

claire

# Gestion forestière et diversité végétale

**Marc Deconchat**

INRA URSA D DYNFOR  
BP 27, 31326 Castanet Tolosan  
marc.deconchat@toulouse.inra.fr

La gestion forestière, à la poursuite d'objectifs de production, consiste en partie à manipuler la diversité végétale, notamment celle des arbres, en éliminant les essences les moins intéressantes économiquement ou en sélectionnant les individus possédant la meilleure conformation. Cette action se porte aussi sur la diversité des plantes herbacées concurrentes des arbres dont on tente de réduire l'influence, parfois à l'aide de produits phytocides (Blandin, 1995).

Cette gestion a aussi des conséquences indirectes et imprévues, parfois, sur la diversité de groupes de plantes non visés. Ces modifications de la flore doivent être replacées dans le contexte des conditions stationnelles : un même facteur n'aura pas les mêmes effets en montagne qu'en région méditerranéenne (Brunet, 1996 ; Rameau *et al.*, 1989). Ces conséquences peuvent être « patrimoniales », avec disparition ou apparition d'espèces rares ou menacées (Rameau *et al.*, 2000 ; Rameau et Timbal, 1987). Plus important pour le milieu, les modifications de la flore peuvent avoir des conséquences fonctionnelles souvent mal connues. Par exemple, certaines plantes provoquent des phénomènes d'allélopathie, c'est-à-dire de toxicité vis-à-vis d'autres plantes (Jobidon, 1991 ; Larson *et al.*, 1995). Une augmentation de leur abondance peut influencer sur l'avenir d'un peuplement forestier.

Il y a donc nécessité de mieux connaître les conséquences de la gestion forestière sur la flore. On peut distinguer 3 groupes de facteurs : *des facteurs sylvicoles*, relatifs *grosso modo* à la gestion de la structure de la végétation arborée ; *des facteurs d'exploitation*, liés aux opérations de récolte en forêt ; *des facteurs non-productifs*, non liés à la production de bois. Les effets de ces facteurs sont décrits à partir de la bibliographie et illustrés de résultats de travaux de recherche récents, sans que cette présentation prétende à l'exhaustivité.

## Facteurs sylvicoles

L'action du sylviculteur concerne principalement la gestion de la disponibilité en lumière afin que les arbres les plus intéressants économiquement ne souffrent pas de la concurrence des autres plantes pour ce facteur (Lanier *et al.*, 1986). Il faut cependant noter que la disponibilité en lumière est corrélée à d'autres facteurs comme l'évapotranspiration de l'eau du sol. En règle générale, lorsque la disponibilité de la lumière augmente, le nombre d'espèces et/ou leur abondance augmentent aussi.

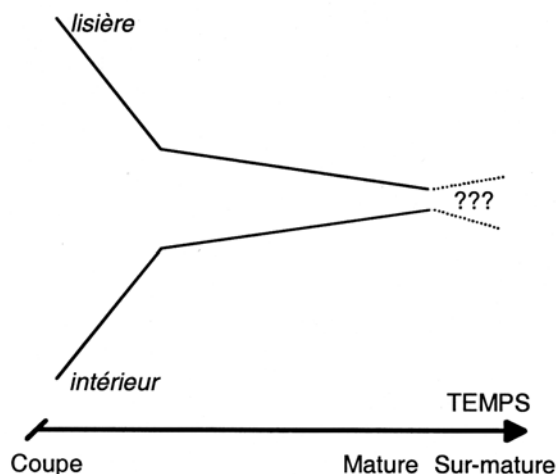
Le régime sylvicole, en futaie, en taillis ou en plantation, à base de résineux ou de feuillus, est un facteur important pour la diversité botanique, même si les tendances ne sont pas aisées à dégager tant les résultats semblent parfois contradictoires.

