UNIVERSITE PAUL CEZANNE AIX-MARSEILLE III

N°

Facteurs du milieu, gestion sylvicole et organisation de la biodiversité : les systèmes forestiers de la montagne de Lure (Alpes de Haute-Provence, France)

THESE
Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DE L'UNIVERSITE PAUL CEZANNE
Faculté des Sciences et Techniques

Discipline : Biologie des populations et écologie

Présentée et soutenue publiquement par

Marwan CHEIKH AL BASSATNEH

Le 30 / 11 /2006

JURY

M. Gérard BALENT, DR INRA, Toulouse	Rapporteur
M. Marcel BARBERO, PR UPCAM, Marseille	Examinateur
M. Jean-Jacques BRUN, DR CEMAGREF, Grenoble	Examinateur
M. Bruno FADY, CR INRA, Avignon	Co-directeur
M. Pierre PECH, PR, Paris 1	Rapporteur
Thierry TATONI, PR UPCAM, Marseille	Directeur

Table des matières

Table des matières **1**

Remerciements **2**

Introduction **3**

1- Cadre de l'étude **10**

1.1- Cadre scientifique 10

1.1.1- Retour sur la notion de biodiversité 10

1.1.2- Biodiversité et gestion forestière 27

1.2- Cadre géographique 31

1.2.1- La montagne de Lure 31

1.2.2- Géomorphologie et géographie 34

1.2.3- Climatologie 36

1.2.4- Description de la végétation 39

1.2.5- La forêt domaniale du Jabron 44

2- Patrons floristiques et organisation de la diversité végétale **71**

2.1- Introduction et objectifs 71

2.2- Matériels et méthodes 71

2.3.- Résultat et interprétation 80

2.3.1- Caractérisation des groupements végétaux 83

2.3.2- Patron de diversité et groupements végétaux 100

2.3.3- Patrons floristiques et facteurs de contrôle 113

2.3.4- Patrons de diversité et peuplement forestier 124

2.4- Synthèse et discussion 151

3- Dynamique forestière : potentialité de régénération (*expérimentation*) **157**

3.1- Introduction 157

3.2- Objectif de l'étude 164

3.3- Matériels et méthodes 165

3.4- Résultats 172

3.5- Synthèse 190

4- Discussion générale **192**

5- Conclusion et recommandations de gestion **203**

6-Références bibliographiques **207**

7-Annexes **217**

Remerciements

Je souhaite dédier ce travail à Fatén, mon épouse qui m'a soutenu et encouragé dans les moments difficiles au cours de ma thèse.

Je tiens à remercier les personnes suivantes qui m'ont aidé à réaliser ce travail.

Tout d'abord, mes directeurs de thèse : Messieurs Thierry Tatoni, directeur de l'IMEP, Bruno Fady chargé de recherche à l'INRA pour sa disponibilité et le temps qu'il a passé avec moi sur le terrain, et à la pépinière, Monsieur Marcel Barbero président du jury qui m'a également aidé sur le terrain par ses connaissances précieuses en écologie végétale et en botanique.

Je remercie également les personnes qui m'ont aidé pour les analyses statistiques d'une part : Franck Torre statisticien du laboratoire, Pascal Champagne, Philip Roche Joseph Le-cuziat, Frédéric Magnin et de plus, Frédéric Médail pour la bibliographie et d'autre part Fréderic Guibal, Sandrine Chauchard, Sophie Martin et Pierre Champroux qui ont consacré beaucoup de temps pour corriger le français, Sophie Gachet Céline Duhem, Michel Thinon, Brigitte Talon, pour leur aide précieuse et leurs conseils utiles lors de la rédaction, ainsi que Morteza Djamali pour ses compétences remarquables dans l'utilisation des logiciels de dessin.

Je remercie tout spécialement l'équipe de l'ONF de Sisteron, tout d'abord en la personne de Madame Sylvie Simon-Teissier ingénieur divisionnaire des travaux des eaux et forêts, pour ses connaissances et son aide précieuse dans le domaine de la foresterie puis Jean Ladier ingénieur des travaux, Philippe Richard et Patrick Disep qui m'ont permis d'utiliser le SIG, ainsi que Jean-pierre Golé, Dominique Nouvellon, Robert Gonnet, Daniel Roboul, pour leur aide sur le terrain.

Je n'oublie pas de remercier Jean-Philippe Charles et Jaques Gourc qui m'ont permis de travailler dans le cadre de l'ONF.

Que mes amis de l'INRA Avignon Frédéric, William, Olivier et Franck soient remerciés pour leur aide concernant l'expérimentation in situ et leur bonne humeur qui a permis de rendre le travail moins fatiguant. Je remercie également Patrice Brahic et son équipe de la pépinière administrative d'Aix en Provence pour leur aide.

Que les membres du jury soient remerciés du temps qu'ils ont bien voulu consacré à la lecture de ce rapport. Leurs observations m'ont permis d'approfondir mes connaissances et d'orienter mes réflexions.

Je n'oublie pas de remercier Annie Cochemé et Michelle Dougny les deux secrétaires qui m'on facilité les démarches administratives.

Et finalement j'ai une pensée affectueuse pour Maryse qui a été un soutien moral et une aide pour l'organisation matérielle.

