

Prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière : éléments de méthode

Laurent Bergès^a, Marion Gosselin^a, Frédéric Gosselin^a, Yann Dumas^a et Olivier Laroussinie^b

La gestion forestière est en pleine évolution : les acteurs sont devenus plus nombreux, de nouvelles attentes de la société ont vu le jour, le rôle écologique de la forêt est mis en avant à la fois par des scientifiques, des associations environnementales et des professionnels de la forêt. Pour certains, les activités humaines sont à l'origine de l'extinction d'un grand nombre d'espèces, les pratiques de gestion – futaie régulière, peuplements monospécifiques – et la gestion même de la forêt pour en extraire du bois et d'autres produits sont remises en cause : il faudrait laisser tous les écosystèmes forestiers évoluer naturellement afin de limiter les impacts négatifs de l'homme sur la biodiversité. La prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière devient ainsi un enjeu de plus en plus fort.

Ces débats ont l'avantage de poser des questions qui sortent du champ strict de la sylviculture et de l'aménagement forestier car elles relèvent de l'écologie : faut-il conserver la biodiversité seulement pour des raisons éthiques ? Comment conserver la biodiversité à l'échelle du paysage ? Faut-il gérer la forêt en l'aménageant ou laisser les peuplements évoluer sans intervention ? Le mélange d'essences au niveau de la parcelle conduit-il à une plus grande biodiversité ? Doit-on favoriser les structures irrégulières au détriment des structures régulières ? Et comment passer des principes généraux de conservation de la biodiversité à la mise en place de choix techniques de gestion sans tomber dans le piège de recommandations trop théoriques ou mal adaptées ?

Le premier objectif de cet article est d'éclairer le débat sur les principaux enjeux de la biodiversité en forêt, en précisant la contribution spécifique de la forêt à la biodiversité et en expliquant le rôle fondamental de la biodiversité pour conserver les capacités d'adaptation des écosystèmes forestiers face aux changements environnementaux.

Le deuxième objectif est de montrer en quoi les approches actuelles de conservation de la biodiversité dans la gestion forestière ne sont pas opérationnelles. Pour y remédier, nous fournissons des éléments de réflexion pour passer de l'objectif de conservation de la diversité biologique à des choix techniques de gestion. Nous expliquons tout d'abord dans quelle mesure une augmentation de certains paramètres écologiques d'un côté et une diversification de modes de gestion à plusieurs échelles spatiales de l'autre doit contribuer à prendre en compte l'enjeu de la conservation de la biodiversité. Nous illustrons notre point de vue par le débat sur l'adéquation entre le régime de perturbations et les exigences écologiques des espèces. Ensuite, nous insistons sur la nécessité d'organiser ces choix techniques aux différents niveaux – parcelle, massif, région, état et sur le besoin de mettre en place des outils de suivi afin d'être capable d'évaluer la qualité de la gestion pratiquée. Enfin, nous présentons rapidement pourquoi le concept de « gestion adaptative », basée sur une plus grande interaction entre gestion et recherche, pourrait s'avérer une méthode de gestion utile à l'avenir pour remplir notre objectif de conservation de la biodiversité.

Les contacts

a. Cemagref, Équipe ÉCOSYLV, UR Écosystèmes forestiers et paysages, Domaine des Barres, 45290 Nogent-sur-Vernisson
b. GIP ÉCOFOR, 19, Avenue du Maine, 75732 Paris Cedex 15

1. Ces habitats associés sont soit en liens dynamiques avec les habitats forestiers – pelouses, prairies exploitées, lisières, clairières, landes, fourrés soit en mosaïque avec les habitats forestiers – enclaves, milieux humides, éboulis- (Rameau, Gauberville *et al.*, 2000).

L'enjeu principal : conserver la biodiversité

Dans la pratique, les dispositifs législatifs préconisent le principe général de conservation. Maintenir cette biodiversité revient à s'assurer que toutes les espèces indigènes de flore et de faune caractéristiques de la zone gérée seront préservées. Dans le cas où les activités humaines ont réduit la diversité naturelle, il s'agit alors de la restaurer (Hunter, 1990). Au-delà du respect réglementaire, deux arguments sont avancés pour justifier cet enjeu de conservation : (i) la biodiversité constitue une garantie d'adaptation des écosystèmes aux changements environnementaux et (ii) la biodiversité jouerait un rôle fonctionnel dans l'écosystème. Si le premier argument est légitime, le second reste assez controversé (Simberloff, 1999).

Contribution spécifique de la forêt à la diversité biologique

La forêt joue un rôle particulier dans la biosphère car le nombre de taxons rencontrés y est élevé et que nombre d'entre eux ne se rencontrent qu'en milieu forestier. Ainsi, le gestionnaire est susceptible de rencontrer 72 % des taxons de la flore forestière de France, dont 64 % sont hébergés dans des milieux associés selon (Rameau, Mansion *et al.*, 1989). De plus, le ministère de l'Agriculture et de la Pêche (1995) recense parmi les espèces animales françaises 32 espèces de mammifères pouvant être rencontrées en forêt, dont 6 strictement forestières et 11 en danger ou vulnérables – chauves-souris notamment – et 53 espèces d'oiseaux pouvant être rencontrées en forêt, dont 20 strictement forestières et 8 en danger ou vulnérables.

Cette spécificité de la forêt est liée à la plus grande structuration verticale et horizontale de ses écosystèmes (Blondel, 1999), et à l'existence de milieux quasiment uniques, comme le bois mort à l'ombre et le microclimat particulier dans des zones très denses. Beaucoup d'espèces utilisent la forêt comme élément partiel ou total de leur territoire. Pour certains groupes taxinomiques – oiseaux, insectes ou mammifères –, la forêt doit être considérée comme une composante d'un ensemble plus vaste. La forêt peut même jouer un rôle de refuge, lorsque l'habitat d'espèces non forestières se dégrade : avec l'intensification des pratiques agricoles, certaines espèces végétales de milieux ouverts non forestières se retrouvent essentiellement en forêt dans les zones maintenues ouvertes – chemins, lisières, clairières – (Peterken et Francis, 1999).

