

La forêt face aux changements climatiques: de la gestion productiviste à une sylviculture de l'écosystème

Marie-Stella Duchiron^a, Annik Schnitzler^b

^aCabinet de consulting, expertises et recherche en écologie et gestion forestière
8, avenue Daniel Lesueur, 75007 Paris

^bLIEBE CNRS 7146, université Paul Verlaine, rue du Général Delestraint, 57070 Metz

ms.duchiron@orange.fr; schnitz@univ-metz.fr

Les experts du GIEC (2007) se sont accordés à prédire des changements climatiques majeurs dans les prochaines décennies, en conséquence de l'augmentation des gaz à effet de serre. Ces changements climatiques sont d'ailleurs déjà perceptibles actuellement : ils seraient pour partie responsables, pour les végétaux, de redistributions d'espèces par déplacements ou mortalités (Iverson et Prasad, 1998 ; Aussenac, 2002 ; Badeau *et al.*, 2005 ; Breda *et al.*, 2006 ; Dupouey et Bodin, 2007 ; Lenoir *et al.*, 2008), d'une augmentation globale de la croissance végétale dans les zones où la température est un facteur limitant par la conjonction de l'allongement de la saison de végétation, d'une activité bactérienne accrue et d'une stimulation de la photosynthèse, sous réserves d'une disponibilité en eau et en azote suffisantes (Becker *et al.*, 1995 ; van Breemen *et al.*, 1998). Les changements climatiques agissent en fait sur l'ensemble des composants des écosystèmes forestiers, dont les insectes et agents pathogènes (Desprez-Loustau *et al.*, 2006 ; Marçais et Desprez-Loustau, 2007 ; Roques et Nageleisen, 2007). Ils pourraient aussi exposer les forêts de toutes latitudes à des dommages par la multiplication d'événements de grande ampleur (tempêtes, incendies).

Si l'augmentation du dioxyde de carbone dans l'atmosphère n'est pas nocive pour les végétaux, en revanche le polluant le plus toxique est l'ozone troposphérique (O₃) issu de réactions photochimiques impliquant des oxydes d'azote souvent d'origine industrielle et d'hydrocarbures volatiles. Les niveaux d'ozone troposphérique qui ont doublé dans l'hémisphère Nord durant le XX^e siècle ont déjà eu des conséquences négatives significatives sur la productivité forestière, détectées en Europe comme en Amérique du Nord, jusque dans des forêts très éloignées des sources polluantes (Dizengremel, 2001 ; Dalstein *et al.*, 2002 ; Ulrich *et al.*, 2006). Ce problème devrait s'aggraver avec l'augmentation annuelle de 1 à 2% du taux d'ozone relevé durant les deux dernières décennies (Stockwell *et al.*, 1997). À cela s'ajoutent d'autres impacts : pertes ou état critique de certains éléments clés des réseaux trophiques, depuis les grands carnivores et herbivores (Planhol, 2004) jusqu'aux complexes saproxyliques (Arpin *et al.*, 2000 ; Bobiec *et al.*, 2005), dépôts acidifiants ou azotés, brassages de populations (végétaux, animaux, microorganismes), pollutions des sols et des eaux, fragmentation des habitats (Ramade, 2008).

L'ampleur des risques induits par des changements climatiques sur la productivité forestière explique l'importance des moyens mis en œuvre en France, allant du développement de dispositifs de surveillance de l'état sanitaire des forêts à de nouvelles stratégies sylvicoles proposées par divers organismes gestionnaires : Office national des Forêts (ONF), Institut pour le développement forestier (IDF), les structures de la forêt privée (CRPF), l'association Pro Silva France, des organismes de recherche appliquée (INRA), que l'on retrouve pour partie dans divers rapports : Stratégie nationale pour la biodiversité, Plan d'action Forêt 2006, Rapport « Préparer les forêts françaises au changement climatique » (Roman-Amat, 2007), insi que dans le Grenelle de l'Environnement.

Sur la base d'une expérience déjà longue de recherches en écologie forestière fondamentale et appliquée, nous nous proposons de contribuer à la réflexion générale par la définition d'une nouvelle stratégie sylvicole, basée sur une sylviculture-science qui considère la valeur intrinsèque de la forêt (la forêt possède une valeur propre, indépendante de ce qu'elle peut apporter à l'humanité, c'est un « vivier » de biodiversité au niveau fonctionnel et taxonomique) DEVANT sa valeur économique de fournisseuse de bois.

La première partie de cet article rappelle quelques principes élémentaires de la biodiversité fonctionnelle des écosystèmes forestiers. En nous appuyant sur ces références de base de l'écologie forestière, nous détaillerons ensuite quels aspects des stratégies sylvicoles proposées en France nous apparaissent critiquables sur le plan écologique et économique. Dans un troisième temps, nous développerons nos propositions personnelles.

Sylvigenèse des forêts naturelles

La sylvigenèse peut se définir simplement par « le cycle de développement et de renouvellement de la forêt ». La sylviculture correspond à une sylvigenèse d'un genre particulier, « ordonnée pour les besoins humains » (Walter, 2002).

La forêt peu touchée par l'homme constitue l'un des principaux lieux de conservation de biodiversité des espèces et des habitats originels de l'Europe. Ses réponses aux fluctuations climatiques de l'Holocène sont actuellement bien cernées, tant au niveau des compartiments (populations, canopées, systèmes racinaires, litière, nutriments du sols...) que des processus (productivité primaire, croissance, germination, reproduction, dispersion, prédation, compétition, cycles biogéochimiques, etc.) (entre nombreux auteurs : Oldeman, 1990 ; Peterken, 1997).

La dynamique forestière s'appréhende à l'échelle du chablis, qui correspond à la fois à l'espace libéré par la chute d'un ou plusieurs gros arbres dans la canopée, et aux arbres tombés eux-mêmes. L'évolution temporelle du chablis, considéré comme une petite unité écologique (éco-unité au sens de Oldeman 1990) est classiquement décrite en 4 phases (régénération, durant laquelle la canopée reste ouverte, puis aggradation durant laquelle se forme une jeune canopée en voie de croissance, puis maturité, enfin sénescence et dégradation). Ce processus cyclique varie finement en fonction de nombreux facteurs, dont la taille des chablis, les espèces impliquées et leur variabilité phénotypique propre. Il permet le maintien de l'architecture végétale à une large échelle spatio-temporelle, en dépit des événements climatiques majeurs tels que tempêtes et incendies. Une forêt à caractère naturel présentant une architecture d'éco-unités finement tissée est plus résistante aux événements majeurs des climats (tempête, feu) que les forêts exploitées d'aujourd'hui. Ainsi, les incendies, si redoutés en zone méditerranéenne dans les boisements spontanés, devraient ralentir dans leurs fréquences lorsque ces forêts prennent de la maturité pour deux raisons : la constitution d'un microclimat plus humide sous couvert, surtout si ces forêts occupent de grandes surfaces, et l'accroissement de l'épaisseur des troncs avec l'âge des arbres (Bauhus *et al.*, 2009).

Deux processus majeurs guident en fait la sylvigenèse : celui à dominante autotrophe, durant lequel la végétation en croissance accumule du carbone et de la biomasse et soutient les réseaux trophiques de consommation, et celui à dominante hétérotrophe, où les constructions biochimiques de la phase précédente sont démontées par une

foule acharnée d'espèces de tous règnes, formant le complexe saproxylique (soit l'ensemble du vivant qui dépend, pour partie ou totalement, du bois mourant ou mort). Les caractéristiques de ce complexe varient en fonction du domaine biogéographique, et plus localement selon la quantité de bois mort et son état de décomposition, les espèces, et les dimensions des parties investies (des brindilles aux plus gros troncs) (Arpin *et al.*, 2000 ; Bobiec *et al.*, 2005). Ces deux phases sont naturellement en équilibre dynamique, ce qui n'empêche aucunement l'accumulation de carbone pour tout l'écosystème (encadré 1).

Encadré 1. Forêts et stocks de carbone

Le rôle des sols bien préservés dans l'accumulation du carbone a été démontré pour des forêts chinoises restées intouchées depuis environ 400 ans (Zhou *et al.*, 2006). Ces auteurs ont calculé que le stock de carbone dans les 20 premiers centimètres de 230 exemples de sols de cette forêt avait augmenté de 1,4 à 2,3% entre 1979 et 2003. Les modalités d'accumulation ne sont pas encore clairement établies, car bien des données manquent à la compréhension de la dynamique des sols et demanderaient des études ultérieures. Concernant l'accumulation de carbone dans la végétation, les résultats sont issus d'une vaste compilation de données de productivité, biomasse et âge collectées sur 519 sites de forêts âgées de l'hémisphère Nord, des latitudes boréales aux latitudes tempérées (Luyssaert *et al.*, 2008). Les résultats sont surprenants : ces forêts anciennes accumulent globalement une moyenne de 1,3 gigatonnes de carbone par an, par le jeu de la stimulation de la croissance des individus jeunes sous les vieux arbres de la voûte : en d'autres termes, la perte de densité du feuillage et la nécrose des racines dopent la croissance des juvéniles en attente dans les sous-bois, dépassant en quantité le carbone accumulé dans les arbres âgés et le bois mort.

Ces travaux réfutent l'idée que seules les forêts artificielles en croissance font effet de puits vis-à-vis du carbone et donc participent à l'absorption des excès de carbone, et peut-être de manière bien plus efficace, car ces forêts sont moins sensibles aux effets de l'ozone (voir ci-dessous) que les forêts en culture intensive. Mais ces phases hétérotrophes, et notamment l'accumulation du bois mort dans les vieux troncs, apportent d'autres contributions aux cycles biogéochimiques (accumulation d'azote, d'eau), selon des capacités variées en fonction de l'espèce et du climat. Ces troncs peuvent donc être considérés comme des réservoirs d'eau et un modérateur du microclimat forestier, à ne pas négliger sur sol mince ou climat méditerranéen.