Introduction

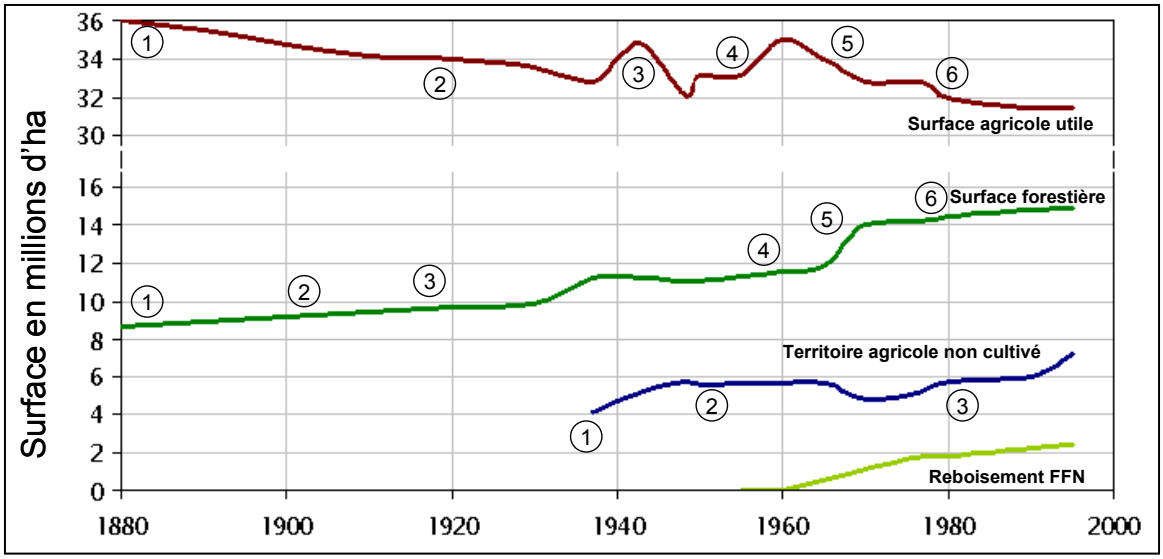
En Europe, les effets des activités humaines sur la végétation ont débuté dans la zone méditerranéenne avec le développement des sociétés sédentaires du Néolithique (Barbero *et al.* 1990; Lepart & Debussche 1992). Les pressions humaines sur le milieu naturel ont ensuite progressivement augmenté jusqu'à la période romaine. Depuis cette époque, l'intensité de ces pressions est rarement restée stable suite à l'influence des changements de régime politique et de règles de gestion, ainsi qu'à celle des guerres et des maladies. Des phases de défrichement et d'abandon des terres cultivées se sont ainsi succédées. A partir du début du XIXème siècle, l'exode rural et la modernisation des systèmes agricoles ont conduit à une déprise agricole particulièrement marquée dans les zones de moyenne montagne.

Dans les Préalpes du sud, les hommes ont commencé à exercer une pression sur le milieu a partir du néolithique. Ainsi, sur le Mont Ventoux à environ 30 km à l'ouest, des traces manifestes de déforestation ont été observées (Cregut-Bonnoure *et al.* 2005) à 1600 m d'altitude vers 5500 BP (fin du néolithique moyen). Une anthropisation forte et continue a conduit au déboisement maximum du début du XIXème siècle. Ce déboisement et la surexploitation d'un territoire aussi fragile que la montagne méditerranéenne ont eu pour conséquences l'appauvrissement des terres, la diminution des rendement agricoles, la pénurie de la ressource en bois, l'érosion des sols et les crues torrentielles (Vallauri 1997). Au cours du XIXème siècle, la diminution de la pression sur le milieu et un programme national de reboisement (RTM, Restauration des Terrains de Montagne), ont laissé à la forêt l'opportunité de reprendre sa place. La reconquête post-déprise a ainsi fait considérablement progresser la surface des massifs forestiers dans les Préalpes du sud (Tableau 1).

Tableau 1: Evolution du taux de boisement depuis deux siècles d'après Vallauri (1997).

	1770-80 (1)	1878 (2)	1989 (3)	Reboisement de pin noir
Alpes de Haute-Provence	10 % environ	17.7 %	42.8 %	2.5 %
Hautes Alpes	11 % environ	17 %	28.4 %	0.9 %
Drôme	14 % environ		40.1 %	1.8 %

Reboisement et surtout colonisation naturelle ont permis de presque tripler le taux de boisement depuis l'exode rural. La déprise agricole n'a pas été régulière mais s'est faite en plusieurs phases, qui sont représentées sur la Figure 1.



Surface agricole utile :
1. Première révolution agricole et exode rural, phylloxéra
2. 1ère Guerre Mondiale, déprise, exode rural
3. 2ème Guerre Mondiale, poursuite de l'exode rural
4. 2ème révolution agricole, « faim » de terres
5. Modernisation de l'agriculture, PAC
6. Déprise agricole structurelle

Surface forestière :
1. Reboisements massifs (Sologne, Landes) et RTM (Alpes du Sud, Cévennes, Pyrénées)
2. Reboisements de résineux en montagne, besoins en bois (mines)
3. 1ère Guerre Mondiale, destruction de certaines forêts
4. Création du FFN, reboisements massifs
5. Changements du mode de comptage statistique
6. Poursuite des reboisements

Territoire Agricole non cultivé :
1. Abandon des terres difficiles (montagnes, zones méditerranéennes)
2. Mise en place de la PAC
3. Réforme de la PAC

Figure 1 : Changements d'occupation des sols en France et principaux événements (Kunstler 2005).