Ainsi, la part des habitats forestiers et associés¹ parmi l'ensemble des habitats remarquables au niveau national varie entre 60 % et 93 % selon la classification de référence – habitat du code CORINE, habitat d'intérêt communautaire ou habitats prioritaires au sens de l'Annexe I de la directive européenne Habitats-Faune-Flore n° 92/43 – (Rameau, Gauberville *et al.*, 2000).

Rôle de la biodiversité dans l'écosystème : fonctionnement et capacités adaptatives

Si le pourcentage élevé d'espèces hébergées par les forêts et les milieux associés peut justifier à lui seul l'objectif de conservation, le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement des écosystèmes et dans la capacité d'adaptation aux changements est crucial.

Tout d'abord, la biodiversité assure la présence de tous les maillons des chaînes alimentaires et le fonctionnement des écosystèmes utilise des éléments de la biodiversité, même si toutes les espèces ne sont pas nécessaires au bon déroulement des cycles biogéochimiques (Purvis et Hector, 2000). Les études expérimentales peinent d'ailleurs à démontrer le rôle positif de la diversité dans le fonctionnement et la productivité des écosystèmes, notamment parce que les problèmes méthodologiques qui s'y rapportent sont difficiles à résoudre (Simberloff, 1999).

Mais plus encore, la biodiversité permet de conserver la capacité d'adaptation des écosystèmes forestiers face aux changements environnementaux, à partir du moment où ils contiennent des espèces ayant des exigences écologiques variées et des stratégies de développement différentes (Montgolfier (de) et Natali, 1984). Par exemple, disposer à l'échelle du paysage d'un réservoir d'essences pionnières permet d'assurer sans frais la recolonisation forestière après une forte perturbation. Au niveau infraspécifique, la diversité génétique des essences forestières permet de conserver le potentiel d'adaptation d'essences à de nouveaux milieux ou celui de réaction aux perturbations biotiques ou abiotiques, tels que les agents pathogènes, les tempêtes ou les incendies. Ceci est particulièrement important pour les essences commerciales, et s'avère capital pour les espèces-clés indispensables au bon fonctionnement de l'écosystème, telles que les décomposeurs. Enfin, il ne faut pas oublier les aspects purement économiques, à savoir que la conservation de la biodiversité

permet aussi d'adapter l'offre des produits forestiers aux besoins de la société.

Les dispositifs réglementaires

Pour répondre à ces enjeux, il existe plusieurs dispositifs réglementant la conservation, à l'échelle internationale, européenne ou nationale d'un grand nombre d'espèces et d'écosystèmes forestiers *stricto sensu* ou associés (Rameau, Gauberville *et al.*, 2000). Ces dispositifs réglementaires permettent au gestionnaire de fixer des priorités de conservation des espèces et des milieux à une échelle donnée en tenant compte des niveaux de menace ou de la rareté aux échelles supérieures.

La prise en compte de la biodiversité dans la gestion forestière

La conservation de la diversité biologique passe d'un côté par la conservation des milieux et des espèces menacés de disparaître (Schnitzler, 1997 ; Schnitzler et Borlea, 1998), et pour toutes les autres espèces par l'entretien de l'ensemble des processus écologiques qui façonnent la biodiversité. Concernant les espèces qui ne sont pas classées comme vulnérables ou en danger aujourd'hui, la question est de savoir si les pratiques de gestion sont susceptibles de mettre en danger certaines espèces – ou certains milieux – sur le long terme. Mais pour l'instant, le gestionnaire ne dispose pas d'outils permettant de traduire en terme de mesures de gestion l'objectif de conservation de la biodiversité.

Limites des approches actuelles

Quel que soit le niveau de réflexion – législatif, scientifique ou décisionnel –, et malgré l'existence de dispositifs législatifs, la démarche visant à intégrer la diversité biologique dans la gestion forestière n'est pas encore opérationnelle.

DANS LA POLITIQUE FORESTIÈRE ET LE CONTEXTE LÉGISLATIF INTERNATIONAL

À ce niveau, la prise en compte de la biodiversité est traitée soit de manière très générale, soit de manière très prescriptive. Ainsi, la Convention de Rio (1992) formule des objectifs tels que « la conservation de la diversité biologique, l'utilisation durable de ses éléments (...) » (Article 1^{er}), tandis que sa traduction dans les processus interministériels comme celui d'Helsinki envisage d'emblée l'élaboration d'indicateurs et de prescriptions techniques, certes plus concrets, mais souvent inadaptés à la variabilité des situations locales, tel

que « favoriser la régénération naturelle ». Un indicateur n'est souvent pertinent qu'à une échelle et dans un contexte régional donné. Par exemple, la proportion de résineux n'a pas la même signification dans le Jura, la Beauce ou les Landes. Les textes internationaux présentent donc l'inconvénient de passer directement d'un principe général – conserver et améliorer la biodiversité – à des recommandations techniques, sans déclinaison selon les enjeux liés à la variabilité des contextes régionaux.