Les stratégies sylvicoles proposées en France

À quel degré ces notions fondamentales de l'écologie forestière sont-elles prises en considération dans les stratégies sylvicoles proposées en France ? Abordent-elles des problématiques aussi difficilement conciliables que le maintien de la production de bois de qualité en quantité suffisante, la réduction des gaz à effet de serre, les conséquences des pollutions par l'ozone, et la nécessité de maintenir, voire de créer des zones refuges pour les espèces forestières les plus vulnérables, car les plus exigeantes et les plus rares, des stades hétérotrophes ? Quelle est la position des forestiers vis-à-vis des plantations d'espèces exotiques voire des arbres OGM ?

Les modèles les plus intensifs correspondent aux courtes rotations sur des espèces à croissance rapide. Les espèces plantées sont choisies pour leur résistance à la sécheresse ou autres stress, elles sont autochtones ou exotiques. Ce type de culture du bois, qu'on pourrait désigner sous le terme d'agro-ligniculture est prônée par la Société forestière de la Caisse des dépôts (<http://www.foret-et-climat.fr>) avec l'IDF (Riou-Nivert, 2006) qui insiste notamment sur la valeur de certaines exotiques comme le robinier faux acacia (*Robinia pseudoacacia*), et par Roman-Amat (2007) dans le cadre des mesures nationales de production de bois énergie, en substitution aux sources d'énergie fossiles. Ce rapport précise qu'il faudrait, pour cet approvisionnement, mobiliser 6 millions d'ha agricoles ou forestiers à l'horizon 2030-2050.

Quoiqu'elle ne soit pas affichée dans ces stratégies de ligniculture intensive, l'artificialisation ira peut-être plus loin dans un proche avenir, par des plantations d'arbres OGM, afin d'améliorer les potentialités de croissance et la résistance aux prédateurs, aux insectes, aux pathogènes.

Ces stratégies sont pourtant conformes aux recommandations du protocole de Kyoto (<http://unfccc.int/resource/docs/convkp/kpeng/pdf>). La France s'est en effet engagée à réduire les émissions de gaz à effet de serre en préférant une forêt en croissance active à une forêt ancienne et en créant du bois énergie aux dépens de zones agricoles ou forestières.



La forêt vierge de Frakto-Paranesti dans le massif des Rhodopes (Grèce) montre un étagement vertical et un mélange d'espèces. © Marie-Stella Duchiron.

Coupes de bois précoces, promotion des exotiques

Selon le slogan de l'ONF issu des accords du Grenelle de l'Environnement « Produire plus tout en protégeant mieux la biodiversité » (Le Journal Flash, 2007) (accord signé le 4 septembre 2007 par France Nature Environnement, l'Office national des Forêts, le FNCOFOR et la Forêt Privée), la forêt devra produire plus par des coupes de petits diamètres et la promotion de la futaie régulière partout sauf en montagne (Jura et Alpes). Les propositions de Nicolas Sarkozy, en visite à Urmatt (Alsace) (communiqué de presse, 19 mai 2009), portant sur une meilleure valorisation de la filière bois, appuient largement ce discours : attention, la forêt française n'est exploitée qu'à 70-80% de son potentiel réel. Il faut donc couper (et gagner plus), tout en respectant la biodiversité, bien sûr ! L'association d'une sylviculture de type intensif et en même temps la protection de la biodiversité (soit un respect de la maturation des sols, des phases hétérotrophes, des habitats pour espèces à colonisation lente) est pourtant écologiquement impossible, et cela, les gens bien informés (notamment les associations de protection de la nature dont France Nature Environnement, co-signataires du Grenelle de l'Environnement) le savent bien. Il reste à espérer que ce honteux camouflage en vert ne soit pas suivi trop à la lettre dans les régions forestières françaises, et que des initiatives locales positives de forestiers compétents et responsables puissent s'exprimer pour sauver réellement ce qui reste de biodiversité forestière. Soulignons que l'augmentation de la production de bois est contestée par Pro Silva France, qui n'est favorable à l'augmentation de la récolte de bois qu'à condition de la réaliser par des coupes d'amélioration du potentiel en qualité et en volume de production, et non en réduisant l'âge d'exploitation des bois ou par le rajeunissement au moyen de coupes rases systématiques, et surtout si les débouchés sont garantis (Pro Silva France, 2008).

Tous les scénarios sylvicoles proposés prônent cependant une forme grave d'artificialisation : la plantation d'exotiques, en mélange avec les espèces autochtones, en cas d'évolution climatique rapide. Les directives sont globalement les mêmes : choisir des espèces capables de fournir une production de bois sous climat relativement sec : le robinier faux acacia (*Robinia pseudacacia* L.), le douglas (*Pseudotsuga menziesii* (Mirb) Franco) (Amérique du Nord), le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica* Carrière) (Afrique du Nord), le châtaignier (*Castanea sativa* Mill) (Asie Mineure). De nouvelles espèces sont aussi proposées dans de très petites proportions pour « préparer l'avenir » dont l'eucalyptus (Roman-Amat, 2007). D'autres propositions sont plus vagues, se résumant à « d'autres exotiques » sans précisions (Muller, 2008). Même Pro Silva France, qui se targue pourtant d'« imiter la nature » dans sa gestion, se laisse prendre à la magie économique de l'exotisme, en conseillant « l'utilisation d'étrangères à la station actuelle » (Pro Silva France, 2008).

Le CRPF de Bretagne va plus loin, d'une part en invitant Riou-Nivert de l'IDF à exposer les « atouts » des exotiques devant les propriétaires forestiers bretons, et d'autre part en réimprimant en 2009 une plaquette vantant les mérites de l'épicéa de Sitka, bien sûr à cultiver toujours selon les principes de l'agro-ligniculture (plantations monospécifiques et coupes rases avec association de pesticides), même si le bilan actuel des plantations arrivées à maturité mène bien – entre autres – au constat que les sols déjà très pauvres où ces Sitka ont été installés sont à présent complètement vidés de leurs ressources minérales. On prône alors des amendements sans préciser que ces apports sont toujours très compliqués à doser, qu'ils présentent une lente assimilation et qu'ils peuvent ensuite provoquer d'autres déséquilibres dangereux pour le sol. De même on préconise des exploitations très mécanisées à l'« ancienne », avec des mises en andains, des dessouchages, qui sont des travaux mécaniques fort agressifs pour ces sols déjà très fragiles. Enfin, pour parfaire sa vitrine exotique, le CRPF de Bretagne encourage, dans son programme de formation 2009, le développement du sequoia, du thuya et du cryptomère du Japon, comme « essences à découvrir » ! On y retrouve également la promotion du chêne rouge d'Amérique. De nouvelles fiches sont éditées concernant notamment le cèdre de l'Atlas et le tulipier de Virginie. Les enseignements du passé (échecs de plantations, tendances invasives de certaines espèces, etc.) ne semblent pas avoir porté. La demande très ponctuelle (et certainement aussi fugace que par le passé) du marché en bois de thuya ou de cyprès pousse visiblement les organismes de conseil de la forêt privée à inciter les propriétaires à planter ces espèces à la mode plutôt qu'à tenir un raisonnement de gestion durable des écosystèmes forestiers autochtones. En 1987-1988, le ministère de l'Agriculture avait pourtant financé un travail

de renouvellement du catalogue des espèces ligneuses de reboisement pour la Bretagne, à la suite des trop nombreux constats d'échecs de plantations de conifères...

Outre le fait que ces plantations d'exotiques ne sont donc pas toujours rentables (travaux inédits de Duchiron, 1988), elles sont aussi directement responsables de destructions d'habitats remarquables de landes (B. Clément, maître de conférences, université de Rennes, comm. pers.).

Les plantations d'exotiques en forêt française ne sont pas récentes et on en connaît les conséquences sur l'environnement. Elles ont été largement promues dès le XIX^e siècle, pour diverses raisons (éviter l'érosion des sols après surpâturage, assurer le repeuplement des zones détruites par les guerres pour des raisons économiques). Le total actuel d'espèces exotiques forestières recensées est d'une vingtaine pour la France. Leur représentativité en volume est inférieure à 1% pour la plupart d'entre elles sauf pour le douglas (lequel représente 2% du volume total en bois en forêt domaniale et 4,5% en forêt privée selon IFN campagnes 2005 ; 2006 ; 2007). Globalement, les forêts privées en plantent davantage. À titre d'exemple, la représentativité du robinier est de 0,14% du volume total des espèces en forêt domaniale et de 1,5% du volume total en forêt privée ; pour le chêne rouge d'Amérique (*Quercus rubra* L.) les proportions sont sensiblement les mêmes : 0,1% en forêt domaniale et communale et 0,1% en forêt privée.

Les conséquences de ces anciennes introductions d'exotiques se révèlent aujourd'hui et devraient inciter à plus de prudence : on constate ainsi l'artificialisation de l'écosystème, soumis à de nouvelles pressions séminales et encore des interactions nouvelles entre les différents composants de l'écosystème, notamment lorsque les espèces s'intègrent en force en forêt (dans les coupes, les lisières et les sous-bois) ou dans les stades naturels de succession. En effet, bien des espèces exotiques deviennent invasives par la conjonction de stratégies efficaces de colonisation de nouveaux territoires. Mais une plante étrangère ne saurait s'établir ni se répandre si elle ne rencontrait des habitats favorables. Globalement, le milieu d'accueil est d'autant plus favorable que sont similaires les conditions climatiques, la richesse en ressources, le niveau élevé de perturbations et les possibilités d'hybridation ou de mutations (Richardson et Reymanek, 2004 ; Alpert *et al.*, 2000), et s'il y a absence de pathogènes et de compétiteurs pour l'espèce étrangère. L'évolution climatique pourrait donc jouer un rôle majeur dans les potentialités invasives des espèces exotiques.