L'objectif principal des reboisements du programme RTM, dont le maximum d'activité a eu lieu entre 1865 et 1880 était la lutte contre l'érosion et les crues

torrentielles et, selon Demontzey (1878), « le but des reboisements RTM est la création d'une végétation ligneuse qui réponde aux conditions suivantes :

- posséder des racines assez puissantes pour enserrer le sol dans leurs innombrables réseaux, le rendre au besoin plus perméable et le protéger contre l'entraînement ;
- présenter un couvert assez complet pour abriter sa surface contre les influences météorologiques ;
- fournir un humus de plus en plus abondant appelé d'une part à fertiliser le sol et à augmenter la puissance de la végétation et d'autre part à favoriser le ralentissement et la régulation du débit des eaux pluviales ;
- maintenir, sans interruptions momentanées et perpétuellement, ces salutaires effets et les développer avec l'aide du temps »

Au cours de ces reboisements, le pin sylvestre et le pin noir d'Autriche ont été les plus fréquemment utilisés, surtout sur les substrats marneux.

Les reboisements RTM ont réussi à restaurer et contrôler l'érosion de près de 60 000 ha dans le sud de la France (Demontzey 1878). Cependant, ces forêts se composent principalement de pin noir, une espèce pionnière, sur de grandes surfaces, jusqu'à parfois même constituer des boisements monospécifiques. Ceci augmente les risques d'incendies, particulièrement dans les stations les plus sèches, et de dépérissement provoqué par les parasites (Vallauri 1997).

Pour limiter ces risques il est nécessaire de mettre en place une gestion durable pour restaurer le rôle protecteur de la forêt sur les substrats géologiques sensibles. Cette gestion durable requiert des connaissances précises dans certains domaines fondamentaux de l'écologie, tels que la dynamique de la végétation, l'expression des potentialités stationnelles, la résistance et la résilience des forêts actuelles aux perturbations, la conservation de la biodiversité et le processus de restauration d'un écosystème.

Dès les années 1980, un constat a été fait sur l'état préoccupant des forêts européennes, que ce soit au plan écologique, économique ou socio-culturel. Ceci a abouti à la première (en 1990 à Strasbourg) puis à la deuxième conférence ministérielle pour la protection des forêts en Europe (en 1993 à Helsinki), puis la troisième (en 1998 à Lisbonne) et la quatrième (en 2003 à Vienne) qui ont mis en avant la nécessité d'assurer une gestion durable des systèmes forestiers, associée à la conservation de leur

biodiversité. La conférence de Rio de Janeiro en 1992 a fait de la diversité biologique un enjeu planétaire (Wilson 2000). L'application de ses directives aux écosystèmes forestiers a permis d'établir que la biodiversité d'une forêt ne peut s'y comprendre qu'en considérant ses différents niveaux d'organisation, le tout formant un éco-complexe. Selon Blandin & Lamotte (1984) : la gestion durable d'un écosystème forestier a alors pour objectif la durabilité de ses processus fonctionnels, la conservation de ses potentialités maximales d'évolution, et des espèces qui le composent.

De la même façon qu'il n'est pas souhaitable de limiter la biodiversité dans un écosystème, il n'est pas non plus souhaitable de limiter la diversité des écosystèmes eux-mêmes. La diversité de sylviculture est également une garantie de la durabilité des forêts, et l'Office National des Forêts a publié dans ce sens un guide pour la prise en compte de la diversité biologique dans la gestion forestière (ONF 1993). Ainsi, cet organisme qui gère 12 millions d'hectares de forêt française (dont 4.4 en métropole) affiche clairement ses missions : protection et production. L'ONF est responsable de 35% des forêts à haute valeur pour la biodiversité, classées pour la conservation de certaines espèces ou pour le maintien d'arbres morts servant de refuges.

Dans le même temps, l'Inventaire Forestière National a réagi à la demande croissante en matière d'environnement et a intégré des relevés phytoécologiques dans ses cycles d'inventaires.

Les forêts privées ne sont pas en reste puisque, dès 1989, s'est créée une union de forestiers (PRO SILVA) soucieux d'appliquer une sylviculture proche de la nature.

Aujourd'hui, au plan international, de très nombreux organismes gouvernementaux ou non ont pour mission, au moins partielle, de mesurer et de gérer la diversité biologique forestière, ainsi que de réfléchir à ce concept (IUFRO, EFERN, FAO, WWF, EUFORGEN...).

La connaissance de l'impact des interventions sylvicoles sur la biodiversité et la connaissance du rôle central de cette dernière dans la pérennité et dans l'équilibre des formations sont deux préoccupations majeures pour les gestionnaires forestiers (Burton *et al.* 1992; Deconchat 1999). En effet, ces exploitations forestières sont des perturbations au sens écologique, car elle modifient les caractéristiques de l'écosystème forestier : la composition arborée, la structure de peuplement, la biomasse, les micro-habitats et l'état de la surface du sol (Blondel 1995; Guillam *et al.* 1995; Deconchat 1999).