DANS LA DÉMARCHE D'AMÉNAGEMENT FORESTIER

Les objectifs de gestion en faveur de la biodiversité résultent souvent d'une vision partielle : d'une part, la biodiversité est analysée dans le cadre restreint des limites de propriétés et d'autre part, la vision reste obnubilée par l'impact – sous-entendu négatif – de la sylviculture sur la biodiversité. La question des interactions entre sylviculture et biodiversité occulte alors le fait que la plupart de nos écosystèmes forestiers, y compris les plus « remarquables », résultent d'un long historique de gestion humaine. Enfin, l'aménagement forestier a tendance à homogénéiser la gestion en cherchant à appliquer des modèles et des normes nationales, ce qui peut conduire à limiter fortement la diversité des milieux à l'échelle du paysage.

DANS LES ÉTUDES SCIENTIFIQUES

Les études scientifiques s'intéressent le plus souvent à l'impact de la gestion sur la biodiversité. L'utilité de la biodiversité pour la gestion forestière est peu abordée dans la bibliographie, si ce n'est dans les études récentes sur le rôle de la biodiversité dans le fonctionnement de l'écosystème. De plus, pour des raisons pratiques, beaucoup de questions sont traitées sur les groupes taxinomiques les plus faciles et les mieux connus – les Herbacées par exemple.

Mais du fait de la complexité inhérente à la notion de biodiversité, celle-ci sera toujours abordée partiellement : il existe plusieurs groupes taxinomiques, plusieurs échelles d'appréhension, et les espèces dans un même groupe peuvent avoir des écologies très variées. Les résultats diffèrent donc selon le groupe taxinomique étudié, la façon dont on quantifie la diversité, l'échelle d'étude et le milieu concerné. Cette vision, nécessairement partielle, de la biodiversité dans les études scientifiques limite fortement les possibilités d'extrapolations ou de recommandations pour la gestion.

Et même lorsqu'on dispose d'arguments scientifiques, leur traduction sous forme de recommandations générales de gestion est risquée. Nos connaissances sur le lien entre gestion forestière et biodiversité sont imparfaites : elles dépendent du contexte historique et écologique et sont susceptibles d'évoluer dans le temps.

Pour illustrer la limite de nos connaissances actuelles, on peut prendre l'exemple de la chouette tachetée aux États-Unis, qui a été un des symboles du conflit entre gestion forestière et conservation du patrimoine naturel. Divers travaux ont montré qu'entre des forêts de douglas ou de séquoia gérées avec une rotation de 60 ans et des forêts vierges ou mâtures, la chouette tachetée nordique privilégiait assez largement les forêts âgées (Noon et McKelvey, 1996 ; Yaffee, 1996). Face au déclin des populations de chouettes tachetées, détecté par des suivis démographiques poussés, les mesures ont consisté à protéger la plupart des forêts vierges restantes, avec des réserves de très grande taille – la plupart font largement plus que 10 000 ha –, ces réserves couvrant en tout plus de la moitié de la surface forestière fédérale dans cette région. Néanmoins, une étude récente (Franklin, Anderson *et al.*, 2000) vient de montrer que la chouette tachetée avait dans le nord de la Californie, une meilleure dynamique démographique dans des territoires comprenant à la fois des forêts vierges et des forêts jeunes, avec une majorité de peuplements jeunes. Les études précédentes n'avaient pas détecté ce résultat, notamment parce qu'on ne s'était pas posé la question en ces termes : les études sur le sujet opposaient souvent d'un côté des paysages complètement gérés et de l'autre des paysages complètement non gérés.

Les recommandations pratiques pour conserver la biodiversité : augmenter certains paramètres écologiques, diversifier les modes de gestion et raisonner les choix techniques en les adaptant à leur échelle d'application

De nombreux facteurs peuvent avoir un impact fort à court et à long terme sur la biodiversité : l'âge d'exploitabilité, la composition en essence, la taille et l'organisation spatiale des coupes, la stratification verticale et horizontale des peuplements, le bois mort, le travail du sol ou l'utilisation d'intrants en forêt. Tous ces paramètres sont analysés en détail dans la synthèse *Biodiversité et gestion forestière* (Gosselin, Gosselin *et al.*, en préparation).

Nous sommes partisans d'une augmentation généralisée de plusieurs paramètres écologiques qui jouent un rôle fondamental sur la biodiversité et qui présentent un net déficit dans nos forêts, comme la surface des peuplements de fin et de début de succession, et la densité de gros arbres âgés et de bois mort au sol en forêt (Gosselin, Gosselin *et al.*, en préparation). Nous insistons en parallèle sur le risque d'homogénéiser la gestion, ce qui signifie qu'il faut chercher à faire cohabiter divers types de gestion, en parcourant tout le gradient de la non-gestion à la gestion intensive. Ce principe de diversification sera illustré au travers d'un cas précis : le régime des perturbations. L'objectif n'est pas d'améliorer la biodiversité en tout point du massif, mais bien de faire comprendre l'impact possible des choix sur la biodiversité à différentes échelles spatiales, sachant que l'échelle qui compte est toujours l'échelle supérieure.

Mais ces principes généraux ne valent rien s'ils ne sont pas organisés à ces différentes échelles spatiales et si les choix techniques ne tiennent pas compte des contextes régionaux et locaux. En premier lieu, les objectifs varient selon l'échelle d'appréhension : ainsi, il est plus pertinent au niveau du paysage de formuler des objectifs en terme de diversité de milieux plutôt qu'en terme de diversité d'espèces. Ensuite, les objectifs dépendent aussi des caractéristiques des écosystèmes forestiers et extra-forestiers présents. Les recommandations générales ne peuvent pas être les mêmes selon qu'il s'agit d'un vaste massif forestier ou d'un ensemble d'îlots boisés. L'analyse de la situation en place doit se faire à plusieurs échelles imbriquées : le niveau auquel on se place et les niveaux supérieurs. Pour Natura 2000 par exemple, l'intérêt d'un type de peuplement doit être examiné par rapport à l'échelle supérieure que constituent les habitats européens prioritaires.

