

Protection de la forêt méditerranéenne contre les incendies et biodiversité

Michel Étienne

INRA - Unité d'Écodéveloppement
Site Agroparc, 84914 Avignon cedex 9
etienne@avignon.inra.fr

À partir des années 1970, des aménagements de défense de la forêt contre les incendies (DFCI) ont été mis en place en forêt méditerranéenne. Leur principal objectif était de créer des discontinuités au sein des massifs forestiers au moyen de bandes régulièrement débroussaillées (Étienne, 1996). Ces aménagements ont été mis en place selon deux stratégies contrastées de gestion de l'espace. Dans un cas, la gestion reste exclusivement forestière et des bandes pare-feu sont régulièrement entretenues de façon mécanique, sur des dispositifs généralement linéaires et ne concernant qu'une très faible proportion de l'espace forestier (toujours moins de 5%). Dans l'autre cas, la gestion est partagée avec une exploitation d'élevage qui fait pâturer son troupeau sur de grandes coupures de combustible, généralement alvéolaires et souvent semées de plantes fourragères, voire régulièrement fertilisées. Ces aménagements sylvopastoraux concernent alors une part importante de l'espace boisé (10 à 20%) et impliquent une transformation durable de la forêt.

La faible efficacité, le coût d'entretien et l'absence de maîtrise de la dynamique naturelle sur les dispositifs du premier type ont amené le développement de nombreux aménagements du deuxième type, développement renforcé par la mise en place des mesures agri-environnementales puis des contrats territoriaux d'exploitation (CTE) en appui aux systèmes d'élevage participant à la protection de la forêt méditerranéenne contre les incendies. Ces aménagements sylvopastoraux affectent aussi bien les caractéristiques fonctionnelles des stations forestières que la structuration globale du massif forestier. Face à ces transformations que certains écologues n'hésiteraient pas à qualifier de perturbations, deux questions fondamentales ont été soulevées au cours de ces dernières années. Dans quelle mesure ces aménagements peuvent-ils avoir un effet durable sur la biodiversité et l'état final de l'environnement ainsi créé est-il pire ou meilleur que la situation de départ ?

Effet sur la biodiversité stationnelle

Les travaux récents menés sur l'impact du débroussaillage sur la richesse floristique d'écosystèmes méditerranéens ont montré que ce traitement permettait soit l'apparition d'un cortège de nouvelles espèces au détriment des espèces des milieux fermés (Hadar *et al.*, 1999), soit un enrichissement net de la flore (Étienne, 2000). La technique de dégagement de la strate arbustive est souvent la cause principale des substitutions d'espèces observées. Le broyage mécanique va favoriser les espèces capables de rejeter au détriment des espèces se régénérant obligatoirement par semis. S'il est trop fréquent, il va mettre en danger la régénération de la forêt. Le brûlage dirigé va également favoriser les espèces à rejet mais aussi certaines espèces dites pyrophytes dont la germination est stimulée par le passage du feu. Il peut aussi accentuer la prédominance des espèces forestières à écorce épaisse (pins, chênes) au détriment des espèces feuillues à écorce fine (érables, frênes, sorbiers). Enfin, le dessouchage entraîne une élimination presque radicale des espèces à rejet et une recomposition complète des horizons supérieurs du sol, facteurs qui favorisent l'installation d'espèces héliophiles de milieux pauvres.

Si le pâturage d'animaux domestiques est associé à l'ouverture du milieu, la modification est prolongée et des changements importants sont enregistrés, dans un deuxième temps, dans la richesse

floristique des stations comme dans leur structure et composition. Même si le pâturage ne suffit pas, à lui tout seul, à endiguer la fermeture du sous-bois, il est capable d'engendrer des substitutions d'espèces en faisant progressivement disparaître certaines espèces ligneuses appétentes (grande coronille, bruyère arborescente, filaire à petites feuilles) ce qui peut favoriser la dominance d'espèces compagnes non appétées (buis, bruyère à balais, ciste de Montpellier).

C'est toutefois la fertilisation qui occasionne les changements les plus drastiques et les plus durables. Cependant, ce ne sont généralement pas les espèces introduites qui sont les plus favorisées mais les familles d'espèces autochtones réagissant le mieux au type d'amendement effectué (graminées annuelles ou vivaces avec la fertilisation azotée, légumineuses annuelles ou vivaces avec la fertilisation phosphatée).