Dans la littérature, plusieurs travaux portent directement sur l'effet de l'exploitation forestière sur la biodiversité. Il en ressort qu'en terme de biodiversité du sous-bois, deux facteurs sont susceptibles d'agir : a) l'impact du prélèvement, qui a des effets à court terme et modifie le milieu à une échelle fine (remanants, ornières) (Halpern & Spices 1995) et b) les conséquences qui en résultent sur l'ouverture du milieu (Deconchat 1999). Ces conséquences ont un effet immédiat d'augmentation de la lumière au sol, augmentation elle-même fonction de la taille de la coupe et de la hauteur du peuplement intact environnant (Collins *et al*. 1985). L'amplitude des variations de température au niveau du sol augmente sensiblement, avec généralement une élévation du maximum diurne et une diminution du minimum nocturne. Les variations de température de l'air sont liées à l'insolation, à la taille de la coupe et au régime du vent (Bergès 2002). En ce qui concerne la taille de la coupe, elle influe sur la composition de la végétation ligneuse et la vitesse de croissance des essences dans les trouées (Spies & Franklin 1989). La taille de l'ouverture est une des principales hypothèses du modèle conceptuel baptisé « gap model » ou modèle de trouées (Peterson & Pickett 1995) : selon ce modèle, les espèces intolérantes à l'ombre dominent dans des grandes trouées alors que ce sont les espèces tolérantes à l'ombrage qui dominent dans les petites trouées (Leak & Filip 1997).

Ainsi, après une coupe de faible intensité ou, sur une petite surface (éclaircie ou petite trouée), les ressources libérées sont immédiatement et localement réutilisées par le peuplement forestier en place, d'où une accélération du cycle sylvigénétique (cf annexe I) au profit des espèces tolérantes à l'ombrage (du-Bus-de-Warnaffe 2002). Au contraire, une coupe de forte intensité, comme une coupe rase sur une grande surface, crée des trouées où les ressources ne pourront pas être reprises par le peuplement, qui a localement disparu. Les jeunes semis sont mis en compétition avec des espèces pionnières, d'où un retour en arrière dans le cycle, voir un retour au début de cycle en cas très forte perturbation (du-Bus-de-Warnaffe 2002).

La fréquence des coupes forestières influe sur le cycle sylvigénétique en le stoppant vers la fin de la phase d'auto-éclaircie par une coupe de régénération, avant que l'accroissement courant en volume ne devienne inférieur à l'accroissement moyen annuel (Schütz 1990). En raison du raccourcissement du cycle sylvigénétique, certaines caractéristiques des forêts âgées ne peuvent donc être reproduites au niveau du paysage (Spies 1997). De plus, la phase d'installation est raccourcie par un contrôle de la

régénération (coupe d'ensemencement ou plantation) accompagné d'un travail du sol et /ou d'un contrôle de la végétation concurrente, ce qui permet de maximiser les ressources pour les jeunes semis (Spies 1997). Les travaux ultérieurs de dégagements et de dépressage permettent aussi de contrôler la composition de la régénération et conduisent à suivre des trajectoires de succession distinctes des trajectoires naturelles (Christensen & Emborg 1996). Les phases initiales et terminales des cycles sont ainsi limitées dans le temps et dans l'espace (Christensen & Emborg 1996).

Cependant, dans les Alpes du sud, la sylviculture n'est pas la seule responsable de la structure et du fonctionnement de ces nouveaux systèmes forestiers résultants de la progression de la végétation ligneuse. Des travaux initiés depuis le début des années 1980 ont permis d'établir des modèles forestiers synthétisant la dynamique de ces formations végétales (Barbero *et al.* 1990; Barbero 1989). En l'absence d'impact humain, la recolonisation post-culturale s'effectue suivant une dynamique progressive, des friches herbacées jusqu'aux formations forestières caducifoliées ; toutefois, les formations intermédiaires entre la friche herbacée et la forêt, ainsi que les schémas dynamiques vont être différents suivant l'historique des utilisations antérieures et les conditions locales (Tatoni *et al.* 1999).

Dans ces territoires, la dynamique naturelle et l'impact humain sont intimement liés depuis des siècles conduisant à des structures forestières où les effets de l'un et de l'autre sont difficiles à départager sans documents historiques (archives et données paléoécologiques). La montagne de Lure est un exemple typique de l'évolution de la forêt dans les montagnes nord-méditerranéennes depuis le milieu du XIXème siècle, et ce site constitue un laboratoire naturel privilégié pour étudier les effets des pratiques forestières sur la biodiversité végétale et la dynamique forestière naturelle. Dans la montagne de Lure, les forêts reboisées de pin noir d'Autriche sont peu à peu entrées dans un processus lent de maturation sylvigénétique, se traduisant par l'apparition ou la réapparition du hêtre. Les gestionnaires de l'ONF travaillent sur la mise en place d'un plan de gestion durable qui prendrait en compte la potentialité de ces stations forestières artificielles. Son objectif est de trouver une sylviculture appliquée à la hêtraie sèche, qui est considérée comme un des types de peuplement les plus pauvres en biodiversité, et enfin de prendre en compte la dynamique de deux essences majeures (le hêtre et le sapin pectiné) qui caractérisent le versant nord de la montagne.