Les espèces les plus invasives sont actuellement le robinier, le cèdre de l'Atlas, le pin noir (*Pinus nigra* Arnold), le cerisier tardif (*Prunus serotina* Ehrh.) ; d'autres débutent une dynamique d'invasion en s'intégrant dans les chablis et les coupes (chêne rouge, douglas). D'autres cortèges arborescents pourraient suivre comme l'eucalyptus, l'acacia, le casuarina (Quézel *et al.*, 1990). Ces tendances peuvent soit s'inverser soit s'accroître dans le cadre des changements climatiques. Devant ces craintes, certains forestiers affirment pouvoir contenir ces invasions par une gestion forestière appropriée. Cela n'est pas toujours possible comme dans le cas du cerisier tardif (Decoq, 2006). C'est aussi oublier la responsabilité des forestiers vis-à-vis d'autres écosystèmes figurant aux paysages français que ces espèces peuvent envahir, gênant considérablement d'autres types d'usages et menaçant les équilibres naturels. Les risques de pollution génétique par la mise en sympatrie d'espèces restées jusque-là isolées (cas par exemple des espèces endémiques, au niveau intraspécifique, parmi les sapins et pins méditerranéens) sont un autre risque pour la biodiversité (Quézel et Médail, 2003). Il serait désolant que des hauts lieux d'endémisme hérité du passé glaciaire disparaissent pour de simples questions économiques ! Certes, on peut toujours finir par accepter ces exotiques et considérer qu'elles font partie de la flore autochtone, mais il s'agit là d'une position qui n'est prise que dans les situations où justement les espèces sont devenues incontrôlables et où les efforts pour les supprimer sont inefficaces. On peut alors y voir un intérêt écologique (Schnitzler *et al.*, 2008), mais cela ne doit en aucun cas servir d'arguments pour justifier n'importe quoi.

Les propositions d'intégrer des exotiques sans faire état des dangers que peuvent représenter de telles initiatives, ne sont donc pas admissibles au regard de toutes les connaissances accumulées sur le sujet. Le rapport Roman-Amat le souligne d'ailleurs, reprenant un des leitmotiv de la conférence de Rio en 1992 : l'invasion des exotiques est une des grandes menaces pour la diversité. Ce qui n'empêche pas, dans ce même rapport, de conseiller de planter les exotiques si besoin est ! Cela est

d'autant plus absurde que les échecs économiques sont aussi à craindre, car les évolutions climatiques à venir peuvent parfaitement intégrer des épisodes sévères et imprévisibles qui leur seront préjudiciables (froid en zone tempérée, voire gel et gel précoce pendant la saison de végétation). En plantation à courte rotation, elles sont aussi plus sensibles à l'ozone.

Prise en compte de la phytotoxicité de l'ozone

Les impacts de la phytotoxicité de l'ozone ne sont pas assez pris en considération dans les stratégies sylvicoles, du moins en France, malgré les recherches accumulées sur le sujet. À concentrations critiques et dans certaines situations météorologiques, l'ozone affecte la productivité primaire des écosystèmes, des cultures aux prairies et aux forêts (Gerosa *et al.*, 2008 ; Dizengremel *et al.*, 2008), annihilant les effets positifs provoqués par l'accroissement du dioxyde de carbone et donc du rendement de la photosynthèse (Sitch *et al.*, 2007). Les arbres sont particulièrement sensibles à l'ozone, les effets chroniques apparaissant plus dangereux pour les arbres qu'un effet brutal et ponctuel (Percy et Ferreti, 2004). Selon Dizengremel (2001), l'ozone perturbe la photosynthèse et provoque l'augmentation du processus de respiration et par là-même la diminution de la fixation du gaz carbonique. À court terme, les arbres présentent des taches de décoloration ou de coloration sur les feuilles ou les aiguilles. À moyen terme (dans les 10 à 20 années suivantes), se produit un raccourcissement des périodes de végétation à cause d'une sénescence prématurée des feuilles (Braun et Flückiger, 1995, cités in Ulrich *et al.*, 2006) et donc une diminution de la fixation du carbone pour la production brute, de l'ordre de 500 kg de carbone par hectare pour 5 à 10 jours de raccourcissement de la période de végétation (Goulden *et al.*, 1996). L'ozone diminue aussi la croissance des tiges sur les jeunes plants de certaines espèces (Günthardt-Goerg *et al.*, 1999 ; Kolb et Matyssek, 2001) ainsi que la réduction de la biomasse des racines (Riikonen *et al.*, 2004). Autres effets graves : le gel ou la sécheresse accentuent les dommages dus à l'ozone (Prozherina *et al.*, 2003 ; Leutinger *et al.*, 2005 ; Oksanen *et al.*, 2005 ; Matyssek *et al.*, 2006). Les arbres matures pourraient résister mieux que les arbres jeunes (Körner, 2003 ; Herbinger *et al.*, 2005). Les espèces ne présentent pas toutes la même vulnérabilité à l'ozone (Ulrich *et al.*, 2006).

D'autres recherches démontrent que les concentrations d'ozone sont les plus faibles dans les sous-étages forestiers, les arbres de la canopée faisant écran à la pénétration de l'ozone dans les sous-bois. Ces données laissent à penser que les forêts matures à architecture fortement stratifiée, dont la canopée filtre les polluants atmosphériques et les chocs thermiques liés aux changements climatiques, résisteront probablement mieux que les forêts fortement artificialisées.

Protection des phases hétérotrophes

La biodiversité la plus fragile et la plus rare, celle des phases hétérotrophes, reste une petite annexe dans les propositions les plus audacieuses des stratégies sylvicoles, qu'on peut trouver entre autres dans la Stratégie nationale pour la Biodiversité (plan d'action forêt 2006). Ces propositions demeurent frileuses et souvent peu cohérentes. Ainsi la protection des phases âgées n'est réellement encouragée que dans les réseaux d'aires protégées, qui sont très peu fournis en France. On compte en effet 0,8% des forêts domaniales en réserve forestière intégrale aujourd'hui dans notre pays, et des régions très boisées, comme la Lorraine, et riches en forêt domaniales (218 959 ha) ne comptent que 1 479 ha de réserves forestières intégrales soit 0,67% de la surface : moins que la moyenne nationale (Génot et Schnitzler, 2008). Même les zones centrales de parcs nationaux abritent peu de réserves forestières intégrales, comme le montre l'exemple du parc national des Cévennes avec 1,8% de la surface boisée de la zone coeur du parc (57 180 ha) en réserve forestière intégrale (Source : Parc national des Cévennes). La faible représentativité des forêts en réserve intégrale limite considérablement les possibilités de connexion entre espèces du complexe saproxylique, dont certaines sont de dispersion lente. Pourtant, les dangers d'une fragmentation des habitats sont bien soulignés dans la Stratégie nationale pour la préservation de la biodiversité, qui n'en est pas à une contradiction près, puisque ce même rapport incite à protéger les bois morts dans les espaces protégés, mais aussi à « ouvrir les chemins forestiers pour mobiliser les bois aujourd'hui inaccessibles » donc qui ont échappé à des gestions intensives, et qui contiennent bien souvent du bois mort ! Ne pourrait-on

pas, bien au contraire, intégrer les acquis scientifiques démontrant que les forêts à caractère naturel peuvent accumuler du carbone (en dehors bien entendu du réservoir de biodiversité), pour justifier de laisser définitivement hors exploitation ces petites forêts remarquables ? On pourrait même aller plus loin : étendre les surfaces de ces forêts afin de favoriser la naturalité et l'installation de phases hétérotrophes, en deux siècles environ selon Vandekerckhove *et al.*, (2009), voire moins en forêt alluviale (Janik *et al.*, 2008).

Les possibilités de développement des phases de sénescence ne sont guère évoquées dans les forêts exploitées. L'ONF en reste à des propositions très vagues et plus que frileuses : au moins un arbre mort laissé sur place par ha (ONF, 1993) ; en 1998, le guide technique ONF précise les éléments de choix des arbres morts et à cavités (diamètres > 35 cm, cavité de diamètre 3 cm), puis « une trame d'arbres sénescents ou morts est réalisée par le maintien systématique de vieux arbres » (Dubourdiou et Trouvilliez, 1999). L'idée d'îlot de sénescence, reprise de publications anglo-saxonnes (Harris, 1984 ; Peterken, 1997) est bien plus intéressante que la conservation d'arbres morts (mais pas antinomique, on peut faire les deux !) car ce raisonnement se fait à l'échelle spatiale de l'architecture forestière et non de l'arbre isolé : si ces îlots ont des surfaces suffisantes (un hectare au moins), il est possible d'obtenir une architecture forestière locale finement tissée d'éco-unités matures ou sénescents (sous lesquelles s'installe une régénération spontanée). Ces considérations devraient être encore davantage mises en œuvre dans le cadre des changements climatiques, qui peuvent supprimer des couloirs de migration encore présents de nos jours (trame verte, Roman-Amat, 2007).

La protection des phases hétérotrophes est plus que vague chez Pro Silva France où il n'est cité que le maintien de quelques bois morts à l'hectare, de préférence non commercialisables et il n'est nulle part question des îlots (Turckheim et Bruciamacchie, 2005). Une bien maigre concession pour ce type de sylviculture « proche de la nature » !

On peut situer au même niveau les propositions des CRPF (pour la Lorraine, consulter Muller, 2008, où on ne cite le bois mort que comme protecteur des sols !) et cruellement absente dans les écrits de l'IDF (Riou-Nivert, 2006 ; 2007). On pourrait faire les mêmes remarques pour les rapports ministériels divers qui ont fleuri ces dernières années, de même que pour le Grenelle de l'Environnement.

