

Forêts à caractère naturel

CARACTÉRISTIQUES, CONSERVATION ET SUIVI

OLIVIER GILG

Forêts à caractère naturel

CARACTÉRISTIQUES, CONSERVATION
ET SUIVI

Pour le grand public, la forêt est synonyme de nature sauvage. Elle couvre de vastes surfaces, est relativement peu fréquentée, et constitue l'ultime refuge pour de nombreux grands mammifères et prédateurs.

Les forêts actuelles n'ont pourtant plus grand chose en commun avec les forêts originelles et intactes qui recouvraient l'Europe jusqu'au début du Néolithique. La plupart d'entre elles ont depuis été exploitées, fragmentées, perturbées par l'action de l'Homme.

Il existe pourtant encore en France et en Europe quelques vestiges de la grande sylvie originelle. Il existe également certaines forêts qui, peu perturbées ou inexploitées depuis très longtemps, ont conservé ou retrouvé un aspect, une composition et un fonctionnement proche des forêts naturelles originelles.

Ces forêts, que l'on appelle en France «forêts à caractère naturel», présentent de nombreux attraits écologiques, scientifiques, économiques, sociaux, culturels... Caractérisées entre autre par d'importantes quantités de bois mort, elles abritent notamment de nombreuses espèces animales et végétales ayant disparues des forêts exploitées.

Malgré leur rareté (elles ne représenteraient plus que 1 à 3% des forêts européennes), ces forêts ne sont que partiellement protégées et leur surface continue inexorablement à diminuer.

Compte tenu de leurs intérêts, de leur rareté et de leur fragilité, il est urgent de protéger convenablement toutes les forêts à caractère naturel de France et d'Europe. Ces forêts à caractère naturel étant souvent de taille réduite, et isolées au sein de massifs forestiers exploités, il conviendra également d'augmenter à l'avenir la naturalité des forêts exploitées mitoyennes pour contrecarrer les effets néfastes de leur fragmentation.

Pour atteindre ces objectifs, les acteurs forestiers et les gestionnaires d'espaces naturels doivent tout d'abord être informés et sensibilisés à ces problématiques. C'est là l'un des principaux objectifs du groupe «forêt» de Réserves Naturelles de France (RNF) et de ce guide qui, nous l'espérons, contribuera à sortir de l'ombre et à sauvegarder ces merveilleux joyaux naturels que sont les forêts à caractère naturel.

Winfried BÜCKING
Institut de Recherches Forestières de Bade-Würtemberg (D)

Ilkka HANSKI
Professeur à l'Université d'Helsinki (FIN)

George PETERKEN
Expert européen pour les forêts naturelles (GB)

«Il va sans dire que dans une forêt naturelle, nous devrions préserver les caractéristiques qui ne doivent rien à l'action de l'homme. Mentionnons par exemple l'importance de conserver les arbres en cours de décomposition, les arbres morts, les arbres ayant été renversés par les forces de la nature, au même titre que ceux étant encore en pleine vigueur. J'ai récemment passé deux semaines à explorer l'une des plus grandes forêts naturelles d'Europe de l'Est. Là, de mon point de vue, la beauté principale réside, non pas dans les arbres qui sont debout, mais dans les géants allongés au sol parmi leurs racines. Beaucoup d'entre eux sont couchés depuis plusieurs siècles. Ils sont splendides avec leurs mousses et lichens. Leurs grands troncs sont des lits de semences pour leurs descendants, ils nous racontent l'histoire de puissants ouragans et de tempêtes de neige dont nous n'aurions rien su, s'ils avaient été enlevés. Notre forêt est également un document de nature avec son histoire à raconter. Ses échecs, ses ruines, méritent d'être préservées au même titre que ses jeunesses vigoureuses. Elle ne devrait pas être soignée et menottée.»

Edward NORTH BUXTON (1898)

Forêts à caractère naturel

CARACTÉRISTIQUES, CONSERVATION ET SUIVI

Préface	2
---------	---

PREMIÈRE PARTIE : LES FORÊTS À CARACTÈRE NATUREL

Introduction	5
--------------	---

Qu'est-ce qu'une forêt à caractère naturel ?

2.1 Plusieurs définitions	6
2.2 Un fonctionnement complexe	7
2.2.1 L'unité de régénération et la mosaïque sylvatique	7
2.2.2 Phases et cycles sylvigénétiques	7
2.2.3 L'approche architecturale	9
2.2.4 Les perturbations, moteurs de la dynamique forestière	10
2.2.5 Les grands types de structures forestières en France	12
2.2.6 La sylviculture à l'épreuve de la sylvigénèse	14
2.2.7 Le bois mort, source de vie	16
2.2.8 Dynamique du bois mort et taux de décomposition	19
2.3 Les dernières forêts vierges d'Europe	21
2.3.1 Des surfaces en constante régression	21
2.3.2 Des protections insuffisantes	21
2.3.3 Hauts lieux	23
2.3.4 Les forêts à caractère naturel et les réserves naturelles de France	24
2.3.5 Des espèces en danger	26

La Naturalité : utopie ou panacée écologique ?

3.1 La naturalité ou l'impact de l'Homme sur les forêts	27
3.2 Gestion active ou passive ? De la théorie à la pratique...	28
3.3 Naturalité et biodiversité : concepts antinomiques ou complémentaires ?	31
3.4 Comment mesurer la naturalité ?	35
3.4.1 La paléoécologie	36
3.4.2 Approches synchroniques	38
3.4.3 Catalogues des stations forestières	38
3.4.4 Modèles prédictifs	39
3.4.5 Approches empiriques	39

DEUXIÈME PARTIE : CONSERVATION ET SUIVI DES FORÊTS À CARACTÈRE NATUREL

Protéger les forêts à caractère naturel

4.1 Des forêts multi-fonctionnelles	41
4.1.1 Laboratoires scientifiques à ciel ouvert	41
4.1.2 «Arches de Noé» pour la biodiversité	41
4.1.3 Puits de carbone	42
4.1.4 Vecteurs de développement	43

Introduction

Des diverses fonctions de la forêt, celles de production ont de tout temps été privilégiées aux dépends des fonctions écologiques.

Les gestionnaires forestiers souhaitent aujourd'hui concilier différents objectifs aux sein d'espaces «multi-fonctionnels». C'est le cas des forêts périurbaines, dans lesquelles le rôle social est prépondérant. C'est également la tendance dans les espaces protégés où les fonctions écologiques sont mises en avant.

Pour le scientifique, l'optimum écologique*, c'est-à-dire la situation où les facteurs du milieu sont le plus favorable à son développement, est représenté par la forêt «primaire» : une forêt en équilibre avec son milieu, qui ne souffre d'aucune perturbation anthropique*. Sous réserve qu'elle soit assez vaste, elle permet à toutes les espèces qui la composent (biodiversité) de se maintenir à long terme. Le fonctionnement naturel de ces forêts est caractérisé par une lutte permanente entre des arbres et des perturbations (§ 2.2).

Ces forêts primaires, qui occupaient plus de 80% du continent européen après la dernière glaciation, n'ont cessé de régresser sous la pression de l'Homme. Ces rares lambeaux relictuels (il en reste moins de 1%) ne sont pourtant pas encore totalement protégés (§ 2.3).

A défaut de pouvoir reconquérir une grande forêt originelle, certaines mesures de protection et de gestion, augmentant la «naturalité» forestière (§ 3), peuvent néanmoins en restaurer les caractéristiques écologiques et le fonctionnement. C'est dans cette perspective que doit être adopté le concept de naturalité. Le degré de naturalité d'un écosystème correspond à son degré de similitude avec l'écosystème «originel», celui qui se trouverait à sa place si aucune perturbation anthropique* n'avait modifié la dynamique, la structure et la composition forestière. Augmenter la naturalité forestière consiste à augmenter cette similitude, à réduire l'écart entre l'état actuel des forêts et leur état originel. La naturalité se mesure ainsi le long d'un gradient et non de façon binaire. Augmenter le degré de naturalité peut être atteint à long terme en laissant les forêts évoluer librement ou dans une moindre mesure en favorisant certains compartiments forestiers caractéristiques des forêts «primaires» : arbres morts, arbres de gros diamètres, etc.

Si les forêts à caractère naturel (terme qui désigne les forêts à forte naturalité) focalisent aujourd'hui l'attention¹⁸⁷, c'est qu'elles sont remarquables à plus d'un titre (§ 4.1). Elles apportent au sylviculteur les clefs d'une meilleure compréhension de la dynamique forestière. Elles permettent à une multitude d'espèces spécialisées de trouver leur habitat particulier. Ne négligeons pas non plus leur potentiel d'émerveillement, de ressourcement et parfois même de revenus pour l'Homme...

Leur protection et leur gestion pose néanmoins un certain nombre de questions (§ 4.2) auxquels il est aujourd'hui urgent de répondre par des stratégies de conservation (§ 4.3) et des programmes de recherche adaptés (§ 5).

Ce cahier technique, destiné aux gestionnaires actuels et futurs d'espaces protégés et d'espaces forestiers, a pour objectifs :

- de décrire le fonctionnement des forêts à caractère naturel et de préciser le concept de naturalité ;
- de présenter les raisons qui nous incitent à les protéger ainsi que les différents moyens dont dispose le gestionnaire d'espaces naturels pour les étudier et les préserver.

Le signe* placé après un terme technique ou inusuel renvoi au glossaire (§ 7), les numéros en exposant renvoient aux références bibliographiques (§ 8).

4.1.5 A la rencontre de nos racines	44
4.2 Des menaces multiples	45
4.3 Stratégies de conservation	46
4.3.1 Quels objectifs ?	46
4.3.2 Fragmentation : de la théorie des îles...	47
4.3.3 ...à celle des méta-populations	48
4.3.4 Pour un réseau de forêts à caractère naturel protégées	50
4.3.5 Quelle doit être la taille minimale des réserves forestières ?	53
4.3.6 Ilots de vieillissement : archipel de naturalité ou îles flottantes ?	55

Etudier les forêts à caractère naturel

5.1 Choisir et évaluer les méthodes de gestion	57
5.2 Etudes comparatives	57
5.3 La forêt	
5.3.1 Structure des peuplements et dynamique forestière	58
5.3.2 Le bois mort	61
5.4 Espèces et communautés	
5.4.1 La flore vasculaire et la description des habitats forestiers	66
5.4.2 Bryophytes, lichens, champignons et continuité forestière	67
5.4.3 Les insectes saproxyliques et la diversité des micro-habitats	69
5.4.4 Les oiseaux et la structuration des peuplements forestiers	71
5.4.5 Les mammifères et la fragmentation des massifs forestiers	73
5.4.6 Autres exemples...	74

Autres perspectives pour les gestionnaires

6.1 Tuer les mythes	75
6.1.1 La sylviculture obligatoire ?	75
6.1.2 Les insectes ravageurs	75
6.1.3 Les arbres dangereux	77
6.2 Classer les forêts à caractère naturel	78
6.3 Restaurer la naturalité de nos forêts	79
6.3.1 Gestion de conversion	79
6.3.2 «Renaturer» les forêts exploitées	81
6.3.3 Conserver des arbres morts	82
6.3.4 Réintroduire les espèces saproxyliques ?	85
6.4 Certifier les gestionnaires respectueux	86
6.5 Evoluer dans nos réflexions	87
6.6 Echanger nos expériences	88
6.7 Quelles forêts pour demain ?	89

Glossaire	90
-----------	----

Bibliographie	91
---------------	----

Qu'est-ce qu'une forêt à caractère naturel ?

Nul ne peut prétendre gérer efficacement un milieu qu'il ne saurait identifier ou dont il ne connaîtrait du moins sommairement le fonctionnement. L'identification et le fonctionnement des «forêts à caractère naturel» sont singuliers et méritent d'être présentés en détail¹⁵⁶. Le terme de «forêts à caractère naturel» caractérise avant tout un état de conservation (résultant de l'histoire de la forêt), non un habitat déterminé par les conditions stationnelles.

2.1. Plusieurs définitions

Le premier obstacle à une présentation des forêts «naturelles» provient de la multitude des définitions. Plusieurs centaines de définitions ont été proposées pour définir les «forêts anciennes», «climaciques», «primaires», «naturelles», «vierges» et «old-growth forests» (<http://home.att.net> ; <http://www.fao.org>).

La plupart des auteurs limitent l'utilisation de «forêt vierge, primaire ou naturelle» aux forêts n'ayant jamais connu d'impact humain significatif. Cette définition correspond encore assez bien à certaines forêts tropicales (ou l'impact de l'Homme est négligeable).

^{95,127} Le terme nord-américain de «Old-growth forest» («forêt de vieille croissance», «forêt surannée») désigne les forêts dans lesquelles certains arbres de valeur ont parfois ponctuellement été prélevés, mais sans que leur composition et physionomie originelle n'aient été modifiées⁹⁰.

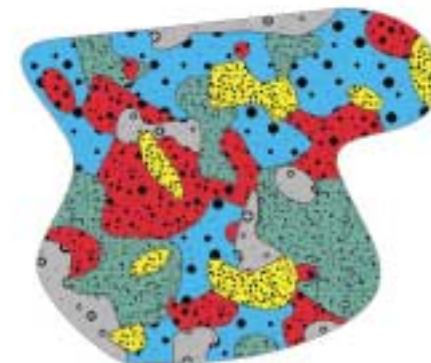
Les auteurs britanniques parlent quant à eux souvent d'«Ancient Woodlands» (Bois Anciens) pour désigner les forêts les plus naturelles de leurs îles. Ce terme caractérise néanmoins plus la continuité forestière (depuis plusieurs siècles) que la naturalité (certaines de ces forêts étant exploitées).

En France, différents termes sont utilisés : «forêt vierge» (que l'homme moderne n'a pas altéré), «primaire» (à dynamique naturelle ininterrompue depuis leur origine spontanée), «naturelle» et «originelle» en sont quelques exemples. Les forêts françaises ayant toutes ou presque été altérées par des activités humaines (ne serait-ce que par les activités anciennes, la pollution atmosphérique ou l'élimination des grands carnivores), les termes plus conciliants de «forêt à caractère naturel», «sub-naturelle» ou «sub-primaire» ont été proposés pour désigner celles dont la naturalité (§ 3) était encore forte. L'appellation «sub-primaire» ou «sub-naturelle» nous paraissant quelque peu péjorative et trop binaire, c'est le terme de forêt à caractère naturel que nous avons retenu pour définir les forêts françaises à forte naturalité.

Le terme de forêts à caractère naturel utilisé dans ce cahier technique caractérise :

- des écosystèmes qui se distinguent par la présence de vieux arbres et par les caractéristiques structurales qui y sont rattachées ;
- des forêts englobant les derniers stades du développement stationnel, stades typiquement différents des stades plus récents par la taille des arbres, l'accumulation de grandes quantités de bois morts, le nombre de strates arborescentes, la composition spécifique et les fonctions écologiques ;
- des forêts sans traces d'exploitation récente et constituées d'essences autochtones.

L'appellation de «Réserve forestière intégrale» («Strict forest reserve») fait référence à un statut de protection strict proscrivant l'exploitation sylvicole. Ce type de réserve protège habituellement des forêts à forte naturalité. Dans certain cas néanmoins, il s'agit de forêts jusqu'alors exploitées mais dont on souhaite à l'avenir augmenter la naturalité.



La mosaïque sylvatique

La mosaïque sylvatique renvoie à une vision macroscopique de la forêt. Elle englobe des éco-unités (surfaces représentées ici par des couleurs différentes selon la phase sylvigénétique ; § 2.2.2) qui, vues d'avion, apparaîtraient comme autant de groupes d'arbres d'âges sensiblement voisins. Les arbres (points noirs), dont la taille moyenne diffère dans chaque phase sylvigénétique, occupent chacun un espace propre appelé écotope.

Les éco-unités sont de taille variable. Dans les régions boréales où les incendies sont des perturbations habituelles (dynamique catastrophique ; § 2.2.5), il n'est pas rare qu'une même unité de régénération couvre plusieurs dizaines voire plusieurs centaines de km². En Europe tempérée où l'éco-unité correspond le plus souvent à l'emprise d'un ou de quelques arbres abattus par le vent (dynamique douce ; § 2.2.5), les unités de régénération ont habituellement un diamètre de 15 à 50 m.

Dans la forêt à caractère naturel de La Tillaie à Fontainebleau, 90% des éco-unités ont un diamètre compris entre 15 et 30 m⁹⁵. Dans la forêt à caractère naturel de Neuenburg en Allemagne du Nord, 45% des éco-unités ont un diamètre de 15 à 30 m, les autres étant réparties dans différentes classes comprises entre 30 et 75 m¹⁰⁰.

2.2. Un fonctionnement complexe

2.2.1 L'unité de régénération et la mosaïque sylvatique

Depuis Jones⁹⁰, qui proposa en 1945 une première analyse de la structuration et de la dynamique des forêts tempérées, Oldeman¹³⁸ est probablement l'auteur ayant donné la description la plus complète du fonctionnement des écosystèmes forestiers, en précisant notamment les concepts d'«éco-unités» et de «mosaïque sylvatique».

On observe dans les forêts naturelles une organisation selon un emboîtement d'unités différentes :

- l'écotope : espace occupé par un arbre au cours de sa vie ;
- l'unité de régénération ou éco-unité : «surface où, à un moment donné, un développement de végétation a commencé» (emplacement libéré à un moment donné par la mort d'un ou de plusieurs arbres morts simultanément) ;
- la mosaïque sylvatique (ou éco-mosaïque) : agencement d'unités de régénération souvent d'âges différents.

2.2.2 Phases et cycles sylvigénétiques

Au cours de son développement, l'éco-unité (§ 2.2.1) va connaître plusieurs stades : un stade de jeunesse caractérisé par la régénération et la croissance en hauteur des jeunes arbres, un stade de maturation caractérisé par la croissance en épaisseur (tronc) et en largeur (couronne) des arbres et un stade de vieillesse lors duquel la croissance des arbres ralentit et leur mortalité augmente, permettant ainsi à un nouveau stade de jeunesse d'apparaître.

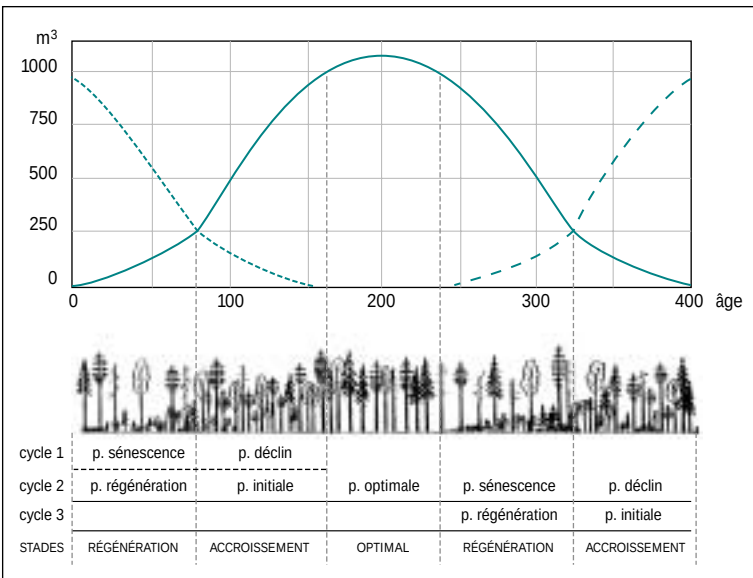
Ces stades sont constitués de 5 phases sylvigénétiques différentes : phase de régénération, initiale (ou d'accroissement), optimale, de sénescence et de déclin.

Dans le cas de forêts à «dynamique douce» (la majorité des forêts d'Europe tempérée), les éco-unités sont de petite taille (moins de 50 m² le plus souvent). Dès qu'une perturbation génère l'ouverture d'une nouvelle éco-unité, un nouveau cycle démarre. Dans ce type de forêts, les nouveaux cycles démarrent habituellement avant que les anciens ne soient totalement achevés. Plusieurs phases peuvent donc se chevaucher sur une même unité : la phase de régénération d'un nouveau cycle débutant dès que les premiers arbres morts d'un cycle ancien (en phase de sénescence) permettent à la lumière de percer la canopée.

S'inspirant de Leibundgut¹³¹, Korpel¹⁰¹ organise ainsi ces cinq phases sylvigénétiques au sein de trois stades successifs :

- le stade de régénération ou de dégénérescence, comprenant simultanément :
 - la phase de sénescence constituée d'arbres mourants du cycle 1
 - la phase de régénération constituée de jeunes semis du cycle 2
- le stade d'accroissement, comprenant simultanément :
 - la phase de déclin constituée d'arbres morts du cycle 1

- la phase initiale constituée de jeunes arbres du cycle 2
- le stade optimal, comprenant :
 - la phase optimale représentée par des arbres en pleine croissance du cycle 2
- à nouveau le stade de régénération, comprenant simultanément :
 - la phase de sénescence du cycle 2
 - la phase de régénération constituée de jeunes semis du cycle 3



Modèle de sylvigénèse pour une hêtraie-sapinière¹⁰⁰ à dynamique douce.
La figure présente la succession des stades et phases sylvigénétiques et (dans sa partie supérieure) l'évolution de la biomasse (en m³/ha) pour trois cycles sylvigénétiques successifs. Fin du cycle 1 (pointillés) ; cycle 2 (ligne pleine) ; début du cycle 3 (ligne entrecoupée).

L'étude de la sylvigénèse nous permet déjà de distinguer certaines particularités des forêts à caractère naturel à dynamique douce par rapport aux forêts exploitées (voir également § 2.2.6) :

- tous les stades sont présents et certaines phases sont rencontrées simultanément sur une même éco-unité ;
- certaines phases sont spécifiques aux forêts naturelles (sénescence et déclin) ;
- à l'échelle d'une éco-unité, la biomasse totale est toujours élevée (variant dans notre exemple entre 500 et 1000 m³/ha) ;
- un cycle complet est très long (400 ans ici).

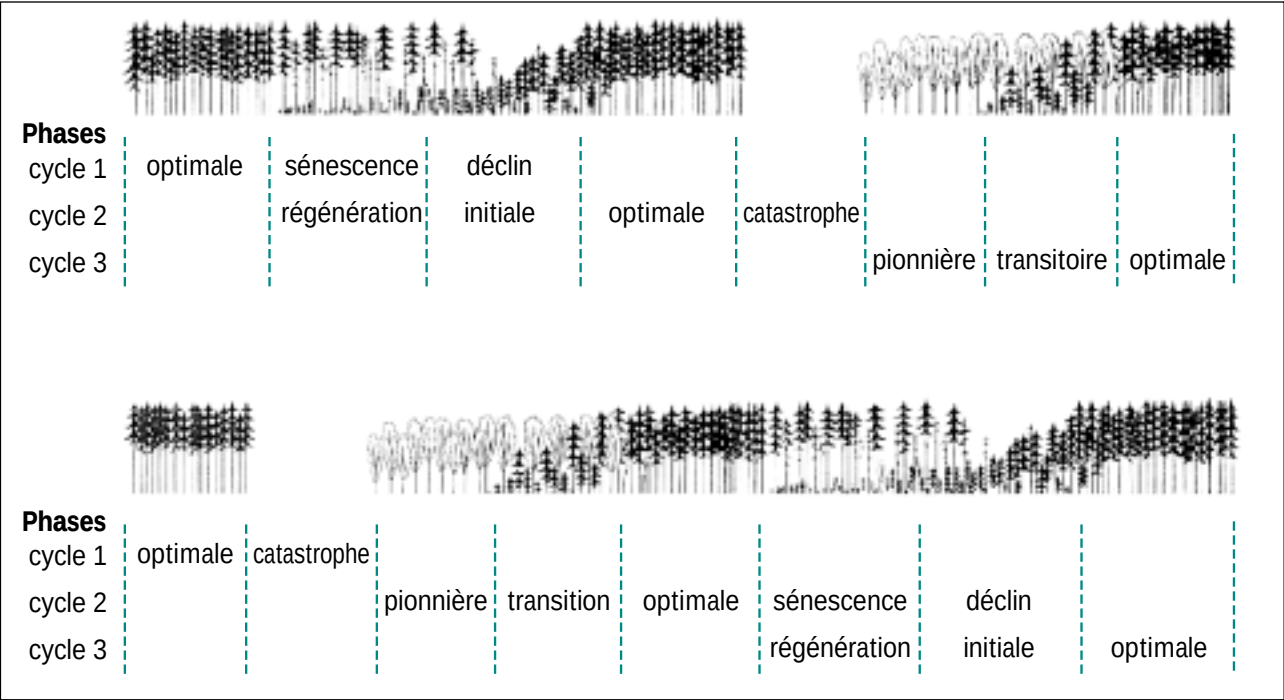
Cet exemple est donné pour un peuplement mélangé de hêtre, sapin blanc et épicéa mais ce fonctionnement est relativement universel pour les forêts tempérées à dynamique douce. Seules les valeurs vont changer selon les essences et les conditions stationnelles.

Lorsque la dynamique forestière est de type «catastrophique» (perturbations fortes : incendies, tempêtes violentes, cours d'eau à lit mobile), la sylvigénèse est quelque peu différente. Après la mort brutale et rapide de tous les arbres sur de grandes surfaces (éco-unité de plusieurs ha), on observe une première régénération d'essences héliophiles* (essences à bois tendre dans les forêts alluviales, bouleaux et peupliers trembles dans les forêts boréales européennes, etc.). Lorsque ces essences pionnières auront atteint un certain stade de développement, les essences climaciques (dont

la régénération nécessite habituellement des conditions d'ombre ou de mi-ombre) apparaîtront en sous bois et remplaceront peu à peu les essences pionnières : c'est la phase de «transition»¹⁵⁷. Cette phase de transition sera suivie par la phase optimale à laquelle les essences pionnières auront pratiquement disparues. Puis, selon les nouvelles perturbations, la sylvigénèse se poursuivra par les phases de sénescence et déclin (dynamique douce) ou par une nouvelle colonisation de l'éco-unité par les essences pionnières dans le cas d'une nouvelle perturbation catastrophique.

Selon le type et la fréquence des perturbations, la sylvigénèse peut aisément passer d'une dynamique douce à une dynamique catastrophique et vice versa (voir figure ci-dessous), même si l'une de ces deux dynamiques est habituellement dominante.

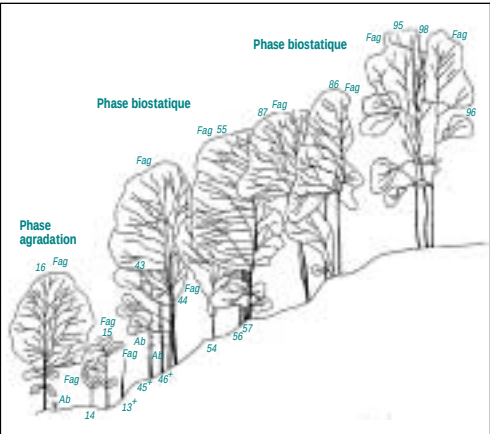
Modèle de sylvigénèse pour une pessière boréale transitant d'une dynamique douce à une dynamique catastrophique (haut) et vice versa (bas)¹⁵⁷.



2.2.3 L'approche architecturale

Dans le chapitre précédent, les processus sylvigénétiques n'étaient considérés qu'à l'échelle des éco-unités. On attribue à chaque unité un stade de développement selon sa physionomie et la sylvigénèse est appréhendée à travers la succession des phases sylvigénétiques. Cette approche, facile à comprendre et à étudier, ne présente pas de façon explicite les relations entre les trois niveaux hiérarchiques (écotopes, éco-unité, éco-mosaïque), relations qui sont pourtant les véritables moteurs de la sylvigénèse.

L'approche architecturale proposée par Oldeman et Hallé^{73,138}, de mise en œuvre plus lourde, permet de combler cette lacune. Par l'analyse de profils architecturaux horizontaux et verticaux, elle permet de déterminer de façon objective la phase sylvigénétique de chaque éco-unité.



Profil architectural d'une hêtraie-sapinière dans la Réserve naturelle du Massif du Grand Ventron (D. Closset, inédit).

Le premier niveau de cette analyse est l'arbre et l'architecture qu'il développe. Cette architecture, programmée génétiquement et soumise aux conditions environnementales, révèle les modifications du milieu et les éventuels traumatismes subis par l'arbre. Au cours de sa vie, l'arbre acquiert différents statuts révélés notamment par le rapport entre sa hauteur (H) et son diamètre à hauteur de poitrine (DBH). Lorsque $H \ll 100.DBH$, l'arbre est dit du passé. Il atteint la fin de sa vie et est souvent malade ou cassé. Lorsque $H > 100.DBH$, il s'agit d'un «arbre potentiel» : il a encore un important potentiel de croissance en hauteur pour arriver à la lumière et acquérir au plus vite le statut d'arbre dominant. Lorsque $H \approx 100.DBH$, l'arbre est considéré comme un «arbre du présent» : il a atteint la voûte et privilégie une croissance en épaisseur du tronc et de son houppier. C'est l'analyse fine de ce premier niveau d'organisation et sa prise en compte pour interpréter les deux niveaux suivants (éco-unité et mosaïque sylvatique) qui constitue la principale différence entre l'approche traditionnelle (§ 2.2.2) et l'approche architecturale.

2.2.4 Les perturbations, moteurs de la dynamique forestière

La dynamique forestière n'est pas immuable. Elle est sujette à des variations qui dépendent des espèces forestières, de leur longévité, des conditions stationnelles, des perturbations, et bien entendu de l'action de l'homme qui amplifie ou atténue l'impact de ces perturbations.

Les perturbations influencent la dynamique notamment en modifiant la durée des phases, voire même en supprimant certaines phases. Une tempête pourra par exemple initier la phase de régénération de façon anticipée.

Certaines perturbations entraînent un affaiblissement des espèces et de l'écosystème, les rendant plus sensibles à d'autres perturbations (effet en cascade). Inversement, une perturbation pourra contribuer à renforcer et stabiliser l'écosystème (lorsque les espèces développent des stratégies de défense et d'adaptation : renforcement des défenses immunitaires, sélection d'écotypes résistants, etc.). La résistance de l'écosystème forestier aux perturbations dépend principalement de l'état général des arbres : leur adaptation à la station, leur alimentation en eau et nutriments, leur espace vital, leur capacité de régénération et leur état sanitaire étant les facteurs les plus importants¹³⁹.

Pour apprécier la naturalité d'un écosystème forestier (§ 3), il est indispensable de bien distinguer les perturbations naturelles des perturbations anthropiques*.

Les inondations sont par exemple des perturbations naturelles. Mais lorsque leur fréquence ou intensité augmente suite à l'aménagement des bassins versants (urbanisation, mise en culture ou exploitation forestière intensive), leur impact, accentué, a alors une origine anthropique*.

Chaque niveau hiérarchique transfère des fonctions écologiques aux niveaux hiérarchiques supérieurs, fonctions qui permettent d'aboutir à l'organisation générale très stable des forêts à caractère naturel. Ces interactions sont fondamentales pour l'organisation du système¹³⁷.

L'impact d'une perturbation dépendra de son intensité, du moment auquel elle intervient (gelées et tempêtes plus graves en mai lorsque les arbres sont feuillés qu'en décembre) et de la capacité qu'auront les individus, les populations et les communautés perturbés à se défendre.

Forêt alluviale inondée (saulaie dans la Réserve naturelle du Delta de la Sauer ; photo : Bernard Boisson)



Dégâts de la tempête Lothar de 1999 (forêt de Rambouillet ; photo : Bernard Boisson)



Incendie d'une forêt méditerranéenne (Photo : Bernard Boisson).



Les dégâts de tempêtes, les bris dus à la neige et les gelées tardives sont également des perturbations naturelles dont l'impact peut être aggravé par l'Homme par exemple lorsque les essences sont inadaptées à la station.

Le feu, élément indissociable de la dynamique forestière dans certaines régions et notamment dans les forêts boréales, est une perturbation naturelle supposée rare en Europe tempérée. La foudre n'entraînant habituellement dans ces forêts que la perte de quelques arbres, son impact semble en effet négligeable. L'histoire des incendies mériterait néanmoins d'être étudiée dans nos forêts tempérées car en l'absence d'exploitation, les volumes de bois mort (combustible potentiel) étaient jadis beaucoup plus élevés et les incendies, même occasionnels, ont pu jouer un rôle important dans la dynamique forestière. Notons qu'en zone méditerranéenne, le feu est très souvent une perturbation anthropique* (d'origine criminelle ou accidentelle).

Les dégâts causés par les champignons, insectes pathogènes, rongeurs et grands herbivores sont des perturbations naturelles mais elles aussi peuvent être accentuées par l'action de l'Homme. Des plantations d'épicéa inadaptées à la station seront plus sensibles aux chablis entraînant l'ouverture de lisières et une surchauffe du cambium, conditions favorables aux pullulations de scolytes. Habituellement «pacifiques», les scolytes pourront, en cas de pullulation, infester des arbres sains (§ 6.1.2).

Une couverture herbacée dense, favorable aux rongeurs, peut également avoir pour origine une perturbation naturelle (chablis de vent ou de neige) ou anthropique* (coupe rase, pollution azotée).

Enfin, dans le cas des dégâts de grands herbivores, force est de constater que la grande majorité des perturbations à l'origine des déséquilibres sylvi-cynégétiques est anthropique*, l'amélioration de l'habitat (lisières), de l'alimentation, de la fécondité et de la survie hivernale par les nourrissages, la disparition des prédateurs et le dérangement (stress) étant les facteurs aggravants les plus importants.

Nous n'avons pas abordé ici la gestion sylvicole qu'il convient pourtant, dans ce contexte, de considérer comme une «perturbation» (très souvent la plus importante) du fonctionnement naturel des forêts. S'agissant d'un point particulier et extrêmement important sur lequel l'action des gestionnaires est déterminante, nous lui avons consacré un chapitre distinct (§ 2.2.6).

2.2.5 Les grands types de structures forestières en France

Les structures observées dans les forêts à caractère naturel dépendent largement du régime de perturbation. Certaines résultent d'une «dynamique douce» où les perturbations, de faibles intensités, engendrent de petites ouvertures. D'autres sont modelées par des perturbations touchant de grandes surfaces («dynamique catastrophique»). La «dynamique douce» produit des structures «irrégulières» où des arbres de tailles variées sont intimement mélangés. La «dynamique catastrophique» génère des structures «régulières» avec des arbres de même âge sur de vastes surfaces (§ 2.2.2).

Exemples de structures issues d'une dynamique «douce»

LES FORÊTS MIXTES RICHES EN CHÊNE⁵⁶ :

La dynamique des chênes, souvent en faible densité, se superpose et domine celle d'essences moins longévives (hêtre, charme, érable, tilleul, etc.) qui se renouvelleront plusieurs fois durant la vie d'un chêne. Du fait de sa grande longévité, quelques dizaines de semis par hectare et par siècle suffisent à assurer le maintien à long terme du chêne à la faveur de grandes trouées occasionnelles.



LES FORÊTS ALLUVIALES À BOIS DUR^{28,34} :

Situées à la marge du lit majeur, ces forêts présentent une dynamique analogue au type précédent : le chêne pédonculé s'installe dès les stades pionniers générés par la dynamique fluviale et s'y maintient du fait de sa grande longévité. Il est accompagné par

Les grands herbivores, par leur action significative sur les processus de régénération, font partie intégrante de l'écosystème forestier et de sa dynamique. L'impact des grands herbivores, qu'ils soient sauvages ou domestiques (pâturage en forêt), entraîne de profondes modifications de l'écosystème forestier : modification de la flore et des réseaux trophiques, régénération limitée à certaines essences (abrouissement sélectif), déstabilisation physique (chablis) et fonctionnel de l'écosystème. Il est néanmoins faux de penser que leurs densités (et leurs impacts) sont systématiquement plus élevées aujourd'hui qu'elles ne l'étaient dans les forêts originelles. La diversité des espèces était alors bien plus grande (bisons, aurochs, tarpans) et les «dégâts», déplorés aujourd'hui, sont peut être bien inférieurs à ce qu'ils étaient jadis. L'image répandue de la grande forêt dense et uniforme du début du néolithique est d'ailleurs de plus en plus contestée par ceux qui lui préfèrent celle d'une forêt semi-ouverte (prés-bois, fourrés)¹⁹¹.



Structures issues d'une dynamique «douce» :
Forêt alluviale (Réserve naturelle d'Offendorf),
Forêt mixte riche en chêne (Tronçay),
(Photos : Bernard Boisson)



Structures issues d'une dynamique «douce» :
Forêt à fortes contraintes écologiques (Réserve naturelle Grand Ventron) et forêt mixte de montagne (Jura)
(Photos : Bernard Boisson)

de nombreuses essences «post-pionnières» (frênes, ormes, tilleuls, érables, etc.) et pionnières (peupliers noirs ou blancs) qui se régénèrent dans de petites trouées initiées par la mort d'arbres ou par l'érosion lors de crues. L'inondation régulière est une perturbation indispensable au maintien de cette structure car elle empêche l'installation d'essences d'ombre (hêtre et charme) dont la colonisation engendrerait une fermeture importante de la structure.

LES FORÊTS MIXTES DE MONTAGNE (HÊTRAIE SAPINIÈRE PESSIÈRE)^{158, 124} :

L'élément déterminant de ces forêts est la faculté des semis (de sapin et dans une moindre mesure de l'épicéa et du hêtre) de pouvoir attendre en sous bois pendant plus d'un siècle avant d'accélérer leur croissance à la faveur d'une trouée pour atteindre la voûte. La croissance d'un arbre est ainsi déterminée par sa situation et non par son âge. Ainsi un sapin âgé de 250 ans peut être «sénescant» s'il n'a connu qu'une courte phase d'attente ou «jeune» s'il est resté sous couvert.

LES FORÊTS À FORTES CONTRAINTES ÉCOLOGIQUES :

Du fait de fortes contraintes édaphiques*, climatiques et/ou biologiques, le peuplement est très clair. Chaque arbre est en croissance libre (pas de concurrence avec les voisins) et assure sa propre stabilité (arbre de fort diamètre, souvent peu élevé, avec de nombreuses branches basses). On rencontre notamment cette structure à l'étage subalpin (cembraies*, pessières) du fait de la rigueur du climat et sur éboulis ou en pied de falaise du fait de l'instabilité du substrat et de la chute de blocs.

Structures issues d'une dynamique «catastrophique»

Peuplements mono-spécifiques qui ont tendance à évoluer vers des structures «régulières», fermées, qui s'écroulent simultanément sur de grandes surfaces à la faveur de perturbations fortes (tempêtes, incendies). Certaines hêtraies collinéennes, pessières subalpines sur

Qu'est-ce qu'une forêt à caractère naturel

tourbe, les forêts boréales (souvent régénérées par le feu) et les pinèdes de pin à crochet (exemple du Parc national suisse) sont dans ce cas. La régénération se fait le plus souvent par des espèces pionnières (mélèze dans les pessières et cembraies* subalpines, bouleau et tremble en contexte collinéen et boréal, saules en contexte alluvial, etc.) avant le retour des espèces des stades matures (voir également fin du § 2.2.2).

2.2.6 La sylviculture à l'épreuve de la sylvigénèse

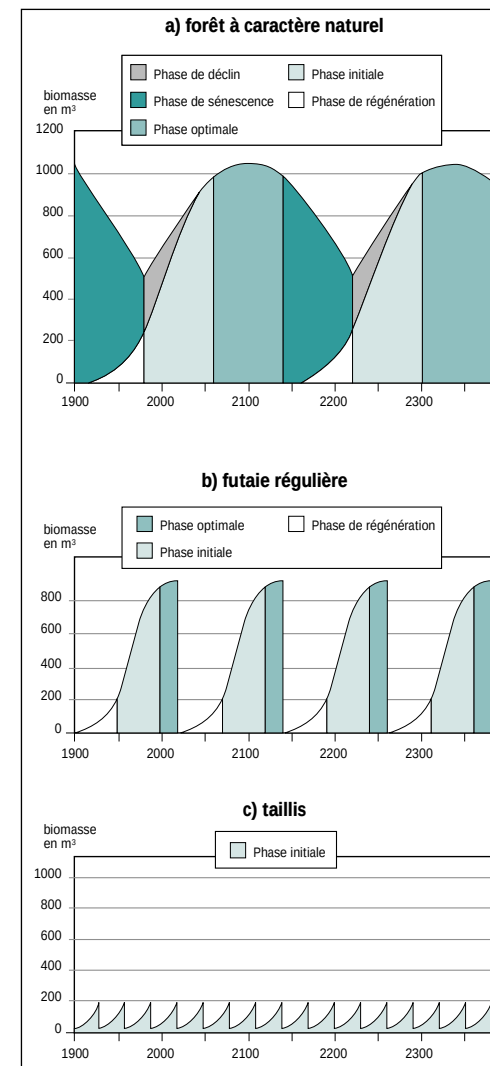
Nous avons déjà attribué aux forêts naturelles à dynamique douce (dominantes en France) certaines caractéristiques : phases spécifiques (sénescence et déclin), biomasse élevée, cycle long (§ 2.2.2).



En quoi les principaux modes de gestion pratiqués en forêt de production diffèrent-ils de ces caractéristiques ?

- Dans les forêts exploitées en futaie régulière, les phases de sénescence et de déclin sont absentes et chaque stade ne compte qu'une phase. Après exploitation, la biomasse ligneuse atteint des valeurs proches de zéro. L'exploitation intervenant avant la maturité

Structures et gestion sylvicole
Futaie régulière (forêt de Brocéliande), futaie irrégulière (Pyrénées Orientales), taillis (Aveyron) et forêt à caractère naturel (RB de Fontainebleau ; photos : Bernard Boisson)



Modèles de succession des phases sylvigénétiques selon le type de gestion

Les futaies régulières (b) se distinguent des forêts à caractère naturel (a) par l'absence de certaines phases, la brièveté des cycles et la chute brutale de la biomasse à la fin de chaque cycle. Les taillis (c) ont des cycles encore plus courts, une phase unique et des niveaux de biomasse très faibles compte tenu de la brièveté des rotations.

LES FORÊTS À CARACTÈRE NATUREL À DYNAMIQUE DOUCE SE DISTINGUENT DES FORÊTS EXPLOITÉES PAR :

- La durée totale du cycle (plus longue)
- La biomasse importante (même lors de la phase de régénération) ;
- La présence simultanée, à l'échelle de l'unité de régénération, de plusieurs phases (sauf pour le stade optimal)
- la présence des phases de sénescence et de déclin et donc la forte nécromasse*.