Cette étude se situe dans ce cadre général de dynamique de la biodiversité et de changement des pratiques de gestion traditionnelles de production vers la gestion durable favorisant les espèces autochtones. Les objectifs de cette étude sont, d'une part, de caractériser les potentialités stationnelles de la montagne de Lure en se basant à la fois sur le cortège floristique et sur la dynamique de deux essences principales (le sapin pectiné et le hêtre commun) et, d'autre part, d'étudier la réponse de la flore vasculaire aux facteurs du milieu et de gestion. Dans un deuxième temps, il s'agit d'identifier les facteurs écologiques responsables de la structuration des peuplements autochtones de sapin pectiné et de hêtre. Enfin, l'accent doit être mis sur les facteurs de gestion (coupes, travaux) qui influent sur la biodiversité des espèces forestières et des espèces des forêts anciennes, afin d'envisager, dans une dernière étape, les types de gestion favorisant la biodiversité, celle-ci étant considérée comme un facteur clef de la gestion durable des forêts.

1- Cadre de l'étude

1.1- Cadre scientifique

1.1.1- Retour sur la notion de biodiversité

Depuis la conférence de Rio en 1992, la biodiversité est devenue un des principaux critères de gestion durable et, en particulier un enjeu fort de la politique forestière. D'après Gosselin et al. (2002), prendre en compte la biodiversité dans la gestion forestière suppose une réponse à deux questions contradictoires :

- en quoi la biodiversité actuelle est-t-elle un auxiliaire du forestier et influence-t-elle ses choix ?
- en quoi la gestion forestière a-t-elle des effets sur la biodiversité animale et végétale ?

La biodiversité se définit comme la variabilité du vivant sous toutes ses formes d'organisation (Gaston & Spicer 2004). La notion de biodiversité s'applique tout aussi bien aux éléments biotiques d'espaces naturels qu'aux espèces modifiées par l'homme. Elle ne prend sens qu'associée à une surface donnée et peut être appréhendée à toutes les échelles, du micro-habitat à la biosphère. A l'intérieur de la surface considérée, la diversité des catégories biotiques (gêne, individu, population, communauté ou processus) peut être mesurée, en fonction de la nature, du nombre et de l'abondance des catégories (Delong 1999; Gaston & Spicer 2004)

On distingue, selon une approche classique, quatre types de biodiversité :

- la diversité génétique, à l'échelle d'une population ou d'un ensemble de populations pour une espèce donnée
- la diversité taxinomique, aux niveaux supérieurs de la classification
- la diversité écosystèmique, pour laquelle les catégories considérées sont les écosystèmes.
- la diversité écologique, pour laquelle les catégories considérées sont des groupes fonctionnels d'espèces.

Dans cette étude, nous nous intéresserons à la biodiversité mesurée aux niveaux spécifique et écologique, qui sont de bons estimateurs de la biodiversité en générale (Gaston & Spicer 2004)

Les composantes de la biodiversité

1- Les composantes qualitatives (biodiversité écologique)

L'étude des patrons et des processus au sein des communautés végétales est rendue possible en regroupant les espèces qui partagent des traits écologiques similaires, et renvoie au concept de groupes fonctionnels (Lavorel *et al.* 1997). Afin de s'affranchir des différences taxonomiques entre sites, l'approche par attributs vitaux (mode de pollinisation, types biologiques, tolérance à la lumière...) est employée. Les placettes sont caractérisées non plus par des listes d'espèces mais par les caractères biologiques et écologiques de celles-ci.

1.1- Description et choix des attributs

1.1.1- La forme biologique

(Raunikaer 1934), (Molinier & Muller 1938), (Pignatti 1982), (De-Bolos *et al.* 1993), définie par la hauteur du bourgeon terminal par rapport au sol pendant la mauvaise saison :

Phanérophytes (Ph) : ce sont les plantes ligneuses (arbres ou arbustes) dont les bourgeons hivernaux sont situés à plus de 50 cm du sol.

Chaméphytes (Ch) : ce sont les plantes herbacées ou plus ou moins lignifiées, dont les bourgeons sont à moins de 50 cm du sol.

Hémicryptophytes (Hc) : ce sont les plantes herbacées, vivaces ou bisannuelles, dont les bourgeons hivernaux sont au ras du sol, souvent entourés de feuilles.

Géophytes à bulbes (Gb) : ce sont les plantes herbacées, bisannuelles ou vivaces, passant l'hiver sous la forme de bulbes.

Géophytes à rhizomes (Grh) : ce sont des plantes herbacées, vivaces, passant l'hiver sous la forme de rhizomes.

Géophytes à tubercule (Gt) : ce sont des plantes herbacées, vivaces, passant l'hiver sous la forme de tubercules.

Thérophytes (th): ce sont des plantes annuelles, passant l'hiver à l'état de graines ou de plantules lorsque la graine a peu germé à l'automne.

Hydrophytes (Hd) : ce sont des plantes aquatiques dont les organes de survie sont immergés pendant l'hiver.