L'importance des boisements spontanés pour la biodiversité et la naturalité

Les boisements spontanés qui s'étendent en France depuis une centaine d'années environ (à raison de 30 à 40 000 hectares par an) et qui se poursuivent actuellement (Koerner *et al.*, 2000) sont un autre aspect de la biodiversité qui n'est absolument pas considéré dans le Plan d'action Biodiversité de 2006, lequel pourtant dénonce « le raccourcissement des stades pionniers », mais il s'agit sans doute d'une confusion sur le terme « stade » (qui englobe des forêts en évolution linéaire sous forme de successions, Oldeman, 1990) avec les phases sylvigénétiques. Des études récentes apportent d'autres arguments pour la protection de ces jeunes forêts, dont certaines atteignent la centaine d'années sans intervention directe de l'homme et forment déjà des forêts remarquables par leur architecture et leur diversité naturelle (Génot et Schnitzler, 2007) et déjà bien pourvues en insectes rares du complexe saproxylique. La réserve intégrale de forêts spontanées de l'Ardèche couvrant 1575 ha a permis de recenser dans un premier inventaire 186 espèces de coléoptères saproxyliques ! (G. Cochet, communication personnelle, dans Schnitzler, 2008).

Il est regrettable que ces espaces spontanés ne soient pas suffisamment défendus par la communauté scientifique et par les gestionnaires de réserves naturelles, qui déplorent bien au contraire qu'ils prennent la place d'anthroposystèmes de type pastoral, auxquels sont attribuées de plus fortes valeurs patrimoniales (Schnitzler *et al.*, 2008). Leur attitude rend plus facile leur destruction pour le bois énergie et autres usages comme la construction d'éoliennes, de routes ou l'urbanisation. La proposition de Michel de Galbert, directeur du CRPF Rhône-Alpes et administrateur de l'association Pro Silva France, de créer une association nationale de type SAFER qui puisse exproprier les propriétaires forestiers « négligents » afin d'exploiter de manière intensive ces espaces actuellement voués à la nature sauvage, a été actée lors de la séance « Controverse sur la filière bois », le 1^{er} avril 2009 à l'Académie d'agriculture de France. De la même manière, les propositions de Nicolas

Sarkozy lors de sa visite en Alsace représentent un grave danger pour les écosystèmes forestiers, comme cela a déjà été évoqué. En effet, s'appuyant sur le rapport Puech (2009), elles recommandent non seulement d'atteindre des quotas très élevés d'exploitation des forêts, mais aussi d'exploiter les forêts non gérées (ou d'en pénaliser les propriétaires par la suppression des allègements fiscaux) et également de multiplier par trois le tarif de rachat du kilowatt/heure issu de la biomasse. Cette dernière condition risque d'inciter des personnes peu scrupuleuses à « écrémer » ces derniers refuges de biodiversité en Europe pour s'enrichir ! De plus ces orientations sont absurdes dans le contexte de la crise économique actuelle où les bois ne se vendent plus.

Pour une nouvelle sylviculture qui soit une science des écosystèmes forestiers

Pour résumer les impacts des changements climatiques à venir, les facteurs principaux qui agressent actuellement les écosystèmes forestiers sont l'ozone, les variations extrêmes et brutales de températures, l'augmentation progressive de la température planétaire, les sécheresses et les tempêtes. De surcroît, l'on attend des forêts qu'elles croissent davantage, qu'elles séquestrent le carbone en excès dans la troposphère (tout en préconisant des sylvicultures à courtes rotations), et qu'en même temps la biodiversité forestière soit préservée. Or dans le concept de biodiversité, les espèces les plus importantes sont celles appartenant notamment au complexe saproxylique et plus particulièrement spécifiques aux forêts anciennes qui dépendent d'une stricte continuité forestière sur le très long terme. Seule une sylviculture d'écosystème peut aborder l'ensemble de ces problématiques par un principe conducteur : utiliser les capacités des forêts à tamponner les stress et perturbations, et respecter le plus possible le fonctionnement des écosystèmes.

Cette nouvelle sylviculture trouve ses fondements en Allemagne (Gayer, 1886 ; 1901) et notamment en Basse-Saxe (Höher *et al.*, 1992 ; Wobst W., 1954 ; Wobst H. et Unverberger, 1985) ainsi qu'en Slovénie (Mlinšek, 1973). Elle n'est plus limitée à un ou des « traitements » mais est une « science » à part entière : science d'observation et de synthèse des fonctions écologiques de façon à se rapprocher le plus possible du fonctionnement des écosystèmes naturels et d'en assurer la pérennité (Mlinšek et Duchiron, cités *in* Duchiron, 2000a). Et comme toute science, elle fait l'objet de recherches à la fois fondamentales et appliquées. Comparée à la médecine, cette nouvelle sylviculture représenterait toute la science du médecin auscultant son patient et ne se limitant pas à l'écriture de l'ordonnance avec une liste de traitements.

Ses principes fondamentaux

La gestion forestière basée sur une sylviculture-science des écosystèmes ne considère plus la forêt comme devant produire du bois mais comme devant être d'abord un écosystème riche en diversité biologique et une « réserve » de biodiversité avant de remplir un certain rôle économique. Le raisonnement du forestier est ainsi l'inverse de celui pratiqué dans les sylvicultures-traitements : il part de l'idée de forêt naturelle avec une certaine richesse biologique dont ensuite on pourrait se permettre d'exporter du bois. Son action se base sur le principe fondamental de ne pas déstabiliser l'écosystème mais de renforcer sa stabilité naturelle avant de songer à la récolte commerciale de bois : « comment conserver et renforcer la biodiversité de ma forêt ? faut-il ou non intervenir ? et comment perturber le moins possible son évolution sur le long terme (gestion « durable ») ? » Etant donné que l'état référent (la forêt naturelle) a disparu, la démarche du sylviculteur doit reconstruire mentalement puis sur le terrain toutes les étapes qui manquent.

Le diagnostic sylvicole est ainsi, en sylviculture scientifique, d'ordre biologique, physiologique et stationnel. Cela nécessite la présence d'opérateurs ayant à la fois acquis des connaissances scientifiques et des observations sur le terrain notamment en forêts naturelles. Ces aptitudes relèvent davantage d'une démarche de biologiste-physiologiste que d'une démarche de mathématicien ou de statisticien. En effet la « conduite » des forêts de cette manière exige une capacité à diagnostiquer les besoins physiologiques essentiels à chaque cas forestier étudié (cas limites de stations écologiques,

influences extérieures diverses sur l'écosystème, *etc.*) et à pouvoir se projeter dans le temps (sur 20-30 ans au minimum) pour visualiser les évolutions de dynamique naturelle et ainsi ajuster, par anticipation de ses conséquences biologiques, le marquage des arbres à couper. Les outils mathématiques, s'ils sont utilisés, seront au service du raisonnement biologique et non l'inverse.

Dans ce contexte, on comprend pourquoi le principe général de coupe des arbres de gros diamètres est beaucoup trop vague et dangereux face à la réaction biologique d'un écosystème forestier : si cette technique de coupe est facile à comprendre par tout le monde, elle devient une arme destructrice des forêts quand les dynamiques ne sont pas comprises et les évolutions non anticipées. En effet l'enlèvement d'un arbre est lourd de conséquences pour un écosystème forestier : exportation de biomasse, déstabilisation de l'architecture végétale et des populations associées, modification des conditions microclimatiques de lumière et d'humidité.

L'objectif de cette sylviculture est d'obtenir une structure verticale étagée qui est la seule structure forestière permettant une occupation spatiale optimale des arbres. Cette structure est ensuite le seul moyen de garantir sur le long terme les fonctions écologiques diversifiées de la forêt (Duchiron, 2000a), en minimisant les risques de mortalité (non désirés par le sylviculteur) et en assurant une production de qualité (économie). Elle est à rechercher en toute priorité (sans pour autant court-circuiter des étapes de dynamique forestière), notamment dans le contexte des changements climatiques annoncés.

Ses critères pratiques

Les plantations d'exotiques ne sont pas proposées, ni leur régénération naturelle (pour celles qui se sont naturalisées) favorisée. Les plantations d'espèces autochtones qui seraient plus résistantes aux futures sécheresses ne sont pas non plus prônées au regard des incertitudes à venir, mais leur régénération est suivie et favorisée au cas par cas. Les phases hétérotrophes sont considérées comme positives et non comme un sacrifice économique en raison de leur contribution à la stabilité de tout l'édifice forestier et de leur fonction d'accumulation de carbone. La spontanéité dans l'évolution végétale des phases sylvigénétiques est considérée comme positive et respectée dans la mesure du possible.

Il s'agit d'une sylviculture très fine appuyée sur les critères suivants :

- un couvert pérenne et donc l'abolition de la coupe rase ;
- des éclaircies jardinatoires pied par pied ou par petits bouquets ;
- des mélanges d'espèces ligneuses en rapport avec la station écologique ;
- des peuplements étagés verticalement, irréguliers horizontalement, denses.

Sa mise en oeuvre

Les étapes incontournables à respecter dans la mise en oeuvre d'une sylviculture d'écosystèmes sont les suivantes :

Une cartographie fine des stations forestières. Elle pourra éventuellement s'aider des typologies de stations réalisées (si celles-ci sont fiables) pour la reconnaissance de certains sols, mais elle devra nécessairement dépasser largement le stade des catalogues de stations qui sont trop généraux et qui se trouvent être faux dans les cas complexes. Une étude analytique est donc préférable, à chaque fois, à l'étude typologique.

Une étude et une cartographie des biotopes du massif forestier entier à l'instant de l'observation avec leur description, leur répartition, leurs dynamiques et leurs interconnexions, qui permettent d'identifier une gestion dynamique du milieu à la fois dans l'espace et dans le temps.

Un essai de projection de la dynamique naturelle à l'échelle de 20-30 ou 50 ans également cartographiée. On parle d'essai car l'homme ne peut prévoir que certaines évolutions naturelles parmi beaucoup d'autres qui sont imprévisibles. Pour ce faire, on pourra se servir par exemple des connaissances scientifiques consignées dans les tables (destinées certes à la production en futaie régulière) qui seront des moyens de compréhension utiles pour prévoir la dynamique naturelle de certaines

espèces ligneuses, mais on se servira aussi – et surtout – des connaissances sur l'autoécologie des espèces.