Le régime de la futaie, par l'absence de perturbation durant une grande partie du cycle sylvicole, permet à la flore de sélectionner les espèces les plus en adéquation avec les conditions pédoclimatiques dans les stades matures (Barkham, 1992). Dans les forêts peu exploitées, comme dans l'Ouest des États-Unis, cette flore sciaphile (pouvant se développer à l'ombre) comporte de nombreuses espèces, certaines étant rares. L'exploitation brutale de ces forêts provoque souvent des disparitions d'espèces (Halpern et Spies, 1995). En Europe, l'ancienneté des pratiques sylvicoles et, dans certaines régions, un appauvrissement de la flore dû aux glaciations (Baldi, 1996) conduisent à une flore des futaies matures moins riche et moins sensible aux exploitations (Peterken, 1993 ; Uuterra *et al.*, 1996). Il faut noter en outre qu'en Europe, il est difficile de séparer le mode de gestion en futaie

d'autres facteurs explicatifs de la flore. Ainsi, les principales futaies correspondent à des forêts anciennes, de grande surface et bénéficiant d'un régime de gestion régulier depuis longtemps.

Les futaies résineuses s'établissent plutôt dans des zones pédoclimatiques moins favorables (en altitude, sur sol pauvre et acide) où la diversité botanique potentielle est plus faible. La continuité du couvert des futaies résineuses limite l'arrivée de lumière au sol durant toute l'année et ne permet pas l'établissement d'une flore vernale (de printemps) qui caractérise les futaies feuillues où elle se développe avant que les arbres n'aient mis leurs feuilles (Usher *et al.*, 1992). L'humus des résineux est connu pour être peu favorable à la germination d'autres plantes, notamment à cause de son acidité ; cependant, celui de feuillus comme le hêtre n'est pas plus favorable et son épaisseur peut constituer une barrière à la germination des plantes. De ce point de vue, la différence entre les futaies résineuses et feuillues est parfois difficile à évaluer tant elle est associée étroitement à d'autres facteurs.

Le mode de traitement de la futaie influe fortement sur la diversité végétale et peut compenser les effets des différences entre les essences. Dans la gestion régulière, le peuplement forestier est conduit de façon identique sur de grandes surfaces. Il en résulte une uniformité de la structure de végétation aux différents stades de croissance. Dans les stades les plus jeunes, après l'exploitation définitive, la disponibilité en lumière est très grande et favorise l'explosion d'une végétation dont la diversité est souvent rapidement réduite par l'apparition de quelques espèces dominantes (Luken *et al.*, 1997 ; Halpern et Spies, 1995), d'abord la ronce dans les futaies de chênes de plaine puis les chênes eux-mêmes. Par la suite, aux stades gaulis, perchis, jeune futaie, la densité des arbres est telle que la disponibilité en lumière est très réduite et ne permet pas l'établissement d'une végétation diversifiée. Ce n'est que lorsque les houppiers s'éclaircissent, subissent des trouées (chablis) ou des coupes progressives que la végétation peut se développer plus largement avec des espèces d'ombre et de demi-ombre, peu nombreuses mais particulières à ce type de milieu (Du Bus, 2001, comm. pers.). Dans la gestion irrégulière, qui se pratique surtout dans les futaies résineuses, la gestion se fait par petits blocs de régénération où l'on trouve conjointement tous les stades de la futaie. La forêt est ainsi formée de trouées séparées par des zones de futaie mature. La végétation dans ces trouées bénéficie de la disponibilité en lumière et peut être diversifiée (Franklin *et al.*, 1989). Cependant, le grain (surface) des trouées influe sur la végétation susceptible de s'installer, en régulant la disponibilité en lumière (Busing et White, 1997).



**Figure 1. Évolution schématique de la diversité botanique entre les parcelles dans les forêts fragmentées de taillis des coteaux du Sud-Ouest**

Les parcelles de coupes sont beaucoup plus différentes entre elles, en fonction de la distance à la lisière que les coupes matures qui présentent une végétation plus homogène d'une parcelle à l'autre (Deconchat, 1999b)