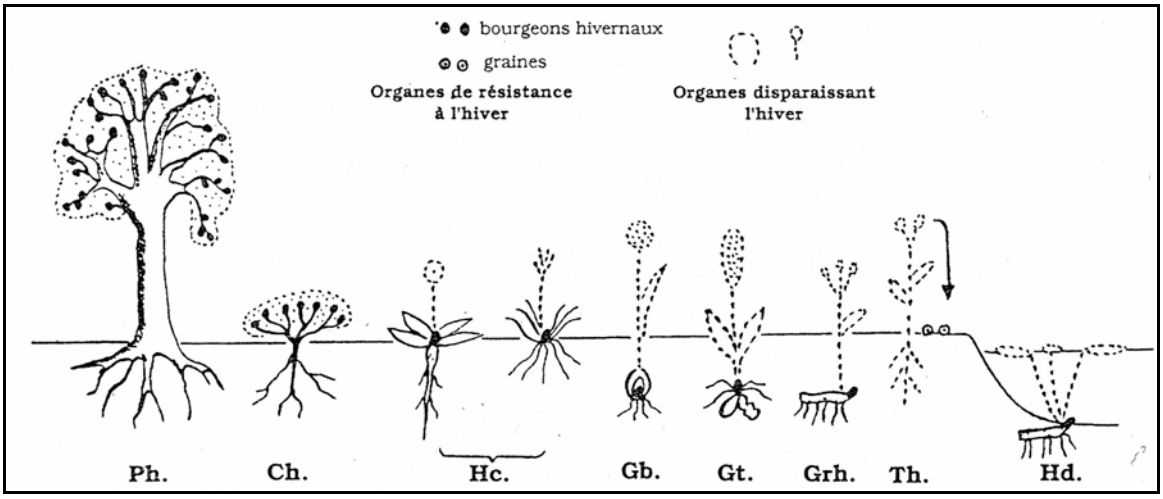


Figure 1.1: schéma de type biologique selon Aveyron *et al.* (1996)

1.1.2- Les types de dispersion des diaspores

Les facteurs qui peuvent intervenir pour la dispersion des graines sont le vent ou les animaux dont les fourmis (Beattie & Culver 1981) ou les oiseaux (Escarre *et al.* 1983) ; (Kolmann & Pirl 1995).

Selon le type de dispersion des graines, on peut distinguer plusieurs groupes (Molinier & Muller 1938; Pignatti 1982; Van-der-Pijl 1982; Gachet 2002) :

Anémochores : ce sont des espèces dont les graines sont dispersées par le vent.

Myrmécochores : ce sont des espèces dont les graines sont dispersées par les fourmis.

Endozoochores : ce sont des espèces dont les graines sont ingérées par un animal (généralement les oiseaux) et sont dispersées non digérées par les excréments.

Epizoochores : ce sont des espèces dont les graines s'accrochent au pelage de l'animal par des mécanismes adaptés.

Autochores : ce sont des espèces dont les graines sont éjectées grâce à un mécanisme intrinsèque à la plante.

Barochores : ce sont des espèces dont les graines tombent au pied de la plante par le simple effet de la pesanteur.

1.1.3- Les stratégies adaptatives de Grime

Les espèces qui convoitent un milieu donné peuvent le coloniser aux dépens des autres espèces. Par exemple, dans certains cas, les espèces herbacées tirent bien plus partie de l'accumulation de litière que les espèces ligneuses et colonisent plus rapidement ces milieux caractérisés par une litière épaisse (Facilli & Pikett 1991).

Une classification basée sur le comportement des espèces face à la perturbation, qui détruit tout ou une partie de la biomasse, et à la contrainte, qui limite la production de matière sèche (Grime 1977), est souvent utilisée. Elle peut correspondre à un stress lié aux conditions de milieu (sécheresse, engorgement ponctuel).

Trois types de stratégies se distinguent selon l'effet des contraintes et des perturbations. (Tableau 1.1)

Tableau 1.1 : Distribution des trois types de stratégie face à des intensités de contraintes et de perturbations différentes (d'après Grime (1977)).

		Intensité de la contrainte	
		faible	forte
Intensité de la perturbation	faible	Compétitive (C)	Stress-tolérante (S)
	forte	Rudérale (R)	non viable

- **Espèces compétitives (C) :** ce sont les espèces caractérisées par une forte aptitude à la concurrence. En conditions de haute productivité, certaines propriétés intrinsèques de ces espèces vont être favorisées et permettre une production maximale. Ces espèces possèdent la capacité de monopoliser les ressources dans les environnements à faible stress, grâce à leur fort développement végétatif, leur plasticité et parfois leurs potentialités allélopathiques

- Espèces stress-tolérantes (S) : ce sont des espèces dont la vigueur végétative et l'effort de reproduction sont réduits. Elles sont adaptées à des conditions de faible perturbation et de forte contrainte, elles se rencontrent dans les habitats drastiques souvent de basse productivité et pauvres en nutriments minéraux, car les ressources sont imprévisibles et brèves**.**

- Espèces rudérales (R) : ce sont de espèces qui tolèrent de fortes perturbations et colonisent les milieux les plus affectés par ces dernières. Elles se rencontrent dans les habitats soumis à de sévères et fréquentes perturbations, présentent un taux de croissance rapide, un cycle de vie court et une production importante de graines. En outre, tous les intermédiaires sont possibles et s'inscrivent dans le triangle des stratégies de Grime.