Un aménagement forestier et son plan établis à la manière allemande, basés sur les concepts de stratégies de gestion développés en Basse-Saxe, et couvrant une période de vingt ans au moins (Duchiron, 2003). Il englobe les exigences écologiques et la notion d'économie de l'entreprise. La gestion d'un massif doit être une véritable gestion d'entreprise où les revenus obtenus par la vente de bois retournent directement à la forêt pour financer les différents postes indispensables à une gestion durable : la gestion « durable » doit s'autofinancer. Ceci nécessiterait également une révision de la fiscalité en France, la fiscalité actuelle ne favorisant pas du tout la bonne gestion forestière. Cet aménagement prévoira toute la desserte forestière (layons et pistes de débardage, places de dépôt) indispensable à la mise en œuvre d'un schéma sylvicole de qualité.

Un plan d'aménagement sylvicole présentant les stratégies sylvicoles sur 20 ans et faisant figurer une cartographie des interventions sylvicoles (ou tactiques) précises, ponctuelles et spécifiques en adéquation avec la mosaïque de la station écologique locale, et découlant de l'analyse des corridors écologiques observés. Les interventions seront effectuées par pied d'arbre ou par petits bouquets d'arbres. Certaines zones ne seront volontairement pas, voire jamais exploitées (voir ci-après).

Nota bene : La description des peuplements pourra se faire à l'aide de critères visuels simples développés notamment par Leibundgut (1993) ou bien à l'aide d'outils plus élaborés construits à partir des méthodes d'analyse en écologie dont celle de Pielou (1959), comme les indices de différenciation des diamètres et de mélange de Fuldner (1995, cité in Duchiron 2000a), les indices de diversités de Jaehne et Dohrenbusch (1997, cités in Duchiron 2000a), les méthodes de description de la structure (étagement, agrégations, mélanges, etc.) en deux et trois dimensions et de modélisation de la dynamique forestière de Duchiron (2000a).

Quelques principes de gestion sylvicole à privilégier dans la perspective des changements climatiques

Limiter les impacts de l'ozone et favoriser la stabilité vis-à-vis des tempêtes

Des structures verticales étagées et une densité de peuplement forte permettent de conserver le microclimat tamponné des sous-bois (arbres de sous-étages et semis, et autres espèces végétales), même pour les ligneux qui sont stimulés par la lumière directe ainsi que pour les jeunes houppiers de la régénération naturelle, et ainsi de limiter les teneurs en ozone dans le sous-bois. L'expérience a prouvé que les forêts résistant le mieux à la pollution atmosphérique en Suisse étaient les futaies jardinées, à l'inverse des futaies régulières (Favre, 1989, in Duchiron, 1994 et 2000b). Les structures étagées permettent également une meilleure occupation verticale de l'espace aérien et souterrain, en limitant la concurrence pour les ressources en eau et en éléments minéraux. Ce rôle essentiel de la structure verticale étagée sur l'enracinement a été mis en évidence par Duchiron (2000a) dans les forêts exploitées issues d'anciennes landes sableuses du nord-ouest de l'Allemagne, ce qui rejoint les conclusions dans des types forestiers sous d'autres latitudes (Oldeman, 1990). Enfin, un peuplement étagé et suffisamment dense offre une meilleure résistance aux tempêtes et, s'il se produit des chablis conséquents, une meilleure reprise de la croissance végétale après tempête (Otto, 2000).

Concernant la composition taxonomique des forêts, elle devra suivre les potentialités stationnelles du présent : nous ne proposons donc pas de substitution d'espèces pour l'instant, et nous nous appuyerons plutôt sur une diversité naturelle infraspécifique qui apparaît spontanément dans les régénérations naturelles.

En revanche, certaines espèces sont actuellement bien connues pour leur vulnérabilité vis-à-vis de l'ozone. Pour les forêts constituées de telles espèces, si, en outre, elles ne sont pas autochtones, elles seront supprimées (par une conversion douce). Si les espèces sont autochtones, on s'attachera

à constituer ou à conserver des peuplements bien denses et bien structurés mais surtout en réalisant des éclaircies de manière extrêmement douce (par pied d'arbre ou par bouquet d'arbres). La diversité en espèces est également plus favorable à la résistance aux tempêtes, car les arbres de la canopée ne présentent pas tous le même type d'enracinement ni les mêmes formes de houppier, ce qui modifie leur sensibilité à la brisure, au déracinement, ou à la prise au vent.

Atténuer l'effet des variations brutales de températures et des sécheresses

Le maintien d'un sous-bois par la structure étagée de manière pérenne tamponne les écarts de températures et les sécheresses du macroclimat (Mitscherlich, 1963 ; Schütz, 1989 ; Duchiron, 2000a). Il n'est donc pas question d'ouvrir brutalement ce couvert protecteur notamment dans les forêts dominées par des espèces sciaphiles comme le hêtre. Des éclaircies trop brutales provoquent en effet un stress hydrique au niveau du sol : Duchaufour (1994) fait ainsi état de la rapidité avec laquelle les horizons de surface d'un sol atteignent le point de flétrissement en période sèche. Cette sécheresse superficielle occasionne la mortalité des racines fines du hêtre (Duchiron, 2000a), qui comme pour beaucoup d'autres espèces de mêmes stratégies, se développent dans les premiers horizons du sol (Gale et Grigal, 1987, cités *in* Polomski et Kuhn, 1998). Il est donc indispensable que la réserve des sols tant en eau qu'en éléments minéraux soit gérée et préservée de manière pérenne par petites ouvertures et de manière progressive, sans jamais effectuer de coupes de large amplitude et *a fortiori* de coupes rases (Duchiron, 1994 ; 2000a ; 2000b).

Favoriser la séquestration de carbone

Contrairement à un cliché répandu parmi les forestiers, le carbone est séquestré principalement dans les sols forestiers et en moindre proportion dans les arbres. Les principes d'un sol forestier mature et protégé des stress induits par la coupe rase (qui provoque la perte rapide des stocks de carbone et d'éléments minéraux accumulés lentement sous le couvert de canopées) sont respectés si la sylviculture est basée sur des mélanges de classes d'âges. Par ailleurs, le stockage de carbone est lié à l'activité photosynthétique des arbres. Donc, pour accélérer le cycle du carbone et par conséquent la croissance des arbres, il est impératif de s'orienter vers ces principes de sylviculture de mélanges (Körner, 2008).

Une structure étagée conservée de manière continue joue aussi pleinement le rôle de puits de carbone en raison d'une croissance végétale continue (même si elle varie en fonction des types biologiques, des espèces et des individus), bien mieux qu'une jeune forêt équienne à rotation courte qui ne peut remplir son rôle de puits de carbone que de manière intermittente et qui épuise les réserves du sol.

Préserver la biodiversité taxonomique et fonctionnelle des phases hétérotrophes

Bobiec *et al.*, (2005) propose un minimum de 5 à 10 % de bois mort pour des forêts exploitées qui ont atteint l'âge de 50 ans, et ces bois morts doivent refléter la composition taxonomique des communautés forestières considérées. WWF France (2002) propose la conservation d'un volume de bois mort équivalent à 13 m³/ha, préconisé pour les besoins des coléoptères saproxylophages de Bavière. Ces données peuvent servir de base à un calcul pour le bois mort pour le gestionnaire, mais nous préférons l'approche « îlots de sénescence ». Ces îlots devront être répartis de manière relativement égale dans le massif forestier, et leur choix guidé par la composition taxonomique et des diamètres. Il nous semble en revanche assez absurde de créer artificiellement du bois mort comme le prônent Bauhus *et al.* (2009) entre autres, alors que ce processus se fait naturellement en quelques siècles (Vandekerkhove *et al.*, 2009).

Toutes les situations de faible productivité devraient être choisies en priorité pour éviter de trop grandes pertes économiques, mais il serait bon d'y adjoindre des zones de forte productivité, qui ne développent pas les mêmes situations écologiques. L'ensemble de ces îlots doivent comprendre toutes les espèces ligneuses de la forêt, tous les diamètres et tous les niveaux de décomposition à des densités suffisantes, afin d'assurer des habitats permanents aux espèces saproxyliques, souvent très

spécialisées. Dans l'idéal, on pourrait aussi prévoir une réserve biologique permanente au cœur de la forêt, reliée en rayons à des chaînes de petits îlots placés en réserves biologiques permanentes et situés non loin les uns des autres afin de favoriser la dispersion des éléments du complexe saproxylique et autres espèces liées au bois des vieux arbres (cas des lichens à large thalle), qui sont à dispersion lente. Ce réseau de base devra rester souple : rien n'empêche de l'agrandir ou de le compléter par la suite, bien entendu. Les minima proposés pourraient être d'un hectare par îlot et de 10% de la surface forestière totale pour l'ensemble du réseau. Une évaluation de départ de la quantité de bois mort et de la biodiversité déjà présente serait intéressante à effectuer, de même qu'un suivi régulier afin de s'assurer que ces mesures sont pertinentes.

Nous plaçons également pour une meilleure reconnaissance des boisements spontanés qui s'étendent en France, qui présentent l'immense avantage d'occuper de très grandes surfaces et d'y avoir développé des stades successionnels variés, aux évolutions encore inconnues. Rien que la mise en place spontanée d'un immense système d'évapotranspiration, qui s'est faite dans la discrétion, est à apprécier, notamment en climat méditerranéen, lequel a perdu d'immenses surfaces forestières depuis des siècles de surexploitation! Alors, plutôt que d'exproprier les propriétaires « négligents » (comme le propose Galbert, voir précédemment), nous proposerions, si certains propriétaires le souhaitent, que leurs forêts soient rachetées par des organismes compétents qui laisseraient ces forêts en paix.

Quelles différences entre les sylvicultures ?

Quelles différences entre notre sylviculture et celles prônées par l'Office national des Forêts et Pro Silva France ?

Les deux écoles de pensée, ONF et Pro Silva France, avancent parallèlement avec, chacune, des propositions d'alternatives à la sylviculture traditionnelle de la futaie régulière. Elles restent cependant toutes les deux dans la logique des traitements sylvicoles (le traitement correspondant à l'action de martelage ou à toute intervention humaine en forêt).