Au bout de 20 ans de gestion continue par débroussaillage ou sylvopastoralisme d'une station forestière, la richesse floristique augmente respectivement de 10 et 20 espèces, sans perte de taxons dans le premier cas et avec la disparition de 3 à 5 taxons oligotrophes dans le deuxième cas (Étienne, 2000). Les espèces qui apparaissent sont soit des héliophiles liées à l'augmentation de l'éclaircissement, soit des mésophiles favorisées par l'amélioration des conditions de minéralisation. On peut également observer l'apparition d'espèces biologiquement intéressantes comme *Genista linifolia* en suberaie littorale sèche (Quertier, 2000). Une gestion pastorale raisonnée peut également favoriser le développement de populations préexistantes d'espèces d'intérêt patrimonial comme plusieurs espèces d'orchidées du genre *Serapias* dans les aménagements mis en place dans l'Estérel (Étienne *et al.*, 2001).

Effet sur la biodiversité paysagère

Un aménagement DFCI n'a de sens que s'il concerne l'ensemble de la forêt à protéger ; il est donc important de mesurer son impact à la fois sur la diversité α^1 mesurée à l'échelle du peuplement et sur la diversité γ mesurée à l'échelle du massif forestier. Deux indicateurs sont souvent mesurés à cette dernière échelle : la richesse floristique globale et la diversité des structures de végétation.

Dans la mesure où les peuplements forestiers méditerranéens actuels ont été fortement soumis au passage des incendies (pinèdes de pin d'Alep, suberaies) ou sont le fruit d'un abandon généralisé (accrus de pin sylvestre, taillis vieillissants de chêne vert), ils se présentent généralement sous la forme de vastes étendues de structure homogène, dominées par un nombre très réduit d'espèces. La mise en place d'aménagements DFCI engendre systématiquement une fragmentation du massif forestier par le biais des coupures de combustible et une forte diversification des structures de végétation sous l'effet d'une dynamique naturelle vers des faciès plus matures sur les zones protégées et grâce au rehaussement du couvert forestier permis par la gestion sylvopastorale des zones aménagées (Chaumontet *et al.*, 1996).

Les paysages ainsi créés présentent une plus grande variété de formations végétales et abritent progressivement un nombre plus important de types de peuplements végétaux. Cette diversité d'habitats est synonyme d'une plus grande capacité d'accueil d'espèces végétales et animales, à condition que la répartition et la taille des mailles créées soit suffisante pour englober l'aire vitale de ces nouvelles espèces (Étienne *et al.*, 1998). D'autres voient aussi dans la géométrie des tracés et la linéarité des zones de contact entre coupure et peuplement un aspect négatif des aménagements DFCI. Ils revendiquent alors, si ces impacts paysagers et écologiques négatifs sont supérieurs aux bénéfiques qu'on peut raisonnablement attendre, le droit de ne pas réaliser ces aménagements, ce qui pose clairement la question de leur évaluation environnementale globale (Hétier, 1993).

¹ Diversité alfa (α) : intra-habitats par station ; diversité gamma (γ) : intra-habitats par groupes de stations.

Pire ou meilleur ?

Si l'on se réfère aux fondements de la biologie de la conservation, on doit tout faire pour éviter que des espèces, des écosystèmes, voire des types de paysage, disparaissent (Lamotte, 1995). Mais dans le contexte de la forêt méditerranéenne, cette stratégie oblige à bien mesurer l'origine de la présence de telle ou telle espèce et à bien peser le rôle de 10 000 ans d'activités agricoles, pastorales et forestières dans la diversité actuelle de la flore et des paysages du Bassin méditerranéen. Comme le suggérait P.-H. Gouyon dans la conclusion de son exposé sur l'histoire de la biodiversité, en région méditerranéenne, on est souvent obligé de ne pas faire confiance à la nature et de gérer la biodiversité (Gouyon, 1994).

En effet, la « vision environnementale » de la forêt méditerranéenne est extrêmement variée et soulève de nombreuses polémiques et controverses. Quand on en fait le sanctuaire de la tortue d'Hermann, l'incendie y est vu comme une catastrophe. Quand on la considère comme l'aire limite septentrionale de *Cistus ladaniferus*, l'incendie y est une nécessité car il est indispensable à la reproduction de cette espèce. Ce dilemme sur la « naturalité » du feu en région méditerranéenne est lourd de conséquences sur la façon de raisonner et de réfléchir à un aménagement durable de ces forêts.