Qu'est-ce qu'une forêt à caractère naturel

du peuplement (200 ans dans notre exemple), les phases sont abrégées et la durée du cycle est plus courte (souvent moins de 150 ans). Ce traitement sylvicole se rapproche de la dynamique des forêts à dynamique catastrophique mais en diffère par la brièveté des cycles (pas d'arbres très âgés) et les faibles niveaux de nécromasse en fin de cycle. Ces futaies couvrent plus de 45% de la surface forestière française.

- Le taillis peut être assimilé à une futaie régulière à cycle encore plus court (15 à 30 ans) ; la phase optimale et celle de régénération sont absentes. La repousse des arbres est assurée à partir de cépées, seule la phase initiale est présente.
- l'impact de la sylviculture dans les futaies irrégulières (5% des forêts françaises) est identique à celui décrit pour les futaies régulières. La seule différence réside dans la taille des unités de régénération (appelées «parquets» ou «bouquets»). De surfaces plus réduites (quelques dizaines ou centaines de m²) que dans les futaies régulières, ces coupes auront un impact écologique limité car les distances que devront notamment parcourir les espèces strictement forestières pour retrouver le couvert nécessaire à leur survie seront plus courtes. Les espèces à faible mobilité ne pouvant survivre que si la continuité spatio-temporelle de leur micro-habitat est assurée à petite échelle (§ 5.4.2), elles se maintiendront donc mieux dans ces futaies que dans les futaies régulières.
- les futaies jardinées sont exploitées «pieds par pieds» et l'unité de régénération correspond ainsi à l'«écotop» (§ 2.2.1). Le fait d'avoir des arbres d'âges très différents sur de petites surfaces confère à ces forêts une structure rappelant celle des forêts à caractère naturel à dynamique très douce (certaines stations à fortes contraintes). Bien que salubre pour de nombreuses espèces, la présence continue d'arbres peut être néfaste pour d'autres (héliophiles*) et l'appréciation de la naturalité de ces forêts devra donc tenir compte du type de dynamique dominante dans la région considérée. Les futaies jardinées auront en effet un fonctionnement proche de celui des forêts naturelles dans les régions à dynamique très douce (versants protégés du massif vosgien par exemple), non dans les régions à dynamique catastrophique.

- Il existe un dernier type de gestion regroupant plusieurs strates sur une même parcelle : le taillis sous futaie. Dans ces peuplements, bien répandus en France (chênaies), on tente de favoriser à la fois un étage d'arbres dominants (bois d'œuvre) et un sous étage de bois de feu (noisetiers, charmes, châtaigniers, etc.). La strate inférieure étant traitée en cépées, elle ne suit qu'une phase initiale contrairement aux arbres dominants qui eux suivent les trois phases de la futaie (régénération, initiale, optimale). L'originalité de ce traitement sylvicole, comparé aux forêts naturelles, réside dans le fait qu'on a superposition de deux unités de régénération de taille différente. Pour le taillis, l'unité de régénération aura généralement



la taille de la parcelle (comme dans la futaie régulière) alors que les arbres élevés en futaie seront régénérés à l'échelle de l'écotopie (pieds par pieds) comme dans la futaie jardinée. Les conditions de vie rencontrées dans ces forêts restent très éloignées de celles des forêts naturelles puisque le milieu est soit totalement ouvert (après exploitation du taillis), soit totalement fermé (après repousse).

2.2.7 Le bois mort, source de vie

En l'absence des phases de vieillesse dans les forêts exploitées, le volume de bois mort est parfois une variable suffisante pour distinguer ces forêts des forêts à caractère naturel⁶⁵. Sa rareté n'y est pas surprenante : l'objectif du sylviculteur est de valoriser le bois, non de le laisser se décomposer ou d'offrir le gîte aux insectes xylophages. Les forêts sont donc exploitées avant que les arbres ne meurent et ceux qui périssent avant l'heure (couchés par les tempêtes par

Les différents types de bois mort rencontrés en forêt (sur pieds, couché, plus ou moins décomposé et colonisé par les mousses, champignons et insectes) sont autant de micro-habitats particuliers pour les espèces saproxyliques (Réserves naturelles de La Massane, du Grand Ventron, du Frankenthal et réserve biologique de Fontainebleau ; photos : Bernard Boisson et Olivier Gilg)

Dans les forêts à caractère naturel de la zone tempérée, on rencontre souvent plusieurs dizaines d'arbres morts (50 à 150 m³ par ha^{4,63,65,78,139,144}. Dans les forêts mixtes de montagne, ces valeurs peuvent atteindre 300 m³/ha³ et dans les vieilles forêts de conifères d'Amérique du Nord, elles dépassent parfois même les 1000 m³/ha¹³⁹ du fait de la forte productivité et des faibles taux de décomposition (< 1%/an ; voir § 2.2.8). Même dans les forêts boréales, pourtant peu productives, le volume de bois mort peut dépasser 150 m³/ha^{60,163,186} (moyennes de 60-90 m³/ha au sud et 20 m³/ha au nord¹⁶⁴).



Principaux types de micro-habitats «bois mort» d'une forêt

1 : branches mortes des arbres vivants ; 2 : petites cavités ; 3 : grosses cavités remplies de bois décomposé ou de terreau ; 4 : gros arbre mort sur pieds (chandelier) ; 5 : gros arbre mort cassé par une tempête ou la chute d'un autre arbre (volis) ; 6 : petits arbres morts sur pieds (sélection lors de la phase initiale) ; 7 : arbres morts au sol (chablis) ; 8 : arbre mort couché mais dont une extrémité seulement touche le sol (conditions d'hygrométrie intermédiaire entre chandelier et chablis) ; 9 : branches mortes au sol ; 10 : écorce des arbres morts plus ou moins décollée ; 11 : souche d'exploitation ; 12 : résidus d'exploitation fins (tas de branches) ; 13 : résidus d'exploitation grossiers (portion de tronc carié) ; 14 : litière et débris ligneux fins (petites branches et brindilles) ; 15 : racines mortes.

exemple) sont habituellement valorisés (20% ou plus du bois récolté dans certaines forêts peuvent provenir de chablis et de dégâts de neige¹³⁹). En France, 75% des forêts ont ainsi des volumes de bois mort quasi nuls et plus de 90% des volumes < 5 m³/ha¹⁹⁰.

Dans les forêts à faibles rendements, l'exploitation du bois mort se fait parfois à pertes. Le bois mort «dérange», «salit la forêt» et menace de mort le promeneur «comme une épée de Damoclès» peut-on encore parfois entendre. On justifie alors l'exploitation des chablis par des arguments sociaux (maintien des emplois), sanitaires (§ 6.1.2) ou sécuritaires (§ 6.1.3), plutôt que de les laisser se décomposer sur place. Dans certaines régions (méditerranéenne par exemple), la crainte des incendies est un argument supplémentaire pour bannir le bois mort (combustible potentiel) des forêts.

Le bois mort peut avoir différentes formes. Il est habité par de nombreux taxons*. Son abondance et sa distribution varient dans le temps et l'espace, selon les perturbations et la sylvigénèse. En règle générale, l'accumulation de bois mort est plus importante dans les forêts de conifères (plus de bois mort produit et dégradation plus lente) que dans les forêts de feuillus (climats plus chauds accélérant la décomposition). Les arbres morts déracinés par les tempêtes se reconnaissent aux larges souches des chablis, monticules de terre parfois hauts de plusieurs mètres. Les arbres fortement enracinés cassent parfois à mi-hauteur (volis) produisant ainsi du bois mort sur pieds et du bois mort au sol. Lorsqu'ils dépérissent sur pieds, les arbres commencent par perdre une partie de leurs branches. Ayant alors moins de prise au vent, ils peuvent demeurer ainsi plusieurs années avant de s'effondrer lorsque leurs racines seront pourries.

Le bois mort assure plusieurs fonctions en forêt :

- SA DÉCOMPOSITION libère le carbone et les éléments minéraux stockés dans la cellulose pour les remettre à disposition des plantes. Ces éléments sont souvent redistribués de façon homogène autour de l'arbre mort grâce à l'action des champignons saproxyliques* et de leurs réseaux mycéliens (§ 5.4.2). Le bois mort peut également faire office de pépinière pour les semis de certaines essences (notamment dans les forêts de montagne et les forêts boréales à litière épaisse).
- LES TRONCS COUCHÉS AU SOL (chablis) ont également une action sur la géomorphologie en limitant l'érosion des sols lors de fortes pluies. L'érosion sur les flancs du Mont St Héliène fut par exemple plus importante après les coupes forestières qu'après l'éruption volcanique de 1980 qui, bien qu'ayant causé la mort de tous les arbres sur plusieurs km à la ronde, les avait laissés sur place¹⁴⁴. Les chablis couchés en travers de la pente limitent également la chute des pierres en contrebas⁶⁶.
- POUR L'ÉCOLOGUE, le bois mort est avant tout un habitat particulier offrant gîte et couvert à certaines espèces. La vie et la mort sont de fait indissociables dans une forêt naturelle. L'exploitation forestière



Le bois mort sert de pépinière à de nombreuses espèces ligneuses : épicéa, bouleau ou comme ici des aulnes (Photo : Daniel Vallauri).

amputant le cycle sylvigénétique des phases de sénescence et de déclin (phases hétérotrophes*) au seul profit des phases autotrophes* (production primaire liée à la photosynthèse), il n'est pas exagéré d'affirmer que la gestion sylvicole, en prélevant les bois morts, supprime plus de la moitié des micro-habitats présents dans une forêt naturelle⁵ (figure p.17). La perte en espèces est légèrement moins importante compte tenu du caractère ubiquiste de certaines d'entre elles (présentes à la fois dans les phases forestières jeunes et âgées) mais peut néanmoins dépasser 30% pour certains groupes taxonomiques, notamment les insectes qui regroupent 90% des espèces animales (§ 5.4.3). Comme l'ont démontré certains auteurs, le bois mort est souvent la variable qui explique le mieux la biodiversité forestière^{38,135}. Plus le bois mort est varié (différents micro-habitats) et plus le nombre d'arbres morts de gros diamètre est important, plus la diversité sera élevée^{135,136} et le nombre d'espèces patrimoniales (menacées à l'échelle régionale) important¹¹.

LES OISEAUX CAVERNICOLES sont souvent associés à la présence de bois mort. Les cavernicoles secondaires (chouettes, mésanges, pigeon colombin, grimpereaux, sittelle, lérot, martre, chauves souris) utilisent soit les cavités naturelles qu'elles trouvent dans des branches ou troncs partiellement morts, soit les cavités creusées par les cavernicoles primaires creusant eux même leurs loges (pics). Ces derniers, capables de creuser du bois sain, recherchent plutôt les arbres morts ou à cœur pourri pour creuser leurs loges. Les cavernicoles utilisent chacun plusieurs cavités (nidifications successives, repos) et les arbres de diamètre inférieur à 10 cm n'ont que peu d'intérêt pour eux. Leur maintien est donc tributaire d'une densité élevée d'arbres morts ou (à cavités) de gros diamètres. Si le choix de cavités est limité, la reproduction sera médiocre (nids mal orientés, humides, éloignés des zones d'alimentation) et la prédation plus importante. Même après leur chute, les arbres creux continueront à être utilisés par certains vertébrés (batraciens, reptiles, rongeurs mycophages...) pour l'alimentation, la reproduction ou le repos.



Champignons, mousses et insectes saproxyliques* sont souvent associés sur le bois mort (Photo : Bernard Boisson).



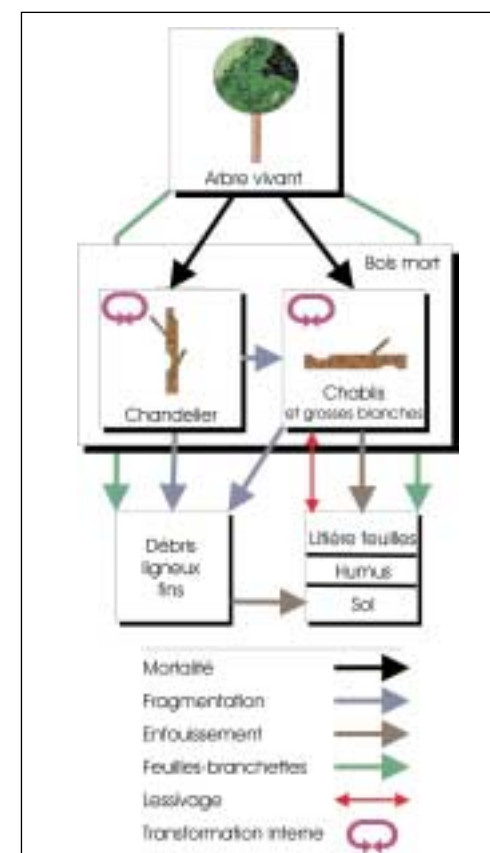
Les arbres morts offrent souvent gîte et couvert aux espèces cavernicole et notamment aux pics (Photo : Bernard Boisson).

LES CHAMPIGNONS et insectes saproxyliques* sont des taxons très importants de nos forêts (plusieurs milliers d'espèces). Leur richesse est conditionnée notamment par les essences forestières. Les coléoptères saproxyliques* sont ainsi plus nombreux sur le chêne (900 espèces) que sur le bouleau (700), le hêtre (600) ou l'épicéa (300)¹³⁹. Chaque taxon* joue un rôle particulier dans le cycle de décomposition du bois mort. Les champignons transforment successivement les sucres, la cellulose puis la lignine. Certains insectes mangent directement le bois (xylophages), d'autres se nourrissent des champignons présents sur le bois mort (mycophages), d'autres encore sont prédateurs des premiers, etc. Ces espèces ont également des exigences particulières. Les plus tolérantes pourront survivre dans les quelques souches et petites branches mortes encore présentes dans les forêts exploitées. D'autres, plus exigeantes ou à mobilité réduite, ne survivront qu'en présence de quantités importantes et homogènes de bois mort. Les variations d'humidité et de température étant peu importantes dans les bois morts de gros diamètres, ces habitats sont indispensables à la survie de certaines espèces dont les larves se développent sur plusieurs années ou qui ne colonisent les arbres morts qu'après 4-5 ans⁴¹.

Le bois mort étant l'une des principales caractéristiques des forêts à caractère naturel, nous y reviendrons à plusieurs reprises dans les chapitres suivants. Le § 5 présentera notamment les typologies de bois mort (§ 5.3.2), ainsi que des exemples d'études et de gestion.

2.2.8 Dynamique du bois mort et taux de décomposition

Le volume de bois mort d'une forêt naturelle dépend de la productivité forestière, de la vitesse de décomposition et du type et de l'intensité des perturbations. Il est souvent fortement corrélé avec le volume de bois vivant et représente habituellement entre 20 et 40% du volume total (bois vivants et morts ; valeurs extrêmes : < 10 à 50%⁶⁵)^{53,78,164,170}. Dans les forêts perturbées par les incendies, les variations de nécromasse sont importantes, la nécromasse* pouvant être multiplié par 5 après incendie¹⁶⁴. En règle générale, le volume de bois mort est maximal après une perturbation, diminue lors de la phase optimale, puis augmente à nouveau lors des phases de sénescence et de déclin. Le volume de bois mort évolue naturellement vers une situation de stabilité. Ce «volume d'équilibre» dépend du taux de recrutement de bois mort (taux de mortalité des arbres x productivité de la forêt) et du taux de décomposition du bois mort. Dans une forêt naturelle, le taux de recrutement du bois mort (à l'échelle de la mosaïque sylvatique) est égal à la productivité de la station, valeur généralement bien connue des forestiers. Le taux de décomposition, qui est fonction de l'essence et du climat local (température et précipitations), varie également selon le diamètre du tronc, son contact avec le sol et l'humidité du sol. Le «volume d'équilibre» (Ym) peut être estimé par la formule $Ym = 100R/k$ (R = taux de recrutement en m³/an ; k = taux de décomposition en %/an).



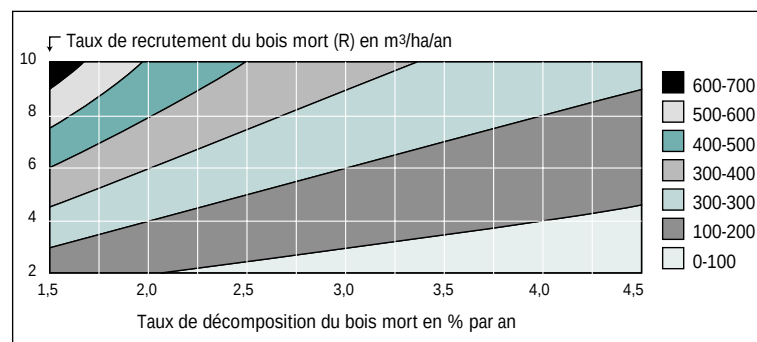
Cycle simplifié du bois mort⁷⁹

Préconiser le maintien d'arbres morts sans en préciser le diamètre est d'un intérêt limité pour augmenter la naturalité d'une forêt. En effet, le nombre d'arbres morts est parfois inversement corrélé au degré de naturalité⁶⁵ et à la présence d'espèces remarquables¹⁶¹, notamment lors de la phase initiale (mort de nombreux jeunes arbres même en forêt exploitée). Le volume de bois mort au contraire est un bon indicateur de naturalité.

Qu'est-ce qu'une forêt à caractère naturel

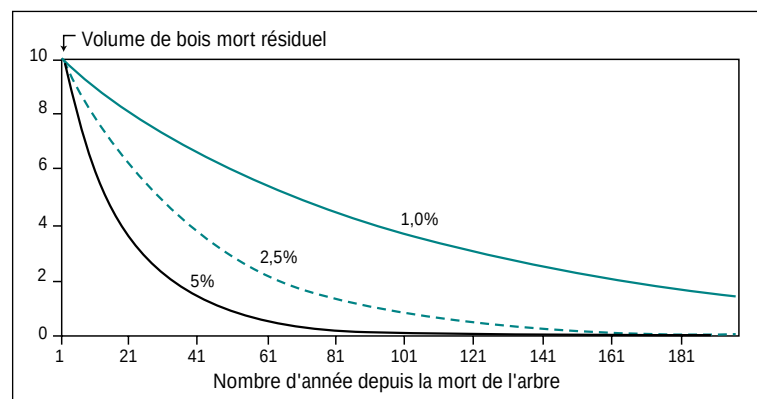
La décomposition du bois mort ne prend que quelques années pour les petites branches et autres débris ligneux mais peut dépasser un siècle pour certaines espèces, notamment dans les stations froides, sèches et pauvres. Certains troncs de chêne peuvent mettre 200 ans avant de disparaître totalement¹¹⁸ et certains conifères sont encore visibles 400 ans après leur mort¹⁴⁴. Plus couramment, les troncs de hêtre et les bois tendres sont presque totalement recyclés après 10-20 ans, ceux des chênes avant 100 ans.

Au cours de sa décomposition, le bois mort passe par différentes stades, plus ou moins attractifs pour les espèces saproxyliques*. Ces stades et les différentes classifications utilisées pour décrire le bois mort seront présentés au § 5.3.



«Volume d'équilibre» du bois mort (en m³/ha) en fonction des taux de recrutement et de décomposition.

Selon cet abaque, le volume de bois mort en situation d'équilibre est supérieur à 100 m³ dans une pessière ou une pinède peu productive (recrutement de 4 m³/an et taux de décomposition de 3.5% par an). Dans une bétulaie (taux de décomposition de 4.5% par an) ayant la même productivité, ce volume de bois mort serait inférieur à 100 m³.



Recyclage du bois mort en fonction du taux de décomposition.

Le volume de bois mort résiduel à l'année t (Y_t) peut être estimé par l'équation :

$$Y_t = Y_0 e^{-kt}$$

dans laquelle Y_0 correspond au volume de bois mort initial, k est le taux de décomposition, et t est l'année pour laquelle on souhaite connaître le volume résiduel¹¹⁸. Avec un taux de décomposition de 5% par an (courbe noire : bois tendre, climat chaud ou humide), 10 m³ de bois mort seront recyclés en un siècle alors qu'il faudra plus de 2 siècles pour recycler le même volume avec un taux de décomposition de 1% (courbe verte : bois dur, climat sec ou froid). La courbe pointillée simule le recyclage du bois mort avec un taux de décomposition moyen de 2.5% par an.



Les souches sont souvent le seul refuge pour certaines espèces saproxyliques dans les forêts exploitées (Photo : Olivier Gilg).

Dans la zone tempérée, le taux de décomposition du bois mort k varie de moins de 1 à plus de 5% par an. Les espèces européennes se décomposent habituellement plus vite que les espèces nord-américaines, ce qui explique en partie les volumes de bois mort plus élevés trouvés dans les forêts naturelles nord-américaines. A noter que la décomposition est beaucoup plus rapide dans les régions tropicales chaudes et humides ($k = 11.5\%$ en moyenne pour 5 espèces à Porto Rico et 46.1% pour 9 sp au Panama).

Valeurs moyennes de k selon les essences et régions étudiées^{78,163,178,180} :

Abies concolor (Californie/USA) :	4.9%
Betula pendula (NW Russie) :	4.5%
Populus tremula DBH > 25 cm (Russie)	4.4%
Pinus sylvestris (NW Russie) :	3.4%
Picea abies (NW Russie et Norvège) :	3.3%
Abies balsamea (New Hamp./USA)	2.9-3%
Quercus spp. (Indiana/USA):	3.0%
Picea abies (St Petersburg/Russie)	1.6%
Pinus sylvestris DBH > 15 cm (Russie)	1-2.7%
Pseudotsuga menziesii (Oregon/USA):	0.5%

Qu'est-ce qu'une forêt à caractère naturel

2.3. Les dernières forêts vierges d'Europe

L'état des forêts à caractère naturel européennes a fait l'objet de nombreuses synthèses^{2,60,69,141,155,157} dont la plus récente et la plus complète est celle du WWF⁷². La qualité des informations reste néanmoins très variable selon les pays.

2.3.1 Des surfaces en constante régression

La déforestation (maximale il y a 100 ans) n'a laissé que 23% du territoire de l'Union Européenne boisés contre 80 à 90% à la fin de la dernière glaciation. Si l'on inclut l'Ouest de la Russie, l'Europe abrite pourtant encore plus de 10% des forêts du globe.

En Finlande et Suède la forêt couvre encore plus de 60% du territoire alors qu'en Grande Bretagne, Irlande et Pays Bas, elle a été réduite à moins de 10%.

Nos forêts actuelles sont très différentes des forêts originelles qui, en disparaissant, ont emporté avec elles une bonne part de la biodiversité européenne. La plus forte réduction a affecté les forêts méditerranéennes et alluviales dont certaines ont été détruites à plus de 99% durant les 50 dernières années.

Au total, le continent européen abriterait encore 15-20 millions d'ha de forêts à caractère naturel (surface équivalente aux forêts françaises) mais leur distribution est inégale. C'est en Europe du Nord et de l'Est, notamment à proximité de l'Oural, que les forêts à caractère naturel sont les plus abondantes.

2.3.2 Des protections insuffisantes

Les stratégies à mettre en œuvre pour protéger les forêts à caractère naturel varient selon les pays. En Europe où les forêts à caractère naturel sont généralement fragmentées et de surface réduite, il convient d'abord de protéger les rares îlots relictuels encore existants, et ensuite de restaurer la naturalité de certaines forêts exploitées, notamment celles abritant des habitats non représentés dans le réseau de forêts à caractère naturel existant.

Le taux de protection est également très variable en Europe où 1 à 10% des forêts sont habituellement protégées selon les pays. Le bilan est préoccupant pour les forêts à caractère naturel qui nécessitent une protection intégrale puisqu'à l'exception des pays scandinaves, les réserves intégrales protègent moins de 1% des forêts européennes¹⁴¹.

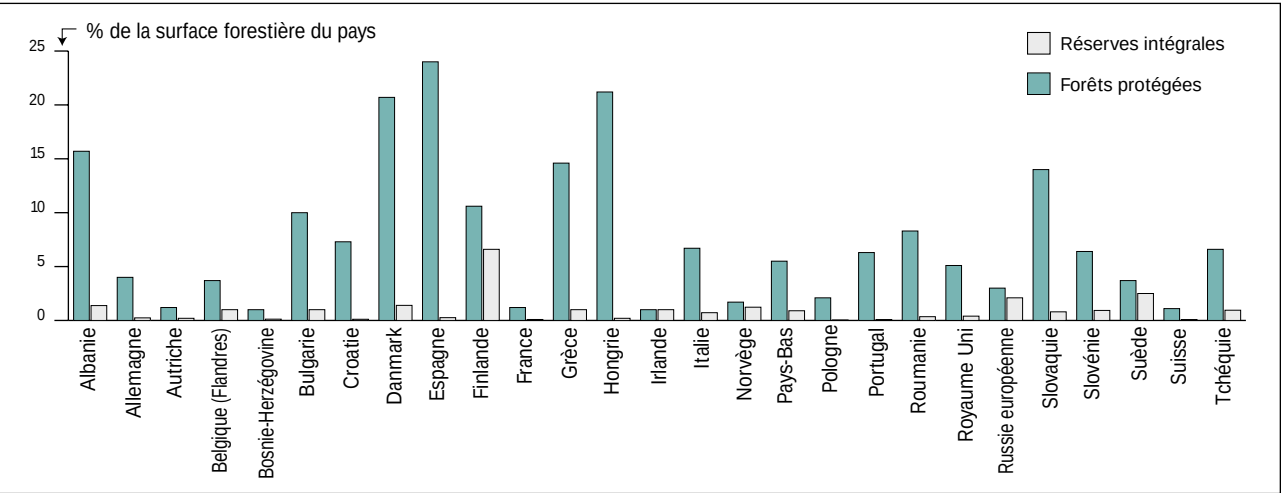
De plus, la plupart de ces protections concernent des forêts improductives (sols pauvres), des forêts de montagne (fortes pentes) ou autres forêts inaccessibles et les forêts de plaines (ou sur sols riches) sont largement sous représentées (notamment les formations littorales, méditerranéennes et hygrophiles). En Europe, les forêts protégées sont très dispersées (37.800 zones) et de taille réduite (95% ont moins de 10 ha). Des 50 plus grandes réserves forestières,

Les forêts à caractère naturel ne représentent plus que 1 à 3% des forêts d'Europe de l'ouest et sont fortement fragmentées.



Les forêts boréales, souvent parsemées de zones humides (ici en Sibérie), sont les seules en Europe qui présentent encore d'importantes surfaces à caractère naturel (Photo : Olivier Gilg).

La protection actuelle de 6.3% des forêts européennes ne couvre que la moitié des forêts à caractère naturel identifiées. Leur destruction se poursuit chaque année⁷².



36 sont en Russie, 6 en Fenno-Scandinavie et seulement 4 en Europe du Sud.

Les forêts protégées sont plus rares en Europe qu'au Canada ou dans de nombreux pays tropicaux dont l'économie est pourtant fortement tributaire de la ressource bois. La mise en réserve intégrale de toutes les forêts à caractère naturel ne constituerait pas un «sacrifice» économique insurmontable en Europe occidentale où elles sont peu nombreuses et petites. Les surfaces libérées par la déprise agricole ont déjà permis d'augmenter la surface totale des forêts de production. Elles pourraient également compenser le classement de nouvelles réserves intégrales, dans les forêts domaniales notamment (voir § 4.3).

Un exemple régional : la protection des forêts à caractère naturel dans les Vosges

Dans les Vosges, scientifiques et naturalistes s'intéressent depuis plusieurs décennies aux forêts à caractère naturel⁵⁹. Bien que la plupart de ces forêts soient de taille réduite, leur protection est déjà bien engagée. Un inventaire récent de ces sites et de leur statut de protection³⁵ permet d'évaluer la qualité du réseau et d'identifier ses lacunes :

- 42 forêts à caractère naturel identifiées (de 5 à 400 ha),
- 2500 ha concernés (soit 60 ha en moyenne par site ; 9 sites de plus de 100 ha),
- 60% de hêtraie-sapinière (code Corine 9110 & 9130), 25% de hêtraies subalpines (code Corine 9140), 11% d'érablaie à lunaire (code Corine 9180).
- 1358 ha classés en réserve intégrale :

700 ha (5 sites) en réserve intégrale dans les réserves naturelles (RN),
360 ha (5 sites) classés réserve biologique intégrale (RBI),
280 ha (5 sites) classés en protection intégrale dans l'aménagement forestier,
18 ha (1 site) en réserve intégrale par arrêté de protection de biotope (APB).

Proportion des forêts de quelques pays européens protégées par des réserves forestières et des réserves forestières intégrales¹⁴¹ (pour la France, les données des Réserves naturelles n'ont pas toutes été prises en compte).



De nombreuses réserves forestières (et la majorité des réserves intégrales) ont été instaurées dans des zones improductives ou difficiles d'accès comme dans la Réserve naturelle du Ravin de Valbois (Photo : Marie-Christine Langlois). Le réseau devrait être complété à l'avenir par des forêts de plaine et de l'étage collinéen.

La France est classée huitième sur 20 en Europe par le WWF⁷² pour ses performances en matière de protection forestière. Elle recueille la note maximale pour ses «plans de gestion», mais la moins bonne pour la qualité de sa «gestion effective» !

CONSTAT :

- moins de 1% des forêts du massif Vosgien présentent un caractère naturel,
- seuls les étages montagnards et subalpins abritent encore des forêts à caractère naturel,
- seuls 38% des sites (54% de la surface totale) sont protégés par des réserves intégrales,
- ces protections ne sont pérennes (RN, RBI, APB) que pour 26% des sites (43% des surfaces).

PROTECTIONS COMPLÉMENTAIRES :

- le statut de protection des forêts à caractère naturel existantes n'est satisfaisant que pour un quart des sites et doit donc être amélioré à l'avenir (création de nouvelles réserves naturelles et Réserves biologiques intégrales),
- la surface des réserves intégrales est généralement inférieure à 50 ha (à l'exception des RN) et doit être augmentée à l'avenir par le classement de zones périphériques,
- de nombreux types d'habitats forestiers n'existent plus à l'état de forêts à caractère naturel (notamment à l'étage montagnard inférieur et à l'étage collinéen) et des forêts exploitées doivent donc venir compléter le réseau de réserves intégrales,
- la connectivité entre les forêts à caractère naturel existantes n'est satisfaisante que sur la crête secondaire des Vosges du sud et doit donc être améliorée ailleurs par le classement complémentaire de forêts exploitées.

2.3.3 Hauts lieux

Au Nord, la Taïga occupe les plus grandes surfaces. Du sud de la Norvège à la Laponie, une ceinture forestière relativement intacte suit les montagnes scandinaves. Cette forêt rejoint par le nord de la Finlande la Russie jusqu'à l'Oural. Au sud, quelques fragments de forêts à caractère naturel se rencontrent encore par endroits et notamment le long de la frontière finno-russe en Carélie. Longtemps fermée, cette zone abrite aujourd'hui les plus belles populations européenne d'ours bruns.

Plus au sud, de beaux fragments de forêt tempérée, subsistent encore en Ukraine, Biélorussie, Pologne et dans d'autres pays d'Europe de l'Est. La forêt de Bialowieza et sa population de bisons d'Europe est la plus connue.

Les forêts alluviales sont les plus rares, car limitées aux lits des grands cours d'eau. La plupart des fleuves européens ayant été canalisés et leurs zones de crues drainées, les forêts alluviales ont souvent été exploitées puis converties en peupleraies. Il en subsiste encore de beaux exemples le long du Danube, de la Tisza, de la Sava, ainsi que quelques fragments de taille plus modeste le long du Rhin et du Rhône en France.

Les forêts à caractère naturel sont également très rares en région méditerranéenne. On rencontre encore de belles formations à

Qu'est-ce qu'une forêt à caractère naturel



marronnier en Bulgarie, Macédoine et Grèce, des formations à Zelkova en Crète, de belles ripisylves en Espagne, Portugal et Turquie et d'intéressantes forêts de conifères, souvent endémiques (*Pinus*, *Abies*, *Juniperus*, *Tetraclinis*), en Macédoine, Bosnie, Albanie, Italie, Grèce, Sicile, Espagne, Chypre, Crimée, Turquie, Corse, Crète et Malte.

Les forêts à caractère naturel de montagne se rencontrent en Espagne, dans les Alpes, les Tatras, les Balkans et plus à l'est dans le Caucase et l'Oural. De plus petits noyaux subsistent en France dans les Vosges, le Jura, les Pyrénées et le Massif central. Elles sont très importantes par leurs surfaces et le nombre d'espèces endémiques.

2.3.4 Les forêts à caractère naturel et les réserves naturelles de France⁶⁹

Sur les 144 réserves naturelles (RN) françaises existantes en 1999, une centaine abritent des forêts et une soixantaine des forêts à caractère naturel (forêts publiques pour la plupart). La première de ces réserves a été créée en 1961 mais ce n'est qu'à partir de 1973 que le rythme de création des Réserves naturelles s'est accéléré.

Plus d'un tiers (13.310 ha) des forêts protégées par les Réserves naturelles métropolitaines sont des forêts à caractère naturel (200.000 ha de forêts à caractère naturel ont également été recensés dans les Réserves naturelles d'outremer et plus de 2000 ha dans les Réserves naturelles volontaires). Près de la moitié de ces forêts à caractère naturel protégées ont une taille supérieure à 50 ha et celles de moins de 50 ha ne comptent que pour 4% de la surface boisée du réseau des réserves. Dans plus de 80% des cas, les Réserves naturelles forestières françaises ont une zone périphérique boisée.

Sous bois de forêt alluviale dans la Réserve naturelle de l'île de la Platière, jeune forêt méditerranéenne (chêne vert non exploitée) dans la Réserve naturelle des Gorges de l'Ardèche et forêt de montagne tourbeuse dans la Réserve naturelle du Frankenthal (Photos : Bernard Boisson).



Dans la plupart des réserves naturelles rhénanes les activités sylvicoles sont strictement interdites (Photo : Bernard Boisson).



Localisation et taille des Réserves naturelles forestières métropolitaines

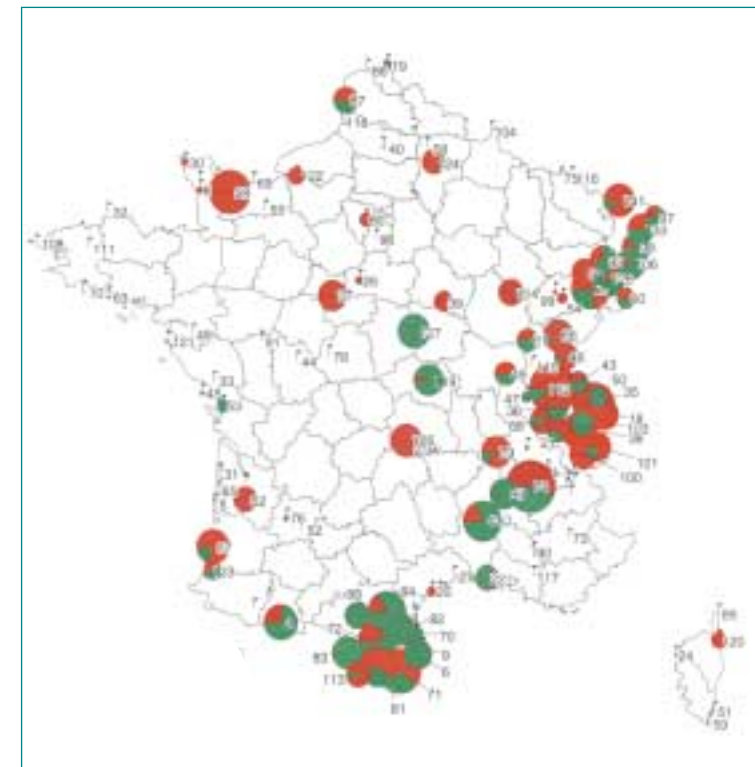
Les symboles sont proportionnels à la taille des réserves. Forêts à caractère naturel en vert et parties exploitées en rouge ; codes RNF selon la chronologie de création des réserves.

Plus de la moitié des Réserves naturelles forestières françaises se trouvent à moins de 250 m d'altitude. Absentes de l'étage collinéen, ces forêts sont le plus souvent des forêts alluviales en plaines et des hêtraies ou forêts de conifères en montagne.

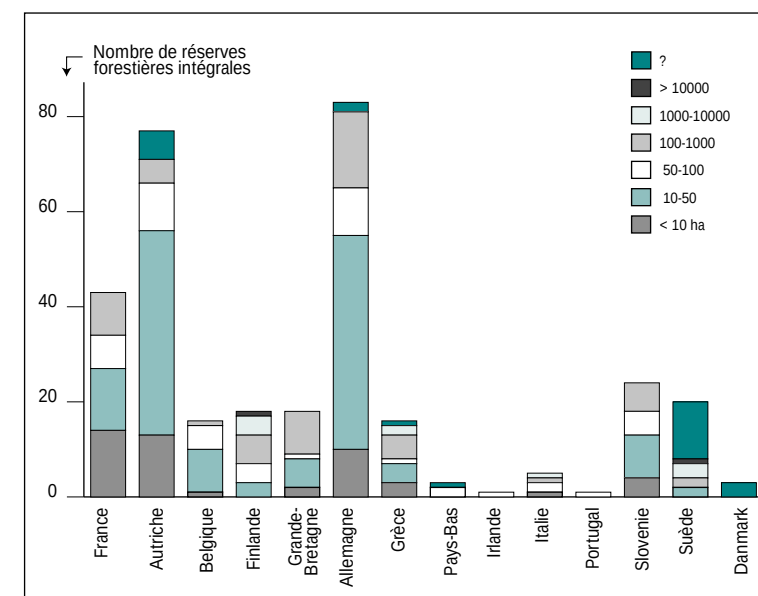
Les essences dominantes des Réserves naturelles forestières françaises sont le pin à crochet (dans 32% des forêts à caractère naturel), le hêtre (20%) et le chêne vert (12%) mais la quasi-totalité des habitats forestiers français sont représentés (Tab. § 4.3.4).

Taille et nombre de réserves forestières intégrales recensées en Europe (état 1999).

Qu'est-ce qu'une forêt à caractère naturel



Vingt-deux de ces forêts à caractère naturel ont un statut réglementaire strict mais ces sites n'abritent que 10% de la surface totale des forêts à caractère naturel des Réserves Naturelles. Les associations sont les gestionnaires les plus nombreux (65% des Réserves naturelles forestières ; 37% de la surface forestière des RN) mais se sont les parc nationaux et régionaux qui gèrent les Réserves naturelles les plus grandes (11% seulement des Réserves naturelles forestières ; 39% de la surface forestière des RN).



La France abritait en 1999 (année du dernier inventaire européen) 13% des réserves forestières intégrales européennes et une proportion équivalente des réserves intégrales de plus de 50 ha. Le nombre de sites français abritant des forêts à caractère naturel est en réalité beaucoup plus élevé mais seules les réserves forestières (Réserves naturelles et Réserves biologiques intégrales) dans lesquels l'exploitation est clairement interdite (par le décret de création) ont été prises en compte dans ce bilan. La France se distingue de l'Allemagne et de l'Autriche par un nombre inférieur de réserves intégrales. Contrairement à la Finlande, la Grèce, l'Italie et la Suède, elle ne possède pas de réserve intégrale de plus de 1000 ha (15 en Europe).

2.3.5 Des espèces en danger

Puisque les forêts couvraient jadis l'essentiel du continent européen, il n'est pas surprenant de constater que la majorité des espèces animales et végétales européennes (plusieurs dizaines de milliers) ont des affinités pour ce milieu. Même si certaines peuvent paraître banales, nombre d'entre elles n'existent qu'en Europe et leur conservation est donc l'une des principales missions des gestionnaires de réserves forestières.

Les tarpans et autres aurochs ont depuis longtemps disparus (aux 17 et 18e siècles). Les «petites espèces», dont de nombreuses sont aujourd'hui au bord de l'extinction, ne parviennent pas à attirer l'attention et à recueillir le soutien de l'opinion publique. Ce sont donc les ours, lynx, bisons d'Europe, grand tétras, cigognes noires et autres vertébrés qui sont aujourd'hui les portes drapeaux de la protection des forêts en Europe. Mais bien que ces espèces emblématiques soient souvent indicatrices d'une nature riche et préservée, les véritables enjeux en terme de biodiversité sont plus larges. Selon les pays, 20-50% des mammifères et 15-40% des oiseaux forestiers sont aujourd'hui menacés en Europe et des valeurs supérieures ou égales sont rapportées pour les mousses, lichens, plantes à fleurs et invertébrés.



Le grand tétras est l'une des espèces emblématiques des forêts françaises
(Photo : Réserve naturelle du Grand Ventron).

Les forêts à caractère naturel de Bialowieza accueillent plus de 60 espèces de mammifères, 200 oiseaux, 1000 plantes vasculaires et 10.000 insectes⁷²
(Photo : Bernard Boisson).

La naturalité : utopie ou panacée écologique ?

«Naturalité» est un néologisme employé par un nombre croissant de gestionnaires d'espaces naturels. Ce terme traduit l'impact de l'homme sur le milieu : une forêt primaire a une forte naturalité, une forêt exploitée une naturalité plus faible. S'il est tant plébiscité aujourd'hui par les gestionnaires, c'est que ce concept s'avère être particulièrement pratique :

- il permet de mesurer le degré de conservation (ou de perturbation) d'un milieu naturel le long d'un gradient (degré de naturalité) ;
- une naturalité élevée est dans bien des cas (par ex. pour les saproxyliques*) synonyme de biodiversité élevée et de présence d'espèces remarquables.