Ces propositions sont généralement floues, contradictoires et peu avancées au plan de l'écologie : on en reste souvent à l'énoncé de généralités et le « traitement » appliqué aux forêts ne se base pas sur les données écologiques (si tant est qu'elles aient été définies au préalable de toute action en martelage). Le « traitement » redevient dans tous les cas une exploitation commerciale de la forêt, identique quel que soit l'auteur, basé sur le même principe utilisé par tous les forestiers, « l'éclaircie par le haut ». L'objectif prioritaire de ces deux organisations est économique.

Pour l'ONF, la logique sylvicole passe toujours par la coupe rase (ou coupe définitive). Rien n'est, en tout cas, écrit précisant le contraire. Et l'action en martelage est déterminée au préalable par la fixation du volume de bois à couper. Toutefois, certaines études sont intéressantes et méritent d'être citées, telle celle de Lalanne (2001) dans la forêt de Rambouillet, qui s'appuie sur différentes cartographies « biotopiques forestières ».

Au sein de l'association Pro Silva France, la notion de futaie irrégulière est perçue très différemment selon les personnes. Cependant la référence des instances dirigeantes reste l'ouvrage de Turckheim et Bruciamacchie (2005), intitulé *La futaie irrégulière* (...). Pourtant, pour ces auteurs (p. 53) le concept de « futaie irrégulière » équivaut à celui de « futaie claire » développé par Huffel (1926), c'est-à-dire une futaie émanant de la conversion progressive des taillis-sous-futaie en futaie régulière. Elle est donc une forme ou une variante de futaie régulière et n'a rien à voir avec la futaie jardinée.

Cette futaie claire est définie – telle une futaie régulière – par une surface terrière de 19 m²/ha (Turckheim et Bruciamacchie, 2005, p. 52) avec le souci de mettre en lumière les houppiers des arbres le plus rapidement possible. Elle est prévue avec un couvert permanent (donc sans coupe rase) et avec des mélanges d'espèces, ce qui lui donne par endroits, comme toute futaie régulière, quelques aspects étagés. La récolte se fait non plus selon l'âge des arbres mais selon la maturité des individus qui sont récoltés en fonction d'un « diamètre d'exploitabilité » (Turckheim, 1999), critère contredit

plus tard par Turckheim et Bruciamacchie (2005, p. 91) pour le réserver à la futaie jardinée, la futaie claire de Pro Silva France basant, elle, sa décision du coup de marteau devant un arbre, sur la question : « cet arbre « paie-t-il », ou non, sa place ? ».

Si le couvert permanent et la notion de mélanges d'espèces sont une approche positive, l'inconvénient majeur est de porter sur des peuplements très clairs, ce qui met en danger le maintien du microclimat forestier ainsi que la protection des houppiers contre les « coups de soleil », les variations extrêmes des températures et les impacts de l'ozone.

Par ailleurs cette sylviculture assimile la structure forestière à la répartition des diamètres (mesurés à 1,30 m de hauteur) des arbres en trois catégories (petits bois, bois moyens et gros bois). Le diagnostic sylvicole porte sur des valeurs prioritairement économiques (appréciation du matériel sur pied, volume producteur, accroissement en valeur) (Turckheim, 1999). Ces critères retenus, tout-à-fait cohérents dans une démarche de production, sont totalement indépendants de la notion de structure verticale (étagement vertical) de la forêt (Duchiron, 2000a). La structure verticale étagée n'est ni recherchée ni prévue dans cette sylviculture « en futaie claire », pas plus que la régénération naturelle, toutes deux étant considérées comme des « conséquences naturelles » des interventions de martelage (Turckheim, 1999 et Turckheim et Bruciamacchie, 2005, p. 159), comme c'est d'ailleurs le cas dans toute futaie régulière lorsque la canopée est ouverte. Contrairement à la certitude de l'auteur, l'absence de raisonnement sur la formation de la structure forestière verticale et sur la venue de régénération naturelle peut conduire à des situations inattendues non souhaitées à plus ou moins long terme et difficilement réversibles (homogénéisation et perte du mélange d'espèces).

S'attachant à la distribution des diamètres dans les trois classes que nous venons de citer, cette sylviculture base, au surplus, ses critères de décision sur la notion de surface terrière, selon l'hypothèse que, pour toutes les espèces, le diamètre des arbres à 1,30 m serait très fortement corrélé avec le diamètre des houppiers. Ceci donnerait un coefficient de couvert directement obtenu à partir de la surface terrière (Turckheim et Bruciamacchie, 2005, p. 227). Or ces considérations ne peuvent pas se rapporter à une futaie irrégulière, selon une étude non publiée de Duchiron : sur 1300 arbres d'espèces différentes mesurés dans 7 peuplements de structures diversifiées (pour partie régulière et pour partie irrégulière), aucune corrélation n'a été trouvée entre diamètre à 1 m 30 et diamètre du houppier pour les futaies irrégulières.

En effet la surface terrière, qui n'est qu'un critère de densité, n'est plus un critère structural en futaie irrégulière, c'est-à-dire étagée : des peuplements totalement réguliers verticalement (monostratifiés) peuvent avoir la même surface terrière que des forêts totalement irrégulières verticalement (pluristratifiées) (Duchiron, 2000a). Enfin, le critère retenu de classement des diamètres n'a de valeur de description (et encore, très partielle !) d'une certaine structure que s'il est lié aux volumes (et non plus à la surface terrière car en futaie irrégulière la connaissance de la surface terrière – qui plus est, mesurée au relascope – ne permet plus d'en déduire le volume en raison de la forme des arbres qui est conique et non plus quasi-cylindrique et qui diffère suivant chaque arbre) et que si l'on y associe d'autres critères, notamment de description de la dispersion de ces différents diamètres au plan horizontal permettant de discerner s'il s'agit d'une succession de parquets homogènes ou bien d'un mélange par bouquets ou par pieds d'arbre.

De plus, une sylviculture s'appuyant sur des calculs de surface terrière et sur la construction de « typologies de peuplements », escamote toutes les bases écologiques du fonctionnement de l'écosystème et présente le risque d'aboutir à plus ou moins long terme à l'homogénéisation des peuplements en hauteur comme en espèces, et même à la perte de l'espèce-objectif. À titre d'exemple, en 2004, dans la « Forest Marble Clay » en Grande-Bretagne, dans un peuplement jusque-là composé d'un mélange de feuillus à dominance de chêne, on pouvait constater l'inversion d'espèces avec la disparition du chêne au profit du frêne, à la suite d'une éclaircie basée sur la norme « chêne » de surface terrière établie par Bruciamacchie (Turckheim et Bruciamacchie, 2005), l'éclaircie ayant été beaucoup trop forte et ayant provoqué l'« explosion » véritable de la régénération naturelle du frêne jusque-là latent (Continuous Cover Forestry Group, guide d'excursion, 2004).

D'une manière générale, si la gestion des futaies régulières répond à des lois mathématiques et est facilement contrôlable, la gestion des forêts dites « irrégulières » – abolissant la coupe rase et laissant une certaine dynamique naturelle s'opérer – est extrêmement difficile à conduire : les résultats suivant immédiatement une coupe de gros arbres peuvent être flatteurs à l'œil du gestionnaire, mais en l'absence d'outils écologiques guidant la gestion et permettant au sylviculteur de se projeter dans l'avenir pour visionner les tendances évolutives de la dynamique naturelle face aux aléas de toutes sortes, l'avenir de ces forêts « irrégulières » est très incertain. Des surprises guettent beaucoup de gestionnaires au bout de 30 ans voire 50 ou 100 ans : on peut s'attendre à voir des futaies irrégulières mélangées proches du jardinage qui seraient gérées selon les principes de « futaie claire Pro Silva France », devenir des futaies régulières monospécifiques.

On pourrait ainsi finir par confondre les concepts de futaie très claire de Pro Silva France avec des méthodes de futaie régulière laissant davantage de semenciers sur pied. Serait-ce finalement un amalgame de futaie régulière et de futaie irrégulière ? La rédaction très confuse de ces concepts sylvicoles nous apparaît suffisamment ambiguë pour qu'on en vienne à se poser cette question !

Pour une éthique de la gestion forestière

Face aux agressions dont les forêts de la planète sont victimes, le risque est grand d'ouvrir les portes à toutes les dérives dont les écosystèmes forestiers continueront à pâtir. Il nous apparaît urgent que les experts forestiers et les chercheurs de toutes disciplines dans ce domaine définissent ensemble des critères de référence internationaux pour une sylviculture garante de la pérennité des écosystèmes forestiers et donc de leur biodiversité à la fois taxonomique et fonctionnelle. Ces critères doivent se définir sans les flous, les contradictions, voire la mauvaise foi que nous avons pu relever dans les textes officiels, dès que la prise en compte de la biodiversité semble être en contradiction avec les besoins économiques. L'éthique voudrait aussi que chacun fasse l'analyse critique de ses propres actions et qu'il soit capable de se considérer responsable des avancées ou des reculs voire des catastrophes infligées aux forêts du présent et de l'avenir. Il faudrait aussi que la sylviculture et l'aménagement forestier soient enseignés par des chercheurs confirmés habilités à diriger des recherches et ayant pratiqué la gestion forestière, et que le programme forestier soit plus rigoureusement défini, dans l'idéal en harmonie avec les autres écoles européennes.

Une éthique plus rigoureuse, s'appuyant sur le principe de naturalité (la naturalité attribue une forte valeur intrinsèque à la spontanéité des processus) devrait s'appliquer dans tous les espaces forestiers protégés ainsi qu'aux écosystèmes forestiers les plus vulnérables (forêts anciennes, forêts alluviales, etc.) ■

Remerciements

Nous tenons à remercier vivement Pierre Dizengremel et Jean-Claude Génot pour la relecture du manuscrit et leurs critiques.