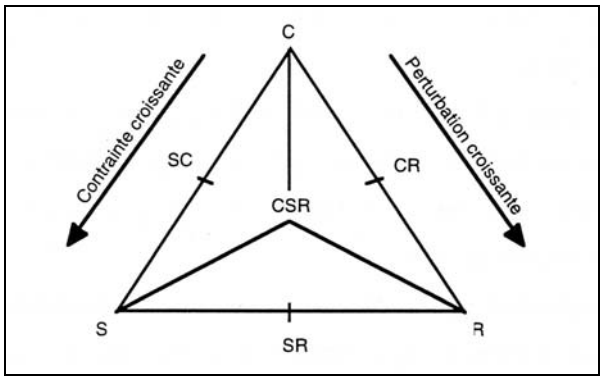


Figure 1.2 : Les trois types de stratégie adaptative et leurs intermediaires inscrits dans le triangle de Grime(1977).

1.1.4- La tolérance à la lumière (Rameau *et al.* 1989)

- **Espèces héliophiles** (espèces de lumière) correspondent à des formations herbacées ou de lisières, pénétrant dans les forêts ouvertes et subsistant parfois dans les peuplements plus fermés sans fructifier et en admettantune croissance limitée.

- Espèces photophiles (espèces de demi-ombre) ayant leur optimum en taillis sous futaie, en forêt plus ou moins dégradée, en lisière, le long des haies et fruticées.

- Espèces sciaphyles (espèces d'ombre) liées aux zones très fermées.

1.2- Les groupes fonctionnels des essences forestières

La distinction de l'ensemble des stratégies adaptatives des essences en fonction de leur mode de reproduction et du comportement des semis face à la lumière et au microclimat a permis de distinguer quatre groupes fonctionnels (Van-Steenis 1954; Rameau 1987) :

- Espèces pionnières : (*Betula, Salix, Populus, Alnus***)** elles sont caractérisées par un comportement héliophyle des graines, des semis et des plantules, une croissance rapide, une fécondité abondante et précoce, une dispersion des graines souvent anémochore, sont peu longévives et ont un bois tendre et léger. Ces espèces, au sein desquelles on compte *Betula*, *Salix*, *Alnus*, et *Robinia* sont capables de coloniser rapidement des milieux en déprise.

- Espèces postpionnières : (Sorbus, *Quercus, Fraxinus, Prunus, Carpinus, Acer, Ulmus…)* Ce sont héliophiles ou semi-héliophiles, leur croissance est plus ou moins rapide, elles ont un bois semi-dur ou dur, une assez forte fécondité, une longévité importante et bénéficient de nombreux moyens de dissémination des graines.

-Espèces dryades : (*Abies ,Picea, Fagus..*) : Ce sont des espèces tolérantes à l'ombrage qui produisent moins de diaspores, dont les graines et la germination sont relativement sciaphiles, et sont plus longévives. Elles colonisent les phases forestières matures et on peut penser les trouver dans les placettes les plus anciennement boisées.

-Espèces nomades : (*Pinus, Quercus pubescens..***)** elles correspondent à des espèces postpionnièrs, ou même dryades qui ont la capacité de pouvoir s'installer directement dans des milieux ouverts et se comportent alors comme des espèces pionnières.

Cependant, le comportement des espèces n'est pas toujours aussi tranché puisque il existe un continuum entre ces groupes Il peut aussi changer selon les conditions de milieu rencontrées (sols climat…)

1.3- Les espèces des forêts anciennes

Ce sont des espèces qui ne se rencontrent que lorsque l'état boisé existe de manière ininterrompue pendant 170 ans au moins (Sciama 1999). Selon la fréquence des espèces forestières dans ce type de forêt Hermi (1999) ; Dupouey *et al*. (2002) ont proposé une liste de ces espèces. Il faut souligner que ces espèces ne sont pas totalement absentes des forêts récentes, mais seulement significativement moins fréquentes. Ces espèces se caractérisent par :

1- une faible efficacité de colonisation :

Le mode de dispersion des espèces de forêt ancienne est en général peu efficace Dzwonko (1993) observe dans les accrus adjacents aux forêts anciennes que la fréquence de ces espèces, souvent myrmécochores, autochores, barochores ou se propageant végétativement, est inversement corrélée à la distance à la limite entre le massif ancien et la forêt récente. La vitesse de colonisation moyenne observée le long de ces limites est de 30 m / siècle en moyenne et de 50 m / siècle pour les individus les plus rapides. Une fois installées, les espèces des forêts anciennes se reproduisent principalement par voie végétative (rhizomes, stolons, bulbilles..). Elles ont une durée de vie longue, et produisent peu de diaspores. Ces espèces sont presque totalement absentes de la banque de graines des sols forestiers (Augusto *et al.* 2001). Une part importante de ces espèces est géophyte. On note que les espèces de forêt ancienne ont un faible pouvoir compétitif (Hermi *et al.* 1999)

2- des modifications durables du sol :

On observe généralement une épaisseur de litière plus élevée dans la forêt ancienne. Dans les horizons de surface du sol, le rapport C/N est plus élevé et le pH plus bas qu'en forêt récente (Dupouey *et al.* 2002).