De même l'opposition milieu ouvert / milieu fermé est récurrente dans les discussions autour des aménagements forestiers en région méditerranéenne. Ici l'on voudra préserver les espaces de clairières qui abritent une population rare d'*Isoetes*, là on favorisera une mosaïque de pelouses et de landes pour permettre le maintien de l'aigle de Bonelli alors qu'ailleurs on défendra mordicus la régénération du pin d'Alep ou du pin sylvestre comme un premier pas nécessaire vers le rétablissement d'une forêt proche du climax.

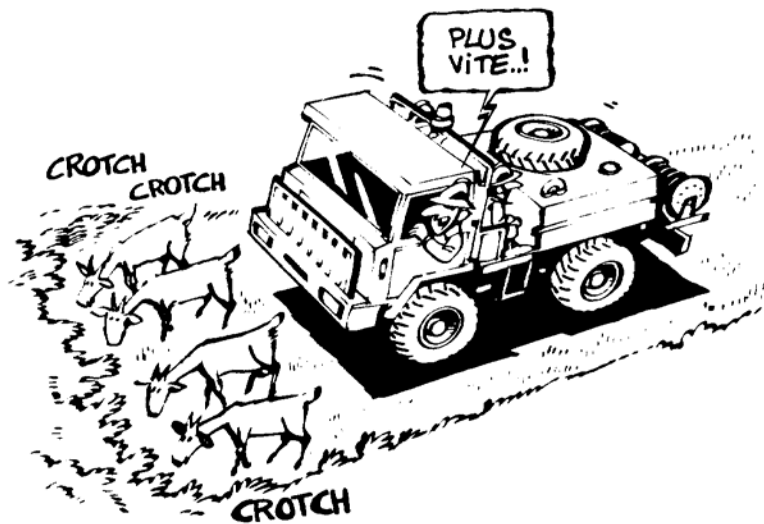
Les aménagements sylvopastoraux à vocation DFCI n'échappent pas à cette règle. Ils vont favoriser certaines communautés végétales, certaines associations d'espèces. Ils vont dévier des successions naturelles connues vers des successions naturelles originales dans lesquelles de nouvelles dynamiques de population pourront se mettre en place et généreront de nouveaux équilibres. Aux chercheurs d'imaginer, de simuler ce que risquent d'être ces nouvelles dynamiques et ces nouveaux équilibres. À la société civile, aux politiques et aux gestionnaires de décider si cette autre diversité leur convient et leur semble plus souhaitable pour l'avenir de leur environnement.

En conclusion

L'histoire récente de la forêt méditerranéenne peut se résumer en trois actes (Étienne, 1996) :

- une réduction drastique des activités sylvicoles sur les peuplements spontanés, que ce soient des coupes pour le bois de chauffe dans les taillis de chêne, la récolte du liège dans les suberaies ou l'exploitation du pin maritime pour le sciage ;
- des efforts énormes de reboisement et de restauration de terrains de montagne plus ou moins dégradés auxquels ont succédé, sur des terres agricoles marginales abandonnées, des accrus spontanés de résineux créant de vastes espaces forestiers non gérés ;
- le renforcement de la chasse et de la cueillette des champignons comme seules activités traditionnelles et le développement concomitant d'usages liés au tourisme ou à la récréation (promenade, cueillette de fleurs et d'aromates, VTT, moto verte, randonnée...).

En un siècle, la gestion durable de la forêt est donc passée d'une récolte raisonnée de multiples produits forestiers (bois, feuilles, fruits, litière, écorce) à une gestion collective de la protection de la forêt contre les incendies, de la conservation des paysages, voire de la restauration de la diversité biologique. Mais ces nouveaux objectifs sont souvent contradictoires.



Les dessins sont extraits de « Protection de la forêt méditerranéenne : guide à l'usage des maires et des élus » édité en 1998 par l'Entente interdépartementale pour la prévention des incendies de forêt et réalisé par Padifrance-Atoutvert.