Références bibliographiques

- ACADÉMIE D'AGRICULTURE DE FRANCE, 2009. *La filière bois française. À la recherche des décideurs : entrepreneurs, financiers et politiques*. Séance « Controverse » du 1^{er} avril 2009. Compte-rendu, 23 p.
- ALPERT P., BONE E., HOLZAPFEL C., 2000. Invasiveness, invasibility and the role of environmental stress in the spread of non-native plants. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*. 3/1, 52-66.
- ARPIN P., BETSCH J.M., PONGE J.F., VANNIER G., BLANDIN P., DAJOZ R., LUCE J.M., 2000. Les Invertébrés dans l'écosystème forestier : expression, fonction, gestion de la diversité. *Les Dossiers forestiers*, 9.
- AUSSENAC G., 2002. Ecology and ecophysiology of circum-mediterranean firs in the context of climate change. *Annals Forest Science*, 823-832.
- BADEAU V., DUPOUEY J.L., CLUZEAU C., DRAPIER J., 2005. Aires potentielles de répartition des espèces forestières d'ici 2100. *Forêt-entreprise*, 162, 25-29.
- BAUHUS J., PUETTMANN K., MESSIER C., 2009. Silviculture for old-growth attributes. *Forest Ecology and Management*. doi :10.1016/j.foreco.2009.01.053

- BECKER M., BERT G.D., BOUCHON J., DUPOUEY J.L., PICARD J.F., ULRICH E., 1995. Long-term changes in forest productivity in northeastern France: the dendroecological approach. *In*: Landmann G., Bonneau M. (eds.), *Forest decline and atmospheric deposition effects in the French mountains*. Springer, Berlin, Heidelberg, New York, pp 143-156.
- BOBIEC A., GUTOWSKI J.M., LAUDENSLAYER W.F., PAWLACZYK P., ZUB K., 2005. *The afterlife of a tree*. WWF Poland.
- BRÉDA N., HUC R., GRANIER A., DREYER E., 2006. Temperate forest trees and stands under severe drought: a review of ecophysiological responses, adaptation process and long-term consequences. *Annals of Forest Science*, 63, 625-644.
- BREEMEN VAN N., JENKINS A., WRIGHT R.F., BEERLING D.J., ARP W.J., BERENDSE F., BEIER C., COLLINS R., DAM VAN D., RASMUSSEN L., VERBURG P., WILLS M.A., 1998. Impacts of elevated carbon dioxide and temperature on a boreal forest ecosystem. CLIMEX project. *Ecosystems*, 1, 345-351.
- CONTINUOUS COVER FORESTRY GROUP, 2004. Visit to the Melbury Estate, Dorset. Continuous Cover management in Oak/Ash dominated Stands. Wednesday 9th June 2004. *Guide d'excursion*, 15 p.
- CRPF de Bretagne, 2009. *L'épicéa de Sitka, un conifère hautement productif*, 4 p., www.crfp.fr/bretagne
- CRPF de Bretagne, 2009. *Réunions techniques. Programme 2009*.
- DALSTEIN L., TORTI X., LE THIEC D., DIZENGREMEL P., 2002. Physiological study of declining *Pinus cembra* (L.) trees in southern France. *Trees*, 16, 299-305.
- DECOQ G., 2006. *Dynamique invasive du cerisier tardif, Prunus serotina Ehrh., en système forestier tempéré : déterminants, mécanismes, impacts écologiques, économiques et socio-anthropologiques*. Rapport final du programme de recherche Invasions biologiques II.
- DESPREZ-LOUSTAU M.L., MARÇAIS B., NAGELEISEN L.M., PIOUS D., VANNINI A., 2006. Interactive effects of drought and pathogens in forest trees. *Annals of Forest Science*. 63, 597-612.
- DIZENGREMEL P., 2001. Effects of ozone on the carbon metabolism of forest trees. *Plant Physiology and Biochemistry*, 39, 9, 729-742.
- DIZENGREMEL P., LE THIEC D., BARAD M., JOLIVET Y., 2008. Ozone risk assessment for plants : Central role of metabolism-dependent changes in reducing power. *Environmental Pollution*, 156, 11-15.
- DUBOURDIEU J., TROUVILLIEZ J., 1999. L'aménagement forestier dans les forêts publiques françaises. *Revue forestière française*, numéro spécial. *Aménagement forestier, hier, aujourd'hui, demain*. 127-137.
- DUCHAUFOUR P., 1994. *Pédologie. Sol, végétation, environnement*. Masson, Paris, 4^e édition, 324 p.
- DUCHIRON M.S., 1988. *Étude des relations station-production-qualité du bois, pour le mélèze du Japon et le tsuga hétérophylle*. Rapport interne, CRPF Bretagne.
- DUCHIRON M.S., 1994. *Gestion des futaies irrégulières et mélangées*. Auto-édition chez l'auteur, 320 p.
- DUCHIRON M.S., 2000a. *Analyse de la structure des forêts irrégulières et mélangées sur d'anciennes landes sableuses non hydromorphes de l'Allemagne du Nord – Apports pour la sylviculture et l'aménagement*. Thèse de Doctorat Université Georg-August de Göttingen et ENGREF, 423 p. + annexes, publiée en auto-édition en 2003 sous le titre : Structures forestières : dynamique-modélisation-conséquences pour l'écosystème, 423 p. + annexes.
- DUCHIRON M.S., 2000b. *Strukturierte Mischwälder. Eine Herausforderung für den Waldbau unserer Zeit*. Paul Parey in Blackwell, Berlin, 256 p.
- DUCHIRON M.S., 2003. Plaidoyer pour une révision précise et actualisée du vocabulaire forestier français dans le cadre européen et international. *Revue forestière française*, 1, 79-90.
- DUPOUEY J.L., BODIN J., 2007. Déplacements déjà observés des espèces végétales : quelques cas emblématiques, mais pas de migrations massives. *RDV techniques hors série*, 3, 34-39.
- FAVRE L.A., 1989. *L'évolution des forêts au Val-de-Travers. De l'exploitation abusive à la sylviculture naturelle*. Bâle, Fondation Sophie et Karl Binding, 72 p.
- FORESTIERS PRIVÉS DE FRANCE, 2009. *Le Président Sarkozy s'engage pour une meilleure valorisation de la filière forêt bois française*. Communiqué de presse du 19 mai 2009, 4 p.
- GAYER K., 1886. *Der gemischte Wald : seine Begründung und Pflege, insbesondere durch Horst und Gruppenwirtschaft*. Berlin, Paul Parey, 168 p.
- GAYER K., 1901. *Traité de sylviculture*. E.V. de Bocarmé, Bruges, 677 p.
- GÉNOT J.C., SCHNITZLER A., 2007. Les boisements spontanés : hauts lieux de la naturalité. *Naturalité. La lettre de Forêts sauvages*, 3, 2-3.
- GÉNOT J. C., SCHNITZLER A., 2008. Empreinte des protecteurs, réserves forestières intégrales et naturalité. *Colloque Biodiversité, Naturalité, Humanité : pour inspirer la gestion des forêts*. Chambéry, France, 27-31 octobre 2008.
- GEROSA G., MARZUOLI R., DESOTGIU R., BUSSOTTI F., BARLLARIN-DENTI A., 2008. Validation of the stomatal flux approach for the assessment of ozone visible injury in young forest trees. Results from the TOP (Transboundary ozone pollution) experiment at Curno, Italy. *Environmental Pollution*, doi: 10.1016/j.envpol.2008.09.042
- GIEC 2007. *Climatic change 2007, the AR synthesis report*. R. K. Pachauri (ed.), IPCC Chairman, Andy Resinger, Geneva, Switzerland.
- GOULDEN M.L., MUNGER J.W., FAN S.M., DAUBE B.C., WOFSY S.C., 1996. Exchange of carbon dioxide by a deciduous forest : response to interannual climate variability. *Science*, 271, 1576-1578.
- GÜNTHARDT-GOERG M.S., MAURER S., BOLLIGER J., CLARK A.J., LANDOLT W., BUCHER J.B., 1999. Responses of young trees (five species in chamber exposure) to near-ambient ozone concentrations. *Water, Air and Soil Pollution*, 116, 323-332.