3.1. La naturalité ou l'impact de l'Homme sur les forêts

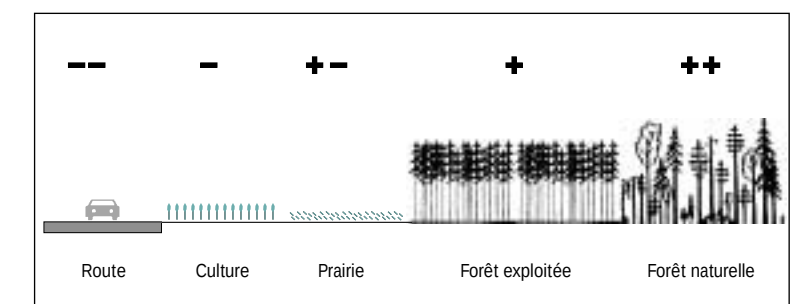
Le concept de naturalité naît d'une idée simple mais trop souvent implicite dans les ouvrages qui y font référence. L'intérêt croissant des gestionnaires d'espaces protégés forestiers pour le concept de naturalité mérite qu'on le définisse plus clairement. Les incompréhensions entre les différents acteurs forestiers sont un frein à la mise en place de mesures de gestion visant à augmenter la naturalité, mesures qui n'impliquent pourtant pas nécessairement l'arrêt de toute exploitation.



Les forêts à caractère naturel d'Europe n'ont pas la biodiversité des forêts primaires tropicales (ici au Costa Rica) mais sont pourtant, dans le contexte biogéographique qui est le leur, tout aussi remarquables
(Photo : Olivier Gilg).

Dans les dictionnaires, «naturel» caractérise ce qui est «relatif à l'univers, à ses lois», qui est «produit par le monde physique, sans intervention humaine», «qui n'est pas artificiel» (artificiel étant «produit par l'homme, son travail, ses techniques»). La «naturalité» (naturalness en anglais) se rapporte ainsi au caractère naturel ou artificiel d'un objet, d'une espèce, d'un écosystème, d'un fonctionnement, etc.

La naturalité doit être perçue comme un gradient allant du moins naturel au plus naturel (et vice versa) et non comme une notion binaire ou le naturel est opposé à l'artificiel. C'est là la principale source d'incompréhension entre «conservateurs» et «sylviculteurs», les seconds reprochant aux premiers de vouloir restaurer une nature vierge d'où l'Homme serait exclu, vision utopiste par excellence¹⁰⁹. Il



Le degré de naturalité est un gradient

n'existe en fait pas plus de forêts totalement artificielles que de forêts totalement naturelles. Toutes ont un degré de naturalité compris par exemple entre 0 et 1 : une plantation d'arbres exotiques aurait une valeur proche de 0 et une forêt à caractère naturel une valeur proche de 1.

Evaluer la naturalité forestière consiste donc à mesurer le degré d'artificialisation d'une forêt, autrement dit l'écart existant entre sa naturalité actuelle et sa naturalité potentielle maximale.

Peterken¹⁴⁴ propose plusieurs variantes pour définir cette naturalité potentielle maximale :

- état qui existait au mésolithique* avant que l'impact de l'Homme ne devienne significatif (peut parfois être précisé par la paléoécologie*) ;
- état qui se développerait si l'action de l'homme cessait aujourd'hui (peut être évalué à l'aide de modèles) ;
- état qui prévaudrait aujourd'hui si l'Homme moderne («post-mésolithique») n'avait pas eu d'impact sur la forêt.

Cette dernière définition est la plus intéressante pour le gestionnaire. Elle peut être mesurée directement sur le terrain dans certaines forêts de référence. En effet, certains lambeaux de forêts inexploitées (car souvent inaccessibles) ont une naturalité proche de cet état si l'on fait abstraction des perturbations anthropiques* à grande échelle (§ 2.1).

3.2. Gestion active ou passive ? De la théorie à la pratique...

Si la naturalité est un concept relativement récent en Europe, il est au contraire profondément ancré dans la culture nord américaine. Les parcs nationaux créés outre atlantique à la fin du 19e siècle avaient déjà comme objectif de protéger des zones vierges, exemptes de tout impact humain. Cette politique devait garantir au peuple américain la préservation de merveilles naturelles rivalisant de beauté avec les cathédrales et autres édifices monumentaux de l'ancien monde. Elle permettait également de conserver des témoins des paysages vierges rencontrés par les colons lors de leur conquête de l'Ouest, paysages symbolisant les véritables «racines» d'un peuple à l'histoire récente¹⁹.

Bien que la protection des espèces et des habitats ne constituaient pas l'objectif principal de cette politique, la mise en place de parcs nationaux a ainsi permis de conserver des écosystèmes à très forte naturalité sur de vastes surfaces. L'approbation en 1964 du «Wilderness Act» marque un tournant dans la prise en compte de la naturalité qui devient explicitement un motif de protection des espaces naturels.

Le degré de naturalité d'une forêt peut être évalué en comparant sa naturalité actuelle avec sa naturalité potentielle maximale mesurée dans une forêt de référence (inexploitée) de même type.

Bien entendu, il serait utopique de vouloir restaurer partout un degré de naturalité maximal. La main de l'Homme a fait et continuera à faire son travail. L'intérêt d'évaluer le degré de naturalité d'une forêt est simplement d'indiquer au gestionnaire le degré d'artificialisation ou d'anthropisation de sa forêt. A lui et aux décideurs de fixer les objectifs de naturalité à atteindre pour conserver ou restaurer les écosystèmes et espèces dont il a la charge (§ 6.3).*

Plusieurs espèces de plantes exotiques invasives ont fait leur apparition dans les forêts à caractère naturel protégées : balsamine de l'Himalaya et renouée du Japon dans les forêts alluviales ou comme ici *Phytolacca* d'Amérique dans la réserve biologique de Fontainebleau (Photo : Bernard Boisson).



Une zone à forte naturalité («Wilderness area») est définie dans ce décret comme une zone «protégée et gérée de façon à préserver son caractère primaire», «où la terre et ses communautés vivantes ne sont pas entravées par l'Homme» (zone non gérée, non modifiée¹⁹⁶), «où l'homme n'est qu'un visiteur de passage».

Cette définition correspond assez bien à l'idée que nous nous faisons aujourd'hui encore du concept de naturalité. Elle introduit néanmoins deux sous-concepts distincts et parfois antinomiques : la naturalité anthropique* (qui est maximale en l'absence de perturbations d'origine humaine et est donc favorisée par une gestion passive) et la naturalité biologique (qui est maximale lorsque les équilibres biologiques sont intacts, quelle que soit la gestion).

Le gestionnaire qui souhaite augmenter la naturalité de son site (naturalité anthropique et naturalité biologique) doit en effet souvent choisir entre :

- une gestion passive visant à augmenter la naturalité anthropique par une non-intervention : limiter l'impact de l'Homme et laisser faire la dynamique naturelle selon les nouveaux équilibres,
- ou une gestion active visant à augmenter la naturalité biologique mais qui se fait souvent au détriment de la naturalité anthropique : travaux de restauration des conditions historiques d'équilibre entre le milieu et les espèces. Notons que la gestion passive permet également (mais habituellement à plus long terme) d'augmenter la naturalité biologique lorsque la dynamique naturelle n'est pas entravée par certains blocages (conditions édaphiques* modifiées, présence d'espèces invasives, etc.)

Que faire contre les espèces exotiques envahissantes ?

Les combattre avec acharnement quitte à diminuer la naturalité anthropique* du site (§ 3.2) ? Les laisser poursuivre leur progression, acceptant ainsi la perte d'autres espèces ? La plupart des forêts sont concernées mais les forêts alluviales le sont particulièrement, les cours d'eau étant d'excellentes voies de migration pour ces espèces. De nombreux programmes de recherche sont lancés en Europe. Espérons qu'ils porteront autant d'attention à nos interrogations éthiques (faut-il opter pour une gestion active (§ 3.2) dans des milieux à forte naturalité ?) qu'aux solutions pratiques, pour la plupart vouées à l'échec. Comment espérer en effet pouvoir éradiquer toutes les diaspores* de ces espèces à l'échelle d'un continent ? Notre action pourra au mieux freiner localement la progression de ces espèces (pour éviter par exemple de voir disparaître certaines stations de taxons rares) mais seuls de nouveaux équilibres écologiques seront en mesure de lutter à long terme contre la colonisation de ces «pestes vertes». Dans la Réserve naturelle de la Massane, les gestionnaires ont constaté qu'après plusieurs années d'une progression ininterrompue, les sénéçons du Cap (originaires d'Afrique du Sud) étaient enfin devenus la proie d'un petit puceron, d'un papillon, d'une mouche, d'un champignon parasite...

Ce choix est parfois difficile :

Faut-il lutter contre les espèces envahissantes (introduites ou simplement en dehors de leur aire naturelle comme le hêtre en forêt rhénane), si nécessaire à l'aide d'herbicides, pour retrouver les associations végétales indigènes de nos forêts fluviales ?

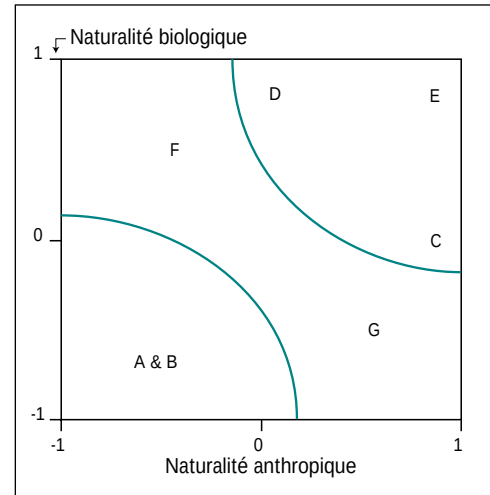
Faut-il créer des trouées artificielles pour permettre au grand tétras de survivre ? (voir § 4.1.2)

Faut-il réintroduire le castor dans nos réserves fluviales, le lynx et l'ours dans nos forêts de montagne ?

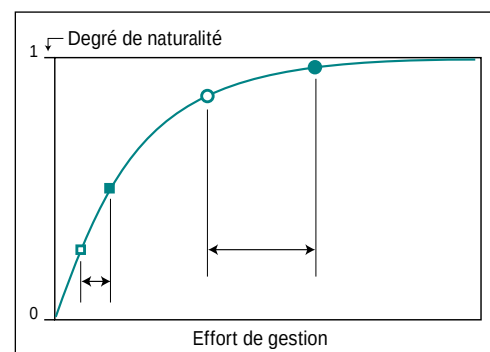
Pour répondre à ce type de questions, le gestionnaire doit tout d'abord évaluer l'impact de ses mesures de gestion (actives ou passives) en termes de naturalité biologique et anthropique :

- Augmenter exagérément les densités de certaines espèces (par exemple les cervidés par des aménagements sylvicoles ou cynégétiques ; certains oiseaux par la pose de niochis) diminue à la fois la naturalité anthropique (par les travaux) et la naturalité biologique (par la modification des équilibres naturels). L'action doit donc être rejetée si l'objectif est d'augmenter la naturalité de la forêt.
- De même, la plantation de taxons* exotiques à la station entraîne une baisse combinée de la naturalité biologique et anthropique.
- La fermeture d'une piste forestière n'a quant à elle pas d'impact immédiat sur la naturalité biologique mais l'opération est immédiatement justifiée par l'augmentation de la naturalité anthropique (réduction du dérangement pour la faune sensible).
- La restauration de l'emprise d'une piste permettra au contraire d'augmenter la naturalité biologique (par exemple en ramenant dans son lit naturel un ruisseau dévié par des ornières) sans modifier significativement la naturalité anthropique (une piste étant déjà un milieu fortement anthropisé et les travaux de restauration n'étant que transitoires). L'opération est donc là encore justifiée en terme de naturalité.
- L'interdiction du ramassage d'espèces saproxyliques* (par exemple les amadouiers) est une mesure plus simple à évaluer puisqu'elle permet d'augmenter à la fois la naturalité biologique (meilleure redistribution des éléments minéraux dans le sol) et anthropique (moins de fréquentation et de perturbations).
- La restauration du sous bois forestier par destruction mécanique d'une espèce exotique envahissante contribuera à augmenter la naturalité biologique au détriment de la naturalité anthropique.
- La non-intervention en cas de régénération spontanée d'essences exotiques à la station (épicéa en montagne) entraînera au contraire une augmentation de la naturalité anthropique* au détriment de la naturalité biologique.

Dans les cinq premiers cas (A-E), l'impact des opérations de gestion en termes de naturalité est facile à évaluer. Dans les deux



Impact de quelques opérations de gestion sur les naturalités biologiques et anthropiques
Située en haut à droite, l'opération est justifiée en terme d'augmentation de la naturalité globale. Située en bas à gauche, elle doit être évitée. Dans la partie médiane du graphique, les bénéfices en terme de naturalité sont discutables et la question doit être approfondie.



L'effort nécessaire pour augmenter la naturalité forestière dépend du type d'altération mais aussi de la naturalité initiale du peuplement. Il est plus simple de doubler la naturalité d'une plantation d'essence exotique (carrés) que d'augmenter de 10% la naturalité d'une forêt à caractère naturel (cercles).

EN RÉSUMÉ, LA QUÊTE D'UNE PLUS FORTE NATURALITÉ FORESTIÈRE DOIT S'ORGANISER EN 4 ÉTAPES :

Il convient tout d'abord de définir la naturalité potentielle maximale du site (voir § 3.1). En comparant cet état et l'état actuel de la forêt, il est ensuite possible de dresser la liste des facteurs qui contribuent (ou ont contribué) à diminuer la naturalité de cette forêt : facteurs abiotiques* (changements climatiques, modification des sols), biotiques* (disparition ou introduction d'espèces, nouveaux équilibres biologiques) ou directement anthropiques* (exploitation, fréquentation).

Il convient ensuite de définir les moyens d'action (opérations) envisageables (faisabilité et pertinence scientifique) pour réduire ou annuler l'impact de ces facteurs. C'est lors de cette étape que vont apparaître les dilemmes entre gestion active et passive. La dernière étape est plus «politique». Elle consiste à sélectionner les opérations qui seront retenues pour réduire l'écart entre la naturalité actuelle d'une forêt et sa naturalité potentielle maximale. La naturalité peut être augmentée dans toutes les forêts. Qu'elles soient intensivement exploitées ou classées en réserves intégrales depuis longtemps, il existe toujours des facteurs qui altèrent leur naturalité (qu'ils agissent au sein, en périphérie immédiate, ou à grande distance de la réserve). En règle générale, plus la naturalité d'une forêt est faible, plus il est facile (techniquement et économiquement) de l'augmenter (voir fig. p.30 bas). Laisser un arbre mort dans une plantation de peupliers est une opération simple et peu coûteuse. Lutter contre le dépérissement d'une forêt à forte naturalité en revanche n'est pas à la portée du gestionnaire et relève de programmes internationaux de lutte contre la pollution. Ces étapes sont proches de celles des plans de gestion de réserves naturelles¹⁵¹. L'évaluation des mesures de gestion devra également être initiée à intervalles réguliers (10 ans étant suffisant pour les écosystèmes forestiers).

derniers (F-G), le gestionnaire est confronté à un dilemme : laquelle des naturalités anthropique* ou biologique faut-il privilégier ?

Il n'y a pas de réponse parfaite à cette question. On ne peut évaluer comparativement (et donc classer objectivement) deux orientations aussi différentes. Lorsque de tels dilemmes apparaissent et pour éviter les choix malheureux, les gestionnaires doivent se poser certaines questions plus générales avant d'opter pour l'une ou l'autre solution¹⁰⁵ :

- La naturalité globale du site est-elle remise en cause par l'action envisagée ?
- Les connaissances techniques sont-elles suffisantes pour «manipuler» la naturalité du site ?
- Quels sont les conséquences et risques engendrés par l'action du gestionnaire par rapport à ceux d'une non-action ?
- L'opinion publique a-t-elle une confiance suffisante dans le gestionnaire pour lui donner carte blanche ?
- Le souhait de retrouver un écosystème plus proche de son fonctionnement originel (forte naturalité biologique) est-il plus important que celui de garder un milieu sans impact humain (forte naturalité anthropique*) ?
- Combien de perturbations anthropiques (gestion active) sont tolérables dans un milieu à forte naturalité ?
- Peut-on définir un objectif pour le degré de naturalité futur à atteindre ? Etc.

3.3. Naturalité et biodiversité : concepts antinomiques ou complémentaires ?

Certains acteurs forestiers ont déjà intégré le concept de naturalité dans leur politique de gestion. Plusieurs obstacles limitent néanmoins la généralisation de ces initiatives :

- Adoptant un concept encore peu connu, les gestionnaires peuvent se heurter à l'incompréhension de leurs interlocuteurs (public, décideurs, autres gestionnaires) qui préfèrent fonder leurs politiques de conservation sur le concept de biodiversité ;
- Lorsque le gestionnaire vise à augmenter à la fois naturalité et biodiversité, certaines mesures de gestion peuvent sembler contradictoires.

Surmonter le premier obstacle nécessite la formation des acteurs au concept de naturalité (un des objectifs de ce cahier technique). Choisir entre deux mesures de gestion divergentes paraît plus délicat bien que dans la plupart des cas, l'antinomie ne relève que d'une utilisation erronée ou partielle du concept de biodiversité. Revenons donc tout d'abord sur la définition de la biodiversité.

La biodiversité (ou diversité biologique) n'est qu'un des concepts dont nous disposons pour évaluer qualitativement un milieu naturel.

Jusqu'au sommet de la terre à Rio (1992), les programmes de conservation étaient surtout axés vers les espèces rares ou menacées. A l'issue de ce sommet, «biodiversité» est devenu «LE» terme à la mode. C'est aujourd'hui le fer de lance des politiques de conservation.

Biodiversité globale ou richesse spécifique locale ?

Diverses méthodes ont été utilisées pour mesurer la biodiversité : richesse spécifique, diversité spécifique, taxonomique* ou fonctionnelle (niveaux trophiques*, espèces clefs, guildes*), etc. Ces méthodes ne mesurent malheureusement qu'une partie du concept de biodiversité et ne prennent donc en compte que les espèces connues (15% des organismes vivants de notre planète).

L'autre facteur limitant de ces méthodes est lié aux variations spatio-temporelles de la biodiversité. Comment comparer zones biogéographiques, écosystèmes, communautés et autres assemblages sans tenir compte des échelles d'étude, des mosaïques spatiales et de leurs environnements physiques respectifs ? Comment évaluer la diversité d'une population ou d'une communauté sans prendre en compte sa dynamique ?

Le rapport des Nations Unies consacré à l'évaluation de la biodiversité (1500 scientifiques) met l'accent sur ces difficultés et met en garde contre l'utilisation de méthodes inadaptées⁸². On «vend» souvent pour de la biodiversité des listes d'espèces qui ne mesurent en réalité que la diversité ou richesse spécifique. Facteur aggravant, ces listes se limitent dans la plupart des cas aux plantes à fleurs et aux vertébrés. Un milieu ouvert semblera ainsi «plus riche» qu'une forêt, une coupe à blanc sera parfois «plus riche» qu'une forêt à caractère naturel. Les résultats ainsi obtenus ne reflètent pourtant que la richesse spécifique de l'habitat choisi et le choix du groupe taxonomique étudié⁹. Ils sont peu pertinents pour évaluer la biodiversité. Une gestion forestière basée sur de tels résultats s'apparenterait à du jardinage au profit de l'un ou l'autre groupe taxonomique, et ceci au mépris du fonctionnement du milieu. L'optimum caricatural d'une telle gestion, axée uniquement sur la richesse spécifique, serait le jardin zoologique ou botanique !

La fragmentation (§ 4.3) nous permet également d'illustrer cette confusion entre diversité spécifique et biodiversité globale. La fragmentation, qu'elle résulte du développement urbain, agricole ou industriel, contribue à augmenter l'hétérogénéité de notre environnement et dans certains cas la richesse spécifique de certains taxons* à l'échelle locale. Malgré cela, personne ne conteste plus aujourd'hui les effets néfastes de la fragmentation sur la biodiversité globale, certains y voyant même «la plus grande menace qui pèse sur la diversité biologique forestière»¹³¹.

Biodiversité versus naturalité

Le concept de biodiversité reconnaît que la principale qualité de notre environnement naturel planétaire réside dans sa diversité (à

L'idée force du concept de «biodiversité» est la conservation de la diversité biologique planétaire tant au niveau des écosystèmes (diversité écologique), que des espèces (diversité spécifique) et des individus (diversité génétique)³². Certains auteurs⁵⁴ parlent également de la diversité structurelle qui, en forêt, se caractérise par la taille et la forme des arbres, la mosaïque des trouées, les différentes strates, les horizons organiques du sol, les arbres morts sur pied, la nécromasse au sol, etc.



Les forêts à forte naturalité ont également une forte biodiversité (Photo : Bernard Boisson)

Les partisans de la naturalité, par leur politique de «laisser faire», accordent une plus grande confiance aux dynamiques et aux équilibres naturels. Devant l'extraordinaire complexité du vivant et nos innombrables erreurs passées, ils adoptent en quelques sorte le principe de précaution en soutenant l'hypothèse selon laquelle (et sous réserve qu'il soit possible de restaurer des écosystèmes fonctionnels) la biodiversité globale sera mieux conservée par la conservation d'écosystèmes à forte naturalité et à forte fonctionnalité que par des interventions spécifiques destinées à conserver ou augmenter le nombre de taxons (dont beaucoup demeurent inconnus) d'une région donnée.

tous les niveaux d'organisation). La naturalité quant à elle met en avant le caractère intact (non anthropisé*) de notre environnement. Ces deux perspectives sont-elles très différentes ?

Pour les deux concepts, l'action de l'homme est prépondérante. C'est elle qui est responsable de la quasi-totalité des extinctions d'espèces (qui réduisent la diversité globale) et, par définition (§ 3.1), c'est elle qui altère la naturalité.

Devant ce constat, les adeptes de la «naturalité» proposent de conserver ou restaurer les équilibres biologiques (meilleure fonctionnalité) en limitant ou en «réparant» (restauration) l'impact de l'Homme. Ceux de la «biodiversité» tentent de sauvegarder la diversité biologique planétaire par un éventail d'actions très large (y compris la conservation ex situ).

En théorie, promouvoir la «naturalité» permet également d'atteindre les objectifs de conservation de la «biodiversité» puisque, à l'exception de rares taxons* anthropophiles d'évolution récente, toutes les espèces que nous connaissons existaient déjà et avaient donc une place (niche écologique*) dans les écosystèmes de référence du début du Néolithique (il y a 5000 ans). Leur rendre aujourd'hui des habitats vierges d'interventions humaines, à forte naturalité, permettrait donc de toutes les sauvegarder. En pratique, il est pourtant impossible de retrouver une naturalité maximale partout (cela nous obligerait à retourner vivre comme des Néandertaliens !). Dans certains milieux de taille réduite et depuis longtemps perturbés par l'Homme, un tel retour est d'ailleurs impossible (certaines disparitions ou perturbations ayant des effets irréversibles). Bien qu'elle apparaisse pour certains comme la panacée écologique, la naturalité ne permettra donc pas à elle-seule de sauvegarder la biodiversité de notre planète. Augmenter la naturalité permet souvent de préserver un grand nombre d'espèces (dont certaines très rares), ce qui permet également de préserver la biodiversité, mais ce n'est pas toujours une mesure suffisante.

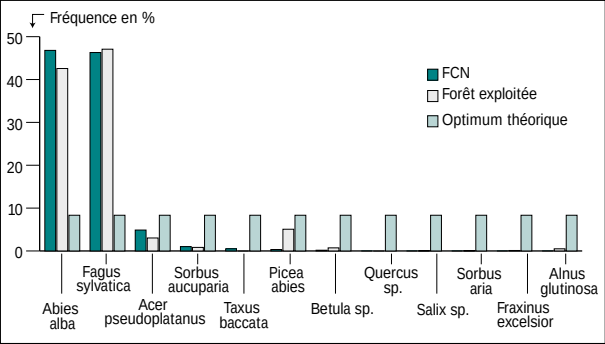
La «biodiversité», plus cartésienne (mesurée d'après le nombre de taxons*), semble plus facile à mettre en œuvre aux yeux du public. Elle séduit également par sa modernité : on ne se soucie pas du passé, on sauvegarde ce qui subsiste aujourd'hui (moins culpabilisante que la naturalité). Plus interventionniste, la gestion de la biodiversité a le mérite de pouvoir s'appuyer sur des méthodes de conservation (gestion, restauration) bien éprouvées. Elle permet ainsi d'apporter des solutions à des problèmes auxquels la naturalité ne peut répondre (par exemple conservation d'espèces ex situ dans les zoos et jardins botaniques suite à la destruction de leur habitat). La restauration de milieux fonctionnels susceptibles d'être recolonisés naturellement par ces espèces étant souvent très longue, ces actions permettent d'assurer «l'intérim». Malheureusement, ces mesures ne garantissent pas toujours la protection à très long terme de ces taxons*. Qu'advient-il des espèces conservées ex situ si leur habitat naturel n'est pas restauré, reconquis ? La naturalité, en

Quels indices pour mesurer la biodiversité ?

Les indices les plus utilisés pour mesurer la diversité (et à tort la biodiversité) sont ceux de Shannon-Weaver. Selon ces indices, plus il y a d'espèces et plus leurs abondances respectives sont voisines, plus la diversité est élevée. Il sont totalement inadaptés pour mesurer la biodiversité car :

- Ils ne prennent pas en compte les potentialités d'un milieu (nombre maximum d'espèces pouvant vivre dans ce milieu), la comparaison de deux sites doit donc se limiter à des milieux semblables ;
- Ils mettent en avant l'abondance respective des espèces. Un site sur lequel toutes les espèces ont la même abondance aura une diversité maximale. Un site sur lequel 9 espèces sur 10 seraient très rares (habituellement les plus importantes pour préserver la biodiversité) aurait une note plus faible. De plus, un site fonctionnel (tous les niveau trophiques* présents) pourra avoir une note plus faible qu'un site perturbé puisque les niveaux trophiques* les plus élevés (prédateurs par exemple) sont naturellement constitués d'espèces aux effectifs moins nombreux. La fig. ci-dessous illustre ce problème pour le cas concret de la Réserve naturelle du Grand Ventron. Les forêts à caractère naturel (FCN) et les forêts exploitées abritent les mêmes essences et à des fréquences similaires (ce qui indique une forte naturalité des forêts exploitées dans leur composition). La valeur de l'indice de diversité spécifique de Shannon est pourtant deux fois plus élevé dans l'optimum théorique (fréquence identique pour toutes les espèces), véritable non-sens écologique.

L'utilisation d'indices inadaptés pour mesurer la biodiversité est à l'origine de nombreux malentendus. Lorsqu'il augmente la diversité des oiseaux, des papillons ou des plantes à fleurs par une ouverture du peuplement, le sylviculteur ne contribue que très rarement à préserver la biodiversité globale. Il offre à des espèces non-forestières un habitat de substitution



et augmente ainsi la richesse spécifique de son territoire mais rares sont les cas où de telles mesures permettent d'augmenter la biodiversité en sauvegardant un patrimoine génétique, une espèce ou un écosystème menacé à l'échelle biogéographique. En fragmentant l'espace forestier, de telles mesures profitent au contraire aux espèces ubiquistes et peuvent même entraîner la disparition de populations d'espèces forestières. Même dans les rares cas où ces mesures sont justifiées (par exemple : conservation en forêt d'espèces dont la survie est compromise ailleurs du fait de la disparition de leur habitat), elles reflètent avant tout notre incapacité à sauvegarder ces espèces dans leurs milieux d'origine. La forêt doit-elle servir de conservatoire pour les espèces menacées dans d'autres habitats ? Ne vaudrait t-il pas mieux restaurer les milieux originels pour ces espèces ?

Pour surmonter les problèmes de ces indices, certains préconisent l'utilisation d'espèces «parapluie» (indiquant par leur présence celle d'un grand nombre d'espèces) ou d'un indice de Shannon adapté tenant compte (par pondération) de la valeur des écosystèmes et des espèces¹⁹⁵. La biodiversité, comme la naturalité, restent néanmoins des concepts généraux qu'il serait utopique de vouloir mesurer par une simple équation mathématique.

promouvant la conservation ou la restauration d'habitats à forte naturalité (se maintenant sans l'action de l'Homme), permettra d'assurer la conservation à long terme de ces espèces (et à moindre coût, l'objectif final étant la non intervention).

Le fait que moins de 15% seulement des taxons peuplant la biosphère soient actuellement connus est un autre obstacle à la mise en place d'une politique basée uniquement sur la biodiversité (concept englobant par définition toutes les espèces). Du coup, dans

«BIODIVERSITÉ : MAUVAISES ESPÈCES, MAUVAISES ÉCHELLES, MAUVAISES CONCLUSIONS»39

La véritable question des gestionnaires d'espaces naturels doit être «quelles espèces (et habitats) protéger», non «combien». L'évaluation de la biodiversité doit être qualitative, orientée vers les espèces menacées (spécialistes, endémiques, rares, indigènes) et apporter moins d'intérêt aux espèces généralistes, opportunistes, exotiques qui prospèrent souvent indépendamment de l'utilisation de l'espace. Six catégories d'espèces menacées peuvent être distinguées :

- Les espèces à faibles densités et à larges territoires, particulièrement vulnérable à la fragmentation (c'est le cas de certains grands prédateurs comme l'ours brun dans les Pyrénées) ;
- Les espèces dont les capacités de dispersion et de colonisation sont faibles (comme le grand tétras dans les forêts de moyenne montagne) ;
- Les espèces endémiques ;
- Les espèces ayant des exigences particulières en terme d'habitat (spécialisées) comme les nombreux saproxyliques ;
- Les espèces migratoires nécessitant des habitats favorables sur leurs sites de reproduction, d'hivernage et tout au long de leurs voies migratoires ;
- Les espèces rares.

les régions peu connues mais à très forte biodiversité (forêts tropicales par exemple), la conservation de la biodiversité passe par une politique de maintien de la naturalité (grandes Réserves naturelles intégrales de Guyanne par exemple). Conserver la biodiversité en conservant la naturalité est un sage principe car quand bien même tous les taxons seraient connus, leur coexistence dépend d'innombrables interactions (entre espèces ou entre espèces et leurs habitats) qu'il est vain de vouloir suppléer par autant de mesures de conservation spécifiques.

D'approche différente, les deux concepts sont donc très souvent complémentaires. Lorsque apparaissent des dilemmes entre biodiversité et naturalité, le gestionnaire devra faire preuve de bon sens et évaluer notamment la pertinence des diverses options en termes de biodiversité globale. Un seul exemple : faut-il favoriser les espèces héliophiles* rares d'un site en «ouvrant» la forêt ? Si les populations de ces espèces ne sont pas menacées à l'échelle régionale (souvent l'échelle adaptée pour les végétaux), la justification de tels travaux est faible car ils contribueront à diminuer la naturalité du site sans augmenter pour autant la biodiversité globale (attention : une espèce rare n'est pas nécessairement menacée). Si au contraire il s'agit d'un taxon original, par exemple d'un génotype endémique dont la sauvegarde dépend de ces travaux (ses habitats originels ayant été détruits ou étant trop fragmentés pour accueillir une métapopulation viable), l'opération semblera justifiée en termes de biodiversité globale. Le choix entre biodiversité et naturalité restera néanmoins toujours délicat car les travaux seront peut être néfastes à d'autres espèces menacées dont nous ignorons l'existence où l'écologie.

En conclusion, nous pouvons dire qu'une gestion forestière visant à augmenter la diversité spécifique locale n'entraînera que rarement une augmentation de la biodiversité à l'échelle régionale. Comme il n'existe pas d'échelle universelle pour appréhender la biodiversité (mise à part l'échelle planétaire), la meilleure chose à faire pour le gestionnaire en cas de dilemme est donc d'évaluer l'impact régional de sa gestion locale. Si l'action locale n'apporte pas de gains à l'échelle supérieure (régionale), mieux vaut opter pour une politique d'augmentation de la naturalité.

3.4. Comment mesurer la naturalité ?

De même que pour la biodiversité, l'évaluation de la naturalité peut concerner différents niveaux d'organisation :

- niveau intra-spécifique : les pinèdes landaises issues de génotypes étrangers ont une «naturalité génétique» plus faible que les pinèdes indigènes ;
- niveau spécifique : en France, une forêt de robiniers ou de douglas aura une naturalité plus faible qu'une forêt d'essences indigènes ;
- niveau écosystémique : une mosaïque forestière constituée de

différentes communautés spontanées aura une naturalité plus forte qu'une forêt fragmentée où alterneraient boisements, prairies et cultures ;

- niveau structurel : la naturalité d'une forêt peut également être appréhendée à travers l'organisation spatiale des strates (structure verticale) et des phases sylvigénétiques (structure horizontale), à travers la dynamique spatio-temporelle de ces phases, à travers l'abondance du bois mort, etc.

Comme nous l'avons vu plus haut (§ 3.1), le degré de naturalité d'une forêt doit être évalué en mesurant l'écart (ou les différences) existant entre sa naturalité actuelle et sa naturalité potentielle maximale.

Les approches seront différentes selon que l'on se sert des informations du passé, du présent ou des projections du futur pour estimer la naturalité potentielle maximale. En simplifiant, la paléoécologie nous aide à déterminer la naturalité potentielle maximale en fonction d'un état du passé, les approches synchroniques, diachroniques et les catalogues des stations forestières en fonction de l'état actuel de sites de référence, les modélisations en fonction d'un état futur simulé (§ 3.1).

3.4.1 La paléoécologie

Diverses sciences visent à décrire notre environnement passé. Elles nous permettent notamment de retracer l'évolution de nos paysages au cours de l'Holocène (depuis la fin des dernières glaciations) et de déterminer quelles ont été les étapes les plus importantes de cette évolution, qu'il s'agisse d'événement climatiques, biologiques (colonisation des espèces) ou anthropique* (premiers défrichements, introduction d'espèces...).

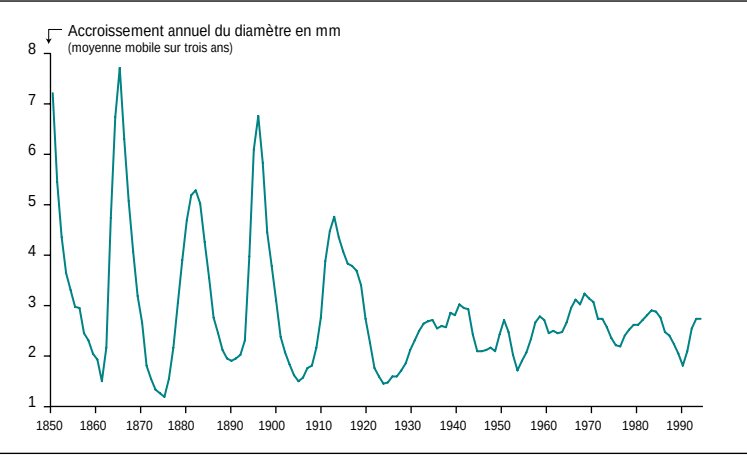
La PALYNOLOGIE (étude des pollens) est sans doute la plus connue de ces disciplines : une des plus anciennes et des plus précises (tant au niveau des espèces décrites que de la période couverte). Elle est malheureusement limitée aux espèces végétales et sa précision spatiale dépend des espèces (certains pollens sont transportés sur de longues distances, d'autres, trop lourds, ne migrent presque pas).

L'ÉTUDE DES MACRO-RESTES, souvent associée à la palynologie, comble certaines de ces lacunes. En étudiant les fragments de feuilles, d'aiguilles, de graines ou même d'animaux, elle complète le spectre des espèces étudiées et donne une image plus fidèle des conditions locales (les macro-restes étant rarement transportés sur de longues distances).

La PÉDO-ANTHRACOLOGIE est l'étude des charbons. Qu'il s'agisse d'incendies naturels (foudre) ou anthropique* (défrichement, charbonniers), les feux produisent des charbons très résistants à l'oxydation (et très faciles à dater) qui peuvent être conservés dans la majorité des sols. Leur étude permet de retracer la présence des espèces ligneuses d'un site à travers le temps ainsi que la limite

altitudinale naturelle des forêts²⁹⁻³¹. La stratification des charbons d'un sol (mélangés par les invertébrés) n'est malheureusement pas chronologique et il est donc nécessaire de dater un grand nombre de fragments pour obtenir une image précise de la dynamique forestière (méthode coûteuse).

La DENDROCHRONOLOGIE est l'étude des cernes de croissance des arbres. Surtout utilisée par les climatologues pour retracer (en analysant les variations de croissance des cernes) les variations climatiques du passé, cette technique permet également de reconstituer certaines variables de l'environnement immédiat d'un arbre.



L'ARCHÉOLOGIE nous apporte également de précieux renseignements. En plus des données sur le cadre de vie de nos ancêtres (charbons de bois et fragments d'os indiquent la présence de certaines espèces), les fouilles permettent de dater le passage d'une civilisation de chasseurs – cueilleurs à celle plus sédentaire de cultivateurs – éleveurs. C'est cette transition qui marque le début des perturbations anthropiques*, de la «domestication» de la nature.

Les ÉCRITS ne doivent pas être négligés pour évaluer l'évolution récente (depuis le Moyen Âge) d'une forêt. Les glands, branches, champignons, baies, fournissaient alors d'importants revenus et leur exploitation était réglementée et consignée. Les études historiques⁶², sont donc très intéressantes pour appréhender l'évolution récente et ainsi la naturalité d'un site.

Quelle que soit la discipline mise en œuvre, c'est l'étude de l'évolution «récente» (quelques siècles à quelques millénaires) de la couverture végétale qui fournit au gestionnaire les informations les plus précieuses pour évaluer la naturalité de sa forêt. Il est certes intéressant de connaître les types forestiers ayant succédé à la Toundra du tardiglaciaire mais ces changements à long terme n'ayant rien à voir avec l'action de l'Homme (et donc la naturalité), elles ne nous informent que sur les changements climatiques ou l'arrivée successive des différentes espèces. L'étude de l'histoire récente de

nos forêts nous permet au contraire de découvrir et dater l'impact des grandes perturbations anthropiques* de nos forêts : défrichements, plantations, introductions ou sélection de certaines espèces...

3.4.2 Approches synchroniques

Contrairement à la paléoécologie (comparaison d'un état historique avec l'état actuel), l'approche synchronique consiste à comparer l'état actuel de deux sites distincts ; l'un des deux, inexploité (depuis longtemps ou toujours), constituant la référence en terme de naturalité (§ 3.1). Disposer d'une telle forêt de référence est le cas le plus favorable pour le gestionnaire. En effet, il n'est plus nécessaire de faire appel à des informations du passé (incomplètes) ou à des prédictions futuristes (incertaines), il suffit de comparer les deux sites et cette comparaison (quantitative ou qualitative) peut être envisagée à tous les niveaux d'organisation (§ 3.4). Il est par exemple possible dans ce cas d'évaluer la naturalité en comparant :

- la richesse des taxons* indigènes forestiers ;
- l'abondance de certains taxons ;
- la diversité structurelle (structure verticale pour les strates, horizontale pour les phases, mais également l'abondance du bois mort ; § 5.2.2) ;
- la fragmentation forestière, les infrastructures, la fréquentation, etc. (voir exemples d'approches synchroniques au § 5)



La protection des dernières forêts à caractère naturel, même de taille réduite, est un enjeu de conservation majeur non seulement pour protéger les taxons* et structures originales qu'elles abritent (§ 4), mais également pour pouvoir disposer de sites de référence permettant d'évaluer la naturalité d'autres forêts par des approches synchroniques (Photo : B. Boisson).

3.4.3 Catalogues des stations forestières

Ces catalogues qui couvrent aujourd'hui la plupart des régions françaises peuvent être utilisés pour déterminer la naturalité des essences forestières. Ils font l'inventaire, pour tous types de sols, d'expositions et d'altitudes, des peuplements potentiels d'une région (en équilibre avec le milieu en l'absence de perturbations anthropiques*). Il est encourageant de noter que ces catalogues sont aujourd'hui souvent pris en compte lors de l'établissement des plans

de gestion des forêts exploitées (publiques et privées). Ces gestionnaires reconnaissent ainsi qu'un peuplement en équilibre avec son milieu à de meilleures potentialités sylvicoles (rendement) qu'un peuplement d'essences exotiques (à naturalité plus faible). Pendant longtemps, c'est le rendement à court terme (une ou deux rotations) qui dictait le choix des essences. Ce choix qui privilégiait les espèces à croissance rapide s'est souvent avéré être une catastrophe écologique et économique (moins bonne résistance des essences allochtones*, dégradation des sols, etc.) En privilégiant aujourd'hui des peuplements en équilibre, on favorise la gestion «durable» de la forêt (rendement à long terme).

3.4.4 Modèles prédictifs

Les modèles forestiers nous permettent de simuler la naturalité potentielle maximale d'une forêt (§ 3.1). En tenant compte des caractéristiques stationnelles, des espèces présentes, de leur biologie et de leur écologie («paramètres» du modèle), il est en effet possible de prédire l'évolution de la forêt sur une période donnée (abondance respective des essences, durée des cycles, taux de croissance, valeurs de biomasse et nécromasse, dynamique spatio-temporelle de la mosaïque sylvatique, etc.⁹⁸) Contrairement aux catalogues des stations (§ 3.4.3), ces modèles paramétriques ont une dimension dynamique : ils peuvent prendre en compte et ainsi tester l'impact (à différentes échéances) de la présence d'espèces introduites, de différents types de gestion sylvicoles, etc. Ils peuvent également intégrer les prévisions d'autres modèles (changements climatiques par exemple)

Bien entendu, ces projections restent théoriques. Difficiles à tester (processus sylvigénétiques très longs *in situ*), ils ne font pas toujours l'unanimité et les gestionnaires hésitent avant de s'en inspirer. Ces modèles ne concernent par ailleurs que les espèces ligneuses et ne permettent donc pas d'évaluer la naturalité des autres composantes forestières.

En plus de ces modèles «forêt», il existe de nombreux modèles spécifiques qui, partant des exigences écologiques d'une espèce, permettent de prédire l'évolution de ses populations¹¹⁵. S'il s'agit d'une espèce indicatrice inféodée aux forêts à caractère naturel, ces modèles permettent par exemple de calculer un degré de naturalité d'un site relatif à cette espèce.

3.4.5 Approches empiriques

Dans de nombreux cas, l'insuffisance des connaissances et des moyens limite la mise en œuvre d'études telles que celles présentées aux chapitres précédents. Certains préfèrent alors mesurer la naturalité forestière en utilisant d'autres approches plus empiriques¹⁸⁴.