La gestion en taillis ou en taillis sous futaie se caractérise par une fréquence d'exploitation plus grande que celle de la futaie (coupe tous les 15 à 30 ans) qui limite l'installation d'une flore liée aux stades matures et en adéquation fine avec les conditions pédoclimatiques. La répétition ancestrale, parfois, des coupes rases du taillis a sélectionné, semble-t-il, une flore peu sensible à ces perturbations et sans grande valeur patrimoniale (Peterken, 1992). La période de fermeture de la canopée est beaucoup plus courte que dans la futaie, ce qui conduit à une flore plus diversifiée mais composée de beaucoup d'héliophiles et d'espèces non-spécialistes du milieu forestier. Dans les taillis sous futaie du Sud-Ouest de la France, on a trouvé une flore de 296 espèces (Gonin, 1993) et environ 8 espèces en moyenne par placette de 400 m<sup>2</sup> dans les stades matures, contre plus de 16 dans les coupes (Deconchat, 1999a). Tout comme pour la futaie, il faut noter que le régime du taillis est souvent associé à des conditions pédoclimatiques et historiques particulières qui influent aussi sur la flore. Ainsi les taillis très bas des causses calcaires sont le seul mode de gestion possible ; ils abritent une flore propre à ces zones aux sols pauvres, qui

peut avoir un intérêt patrimonial en tant qu'habitat (Rameau *et al.*, 2000).

La végétation associée aux plantations présente des particularités qui tiennent à l'origine des terres plantées, aux opérations culturales associées à la plantation et à la structure particulière qui en résulte (Buckley *et al.*, 1997a). Les terres agricoles sont souvent très riches en éléments minéraux résiduels, avec un taux de matière organique faible. Elles possèdent en outre une banque de graines enfouies dans le sol propre à ce type de milieu. En conséquence, la flore d'une plantation sur terre agricole s'apparente beaucoup plus à celle d'une friche d'abandon de l'agriculture qu'à une flore forestière. Elle est diversifiée mais sans intérêt et doit souvent être maîtrisée mécaniquement ou chimiquement si l'on ne veut pas qu'elle nuise aux arbres (Williamson *et al.*, 1992 ; Pointereau *et al.*, 1994). Lorsque la canopée se ferme et que la disponibilité en lumière décroît, cette flore est réduite, mais elle reste néanmoins très marquée par son origine et il faut parfois attendre plusieurs décennies, voire plusieurs siècles, avant qu'elle ne prenne une physionomie complètement forestière. Dans les sols initialement forestiers, les opérations de plantation comportent des pratiques culturales qui influent sur la végétation. Le travail du sol et les amendements favorisent notamment une flore opportuniste et proche de celle qu'on trouve dans les milieux agricoles. Les semences disponibles, dans la banque de graines ou avec les graines arrivant par le vent, déterminent en grande partie la composition de la flore initiale de la plantation (Buckley *et al.*, 1997b). Enfin, les plantations conduisent à une structure régulière, dont nous avons déjà décrit les principales caractéristiques. Il faut cependant considérer les cas particuliers des plantations à large espacement. Ces formations existent depuis longtemps mais ne sont pas toujours considérées comme de la forêt. C'est le cas, par exemple, des *dehesas* espagnoles qui associent arbres et pâturage ou culture (Pointereau et Bazile, 1995). Une flore particulière bénéficie de ces conditions.