- HARRIS L.D. 1984. *The fragmented forest. Island biogeography theory and the preservation of biotic diversity*. The University of Chicago Press.
- HERBINGER K., THEN C., LÖW M., HABERER K., ALEXOUS M., KOCH N., REMELE K., HEERDT C., GRILL D., RENNENBERG H., HÄBERLE K.H., MATYSSEK R., TAUSZ M., WIESER G., 2005. Tree age dependence and within-canopy variation of leaf gas exchange and antioxidative defence in *Fagus sylvatica* under experimental free-air ozone exposure. *Environmental Pollution*, 137, 476-482.
- HÖHER G., JAHN G., OTTO H.J., SCHOEPFFER H., 1992. 100 Jahre Waldbau auf natürlicher Grundlage im Staatlichen Forstamt Erdmannshausen. *Aus dem Walde*, 45, 140 p.
- HUFFEL G., 1926. *Economie forestière*. Tome 3, Paris, Lucien Laveur.
- INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL. Résultats de la campagne 1998-2004. www.ifn.fr
- IVERSON L., PRASAD A.M., 1998. Predicting abundance of 80 tree species following climate change in the eastern United States. *Ecological Monographs*, 68, 4, 465-485.
- JANIK D., ADAM D., VRSLA T., JPT L., UMAR P., KRAL K., SAMONIL P., HORAL D., 2008. Tree layer dynamics of the Cahnov-Soutok near-natural floodplain forest after 33 years (1973-2006). *European Journal Forest Resource*. In press.
- JOURNAL FLASH DU PERSONNEL DE L'OFFICE NATIONAL DES FORÊTS, 2007. Grenelle de l'Environnement : « Produire plus tout en protégeant mieux la biodiversité », 88.
- KOERNER W., CINOTTI B., JUSSY J.H., BENOIT M., 2000. Evolution des surfaces boisées en France depuis le début du XIX^e siècle : identification et localisation des boisements des territoires agricoles abandonnés. *Revue Forestière Française*, LII, 2, 249-269.
- KOLB T.E., MATYSSEK R., 2001. Limitations and perspectives about scaling ozone impact in trees. *Environmental Pollution* 115, 373-393.
- KÖRNER C., 2003. Carbon limitation in trees. *Journal of Ecology*, 91, 4-17.
- KÖRNER C., 2008. Forest CO₂ responses, in : *Air pollution and climate change at contrasting altitudes and latitudes*, XXIIIrd IUFRO conference for specialists in air pollution and climate change effects on forest ecosystems. Murten, Switzerland, 7th sept 2008, 42.
- LALANNE A., 2001. La cartographie biotopique forestière : principes, méthodes, exemples, d'utilisation pour le gestionnaire. *Revue Forestière Française*. Numéro spécial *Gestion de la Biodiversité, réalisations concrètes*, 67-74.
- LEIBUNDGUT H., 1993. *Europäische Urwälder*. Verlag Paul Haupt, Bern und Stuttgart, 260 p.
- LENOIR J., GÉGOUT J.C., MARQUET P.A., DE RUFFRAY P., BRISSE H., 2008. A significant upward shift in plant species optimum elevation during the XXth century. *Science*, 27, 1768-1771.
- LEUTINGER S., ZOTZ G., ASHOFF R., 2005. Responses of deciduous forest trees to severe drought in central Europe. *Tree Physiology*, 25, 641-650.
- LUYSSAERT S., SCHULZE E., BÖRNER A., KNOHL A., HESSENMÖLLER D., LAW B.E., CIAIS P., GRACE J., 2008. Old-growth forests as global carbon sinks. *Nature*, 455, 213-215.
- MARÇAIS B., DESPREZ-LOUSTAU M.L., 2007. Le réchauffement climatique a-t-il un impact sur les maladies forestières ? In : *Forêts et milieux naturels face aux changements climatiques, RDV techniques*, hors-série, 3, 47-52.
- MATYSSEK R., LE THIEC D., LÖW M., DIZENGREMEL P., NUNN A.J., HÄBERLE K.H., 2006. Interaction between drought and ozone stress in forest trees. *Plant Biology*, 8, 11-17.
- MITSCHERLICH G., 1963. Untersuchungen in Schlag- und Plenterwäldern. *Allgemeine Forst und Jagdzeitung*, Heft 1, pp. 1-12.
- MLINŠEK D., 1973. Natürlich Walderneuerung und Waldes-
tehung. *Allgemeine Forstzeitung*, 10, 240-242.
- MULLER S., 2008. *La sylviculture et l'aménagement des forêts*. Rapport final Effets des changements climatiques sur les politiques publiques en Lorraine, diagnostic final. Préfecture de la Région Lorraine – MCM Conseil, Université Paul Verlaine de Metz (LIEBE-CEPUM)
- OKSANEN E., FREIWALD V., PROZHERINA N., ROUSI M., 2005. Photosynthesis of birch (*Betula pendula* Roth) is sensitive to springtime frost and ozone. *Canadian Journal of Forest Research*, 35, 703-712.
- OLDEMAN, R.A.A., 1990. *Forests: elements of silvology*. Springer-Verlag, Berlin.
- ONF, 1993. *Instruction sur la prise en compte de la diversité biologique dans l'aménagement et la gestion forestière*. Paris, 18 p.
- ONF, 1998. *Arbres morts, arbres à cavités. Pourquoi, comment ?* Guide technique, Fontainebleau, 32 p.
- OTTO, H.-J., 2000. Expériences sylvicoles après des ouragans catastrophiques. Regards dans le passé en Basse-Saxe. *Revue Forestière Française*, LII, 223-238.
- PERCY K.E., FERRETI M., 2004. Air pollution and forest health : toward new monitoring concepts. *Environmental Pollution*, 130, 113-126.
- PETERKEN, G., 1997. *Natural woodland Ecology and conservation in northern temperate regions*. Cambridge University Press.
- PIELOU E.C., 1959. The use of point-to-plant distances in the study of the pattern of plant populations. *Journal of Ecology*, 47, 607-613.
- PLANHOL (DE) X., 2004. *Le paysage animal. L'homme et la grande faune : une zoogéographie historique*. Fayard.
- POLOMSKI J., KUHN N., 1998. *Wurzelsysteme*. Verlag Paul Haupt Bern, Stuttgart, Wien, 293 p.
- PRO SILVA FRANCE, 2008. L'augmentation de la récolte de bois en France et la gestion des risques induits par les changements climatiques, *Lettres Pro Silva*, 44.
- PROZHERINA N., FREIWALD V., ROUSI M., OKSANEN E., 2003. Effects of spring-time frost and elevated ozone on early growth, foliar injuries and leaf structure of birch (*Betula pendula* Roth) genotypes. *New Phytologist*, 159, 623-636.

- PUECH J., 2009. *Mise en valeur de la forêt française et développement de la filière bois*. Rapport remis à Monsieur Nicolas Sarkozy, Président de la République française, 6 avril 2009, 74 p.
- QUÉZEL P., BARBERO M., BONIN G., LOISEL R., 1990. Recent plant invasions, in the circum-mediterranean region, in: Di Castri *et al.* (eds.), *Biological invasions in Europe and mediterranean basin*, Kluwer Academic Publishers, 51-60.
- QUÉZEL P., MÉDAIL F., 2003. *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*, Elsevier.
- RAMADE F., 2008. *Dictionnaire encyclopédique des sciences, de la nature et de la biodiversité*. Dunod.
- RICHARDSON D.M., REYMANEK M., 2004. Conifers as invasive aliens: a global survey and predictive framework. *Diversity and Distributions*, 10, 321-331.
- RIIKONEN J., LINDSBERG M.M., HOLOPAINEN T., OKSANEN E., PELTONEN P., LAPPI J., VAPAAVUORI E., 2004. Silver birch and climate change : variable growth and carbon allocation responses to elevated concentrations of carbon dioxide and ozone. *Tree Physiology*, 24, 1227-1237.
- RIOU-NIVERT P., 2006. *Forêt et changements climatiques*. IDF/cnppf. Séminaire Forêt de la Fédération des PNR, St Brissou.
- RIOU-NIVERT P., 2007. Dossier Réchauffement climatique, la forêt privée s'organise. *Forêts de France*, 509, 17-27.
- ROMAN-AMAT B., 2007. *Préparer les forêts françaises au changement climatique*. Rapport à M. le Ministre de l'Agriculture, de la pêche et de l'écologie, du développement et de l'aménagement durables. Paris.
- ROQUES A., NAGELEISEN L.M., 2007. Impact du réchauffement global sur les populations d'insectes forestiers. In : Forêts et milieux naturels face aux changements climatiques », *RDV techniques*, hors série n° 3, 40-46.
- SCHNITZLER A., 2008. La forêt tempérée. In : Hallé F. Lietaghi P., *Aux origines des plantes*. Fayard, 100-135.
- SCHNITZLER A., GÉNOT J.C., WINTZ M., 2008. Espaces protégés: de la gestion conservatoire vers la non-intervention. *Courrier de l'environnement de l'INRA*, 56, 29-44
- SCHÜTZ J.P., 1989. *Le régime du jardinage. Document autographique du cours de sylviculture III*. Chaire de sylviculture ETH, Zurich, 55 p.
- SITCH S., COX P.M., COLLINS W.J., HUNTINGFORD C., 2007. Indirect radiative forcing of climate change through ozone effects on the land-carbon sink. *Letters Nature*, doi10.038/nature06059
- STOCKWELL W.R., KRAMM G., SCHEEL H.E., MOHNEN V.A., SEILER W., 1997. Ozone formation, destruction and exposure in Europe and the United States. In: Sandermann H., Wellburn A.L., Heath R.L. (eds.) *Forest decline and Ozone, Ecological Studies*, 127, Springer-Verlag, Berlin Heidelberg, 1-38.
- THOMAS E., VALLAURI D., 2007. *Les arbres forestiers transgéniques. Etat des lieux*. WWF, septembre 2007.
- TURCKHEIM B. (DE), 1999. Planification et contrôle en futaie irrégulière et continue. *Revue Forestière Française*, numéro spécial, L'aménagement forestier, hier, aujourd'hui, demain, 76-86.
- TURCKHEIM B. (DE), BRUCIAMACCHIE M., 2005. *La futaie irrégulière. Théorie et pratique de la sylviculture irrégulière, continue et proche de la nature*. Edisud.
- ULRICH E., DALSTEIN L., GÜNTHARDT-GOERG M.S., VOLLENWEIDER P., CECCHINI S., VAS N., SJÖBERG K., SKARMAN T., KARLSSON G.P., 2006. *Effets de l'ozone sur la végétation, concentrations d'ozone (2000-2002) et symptômes sur la végétation forestière (2001-2003)*. Rapport interne Renecofor, 128 p.
- VANDEKERKHOVE K., DE KEERSMAEKER L., MENKE N., MEYER P., VERSCHELDE P., 2009. When nature takes over from man: dead wood accumulation in previously managed oak and beech woodlands in North-western and Central Europe. *Forest Ecology and Management*, in press.
- WALTER J.M., 2002. Impacts climatiques et sylvigénèse. *Colloque AFIE*, 26-27 septembre 2002, Parc Naturel Régional des Vosges du Nord, La Petite Pierre.
- WOBST W., 1954. Zur Klarstellung über die Grundsätze der naturgemässen Waldwirtschaft. *Der Forst- und Holzwirt*, 13, 6 p.
- WOBST H., UNVERBERGER W., 1985. 40 Jahre naturgemässe Waldwirtschaft im Landteil des staatlichen Forstamtes Stauffenburg. *Aus dem Walde*, 39, 162 p.
- WWF, 2002. *Le bois mort, un attribut vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées*. Rapport scientifique WWF, 31 p.
- ZHOU G., LIU S., ZHIAN L., DEQUIANG Z., XULI T., ZHOU C., JUNHUA Y., JIANGMING M., 2006. Old-growth forests can accumulate carbon in soils. *Science*, 314, 1417.