Calcul empirique d'un indice de naturalité forestière

(ébauche de la fédération «Alsace Nature» 1996)

I. INDICATEURS DE NATURALITÉ AU NIVEAU DE LA RÉGION
BIOGÉOGRAPHIQUE

1 Composition floristique

- essences autochtones dans des proportions proches des proportions naturelles (note=5)
- essences autochtones mais génotypes introduits ou proportions éloignées des valeurs naturelles (4)
- 0-20% d'essences exotiques ou essences autochtones dans des proportions très éloignées des proportions naturelles (3)
- 20-70% d'essences exotiques (2)
- plus de 70% d'essences exotiques (1)

2 Cloisonnement et surfaces (pour une région dont la forêt est le stade climacique)

- aucune fragmentation du couvert forestier (5)
- taux de boisement supérieur à 80% (4)
- taux de boisement de 40-80% (3)
- taux de boisement de 15-40% (2)
- taux de boisement inférieur à 15% (1)

3 Fonctionnalité

- perturbations naturelles encore opérationnelles (5)
- perturbations naturelles modifiées par l'homme (3)
- perturbations naturelles supprimées par l'homme (1)

II. INDICATEURS DE NATURALITÉ AU NIVEAU DE LA PARCELLE

5 Composition floristique

- essences autochtones dans des proportions proches des proportions naturelles (5)
- essences autochtones mais génotypes introduits ou proportions éloignées des valeurs naturelles (4)
- 0-20% d'essences exotiques ou essences autochtones dans des proportions très éloignées des proportions naturelles (3)
- 20-70% d'essences exotiques (2)

- plus de 70% d'essences exotiques (1)

6 Composition structurale (il est souhaitable d'ajouter une variable tenant compte de la qualité et de la quantité de bois mort)

- structure naturelle (perturbations naturelles) avec arbres morts et vivants de tous diamètres (5)
- structure horizontale et verticale irrégulières ; régénération permanente sans âge d'exploitabilité défini ; avec quelques phases de sénescence (arbres de diamètre > 50 cm) (4)
- structure régulière ; régénération s'étalant sur 15-50% de l'âge moyen d'exploitabilité (3)
- structure régulière ; régénération s'étalant sur 5-15% de l'âge moyen d'exploitabilité (2)
- peuplements équiens répartis en surfaces de plus de 10 ha (1)

7 Qualité de la zone périphérique

- parcelle située dans un grand massif (> 10.000 ha) à structure et composition proches de l'état naturel (5)
- parcelle située dans un grand massif à structure et composition moyennement éloignées de l'état naturel ou parcelle située dans un petit massif de bonne qualité (note >3 pour variables II 1 et II 2) (4)
- parcelle située dans un grand massif forestier de mauvaise qualité (3)
- parcelle située dans un petit massif forestier de mauvaise qualité (2)
- parcelle isolée de tout contexte forestier (1)

8 Fonctionnalité

- perturbations naturelles encore opérationnelles (5)
 - perturbations naturelles modifiées par l'homme (3)
 - perturbations naturelles supprimées par l'homme (1)
- Au total : la somme des huit notes est égale à l'indice de naturalité.

Protéger les forêts à caractère naturel

«Les forêts naturelles et subnaturelles sont une part essentielle du patrimoine européen en raison de leur valeur esthétique, culturelle, éducative, naturelle et scientifique» (Conseil de l'Europe, 1987).

4.1. Des forêts multi-fonctionnelles

4.1.1 Laboratoires scientifiques à ciel ouvert

La protection des dernières forêts à caractère naturel est un enjeu de conservation majeur pour protéger les structures et taxons* qu'elles abritent (§ 2 & 5) mais également pour disposer de sites de référence permettant d'évaluer le degré de naturalité des forêts exploitées (§ 3.4).

Les sylviculteurs s'intéressent aux forêts à caractère naturel pour d'autres raisons. Un de leurs objectifs est de disposer de méthodes de gestion réduisant les coûts de production tout en augmentant la production ligneuse⁹⁹. Par une meilleure connaissance des processus naturels (régénération, compétition, dynamique, etc.), le sylviculteur pourra augmenter le rendement de sa forêt en imitant la nature¹⁵⁴. La meilleure résistance des forêts à caractère naturel aux attaques parasitaires⁹⁰, aux perturbations naturelles (par exemple tempêtes)^{12,182} et leur grande diversité en terme de ressources génétiques¹⁷⁸, intéressent également les forestiers⁵⁸.

Bien entendu, l'intérêt scientifique des forêts à caractère naturel n'est pas limité à la conservation ou à la production. Epargnées des principales perturbations anthropiques* et correspondant aux stades climaciques* de nos écosystèmes, ces forêts procurent également des sujets de recherche fondamentale. Les relations étroites entre la forêt et son environnement, étudiées depuis longtemps en France¹⁰⁴, le seront de plus en plus à l'avenir dans le cadre des programmes de lutte contre les changements climatiques, la forêt étant à la fois producteur et absorbeur de gaz carbonique⁹ (§ 4.1.3).

4.1.2 Arches de Noé pour la biodiversité

Les travaux ayant mis en évidence l'intérêt des forêts à caractère naturel pour la conservation des espèces et des habitats sont nombreux (§ 5.4).

Les forêts à caractère naturel abritent des espèces et des habitats rares dont certains ont totalement disparu des forêts exploitées. Les chablis et gros arbres morts sont les habitats privilégiés d'une entomofaune extrêmement diversifiée. L'abondance de ces insectes profite à de nombreux oiseaux, souvent cavernicoles comme les pics (dont les plus rares, pic tridactyle et pic à dos blanc habitent presque exclusivement les forêts à caractère naturel). Ces espèces, en forant leurs loges dans les vieux bois morts ou cariés, procurent des sites de nidification pour d'autres espèces comme certaines chouettes.

«Quand les techniques sylvicoles ressemblent au développement spontané, les efforts pour arriver à un bon résultat sont limités ; a contrario, quand les techniques sylvicoles sont très différentes d'un développement spontané, on doit faire beaucoup d'efforts afin de réaliser l'objectif d'aménagement»⁹⁹.

Le volume moyen de bois mort n'est plus aujourd'hui que de quelques m³/ha dans les forêts exploitées d'Europe alors qu'il est souvent supérieur à 50-100 m³/ha dans les forêts à caractère naturel. Le volume de bois mort a ainsi subi une réduction estimée à plus de 90% à l'échelle du paysage. On estime (à partir de la théorie des îles ; § 4.3) que 25 à 50% des espèces saproxyliques ont déjà disparu du fait de cette réduction¹⁶⁴.

En plus de la présence d'arbres âgés et d'une nécromasse importante, c'est la grande diversité structurale verticale (forêts multi-strates) et horizontale (mosaïque sylvatique) des forêts à caractère naturel qui explique leur plus grande richesse spécifique⁶⁴ et la plus grande stabilité de leurs communautés animales à long terme¹⁸³.

La présence de d'espèces relictuelles et emblématiques comme le grand tétras a également souvent été associée à la présence de forêt à caractère naturel, l'espèce recherchant des forêts multi-strates et de petites clairières herbacées pour élever ses jeunes^{108,179}.

Richesse spécifique de deux sites protégés abritant des forêts à caractère naturel.		
Bialowieza (1250 km²) ⁵⁷		La Massane (336 ha) ¹⁸⁵
Insectes	env. 8500	2902
dont : Hyménoptères	3000	270
Coléoptères :	2000	1453
Lépidoptères :	1000	364
Diptères :	800	429
Oiseaux	228	60
Mammifères	62	33
Poissons	24	2
Amphibiens et reptiles	19	20
Plantes vasculaires	990	694
dont : Phanérogames	953	676
Cryptogames vasculaires	37	18
Champignons	>2000	362
Lichens	334	281
Bryophytes	254	196
Total :	>12.500	>5.000

4.1.3 Puits de carbone

La concentration de carbone dans l'atmosphère a augmenté de 40% depuis 1800 et a entraîné une hausse de la température moyenne du globe. Les écosystèmes sont capables de stocker de grandes quantités de carbone mais les quantités libérées par l'utilisation d'énergies fossiles dépassent aujourd'hui leurs capacités de régulation et la hausse des températures devrait donc se poursuivre¹¹⁴.

- Les forêts étant d'importants puits de carbone, elles jouent un rôle important dans la lutte contre l'effet de serre. Leur contribution peut encore être augmentée :
- en conservant de grandes surfaces de forêts non exploitées on favorise les écosystèmes les plus performants en matière de stockage temporaire de carbone ;
 - en augmentant la surface forestière totale, on récupère (re-stockage) une partie du carbone libéré par la combustion des énergies fossiles ;
 - l'utilisation du bois comme énergie permet de remplacer en partie les énergies fossiles ;
 - il convient également de favoriser au maximum la «neutralisation» du carbone par la transformation du bois en produits stables (matériaux de construction, mobilier, etc.).

Dans la quasi-totalité des régions françaises où il niche, le grand tétras est en régression et fait partie des espèces en sursis (voir «créance d'extinction» § 4.3.3). L'espèce est aujourd'hui au cœur d'un débat scientifique opposant ceux qui souhaitent la sauver par une gestion active (ouverture artificielle de trouées favorables à l'espèce) et ceux qui préconisent une gestion passive (création spontanée de trouées en favorisant la dynamique et les perturbations naturelles ; voir § 3.2). Dans cet exemple, la gestion active peut limiter le déclin du grand tétras à court terme mais la gestion passive sur de vastes forêts à forte naturalité est vraisemblablement une meilleure stratégie de conservation à long terme.



Réserve naturelle de la Massane, Pyrénées Orientales (Photo : B. Boisson).

Chaque année, 6 milliards de tonnes de carbone sont libérées par la combustion des énergies fossiles et 2 par la déforestation. La moitié seulement de ces quantités est recyclée dans les écosystèmes et 4 milliards de tonnes viennent donc s'ajouter chaque année aux 750 déjà présents dans l'atmosphère.

Les reboisements permettent de neutraliser une partie des gaz à effet de serre provenant de la combustion d'énergies fossiles. Les surfaces disponibles sont malheureusement réduites et cette reforestation produit parfois des effets inverses. L'utilisation de certains engrais libère des gaz à effet de serre plus nocifs que le carbone. Dans les régions boréales, les reboisements annulent l'effet positif des paysages ouverts où la couverture neigeuse réfléchit une grande partie des radiations solaires¹¹⁴.



Forêt de Fontainebleau (Photo : B. Boisson).

Les reboisements permettront également d'augmenter l'offre en bois (le risque de voir exploiter les forêts à caractère naturel sera réduit) et de réduire l'impact de la fragmentation en restaurant partiellement la connectivité entre massifs.

4.1.4 Vecteurs de développement

La protection des forêts à caractère naturel ne doit pas les soustraire de leur environnement socio-économique. Sans l'approbation du public, la protection sera «subie» par la population et son efficacité (et pérennité) sera limitée. Il est donc important de mettre en avant les bénéfices de cette protection pour la population. Les intérêts scientifiques et écologiques de ces protections ne sont compris et défendus que par une partie de la population : scientifiques, naturalistes, certains forestiers. Il existe pourtant d'autres raisons objectives pour notre société de protéger les forêts à caractère naturel.

D'UN POINT DE VUE ÉDUCATIF, les forêts à caractère naturel «permettent de montrer l'extraordinaire vitalité, la dynamique, la diversité, la complexité et la beauté de forêts se développant en fonction des seules forces de la nature»²⁷ et qui recouvraient jadis la quasi-totalité de notre continent. Elles offrent ainsi un formidable support pédagogique pour les sciences de la vie, de la terre, l'histoire, les sciences physiques et chimiques (cycles biochimiques)... Elles permettent également d'appréhender le problème des changements climatiques sous un angle plus positif que par la simple approche «pollution».

L'INTÉRÊT CULTUREL de ces forêts est également important. Les raisons de leur présence intéressent au plus haut point les historiens pour retracer l'évolution spatio-temporelle de l'activité humaine, ou pour délimiter plus précisément les points de contact entre différentes zones d'influence politique⁶². L'aspect, l'esthétisme et les ambiances toutes particulières des forêts à caractère naturel intéressent quantité d'artistes et ceci depuis plusieurs siècles. La forêt de Fontainebleau, représentée dès le 18^e siècle par le peintre Jean-Baptiste Oudry, en est la parfaite illustration puisqu'elle accueillit au 19^e siècle une véritable communauté d'artistes peintres (école de Barbizon). Nombreux sont les artistes qui y ont trouvé la source de leur inspiration^{18,33}. C'est à leur initiative que certaines parcelles ont été classées («séries artistiques») et soustraites à l'exploitation sylvicole dès 1853.

- Pour beaucoup (acteurs de la filière bois notamment), l'intérêt économique des forêts à caractère naturel est prioritaire :
- Bien qu'il soit difficile à chiffrer, le principal bénéfice économique de ces forêts vient de l'amélioration des techniques sylvicoles s'inspirant de leur fonctionnement (§ 4.1.1). Une gestion plus proche des processus naturels peut entraîner une baisse des coûts de gestion et/ou une augmentation de la productivité. Les pratiques sylvicoles éloignées du fonctionnement naturel (essences exotiques ou futaie régulière par exemple) apparaissent en effet souvent comme étant très rentables sur quelques rotations mais ont parfois

- des conséquences néfastes à long terme (déstabilisation et appauvrissement des sols) ;
- La protection assurée par les forêts à caractère naturel sur certaines infrastructures doit également être mentionnée. Difficilement exploitables et produisant du bois de qualité moyenne, de nombreuses forêts inexploitées de pente protègent villages et routes des risques d'éboulis ou d'avalanches. Leur exploitation (souvent subventionnée ou déficitaire) doit parfois être suivie d'aménagements très coûteux (pare-avalanches par exemple). Mieux vaut donc laisser ces forêts nous protéger gratuitement.
 - Lorsque le classement par décret d'une réserve intégrale entraîne la perte de revenus (même potentiels), le propriétaire peut prétendre à une indemnisation financière (article L.332-5 du Code de l'environnement). Cette indemnisation peut être calculée forfaitairement (basée sur la valeur des arbres) ou annuellement (basée sur la rentabilité moyenne).
 - La protection des forêts à caractère naturel apporte parfois des revenus importants aux populations locales. Dans le Parc national de Bavière où plus de 50% des forêts sont en réserve intégrale, la fréquentation touristique est passée de 200.000 à 15 millions en 16 ans et constitue aujourd'hui 20% du chiffre d'affaire de la région. D'importantes mesures de reconversion et d'indemnisation ont accompagné cette protection^{27,36}. Sans commune mesure, la mise en place de réserves naturelles forestières peut néanmoins entraîner dans les petites communes françaises qui abritent souvent les forêts à caractère naturel, le passage (stagiaires, colloques, formations, sorties) ou l'installation (permanents de la réserve) de personnes qui participent ainsi à l'économie et au développement local.

INTÉRÊT RÉCRÉATIF. Explorer une forêt presque vierge présente un attrait certain pour une population en mal de découvertes. La fragilité et la taille souvent réduite des forêts à caractère naturel ne se prête pas à l'éco-tourisme de masse développé dans certaines forêts naturelles (Parc National de Bavière par exemple). La découverte individuelle, autorisée mais non promue, semble être l'option récréative la plus adéquate sur les sites français.

4.1.5 A la rencontre de nos racines

Un des leitmotiv pour justifier la conservation des forêts naturelles en Amérique du Nord (§ 3.1), est de conserver pour l'Homme des zones «originelles, vierges, reculées», voire «inquiétantes» pour certains où il pourra «se réconcilier avec la nature en affrontant ses peurs ancestrales»¹⁸¹. Des zones où nos sens et nos émotions les plus profondes reprennent vie. Une telle prise de conscience peut en effet être jugée indispensable à l'adhésion du public et à la réussite de nos politiques de conservation. Pour l'envisager, il faudrait aussi que les forêts à caractère naturel demeurent vierges d'infrastructures (y compris sentiers, panneaux etc.) et... ouvertes au public, malgré leur statut éventuel de «réserves intégrales».

Dans la Réserve naturelle du Grand Ventron, les arbres morts surplombant une route départementale ont été conservés contre l'avis d'experts de l'équipement : le risque qu'ils chutent sur la route ayant finalement été considéré comme négligeable comparé aux risques d'éboulis qu'aurait entraîné l'enlèvement de ces arbres, qui auraient ensuite nécessité la mise en place d'une protection artificielle de la chaussée⁶⁶.

Dans cette même réserve, les communes perçoivent de l'Etat une indemnisation annuelle de 22.87 € (150 F) par ha sur les parcelles classées en «réserve intégrale». Dans la réserve voisine du Frankenthal, une indemnisation forfaitaire a été calculée en fonction de la valeur des arbres présents et des coûts d'exploitation (déduits de cette valeur). Dans les réserves intégrales de certaines Réserves naturelles rhénanes, ce sont les collectivités territoriales qui indemnisent les pertes de revenus (bois et chasse) des communes propriétaires.

«Lorsqu'une société ne trouve plus son idéal, reste aux hommes la recherche du primordial. Ils le cherchent dans la nature inviolée avant de le retrouver en eux-mêmes»¹⁸.

4.2. Des menaces multiples

S'il convient aujourd'hui de protéger les forêts à caractère naturel, c'est qu'elles sont gravement menacées. Menacées de disparition dans les cas les plus graves, menacées de «dénaturation» lorsque leur degré de naturalité est altéré.

Particularité de ces forêts : la destruction de leur caractère naturel ne prend que quelques heures (exploitation). Sa restauration au contraire, lorsqu'elle est envisageable (certaines actions comme la rupture de la continuité étant irrémédiables), peut nécessiter plusieurs siècles.

La protection des forêts à caractère naturel doit donc être conçue et mise en œuvre de façon préventive, continue et à long terme. Dans un récent rapport sur la protection des forêts en Europe, le WWF identifie 8 principales menaces⁷².

- La première est administrative et sociale. Si les populations et administrations locales ne sont pas impliquées dans la protection, celle ci sera mal acceptée et peu respectée.
- Même lorsqu'elle est proscrite, l'exploitation illégale ou camouflée par (justifications sécuritaires et sanitaires) reste une menace.
- La chasse se limite aujourd'hui parfois au tir des animaux les plus remarquables ce qui modifie les équilibres sylvo-cynégétiques lorsque les densités d'herbivores sont trop élevées. Facteurs aggravants : les grands prédateurs ont souvent disparu et quand le nourrissage des grands herbivores est pratiqué par les chasseurs, il augmente leurs taux de survie (§ 2.2.4). La surabondance des grands herbivores entraîne alors certains sylviculteurs à justifier des opérations de régénération artificielle.
- La construction d'infrastructures (destruction ou fragmentation (§ 4.3.2) des forêts à caractère naturel). Que pèse un écosystème forestier contre un projet autoroutier ou une ligne TGV déclarée «d'utilité publique» ?
- certaines espèces exotiques, plus dynamiques que les indigènes, colonisent de nombreux milieux (§ 3.2).
- L'exploitation minière, menace dans certains pays, est négligeable en France.
- Le tourisme «vert» au contraire est en pleine expansion. La fréquentation de ces forêts devrait donc augmenter et leur capacité d'accueil sera rapidement dépassée. Cette fréquentation doit être «contrôlée» mais non proscrite car les effets bénéfiques qu'elle procure à l'Homme et indirectement à la conservation des milieux sont certains¹⁸¹ (§ 4.1.5). Reste à trouver un juste milieu.
- Les incendies, perturbations naturelles dans certaines régions, sont une menace importante pour les forêts méditerranéennes où elles sont favorisées par les activités humaines. Notons toutefois que la majorité des incendies (souvent volontaires) qui touchent chaque année le sud de la France concernent le plus souvent des pinèdes plantées ou au stade de recolonisation et non des forêts à caractère naturel.

APPEL DES SCIENTIFIQUES

En France, plus de 200 scientifiques ont lancé en 2001 un appel aux pouvoirs publics pour la protection des forêts. Ils demandent entre autre :

1. *La mise en œuvre d'un réseau représentatif et fonctionnel de forêts protégées :*
 - évaluer les points forts et lacunes de la protection actuelle ;
 - identifier des critères et indicateurs pour une évaluation périodique de la protection ;
 - définir un projet de consolidation du réseau de forêts protégées, avec priorités ;
 - mettre en place les conditions politiques et financières susceptibles d'améliorer la protection ;
 - moderniser la gestion forestière dans les espaces protégés.
2. *La protection intégrale de grands espaces forestiers :*
 - constitution d'un sous-réseau cohérent de réserves intégrales (lacune française majeure) ;
 - mise en place en métropole de plusieurs réserves intégrales de plus de 100 km².

Terminons cet inventaire avec la plus discrète et la plus insidieuse des menaces, celle qui modifie lentement mais inexorablement notre environnement : la pollution. Peu visible et provenant de l'extérieur des sites, il est facile de l'oublier. Elle est pourtant omniprésente et notamment dans les réseaux trophiques dont elle contamine tous les niveaux.

4.3. Stratégies de conservation

4.3.1 Quels objectifs ?

D'une façon générale, les politiques de protection forestière visent à⁷² :

1. Etablir un réseau de forêts protégées qui soit écologiquement représentatif, socialement bénéfique et efficacement gérés.
2. Réaliser une gestion appropriée d'un point de vue environnemental, social et économique dans les forêts non protégées.
3. Développer et mettre en œuvre des programmes appropriés d'un point de vue environnemental et social pour restaurer les paysages et forêts dégradés.
4. Protéger les forêts de la pollution et des changements climatiques en réduisant les émissions et en adaptant la gestion.
5. S'assurer que les décisions politiques et commerciales sauvegardent les ressources forestières et conduisent à une distribution équitable des coûts et bénéfices associés.

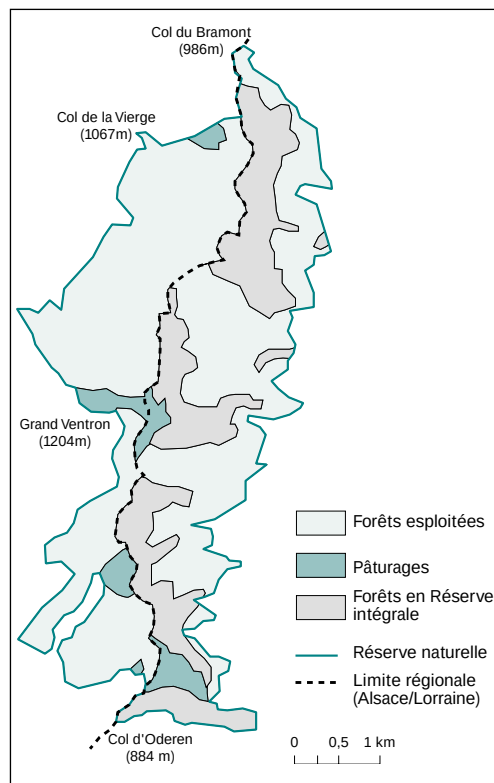
De façon plus spécifique, le WWF préconise de «sécuriser la protection des dernières forêts naturelles et autres forêts à haute valeur pour la conservation»⁷² par les directives suivantes :

1. En Europe de l'Est et du Nord (régions ayant encore de vastes forêts vierges) : «les plus grands espaces naturels forestiers (>50.000 ha) doivent être protégés, sauvegardant ainsi le développement sans perturbation humaine des processus à long terme».
2. Dans les régions n'ayant plus que de petites zones de forêts à caractère naturel :
 - les forêts à caractère naturel et autres forêts à haute valeur écologique doivent être protégées, agrandies et connectées (sauvegarde des corridors) ;
 - les éléments des forêts naturelles manquant en Europe de l'Ouest doivent être restaurés.
3. Pour un commerce de bois responsable, il demande que :
 - les compagnies aient une politique claire et prennent des mesures actives pour éviter d'utiliser du bois provenant de forêts vierges ou remarquables ;
 - les compagnies utilisent du bois certifié FSC (§ 6.4).

L'OFFICE NATIONAL DES FORÊTS PRÉSENTE les objectifs suivants pour ses réserves biologiques intégrales¹³⁴ : «libre expression des processus d'évolution naturelle, pas d'intervention culturelle, aucune exploitation.»

La conservation des forêts à caractère naturel s'articule autour de trois axes stratégiques :

- Protéger les dernières forêts à caractère naturel existantes ;
- Pour les habitats ayant disparu sous leur forme naturelle : protéger des forêts exploitées où sera restaurée une naturalité élevée à long terme (objectif : bâtir un réseau représentatif) ;
- Adopter des modes de gestion proches des processus naturels dans les forêts exploitées périphériques des forêts à caractère naturel (et entre sites pour la connectivité).



Les réserves intégrales étant souvent petites en France, la création de zones tampons périphériques est une mesure de protection complémentaire. Pour les réserves biologiques intégrales, les aménagements forestiers pourront présenter des recommandations particulières pour les forêts périphériques : plantations, traitements, fertilisations, coupes rases limités ou prohibés. Pour les parties intégrales des réserves naturelles, c'est la réserve elle-même qui peut faire office de zone tampon. C'est le cas de la Réserve naturelle du Grand Ventron (1650 ha) où les 400 ha de réserve intégrale (forêts à caractère naturel) sont situés en zone centrale.

Dans les forêts fragmentées interviennent un certain nombre de changements. La faible taille et l'isolement des sites réduisent l'échange d'individus entre sites. Certains événements accidentels peuvent entraîner la disparition d'espèces. Sous des conditions naturelles, de telles catastrophes seraient rapidement cicatrisées par la migration de nouveaux individus depuis des zones adjacentes... Dans les sites isolés, les opportunités de migrations internes sont faibles ou inexistantes. Les sites perdent donc peu à peu certaines espèces et celles qui subsistent atteignent des valeurs inhabituelles d'abondance relative (Curtis, 1956⁴⁰)

Dans ces réserves intégrales, «toute intervention directe de l'homme susceptible de modifier la composition ou la structure des habitats naturels est proscrite». Ces réserves intégrales :

- Devront constituer un réseau d'habitats représentatifs de la diversité écologique des forêts françaises ; l'abandon de l'exploitation devant permettre de conserver ou restaurer un échantillon de milieux forestiers «naturels» sur l'ensemble du territoire.
- Sont destinées à la recherche fondamentale sur le fonctionnement des forêts.
- Contribuent à la protection des espèces liées aux stades de maturité avancés.
- Peuvent répondre aux aspirations d'une société en quête de «naturel» et ont un rôle pédagogique.
- Enfin, et il s'agit là d'un objectif important (§ 5) : «les réserves intégrales peuvent constituer à terme des espaces de référence pour l'évaluation des milieux forestiers plus anthropisés».

4.3.2 Fragmentation : de la théorie des îles...

L'isolement naturel ou artificiel (fragmentation) des habitats entraîne un appauvrissement de la biodiversité. Ce constat ancien⁴⁰, précisé par la «Théorie de biogéographie des îles» dans les années 1960¹¹⁶, est l'un des plus important principe de conservation¹⁶². La fragmentation induit la perte d'habitat pour les espèces et l'isolement de leurs populations. L'équilibre originel entre les espèces et leur habitat est alors rompu. Plus un habitat est petit, plus le risque d'extinction de certaines espèces augmente (espèces rares, à aires disjointes ou dont la taille d'une population viable doit être élevée). Plus l'habitat est isolé, plus le nombre de nouvelles espèces susceptibles de le coloniser diminue.

De nombreux modèles ont été proposés à partir de ces théories pour estimer le nombre, la taille et le type de réserves nécessaires pour assurer le maintien à long terme des espèces. En France, la protection des forêts à caractère naturel répond habituellement plus à des situations d'urgence qu'à une stratégie de conservation. Aux Etats-Unis au contraire, les effets de la fragmentation sont explicitement pris en compte pour certains taxons* puisque les forêts doivent «permettre de maintenir des populations viables pour les vertébrés indigènes»⁸⁶.

Les principes de la théorie des îles gouvernent aujourd'hui la plupart des stratégies de conservation de milieux naturels.

Fragmentation, naturalité et biodiversité

La fragmentation forestière, en augmentant l'hétérogénéité paysagère, entraîne parfois l'apparition de nouvelles espèces. L'alouette des champs par exemple qui niche dans les milieux ouverts (dont les coupes à blanc), peut localement contribuer à augmenter la «richesse spécifique». Certains s'appuient sur ce constat pour réfuter le concept de naturalité au profit de celui de

biodiversité (§ 3.3). Les effets de la fragmentation sur la biodiversité doivent néanmoins être mesurés à l'échelle biogéographique. Considérons par exemple les oiseaux, un groupe très bien connu. Entre 1850 et 1986, 11 espèces ont disparues d'Alsace, 7 sont apparues⁴⁷. Mais les espèces disparues sont menacées à l'échelle nationale ou internationale (butor étoilé, cigogne noire, balbuzard, sterne naine, pie-grièche à poitrine rose) alors que les espèces d'apparition récentes sont communes (grèbe huppé, fuligule morillon, mouette rieuse, tourterelle turque, grive litorne, corbeau freux). La fragmentation de nos habitats, même si elle contribue localement à augmenter la richesse spécifique, conduit inéluctablement à un déclin combiné de la naturalité et de la biodiversité globale (§ 3.3).

4.3.3 ...à celle des méta-populations

Les biologistes ont longtemps considéré les populations d'espèces comme des ensembles où tous les individus interagissent de façon identique avec leurs congénères. Cette simplification occulte l'effet des âges, des tailles, de la distribution spatiale et de la migration des individus sur la dynamique de la population. L'étude des méta-populations⁷⁴ comble ces lacunes en intégrant l'impact des relations entre individus sur la dynamique globale de la population. En fait, il s'agit d'un cas particulier de la théorie des îles dans lequel seule une espèce est considérée. Au lieu d'étudier les taux de colonisation et d'extinction d'une île par différentes espèces, on étudie ces taux pour différentes sous-populations d'une même espèce (chaque «tache» d'habitat étant occupée par une sous-population distincte).

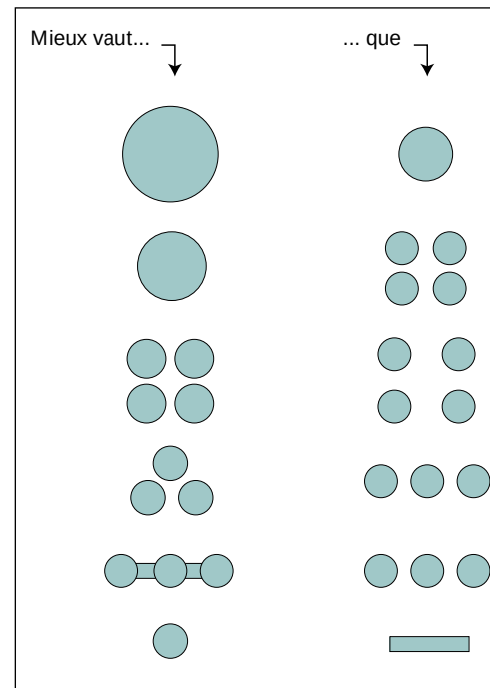
Une méta-population est ainsi composée de plusieurs populations locales (sous-population). Un massif forestier fragmenté comptera par exemple autant de populations locales que de fragments de forêts. Mais l'échelle d'étude dépendra aussi du type d'espèce étudiée. Dans le cas d'espèces saproxyliques* à faible mobilité, on considère parfois que c'est l'arbre mort (dans lequel peuvent se développer plusieurs générations) qui abrite une population locale. Certains coléoptères (*Bolitophagus reticulatus* vivant dans les fructifications d'amadouiers ; *Osmoderma eremita* vivant dans la tourbe des grandes cavités) semblent correspondre à ce modèle.

L'avantage de cette approche est qu'elle permet de modéliser la dynamique des populations locales.

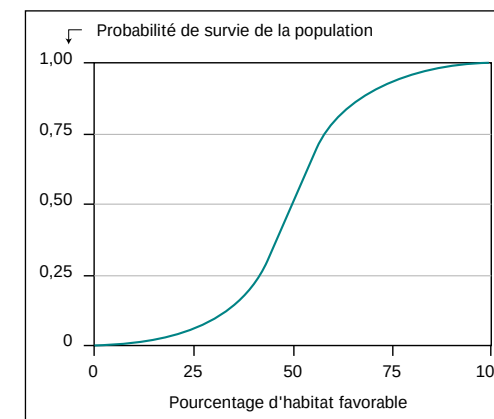
Principaux enseignements de la théorie des méta-populations⁷⁴ :

- la taille ou densité d'une population est affectée par la migration des individus,
- la densité d'une population est affectée par la taille de l'habitat et son isolement,
- pour qu'une méta-population puisse persister, la dynamique des populations locales doit être asynchrone* (sinon risque d'extinction simultanée de toutes les populations locales),

«La fragmentation est la plus grande menace qui pèse sur la diversité biologique¹³¹.»



Principes simplifiés d'une planification de création de réserves selon la «théorie des îles»⁴⁵.



Impact de la destruction d'un habitat sur les chances de survie d'une population.

- extinctions et colonisations locales caractérisent la dynamique des méta-populations,
- l'existence d'habitats favorables mais non occupés n'est pas anormale,
- chaque population locale ayant un risque d'extinction, la survie à long terme d'une espèce n'est possible qu'au niveau de la méta-population,
- le risque d'extinction d'une population locale dépend de la taille de l'habitat,
- le taux de colonisation d'un habitat dépend de son isolement,
- l'occupation d'un habitat par une espèce dépend ainsi de sa taille et de son isolement,
- la modélisation de la dynamique spatiale des méta-populations peut être utilisée pour prédire la dynamique d'une méta-population dans un paysage fragmenté,
- deux ou plusieurs espèces concurrentes dont la survie simultanée est impossible localement peuvent coexister sous forme de méta-populations,
- de même, un prédateur peut coexister avec sa proie à l'échelle de la méta-population alors qu'il oscille localement vers l'extinction.

Elle a également permis de démontrer que la probabilité de survie d'une population n'est pas corrélée de façon linéaire à la fraction d'habitat encore favorable pour l'espèce. Le maintien de 2 arbres morts à l'hectare dans une forêt où leur densité naturelle est de 20 nous conduirait à penser qu'ayant conservé 10% de l'habitat favorable aux espèces saproxyliques, 10% de ces espèces (ou populations d'espèces) pourraient se maintenir or cette valeur est largement inférieure.

Un autre enseignement de ces recherches concerne l'inertie des écosystèmes en terme d'extinction d'espèces⁴⁸. Lorsqu'un habitat forestier n'est plus favorable à une espèce, celle-ci ne disparaît pas nécessairement à court terme. Du fait de ces nombreuses populations locales, l'espèce peut survivre plusieurs années avant de s'éteindre. La présence d'une espèce n'est donc pas toujours indicatrice d'une bonne qualité de l'habitat. Cette propriété des méta-populations offre ainsi une deuxième chance aux gestionnaires d'espaces naturels qui pourront dans ce cas restaurer l'habitat et corriger les erreurs du passé avant que l'espèce ne disparaisse totalement (voir encadré).

Créance d'extinction et crédit d'espèces : l'exemple finlandais⁷⁵

La forêt boréale regroupe 50% des forêts de la Terre. En Finlande, la moitié des 45000 espèces de champignons, plantes et animaux sont des espèces forestières et 6% d'entre elles sont menacées (25 à 73% des espèces forestières ont déjà disparu dans le sud !) Dans le sud de la Finlande, où 2000 espèces sont intimement liées

à la présence de forêts à caractère naturel (1% des surfaces boisées), la «créance d'extinction» (nombre d'espèces en sursis dont la disparition est probable à moyen ou long terme) est estimée à 1000 espèces. La mise en place d'une gestion plus écologique des forêts et la restauration de forêts à caractère naturel sur de plus vastes surfaces pourrait limiter ces extinctions compte tenu du «crédit d'espèces» (espèces qui pourront bénéficier de ces nouvelles mesures de gestion et de conservation : (1) espèces déjà éteintes mais qui pourront recoloniser la région à partir de populations voisines et (2) espèces menacées de disparition faisant partie de la «créance d'extinction» mais qui, grâce à ces mesures, parviendront à se maintenir).

Différentes mesures de gestion et de conservation ont été évaluées. Il apparaît clairement que pour sauver les espèces actuellement menacées d'extinction : (1) mieux vaut concentrer les efforts de gestion et de conservation dans certaines zones plutôt que de répartir les mêmes efforts de façon diffuse sur l'ensemble du territoire, (2) de meilleurs résultats sont obtenus si les forêts restaurées sont localisées à proximité des forêts à caractère naturel encore existantes, ce qui facilite le retour des espèces menacées.

4.3.4 Pour un réseau de forêts à caractère naturel protégées

Planifier l'établissement d'un réseau de forêts à caractère naturel protégées n'est pas chose facile¹⁶⁷. Un tel réseau doit tout d'abord être acceptable d'un point de vue social et économique. Pour qu'il soit pertinent d'un point de vue écologique, il doit ensuite répondre à des critères scientifiques dont certains ont été exposés au chapitre précédent. Ces deux points de vue sont parfois très différents et nous ne pouvons présenter ici un «schéma de protection des forêts à caractère naturel». Nous pouvons néanmoins présenter les idées forces qui devraient être à la base d'une réflexion pour la mise en place d'un tel schéma.

REPRÉSENTATIVITÉ : le réseau de forêts à caractère naturel doit inclure tous les types d'habitats. En France, seules les forêts de montagne et les forêts alluviales sont bien représentées. Les forêts de l'étage collinéen, de plaine (non alluviales) et les forêts méditerranéennes sont sous représentées. Dans l'état actuel des réserves forestières (tableau p.52), on constate que les réserves naturelles couvrent de plus grandes surfaces et un plus grand nombre d'habitats forestiers que les réserves biologiques, pourtant plus nombreuses. Cet écart devrait néanmoins s'atténuer à l'avenir lorsque les objectifs de l'instruction sur les réserves intégrales de 1998 auront été atteints. Signalons également que les zones centrales des parcs nationaux abritent près de 100.000 ha d'habitats forestiers dans lesquelles les activités sylvicoles sont souvent réduites (à l'exception notable du PN des Cévennes qui abrite à lui seul 60% de ces surfaces mais où les forêts, issues de reboisements, n'ont guère de «caractère naturel»)¹⁹⁰.



Les formations à genévrier thurifère (Alpes, Pyrénées, Corse) sont des habitats rares et sous-représentés dans le réseau français d'espaces protégés (Photo : Bernard Pont).

PÉRENNITÉ : pour qu'il soit fiable et durable, le réseau doit s'appuyer sur des mesures de protection fortes (§ 6.2) : réserve naturelle (RN) ou réserve biologique intégrale (RBI). Les réserves naturelles régionales et les plans d'aménagement forestiers (limités dans le temps) ne permettent pas de garantir la pérennité d'un réseau de forêts à caractère naturel protégées.

CONNECTIVITÉ : les questions de connectivité du réseau sont plus complexes car elles s'appuient sur l'écologie (variable) des espèces forestières. La connectivité entre deux sites sera par exemple appréhendée de façon différente selon qu'il s'agit d'assurer la survie d'un grand mammifère à mobilité importante ou celle d'un invertébré à mobilité réduite. Une des options souvent retenues consiste à promouvoir simultanément :

- la connectivité entre massifs en conservant ou restaurant des «corridors» boisés ;
- la naturalité des massifs forestiers exploités en y appliquant des modes de gestion plus proches des conditions naturelles, en y conservant des arbres âgés, des arbres morts et/ou en y implantant des îlots de vieillissement (voir § 4.3.6) ;
- l'établissement ou l'élargissement des surfaces de réserves intégrales, véritables «noyaux durs» du réseau. Pour les espèces strictement saproxyliques et peu mobiles, l'impact des deux premières mesures est limité. Pour ces espèces, c'est la connectivité de micro-habitats au sein même du noyau dur (par exemple entre arbres morts) qui devra être importante.

FONCTIONNALITÉ : fixer les conditions d'un réseau fonctionnel est une question délicate. La fonctionnalité générale du réseau est garantie par la connectivité des habitats (voir ci-dessus). La fonctionnalité des sites et des habitats de ce réseau est au contraire conditionnée par leur taille et leur qualité (type de gestion). Plus un habitat est étendu et a une dynamique proche des conditions naturelles, plus il sera fonctionnel. Comme la naturalité, la fonctionnalité se mesure ainsi le long d'un gradient. Le choix sera donc souvent politique mais certaines réflexions scientifiques peuvent néanmoins nous aider à le rendre plus objectif (§ 4.3.5).