Pour être opérationnelles, les recommandations de gestion devront donc être structurées et déclinées à différentes échelles, en partant du général vers le particulier : État, puis région, propriété, avant d'arriver à la parcelle. Elles devront faire l'objet de concertations entre les différents acteurs du monde forestier et devront concerner plusieurs domaines comme le type de succession forestière, les itinéraires sylvicoles, le type de structure, la composition spécifique et les caractéristiques génétiques des essences, en suivant un principe organisé de diversité à tous les niveaux.

Un exemple concret : le débat sur le régime de perturbations

Le rôle des perturbations dans le fonctionnement des écosystèmes est reconnu par la plupart des écologues, mais les points de vue divergent quant au régime de perturbations auquel les espèces seraient adaptées à long terme. Tout d'abord, peut-on considérer qu'elles sont adaptées à un régime de perturbations particulier. Ensuite, si tel est le cas, sont-elles mieux adaptées au régime des perturbations naturelles qu'à celui engendré par la gestion ?

Une analyse rapide nous conduit à examiner successivement trois hypothèses sur le régime de perturbations et à retenir celle qui nous paraît la plus pertinente pour conserver la biodiversité sur le long terme.

LE RÔLE DES PERTURBATIONS DANS LA DYNAMIQUE DE LA BIODIVERSITÉ

Tous les écosystèmes forestiers, qu'ils soient naturels ou gérés, sont parcourus par des perturbations : incendie, inondation, attaque d'insectes, chablis, coupes. Ces perturbations peuvent être caractérisées par leur régime, qui possède trois composantes : intensité, fréquence et taille (Sousa, 1984 ; Hunter, 1999). Elles engendrent des successions écologiques, c'est-à-dire des modifications dans le temps des communautés végétales et animales par extinction et colonisation d'espèces sur un site en lien avec les modifications de l'environnement (Begon, Harper *et al.*, 1996). Ainsi se succèdent naturellement au cours d'un cycle sylvigénétique et après une grande perturbation des essences pionnières, puis des post-pionnières et enfin des dryades. Cette succession forestière modifie les conditions d'habitat pour les autres espèces, ce qui peut induire un changement des communautés végétales et animales associées (Hunter, 1999). Ainsi, lorsqu'une espèce disparaît d'un site à la suite d'une perturbation, elle conserve de fortes chances de réapparaître dès lors que la succession aura atteint un stade favorable à l'espèce, si tant est qu'elle est présente ailleurs et qu'elle possède de bonnes capacités de colonisation. Par exemple, certains oiseaux inféodés aux gros arbres disparaissent de la parcelle après une coupe de régénération et sont absents de tous les jeunes stades de la succession, mais reviennent au stade futaie adulte (Muller, 1997). Cependant, la recolonisation du milieu par une espèce dépend aussi de la fréquence des perturbations.

Les coupes constituent des perturbations, car elles jouent sur la dynamique forestière naturelle en l'accélérant, la ralentissant ou la réinitialisant, au même titre que les perturbations naturelles. Cependant, le régime des perturbations induit par la sylviculture présente parfois de grandes différences par rapport aux régimes des perturbations naturelles (Hansen, Spies *et al.*, 1991 ; DesGranges et Rondeau, 1993 ; Mladenoff, White *et al.*, 1993, McCarthy et Burgman, 1995 ; Niemelä, 1999), ce qui a ouvert depuis longtemps un débat sur le régime de perturbations auquel les espèces seraient les mieux adaptées à long terme.

À QUEL RÉGIME DE PERTURBATIONS LES ESPÈCES SONT-ELLES ADAPTÉES ?

La première approche, défendue par de nombreux auteurs (Hansen, Spies *et al.*, 1991 ; Perry, 1994 ; Roberts et Gilliam, 1995 ; Angelstam, 1998 ; Schnitzler et Borlea, 1998 ; Niemelä, 1999) est basée sur les changements d'origine anthropiques observés récemment dans les forêts primaires nord-américaines et scandinaves : l'exploitation forestière de ces forêts primaires, en bouleversant le régime des perturbations, met en danger certaines espèces, notamment celles qui sont inféodées aux stades de fin de succession. De manière générale, la gestion forestière a eu pour effet de tronquer les cycles sylvigénétiques en supprimant ou en limitant fortement les débuts et fin de succession mais aussi certains éléments de structure de l'écosystème : bois mort au sol, vieux arbres sur pied (Hansen, Spies *et al.*, 1991 ; Esseen, Ehnström *et al.*, 1997). Les espèces qui sont inféodées à ces stades ou qui en dépendent, même partiellement, ont pu trouver des habitats de substitution, mais leur niveau de population a dû fortement diminuer. D'après ces auteurs, le seul moyen de maintenir la biodiversité est de conserver toutes les phases de la dynamique naturelle, car l'absence ou la rareté de certains stades pourrait altérer à terme les chances de survie de certaines espèces (Niemelä, 1999), d'où la première hypothèse sur le régime de perturbations à reproduire :

Arrêter l'exploitation et la gestion forestière sur une partie du territoire et laisser se reproduire le régime des perturbations naturelles, car c'est à ce régime que les espèces sont les mieux adaptées ; le régime de perturbations engendré par la gestion forestière passée a réduit l'abondance de certaines espèces spécialistes de stades ou d'éléments de l'écosystème supprimés ou devenus peu fréquents dans le paysage. Ces espèces pourraient retrouver des

niveaux plus élevés si la gestion forestière reconstitue au niveau du paysage ces habitats en plus grande quantité.