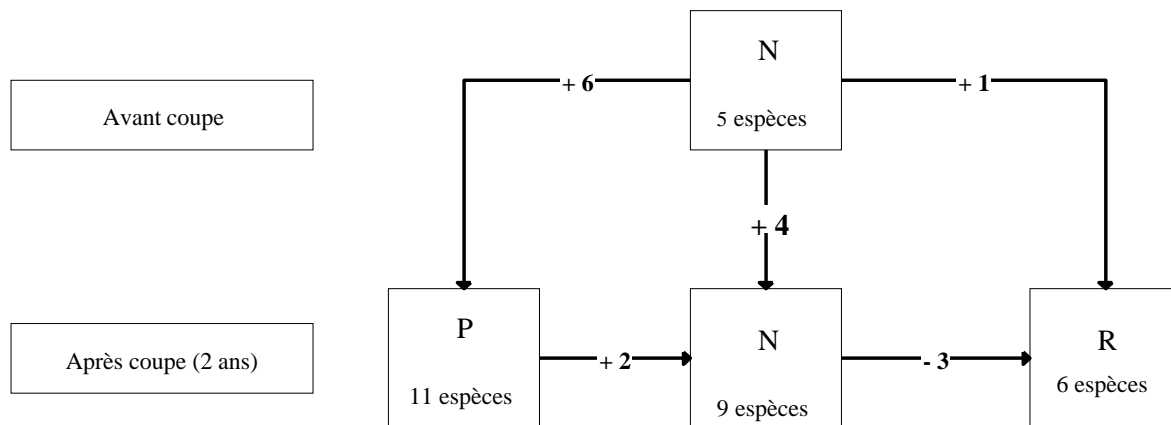
## Facteurs d'exploitation

L'exploitation forestière constitue une phase importante des cycles sylvicoles, où la végétation subit de profonds changements. On observe notamment une forte augmentation de la richesse spécifique, souvent accompagnée d'un développement rapidement dominant de quelques espèces. L'accroissement de la disponibilité en lumière ne suffit pas à expliquer cette augmentation de diversité (Prevost, 1997). En effet, on pourrait s'attendre plutôt à ce qu'une ou deux espèces initialement présentes et inhibées par l'ombrage monopolisent rapidement l'ensemble des ressources (Halpern et Spies, 1995). En fait, ce phénomène s'observe parfois, par exemple avec la ronce en plaine, la myrtille en montagne (Camaret, 1997) et avec *Lonicera maackii* aux États-Unis (Luken *et al.*, 1997). Il suffit de parcourir une parcelle exploitée pour observer aisément que la composition botanique est étroitement liée aux traces laissées par l'exploitation sous forme de pistes de débardage envahies de joncs, de carex, de graminées et de genêts. Pourtant, peu de travaux d'écologie ont été consacrés à ces phénomènes, mais des études récentes suscitent un intérêt nouveau.

En outre, les techniques d'exploitation forestière ont évolué très rapidement durant les dernières décennies avec, aujourd'hui, des engins de plusieurs dizaines de tonnes qui circulent aussi bien en été qu'en hiver. Les effets de ces modifications des pratiques sur la végétation n'ont pas été évalués à ce jour. Or, il est à craindre qu'elles n'induisent des évolutions non désirées de la végétation, notamment avec une augmentation des problèmes liés à la concurrence par les graminées. Plus généralement, la maîtrise des effets de ces pratiques sur la végétation peut avoir des répercussions patrimoniales (exemple de destruction de sites à sabot de Vénus) ou fonctionnelles. En Suède, la gestion des rémanents, par leurs effets sur la végétation, entre autres, est utilisée pour réduire le lessivage du sol et l'acidification des cours d'eau (Olsson et Staaf, 1995).

Pour étudier ces effets de l'exploitation, une étude a été conduite dans le Sud-Ouest de la France pour comparer la végétation de petites surfaces (1 m<sup>2</sup>) dans 4 situations : un peuplement de taillis sous futaie mature, des zones de coupes (2 ans) non perturbées par l'exploitation (sol intact), des zones perturbées par l'exploitation (sol perturbé) et des zones couvertes de rémanents (bois abandonné par l'exploitant) (Deconchat et Balent, 2001). L'analyse démontre, comme l'observation directe le suggérait, qu'il y a des différences de richesse et de composition botaniques très grandes entre ces 4 modalités (fig. 2). L'état de surface de la coupe constitue donc un facteur de diversification de la

végétation très important qui se combine avec la mise en lumière pour produire la végétation diversifiée qu'on observe. Les zones perturbées ont une végétation très diversifiée mais peu forestière, composée d'espèces anémophiles ; les zones intactes sont moins diversifiées mais plus forestières alors que les zones à rémanents ont la végétation la plus proche des zones de références non exploitées.