Habitats forestiers rencontrés dans les réserves naturelles (RN) et les réserves biologiques (RB) métropolitaines

FCN= forêts à caractère naturel - RBI= réserves biologiques intégrales

Code "Corine"	Réserves Naturelles				Réserves Biologiques				Site Natura 2000
	Nb de RN	Surface totale	Nb FCN	Surface FCN	Nb de RB	Surface totale	Nb de RBI	Surface RBI (1)	Etat novembre 2001 Surface totale (4)
Forêts caducifoliées									
41.1 Hêtraies	15	7 766	12	893	46	2 081	9	400	121 950
41.2 Chênaies-charmaies	4	404			19	150	2	60	27 664
41.3 Frênaies	4	64	1	2					11 871
41.4 Forêts mixtes de pentes et ravins	9	438	8	135	15	186	4	103	14 978
41.5 Chênaies acidiphiles	3	50	3	65	9	73	1	54	14 807
41.6 Forêts de chêne Tauzin									
41.7 Chênaies thermophiles et supra-médit.	7	473	4	240	19	311	1	40	
41.8 Forêts de charmes houblons, orientaux et thermophiles									
41.9 Bois de châtaigniers	3	105							14 096
41A Bois de charmes (form. Pures ou presque)	1	1							
41B Bois de bouleaux (sur terrains non marécag.)	2	725							
41C Aulnaies (non riveraines et non marécag.)	1	2	1	2					
41D Bois de trembles	2	6	2	25					
41E Bois de sorbiers sauvages	1	3	2	8					
41F Bois d'ormes (non riveraines et non en ravin)	4	63	2	2					
41G Bois de tilleuls (non riveraines et non en ravin)	1	5	1	6					
41H Autres bois caducifoliés	4	284	3	245					
Forêts de conifères									
42.1 Sapinières	10	2 435	6	270	20	517	2	6	
42.2 Pessières (sauf plantations)	4	4 349	2	155	18	427	4	117	19 442
42.3 Forêts de mélèzes et d'arolles	1	5			2	?			9 294
42.4 Forêts de pins de montagne (à P. uncinata)	8	5 816	7	4 267	8	426	1	2	31 775
42.5 Forêts de pins sylvestres	4	629	4	587					0
42.6 Forêts de pins noirs (Pins de Salzmann et laricio)	2	412	1	384	5	397	2	150	12 476
42.8 Forêts de pins méditerranéens	2	33	1	6	5	24	1	?	32 017
42.A Forêts dominés par les cyprès, genévriers et ifs					4	15			3 432
Forêts riveraines									
44.1 Formations riveraines de saules	8	337	8	313					7 063
44.2 Galeries d'aulnes blancs	2	11	2	10					
44.3 Forêts de frênes et d'aulnes des fleuves	13	396	11	388	20	66	5	20	49 958
44.4 Forêts mixtes de chênes, ormes et frênes des fleuves	6	415	5	332	4	387	3	82	19 258
44.5 Galeries méridionales d'aulnes et de bouleaux	1	4	1	4					
44.6 Forêts méditerranéennes de peupliers, ormes et frênes	4	265	4	244					
44.8 Galeries et fourrés riverins méridionaux									2 277
44.9 Bois marécageux d'aulnes	5	19	5	31	26	50			
44.A Forêts marécageuses de bouleaux et de conifères	2	2	2	21	33	97	2	?	7 141
Forêts sempervirentes non résineuses									
45.1 Forêts d'oliviers et de caroubiers					1	0			600
45.2 Forêts de chêne lièges					3	?			13 311
45.3 Forêts de chênes verts méso- et supra-méditerranéennes	4	994	4	819	14	967	3	11	58 429
45.8 Bois de houx					1	3			1 089
Dunes boisées	1	62	1	62	2	85			
Total France métropolitaine (2)	>100	>37 500	>60	>13 311	168	>6 900	26	<1 355	472 928
Total départements d'outre-mer (3)	6	207 616	6	207 609	8	<124 179	6	<118 164	

1 - les valeurs sont différentes de celles du tableau 123 de l'observatoire du patrimoine naturel des réserves biologiques qui comptabilise des forêts au statut de RBD pour 4 sites
2 - les totaux sont différents de la somme des valeurs présentées dans la liste car pour certains sites, seule la surface forestière est connue, pas le détail par habitats.
A l'exception des RBI (1355ha = total des secteurs classés y compris habitats non forestiers), les totaux représentent des valeurs minimales car les surfaces forestières ne sont pas connues pour tous les sites et les RN classés après mars 1999 n'ont pas été intégrées
3 - pour les réserves biologiques d'outre-mer, les totaux concernent la surface totale des RB et RBI et incluent de ce fait des habitats non forestiers (volcaniques par exemple)
4 - (les surfaces «Natura 2000» sont présentées pour mémoire car il n'est pas certain qu'elle fassent l'objet à l'avenir de mesure de gestion permettant de sauvegarder les forêts à caractère naturel).

4.3.5 Quelle doit être la taille minimale des réserves forestières ?

L'idée qu'ont les scientifiques de la taille minimale d'une réserve forestière est variable :

- quelques hectares étant parfois suffisants sous nos climats pour permettre à toutes les phases de la sylvigénèse d'être présentes, c'est ce seuil qui selon certains garantit la fonctionnalité d'une forêt ;
- plusieurs dizaines d'hectares de forêts à caractère naturel étant nécessaires pour assurer le maintien d'une mosaïque sylvatique et la survie de certaines méta-populations, c'est cette surface qui est considérée par d'autres comme le seuil minimal ;
- plusieurs centaines voire plusieurs milliers d'hectares sont nécessaire à d'autres espèces (à grands territoires) dont les populations viables doivent compter plusieurs centaines d'individus¹⁶². La taille d'un massif fonctionnel pour l'ensemble d'une communauté animale peut donc atteindre plusieurs centaines de km² ;

- Pour l'écologue, une réserve forestière doit être assez grande pour permettre le maintien à long terme, sans affaiblissement génétique¹⁴⁴, de toutes les espèces forestières. Les risques encourus par ces espèces dans des réserves de taille insuffisante sont nombreux¹⁴⁴ :
- le nombre de micro-habitats à leur disposition peut être limité (la plupart des espèces utilisent plusieurs micro-habitats) ;
 - leurs territoires vitaux peuvent être plus larges que la réserve ;
 - les mouvements saisonniers des espèces peuvent dépasser les limites de la réserve ;
 - la taille de certaines populations peut être inférieure à leur taille minimale de viabilité ;
 - la taille de la réserve peut être trop petite pour permettre à toutes les phases sylvigénétiques (et à leurs espèces spécifiques) d'être présentes simultanément ;
 - le ratio entre le périmètre (lisières) et la surface d'une réserve peut être trop élevé pour permettre aux espèces «d'intérieur» (qui fuient les lisières) de se maintenir ;
 - certaines populations seront trop petites pour assurer le maintien de leur diversité génétique. Leur variabilité et capacités d'adaptation vont donc diminuer.

- Estimer la taille minimale d'une réserve revient donc à estimer¹⁴⁴ :
- la taille nécessaire pour que les fluctuations locales soient annulées par d'autres à l'échelle de la réserve (ce qui est par exemple le cas d'une mosaïque sylvatique dans laquelle la proportion respective de chaque phase sylvigénétique est plus ou moins constante) : «taille minimale d'équilibre» ;
 - ou la taille d'une réserve dans laquelle toutes les sources de recolonisation internes sont maintenues (ce qui limite les risques d'extinction) : «taille minimale dynamique»⁷⁰.

Chaque espèce ayant ses propres exigences de régénération (sa propre dynamique), la taille minimale d'une réserve doit en effet être égale à la surface minimale permettant à toutes les espèces de se

régénérer. Cette taille minimale varie en forêt selon le régime de perturbation dominant. Dans les forêts à «dynamique douce» (§ 2.2.5), la surface minimale dynamique de nombreuses espèces est inférieure à 100 ha et des réserves de quelques centaines d'ha permettraient donc à ces espèces de se maintenir. Dans les forêts à «dynamique catastrophique» au contraire, des réserves de plusieurs dizaines de milliers de ha pourront encore être inférieures à la taille minimale nécessaire pour certaines espèces¹⁴⁴. Certains modèles permettent d'estimer la taille minimale des réserves forestières en fonction de l'intensité et de la fréquence des perturbations⁸⁹.

Ces concepts peuvent nous aider à déterminer la taille minimale d'une réserve mais gardons bien à l'esprit qu'aucune réserve, même très grande, ne permettra jamais de sauvegarder tous les éléments de la biodiversité. Selon sa taille, une réserve permettra de sauvegarder des écosystèmes fonctionnels, des populations viables ou, lorsqu'elle sera trop petite, de simples individus.



Avec ses 6 ha en hautes eaux (dont 4 ha boisés), la Réserve naturelle de l'île de St Pryve St Mesmin est une des plus petites réserves françaises. Bien qu'elle soit riche en espèces (271 vertébrés, 505 espèces végétales) et d'importance internationale pour les oiseaux migrants, cette réserve est bien trop petite pour permettre la conservation d'une mosaïque sylvatique de boisements alluviaux. Les Réserves naturelles des Hauts plateaux du Vercors (16661 ha) et de la Haute Chaîne du Jura (10781 ha), couvertes à plus de 50% de forêts, sont par contre assez vastes pour permettre le maintien de populations viables d'un grand nombre d'espèces forestières.

Réserve naturelle du Ravin de Valbois, Doubs
(Photo : B. Boisson).

4.3.6 Ilots de vieillissement : archipel de naturalité ou îles flottantes ?

Depuis plusieurs années circule dans les cercles forestiers un serpent de mer nommé «îlots de vieillissement». Difficile d'en retrouver l'origine exacte mais dès les années 1980, certains s'intéressent à la question^{103,192,193}. Conservateurs et sylviculteurs s'accordent pour admettre : d'abord qu'il serait bon d'avoir des parcelles de vieilles forêts à dynamique naturelle dans les grands massifs exploités, ensuite que l'obtention d'un réseau dense d'îlots de vieilles forêts ne pourra se faire uniquement à l'aide des outils de protection réglementaire existants.

D'un point de vue écologique, l'intérêt d'un tel réseau est évident au regard de l'écologie des méta-population (§ 4.3.3) puisqu'il pourrait permettre le maintien d'espèces caractéristiques des forêts à caractère naturel au sein de massifs exploités. Ces espèces sont notamment celles qui sont incapables de survivre dans une forêt qui serait totalement exploitée (absence de leur habitat particulier), et

Etablissement d'un réseau d'îlots de vieillissement :

IDÉES FONDATRICES DES ANNÉES 1980^{103,192,193} :

- îlots de 1 à 5 ha ou composés de 50 à 100 vieux arbres de diamètre ≥ 45 cm,
- distance entre deux îlots inférieure à 1 km,
- surface totale des îlots : 2 à 3% de la surface totale du massif,
- des surfaces plus grandes (≥ 25 ha) doivent être présentes sur le massif,
- les îlots sont maintenus durant toute la durée du cycle sylvigénétique (phases de sénescence et déclin incluses) et ne sont pas exploités.

PRÉCONISATIONS DU MANUEL D'AMÉNAGEMENT FORESTIER DE 1997⁴⁹ ET DE LA NOTE RÉGIONALE DE L'ONF ALSACE DU 7 MAI 2001 :

- îlots mis en place dans les forêts de surface > 20 ha,
- îlots de taille comprise entre 0.5 et 5 ha et constitués de gros ou vieux arbres,
- toutes essences, habitats et stations concernés,
- choix des zones à risques de chablis faibles,
- surface totale des îlots : env. 3% (voire 5% dans certains cas) de la surface forestière,
- 5 à 10% de la surface à régénérer seront recrutés en complément ou remplacement d'îlots disparus ou dépérissants lors des révisions des plans d'aménagement forestier,
- les îlots ne sont pas des réserves intégrales ; il font l'objet de coupes d'amélioration, ils produisent du bois de qualité et les arbres sont récoltés sains,
- l'âge de renouvellement est compris entre l'axe maximum d'exploitabilité économique et deux fois

l'âge d'exploitabilité optimum,

- une cartographie des îlots est dressée par forêt,
- ces instructions régionales s'appliquent en forêt domaniale et sont proposées au propriétaire dans les forêts des collectivités.

PRINCIPALES FAIBLESSES DE CES PRÉCONISATIONS PAR RAPPORT À L'ÉCOLOGIE DES MÉTA-POPULATION ET AUX EXIGENCES DES ESPÈCES SAPROXYLIQUES :

- si ces mesures ne s'appliquent qu'aux massifs de grande taille (> 20 ha), la continuité forestière ne sera pas restaurée car c'est dans les paysages forestiers fortement fragmentés, là où les massifs font moins de 20 ha, que cette continuité est la plus faible ;
- la distribution des îlots (par exemple moins de 1 km entre deux îlots¹⁰³) devrait être précisée pour éviter qu'ils soient tous localisés dans un secteur limité du massif ;
- la proposition de «noyaux durs»¹⁰³ (par exemple 2% de la surface totale du massif pour un îlot de vieillissement de grande taille et 3% pour des îlots plus petits) devrait être retenue ;
- s'ils continuent d'être exploités, ces îlots ne permettront que le retour de la phase optimale dans les forêts exploitées, pas celui des phases de sénescence et de déclin (§ 2.2) ;
- si la localisation des îlots change sans cesse avec les nouveaux plans d'aménagements, ni la continuité spatiale, ni la continuité temporelle du réseau ne pourront être assurées, caractéristiques pourtant indispensables au maintien de nombreuses espèces (§ 5.4).



La mise en place d'un réseau d'îlots de vieillissement vise notamment la sauvegarde de certaines espèces caractéristiques des forêts à caractère naturel au sein de massifs exploités (Photo : Bernard Boisson).

celles incapables de survivre dans une forêt à caractère naturel de taille trop réduite (risque stochastique* d'extinction locale à long terme) et isolée (pas de possibilité de recolonisation depuis un site proche). Pour les conservateurs, la perspective d'un réseau d'îlots de vieillissement était donc celle d'un archipel de petites forêts à caractère naturel au sein de l'océan des forêts exploitées.

La vision que se font les sylviculteurs de ce réseau n'est pas nécessairement la même. Tel qu'il est présenté localement (note ONF du 7 mai 2001 ; direction régionale Alsace) ce réseau est assez éloigné de l'idée que s'en font conservateurs et scientifiques. Pour ces derniers, l'idée de vieillissement implique la conservation des îlots jusqu'à la mort des arbres et leur décomposition. Pour les sylviculteurs, le vieillissement est considéré par rapport à l'âge d'exploitation habituel des arbres mais ces arbres sont exploités sains. Constitué d'îlots dont la distribution spatiale sera constamment révisée (les îlots sont exploitées et de nouveaux îlots sont désignés ailleurs), le réseau sera ainsi formé d'«îles flottantes» de gros arbres au sein d'un océan d'arbres plus jeunes. Un tel réseau bénéficiera certainement à quelques espèces d'oiseaux qui ne nichent que dans les cavités de gros arbres (pic noir, pigeon colombin, chouette de Tengmalm, etc.)¹⁹², habitats¹⁴² de plus en plus rares dans les forêts exploitées (en France, plus de 90% des arbres font moins de 55 cm de diamètre⁹). Mais le bénéfice d'un simple allongement de l'âge d'exploitation des peuplements risque fort d'être limité, notamment pour les espèces saproxyliques¹²².

Si l'on fait abstraction de la taille des îlots et de la proportion du massif qui leur sera consacré (deux variables qui feront sans doute encore couler beaucoup d'encre), le futur «réseau» français d'îlots de vieillissement (tel que présenté en Alsace) souffre déjà de deux principales carences :

- absence des phases de sénescence et de déclin, indispensables à la conservation des espèces saproxyliques (taxons* les plus menacées par l'exploitation forestière ; § 2.2, 5.3, 5.4)
- absence de continuité spatiale et temporelle du réseau puisque la localisation géographique des îlots changera sans cesse.

Dans les § 5.1 et 5.2, nous rappelons les grands principes que doivent avoir en mémoire les gestionnaires pour initier leurs recherches. Dans les § 5.3 et 5.4, nous présenterons l'intérêt d'étudier les différents compartiments fonctionnels (dynamique, structure, habitats particuliers) et taxonomiques* de la forêt à l'aide d'exemples choisis en France ou ailleurs.

L'objectif de ce chapitre n'est pas de dresser l'inventaire exhaustif des méthodes de recherche et de suivi utilisées dans les réserves naturelles (voir¹⁸⁹).

5.1. Choisir et évaluer les méthodes de gestion

L'étude des forêts à caractère naturel peut avoir une visée fondamentale ou appliquée. En théorie, les travaux pilotés par un gestionnaire forestier devraient avant tout être appliqués (préciser les méthodes de gestion les plus pertinentes), son rôle étant de gérer un espace pour atteindre les objectifs du plan de gestion, non de faire progresser la science. Ces études doivent ainsi fournir des outils d'«aide à la décision» et de «suivi».

En pratique, comme les connaissances scientifiques sont souvent insuffisantes, le gestionnaire est pourtant parfois amené à rechercher des réponses à des questions relevant de la recherche fondamentale.

5.2. Etudes descriptives et comparatives

Il est également important de distinguer les études descriptives des études comparatives. L'intérêt d'études descriptives des groupes taxonomiques ou des processus sylvigénétiques d'une forêt est souvent limité pour le gestionnaire.

Comme nous l'avons vu au § 2, c'est en comparant les caractéristiques structurales d'une forêt à différents stades que l'on peut appréhender sa sylvigénèse. Au § 3, nous avons expliqué que c'est la comparaison entre la naturalité potentielle maximale d'une forêt et sa naturalité actuelle qui rend possible l'évaluation de son degré de naturalité.

Dans tous les cas, c'est la confrontation de plusieurs séries de données qui permettra au gestionnaire de tirer les enseignements les plus riches.

Chaque gestionnaire ayant à répondre à ses propres questions, c'est à lui de définir (avec l'aide d'autres spécialistes) quelles sont les études les plus pertinentes pour pouvoir y répondre. Dans tous les cas, le gestionnaire devra être aussi clair et précis que possible dans la formulation de ses questions (hypothèses) car aucune méthode ne pourra lui permettre d'apporter une réponse pertinente à une question mal posée.

Les études descriptives ne présentent un intérêt pour le gestionnaire que si elles peuvent être comparées (devenant ainsi comparatives !) à des études de référence (listes de taxons menacés, indicateurs...), à des études similaires menées sur d'autres sites ou si elles permettent de mesurer des différences au sein d'un même site :*

- un échantillonnage sur plusieurs parcelles permettra de mesurer des différences dans l'espace ; par exemple l'impact de différentes méthodes de gestion dans un même massif ;
- un suivi dans le temps (suivi diachronique ; «Monitoring») permettra quant à lui d'évaluer l'impact d'une gestion donnée sur le long terme.

5.3. La forêt

5.3.1 Structure des peuplements et dynamique forestière

Etudier la dynamique forestière consiste à étudier les changements d'une forêt et leurs causes.

La dynamique forestière peut être étudiée en comparant la structure de peuplements se trouvant à différents stades de leur cycle sylvigénétique (c'est l'approche synchronique) ou en observant la structure d'un peuplement à différentes époques de son évolution (c'est l'approche diachronique).

Une méthode de relevés standardisée a récemment été proposée pour les réserves intégrales européennes par les participants d'un programme européen de coopération scientifique et technique (COST E4). Elle n'impose pas l'utilisation d'outils analytiques communs mais, par la promotion d'une méthode commune, offre d'intéressantes perspectives d'études structurelles comparatives. Seule entrave à cette initiative, la méthode est lourde à mettre en place et donc trop coûteuse pour que son utilisation puisse se généraliser.

Méthodologie COST E4 pour le suivi de la dynamique des forêts à caractère naturel (protocole déjà appliqué en France dans certaines réserves intégrales¹⁵⁰) :

Echantillonnage :

- une placette principale de 500 m² par ha (tous les 100 m le long de transects) ;
- 4 sous-placettes de 2 m de rayon à installer aux 4 points cardinaux de la placette principale (pour description des sous étages, régénération et végétation herbacée) ;

Variables stationnelles :

- exposition ;
- pente ;
- topographie ;
- type d'humus ;
- type de station ;

Variables dendrométriques

- (pour les arbres > 5 cm de diamètre) :
- espèce ;
 - diamètre ;

- hauteur totale et de la 1^{ère} branche ;
- volume ;
- traces d'écorçage ou frottis ;
- cavités ;
- état de décomposition des arbres morts ;
- nature du bois mort au sol : souches, volis, chablis ;
- diamètre des souches ;

Strates basses des sous-placettes :

- espèce ;
- densité ;
- dégats ;

Strate herbacée des sous-placettes :

- liste des espèces vasculaires présentes ;
- recouvrement.

L'APPROCHE «DÉDUCTIVE»

Cette approche («Strong Inference»¹⁴⁶) nous invite à répondre à nos interrogations scientifiques en quatre étapes : (1) énoncer les différentes hypothèses permettant d'expliquer le problème, (2) proposer la méthode susceptible d'écarter une ou plusieurs de ces hypothèses, (3) mettre en œuvre la recherche selon la méthode retenue et (4) reprendre la même procédure depuis le début en formulant de nouvelles sous-hypothèses à tester afin d'obtenir une réponse de plus en plus précise à la question posée. Cette approche s'apparente ainsi à une arborescence : à chaque fourche, une nouvelle hypothèse (question) est posée. C'est cette approche qui est à l'origine des formidables avancées scientifiques du 20^e siècle en physique, chimie, biologie moléculaire. L'écologie, avec son important niveau de détail et de complexité, est un domaine de «haute-information» où des décennies de recherche peuvent facilement être perdues si l'on ne définit pas précisément et à l'avance quelles sont les hypothèses les plus pertinentes à tester¹⁴⁶. L'approche déductive peut aisément être appliquée à l'étude des forêts à caractère naturel, en prenant simplement soin d'étudier le système le plus simple permettant de répondre à nos questions (car plus un système est complexe, plus il sera difficile d'isoler la cause exacte d'un phénomène) et en ne testant que des hypothèses qui peuvent être validées, mais également réfutées (car «une théorie ne peut vivre que si elle peut être mortellement menacée»¹⁴⁶).

Saule têtards, Alsace (Photo : Bernard Boisson).

SUIVI DE LA DYNAMIQUE SPONTANÉE DES FORÊTS ALLUVIALES DANS 6 RN³⁴

- sur 5 fleuves : Rhin (2 sites), Rhône, Drôme, Doubs et Loire ;
- 1185 ha de Réserves naturelles dont 734 ha boisés et 416 ha en réserve intégrale ;
- 329 placettes relevées (de 600 m² en moyenne) en 1994 (relevés prévus tous les 10 ans).

Pour chaque placette :

- inventaire dendrométrique de chaque arbre > 7.5 cm de diamètre : localisation, espèce, taille, diamètre, statut social, état sanitaire, présence de lianes ;
- indice d'abondance-dominance de chaque espèce arbustive (diamètre < 7.5 cm) ;
- niveau de régénération de chaque espèce arborescente (3 classes : > 0.5, 2 et 4 m).

Au total :

- 9417 arbres vivants relevés et 12099 tiges mesurées ;
- 20 espèces d'arbres par Réserve naturelle en moyenne ;
- 500 à 600 arbres/ha en moyenne.

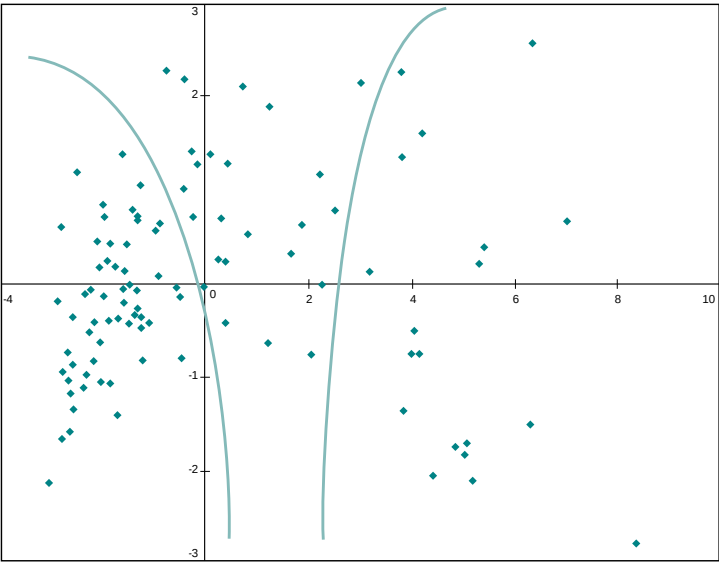


Compte tenu de la lourdeur de ce type de méthodes, l'utilisation d'indicateurs structurels (de complexité, connectivité, hétérogénéité, etc.) leur est parfois préférée¹¹³.

Voici quelques ex. de méthodes et indices utilisés pour évaluer la structuration d'un peuplement forestier :

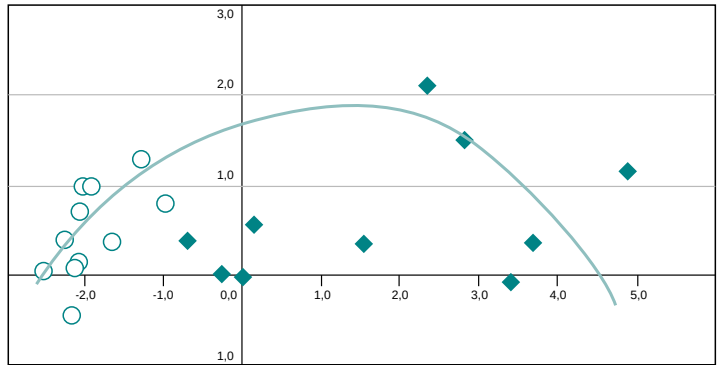
- Il est possible d'ordonner les espèces ligneuses en faisant la moyenne des densités, fréquences (nb de placettes occupées) et dominances (surface terrière*) relative (en %) de chaque espèce¹. Ceci évite d'avoir une trop forte contribution des espèces abondantes mais de faible taille ou une trop faible contribution des espèces dominantes à faibles densités. On peut ainsi se faire une première idée de la structuration d'un peuplement sans tenir compte de sa stratification verticale.
- Certaines méthodes développées pour les communautés animales peuvent également être utilisées. La stratification verticale de la forêt peut ainsi être mesurée par l'indice de diversité de Shannon-Weaver (adapté) qui devient alors un indice d'hétérogénéité structurelle^{64,108}.
- Les analyses factorielles sont également utilisées pour identifier les variables qui expliquent le mieux la structure des peuplements^{16,173} : espèces, conditions stationnelles, modes de gestion, etc. L'analyse factorielle discriminante est à ce titre intéressante puisqu'elle permet, lorsque le degré de naturalité de différentes placettes est connu, de calculer un indice de naturalité (fig. p.60).
- L'abondance de gros arbres morts est caractéristique des forêts à caractère naturel et il est souvent possible de comparer la structure de différents peuplements par une simple représentation graphique de cette variable^{165,174}. Les inventaires nationaux peuvent ainsi permettre de localiser et d'estimer les forêts à naturalité élevée à l'échelle d'un pays¹¹⁰. A l'échelle d'un site, la représentation de la biomasse et de la nécromasse permet également d'évaluer les différences structurelles selon le type de gestion⁶⁵.

Analyses factorielles discriminantes et structures forestières



Réalisée à partir de 104 relevés de la Réserve naturelle du Grand Ventron, cette analyse intègre 3 variables pour les arbres vivants et 3 pour les arbres morts (nombre de tiges, surface terrière* totale, surface terrière* de l'arbre le plus gros). Cette analyse nous fournit un indice de naturalité structurelle permettant de classer correctement 96% des placettes dans l'une des trois catégories de naturalité (forêts exploitées à gauche, à caractère naturel à droite et forêt exploitées de façon occasionnelle et extensive au centre)⁶⁵.

Les forêts à caractère naturel sont caractérisées par leurs surfaces terrières* élevées de bois mort alors que les placettes exploitées se distinguent par leur nombre élevé d'arbres vivants et morts (ces derniers étant de faible diamètre).

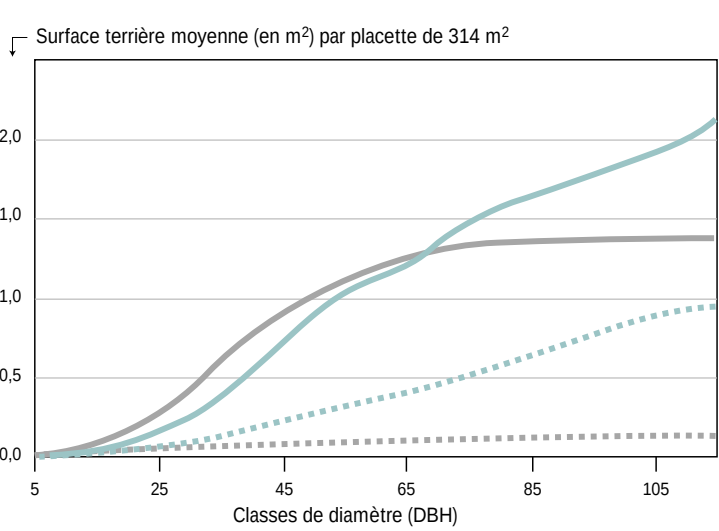


Le pouvoir discriminant des variables utilisées dans la Réserve naturelle du Grand Ventron est confirmée par l'application de cet indice de naturalité aux hêtraies de la Réserve naturelle de la Massane (fig. ci-dessus ; conditions stationnelles très différentes). Losanges : 10 placettes de hêtraies à caractère naturel en réserve intégrale ; cercles : 11 placettes exploitées en forêt domaniale mitoyenne (Gilg, O., Garrigue, J. & Magdalou, J.A., inédit).



Reserve naturelle du Grand Ventron (Photo : Bernard Boisson).

Surfaces terrières cumulées et biomasses



Surfaces terrières cumulées totales (lignes pleines) et des arbres morts (lignes pointillées) des forêts à caractère naturel (vert) et forêts exploitées (gris) de la Réserve naturelle du Grand Ventron⁶⁵. La différence entre ces deux types de forêts est flagrante pour les gros arbres vivants et pour la nécromasse (8 fois plus élevée dans les forêts à caractère naturel) qui n'est constituée dans les forêts exploitées que par de jeunes arbres.

5.3.2 Le bois mort

Plus de 20% des espèces forestières dépendent du bois mort¹⁶⁴. L'absence des phases de sénescence et de déclin, riches en bois mort, est donc l'une des principales lacunes écologiques des forêts exploitées (§ 2.2).

Dès les années 1960, l'intérêt du bois mort est mis en avant par les scientifiques^{53,143}. Il faudra pourtant attendre les années 1980 pour voir apparaître les premières monographies consacrées à cet habitat particulier⁷⁸ et à ses hôtes¹⁷², ainsi qu'une réelle prise en compte de cette composante forestière dans les réflexions des conservateurs et gestionnaires.

Sous réserve d'inventaires exhaustifs (incluant invertébrés, champignons, mousses, lichens et pas uniquement les vertébrés), la richesse spécifique des espèces forestières (dont les saproxyliques*) et la présence d'espèces rares sont plus importantes en forêt à caractère naturel qu'en forêt exploitée. Ces différences s'expliquent par la dynamique particulière, les conditions plus stables et la plus grande abondance et diversité (espèces, diamètres, stades de décomposition) de bois mort dans les forêts à caractère naturel (jusqu'à 200 espèces dans une seule «chandelle»). Ce constat amène naturellement les gestionnaires à vouloir augmenter les capacités d'accueil de leurs forêts exploitées pour les espèces saproxyliques.



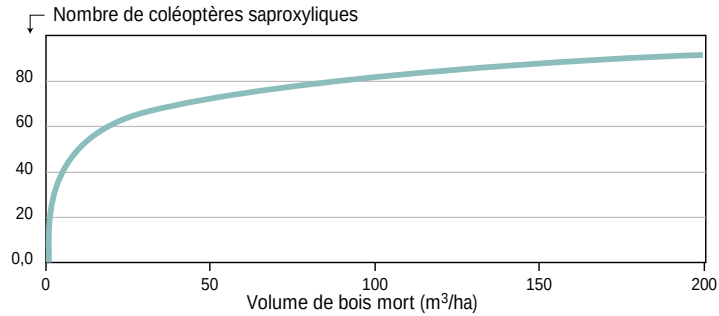
Lobaria pulmonaria, lichen (Photo : Bernard Boisson).



Peltigera sp., lichen (Photo : Bernard Boisson).

Quels sont les volumes, diamètres, répartitions ou états de décomposition du bois mort permettant à une espèce de se maintenir sur un site ? C'est en étudiant les forêts à caractère naturel où ces espèces ont encore des populations viables que nous pourrions définir des préconisations de gestion conservatoire pour ces espèces dans les forêts exploitées.

Nombre d'espèces de coléoptères saproxyliques et quantité de bois mort¹²² :



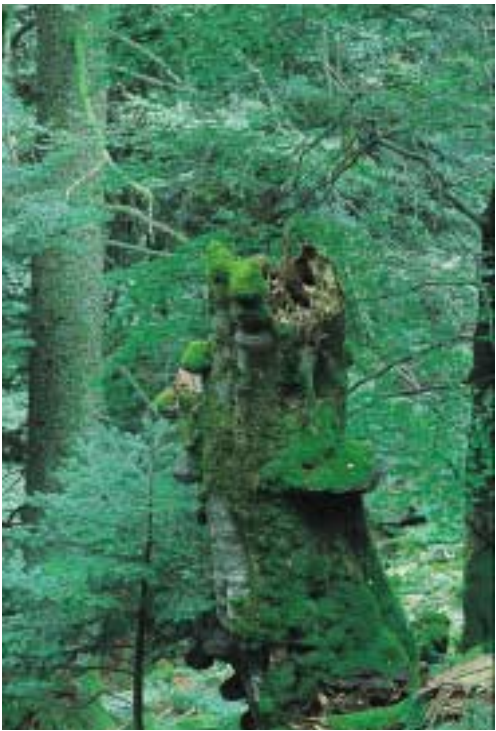
Les arbres morts de gros diamètres et à un stade de décomposition intermédiaire sont les plus riches en espèces saproxyliques. Cette figure illustre le gain en espèces pouvant être obtenu dans une forêt exploitée par le maintien de bois mort. La non linéarité de cette relation explique : (1) que l'augmentation, même limitée (<30 m³/ha), de bois mort a un effet très positif sur la richesse spécifique et (2) que toute augmentation supplémentaire de bois mort permet à de nouvelles espèces de se maintenir (pas de valeur seuil).

Le bois mort est un habitat extrêmement diversifié (plusieurs dizaines de micro-habitats différents ; § 2.2.7) et les variables qui déterminent la présence d'une espèce sont nombreux (encadré p.63).

Sur 13 études ayant comparé forêts à caractère naturel et forêts exploitées matures, la richesse spécifique des espèces saproxyliques était en moyenne 50% supérieure dans les premières¹⁶⁴. La pauvreté des vieilles forêts exploitées par rapport aux forêts à caractère naturel s'explique : (1) par l'absence de certains micro-habitats, (2) par la plus faible abondance et diversité de bois mort et (3) par l'interruption de la continuité spatio-temporelle des micro-habitats¹⁶⁴.



Décomposition du bois, Réserve naturelle de l'île de Rhinau (Photo : Bernard Boisson).



Réserve naturelle du Grand Ventron (Photo : Bernard Boisson).

Variables utilisées pour caractériser le bois mort :

- L'essence
- Le port (arbre mort sur pied, à terre, souche, branches)
- Le diamètre (mesuré ou réparti en classes : faible, moyen, gros)
- L'âge de l'arbre à sa mort (par carottage) et la date de sa mort (dendrochronologie)
- La présence de cavités, de blessures, de champignons, de scolytes...
- L'aspect de l'écorce (adhérente, se détachant par plaques, absente)

L'état de décomposition SOMMAIRE¹³⁹ :

1. Bois sain ou presque (arbres entiers fraîchement colonisés par les saproxyliques)
2. Bois en début de décomposition (cœur encore solide)
3. Bois en décomposition avancée (bois spongieux, lambeaux d'écorce)
4. Bois pourri

DÉTAILLÉ¹⁷⁰ :

1. Mort depuis 1-2 ans, écorce et phloème* encore frais
2. Bois encore dur, écorce toujours présente, mais plus de phloème* frais
3. Bois partiellement décomposé, partie ou majorité de l'écorce détachée chez les conifères
4. Majorité du bois totalement tendre, plus aucune écorce sur les conifères
5. Presque entièrement décomposé, mousses et lichens terrestres couvrant le tronc

TRÈS DÉTAILLÉ^{11,38} :

1. Tronc entier, écorce, branches et branchettes intactes
2. Tronc sain, bois dur, petites branches absentes, plus de 50% de l'écorce encore présente
3. Bois mou par endroit, quelques branches encore présentes, plus de 50% de l'écorce absente
4. Peu ou plus d'écorce, plus de branches, bois mou avec petites crevasses, parties manquantes
5. Gros morceaux de bois absents, contour du tronc déformé, début de colonisation par vasculaires
6. Majorité du bois déjà bien décomposé, tronc colonisé par divers herbacées, arbustes et arbres
7. Humification proche de 100%, tronc difficile à distinguer, plus de trace de bois dur

OU PLUS ORIGINAL¹⁰² :

1. Bois dur qu'un couteau ne peut pénétrer que sur quelques mm
2. Bois encore assez compact ; un couteau le pénètre sur 1-3 cm
3. Bois mou qu'un couteau peut pénétrer sur la moitié du rayon
4. Bois totalement décomposé qu'un couteau transperce de part en part

- Les conditions stationnelles, etc.

L'état de décomposition du bois mort est particulièrement important pour l'étude des espèces saproxyliques. Chaque stade de décomposition abrite une communauté spécifique et comme l'ont montré de nombreuses études, notamment dans la Réserve naturelle de la Massane^{41-43,185}, on observe de véritables successions d'espèces au cours de cette décomposition.

Quatre principaux stades de décomposition peuvent ainsi être distingués (avec certaines variations selon qu'il s'agit d'un arbre mort sur pied, couché, conifère, feuillu, etc.)¹⁶⁴ :

1. Arrivée des coléoptères (scolytes, curculionidés et longicornes). Débute à la mort de l'arbre et dure 1-2 ans. Les scolytes en colonisant le bois mourant amènent avec eux d'autres saproxyliques (140 pour l'ips typographe). La zone cambiale* est rapidement colonisée grâce aux galeries creusées par ces coléoptères.
2. Débute durant la deuxième année suivant la mort de l'arbre et peut durer de 5 à 10 ans. Il concerne les espèces qui vont se nourrir des restes de phloème* et celles associées au développement des champignons sous l'écorce et dans le bois de surface. Premières fructifications de polypores*.
3. Le phloème* a été consommé et l'habitat sub-cortical disparaît avec la chute de l'écorce. Stade caractérisé par les espèces mycophages*, leurs parasites et leurs prédateurs. Chaque espèce de polypore* abrite une communauté particulière et parfois même des espèces spécifiques.
4. Débute lorsque la majorité de l'aubier* est consommé et que le duramen* commence à se décomposer. Les saproxyliques se font de plus en plus rare (bois de cœur peu nourrissant) et sont remplacés par des invertébrés de litière qui utilisent le tronc pour s'abriter (mollusques), estiver (carabes), chasser ou nicher (fourmis).

Ces 15 dernières années, l'étude du bois mort s'est organisée autour de trois thèmes : (1) expliquer la disponibilité du bois mort en fonction des perturbations, de la sylvigénèse et de la sylviculture, (2)



MÉTHODES D'ÉVALUATION DES TAUX DE DÉCOMPOSITION DU BOIS MORT

(voir également Fig. § 2.2.8 & Tab. § 6.3.3) :

- *méthode diachronique* : suivi de la diminution de densité d'une pièce de bois mort dans le temps ;
- *méthode synchronique* : comparaison des densités de différentes pièces de bois morts (de même espèce et station) mortes à différentes dates ;
- *méthode mixte* : utilisation simultanée des deux méthodes en mesurant la baisse de densité du bois mort (par exemple pendant 10 ans) sur différents arbres dont la date de la mort est connue.

MÉTHODES D'INVENTAIRE DU BOIS MORT¹⁷⁵ :

Volume de l'arbre :

- *Fonctions standardisées* : il existe pour la majorité des espèces et des régions des abaques* permettant d'estimer le volume de l'arbre selon son diamètre et sa hauteur.
- *Sections* : plus lourde mais plus précise, cette méthode consiste à mesurer la section du tronc à différentes hauteurs. On additionne alors le volume des cylindres de chaque section.

.../...

Perforation par les pics, Réserve naturelle de l'île de Rhinai (Photo : Bernard Boisson).

le rôle du bois mort dans la dynamique des éléments nutritifs et du carbone et (3) son importance pour les nombreuses espèces saproxyliques.

Ces programmes de recherche doivent aujourd'hui être poursuivis autour de 8 axes⁹¹ :

- Les taux de décomposition du bois mort, variables incontournables pour étudier la dynamique du bois mort. Ils ne sont connus que pour quelques espèces (§ 2.2) et l'impact des conditions stationnelles, de l'état de décomposition, des pratiques sylvicoles et de la disparition de certains saproxyliques* sur ces taux est peu connu.
- La modélisation de la dynamique forestière permet d'estimer les volumes et types de bois mort présents au long du cycle sylvigénétique. Nous connaissons ainsi les volumes de bois mort produits dans les forêts naturelles et quels volumes doivent être restaurés dans les forêts exploitées pour permettre la survie de certaines espèces
- Les capacités de dispersion des espèces conditionnent leur survie (§ 4.3). Une meilleure connaissance de ces capacités est nécessaire pour planifier les corridors écologiques entre différents noyaux de populations ou, si la fragmentation est trop importante, pour étendre l'habitat favorable autour des noyaux existants¹¹².
- Les seuils critiques de viabilité des populations de saproxyliques* sont peu connus. En comparant les capacités de dispersion et de colonisation des espèces avec la dynamique du bois mort, il devrait être possible de prédire leur viabilité à long terme.
- La perte de variabilité génétique d'une population isolée peut diminuer ses chances de survie. Le nombre d'études consacrées à ce thème devrait être augmenté.
- Le développement de méthodes standardisées pour estimer la diversité de certains organismes est également souhaitable. Ex. : seuls certains champignons saproxyliques produisent des fructifications ce qui biaise les inventaires.
- L'étude des perturbations et des phases de jeunesse des forêts à caractère naturel est moins répandue que celle des phases âgées. Il convient d'améliorer nos connaissances sur ces stades afin de mieux évaluer l'impact des pratiques sylvicoles.
- Le développement de méthodes de gestion écologiques (permettant la conservation d'arbres morts) à faible incidence économique est également un défi d'avenir.

5.4. Espèces et communautés

5.4.1 La flore vasculaire et la description des habitats forestiers

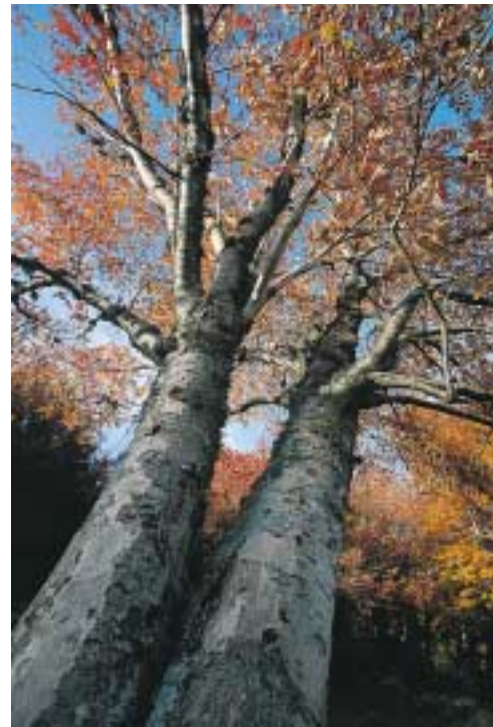
La strate herbacée reflète avant tout les conditions stationnelles de la forêt. Sa composition permet ainsi de déterminer à l'aide des catalogues des stations forestières le type de peuplement forestier «climacique*» d'un site. Le peuplement existant, par sa similitude ou sa divergence avec ce peuplement climacique potentiel, pourra ainsi servir de base à une première évaluation du degré de naturalité de la forêt (§ 3.1).