Mais il est discutable de transposer directement ce principe à nos écosystèmes médio-européens : au-delà même du fait qu'il est très difficile de déterminer précisément les caractéristiques d'un régime de perturbations naturelles, la quasi-totalité des forêts médio-européennes sont gérées et ont donc été profondément façonnées par l'homme depuis plusieurs siècles (Rackham, 1980 ; Simberloff, 1999). Une seconde approche est donc proposée par certains écologues (Peterken, 1981 ; Swengel, 2001) :

Continuer à gérer et à exploiter les forêts selon les modes de traitement passés, avec l'hypothèse que les espèces actuelles sont adaptées à ce régime de perturbations anthropiques.

SYNTHÈSE : DIVERSIFIER LES RÉGIMES DE PERTURBATIONS À L'ÉCHELLE DU PAYSAGE

En plus des considérations historiques, il faut prendre en compte aujourd'hui deux arguments supplémentaires : d'une part, l'intérêt grandissant pour la futaie irrégulière, à laquelle est associé un régime de perturbations différent et d'autre part les conséquences imprévisibles des changements globaux. Ceci nous pousse à proposer une troisième hypothèse, qui englobe les deux précédentes :

Offrir aux espèces une diversité des régimes de perturbations au travers de modes de gestion et de sylviculture variés, qui laissent une chance d'adaptation à toutes les espèces, sans faire d'hypothèses sur le régime de perturbation qui leur est adapté.

La dernière hypothèse relève d'un principe de précaution qui peut se résumer par « la diversité par la diversification » (Runkle, 1985 ; Schütz, 1997). Nous illustrerons ce principe en discutant de l'intérêt écologique de la futaie irrégulière comme sylviculture alternative et corrélativement de la taille des coupes de régénération.

La futaie irrégulière peut être jugée comme plus favorable à la biodiversité car elle offre une grande diversité d'habitats au niveau local. Mais si l'on décide d'appliquer partout un mode de gestion en futaie irrégulière, cela conduit à diversifier les habitats pour de nombreux organismes à l'échelle de la parcelle, mais réduit aussi la diversité d'habitats au niveau du massif. Autrement dit, cher-

cher à maximiser la diversité à l'échelle de chaque parcelle risque de conduire à homogénéiser les peuplements à l'échelle du paysage. Un exemple de cette différence entre richesse ponctuelle et richesse d'ensemble est donnée par Muller (1999) dans le cas de la comparaison futaie régulière/futaie irrégulière vis-à-vis de l'avifaune nicheuse dans le Parc naturel des Vosges du Nord. Les deux types de traitement n'offrent pas les mêmes habitats et sont complémentaires. La solution sera de faire cohabiter à l'échelle du paysage les deux types de traitement, dans la mesure où chacun permet de créer une organisation spatio-temporelle d'habitats non reproduite par l'autre mode de traitement.

Mais pour certains auteurs, la futaie régulière présenterait un fort handicap pour la conservation de certaines herbacées forestières, car elles seraient mises en danger à long terme par les coupes de régénération sur de grandes surfaces ainsi que par les perturbations au niveau du sol lors de l'exploitation. En effet, elles ont de faibles capacités de dispersion et ne constituent pas de banques de graines persistantes dans le sol (Matlack, 1994 ; Brunet et von Oheimb, 1998 ; Ehrlén et Eriksson, 2000). Une fois supprimées du milieu, et possédant une vitesse de colonisation de l'ordre de 1 m par an, il leur faut plusieurs centaines d'années pour recoloniser une parcelle de 15 ha, ce qui est incompatible avec les durées de rotation pratiquées par la gestion forestière (Brunet et von Oheimb, 1998). Pourtant, il ne faudrait pas en conclure que les coupes sur de grandes surfaces doivent être proscrites partout, car la présence en forêt d'espaces ouverts sur de grandes surfaces sont bénéfiques à d'autres espèces, notamment des espèces végétales héliophiles qui, du fait de l'intensification des pratiques agricoles, ne trouvent plus dans certains territoires des habitats favorables en quantité suffisante en dehors de la forêt (Peterken et Francis, 1999). Ainsi, plutôt que de préconiser une taille maximale de coupe de régénération, il vaut mieux insister sur la nécessité d'adapter la taille de coupe maximale au contexte paysager – quel est le degré de morcellement de la forêt au sein de la région ? – et sur l'intérêt d'étendre la gamme de surface de coupes dans nos forêts, en conservant à la fois des coupes sur de grandes et moyennes surfaces tout en développant le système de coupe de régénération par trouées de quelques ares à quelques dizaines d'ares.

Évaluer la pertinence de la gestion pratiquée : des suivis de biodiversité à la gestion adaptative

Nos connaissances sur le lien entre biodiversité et gestion forestière restent assez limitées et évoluent rapidement. Nous ne connaissons pas à l'avance la pertinence des recommandations préconisées au niveau d'un territoire ; nous devons l'évaluer au moyen d'un système de surveillance dans le temps de la biodiversité. Nous présentons ici rapidement la structure d'un système de suivi et la notion d'indicateurs, qui lui est liée. Nous prolongeons notre réflexion en introduisant le concept d'origine américaine de « gestion adaptative », et en montrant en quoi peut aider à remplir l'objectif de conservation de la biodiversité.

La structure d'un système de suivi

Pour qu'un système de suivi soit opérationnel, il est nécessaire de disposer d'indicateurs permettant de mesurer des changements dans le domaine de la biodiversité, mais aussi de valeurs de référence, qui traduisent un compromis sur l'indicateur considéré entre des grands objectifs de gestion sur le massif concerné et l'état des connaissances au moment de la décision. Enfin, il faut disposer de règles de décision lorsque l'indicateur s'écarte nettement de la valeur de référence (Lust et Nachtergale, 1996).

