOLIN, V.C. et BUONGIORNO, J. 1996. Effects of alternative management regimes on forest stand structure, species composition, and income: a model for the Italian Dolomites. *Forest Ecology and Management*. 87: 107-125.
- WALLIN, D.O., SWANSON, F.J., MARKS, B., CISSEL, J. H. et KERTIS, J. 1996. Comparison of managed and pre-settlement landscape dynamics in forests of the Pacific Northwest, USA. *Forest Ecology and Management*. 85: 291-309.

- WALTERS, J.R. 1991. Application of ecological principles to the management of endangered species: The case of the red-cockaded woodpecker. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 22: 505-523.
- WESTMAN W.E. 1990. Managing for Biodiversity. *Bioscience.* 40:26-33.
- WIGLEY, T.B. et ROBERTS, T.H. 1994. Forest management and wildlife in forested wetlands of the Southern Appalachians. *Water, Air and Soil Pollution.* 77: 445-456.
- WIGLEY, T.B. et ROBERTS, T.H. 1997. Landscape-level effects of forest management on faunal diversity in bottomland hardwoods. *Forest Ecology and Management.* 90: 141-154.
- WILLIAM, P.H. et GASTON, K.J. 1994. Measuring more of biodiversity: can higher-taxon richness predict wholesale species richness? *Biological Conservation.* 67: 211-217.