La flore vasculaire reflète également la diversité des micro-habitats forestiers. Chaque trouée, éperon rocheux, ruisseau, chablis, présente des conditions stationnelles particulières. L'exploitation forestière peut localement augmenter la richesse spécifique d'une forêt en favorisant le développement d'espèces héliophiles*. Ces espèces, dont certaines sont localisées dans les forêts à caractère naturel, sont ainsi fréquentes dans les forêts exploitées. Ces changements n'entraînent pourtant pas d'augmentation de la biodiversité à l'échelle régionale (§ 3.3).

Le nombre de plantes vasculaires spécifiques aux forêts à caractère naturel est faible^{126,144} et peu de travaux leurs ont été consacrés¹⁸⁹. En outre, l'écologie de ces espèces (espèces d'ombre, géophytes*, hémicryptophytes*) est souvent différente d'une région à une autre⁸¹. L'alisier torminal et la mercuriale pérenne indiquent par exemple la présence de vieilles forêts dans certaines régions^{144,185} mais sont abondants ailleurs dans des forêts exploitées. L'abondance relative de certaines espèces peut être indicatrices de naturalité à l'échelle d'un site. Ainsi, dans la Réserve naturelle du Grand Ventron, le sorbier des oiseleurs est beaucoup plus fréquent dans les forêts à caractère naturel, la ronce dans les forêts exploitées. En règle générale, les capacités limitées de ces espèces de forêts à caractère naturel à coloniser de nouveaux sites sont liées à leurs faibles capacités de dispersion, à la production limitée de diaspores* et à une plus faible compétitivité.

Dans certain cas, la présence d'une espèce peut indiquer l'absence historique de l'homme et de fait la présence de forêts à caractère naturel. Certaines espèces (comme l'if) étaient en effet systématiquement exploitées (ébénisterie) ou supprimées pour éviter que les animaux domestiques ne s'en nourrissent¹⁵⁹. D'autres au contraire (*Ribes uva-crispa*, *Vinca minor*) sont associées dans certaines régions à une occupation humaine ancienne⁵⁰.

L'analyse de la banque de semences d'une forêt (graines en attente de germination dans le sol) est également instructive. Parmi les dizaines d'espèces (par m²) présentes dans une forêt à caractère naturel¹⁰⁷, certaines ont totalement disparu des forêts exploitées. La restauration des communautés végétales d'un peuplement naturel



Sorbier des oiseaux, Réserve naturelle Vallée de Chaudfour (Photo : Bernard Boisson).

La coupe rase et la replantation des forêts entraîne la disparition de plus de 97% des pieds de *Trillium ovatum* (liliacée nord-américaine) et les survivants ne se reproduisent pratiquement plus. Même dans les forêts non exploitées, les pieds situés à moins de 65 m des coupes cessent de se reproduire⁹³. Cet ex. montre à quel point certaines espèces sont affectées par les travaux sylvicoles et la fragmentation des massifs forestiers (§ 4.3.2-3).

à partir de la banque de semences n'est donc pas toujours possible¹⁰. Pour être complète, cette restauration devra dans certains cas être «active» (§ 3.2), par exemple par la réintroduction d'espèces (§ 6.3.4).



Dans la Réserve naturelle du Ravin de Valbois, des inventaires réalisés sur 0.5ha seulement de forêts non exploitées ont permis d'identifier >200 espèces de champignons et plusieurs dizaines d'espèces de bryophytes¹⁰⁶. Dans la Réserve naturelle de la Massane, on dénombre >300 espèces de champignons (inventaire partiel), 200 espèces de lichen et autant de bryophytes¹⁰⁵. ① *Armillaria mellea* (commun sur les souches d'arbres morts ou mourants), ② *Ganoderma* sp. (polypore*), ③ *Mycena renati* (un genre comptant plusieurs dizaines d'espèces) et ④ *Pholiota aurivella* (comestible ; sur arbres mourants) (Photos : Réserve naturelle de la Massane)

5.4.2 Bryophytes, lichens, champignons et continuité forestière

L'étude des végétaux «inférieurs» (non vasculaires) est particulièrement intéressante dans les forêts à caractère naturel. Parfois spectaculaires (les fructifications de certains polypores* >1m de diamètre¹⁴⁴), ils ont un rôle important dans le fonctionnement des forêts. Certaines espèces du genre *Lobaria*, un lichen corticole* à croissance lente typique des forêts à caractère naturel, peuvent fixer jusqu'à 10 kg d'azote atmosphérique par ha et par an. Les champignons quant à eux fixent dans leurs réseaux mycéliens une grande partie des éléments minéraux libérés lors de la décomposition du bois mort et contribuent ainsi à redistribuer dans un rayon de plusieurs mètres ces éléments indispensables à la croissance des jeunes arbres¹⁷. Les mycorhizes du sol jouent également un rôle primordial dans le fonctionnement des forêts or la composition et la diversité de ces espèces sont fortement perturbées par une exploitation forestière intensive²⁵. Les mousses enfin, dont de nombreuses espèces caractérisent les stades avancés de la décomposition des arbres morts³⁸, assurent entre autres le maintien d'une humidité élevée à la surface des arbres et du sol, humidité indispensable au développement de nombreuses espèces dont les essences forestières elles-mêmes.

Les lichens forestiers rares occupent souvent les troncs des gros arbres vivants alors que les polypores* colonisent les arbres mourants ou morts¹⁶⁹, notamment les plus gros¹³². La présence de gros arbres et l'abondance de bois mort expliquent la plus grande richesse des assemblages de végétaux inférieurs dans les forêts

inexploitées¹³³ (un tiers des 600 bryophytes de Suède peut être trouvé sur 20 ha seulement de forêts à caractère naturel¹³⁵ ; dans la Réserve naturelle de la Massane, 34% des 238 champignons inventoriés sont des saproxyliques¹⁸⁵). Les forêts exploitées abritent souvent moins de la moitié des champignons saproxyliques trouvés dans les forêts à caractère naturel¹⁶⁹. Ces dernières étant de plus en plus rares en Europe, nombre de ces espèces font aujourd'hui partie des listes rouges d'espèces menacées (1/3 des polypores* sont menacés en Suède¹⁷¹). Comme ils abritent de surcroît de nombreux insectes spécialisés (§ 5.4.3) dont se nourrissent à leur tour les vertébrés insectivores¹⁴⁵, la valeur bio-indicatrice des végétaux inférieurs a souvent été soulignée.

De nombreuses études présentent les qualités bio-indicatrices des végétaux inférieurs et notamment celles des lichens forestiers. La majorité de ces travaux concernent les polluants et plus récemment les changements climatiques. La continuité écologique (couverture forestière, feux, stabilité des surfaces) peut également être évaluée à l'aide des lichens⁸². En Europe, *Lobaria pulmonaria* a souvent été utilisé pour évaluer la continuité temporelle des forêts à caractère naturel. Le thalle* d'un individu peut se maintenir plusieurs décennies sur le même arbre. Sa reproduction sexuée étant rare, c'est la dissémination des sorédies (masses de cellules produites à la surface du thalle) qui assure le maintien de l'espèce⁷¹. Plus lourdes que les spores, la plupart tombent verticalement et leur dissémination est improbable à plus de quelques mètres. Si la présence continue de gros arbres est rompue, cette espèce ne pourra se maintenir. Il existe une trentaine de lichens similaires dans les chênaies d'Europe occidentale. Ils ont été utilisés notamment en Grande-Bretagne¹⁵² et aux Etats-Unis¹⁶⁰ pour établir des «indices de continuité écologique».

Les polypores* offrent quant à eux d'intéressantes perspectives d'étude de la continuité spatiale. Contrairement à *Lobaria pulmonaria*, ces champignons doivent pouvoir coloniser des habitats (arbres morts ou mourants) éphémères, disséminés et d'apparition aléatoire. Bien que certaines de leurs spores (plusieurs milliers produits par heure et par cm²) puissent être emportées sur de longues distances (plusieurs centaines de km)¹⁷⁷, la plupart tombent à proximité immédiate du champignon (de plus il faut que deux spores atterrissent au même endroit pour que la colonisation du champignon puisse débuter). Si la densité et le taux de renouvellement des gros arbres morts sont trop faibles, la continuité spatiale de l'habitat «gros arbre mort» sera rompue et ces espèces disparaîtront. Le phénomène est particulièrement flagrant dans certaines hêtraies françaises en réserve intégrale où les amadouiers colonisent fortement et très rapidement tous les hêtres morts ou mourants alors que dans les parcelles exploitées voisines et aux conditions stationnelles pourtant identiques, leur colonisation n'est qu'occasionnelle même lorsqu'un hêtre mort de gros diamètre est laissé sur place. Certains champignons saproxyliques sont également d'excellents indicateurs de la continuité temporelle. En Finlande par exemple, plusieurs



Lobaria pulmonaria est un lichen à colonisation lente dont la présence est associée à celle de gros arbres. Il est de ce fait un indicateur de la continuité forestière (Photo : Bernard Boisson)

La régénération d'une futaie régulière après tempête (perturbation naturelle) permet le maintien d'un plus grand nombre de lichens que la régénération après coupe rase¹⁴⁸.

Les espèces dont la vitesse de colonisation est faible (quelques mètres par an au plus) sont toutes potentiellement bio-indicatrices de la continuité temporelle forestière.

espèces (dont *Fomitopsis rosea*) sont typiques des forêts naturelles mais absentes des forêts exploitées même matures¹⁶⁸. Notons enfin que certaines espèces sont sensibles aux effets de lisière qui engendrent des conditions microclimatiques défavorables¹⁷¹.

L'étude des plantes inférieures, difficile (espèces nombreuses, identification délicate), présente l'avantage par rapport aux insectes d'une plus grande souplesse d'échantillonnage. Les espèces étant immobiles et ayant une durée de vie parfois très longue, les relevés ne sont pas biaisés par l'activité des espèces (périodes d'éclosion, pluie...). Néanmoins :

- l'absence d'une espèce caractéristique des forêts à caractère naturel n'indique pas nécessairement que l'habitat est défavorable (§ 4.3). Il est donc conseillé d'étudier un grand nombre de stations ou plusieurs groupes taxonomiques (par exemple lichens et coléoptères) pour évaluer qualitativement un habitat forestier¹²⁹ ;
- la présence de ces espèces n'est pas suffisante pour attribuer à l'habitat une «bonne note». Certains polypores* peuvent par exemple se maintenir malgré la fragmentation d'un massif mais à des densités telles qu'ils ne permettent plus à leur faune associée (mycophages par exemple) de se maintenir⁹⁷. En outre, en cas d'exploitation, certaines espèces typiques des forêts à caractère naturel vont pouvoir se maintenir quelque temps sur le bois mort sans valeur laissé sur place¹⁶⁹ (cf. «crédit d'espèces» : § 4.3.3).

5.4.3 Les insectes saproxyliques* et la diversité des micro-habitats

L'étude des insectes forestiers fournit de nombreux enseignements mais est de mise en œuvre délicate : spécialistes peu nombreux et très sollicités, ouvrages de référence rares, écologie des espèces peu connue, méthode de capture (mort de l'animal) incompatible avec la réglementation, etc. Les gestionnaires se focalisent donc souvent vers la famille la mieux connue : les coléoptères.

Bien connus (par exemple longicornes), les coléoptères ont l'avantage d'être nombreux (en espèces et en individus) et bien représentés dans les milieux forestiers : la moitié des 10.000 espèces de France s'y rencontrent⁴⁸.

Certaines sont ubiquistes et se rencontrent dans toutes les forêts, d'autres (certains carabes) ont besoin de grosses souches pourrissantes et sont de fait plus localisées. Les plus remarquables et typiques des forêts à caractère naturel sont indéniablement les saproxyliques²², acteurs de la décomposition du bois.

Leur forte diversité s'accompagne d'une grande spécialisation. Chaque niche écologique (écorce détachée, coulée de sève, cavités cariées, humus ligneux, champignons, bois mort, mourant, en décomposition, etc.) possède sa propre communauté de saproxyliques appartenant à différents niveaux trophiques (détritiphages, xylophages, mycophages ou prédatrices).

Les forêts à caractère naturel françaises abritent plusieurs milliers d'espèces de coléoptères saproxyliques. Chacune ayant une écologie particulière, leur diversité dépend de celle des micro-habitats (§ 2.2.7).



① *Rosalia alpina* (adultes sur troncs fraîchement coupés et hêtres morts ; larves dans troncs de divers feuillus), ② *Prionus coriarius* (larves dans souches décomposées de certains feuillus) ③ *Aegosoma scabricorne* (larves dans vieux troncs d'arbres morts sur pieds), ④ *Anthaxia midas* (larves dans troncs et branches d'érables), ⑤ *Trichodes* cf *leucopsideus* (larves et adultes prédateurs d'insectes xylophages)⁴⁸, ⑥ *Lucanus cervus* (adulte consomme la sève des chênes blessés ; larves dans souches et troncs). (Photos : Réserve naturelle de la Massane)

On estime que 20% des invertébrés des forêts originelles européennes étaient des saproxyliques (37% des coléoptères inventoriés dans la Réserve naturelle de la Massane¹⁸⁵). L'exploitation des forêts et notamment la raréfaction du bois mort a déjà entraîné la disparition d'un grand nombre de ces espèces⁹⁶. Certaines, liées aux petits bois morts ou aux premiers stades de décomposition du bois (xylophages pionniers) ont survécu dans les forêts exploitées. Mais beaucoup se sont raréfiées et ne sont plus aujourd'hui présentes que dans les forêts à caractère naturel sous forme de populations relictuelles et isolées¹⁴⁴. C'est le cas des espèces dont une partie du cycle (par exemple stades larvaires) se déroule dans les gros bois morts en phase avancée de pourrissement, habitats ayant disparu des forêts exploitées.

Lorsqu'elles subsistent, ces espèces témoignent à la fois d'un fonctionnement naturel des forêts (présence des phases de déclin et de sénescence, continuité des bois morts) et d'une bonne continuité de la naturalité⁹² (§ 5.4.2).

Le suivi des saproxyliques* dans le temps (suivi diachronique) ou l'étude comparative de stations gérées différemment (suivi synchronique) peut permettre d'identifier les conditions de leur maintien et d'évaluer la qualité du milieu en terme de naturalité.

Compte tenu de leur grande spécialisation, il convient néanmoins de respecter quelques règles lors de la réalisation d'inventaires comparatifs :

- utiliser les mêmes protocoles et si possible des pièges permanents (plusieurs semaines) afin d'éviter les biais liés à des périodes d'éclosion ou d'activité différentes ;

En Allemagne, 100 des 375 coléoptères saproxyliques inventoriés dans six forêts à caractère naturel du sud du pays sont menacés²³ (idem pour 19% des 800 espèces finlandaises).

En Finlande, le coléoptère *Pytho kolwensis* ne se rencontre que dans les pessières tourbeuses intactes depuis 170-300 ans, riches en bois mort (73-111 m³/ha) et dans lesquelles la densité des gros arbres morts au sol est constante depuis au moins 100 ans¹⁶⁶.

Sur 553 coléoptères saproxyliques rencontrés dans certaines de ces pessières, 232 sont associés au bois mort et 78% sont plus abondantes dans les forêts à caractère naturel.

En Suède, les pessières naturelles abritent 5 fois plus d'espèces d'insectes que les forêts gérées adjacentes. Cette richesse est corrélée à l'abondance des lichens (habitat de nombreux insectes) et explique sans doute aussi la plus grande abondance de passereaux forestiers¹⁴⁵.

L'impact de la fragmentation sur un assemblage complet d'espèces saproxyliques a été brillamment mis en évidence en forêt boréale⁹⁷ où un système à trois niveaux trophiques (champignon lignicole, papillon mycophage, mouche parasite) a été étudié dans des forêts à caractère naturel isolées depuis plus ou moins longtemps. Trois quarts des stations non fragmentées (d'un massif de 1300 ha) abritent tous les niveaux. Au contraire, seules 25% des forêts fragmentées depuis 2-7 ans ont encore ces 3 niveaux et 30% des forêts isolées depuis 12-32 ans n'ont plus aucun niveau (les autres n'ayant plus que les champignons). Cet exemple illustre également les concepts de «crédit d'espèces» et «profondeur d'extinction»⁷⁷ (§ 4.3.3).

- pour les études diachroniques : réutiliser les mêmes sites de piégeage ;
- pour les études synchroniques : formuler des hypothèses de travail claires et sélectionner des stations appropriées. Si l'on souhaite étudier l'effet de la fragmentation : choisir des stations qui ne diffèrent que par la taille des massifs, la distance entre massifs ou la durée d'isolement des massifs. Si l'objectif est de mettre en évidence l'impact d'un mode de gestion, les stations étudiées ne devront différer que pour cette variable et avoir une forte similitude stationnelle ;
- bien documenter les conditions stationnelles et les modes de gestion actuels et passés des stations étudiées ;
- préférer l'approche qualitative (familles et espèces) à l'approche quantitative (individus), lourde et sensible aux fluctuations d'abondance fréquentes chez les insectes.

Dans les forêts à caractère naturel protégées, les gestionnaires concentrent souvent leurs efforts de recherche et de communication sur certaines espèces remarquables. La Réserve naturelle de la forêt de Cerisy est internationalement connue pour une variété rare du carabe à reflets d'or, la Réserve naturelle du Grand Ventron présente sur un CD Rom le sinodendron cylindrique, hôte caractéristique des forêts à caractère naturel, le suivi scientifique de la Réserve naturelle de la Massane s'efforce d'inventorier toutes les cavités tourbeuses des gros arbres abritant une espèce rare et prioritaire de la Directive Habitat (connue dans cette forêt depuis 1875) : le pique-prune⁶³. Un réseau dense de cavités à l'échelle d'une station est indispensable à la survie de cette espèce¹⁴⁹ qui, comme bon nombre d'insectes de cavités, a des capacités de dispersion très réduites (quelques centaines de mètres). Seuls 15% des adultes étudiés ont quitté leur arbre de naissance. Chaque arbre favorable abrite ainsi une population distincte d'une métapopulation plus large (voir § 4.3.3).

5.4.4 Les oiseaux et la structuration des peuplements forestiers

Avant l'engouement actuel pour les «petits organismes» (invertébrés, végétaux inférieurs), les oiseaux drainaient l'essentiel des recherches forestières (végétaux ligneux mis à part). Les relations étroites entre l'avifaune et la structure forestière ont été précisément décrites dans la plupart des régions^{61,128}. On sait aujourd'hui qu'à chaque phase de la sylvigénèse correspond (pour des conditions stationnelles données) une communauté particulière. Des communautés identiques se rencontrent parfois dans les forêts exploitées et les forêts à caractère naturel⁶⁴ : les futaies régulières âgées ont par exemple une physionomie comparable à celle du stade optimal des forêts à caractère naturel. La plupart des espèces d'oiseaux ont en fait un comportement ubiquiste du point de vue de la naturalité forestière et sont inappropriées pour indiquer le caractère naturel d'une forêt.

L'intérêt ornithologique des forêts à caractère naturel peut pourtant se mesurer par la présence ou l'abondance d'espèces particulières. Celles nichant dans les cavités (17% des espèces de la Réserve

naturelle de la Massane¹⁸⁵, 34% des oiseaux nicheurs de la Réserve naturelle du Grand Ventron⁶⁴) sont plus abondantes dans les forêts à caractère naturel. Le grimpereau des bois et la sittelle torchepot sont ainsi les espèces dont les densités sont les mieux corrélées avec le degré de naturalité forestière dans la Réserve naturelle du Grand Ventron. Pour ces espèces qui préfèrent les vieilles forêts (nourriture abondante sur les troncs et dans l'écorce des grands arbres), l'absence de cavités favorables (taille, essence, profondeur, exposition, hauteur, densité) est un des facteurs limitant. La densité du grimpereau des bois a ainsi pu être multipliée par 13 dans certaines forêts exploitées après l'installation de nichoirs³⁷. Certains de ces cavernicoles (pic noir mais aussi pigeon colombin et chouette de Tengmalm qui sont dépendantes des cavités du premier) ne pouvant nicher que dans de grandes cavités, la présence d'arbres de gros diamètres est une exigence supplémentaire en terme d'habitat, exigence à laquelle les futurs réseaux d'îlots de vieillissement (§ 4.3.6) pourront peut être répondre.

Si certains cavernicoles trouvent encore dans les forêts exploitées des sites de nidification, les espèces qui se nourrissent d'insectes saproxyliques* sont elles beaucoup plus rares et sont souvent d'excellents indicateurs de naturalité. Le pic à dos blanc qui ne niche plus aujourd'hui que dans quelques vieilles forêts à caractère naturel d'Europe en est un exemple. Sa présence est liée à celle du bois mort et sa spécialisation pour les saproxyliques est telle que dans certaines régions, sa présence a été utilisée pour identifier les zones les plus riches en coléoptères menacés¹¹⁹. Le pic tridactyle a une écologie assez similaire⁸⁸ mais préfère les forêts de conifères. La mortalité des épicéas due au dépérissement forestier et les pullulations de scolytes (une des ses principales proies) qui ont suivi (§ 6.1) semblent avoir été favorables à l'espèce qui recolonise aujourd'hui certaines régions (Préalpes vaudoises, Forêt noire en Allemagne)⁴⁴.

Signalons enfin que les forêts à caractère naturel abritent des communautés beaucoup plus stables (en richesse spécifique et en abondance) que les forêts exploitées¹⁸³ et qu'elles offrent (par la plus grande diversité de micro-habitats forestiers) de meilleures conditions d'hivernage pour les espèces sédentaires¹⁴⁵.



Dans les forêts résineuses de la côte Pacifique nord-américaine, de nombreux vertébrés dépendent des forêts à caractère naturel. Dans certaines de ces forêts, plus de la moitié des espèces utilise le bois mort pour leur alimentation ou pour se reproduire : certaines salamandres (qui recherchent les arbres morts à décomposition avancée), le pygargue à queue blanche (qui niche dans des arbres âgés en moyenne de plus de 400 ans), le campagnol roux arboricole (qui habite la canopée des vieilles forêts de douglas), l'écureuil volant du Nord (il recherche les cavités), la chouette tachetée (qui se nourrit principalement des deux dernières espèces)¹⁴⁴. Cette dernière espèce, qui dépend à 90% des forêts à caractère naturel et dont les densités sont très faibles (1 couple pour 800 à 1600 ha de forêts à caractère naturel) est le fer de lance des conservateurs forestiers nord-américains. Pour la sauver, une modélisation basée sur la théorie des méta-populations préconise la conservation minimale de 15 à 30% des forêts à caractère naturel originelles dans des zones espacées de 20 km en moyenne et pouvant abriter chacune 15-25 couples⁷⁴.

Chablis dans la Réserve naturelle du Ravin de Valbois
(Photo : Bernard Boisson)

Les nombreux travaux ornithologiques consacrés aux effets néfastes de la fragmentation forestière sur la reproduction et la survie des oiseaux^{6,87,194} ne sont pas abordés ici mais voir § 4.3 et 5.4.5.

5.4.5 Les mammifères et la fragmentation des massifs forestiers

A l'exception de l'écureuil volant, les mammifères d'Europe ne sont pas strictement inféodés aux forêts à caractère naturel. L'abondance de plusieurs micro-mammifères est néanmoins fortement corrélée à celle du bois mort⁵² et de nombreux mammifères se reposent, se reproduisent et se nourrissent dans les cavités, ayant de fait des populations plus importantes et plus stables dans les forêts à caractère naturel. Dans la Réserve naturelle de la Massane, 26% des mammifères utilisent des cavités comme gîte principal¹⁸⁵. Les cavités d'arbres sont parfois les seuls habitats favorables à la reproduction des chauves souris. De même, les gros arbres morts (> 1 m de diamètre) et grosses souches arrachées par le vent sont dans certaines régions les seuls sites d'hibernation pour les ours.

L'histoire des grands mammifères est étroitement liée à celle des forêts. Tués pour leur chair (ongulés) ou leur fourrure (carnivores), ils furent les premiers à subir l'influence de l'homme en forêt. Solitaires (à l'exception des loups), à grands territoires et ne se reproduisant pas chaque année, les grands carnivores ont des densités naturellement faibles. C'est la chasse, la sur-fréquentation et la fragmentation, plus que la modification des structures forestières qui, dans la majorité des cas, a causé la régression ou la disparition de ces prédateurs. Leurs territoires vitaux sont par exemple de quelques centaines à plusieurs dizaines de milliers d'ha^{57,144,153} et la plupart ne trouvent donc plus en Europe (forêt fortement fragmentée) les conditions nécessaires au maintien de populations viables. C'est le maintien ou la restauration de grands espaces boisés interconnectés de plusieurs milliers d'ha qui semble aujourd'hui être le seul moyen de concilier leur présence et les activités humaines.



Forêt de Bialowieza, Pologne (Photo : Bernard Boisson)

Même dans le Parc National de Bialowieza (Pologne), la surface protégée (47 km²) ne peut à elle seule permettre le maintien du lynx et du loup (territoires individuels moyens respectifs : 71 et 217 km²). La superficie de l'ensemble du massif forestier (1250 km²) est même jugée insuffisante pour la réintroduction du glouton (territoire individuel estimé pour la région : 1000 km²⁵⁷). C'est la théorie des «méta-populations» qui là aussi a été appliquée pour proposer un schéma d'aménagement compatible avec la réintroduction du glouton et de l'ours⁵⁷. En combinant la protection de plusieurs grands parcs nationaux interconnectés et entourés de zones tampons, la Pologne arrivera peut être un jour à retrouver ces prédateurs tout en continuant à consacrer la majorité de son territoire à des activités de production.

Rappelons que sans ces grands carnivores, une forêt même protégée par une réserve intégrale présentera toujours un déficit de naturalité. Ces mammifères sont en effet les seuls à répondre de

façon dynamique aux densités de leurs proies (réponses fonctionnelles et numériques «densité-dépendantes») et à tendre ainsi vers un équilibre global «forêt – herbivores – prédateurs»¹⁴. En leur absence, les populations d'herbivores auront tendance à croître exagérément jusqu'à atteindre ou dépasser les capacités d'accueil du milieu et à engendrer des dégâts forestiers et des perturbations de la sylvigénèse. La chasse, même lorsqu'elle fait l'objet d'une gestion rigoureuse (respect des plans de chasse), ne peut se substituer totalement aux prédateurs pour maintenir ce fragile équilibre dynamique (contrairement aux prédateurs qui réagissent immédiatement aux variations d'abondance de leurs proies, la chasse est une réponse différée). Un décalage de plusieurs mois dans la régulation d'une proie par son prédateur (ou son chasseur) a même typiquement tendance à déstabiliser le système^{67,76}. L'affouragement, parfois préconisé pour limiter les dégâts de gibier, n'est pas non plus une solution adaptée puisqu'en maintenant des densités anormalement élevées, il ne fait que différer les dégâts qui seront alors parfois même accentués.

5.4.6 Autres exemples...

LES MOLLUSQUES

Escargots et limaces sont de bons candidats pour étudier la continuité temporelle et spatiale des forêts à caractère naturel^{21,130}. La fragmentation et la perte d'habitats, notamment forestiers, ont déjà causé la disparition de nombreux mollusques : près de 40% des extinctions animales documentées depuis le XVII^e siècle²⁰. Du fait de leur très faible mobilité, leur étude semble même plus indiquée que celle des lichens de type *Lobaria* (§ 5.4.2) chez qui, bien que rare, la reproduction sexuée permet occasionnellement de coloniser de nouvelles stations éloignées. L'utilisation des mollusques comme indicateurs de naturalité est néanmoins limitée par : (1) le nombre réduit d'espèce à large répartition (beaucoup sont endémiques de petites zones géographiques), (2) l'écologie méconnue des espèces et notamment leurs préférences pour les différents micro-habitats forestiers et (3) les variations importantes de la composition et de l'abondance des communautés malacologiques selon le PH du sol, variations qui rendent les comparaisons entre sites délicates.

LA BIOLOGIE MOLÉCULAIRE

L'étude de l'ADN offre aujourd'hui de nouvelles perspectives en permettant notamment l'identification individuelle des organismes (particulièrement intéressant pour étudier la dynamique des populations de saproxyliques). Elle nous permet de mieux comprendre l'évolution et la dispersion des espèces, d'évaluer l'impact de la fragmentation sur le risque d'extinction de populations locales, de déterminer l'origine de certaines essences, etc. L'étude d'un champignon saproxylique* menacé (*Fomitopsis rosea*) a par exemple permis de démontrer l'appauvrissement génétique des populations petites et isolées^{95,177}. La fragmentation est sans doute également à l'origine de la dérive génétique observée chez certaines populations isolées de coléoptères mycophages*^{92,164}.

MODÉLISATION DES INTERACTIONS PRÉDATEURS-PROIES

Comme pour le bois mort (§ 6.3), la modélisation de la dynamique des populations d'herbivores et de leurs prédateurs est très instructive pour le gestionnaire. En adaptant les modèles «prédateur-proie» traditionnels^{13,123}, on peut par exemple estimer les «densités d'équilibre» des herbivores et de leurs prédateurs (densités vers lesquelles le système a tendance à retourner après une perturbation/fluctuation⁵¹). Ces densités permettent :

- d'évaluer la «naturalité» des populations d'herbivores et de carnivores : plus leurs densités sont éloignées des valeurs d'équilibre (et de fluctuations naturelles), plus elles sont perturbées ;
- de déterminer si ces populations sont en croissance ou en déclin ;
- et en l'absence de leurs prédateurs naturels, de déterminer les densités d'herbivores «naturelles» (en équilibre avec le milieu) que les acteurs du monde cynégétique devraient se fixer comme objectif, l'autre alternative étant de favoriser le retour des prédateurs (§ 6.3).

Autres perspectives pour les gestionnaires

Dans les chapitres précédents, nous avons longuement présenté les mesures de conservation, de gestion et de suivi scientifique qu'il convient de mettre en œuvre pour assurer le maintien d'un réseau satisfaisant de forêts à caractère naturel. Ces mesures ne sont malheureusement pas suffisantes pour assurer leur conservation à long terme et ce chapitre présente quelques mesures d'accompagnement tout aussi importantes.

6.1. Tuer les mythes

6.1.1 La sylviculture obligatoire ?

Le mythe le plus répandu et le plus néfaste pour les programmes de protection stricte des forêts est celui qui consiste à croire que la forêt ne pourrait se maintenir et se développer sans l'intervention de l'homme. Il est vrai que certaines plantations d'essences exogènes à la station (épicéas en plaine, chênes américains...) seraient vite remplacées par les essences indigènes plus compétitives si le sylviculteur cessait de les entretenir et de les régénérer. Les forêts à caractère naturel au contraire se reconstituent et se maintiennent parfaitement sans intervention humaine et laisser entendre que la forêt serait remplacée par un «capharnaüm de broussailles» si l'homme cessait de l'entretenir n'est que pure ineptie. La forêt existait bien avant que l'homme ne la domestique et elle lui survivra sans aucun doute.

6.1.2 Les insectes ravageurs

L'agriculteur et le sylviculteur ont toujours dû lutter contre les insectes ravageurs dont la prolifération rapide peut ruiner les efforts.

Le bois mort à longtermes été éliminé sous prétexte qu'il hébergeait cette faune. Notre meilleure connaissance de l'écologie de ces ravageurs nous permet aujourd'hui d'avoir une approche plus mesurée.

Parmi les milliers d'espèces forestières (plus de 10.000 recensées en forêt de Fontainebleau), moins d'une cinquantaine sont des insectes «ravageurs». La plupart, comme les célèbres scolytes, ne sont pourtant que des ravageurs secondaires. Ils colonisent habituellement les troncs d'arbres mourant où fraîchement morts et non les troncs d'arbres sains. Le problème lié aux scolytes est qu'en cas de forte pullulation (beaucoup d'arbres morts ou mourant simultanément et permettant à de nombreux scolytes de se reproduire), la partie des scolytes qui va s'attaquer à des arbres sains (se comportant dès lors comme des ravageurs primaires) aura un impact suffisant pour engendrer la mort d'arbres sains. La tempête de l'hiver 1999, en mettant à terre plusieurs dizaines de millions de mètres cubes de bois, a ainsi engendré des conditions favorables à ces pullulations et on estime à un million de mètres cubes le volume de bois de résineux altéré par ces attaques en 2001.



Les lianes, clématites dans les forêts alluviales ou lierre comme ici dans la Réserve naturelle des Gorges de l'Ardèche, sont souvent détruites dans les forêts exploitées sous prétextes qu'elles «étouffent» et entraînent la mort des arbres leur servant de support (Photo : B. Boisson).

Les espèces urticantes et piquantes, mal-aimées, sont souvent citées en exemple pour caricaturer la «forêt abandonnée». Orties et ronces sont pourtant des espèces rudérales dont la présence est avant tout liée aux activités humaines : les premières, nitrophiles, prolifèrent sur les terrains enrichis ; les secondes caractérisent les zones où le sol a été retourné à plusieurs reprises. Dans la réserve naturelle du Massif du Grand Ventron, la ronce est d'ailleurs l'une des espèces végétales qui discrimine le plus nettement les forêts exploitées des forêts à caractère naturel où elle est très rare.

Faut-il supprimer les arbres morts sous prétexte qu'ils constituent des foyers potentiels de pullulation de scolytes ? Rappelons tout d'abord quelles sont les essences forestières concernées. Les dégâts (par un comportement de ravageur primaire) occasionnés à des pins ont été constatés en France pour la première fois en 2001 et font suite à la tempête de 1999. Ils ont donc un caractère exceptionnel. Sur le sapin, l'intensité des dégâts est liée à l'état sanitaire des arbres (stress hydrique en cas de sécheresse). L'absence de dégâts importants sur sapins en 2001 (printemps humide) malgré les grandes quantités de bois mort au sol nous indique ainsi qu'il n'est pas nécessaire de supprimer les sapins morts pour lutter contre le scolyte du sapin, l'utilisation d'essences et d'écotypes adaptés aux conditions stationnelles est une mesure plus opportune. Les pessières sont les forêts les plus touchées par les scolytes. Dans les cas graves, plusieurs milliers d'hectares peuvent être touchés. Mais bien que certains scolytes puissent se disperser sur près de 5 km autour de leur zone de reproduction, les dégâts occasionnés aux arbres vivants sont rarement constatés à plus de quelques centaines de mètres des foyers de pullulation. Le maintien des épicéas morts dans une réserve forestière intégrale ne pose donc aucun problème sanitaire si aucune pessière exploitée ne se trouve à proximité. Dans le cas contraire, il conviendra de délimiter une zone tampon dans laquelle les scolytes seront combattus ou les épicéas remplacés (lors du prochain plan d'aménagement forestier).

Notons que les zones de stockage de bois peuvent constituer des sources de pullulation bien plus dangereuses que les arbres morts disséminés en forêt. Enfin, n'oublions pas non plus que si les forêts à caractère naturel sont souvent montrées du doigt pour les risques qu'elles font encourir aux forêts de production, l'inverse est également vrai. Suite à des dégâts de tempête dans des plantations d'épicéas, les pullulations de scolytes se sont parfois également propagées depuis ces forêts de production vers les réserves intégrales mitoyennes.

Il convient donc de rester objectif quant aux risques réels de pullulation d'insectes ravageurs à partir de réserves intégrales. Les scolytes pouvant se comporter comme des ravageurs primaires représentent souvent moins d'un pour-cent du nombre total de scolytes¹²¹ et en l'absence d'une forte perturbation (comme la tempête exceptionnelle de 1999 ou un affaiblissement chronique des peuplements par des pluies acides), leur impact sur les forêts de production est quasi nul. Leur habitat de prédilection étant les arbres mourants ou fraîchement mort (avant que le phloème* ne soit sec), ce n'est qu'en cas de mort massive des arbres que les scolytes vont pouvoir pulluler mais la quantité de bois mort dans une forêt à caractère naturel n'est pas un facteur de risque¹²⁰. Ce bois étant accumulé sur de longues périodes et étant constamment renouvelé, la proportion de bois mort «récent» (moins de 2 ans) est habituellement relativement faible. Certains scolytes (habitant souches et autres résidus d'exploitation) sont d'ailleurs plus abondants dans les forêts exploitées que dans les forêts à caractère naturel¹²⁰.

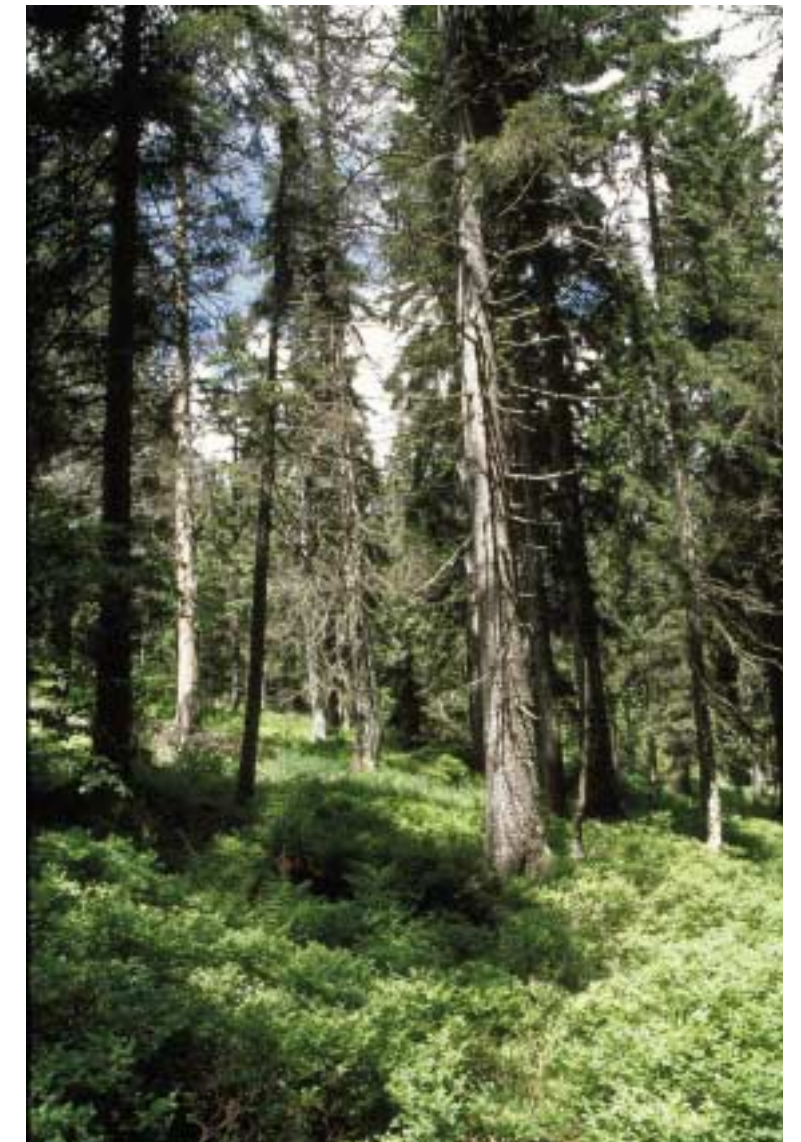


Pic tridactyle (Photo : Arnaud Hurstel).

LE PROBLÈME DES SCOLYTES DANS LE PARC NATIONAL DE BAVIÈRE (D).

Plus de la moitié des 24.250 ha de ce parc est classée en réserve intégrale et une grande partie des épicéas, affaiblis notamment par les pluies acides, sont attaqués par des scolytes. La vocation du Parc National étant la restauration d'une grande forêt à caractère naturel (voir § 4.1), les arbres morts et mourants sont laissés sur place et servent notamment d'habitat au pic tridactyle, espèce rare et emblématique des forêts naturelles européennes qui atteint là de très fortes densités. La lutte contre les scolytes n'a lieu que dans le périmètre (bande de 500 m ou plus) extérieur du Parc National (sur une superficie de 3.500 ha en 1998) afin de limiter leurs dégâts dans les forêts exploitées environnantes

Réserve forestière intégrale dans le Parc national de Bavière (Photo : Arnaud Hurstel).



6.1.3 Les arbres dangereux

Un autre problème récurrent est celui du risque lié à la chute d'arbres ou de branches mortes.

Bien que les accidents soient extrêmement rares, on considère, à juste titre, que la chute de bois mort est susceptible de causer de graves accidents. Dès lors, pour limiter leur responsabilité, propriétaires et gestionnaires forestiers ont tendance à vouloir éliminer tous les arbres «à risque» (morts, malades, creux ou mal formés) de part et d'autre des sentiers et chemins forestiers sur une largeur équivalente à la hauteur du peuplement. Si l'impact de ces mesures est négligeable dans les grands massifs forestiers peu desservis, il n'en est pas de même dans les forêts périurbaines. Dans certaines forêts de la ville de Strasbourg par exemple, l'objectif du gestionnaire est de restaurer des forêts à forte naturalité mais le réseau de sentiers, chemins et parcours sportifs est si dense que la

proportion de la forêt où les arbres «à risque» sont éliminés est par endroits supérieure à 50%. Dans ces situations, il convient de laisser les arbres abattus (lors des coupes sécuritaires) sur place ce qui permet au moins d'augmenter la nécromasse au sol. Dans le cas contraire, le risque est grand de voir apparaître des coupes économiques prenant l'argument sécuritaire comme alibi.

A ce jour, le raisonnement sécuritaire souffre de l'absence d'évaluations du risque réel encouru. Quelle est la probabilité de chute d'un arbre mort sur un promeneur ? Nul doute que les risques encourus dans notre vie quotidienne (notamment sur les routes) sont infiniment plus élevés. La véritable question n'est donc pas de savoir quel est le risque mais «qui en est responsable» ? Si propriétaires et gestionnaires devaient être tenus pour responsables de tous les risques encourus dans les milieux naturels, nous assisterions bientôt à des campagnes d'éradication de vipères et de frelons... A défaut d'accepter ces risques naturels et à l'instar des automobilistes, peut être devrions nous envisager d'assurer le risque «arbres morts» plutôt que de les supprimer car le «risque zéro» n'existera jamais.