Pour favoriser la diversité des milieux et des peuplements sur le long terme, il faut créer artificiellement une certaine hétérogénéité spatiale et des discontinuités verticales et horizontales dans les peuplements forestiers. La biodiversité que les écologues et les forestiers méditerranéens défendent aujourd'hui est le résultat d'une longue histoire de gestion des milieux ayant favorisé l'émergence de nouvelles espèces ou variétés pour s'adapter à des niveaux variés de pression anthropique et de transformation des écosystèmes (Blondel et Aronson, 1999). Son maintien passe donc sûrement, comme le propose J.-P. Hétier, par la protection de l'évolution naturelle des écosystèmes méditerranéens, mais aussi par des modes de gestion destinés à maintenir ou à créer des contrastes entre communautés végétales voisines, par des actions artificielles comme le brûlage dirigé, le pâturage ou la sylviculture (Hétier, 1993).

Les études récentes menées sur l'impact des aménagements de prévention des incendies sur la biodiversité des forêts méditerranéennes montrent bien l'importance d'appréhender ce concept selon plusieurs points de vue et à différentes échelles de temps et d'espace. Elles posent clairement la question de la valeur des espèces et de l'efficacité fonctionnelle de la biodiversité. L'aménagement sylvopastoral réduit systématiquement le risque d'incendie, mais il favorise presque aussi systématiquement le développement d'espèces végétales permettant de dynamiser le cycle de la matière organique et la régénération d'espèces résistantes au pâturage. Si l'aménagement est réellement efficace dans la réduction du risque d'incendie, le massif forestier va évoluer vers une structure et une composition fort différentes de la situation actuelle et qui probablement remettront en cause la durabilité de la gestion proposée. Surtout si l'on considère qu'un événement catastrophe est toujours capable de ramener régulièrement l'écosystème à l'état où s'exprime le mieux sa résilience (capacité des espèces qui le composent à combler le plus vite possible tout vide créé dans un peuplement naturel) (Hobbs, 1998) ■

Références bibliographiques

- BLONDEL J., ARONSON J., 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford, 328 p.
- CHAUMONTET O., COUDOUR R., ÉTIENNE M., LACHENAL P., SANTELLI J., 1996. Silvopastoral management in cork oak forests. In M. ÉTIENNE : *Western European silvopastoral systems*. INRA Editions, Paris, 235-251.
- ÉTIENNE M., 1996. Intégrer des activités pastorales et fourragères aux espaces forestiers méditerranéens pour les rendre moins combustibles. *Études et Recherches sur les Systèmes Agraires et le Développement*, 29, 169-182.
- ÉTIENNE M., ARONSON J., LE FLOC'H E., 1998. Abandoned lands and land use conflicts in southern France. In P. RUNDEL *et al.* : *Landscape Degradation and Biodiversity in Mediterranean-Type Ecosystems*. Springer Verlag, Berlin, *Ecological Studies*, 136, 127-140.
- ÉTIENNE M., 2000. Aménagement de la forêt méditerranéenne contre les incendies et biodiversité. *Revue forestière française, n° spécial, Patrimoines naturels forestiers*.
- ÉTIENNE M., ARMAND D., GRUDÉ A., GIRARD N., NAPOLEONE M., 2001. Un aménagement sylvopastoral en forêt littorale varoise : regards sur 17 ans de sylvopastoralisme. Cardère Éditions, Avignon (à paraître).
- GOUYON P.H., 1994. La biodiversité dans sa perspective historique. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 23, 72-78.
- HADAR L., NOY-MEIR I., PEREVOLOTSKY A., 1999. The effect of shrub clearing and grazing on the composition of a Mediterranean plant community: functional groups versus species. *Journal of Vegetation Science*, 10(5), 673-682.
- HÉTIER J.P., 1993. Forêt méditerranéenne : vivre avec le feu. *Cahiers du Conservatoire du Littoral* 2, 147 p.
- HOBBS R., 1998. Impact of land use on biodiversity in Southwestern Australia. In P. RUNDEL, G. MONTENEGRO & F. JAKSIC : *Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-Type ecosystems*. Springer, Berlin, 81-106.
- LAMOTTE M., 1995. À propos de la biodiversité. *Courrier de l'Environnement de l'INRA*, 24, 5-12.
- QUERTIER P., 2000. Contraintes paysagères et écologiques. In E. RIGOLOT. & M. COSTA : *Conception des coupures de combustible*. Cardère Éditions, Avignon, 89-93.