Deux types d'indicateurs peuvent être proposés : d'un côté, les indices de biodiversité, fondés sur une mesure directe de la diversité et de l'autre, des mesures indirectes de variables dont la valeur est corrélée au niveau de diversité (ce type d'indicateur peut être très utile parce qu'il permet d'évaluer le niveau de diversité sans recourir à un inventaire complet de ces entités).

Les indicateurs indirects peuvent être construits à partir de données relatives aux organismes vivants, et on parle alors de bio-indicateurs, ou bien à partir de données physiques abiotiques (Blandin et Luce, 1994).

Pour l'instant, on ne dispose pas d'un grand nombre d'indicateurs pour lesquels des études ont clairement mis en évidence le lien entre ces indicateurs et des mesures de biodiversité. Le constat est malheureusement que le choix des indicateurs répond trop souvent à une demande politique d'utiliser les données existantes.

Faire évoluer la gestion vers le concept de gestion adaptative

L'exemple de la chouette tachetée est un cas où des moyens importants ont été alloués pour conduire des recherches sur une seule espèce. Et néanmoins, plus de vingt ans après le début des investigations, on aboutit à des conclusions assez différentes de celles de départ, et en partie contradictoires avec le choix de développer de très grandes réserves intégrales.

Ce cas nous semble donc emblématique des relations qui devraient exister entre gestion forestière et recherche sur la biodiversité. Il nous amène à la conclusion que la gestion forestière doit être évolutive. Cela passe notamment par des suivis de biodiversité en lien avec la gestion et notamment avec différentes alternatives de gestion, comme des expériences sur le long terme, mais aussi par une liaison étroite entre recherche et gestion, notamment *via* le système de formation initiale et continue.

Ce type de gestion où gestion et recherche interagissent fortement sur le terrain porte le nom de « gestion adaptative » : c'est un concept né outre-Atlantique il y a une quinzaine d'années (Walters et Holling, 1990) qui peut se résumer sommairement par les 5 étapes suivantes (Haney et Power, 1996 ; Yoccoz, Nichols *et al.*, 2001) :

- identifier les objectifs ou questions de gestion/recherche et identifier les alternatives de gestion possibles ;
- proposer des hypothèses ou modèles sur les liens existant entre gestion et biodiversité ;
- organiser une partie de la gestion de manière quasi-expérimentale pour pouvoir choisir entre les hypothèses ou modèles proposés ;
- suivre la réponse de la biodiversité à ces scénarios de gestion et tester le niveau d'adéquation des données aux différentes hypothèses ou modèles ;
- poursuivre l'opération jusqu'à ce que les résultats se stabilisent.

Cette procédure semble promise à de bien meilleurs résultats du point de vue scientifique que l'application de concepts du type espèces indicatrices selon Simberloff (1999) et Bunnell et Huggard (1999) ou que l'application de règles issues de l'état de l'art actuel – voir Simberloff (1988) pour le cas de la stratégie du choix de la répartition spatiale des réserves.

Conclusions

Les écosystèmes forestiers hébergent une diversité biologique élevée et originale : beaucoup de personnes sont conscientes du devoir de la préserver pour les générations futures et donc de gérer la forêt de manière durable.

Cependant, énoncer cet objectif ne suffit pas : il faut encore fournir des arguments pour convaincre les réticents, mais aussi réfléchir aux priorités, identifier l'impact des pratiques sur la biodiversité, livrer des outils au gestionnaire qui lui permettent d'évaluer sa gestion. Car la plupart des actes de gestion – aménagement forestier, exploitation du bois, gestion de la faune – ont des impacts positifs ou négatifs sur la biodiversité, qui doivent être assimilés par le gestionnaire pour être intégrés dans l'aménagement et la gestion quotidienne.

L'idée directrice que doit suivre le gestionnaire n'est-elle pas qu'il faut s'attacher davantage aux processus qui jouent sur les espèces qu'aux espèces elles-mêmes ? L'exemple proposé sur le régime des perturbations démontre que la conservation des espèces sur le long terme dépend de la conservation ou de la restauration des processus écologiques qui façonnent la biodiversité. En retour, la conservation de la biodiversité constituera la meilleure police d'assurance permettant une adaptation des écosystèmes forestiers aux changements environnementaux, qui restent dans une large mesure imprévisibles.

Nous préconiserons d'élever partout la moyenne de certains paramètres écologiques – surfaces occupées par des stades de fin et de début de succession, densité de bois mort au sol et d'arbres âgés ou morts sur pied – et en parallèle d'augmenter la variance d'autres paramètres à l'échelle du paysage, c'est-à-dire de l'écart autour de la moyenne – régimes de perturbations ou composition du peuplement. Ainsi, nous proposons de rechercher la variété des régimes de perturbations, qui seule peut assurer le maintien de toutes les formes de vie, car elle laisse une chance d'adaptation à toutes les espèces sans faire d'hypothèses sur le régime qui leur est le mieux adapté. Ceci

implique donc à l'échelle du territoire la coexistence organisée de différents modes de gestion, allant de l'absence de gestion à la conservation des modes de traitement passés comme le taillis-sous-futaie et le taillis simple, en passant par les régimes de futaie régulière et de futaie irrégulière. Par là-même, l'augmentation à l'échelle du paysage de la surface des stades de début et fin de succession forestière et de la densité de vieux arbres et de bois mort s'en trouvera facilitée.