**Figure 2. Nombre d'espèces de plantes dans les carrés d'un mètre en fonction de l'état de surface causé par l'exploitation forestière (N : intact, P : perturbé, R : rémanent) (Deconchat, 1999a)**

Les 3 types de végétation issus de l'exploitation suivent des trajectoires différentes qui convergent apparemment, par la compétition interspécifique, vers la flore observée dans les stades matures. La compétition pour la lumière, contrôlée par le développement de la structure arborée, devient alors le facteur prépondérant, mais les traces des perturbations (tassement, ornières ou gros bois mort) peuvent maintenir leur influence longtemps. Entre 5 et 10 ans, le taillis atteint un développement suffisant pour fermer la canopée et réduire fortement la lumière au sol (Barkham, 1992 ; van der Werf, 1991). La croissance des arbres de réserve et l'étagement de la canopée du taillis après une vingtaine d'années permettent une diversification lente de la végétation vers les stades matures.

## Facteurs non-productifs

Les forêts subissent l'influence de facteurs qui ne dépendent pas de pratiques visant à une production. Il s'agit notamment des activités touristique et cynégétique et des mesures environnementales. La chasse, par son action sur le gibier herbivore, est susceptible de modifier le pâturage en forêt par les animaux sauvages. La flore réagit à ces modifications, surtout d'un point de vue quantitatif (Bergquist *et al.*, 1999). La fréquentation des forêts par les promeneurs peut avoir une influence localisée importante. Ainsi la sur-fréquentation de certains sentiers provoque une réduction de la diversité et de la vitalité de la végétation, surtout dans les zones ombragées (Kobayashi *et al.*, 1997 ; Bhuju et Ohsawa, 1998).

La gestion forestière intègre de plus en plus souvent une dimension environnementale. On peut présenter brièvement 4 mesures environnementales qui sont susceptibles d'influer sur la diversité floristique, illustrant la nécessité d'une réflexion plus approfondie sur ces effets :

1) L'allongement des rotations sylvicoles est recommandé pour favoriser l'installation des communautés animales et végétales associées aux stades âgés. Cette mesure peut faciliter le développement d'une flore des stades mature et sur-mature mais, dans nos régions, il n'existe pas ou n'existe plus de flore particulièrement inféodée à ces milieux (Halpern et Spies, 1995). La

dissémination de ces espèces depuis les sites reliques pose problème dans la mesure où il s'agit souvent d'espèces dispersées par les fourmis, donc sur de faibles distances (Usher *et al.*, 1992).

2) La conservation de bois mort peut sembler peu liée à la végétation. Cependant, les modifications locales de la pédologie (apport de matière organique à décomposition très lente) peuvent influencer sur l'installation de certaines espèces, notamment des bryophytes (Franklin, 1988). Mais, plus important, les déracinements créent des micro-habitats particulièrement propices à une flore nouvelle en forêt. La galette (racines et sol) forme un milieu beaucoup plus sec, alors que le trou laissé par les racines forme un milieu beaucoup plus humide (Evans et Barkham, 1992).

3) La gestion des espaces inclus en forêts, comme les tourbières, les clairières, les falaises, ou périphériques, comme les lisières et les accrues, influe à l'évidence sur une part importante de la végétation des forêts. C'est en effet souvent dans ces milieux que l'on trouve l'essentiel de la diversité floristique forestière du fait des conditions particulières qui y règnent (Jeffries, 1991). Chaque milieu nécessite une gestion spécifique (Deconchat, 1999b).

4) Dans les forêts boréales, notamment en Suède, les forestiers pratiquent de plus en plus des incendies contrôlés, de petites surfaces, qui permettent l'installation d'une flore, notamment cryptogame, très particulière et devenue rare (Pitkanen, 1998 ; Deconchat et Vieban, 1998). Cette pratique montre que la gestion de la diversité végétale peut passer par des mesures un peu extrêmes (Angelstam et Pettersson, 1997).