Notons enfin que pour certains sylviculteurs, le maintien d'arbres morts est un choix délibéré de gestion qui vise à augmenter la fonctionnalité et donc la productivité de la forêt. Dans ce cas, l'arbre mort peut être assimilé à un outil de production. Demander à ces sylviculteurs de supprimer les arbres morts équivaldrait à demander à un horticulteur de ne plus utiliser de terreau naturel.

6.2. Classer les forêts à caractère naturel

Vu les faibles surfaces concernées (< 1% des forêts en France), la protection stricte de toutes les forêts à caractère naturel n'aurait pas de conséquences économiques significatives en France, d'autant plus qu'il s'agit pour la plupart de forêts inexploitable ou peu rentables.

La complexité des procédures et l'opposition historique des sylviculteurs explique en partie les lacunes actuelles du réseau des forêts à caractère naturel protégées. Depuis quelques années, on assiste néanmoins à un changement des mentalités et le développement actuel des réserves biologiques intégrales devrait permettre l'augmentation des surfaces protégées.

Dans cette perspective, le rôle de l'Etat est déterminant puisque :

- c'est l'Etat qui prend les décrets ministériels de classement des réserves forestières intégrales (réserve naturelle ou réserve biologique intégrale) ;
- c'est l'Etat (et non l'Office national des forêts) qui est propriétaire des forêts domaniales dans lesquelles se trouve une grande partie des forêts à caractère naturel inventoriées.

STATUTS JURIDIQUES PERMETTANT DE PROTÉGER LES FORÊTS À CARACTÈRE NATUREL EN FRANCE :

- la réserve naturelle nationale, dont le décret de création peut prévoir l'établissement d'une réserve intégrale. C'est sans doute la mesure de protection la plus performante, bien qu'assez lourde à mettre en place (s'applique au domaine public et privé) ;
- la réserve biologique dirigée ou intégrale (domaniale ou communale), pour les forêts relevant du régime forestier ;
- la réserve naturelle régionale, de mise en place très simple ;
- l'arrêté (préfectoral) de protection de biotope dont les possibilités sont très larges et qui mériterait d'être utilisé plus souvent, notamment dans les situations d'urgence ;
- la réserve intégrale des parcs nationaux, prévue par le Code rural depuis 1960 mais une seule fois mise en œuvre (Lac de Lauvitel : Parc national des Ecrins)²⁶ ;
- les sites acquis, loués ou sous convention des conservatoires régionaux d'espaces naturels qui, dans certaines régions (Alsace notamment⁶⁸), ont une véritable politique de conservation des forêts à caractère naturel.
- la série de protection des aménagements forestiers qui peut proscrire l'exploitation pendant la durée d'un aménagement (peut être intéressant à titre transitoire).



Réserve naturelle de la Massane
(Photo : Bernard Boisson).

6.3. Restaurer la naturalité de nos forêts exploitées

Si la protection stricte des dernières forêts à caractère naturel d'Europe est indispensable et urgente, l'augmentation de la naturalité des forêts exploitées est également primordiale. Comme nous l'avons vu (§ 3.1), la naturalité se mesure le long d'un gradient. Quels que soient les facteurs ayant entraîné une baisse de la naturalité par le passé, il est toujours possible de la restaurer pour partie en adoptant des mesures de gestion appropriées.

Deux types de restauration peuvent être envisagés :

- soustraire une forêt à l'exploitation pour la convertir en une forêt à caractère naturel ;
- augmenter le degré de naturalité d'une forêt tout en continuant à l'exploiter.

Dans le premier cas, on parlera de «gestion de conversion». Cette conversion, engagée dans de nombreuses réserves naturelles, permettra à long terme de densifier le réseau français de forêts à caractère naturel. Le réseau actuel ne couvre en effet que de petites surfaces et est fortement biaisé (plus de 50% de forêts de conifères en montagne)^{69,72}.

Dans le deuxième cas, l'exploitation forestière sera organisée de façon à augmenter parallèlement le degré de naturalité de la forêt. C'est la naturalité structurelle qui est habituellement visée par les opérations de restauration : reconstitution d'une mosaïque sylvatique constituée d'unités d'âges et de tailles différents, restauration d'un stock important de bois mort, etc. La sylviculture «naturaliste» de certains gestionnaires (ProSylva par exemple) répond en partie à cette préoccupation. La certification des produits de la forêt (§ 6.4) devrait également permettre à l'avenir d'augmenter la naturalité de certaines forêts.

6.3.1 Gestion de conversion

Pour convertir une forêt exploitée en une forêt à caractère naturel (non exploitée), le gestionnaire peut choisir entre une gestion active favorisant la naturalité biologique et une gestion passive favorisant la naturalité anthropique* (§ 3.2).

La gestion passive a l'avantage d'être peu onéreuse (c'est la nature qui se charge elle-même du travail de restauration) et permet généralement d'obtenir de bons résultats. Les équilibres dynamiques d'une forêt à caractère naturel sont d'ailleurs si complexes et si fragiles qu'aucune gestion active ne pourrait mieux les restaurer que la nature elle-même. Malheureusement, la restauration est longue (plusieurs siècles pour espérer restaurer une naturalité proche de la naturalité potentielle maximale) et peut être ralentie voire bloquée par endroits. Une forêt d'épicéa ou de mélèzes (exotiques à la station)

peut parfois se régénérer naturellement et empêcher le retour spontané des essences indigènes.

La gestion active peut accélérer la conversion, notamment en levant ces blocages. Elle est par contre beaucoup plus coûteuse, porte atteinte à la naturalité anthropique* et est fortement tributaire de nos connaissances : l'optimum théorique à atteindre (une naturalité maximale ; § 3.1) n'étant pas défini de la même façon selon les gestionnaires. Pour éviter que la gestion active ne soit détournée à des fins commerciales, il est impératif que les arbres abattus dans le cadre d'opérations de conversion soient laissés sur place (voir § 6.1.3).

Dans les réserves naturelles, c'est la gestion passive qui est privilégiée. Seules les parcelles où les conditions sont défavorables à un retour spontané et rapide d'une forêt à caractère naturel font parfois l'objet d'une gestion active.

Lorsque la conversion concerne des forêts issues de plantations¹⁰⁰, une gestion active peut être justifiée. C'est l'ouverture de trouées de tailles variables qui est habituellement l'opération la plus efficace. Le nombre et la taille des trouées sont choisis en fonctions des valeurs observées dans des forêts à caractère naturel de même type. En Europe tempérée, la majorité des trouées ont un diamètre de 0.5 à 2 fois la hauteur des arbres adultes et ces trouées couvrent 10-15% de la surface de la forêt (de nouvelles trouées doivent être ouvertes tous les 10 à 15 ans pour conserver cette proportion). Il est conseillé de poursuivre les opérations de création de trouées jusqu'à ce que 50% de la surface initiale de la forêt soit convertie, les 50% restant étant entre temps arrivés à un âge et à un stade de fragmentation assez avancés pour que leur conversion se fasse naturellement. Il est également important de répartir ces trouées de façon aléatoire sur l'ensemble du site.

Aux Pays-Bas où la majorité des forêts est issue de plantations, de nombreuses études ont été consacrées aux méthodes de conversion «actives», méthodes dont l'évaluation est parfois réalisée grâce à des modèles de simulation de la dynamique forestière⁹⁸ (§ 3.4.4). Les principales conclusions de ces évaluations sont¹⁰⁰ :

- l'éclaircie trop forte de la forêt entraîne une régénération trop importante sur l'ensemble du site et au lieu d'aboutir à une mosaïque d'unités d'âges différents (proche d'une mosaïque naturelle), la forêt restera relativement équiennne*. Au début de la conversion, la canopée doit donc rester aussi fermée que possible et l'ouverture de trouées limitée à des unités de petite taille ;
- la création de trouées de tailles variables est le meilleur moyen d'accélérer le développement d'une mosaïque sylvatique proche de la mosaïque naturelle ;
- les trouées trop petites (moins de la moitié de la hauteur des arbres) sont rapidement refermées par l'extension des couronnes

des arbres avoisinants et ont donc peu d'intérêt pour la régénération ;

- compte tenu de la banque de graines présente sur un site, l'élimination d'essences exotiques qui régénèrent naturellement est impossible si les travaux de conversion se limitent à l'ouverture de trouées. Les arbres de ces essences devront être coupés (ou cernés-écorcés à la base pour produire des arbres morts sur pieds) avant l'ouverture des trouées. L'intervalle entre ces deux opérations dépendra de la durée de vie des semences dans le sol ;
- l'établissement rapide d'espèces herbacées dominantes (fougère aigle, ortie, ronce) retarde la régénération et le développement d'une mosaïque d'unités d'âges différents ;
- l'abroustissement peut également retarder la régénération des trouées. Cet abroustissement est d'autant plus fort que les trouées sont peu nombreuses.

6.3.2 «Renaturer» les forêts exploitées

Dans les forêts où l'exploitation se poursuit, la naturalité pourra également être augmentée (dans des proportions moindres).

La restauration de peuplements irréguliers à partir de peuplements réguliers peut se faire sur la base des opérations de conversion active décrites au § 6.3.1. Ces mesures permettent d'obtenir une mosaïque sylvatique plus proche des conditions naturelles de nos régions (dynamique douce ; § 2.2.5) tout en continuant la commercialisation des arbres abattus lors de l'ouverture des trouées. Dans le jargon forestier, le gestionnaire aura simplement converti sa futaie régulière en une futaie irrégulière. En pratique, les futaies irrégulières sont souvent plus intéressantes que les futaies régulières car elles nécessitent moins de travaux sylvicoles (éclaircie), sont moins sensibles aux perturbations (tempêtes, attaques parasitaires) et sont plus fonctionnelles et donc parfois plus productives. Elles nécessitent par contre une technicité plus grande et des coupes plus fréquentes (car sur de plus faibles surfaces).

Restaurer la mosaïque sylvatique consiste à restaurer une sylvigénèse proche du fonctionnement naturel de la forêt (§ 2.2). Les espèces dont la présence est tributaire de cette dynamique en profiteront mais d'autres, liées uniquement aux phases très âgées (absentes), y seront indifférentes. Pour ces dernières, la restauration devra être accompagnée par la mise en place de placettes inexploitées jusqu'à leur déclin et/ou par le maintien de quantités significatives de bois morts notamment de gros diamètres (§ 6.3.3).

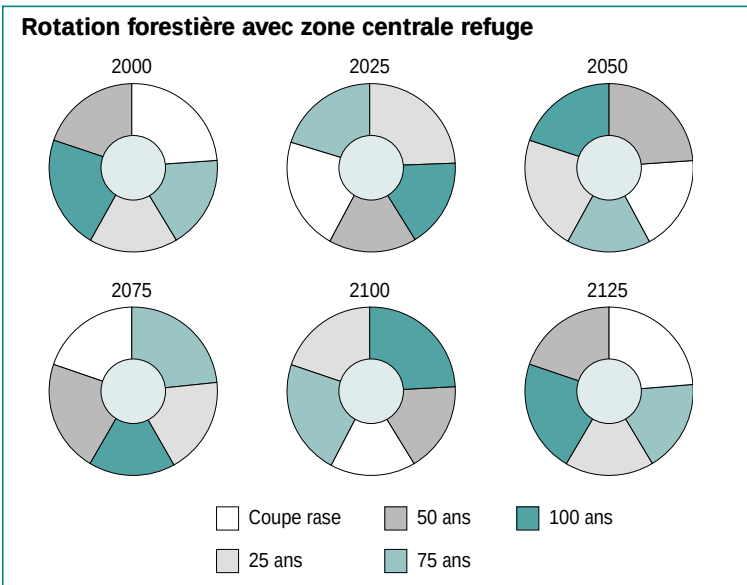
Par le passé, seules les forêts à caractère naturel permettaient à ces espèces de se maintenir localement. A l'avenir, la création d'un réseau plus dense d'«îlots de vieillissement» et «d'îlots de sénescence» (§ 4.3.6) devrait permettre à certaines de ces espèces



Coupe de bois dans la forêt de Tronçais (Photo : Bernard Boisson).

d'étendre à nouveau leur aire de distribution. De nombreuses espèces saproxyliques ayant une mobilité réduite, la condition sine qua non au succès d'une telle politique est que ces îlots soient suffisamment grands pour permettre à toutes les phases sylvigénétiques d'être présentes simultanément. Dans le cas contraire, les espèces dont la survie dépend d'une phase particulière du cycle sylvigénétique seront obligées de migrer d'un îlot à un autre pour se maintenir sous la forme de méta-populations (leur survie dépendra alors entre autres de la distance entre ces îlots et de leur capacité migratoire ; § 4.3.3).

L'intérêt de ces îlots de vieillissement ou d'une forêt à caractère naturel en général peut être augmenté en y associant une zone «tampon». Cette zone peut être permanente (périmètre de largeur donnée dans lequel on conserve une certaine structure, une certaine densité d'arbres morts, etc.) ou faire l'objet d'une rotation (fig. ci-dessous).



Pour réduire l'impact de la fragmentation et de la réduction des surfaces forestières à caractère naturel, Harris²⁹ propose une rotation. La forêt est gérée autour d'un noyau central non géré (servant de zone refuge pour les espèces de forêts à caractère naturel) de façon à ce que des forêts de tout âge soit en contact avec ce noyau. Quelles que soient les exigences des espèces pour les stades jeunes ou âgés, elles bénéficieront donc toujours d'une zone favorable additionnelle en plus de la zone centrale refuge. La surface occupée par une espèce donnée sera donc élargie, ainsi que ses possibilités de migrer d'une zone refuge à une autre dans l'hypothèse où ce schéma serait reproduit à grande échelle (§ 4.3).

6.3.3 Conserver des arbres morts

Un autre moyen de restaurer pour partie la naturalité d'une forêt est d'y augmenter le volume de bois mort, habitat important pour les espèces (§ 5.3) et pour la fonctionnalité forestière. Trois approches distinctes peuvent être proposées :

Augmenter le nombre d'arbres morts¹²⁵

• ETABLIR LES OBJECTIFS À ATTEINDRE :

Cette première phase est sans doute la plus délicate. Lorsqu'il s'agit d'augmenter la biodiversité, la procédure consiste à identifier les espèces liées aux bois morts et à cavités, à étudier la taille de leur territoire, les diamètres d'arbres dont elles ont besoin (et leur état : bois mort sur pieds, couché, ferme, vermoulu...) puis à en déduire le nombre et le type d'arbres morts nécessaires au maintien de ces espèces. Il est évident qu'une telle approche,

envisageable pour quelques espèces bien connues (oiseaux par exemple) ne permettra jamais d'évaluer les besoins des plus petites qui contribuent le plus à la biodiversité. Cette approche devra donc être réservée aux espèces les plus menacées.

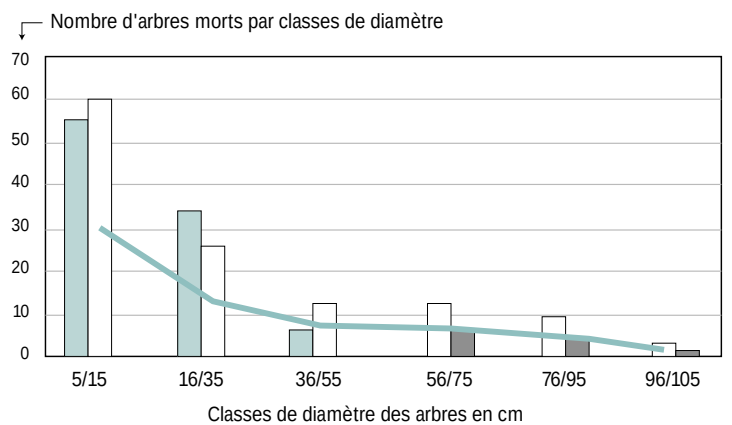
De façon plus arbitraire, le gestionnaire peut simplement fixer un niveau de «naturalité – bois mort» à restaurer. En fonction du nombre et du type d'arbres morts optimaux (forêt de référence) et des valeurs observées sur son site, il pourra déterminer ses propres objectifs de conservation d'arbres morts (fig. ci-dessous). Le choix du niveau de «naturalité – bois mort» dépendra bien entendu du sacrifice d'exploitation qu'il sera prêt à concéder. Il est important que ce niveau soit le même pour toutes les classes de diamètre pour s'assurer que la nécromasse ne soit pas uniquement restaurée par des arbres de faibles diamètres.

• ESTIMER LE NOMBRE D'ARBRES MORTS PRÉSENTS :

Cette phase d'inventaire permettra au gestionnaire d'évaluer (avant restauration) le niveau de naturalité déjà existant dans sa forêt en terme d'arbres morts.

• ESTIMER LE TAUX DE RENOUVELLEMENT DU BOIS MORT :

Objectif «arbres morts» :



Evaluation de restauration nécessaire pour retrouver un niveau de naturalité en bois mort de 50% (exemple arbitraire) pour une hêtraie exploitée des Pyrénées orientales. Les barres blanches indiquent la densité d'arbres morts à l'hectare dans la réserve intégrale de la Massane, les barres vertes la densité mesurée en périphérie dans une forêt domaniale exploitée (méthode⁶⁵), les barres noires le déficit en arbres mort par hectare calculé à partir d'un objectif de restauration de 50% (ligne verte). Cette restauration impliquerait dans cet exemple la conservation d'arbres morts de plus de 55 cm de diamètre (Gilg, O., Garrigue, J. & Magdalou, J.A., inédit).

Sur ce site comme dans bien d'autres forêts exploitées, ce sont les arbres morts de gros diamètre qui font le plus cruellement défaut. Le nombre absolu d'arbres mort n'a aucune valeur indicatrice de la naturalité d'une forêt s'il n'est pas fait mention de leur diamètre, les arbres morts de faible diamètre étant parfois même plus nombreux dans les forêts exploitées (lors de la phase d'accroissement notamment) que dans les forêts exploitées⁶⁵.



Réserve naturelle du Grand Ventron (Photo : Olivier Gilg).

Cette troisième phase (si connaissances suffisantes) permettra de planifier l'effort de restauration en fonction de l'âge et du type de forêt. Il est par exemple impossible de retrouver à court terme des arbres morts de gros diamètres dans une futaie régulière en phase d'accroissement. Connaître le taux de renouvellement du bois mort permet d'anticiper ce problème en conservant de grands arbres lors de l'exploitation.

• GÉRER LE RECRUTEMENT DES ARBRES MORTS :

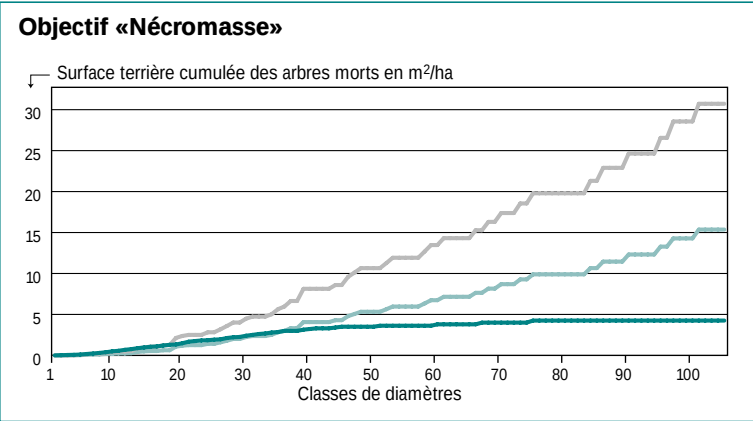
La dernière phase est la phase opérationnelle qui consiste à «produire» les arbres morts. Le plus simple et le plus économique est de ne pas exploiter les arbres mourants ou les chablis. On pourra également garder des arbres creux ou mal formés et les laisser évoluer jusqu'à leur mort naturelle plutôt que de les couper lors des travaux d'entretien et d'éclaircie.



La dynamique du bois mort est suivie dans plusieurs réserves : comme ici dans la Réserve naturelle de la Massane (Photo : Olivier Gilg).

Augmenter la nécromasse* totale

Une méthode plus globale d'évaluer la quantité de bois mort à restaurer dans une forêt exploitée consiste à comparer le volume (ou surface terrière*) total de bois mort entre la forêt à caractère naturel de référence et la forêt exploitée. On ne tiendra plus compte ici du diamètre des arbres morts car les arbres morts de faibles diamètres ayant une contribution négligeable en terme de nécromasse* (surface terrière* de 100 arbres de 5 cm de diamètre égale à celle d'un arbre de 50 cm), ce sont les arbres morts de gros diamètres qui devront de fait être conservés en priorité. Cette approche est plus pratique que la précédente car elle permet plus de souplesse dans le choix des arbres à conserver, tous les diamètres n'étant pas toujours présents dans une forêt exploitée.



Augmenter le taux de recrutement de bois mort

Lorsque l'objectif est d'atteindre un certain volume de bois mort et non de restaurer une fraction de la nécromasse de référence (deux approches précédentes), il est possible d'estimer le volume de bois mort qu'il convient de conserver sur place annuellement en fonction des taux de décomposition des essences et de la station (Tab. p.85). Il s'agit donc simplement d'une déclinaison de la première figure du §

Même dans les futaies régulières, la conservation d'arbres morts lors des coupes à blanc peut être bénéfique à certaines espèces. Ceci est particulièrement vrai dans les régions à perturbations fortes où l'habitat originel de certaines espèces menacées (chandelières isolés et bien ensoleillés situés dans de grandes unités de régénération) est comparable à des arbres morts laissés sur pieds lors d'une coupe à blanc⁹⁴.

Surface terrière* cumulée des arbres morts dans la hêtraie-sapinière à caractère naturel (trait gris) et exploitée (vert foncé) de la Réserve naturelle du massif du Grand Ventron⁹⁵. La nécromasse totale est 7 à 8 fois plus importante dans les forêts à caractère naturel et il faudra donc augmenter de 3 à 4 fois cette valeur en forêt exploitée pour atteindre l'objectif théorique des 50% (trait vert clair).

En France, il est possible de multiplier en moyenne par 10 le volume de bois mort dans les forêts exploitées en consacrant 10% seulement de l'accroissement annuel à la dynamique du bois mort (ce qui constitue un sacrifice d'exploitation de moins de 10% puisque seul 60% du volume produit est prélevé). L'augmentation du taux de gaz carbonique dans l'atmosphère (§ 4.1.3) entraînant de plus une augmentation de la productivité de nos forêts, la conservation d'un tel volume de bois mort dans les forêts exploitées n'entraînerait donc pas de baisse de production par rapport aux volumes historiques de production.

2.2.8 où le volume de bois mort à conserver chaque année (R) est : $R = (Y_0 \times k) / 100$; Y_0 étant le volume moyen de bois mort (en m³) que le gestionnaire souhaite atteindre et k le taux de décomposition annuel en %. Connaissant k pour ses essences et sa station, le gestionnaire peut ainsi aisément calculer le volume moyen annuel de bois mort qu'il devra laisser sur place pour atteindre ses objectifs. Pour un objectif de 15 m³ de bois mort par ha¹⁸⁸, le volume moyen de bois mort qu'il faudra annuellement laisser sur place sera ainsi de 0,45 m³/ha lorsque k=3% ou 0,30 m³/ha pour k=2% (à titre comparatif, 40-50 tonnes de bois mort par ha sont préconisées pour conserver la diversité en vertébrés de forêts alluviales australiennes dont la nécromasse* naturelle est proche de 100 tonnes/ha¹¹⁷). En nous basant sur le taux de décomposition du bois mort (§ 2.2), on constate qu'il est possible d'augmenter par 10 le volume de bois mort dans les forêts exploitées françaises (volume qui est de 1,5 m³/ha⁹) en «sacrifiant» moins de 10% de la productivité (qui est >5 m³/ha/an⁷).

Recrutement de bois mort (en m³/ha/an) à assurer en forêt exploitée selon l'objectif de restauration et le taux de décomposition (k) des essences							
Volume moyen de bois mort/ha que l'on souhaite restaurer	Taux de décomposition annuel du bois mort (en %)						
	1,5	2	2,5	3	3,5	4	
	10	0,15	0,2	0,25	0,3	0,35	0,4
	15	0,225	0,3	0,375	0,45	0,525	0,6
	20	0,3	0,4	0,5	0,6	0,7	0,8
	25	0,375	0,5	0,625	0,75	0,875	1
	30	0,45	0,6	0,75	0,9	1,05	1,2
	40	0,6	0,8	1	1,2	1,4	1,6
	50	0,75	1	1,25	1,5	1,75	2
	60	0,9	1,2	1,5	1,8	2,1	2,4
	70	1,05	1,4	1,75	2,1	2,45	2,8
	80	1,2	1,6	2	2,4	2,8	3,2
	90	1,35	1,8	2,25	2,7	3,15	3,6
	100	1,5	2	2,5	3	3,5	4
	150	2,25	3	3,75	4,5	5,25	6
	200	3	4	5	6	7	8
	300	4,5	6	7,5	9	10,5	12

6.3.4 Réintroduire les espèces saproxyliques ?

Quel que soit le succès des programmes de restauration, certaines espèces caractéristiques des forêts naturelles ne pourront recoloniser d'elles même les forêts restaurées. Certaines auront disparu de la région. D'autres, peu mobiles, seront incapables de coloniser le site depuis leurs populations les plus proches. Même la colonisation des champignons lignicoles, dont les spores sont pourtant disséminées sur de grandes distances, est improbable au delà de quelques centaines de mètres¹⁷⁷ (leur germination nécessitant la présence simultanée de deux spores).

Certaines espèces devraient donc faire l'objet de réintroductions dans les forêts restaurées. Nous déjà cité un exemple d'inoculation de spores de champignons¹⁴⁰, initialement réalisée à d'autres fins



Forêt de Fontainebleau (Photo : Bernard Boisson).

(création de cavités), mais dont la réalisation est également envisageable dans un contexte de restauration. La réintroduction d'invertébrés saproxyliques mériterait également d'être étudiée. L'efficacité du transfert d'adultes ou de tronc d'arbres contenant des larves pourrait être évalué sur quelques sites pilotes. Pour augmenter les chances de réussite et ne pas «dévaliser» les forêts naturelles de leur bois mort, on peut très bien envisager le transport de bois mort «colonisable» (d'âge favorable pour l'espèce ciblée) vers une forêt à caractère naturel à une époque favorable (période d'activité et de ponte des adultes) puis le ramener au courant de l'hiver suivant dans la forêt à restaurer¹⁷². Le transfert de lichens épiphytes accrochés à des morceaux d'écorces à, au contraire, déjà été conduite avec succès dans certaines forêts¹⁴⁴ et est envisageable pour les espèces rares (*Lobaria* spp.) et typiques des forêts naturelles à forte continuité^{71,83,84}.

Par définition, la réintroduction n'est envisageable que pour les espèces dont la présence historique est attestée. Cette contrainte limite malheureusement la généralisation de telles actions pour les petites espèces (invertébrés, bryophytes, champignons, lichens) dont la présence ancienne, souvent suspectée, est rarement documentée.

6.4. Certifier les gestionnaires respectueux

L'opinion publique n'est pas insensible aux travers de l'exploitation des forêts naturelles dans le monde. Depuis une dizaine d'années, les consommateurs recherchent des aliments et matériaux produits selon une certaine éthique. Des procédures de certifications se mettent donc aujourd'hui en place pour leur permettre d'identifier les produits bois issus de forêts dans lesquelles «les aspects sociaux, économiques, écologiques, culturels et spirituels sont pris en compte pour les générations présentes et futures».

Devant la multiplication des différents types de certifications, plusieurs organisations non gouvernementales ont récemment évalué les quatre principales certifications actuelles (www.fern.org) : Forest Stewardship Council (FSC), Pan-European Forest Certification (PEFC), Canadian Standards Association (CSA) et Sustainable Forestry Initiative (SFI). Cette évaluation, validée et soutenue par les principales organisations de conservation à travers le monde (dont le WWF, Greenpeace et Réserves Naturelles de France), ne reconnaît qu'une certification indépendante et crédible : celle du FSC. Il s'agit selon eux du seul système applicable à toutes les forêts du globe, quelles que soient leurs surfaces et leurs régimes fonciers. Contrairement aux autres organismes, le FSC est également le seul à accorder un pouvoir décisionnel égal aux différents groupes d'intérêt (économique, social et écologique)¹⁵.



Polypore, forêt de Fontainebleau
(Photo : Bernard Boisson).

PARMIS LES 10 GRANDS PRINCIPES DU FSC, CITONS :

- *Conserver la diversité biologique et ses valeurs associées (ressources en eau, sols, écosystèmes et paysages uniques ou fragiles) afin de maintenir les fonctions écologiques et l'intégrité des forêts : réaliser une étude d'impact, garantir la protection des espèces rares et menacées et de leurs habitats, maintenir ou améliorer les fonctions écologiques, préserver un échantillonnage représentatif d'écosystèmes dans leur état naturel, préparer un cahier des charges pour réduire les dommages causés à la forêt (érosion, pistes, réseau hydrographique), limiter l'utilisation de produits chimiques et proscrire leur stockage sur le site, contrôler l'utilisation de moyens de lutte biologique et prohiber l'utilisation d'organismes génétiquement modifiés, contrôler l'utilisation d'espèces exotiques ;*
- *Elaborer et mettre en pratique un plan de gestion précisant les objectifs de gestion, décrivant les ressources forestières et les limites d'exploitation (environnementales et sociales), [...] précisant les garanties environnementales qui découlent des évaluations, planifiant l'identification et la protection d'espèces rares ou menacées, etc.*
- *Prendre en compte les zones de haute valeur de conservation pour en préserver ou en augmenter la valeur*
- *Prévoir des plantations aussi proches que possible des conditions naturelles*

Fin 2001, 22 millions d'hectares étaient déjà certifiés par le FSC à travers le monde. Avec moins de 0.1% de la surface forestière nationale certifiée FSC (soit près de 14.000 ha), la France est très en retard par rapport à d'autres pays européens (52% en Estonie, 42% en Suède, 38% en Grande-Bretagne, 14% en Croatie, 5% en Suisse et 2,2% en Allemagne). La certification FSC est par ailleurs très irrégulière en France : plus 10.000 dans le Nord-Est dont 5000 ha de forêts privées dans le parc naturel des Vosges du Nord (7% de la surface forestière totale de ce parc), plus de 3000 en Aquitaine¹⁹⁰.

6.5. Evoluer dans nos réflexions

Pour qu'elle puisse atteindre un jour un niveau significatif (réseau cohérent et fonctionnel) et qu'elle devienne pérenne, la protection des forêts à caractère naturel doit recueillir l'assentiment de nos concitoyens.

Le discours des conservateurs doit aujourd'hui s'étoffer d'autres messages. L'intérêt des forêts à caractère naturel dépasse largement le cadre des «petites bêtes» que bon nombre ignorent et continueront d'ignorer. Certains de nos concitoyens sont sensibles aux arguments scientifiques, d'autres aux évaluations économiques ou à des considérations philosophiques, artistiques. Toutes les raisons de protéger ces forêts (§ 4.1) doivent donc être mises en avant et promues. Les articles de presse, ouvrages, conférences, expositions, émissions radio ou télé ayant évoqué la problématique des forêts à caractère naturel se comptent sur les doigts d'une main en France. Ce cahier technique, les nombreuses publications du WWF et autres projets en cours de réalisation (livres, expositions...) visent en partie à combler cette lacune.

Parallèlement, pour que nos arguments soient recevables par les décideurs, ils doivent être étayés par des démonstrations scientifiques solides et non pas uniquement par des listes d'espèces. C'est là tout l'enjeu des études scientifiques. Poser les bonnes questions, tester les bonnes hypothèses, pour tirer le meilleur des importantes connaissances naturalistes souvent disponibles pour ces sites. Les gestionnaires ont souvent une connaissance encyclopédique de leur site mais pour atteindre au mieux leurs objectifs de gestion et être en mesure de les étayer scientifiquement, ils ne peuvent faire l'économie d'un rapprochement avec d'autres naturalistes, d'autres gestionnaires et d'autres scientifiques.

6.6. Echanger nos expériences

Quelles que soient les stratégies mises en oeuvre pour conserver les forêts à caractère naturel (§ 4.3), l'échange d'expériences entre gestionnaires est un atout supplémentaire pour la réalisation des objectifs de conservation.

Ces échanges, qui doivent être développés en permanence, existent déjà au sein de plusieurs réseaux nationaux ou internationaux :

- groupes «forêts» et «réserves fluviales» au sein de la commission scientifique du réseau des réserves naturelles de France (RNF) ; particulièrement concernés par la conservation et la gestion des forêts à caractère naturel ;
- échanges entre les principaux réseaux associatifs de protection de la nature : RNF, WWF, FNE (France Nature Environnement), LPO (Ligue pour la Protection des Oiseaux), ENF (Espaces Naturels de France : conservatoires régionaux), Greenpeace, etc. (ex. de production commune : «Charte partenariale pour la restauration des forêts après tempête»)
- relations étroites (notamment localement) entre les gestionnaires des Réserves naturelles de France et l'Office national des forêts. Ces personnels se rencontrent également régulièrement à l'occasion des comités consultatifs de gestion des réserves naturelles ou lors de colloques techniques et scientifiques. Il serait néanmoins souhaitable que les initiatives et expériences des deux réseaux puissent à l'avenir être échangées de façon régulière au sein d'un «forum technique» ;
- Au niveau européen, plusieurs réseaux permettent également d'échanger et de confronter les expériences des gestionnaires de forêts protégées. Certains comme «Eurosite» sont ouverts à tous les gestionnaires ; les échanges se font à l'occasion de rencontres ou par l'intermédiaire d'un forum d'échange Internet. D'autres, plus institutionnels comme les programmes COST, ne regroupent que les représentants désignés par les pays membres. Après un premier programme d'action pluriannuel (COST E4 : «Forest Reserves Research Network in Europe» 1995/1999) ayant permis la constitution d'une base de donnée commune pour les réserves forestières européennes (www.efi.fi) et la définition d'un protocole de recherche commun pour ces réserves, un deuxième programme (COST E27) vient de débiter. Il a pour but de décrire, d'analyser et d'harmoniser les principales catégories de forêts protégées en Europe avec les outils de protection existant au niveau international. Réserves naturelles de France (RNF) est l'un des deux représentants français pour ce programme.

6.7. Quelles forêts pour demain ?

L'avenir que réserve une société à ses forêts dépend d'un grand nombre de paramètres dont la culture et le niveau économique sont vraisemblablement les plus importants.

En Europe occidentale, aux paysages marqués à jamais par une agriculture intensive et d'importantes infrastructures industrielles et urbaines, la prise de conscience écologique date des années 1960⁴⁶. Depuis plus de 30 ans, sous la pression de l'opinion publique, le législateur français a fabriqué des outils de protection auxquels différents acteurs ont peu à peu donné vie. Le nombre d'espaces protégés a depuis augmenté, mais dans le même temps la «nature ordinaire» (non protégée) n'a cessée de perdre du terrain. Le bilan de ces années est donc mitigé puisque nos milieux naturels semblent inéluctablement condamnés à être soit protégés, soit dégradés (et la dégradation étant plus rapide que la protection, la perspective d'une telle évolution est peu reluisante).

Devant ce constat et l'avènement de la biologie de la conservation, les politiques de conservation se sont élargies depuis une dizaine d'année. Avec l'apparition des concepts de biodiversité et de développement durable, la restauration et la gestion écologique de la «nature ordinaire» (indispensable au maintien des grands équilibres biologiques) sont aujourd'hui des axes de conservation complémentaires que l'opinion publique est en train d'assimiler.

Plus que jamais, la conservation des forêts à caractère naturel doit s'organiser à l'avenir autour de quatre axes :

- sensibilisation aux intérêts de protéger ces milieux uniques ;
- protection forte (réserves intégrales) et rapide des forêts à caractère naturel encore existantes ;
- protection complémentaire de certaines forêts exploitées afin d'améliorer la représentativité du réseau ;
- augmentation de la naturalité des forêts exploitées par une gestion sylvicole plus proche de la dynamique naturelle et par la restauration d'un réseau fonctionnel d'habitats forestiers à forte naturalité.

Jadis les arbres
on ne savait pas d'où ils venaient
Jadis les arbres
étaient des gens comme nous
Mais plus solides plus heureux
plus amoureux peut être, plus sages...
Jacques Prévert, Arbres



Réserve naturelle de la Massane
(Photo : Bernard Boisson).

Glossaire

Principalement d’après : Parent, S. 1991
Dictionnaire des sciences de l’environnement. Hatier Rageot

- Abaque** : tableau ou figure permettant de trouver une solution numérique sans calculs.
- Abiotique** : qui ne dépend pas des êtres vivants.
- Allochtone** : qui n'est pas originaire de la région où il vit (contraire d'autochtone).
- Anthropique** : qualifie les phénomènes (par exemple les perturbations anthropiques) qui sont provoqués ou entretenus par l'action consciente ou inconsciente de l'homme.
- Anthropisation** : action de l'homme entraînant une modification du milieu naturel.
- Asynchrone** : se dit de mouvements, dynamiques qui ne se produisent pas en même temps.
- Aubier** : bois tendre et clair situé à la périphérie du tronc, sous le cambium qui le produit.
- Autotrophe** : se dit des êtres vivants susceptibles d’assimiler une nourriture minérale. Les plantes vertes sont autotrophes au carbone.
- Biotique** : qui concerne les êtres vivants.
- Cambiale** : de *cambium* : type de bois à l'origine de l'accroissement des arbres.
- Cembraies** : forêts d'aroles (*Pinus cembra*).
- Climacique (stade)** : de climax, état d'une communauté végétale qui a atteint un stade d'équilibre durable avec les facteurs climatiques et édaphiques* du milieu, en l'absence d'intervention humaine.
- Chandelier** : partie d'un chablis (arbre déraciné ou brisé) restant debout.
- Clone** : ensemble de la descendance, par division asexuée, d'une cellule ou d'un individu. Les clones sont génétiquement identiques entre eux et à l'ancêtre commun dont ils sont issus.
- Corticole** : espèce animale ou végétale vivant sur ou sous les écorces.
- Diaspore** : élément de dissémination d'une plante (graine, spore, amas de cellules...).
- Duramen** : bois ancien et dur du cœur du tronc.
- Edaphique** : qui concerne les propriétés physiques et chimiques du sol dans ses rapports avec la végétation.
- Equienne** : se dit d'un peuplement ou d'une forêt composée d'arbres du même âge.
- Géophyte** : se dit d'une plante vivace dont la survie d'une année à l'autre se fait par des bourgeons situés dans le sol (ex. plantes à bulbe).
- Guille** : ensemble d'espèces voisines qui appartiennent à un niveau trophique* commun et qui se partagent donc une même ressource.
- Héliophile** : se dit d'un végétal qui recherche la lumière du soleil.

- Hémicryptophyte** : se dit d'une plante vivace dont les parties persistantes l'hiver se trouvent au ras du sol (rosettes de feuilles, bourgeons).
- Hétérotrophe** : se dit d'un être vivant qui doit absorber une substance sous forme organique pour pouvoir l'utiliser à la synthèse de sa propre substance. Tous les animaux sont hétérotrophes pour le carbone et l'azote, contrairement aux plantes vertes (autotrophes*).
- Mésolithique** : période intermédiaire entre le Paléolithique (age de la pierre) et le Néolithique (début de l'agriculture et de la domestication) qui débuta 5000 ans avant JC.
- Mycophage** : qui se nourrit de champignons.
- Nécromasse** : biomasse des organismes morts.
- Niche écologique** : place occupée par une espèce au sein d'un écosystème, définie par son mode de nutrition et ses relations avec d'autres espèces.
- Niveau trophique** : au sein d'un chaîne alimentaire ou d'un réseau trophique (plusieurs chaînes), étape du cheminement de la matière et de l'énergie ayant comme point de départ les producteurs et comme point d'arrivée les consommateurs tertiaires.
- Optimum écologique** : gamme des facteurs du milieu les plus favorables au développement d'un organisme ou d'une population.
- Paléoécologie** : science consacrée à l'étude de l'écologie des organismes et des biocénoses aujourd'hui disparus.
- Phloème (syn. liber)** : partie «vivante» de l'écorce qui sert notamment au transport (dans les deux sens) des glucides élaborés par les feuilles.
- Polypores** : champignons basidiomycètes vivant généralement sur les arbres. Les polypores se caractérisent par un hyménium (couche superficielle tapissée de cellules reproductrices de spores) fait de tubes parallèles formant une surface perforée.
- Résilience** : propriété d'un écosystème de demeurer en état d'équilibre malgré les diverses perturbations écologiques dont il est témoin.
- Saproxylique (ou saproxylophage)** : se dit d'une espèce qui dépend, durant une partie au moins de son cycle, du bois mort ou mourant, des champignons habitant le bois, ou d'autres espèces saproxyliques (prédateurs ou parasites)¹⁷²
- Stochastique** : produit par le hasard.
- Surface terrière** : superficie de la section du tronc d'un arbre, mesurée à hauteur d'homme (1,30 m).
- Taxon** : tout groupe constitué dans une classification d'êtres vivants, de quelque rang qu'il soit.
- Thalle** : corps non différencié en tige ou en feuille d'un végétal dépourvu de bois.
- Vasculaire (flore)** : qui possède des vaisseaux ou des trachéides (par exemple les plantes à fleurs par opposition aux lichens, mousses, champignons).