Reconnaissons que ces principes généraux ne vont pas de soi, mais aussi que de nombreux gestionnaires forestiers s'interrogent déjà sur leur mise en œuvre. Et pour accompagner cet élan, il faudra donner, en plus de ces principes, des outils aux gestionnaires convaincus de l'intérêt de tenir compte de la biodiversité. Même si notre démarche est loin d'être aboutie, nous insistons déjà sur le fait que les choix techniques de gestion doivent être raisonnés et adaptés aux contextes écologique, économique et social locaux. Cela demandera tout d'abord une réflexion entre les acteurs forestiers sur les objectifs de gestion à l'échelle de la petite région forestière, du massif et de la parcelle : on cherchera notamment à rééquilibrer la répartition entre les modes de gestion pratiqués et ceux qui sont peu représentés. Ceci permettra de mieux gérer la diversité des milieux à l'échelle des paysages. De plus, à l'échelle du peuplement, le gestionnaire pourra agir pour favoriser la biodiversité : on visera ainsi à atteindre partout une densité nettement supérieure de bois mort au sol et de vieux arbres sur pied.

Cependant, nous ne sommes pas certains de la pertinence des choix techniques, puisque nos connaissances scientifiques sont régulièrement mises à jour : la gestion forestière devra donc être conçue comme évolutive. Cela passe bien sûr par des suivis de biodiversité en lien avec la gestion, ce qui permettra d'évaluer l'effet des actions entreprises sur la biodiversité, mais aussi par un changement profond des méthodes de gestion, où l'on cherchera à créer un lien étroit entre recherche et gestion, en s'inspirant par exemple du concept américain de « gestion adaptative ». □

Résumé

Pourquoi se préoccuper de la biodiversité en forêt ? Comment conserver la biodiversité ? Comment passer des principes généraux de conservation à la mise en place de choix techniques sans déboucher sur des recommandations trop théoriques ou mal adaptées ? Dans cet article, nous fournissons des réponses en commençant par définir les enjeux de la conservation de la biodiversité en forêt. Puis nous faisons le constat que la prise en compte de la biodiversité par la gestion reste peu opérationnelle : pour qu'elle le devienne, il faut définir des objectifs en fonction du contexte local et de l'échelle d'application et offrir des choix techniques qui intègrent ces contraintes. Nous proposons d'une part d'élever la variance de certains paramètres écologiques tels que le régime des perturbations et la composition des peuplements, et d'autre part d'accroître la moyenne d'autres facteurs, tels que le bois mort et la surface des stades de début et de fin de succession. Pour évaluer la pertinence de ces choix techniques, nous conseillons d'instaurer des systèmes de suivi de biodiversité. Enfin, nous soulignons l'intérêt d'orienter notre gestion vers le concept américain de « gestion adaptative », basé sur un lien étroit et évolutif entre recherche et gestion.

Abstract

Why do we have to maintain biodiversity in forest ecosystems and how can we do it ? How can we convert general principles of conservation into technical advice without falling into the trap of theoretical or badly adapted recommendations ? This article tries to answer these questions by giving first the scope of forest biodiversity maintenance. Then, we note that the preservation of biodiversity through management practises is not entirely operational. In order to achieve better efficiency, it is necessary to define specific objectives in accordance with spatial scale and the ecological and economic contexts and to adapt the technical practises to these constraints. We suggest (i) raising the variance of some ecological parameters such as forest disturbance regime and stand composition and (ii) increasing the average of others such as the amount of deadwood and the surface areas covered by early – and late-successional stages. The relevance of these technical choices will be assessed by monitoring the biodiversity. Furthermore, we suggest that our classic forest management should be changed in favour of the American concept of “adaptive management”, a more flexible type of management based on close links between research and practice.

Bibliographie

ANGELSTAM, P.K., 1998, Maintaining and restoring biodiversity in European boreal forests by developing natural disturbance regimes, *Journal of Vegetation Science*, 9 (4), p. 593-602.

BEGON, M., HARPER, J.L., TOWNSEND, C.R., 1996, *Ecology: individuals, populations and communities*, Oxford, Blackwell Scientific Editions, 1068 p.

BLANDIN, P., LUCE, J.-M., 1994, La surveillance des systèmes écologiques et de la biodiversité, problèmes conceptuels et méthodologiques, *Bulletin de la Société entomologique de France*, 99 (n° spécial), p. 39-54.

BLONDEL, J., 1999, La dynamique de la forêt naturelle, *Forêt Wallone*, (39-40), p. 7-16.

BRUNET, J., VON OHEIMB, G., 1998, Migration of vascular plants to secondary woodlands in southern Sweden, *Journal of Ecology*, 86 (3), p. 429-438.

BUNNELL, F.L., HUGGARD, D.J., 1999, Biodiversity across spatial and temporal scales: problems and opportunities, *Forest Ecology and Management*, 115 (2-3), p. 113-126.