## En conclusion

Ce rapide tour d'horizon des facteurs influant sur la diversité floristique en forêt montre leur multiplicité et la difficulté qu'il y a à les hiérarchiser les uns par rapport aux autres et à prévoir l'évolution de la flore sous leur influence. La botanique forestière pouvait sembler un domaine bien connu, maîtrisé, utilisé même pour la gestion (catalogue des stations), on voit ici qu'il lui reste des champs très larges d'investigation et de recherche ■

## Références bibliographiques

- ANGELSTAM P., PETTERSSON B., 1997. Principles of present Swedish forest biodiversity management. *Ecological Bulletins*, 46, 191-203.
- BALDI A., 1996. Edge effects in tropical versus temperate forest bird communities : Three alternative hypotheses for the explanation of differences. *Acta Zool. Acad. Sci. Hung.*, 42, 163-172.
- BARKHAM J.P., 1992. The effects of coppicing and neglect on the performance of the perennial ground flora. In G.P. BUCKLEY : *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman & Hall, Londres, 115-146.
- BERGQUIST J., ORLANDER G., NILSSON U., 1999. Deer browsing and slash removal affect field vegetation on south Swedish clearcuts. *Forest. Ecol. Manage.*, 115, 171-182.
- BHUJU D.R., OHSAWA M., 1998. Effects of nature trails on ground vegetation and understory colonization of a patchy remnant forest in an urban domain. *Biol. Conserv.*, 85, 123-135.
- BLANDIN P., 1995. Les forêts : développement ou conservation durable ? *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 25, 47-52.
- BRUNET J., 1996. Herb layer vegetation of south Swedish beech and oak forests - Effects of management and soil acidity during one decade. *For. Ecol. Manage.*, 88, 259-272.
- BUCKLEY G.P., HOWELL R., ANDERSON M.A., 1997b. Vegetation succession following ride edge management in lowland plantations and woods. 2. The seed bank resource. *Biol. Conserv.*, 82, 305-316.
- BUCKLEY G.P., HOWELL R., WATT T.A., FERRISKAAN R., ANDERSON M.A., 1997a. Vegetation succession following ride edge management in lowland plantations and woods. 1. The influence of site factors and management practices. *Biol. Conserv.*, 82, 289-304.
- BUSING R.T., WHITE P.S., 1997. Species diversity and small-scale disturbance in an old-growth temperate forest : a consideration of gap partitioning concepts. *Oikos*, 78, 562-568.