Bibliographie

- Abrams, M. D., D. A. Orwig, and T. E. Demeo. 1995. Dendroecological analysis of successional dynamics for a presettlement-origin white-mixed-oak forest in the southern Appalachians, USA. Journal of Ecology 83:133-143.
- Aksenov, D., Karpachevskiy, M., Lloyd, S., and Yaroshenko, A. 1999. The last of the last. The old-growth forests of Boreal Europe. Jokkmokk, Taiga Rescue Network.
- Albrecht, L. 1991. Die bedeutung des toten Holzes im Wald. Forstwiss. Centralbl. 110:106-113.
- Albrecht, L., Rauh, J., and Schmitt, M. 1993. Research on dead wood in Bavarian nature forest reserves. Broekmeyer, M. A. E., Vos, W., and Koop, H. European Forest Reserves. Proceedings of the European Forest Reserves Workshop, 6-8 May 1992, The Netherlands. 167-171. Wageningen, Pudoc Scient. Publ.
- André, J. 1997. Diversité et gestion écologique : place de la phase hétérotrophe du cycle sylvigénétique. Ecologie 28.
- Andren, H. 1992. Corvid density and nest predation in relation to forest fragmentation: a landscape perspective. Ecology 73(3):794-804.
- Anonymous. 1995. Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises. Paris, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche.
- Anonymous. 2000. Le secteur agriculture, forêts, produits dérivés. MIEF (Mission Interministérielle de l'Effet de Serre). Programme national de lutte contre le changement climatique 2000/2010. 125-138. Paris, Ministère de l'aménagement du territoire et de l'environnement.
- Araújo, M. B. 2003. The coincidence of people and biodiversity in Europe. Global Ecology and Biogeography 12:5-12.
- Augusto, L., J.-L. Dupouey, J.-F. Picard, and J. Ranger. 2001. Potential contribution of the seed bank in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. Acta Œcol. 22:87-98.
- Bader, P., S. Jansson, and B. G. Jonsson. 1995. Wood-inhabiting fungi and substratum decline in selectively logged boreal spruce forests. Biol. Cons. 72:355-362.
- Becker, M. and F. Le Tacon. 1985. Santé de la forêt : importance d'une sylviculture adaptée aux conditions du milieu. Rev. For. Fr. 37:7-28.
- Begon, M., Harper, J. L., and Townsend, C. R. 1996. Ecology. Individuals, populations and communities. Third edition. Oxford, Blackwell.
- Begon, M., S. M. Sait, and D. J. Thompson. 1996. Predator-prey cycles with period shifts between two- and three-species systems. Nature 381:311-315.
- Bennett, E. 2001. Timber certification: where is the voice of the biologist? Conservation Biology 15:308-310.
- Bingham, B. B. and J. O. Sawyer. 1991. Distinctive features and definitions of young, mature, and old-growth Douglas-Fir/Hardwood forests. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR 285:363-377.
- Boddy, L. and S. C. Watkinson. 1995. Wood decomposition, higher fungi, and their role in nutrient redistribution. Can. J. Bot. 73:1377-1383.
- Boisson, B. 1996. La forêt primordiale. Lagny-sur-Marne, Instant Présent.
- Booth, D. E. 1994. Valuing nature: the decline and preservation of old-growth forests. London, Rowman and Littlefield.
- Bouchet, P., G. Falkner, and M. B. Seddon. 1999. Lists of protected land and freshwater molluscs in the Bern Convention and European Habitats Directive: are they relevant to conservation ? Biol. Cons. 90:21-31.
- Boycott, A. E. 1934. The habitats of land Mollusca in Britain. Journal of Ecology 22:1-38.
- Brustel, H. 2001. Coléoptères saproxyliques et valeur biologique des forêts françaises: perspectives pour la conservation du patrimoine naturel. Toulouse, Institut National Polytechnique de Toulouse.
- Bücking, W. 1998. Faunistische Untersuchungen in Bannwäldern. Mitteilungen der Forstlichen Versuchs- und Forschungsanstalt Baden-Württemberg 203:1-271.
- Buxton, E. N. 1898. Epping Forest. 5th edition. London, Stanford.
- Byrd, K. B., V. T. Parker, D. R. Vogler, and K. W. Cullings. 2000. The influence of clear-cutting on ectomycorrhizal fungus

- diversity in a lodgepole pine (Pinus contorta) stand, Yellowstone National Park, Wyoming, and Gallatin National Forest, Montana. Can. J. Bot. 78:149-156.
- Cans, C. 2001. Réserves naturelles et autres protections spéciales des espaces naturels. Paris, Editions du Juris-Classeur.
- Carbiener, D. 1995. Les Arbres qui cachent la Forêt. Aix-en-Provence, EDISUD.
- Carbiener, R. 1970. Un exemple de type forestier exceptionnel pour l'Europe occidentale : la forêt du lit majeur du Rhin au niveau du fossé rhénan. Vegetatio 20:97-148.
- Carcaillet, C. 1998. A spatially precise study of Holocene fire history, climate and human impact within the Maurienne valley, North French Alps. Journal of Ecology 86:384-396.
- Carcaillet, C. and J.-J. Brun. 2000. Changes in landscape structure in the northwestern Alps over the last 7000 years: lessons from soil charcoal. J. Veg. Sci. 11:705-714.
- Carcaillet, C., B. Talon, and M. Barbero. 1998. Pinus cembra et incendies pendant l'holocène, 300 m au-dessus de la limite actuelle des arbres dans le massif de la Vanoise (Alpes du Nord-Ouest). Ecologie 29:277-282.
- Chauvet, M. and Olivier, L. 1993. La biodiversité : enjeu planétaire. Paris, Ed. Sang de la Terre.
- Clément, J. 1991. Les forêts de l'âme. Gadant, J. L'atlas des forêts de France. 223-235. Paris, Editions Jean-Pierre de Monza.
- Cluzeau, C. and Pont, B. 1997. Suivi à long terme de la dynamique spontanée des forêts alluviales dans six réserves naturelles. Résultats de la première campagne de mesures. 43. Quétigny, Réserves Naturelles de France / Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement.
- Commenville, P. 2001. Peuplements forestiers subnaturels des Vosges : mise en valeur et perspectives. Nancy, ENGREF.
- Conseil de l'Europe. 1986. Bayerischer Wald National Park (Bavarian Forest). European diploma series 26:1-16.
- Cramp, S. and Perrins, C. M. 1993.

Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa. Volume VII Flycatchers to Shrikes. Oxford, Oxford University Press.

38. Crites, S. and M. R. T. Dale. 1998. Diversity and abundance of bryophytes, lichens, and fungi in relation to woody substrate and successional stage in aspen mixedwood boreal forests. *Can. J. Bot.* 76:641-651.

39. Crow, T. R. 1990. Old growth and biological diversity: a basis for sustainable forestry. Faculty of Forestry, University of Toronto. Old Growth Forest... What are they? How do they work? 49-62. Toronto, Faculty of Forestry University of Toronto.

40. Curtis, J. T. 1956. The modification of mid-latitude grasslands and forests by man. Thomas, W. L. Man's role in changing the face of the Earth. 721-736. Chicago, University of Chicago Press.

41. Dajoz, R. 1966. Ecologie et biologie des coléoptères xylophages de la hêtraie (1re partie). *Vie et Milieu* 17:525-636.

42. Dajoz, R. 1966. Ecologie et biologie des coléoptères xylophages de la hêtraie (fin). *Vie et Milieu* 17:637-763.

43. Dajoz, R. 1974. Les insectes xylophages et leur rôle dans la dégradation du bois mort. *Ecologie forestière.* 257-307. Paris, Gauthier-Villars.

44. Derleth, P., R. Bütler, and R. Schlaepfer. 2000. Le pic tridactyle (*Picoides tridactylus*): un indicateur de la qualité écologique de l'écosystème forestier du Pays-d'Enhaut (Préalpes suisses). *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 151:282-289.

45. Diamond, J. M. 1975. The island dilemma: lessons of modern biogeographic studies for the design of natural reserves. *Biol. Cons.* 7:129-146.

46. Dorst, J. 1965. Avant que nature meure. Neuchatel, Delachaux et Niestlé.

47. Dronneau, C., Y. Muller, C. Andres, P. Sigwalt, and B. Wassmer. 1989. Livre rouge des oiseaux nicheurs d'Alsace. *Ciconia* 13:1-312.

48. Du Chatenet, G. 2000. Coléoptères phytophages d'Europe. Vitry-sur-Seine, N.A.P. Editions.

49. Dubourdieu, J. 1997. Manuel d'aménagement forestier. Paris, Lavoisier, Technique et Documentation.

50. Dupouey, J. L., E. Dambrine, J. D. Lafitte, and C. Moares. 2002. Irreversible impact of past land use on forest soils and biodiversity. *Ecology* 83:2978-2984.

51. Eberhardt, L. L. and R. O. Peterson. 1999. Predicting the wolf-prey equilibrium point. *Can. J. Zool.* 77:494-498.

52. Ecke, F., O. Löfgren, B. Hörnfeldt, U. Eklund, P. Ericsson, and D. Sörlin. 2001. Abundance and diversity of small mammals in relation to structural habitat factors. *Ecological Bulletins* 49:165-171.

53. Elton, C. S. 1966. The pattern of animal communities. London, Methuen & Co LTD.

54. Fahey, T. 1990. Old growth forests and ecological diversity. Faculty of Forestry, University of Toronto. Old Growth Forest... What are they? How do they work? 36-48. Toronto, Faculty of Forestry University of Toronto.

55. Faille, A., G. Lemee, and J. Y. Pontailier. 1984. Dynamique des clairières d'une forêt inexploitée (réserve biologiques de la forêt de Fontainebleau). I. - Origine et état actuel des ouvertures. *Acta Œcol., Œcol. Gen.* 5:35-51.

56. Falinski, J. B. 1986. Vegetation dynamics in temperate lowland primeval forests. Dordrecht, Dr W. Junk Publishers.

57. Falinski, J. B. 1991. Le Parc national de Bialowieza et le système intégral des espaces protégés en Pologne. *Rev. For. Fr.* 43:190-206.

58. Falinski, J. B. 1993. Aims of nature conservation and scientific functions of reserves. Broekmeyer, M. A. E., Vos, W., and Koop, H. European Forest Reserves. Proceedings of the European Forest Reserves Workshop, 6-8 May 1992, The Netherlands. 49-53. Wageningen, Pudoc Scient. Publ.

59. Foltzer, P. 1982. Hautes-Vosges : des forêts hors-cadre. Feuillet de la Société d'Histoire Naturelle de Colmar 4:1-3.

60. Fridman, J. 2000. Conservation of forest in Sweden: a strategic ecological analysis. *Biol. Cons.* 96:95-103.

61. Frochot, B. 1971. Ecologie des oiseaux forestiers de Bourgogne et du Jura (Thèse). Dijon, Université de Dijon.

62. Garnier, E. 1994. Le massif du Grand Ventron à travers les âges. Munster, Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges.

63. Garrigue, J. and Magdalou, J.-A. 2000. Suivi forestier et cartographie assistée par système d'information géographique. Banyuls-sur-mer, Laboratoire Arago.

64. Gilg, O. 1995. Etude et cartographie de l'avifaune nicheuse de la Réserve Naturelle du Massif du Grand Ventron. 58. Ungersheim, Conservatoire des Sites Alsaciens & Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges.

65. Gilg, O. 1997. Eléments d'évaluation de la naturalité des écosystèmes forestiers Vosgiens : Application aux hêtraies-sapinières de la Réserve Naturelle du Massif du Grand Ventron (DEA ECAMM). Marseille, Université Aix-Marseille III.

66. Gilg, O. and Foltzer, P. 1994. Notice d'impact sur les travaux de réfection de la route du Col d'Oderen. Ungersheim, Conservatoire des Sites Alsaciens, Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges.

67. Gilg, O., I. Hanski, and B. Sittler. 2003. Cyclic dynamics in a simple vertebrate predator-prey community. *Science* 302:866-868.

68. Gilg, O., Reilhac, G., Niss, M., and Dorn, M. 2001. Espaces naturels protégés d'Alsace. Strasbourg, Ministère de l'Environnement / Région Alsace.

69. Gilg, O. and C. Schwoehrer. 1999. Evaluation de l'importance du patrimoine naturel forestier (forêts subnaturelles et réserves forestières intégrales) dans le réseau des réserves naturelles. Ministère de l'Aménagement du Territoire et de l'Environnement - Réserves Naturelles de France, Quétigny.

70. Grubb, P. J. 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biological Review* 52:107-145.

71. Gu, W.-D., M. Kuusinen, T. Kontinen, and I. Hanski. 2001. Spatial pattern in the occurrence of the lichen *Lobaria pulmonaria* in managed and virgin boreal forests. *Ecography* 24:139-150.

72. Halkka, A. and Lappalainen, I. 2001. Rapport WWF : La protection des forêts en Europe. Gland, World Wide Fund for Nature.

73. Hallé F. and Oldeman R.A.A. 1970. Essai sur l'architecture et la dynamique de croissance des arbres tropicaux. Paris, Masson.

74. Hanski, I. 1999. Metapopulation Ecology. Oxford, Oxford University Press.

75. Hanski, I. 2000. Extinction debt and species credit in boreal forests: modelling the consequences of different approaches to biodiversity conservation. *Ann. Zool. Fennici* 37:271-280.

76. Hanski, I. and E. Korpimäki . 1995. Microtine rodent dynamics in the northern Europe : parameterized models for the predator-prey interaction. *Ecology* 76:840-850.

77. Hanski, I. and O. Ovaskainen. 2000. The metapopulation capacity of a fragmented landscape. *Nature* 404:755-758.

78. Harmon, M. E., J. F. Franklin, F. J. Swanson, P. Sollins, S. W. Gregory, J. D. Lattin, N. H. Anderson, S. P. Cline, N. G. Aumen, J. R. Sedell, G. W. Lienkaemper, K. Cromak, and K. W. Cummins . 1986. Ecology of coarse woody debris in temperate ecosystems. *Advances in Ecological Research* 15:133-302.

79. Harris, L. D. 1984. The Fragmented Forest. Island Biogeography Theory and the Preservation of Biotic Diversity. Chicago, The University of Chicago Press.

80. Hawksworth, F. G., Moir, W. H., and Janssen, J. E. 1992. Effects of dwarf mistletoe in Old-Growth Lodgepole Pine stands at Frasel experimental forest, Colorado. Kaufmann, M. R., Moir, W. H., and Basset, R. L. Old-Growth Forests in the Southwest and Rocky mountain regions. Proceedings of a workshop. 60-65. Fort Collins, Colorado, USDA Forest Service. General Technical Report RM-213.

81. Hermy, M., O. Honnay, L. Firbank, C. Grashof-Bokdam, and J. E. Lawesson. 1999. An ecological comparison between ancient and the other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biol. Cons.* 91:9-22.

82. Heywood, V. H. 1995. Global biodiversity assessment. Cambridge, Cambridge University Press.

83. Hilmo, O. 2002. Growth and morphological response of old-forest lichens transplanted into a young and old *Picea abies* forest. *Ecography* 25:329-335.

84. Hilmo, O. and S. M. Såstad. 2001. Colonization of old-forest lichens in a young and an old boreal *Picea abies* forest: an experimental approach. *Biol. Cons.* 102:251-259.

85. Högberg, N. and J. Stenlid. 1999. Population genetics of *Fomitopsis rosea* - a wood-decay fungus of the old-growth European taiga. *Mol. Ecol.* 8:703-710.

86. Holthausen, R. S. and B. G. Marcot. 1991. Applying results of old-growth research to management: information needs, development of technical tools, and future research. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR 285:463-470.

87. Huhta, E. and J. Jokimäki. 2001. Breeding occupancy and success of two hole-nesting passerines: the impact of fragmentation caused by forestry. *Ecography* 24:431-440.

88. Imbeau, L. 2001. Effets à court et à long terme de l'aménagement forestier sur l'avifaune de la forêt boréale et une de ses espèces-clés : le pic tridactyle (thèse). Laval, Université Laval.

89. Johnson, E. A., K. Miyanishi, and J. M. H. Weir. 1995. Old-growth, disturbance, and ecosystem management. *Can. J. Bot.* 73:918-926.

90. Jones, E. W. 1945. The structure and reproduction of virgin forest of the North temperate zone. *New Phytol.* 44:130-148.

91. Jonsson, B. G. and N. Kruijs. 2001. Ecology of coarse woody debris in boreal forests: future research directions. *Ecological Bulletins* 49:279-281.

92. Jonsson, M., M. Jonsell, and G. Nordlander. 2001. Priorities in conservation biology: a comparison between two polypore-inhabiting beetles. *Ecological Bulletins* 49:195-204.

93. Jules, E. S. 1998. Habitat fragmentation and demographic change for a common plant: *Trillium* in old-growth forest. *Ecology* 79:1645-1656.

94. Kaila, L., P. Martikainen, and P. Punttila. 1997. Dead trees left in clear-cuts benefit saproxylic Coleoptera adapted to natural disturbances in boreal forest. *Biodiversity and Conservation* 6:1-18.

95. Kaufmann, M. R., Moir, W. H., and Covington, W. W. 1992. Old-Growth Forests : What do we know about their ecology and management in the Southwest and Rocky mountain regions ? Kaufmann, M. R., Moir, W. H., and Basset, R. L. Old-Growth Forests in the Southwest and Rocky mountain regions. Proceedings of a workshop. 1-11. Fort Collins, Colorado, USDA Forest Service. General Technical Report RM-213.

96. Kirby, K. J. and C. M. Drake. 1993. Dead wood matters: the ecology and conservation of saproxylic invertebrates in Britain. *English Nature Science* 7:1-105.

97. Komonen, A., R. Penttilä, M. Lindgren, and I. Hanski. 2000. Forest fragmentation truncates a food chain based on an old-growth forest bracket fungus. *Oikos* 90:119-126.

98. Koop, H. 1989. Forest Dynamics. *Silvi-Star : A Comprehensive Monitoring System.* Berlin, Springer-Verlag.

99. Koop, H. and C. A. J. M. Boddez. 1991. Bilan européen des réserves intégrales forestières et leurs enseignements pour la foresterie. *Rev. For. Fr.* 43:185-189.

100. Koop, H. and Siebel, H. 1993. Conversion management towards more natural forests: evaluation and recommendations. Broekmeyer, M. A. E., Vos, W., and Koop, H. European Forest Reserves. Proceedings of the European Forest Reserves Workshop, 6-8 May 1992, The Netherlands. 199-204. Wageningen, Pudoc Scient. Publ.

101. Korpel, S. 1995. Die Urwälder der Westkarpaten. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag.

102. Kuuluvainen, T., K. Syrjänen, and R. Kalliola. 2001. Logs in a pristine *Picea abies* forest: occurrence, decay stage distribution and spatial pattern. *Ecological Bulletins* 49:105-113.

103. Lalanne, A. 1991. Vieux arbres et arbres morts: quelles perspectives? Nancy, ENITEF.

104. Landmann, G. 1992. Les recherches en France sur les écosystèmes forestiers, actualités et perspectives. Paris, Ministère de l'agriculture et de la forêt.

105. Landres, P. B., Brunson, M. W., Merigliano, L., Sydoriak, C., and Morton, S. 2000. Naturalness and Wilderness: the dilemma and irony of managing wilderness. Cole, D. N., McCool, S. F., Borrie, W. T., and O'Loughlin, J. Wilderness science in a time of change. 377-381. Ogden, USDA Forest Service.

106. Langlois, D. 2000. Suivi à long terme d'une forêt non exploitée: état initial.

Cleron, Doubs Nature Environnement.

107. Leckie, S., M. Vellend, G. Bell, M. J. Waterway, and M. J. Lechowicz. 2000. The seed bank in an old-growth, temperate deciduous forest. *Can. J. Bot.* 78:181-192.

108. Leclercq, B. 1987. Influence de quelques pratiques sylvicoles sur la qualité des biotopes à Grand Tétrás (Tetrao urogallus) dans le massif du Jura. *Acta Œcol.* 8:237-246.

109. Lecomte, J. 1999. Réflexions sur la naturalité. *Courrier de l'environnement de l'INRA* 37:5-10.

110. Lee, P., S. Hanus, and B. Grover. 2000. Criteria for estimating old growth in boreal mixedwoods from standard timber inventory data. *Forest Ecol. Manage.* 129:25-30.

111. Leibundgut, H. 1978. Über die Dynamik europäischer Urwälder. *Allg. Forstzeitschr.* 24:686-690.

112. Lindenmayer, D. B. 1993. Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts on fauna in wood production forests in South-eastern Australia. Centre for resource and environmental studies Working Paper 4:1-13.

113. Lindenmayer, D. B., C. R. Margules, and D. B. Botkin. 2000. Indicators of biodiversity for ecological sustainable forest management. *Conservation Biology* 14:941-950.

114. Livingston, N. 2002. The carbon conundrum: are trees an answer to worldwide concern about greenhouse gases? *The Ring*. Jan : 5.

115. Loyn, R. H., E. G. McNabb, L. Volodina, and R. Willig. 2001. Modelling landscape distributions of large forest owls as applied to managing forests in north-east Victoria, Australia. *Biol. Cons.* 97:361-376.

116. Mac Arthur, R. H. and Wilson, E. O. 1967. *The Theory of Island Biogeography*. Princeton, Princeton University Press.

117. Mac Nally, R., A. Parkinson, G. Horrocks, L. Conole, and C. Tzaros. 2001. Relationships between terrestrial vertebrate diversity, abundance and availability of coarse woody debris on south-eastern Australian floodplains. *Biol. Cons.* 99:191-205.

118. MacMillan, P. C. 1988. Decomposition of coarse wood debris in an Old-growth Indiana forest . *Can. J. For. Res.* 18:1353-1362.

119. Martikainen, P., L. Kaila, and Y. Haila. 1998. Threatened beetles in white-backed woodpecker habitat. *Conservation Biology* 12:293-301.

120. Martikainen, P., J. Siitonen, L. Kaila, and P. Punttila. 1996. Intensity of forest management and bark beetles in non-epidemic conditions: a comparison between Finnish and Russian Karelia. *Journal of Applied Entomology* 120:257-264.

121. Martikainen, P., J. Siitonen, L. Kaila, P. Punttila, and J. Rauh. 1999. Bark beetles (Coleoptera, Scolytidae) and associated beetle species in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Forest Ecol. Manage.* 116:233-245.

122. Martikainen, P., J. Siitonen, P. Punttila, L. Kaila, and J. Rauh. 2000. Species richness of Coleoptera in mature managed and old-growth boreal forests in southern Finland. *Biol. Cons.* 94:199-209.

123. May, R. M. 1973. Stability and complexity in model ecosystems. Princeton, Princeton University Press.

124. Mayer, H., M. Neuman, and H. G. Sommer. 1980. Bestandesaufbau und Verjüngungsdynamik unter dem Einfluss natürlicher Wilddichten im kroatischen Urwaldreservat Corkova Uvala / Plitvicer Seen. *Schweizerische Zeitschrift für Forstwesen* 1:45-70.

125. McComb, W. and Lindenmayer, D. 1999. Dying, dead, and down trees. Hunter Jr, M. L. *Maintaining biodiversity in forest ecosystems.* 335-372. Cambridge, Cambridge University Press.

126. Meier, A. J., Bratton, S. P., and Duffy, D. C. 1996. Biodiversity in the herbaceous layer and salamanders in Appalachian primary forests. Davis, M. B. *Eastern old-growth forests. Prospects for rediscovery and recovery.* 49-64. Washington, Island Press.

127. Moir, W. H. 1992. Ecological concepts in Old Growth forest definition. Kaufmann, M. R., Moir, W. H., and Basset, R. L. *Old-Growth Forests in the Southwest and Rocky mountain regions.* Proceedings of a workshop. 18-23. Fort Collins, Colorado, USDA Forest Service. General Technical Report RM-213.

128. Muller, Y. 1985. L'avifaune forestière nicheuse des Vosges du Nord. Sa place dans le contexte médio-européen (Thèse). Dijon, Université de Dijon.

129. Nilsson S. G., U. Arup, R. Baranwski, and S. Ekman. 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forest. *Conservation Biology* 9:1208-1215.

130. Nordén, B. and T. Appelqvist. 2001. Conceptual problems of ecological continuity and its bioindicators. *Biodiversity and Conservation* 10:779-791.

131. Norse, E. A., Rosenbaum, K. L., Wilcove, D. S., Wilcox, B. A., Romme, W. H., Johnston, D. W., and Stout, M. Conserving biological diversity in our national forests. Washington D.C., The Wilderness Society.

132. Norstedt, G., P. Bader, and L. Ericson. 2001. Polypores as indicators of conservation value in Corsican pine forests. *Biol. Cons.* 99:347-354.

133. Ódor, P. and T. Standovár. 2001. Richness of bryophyte vegetation in near-natural and managed beech stands: the effects of management-induced differences in dead wood. *Ecological Bulletins* 49:219-229.

134. Office National des Forêts . 1998. *Instruction sur les réserves biologiques intégrales dans les forêts relevant du régime forestier.* Paris, ONF.

135. Ohlson, M., L. Söderström, G. Hörnberg, O. Zackrisson, and J. Hermansson. 1997. Habitat qualities versus long-term continuity as determinants of biodiversity in boreal old-growth swamp forests. *Biol. Cons.* 81:221-231.

136. Økland, B., A. Bakke, S. Hågvær, and T. Kvamme. 1996. What factors influence the diversity of saproxylic beetles? A multiscaled study from a spruce forest in southern Norway. *Biodiversity and Conservation* 5:75-100.

137. Oldeman R.A. 1989. Transfert des fonctions dans les écosystèmes tropicaux. *Bull. Soc. Bot. Fr. Actual Bot.* 136:93-101.

138. Oldeman, R. A. A. 1990. *Forests : Elements of Silvology.* Berlin, Springer-Verlag.

139. Otto, H. J. 1998. *Ecologie forestière.* Institut pour le Développement Forestier, Paris.

140. Parks, C. G., Bull, E. L., and Filip, G. M. 1995. Using artificial inoculated decay fungi to create wildlife habitat. Aguirre-Bravo, C., Eskew, L., Vilas-Salas, A. B., and Gonzalez-Vicente, C. E. *Partnerships for sustainable forest ecosystem management.* USDA Forest Service General Technical Report RM-GTR 266, 175-177.

141. Parviainen, J., Kassioumis, K., Bücking, W., Hochbichler, E., Päivinen, R., and Little, D. 2000. Cost Action E4. Forest reserves research network in Europe: mission, goals, outputs, linkages, recommendations and partners. Final report. Joensuu, The Finnish Forest Research Institute.

142. Pasinelli, G. 2000. Oaks (Quercus sp.) and only oaks? Relations between structure and home range size of the middle spotted woodpecker (Dendrocopos medius). *Biol. Cons.* 93:227-235.

143. Peterken, G. F. 1993. *Woodland conservation and management.* Second edition. London, Chapman & Hall.

144. Peterken, G. F. 1996. *Natural woodland. Ecology and conservation in northern temperate regions.* Cambridge, Cambridge University Press.

145. Pettersson, R. B., J. P. Ball, K.-E. Renhorn, P.-A. Essen, and Sjöberg K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biol. Cons.* 74:57-63.

146. Platt, J. R. 1964. Strong inference. *Science* 146:347-353.

147. Pont, B. and Le Bot, N. 2002. Suivi à long terme de la dynamique spontanée de la forêt alluviale de l'île des Graviers: résultats de la seconde campagne de relevés. *Sablons, Réserve Naturelle de l'île de la Platière.*

148. Price, K., J. Pojar, A. Roburn, L. Brewer, and N. Poirier. 1998. Windthrown or clearcut - What's the difference? *Northwest Science* 72:30-33.

149. Ranius, T. 2000. Population biology and conservation of beetles and pseudoscorpions associated with hollow oaks. Lund, Lund University.

150. Renaud, J. P., Kustner, C., and Hauschild, R. 2000. La réserve biologique domaniale de Guebwiller (Haut-Rhin). Présentation générale et résultats d'un premier inventaire réalisé selon le protocole européen "COST". Colmar, ONF.

151. Réserves Naturelles de France. 1998. *Plan de gestion des réserves naturelles.* Montpellier, ATEN.

152. Rose, F. 1976. Lichenological indicators of age and environmental continuity in woodlands. Brown, D. H., Hawksworth, D. L., and Bailey, R. H. *Lichenology: progress and problems.* 279-307. New York, Academic Press.

153. Sales, P. 1995. Parc National de Bialowieza : leçon de choses dans une réserve intégrale. Paris, Atelier technique des espaces naturels. Ministère de l'Environnement.

154. Sandoz, J.-C. 1993. Caractérisation et organisation spatiale des structures d'une hêtraie-sapinière non exploitée des Hautes-Alpes : Le Bois du Chapitre. Grenoble, ENSAIA/CEMAGREF.

155. Schnitzler-Lenoble, A. 1996. En Europe, la forêt primaire. *La Recherche* 290:68-72.

156. Schnitzler-Lenoble, A. 2002. *Ecologie des forêts naturelles d'Europe.* Paris, Tec & Doc Lavoisier.

157. Schuck, A., J. Parviainen, and W. Bücking. 1994. A review of approaches to forestry research on structure, succession and biodiversity of undisturbed and semi-natural forests and woodlands in Europe. European Forest Institute Working Paper 3:1-62.

158. Schutz, J. P. 1969. Etude des phénomènes de la croissance en hauteur et en diamètre du sapin (Abies alba Mill.) et de l'épicéa (Picea abies Karst.) dans deux peuplements jardinés et une forêt vierge (Thèse). Zurich, EPFZ.

159. Sebald, O., Seybold, S., and Philippi, G. 1990. *Die Farn- und Blütenpflanzen Baden-Württembergs: Band 1.* Stuttgart, Ulmer Verlag.

160. Selva, S. B. 1996. Using lichens to assess ecological continuity in Northeastern forests. Davis, M. B. *Eastern old-growth forests. Prospects for rediscovery and recovery.* 35-48. Washington, Island Press.

161. Setterington, M. A., I. D. Thompson, and W. A. Montevicchi. 2000. Woodpecker abundance and habitat use in mature Balsam fir forests in Newfoundland. *J. Wildl. Manage.* 64:335-345.

162. Shafer, C. L. 1990. Nature reserves: Island theory and conservation practice. Washington, Smithsonian Institution Press.

163. Shorohova, E. V. and A. A. Shorohov. 2001. Coarse woody debris dynamics and stores in a boreal virgin spruce forest. *Ecological Bulletins* 49:129-135.

164. Siitonen, J. 2001. Forest management, coarse woody debris and saproxylic organisms: Fennoscandian boreal forests as an example. *Ecological Bulletins* 49:11-41.

165. Siitonen, J., P. Martikainen, P. Punttila, and J. Rauh. 2000. Coarse woody debris and stand characteristics in mature managed and old-growth boreal mesic forests in southern Finland. *Forest Ecol. Manage.* 128:211-225.

166. Siitonen, J. and L. Saaristo. 2000. Habitat requirements and conservation of Pytho kolwensis, a beetle species of old-growth boreal forest. *Biol. Cons.* 94:211-220.

167. Siitonen, P., A. Tanskanen, and A. Lehtinen. 2002. Method for selection of old-forest reserves. *Conservation Biology* 16:1398-1408.

168. Sippola, A.-L., T. Lehesvirta, and P. Renvall. 2001. Effects of selective logging on coarse woody debris and diversity of wood-inhabiting fungi in eastern Finland. *Ecological Bulletins* 49:243-254.

169. Sippola, A.-L. and P. Renvall . 1999. Wood-decomposing fungi and seed-tree cutting: a 40-year perspective. *Forest Ecol. Manage.* 115:183-201.

170. Sippola, A.-L., J. Siitonen, and R. Kallio. 1998. Amount and quality of coarse woody debris in natural and managed coniferous forests near the timberline in Finnish Lapland. *Scand. J. For. Res.* 13:204-214.

171. Snäll, T. and B. G. Jonsson. 2001. Edge effects on six polyporous fungi used as old-growth indicators in Swedish boreal forest. *Ecological Bulletins* 49:255-262.

172. Speight, M. C. D. 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. *Nature and Environment Series* 42:1-79.

173. Spies, T. A. and J. F. Franklin. 1991. The structure of natural young, mature, and old-growth Douglas-fir forests in Oregon and Washington. USDA Forest Service General Technical Report PNW-GTR 285:91-109.

174. Spies, T. A., J. F. Franklin, and T. B. Thomas. 1988. Coarse woody debris in

Douglas-ir forests of western Oregon and Washington. Ecology 69:1689-702?

175. Ståhl, G., A. Ringvall, and J. Fridman. 2001. Assessment of coarse woody debris - a methodological overview. Ecological Bulletins 49:57-70.

176. Steinmetz, G. 1991. Les ressources génétiques forestières et leur protection. Rev. For. Fr. 43:26-31.

177. Stenlid, J. and M. Gustafsson . 2001. Are rare wood decay fungi threatened by inability to spread? Ecological Bulletins 49:85-91.

178. Stokland, J. N. 2001. The coarse woody debris profile: an archive of recent forest history and an important biodiversity indicator. Ecological Bulletins 49:71-83.

179. Storch, I. 1994. Habitat and survival of Capercaillie Tetrao urogallus nests and broods in the Bavarian Alps. Biol. Cons. 70:237-243.

180. Tarasov, M. E. and R. A. Birdsey. 2001. Decay rate and potential storage of coarse woody debris in the Leningrad region. Ecological Bulletins 49:137-147.

181. Terrasson, F. 1994. La civilisation anti-nature. Monaco, Editions du Rocher.

182. Thonnerieux, Y. 2001. Coup de pouce à la biodiversité forestière. Le Courrier de la Nature 191:29-33.

183. Tomialojc, L. and T. Wesolowki. 1994. Die Stabilität der Vogelgemeinschaft in einem Urwald der gemässigten Zone : Ergebnisse einer 15jährigen Studie aus dem Nationalpark von Bialowieza (Polen). Der Ornith. Beob. 91:73-110.

184. Trass, H., K. Vellak, and N. Ingerpuu. 1999. Floristical and ecological properties for identifying of primeval forests in Estonia. Ann. Bot. Fennici 36:67-80.

185. Travé, J., Duran, F., and Garrigue, J. 1999. Biodiversité, richesse spécifique, naturalité : l'exemple de la Réserve Naturelle de la Massane. Banyuls-sur-mer, Laboratoire Arago.

186. Uotila, A., M. Maltamo, J. Uutera, and A. Isomäki. 2001. Stand structure in semi-natural and managed forests in eastern Finland and Russian Karelia. Ecological Bulletins 49:149-158.

187. Vallauri, D. 2003. Livre Blanc sur la protection des forêts naturelles en France. Paris, Tec & Doc Lavoisier.

188. Vallauri, D., André, J., and Blondel, J. 2002. Le bois mort, un attrait vital de la biodiversité de la forêt naturelle, une lacune des forêts gérées. Paris, WWF France.

189. Vallauri, D., Gilg, O., Poncet, L., and Schwoehrer, C. 2001. Références scientifiques sur la Conservation d'un réseau représentatif et fonctionnel de forêts naturelles-Scientific references for a representative and functional conservation network of old growth forests. Paris, WWF & Réserves Naturelles de France.

190. Vallauri, D. and Poncet, L. 2002. Etat statistique de la protection des forêts en France. Paris, WWF France.

191. Vera, F. W. M. 2000. Grazing ecology anf forest history. Wallingford, CABi Publishing.

192. Weiss, J. 1984. Ein Netz von Buchen-Altholzinseln als Beispiel eines Biotop-Werbund-systems. LOLF Mitt. 9:38-43.

193. Winter, K. 1988. Naturschutz im Wald, Altholz und Totholz. AFZ 43:686-688.

194. Yahner, R. H. and D. P. Scott . 1988. Effects of forest fragmentation on depredation of artificial nests. J. Wildl. Manage. 52:158-161.

195. Yoccoz, N. G., J. D. Nichols, and T. Boulinier. 2001. Monitoring of biological diversity in space and time. TREE 16:446-453.

196. Zahniser, H. 1956. The need for Wilderness areas. The living wilderness 1956-1957:37-43.

Remerciements

Dès son origine, ce cahier technique dont la réalisation a été confiée par le Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable à Réserves Naturelles de France a reçu le soutien de nombreux gestionnaires d'espaces forestiers protégés. Christian Schwoehrer (Parc Naturel Régional des Ballons des Vosges), en tant que responsable du groupe forêt de la commission scientifique des Réserves Naturelles de France et président actuel de cette fédération a assuré la coordination du projet avec Jean Roland, Directeur des Réserves Naturelles de France. Bernard Pont (RN Platière), Christian Schwoehrer (RN Massif du Grand Ventron – RN Machais – RN Frankenthal – RN Ballons Comtois), Daniel Vallauri (WWF), Dominique Langlois (RN Ravin de Valbois), Joseph Garrigue et Jean-André Magdalou (RN La Massane), Michèle Sabatier (ATEN) et Vincent Godreau (Conservatoire des Sites Bourguignons, depuis ONF) ont formé le groupe de pilotage et de relecture. Ils ont été rejoint pour la version finale du manuscrit par Claude Guisset (RN Py – RN Mantet), Bruno Tissot (RN Lac de Remoray), Alain Bloc (RN Haute-Chaine du Jura), Frédéric Lonchamp (RN Ile du Rohrschollen), Claire-Eliane Petit (MEDD) et Valérie Fiers (RNF). Déborah Closset (Université de Metz), Bernard Pont (RN Platière) et Louis-Michel Nageleisen (Ministère de l'Agriculture) ont fourni des informations inédites ou ont rédigé en partie les chapitres consacrés respectivement à l'approche architecturale, aux différentes structures forestières et aux insectes ravageurs. Qu'ils soient tous «naturellement» remerciés pour leur précieux soutien.

LES MEMBRES DE L'ATELIER TECHNIQUE DES ESPACES NATURELS



**Ministère de l'Écologie
et du Développement durable**
20, avenue de Ségur
75302 Paris 07 SP
tel : 33 (0) 1 42 19 20 21
www.environnement.gouv.fr



Réserves naturelles de France
6bis, rue de la Gouge - BP 100
21803 Quetigny Cedex
tel : 33 (0) 3 80 48 91 00
e-mail : RNF@espaces-naturels.fr
www.reserves-naturelles.org



**Fédération des Parcs naturels régionaux
de France**
9, rue Christiani
75018 Paris
tel : 33 (0) 1 44 90 86 20
e-mail : info@parcs-naturels-regionaux.tm.fr
www.parcs-naturels-regionaux.tm.fr



**Conservatoire de l'espace littoral
et des rivages lacustres**
36, quai d'Austerlitz
75013 Paris
tel : 33 (0) 1 44 06 89 00
e-mail : direction.paris@conservatoire-du-littoral.fr
www.conservatoire-du-littoral.fr



Station biologique de la Tour du Valat
Le Sambuc
13100 Arles
tel : 33 (0) 4 90 97 20 13
e-mail : secretariat@tourduvalat.org
www.tourduvalat.org



es Cévennes
Parc National
Château de Florac
48400 Florac
tel : 33 (0) 4 66 49 53 03
e-mail : accueil@cevennes-parcnational.fr
www.parcs-nationaux.org/cevennes



es Ecrins
Parc National
Domaine de Charance
05004 Gap
tel : 33 (0) 4 92 40 20 10
e-mail : ecrins-parcnational@espaces-naturels.fr
www.parcs-nationaux.org/ecrins



la Guadeloupe
Parc National
Habitation Beausoleil - Montéran - BP 13
97120 Saint-Claude
tel : 33 (0) 5 90 80 86 00
e-mail : png.cdi@espaces-naturels.fr
www.parcs-nationaux.org/guadeloupe



e Mercantour
Parc National
23, rue d'Italie - BP 316
06006 Nice cedex 1
tel : 33 (0) 4 93 16 78 88
e-mail : mercantour@wanadoo.fr
www.parcs-nationaux.org/mercantour



Port-Cros
Parc National
Castel Sainte-Claire - Rue Sainte-Claire
83418 Hyères cedex
tel : 33 (0) 4 94 12 82 30
e-mail : pnpc@pnpc.com.fr
www.parcs-nationaux.org/portcros



es Pyrénées
Parc National
59, route de Pau - BP 300
65000 Tarbes
tel : 33 (0) 5 62 44 36 60
e-mail : pyrenees.parc.national@espaces-naturels.fr
www.parcs-nationaux.org/pyrenees



a Vanoise
Parc National
135, rue du Docteur-Julliand - BP 705
73007 Chambéry cedex
tel : 33 (0) 4 79 62 30 54
e-mail : parc.national@vanoise.com
www.parcs-nationaux.org/vanoise

L'ATELIER technique des espaces naturels

*L'Atelier technique
des espaces naturels
développe et diffuse
les méthodes de gestion
patrimoniale
des espaces naturels*

GIP ATEN

Groupeement d'intérêt public
2, place Viala
34 060 Montpellier Cedex 2
Tél. 04 67 04 30 30
Fax 04 67 52 77 93
e-mail : aten@espaces-naturels.fr

Forêts à caractère naturel

CARACTÉRISTIQUES, CONSERVATION ET SUIVI

Parmi les diverses fonctions de la forêt, celles de production ont, de tout temps, été privilégiées aux dépens des fonctions écologiques. Les gestionnaires forestiers souhaitent aujourd'hui concilier différents objectifs aux sein d'espaces «multi-fonctionnels». C'est le cas des forêts périurbaines, dans lesquelles le rôle social est prépondérant. C'est également la tendance dans les espaces protégés où les fonctions écologiques doivent être privilégiées. À défaut d'une grande forêt «primaire» qui représente l'optimum écologique pour les scientifiques, certaines mesures de protection et de gestion peuvent être adoptées pour augmenter la «naturalité» forestière.

Ce cahier technique a pour objectifs :

- de décrire le fonctionnement des forêts à caractère naturel et de préciser le concept de naturalité ;
- de présenter les raisons qui nous incitent à les protéger ainsi que les différents moyens dont dispose le gestionnaire d'espaces naturels pour les étudier et les préserver.

Auteur : Olivier Gilg, docteur en écologie (universités d'Helsinki et Besançon) pour ses recherches sur les interactions prédateurs-proies en milieux extrêmes. En France, il œuvre depuis une quinzaine d'années au sein d'organismes de conservation des milieux naturels (Conservatoires, Réserves naturelles). Il a réalisé ces dernières années plusieurs études et publications consacrées aux forêts à caractère naturel en France et à l'étranger.

Les photos de Bernard Boisson sont, pour la plupart extraites de l'exposition «Un ailleurs en France, forêts naturelles» réalisée par Réserves naturelles de France grâce au soutien de la Fondation EDF.

Conception graphique : Contrepoint (Montpellier).

Maquette : Compomakète (Nîmes).

Impression : Imprimerie Chirat (St Just-la-pendue - 42).



20 €

ISBN 2-912801-64-8

Dépot légal : mars 2004



GIP ATEN
Groupement d'intérêt public
ATELIER TECHNIQUE DES ESPACES NATURELS
2, place Viala
34 060 Montpellier Cedex 2
Tél. 04 67 04 30 30
Fax 04 67 52 77 93
e-mail : aten@espaces-naturels.fr