- DESGRANGES, J.-L., RONDEAU, G., 1993, *Forest bird response to natural perturbations and silvicultural practices: does logging mimic nature?* Birds in the boreal forest, Prince Albert, Saskatchewan, Forestry Canada Northwest Region, p. 80-92
- EHRLÉN, J., ERIKSSON, O., 2000, Dispersal limitation and patch occupancy in forest herbs, *Ecology*, 81 (6), p. 1667-1674.
- ESSEEN, P.A., EHNSTRÖM, B., ERICSSON, L., SJÖBERG, K., 1997, Boreal forests, *Ecological Bulletins*, 46, p. 16-47.
- FRANKLIN, A.B., ANDERSON, D.R., GUTIERREZ, R.J., BURNHAM, K.P., 2000, Climate, habitat quality, and fitness in Northern Spotted Owl populations in northwestern California, *Ecological Monographs*, 70 (4), p. 539-590.
- GOSELIN, M., GOSELIN, F., BERGÈS, L., DUMAS, Y., LEFÈVRE, F., LARROUSSINIE, O., *Gestion forestière et biodiversité*, Cemagref Éditions, en préparation.
- HANEY, A., POWER, R.L., 1996, Adaptive management for sound ecosystem management, *Environmental Management*, 20, p. 879-886.
- HANSEN, A.J., SPIES, T.A., SWANSON, F.J., OHMANN, J.L., 1991, Conserving biodiversity in managed forests: lessons from natural forests, *BioScience*, 41 (6), p. 382-392.
- HUNTER, M.L., 1990, *Wildlife, forests and forestry: Principles of managing forests for biological diversity*, Englewood Cliffs, N. J., Prentice Hall, 370 p.
- HUNTER, M.L., Ed. 1999, *Maintaining biodiversity in forest ecosystems*, Cambridge, Cambridge University Press, 698 p.
- LUST, N., NACHTERGALE, L., 1996, Towards the challenge of biodiversity in forests and forestry, *Silva Gandavensis*, 61, p. 15-32.
- MATLACK, G.R., 1994, Vegetation dynamics of the forest edge - trends in space and successional time, *Journal of Ecology*, 82, p. 113-123.
- MCCARTHY, M.A., BURGMAN, M.A., 1995, Coping with uncertainty in forest wildlife planning, *Forest Ecology and Management*, 74 (1-3), p. 23-36.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE, 1995, *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises*, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, DÉRÉ, Paris, 76 p.
- MLADENOFF, D.J., WHITE, M.A., PASTOR, J., CROW, T.R., 1993, Comparing spatial pattern in unaltered old-growth and disturbed forest landscapes, *Ecological Applications*, 3 (2), p. 294-306.
- MONTGOLFIER (DE), J., NATALI, J.-M., 1984, Vers une gestion patrimoniale des espaces naturels, Une méthode d'analyse et d'aide à la décision, *Aménagement et Nature*, (73), p. 9-12.
- MULLER, Y., 1997, Les oiseaux de la Réserve de la biosphère des Vosges du Nord, *Ciconia*, 21, p. 1-347.
- MULLER, Y., 1999, Biodiversité et gestion forestière, L'exemple des Vosges du Nord : étude de l'avifaune, *Annales Scientifiques de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord*, 7, p. 79-91.
- NIEMELÄ, J., 1999, Management in relation to disturbance in the boreal forest, *Forest Ecology and Management*, 115 (2-3), p. 127-134.
- NOON, B.R., MCKELVEY, K.S., 1996, Management of the spotted owl: A case history in conservation biology, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 27, p. 135-162.
- PERRY, D.A., 1994, *Forest ecosystems*, Baltimore, Johns Hopkins University Press, 649 p.
- PETERKEN, G.F., 1981, *Woodland conservation and management*, New York, Chapman & Hall, 328 p.
- PETERKEN, G.F., FRANCIS, J.-L., 1999, Open spaces as habitats for vascular ground flora species in the woods of central Lincolnshire, UK, *Biological Conservation*, 91 (1), p. 55-72.

PURVIS, A., HECTOR, A., 2000, Getting the measure of biodiversity, *Nature*, 405 (6783), p. 212-219.

RACKHAM, O., 1980, *Ancient woodland, its history, vegetation and uses in England*, London, Edward Arnold.

RAMEAU, J.C., GAUBERVILLE, C., DRAPIER, N., 2000, *Gestion forestière et diversité biologique, Identification et gestion intégrée des habitats et espèces d'intérêt communautaire*, Paris, Institut pour le Développement Forestier, 119 p. + fiches.

RAMEAU, J.C., MANSION, D., DUMÉ, G., TIMBAL, J., LECOINTE, A., DUPONT, R., KELLER, R., 1989, *Flore forestière française, Guide écologique illustré, Tome 1 : Plaines et collines*, Paris, Institut pour le Développement Forestier, 1785 p.

ROBERTS, M.R., GILLIAM, F.S., 1995, Patterns and mechanisms of plant diversity in forested ecosystems: implications for forest management, *Ecological Applications*, 5 (4), p. 969-977.

RUNKLE, J.R., 1985, Disturbance regimes in temperate forests, In : *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*, Pickett, S.T.A. et White, P.S., Ed., Orlando, Florida (USA), Academic Press, p. 17-33.

SCHNITZLER, A., 1997, Prise en compte des cycles sylvigénétiques naturels pour une saine définition de la gestion conservatoire, L'exemple des Basses Vosges gréseuses, *Dossier de l'Environnement de l'INRA*, 15, p. 57-77.

SCHNITZLER, A., BORLEA, F., 1998, Lessons from natural forests as keys for sustainable management and improvement of naturalness in managed broadleaved forests, *Forest Ecology and Management*, 109 (1-3), p. 293-303.

SCHÜTZ, J.-P., 1997, La sylviculture proche de la nature face au conflit économie-écologie : panacée ou illusion ? *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 1 (4), p. 239-247.

SIMBERLOFF, D., 1988, The contribution of population and community biology to conservation science, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 19, p. 473-511.

SIMBERLOFF, D., 1999, The role of science in the preservation of forest biodiversity, *Forest Ecology and Management*, 115 (2-3), p. 101-111.

SOUSA, W.P., 1984, The role of disturbance in natural communities, *Annual Review of Ecology and Systematics*, 13, p. 353-391.

SWENGEL, A.B., 2001, A literature review of insect responses to fire, compared to other conservation managements of open habitat, *Biodiversity and conservation*, 10 (7), p. 1141-1169.

WALTERS, C.J., HOLLING, C.S., 1990, Large-scale management experiments and learning by doing, *Ecology*, 71, p. 2060-2068.

YAFFEE, S.L., 1996, The Spotted Owl controversy in the United States and its implications for the practice of sustainable forestry, *Revue Forestière Française*, 48 (numéro spécial), p. 51-64.

YOCCOZ, N.G., NICHOLS, J.D., BOULINIER, T., 2001, Monitoring of biological diversity in space and time, *Trends in Ecology and Evolution*, 16 (8), p. 446-453.