- CAMARET S., 1997. *Rôle des perturbations dans la dynamique des pessières d'altitude. Impact d'ouvertures artificielles et naturelles sur la régénération et le développement d'un peuplement forestier*. Thèse de doctorat, université de Savoie, 241 p.
- DECONCHAT M., 1999a. *Exploitation forestière et biodiversité. Exemple dans les forêts fragmentées des coteaux de Gascogne*. Thèse de doctorat, université Paul-Sabatier, Toulouse III, 191 p.
- DECONCHAT M., 1999b. *Exploitation forestière et biodiversité. Exemples dans les forêts fragmentées des coteaux de Gascogne : Principaux résultats des travaux de recherche*. INRA-URSAD/SEBSO, Toulouse, 32 p.
- DECONCHAT M., BALENT G., 2001. Effets des perturbations du sol et de la mise en lumière occasionnée par l'exploitation forestière sur la flore à une échelle fine. *Ann. For. Sci.*, 58(3), 315-328.
- DECONCHAT M., VIEBAN S., 1998. Écocertification et biodiversité : impressions de Suède. *Bois National*, 69, 10-11.
- EVANS M.N., BARKHAM J.-P., 1992. Coppicing and natural disturbance in temperate woodlands - a review. In G.P. BUCKLEY : *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman & Hall, Londres, 79-98.
- FRANKLIN J.F., 1988. Structural and functional diversity in temperate forests. In E.O. WILSON : *Biodiversity*. National Academy of Sciences, Smithsonian Institution, 166-175
- FRANKLIN J.F., PERRY D.A., SCHOWALTER T.D., HARMON M. E., MACKEE A., SPIES T. A., 1989. Importance of ecological diversity in maintaining long-term site productivity. In D. PERRY *et al.* : *Maintaining the long-term productivity of Pacific Northwest forest ecosystems*. Timber Press, Portland, OR, USA, 82-97.
- GONIN P., 1993. *Les stations à intérêt forestier sur les coteaux et vallées de Midi-Pyrénées situés à l'est de la Garonne. I- Catalogue; II- Méthodologie*. CETEF Garonnais, Toulouse, 291 p.
- HALPERN C.B., SPIES T.A., 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. *Ecol. Appl.*, 5, 913-934.
- JEFFRIES M., 1991. The ecology and conservation value of forestry ponds in Scotland, UK. *Biol. Conserv.*, 58, 191-211.
- JOBIDON R., 1991. L'allélopathie. *L'aubelle*, 82, 1-9.
- KOBAYASHI T., HORI Y., NOMOTO N., 1997. Effects of trampling and vegetation removal on species diversity and micro-environment under different shade conditions. *J. Veg. Sci.*, 8, 873-880.
- LANIER L., BADRÉ M., DELABRAZE P., DUBOURDIEU J., FLAMMARION J.-P., 1986. *Précis de sylviculture*. ENGREF, Nancy, 468 p.
- LARSON M.M., PATEL S.H., VIMMERSTEDT J.P., 1995. Allelopathic interactions between herbaceous species and trees grown in topsoil and spoil media. *Journal of sustainable forestry*, 3, 39-79.
- LUKEN J.O., KUDDES L.M., THOLEMEIER T.C., 1997. Response of understory species to gap formation and soil disturbance in *Lonicera maackii* thickets. *Restor. Ecol.*, 5, 229-235.
- OLSSON B.A., STAAF H., 1995. Influence of harvesting intensity of logging residues on ground vegetation in coniferous forests. *J. Appl. Ecol.*, 32, 640-654.
- PETERKEN G.F., 1992. Coppices in the lowland landscape. In G.P. BUCKLEY : *Ecology and management of coppice woodlands*. Chapman & Hall, Londres, 3-17.
- PETERKEN G.F., 1993. Long-term floristic development of woodland on former agricultural land in Lincolnshire, England. In C. WATKINS : *Ecological effects of afforestation*, CAB International, 31-43.
- PITKANEN S., 1998. The use of diversity indices to assess the diversity of vegetation in managed boreal forests. *Forest. Ecol. Manage.*, 112, 121-137.
- POINTEREAU P., BAZILE D., 1995. *Arbres des champs. Haies, alignements, prés vergers ou l'art du bocage*. Éditions Solagro, Toulouse, 139 p.
- POINTEREAU P., COULON F., BULHOZER C., 1994. *Guide pour une prise en compte de l'environnement dans le boisement de terres agricoles*. Solagro, Toulouse, 86 p.
- PREVOST M., 1997. Effects of scarification on seedbed coverage and natural regeneration after a group seed-tree cutting in a black spruce (*Picea mariana*) stand. *Forest. Ecol. Manage.*, 94, 219-231.
- RAMEAU J.C., GAUBERVILLE C., DRAPIER N., 2000. *Gestion forestière et diversité biologique. Identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire*. IDF, Paris, classeur.
- RAMEAU J.C., MANSION D., DUMÉ G., 1989. *Flore Forestière Française. Guide écologique illustré. Plaines et collines*. IDF Éditions, Paris, 1 785 p.
- RAMEAU J.C., TIMBAL J., 1987. Protection de la flore et foresterie. *Revue forestière française*, 39, 26-32.
- USHER M. B., BROWN A. C., BEDFORD S. E., 1992. Plant species richness in farm woodlands. *Forestry*, 65, 1-13.
- UUTERRA J., MALTAMO M., KUUSELA K., 1996. Impact of forest management history on the state of forests in relation to natural forest succession - Comparative study, North Karelia, Finland vs Republic of Karelia, Russian Federation. *Forest. Ecol. Manage.*, 83, 71-85.
- VAN DER WERF S., 1991. The influence of coppicing on vegetation. *Vegetatio*, 92, 97-110.
- WILLIAMSON D. R., MACDONALD H. G., NOWAKOWSKI M. R., 1992. Vegetation management during the establishment of farm woodlands. *Aspects of Applied Biology*, 29, 79-86.