1.4- Le processus dynamique du groupement végétal

On se basant sur le critère physionomique, Sciama (1999), a défini quatre stades :

-**Le stade de pelouse ou prairie :** il correspond à une formation végétale herbacée encore gérée (pâturage ; fauche)

- Pelouse préforestière : c'est un stade à l'aspect d'un tapis herbacé dans lequel on observe l'apparition des premiers ligneux, la strate dominante étant la strate herbacée.

- Fruticée : c'est une formation végétale constituée par des ligneux bas (arbustes ou arbrisseaux). Le stade dominant est donc la strate arbustive (de hauteur comprise entre 50 cm et 7 m).

- Stade forestier : il est défini lorsque la strate arborescente forme un couvert continu et de hauteur supérieure à 7 m. Cependant à l'intérieur de ce stade plusieurs étapes sont discernables suivant le degré de maturité de la forêt.

Sciama (1999) a classé les espèce des petites montagnes selon leur optimum de fréquence dans les quatre stades précédents.

2- Les composantes quantitatives

Selon Peet (1974) et Washington (1984), on distingue trois notions dans l'idée de biodiversité taxonomique :

La richesse spécifique : c'est le nombre total de taxons de la communauté. Cette quantité ne prend sens que lorsqu'elle est associée à une échelle spatiale.

L'équitabilité (répartition de l'abondance) : c'est la répartition, en proportion de l'abondance totale, de tous les taxons d'un ensemble considéré. Une communauté est dite équi-répartie lorsque tous les taxons qui la composent ont la même abondance. Par conversion, plus une communauté tend vers l'équi-répartition , plus sa diversité augmente. De même, à une équitabilité donnée, plus la richesse taxinomique est grande, plus la diversité augmente.

La composition : c'est l'identification des taxons qui constituent une communauté. Par exemple, deux communautés peuvent avoir un niveau équivalant de richesse spécifique et d'équitabilité, avec des cortéges d'espèces très différents.

Pour quantifier la diversité taxinomique, on distingue souvent trois échelles d'interprétation (Whittaker 1960), (Cody & Diamond 1975), (Hunter 1990) :

La diversité α : c'est la diversité locale, à l'échelle de la placette d'observation.

La diversité β : c'est la diversité entre plusieurs communautés d'espèces, cette diversité est souvent appréhendée par des indices de similitude, qui traduisent le niveau de ressemblance entre deux communautés, du point de vue de leur composition.

La diversité γ: c'est la diversité à l'échelle d'un ensemble de communautés (par exemple à l'échelle de plusieurs parcelles forestières)

Les diversité **α** et **γ** expriment toutes deux une diversité au sein d'une zone délimitée, mais se distinguent essentiellement par l'échelle d'étude : la diversité α désigne la diversité d'un relevé à une échelle locale assez restreinte (placette, peuplement, parcelle) ou la moyenne de ces diversités, tandis que la diversité **γ** désigne la diversité au sein d'un ensemble de relevés à une échelle plus large (massif, région, voire pays). Le plus souvent, la diversité **α** est calculée au niveau d'un relevé relativement homogène, alors que la diversité **γ** est calculée sur un ensemble de plusieurs relevés, éventuellement hétérogènes, en tout cas clairement séparés dans l'espace ou dans le temps. La diversité **β** exprime les dissemblances de compositions entre lieux différents (entre parcelles, entre peuplements, entre massifs...). Elle est évaluée pour les indices de diversité classiques, comme le rapport entre la diversité γ d'une région et la diversité α des parcelles dans cette région. On peut donc schématiser le rapport entre la diversité α et β ainsi :

$$D_\beta = D_\gamma / D\alpha$$

2.1- Notion de richesse spécifique

Les mesures de biodiversité à partir des seules données de présence/absence des espèces sont les plus simples à obtenir. Elles permettent de définir l'indice le plus simple et le plus intuitif de la biodiversité, la richesse spécifique, le nombre total d'espèces dans la communauté étudiée. C'est la mesure de diversité la plus couramment employée.

2.2- Notion de diversité et d'équitabilité

Pour quantifier la biodiversité d'un relevé, d'autres outils tiennent compte de la répartition de l'abondance relative entre les espèces, avec l'idée suivante : plus l'abondance de la communauté est monopolisée par un taxon, moins la communauté est diversifiée ; à l'inverse, une communauté composée d'espèces d'abondances égales, sera de « diversité » maximale – à niveau de richesse spécifique constant.

2.2.1- Diagramme rang-fréquence ou rang-abondance

Une communauté peut être représentée de manière synthétique par une distribution de fréquence : on porte en abscisses les classes d'abondances, et en ordonnées le nombre d'espèces correspondant à chaque classe. Plus l'histogramme de distribution des fréquences est « resserré » autour d'une classe d'abondance, plus on est proche de l'équi-répartition et plus la diversité est élevée. Au contraire, plus l'histogramme est étalé, et moins la diversité est élevée.

Des diagrammes existent pour représenter la répartition des abondances en gardant l'information détaillée pour chaque espèce. Le plus simple est le diagramme rang-fréquence, ou rangs- abondances, qui porte en abscisses le rang de l'espèce dans le classement, par abondances décroissantes (la première espèce est la plus abondante), et en ordonnées son abondance (relative ou absolue). En général, plus le diagramme est plat et plus la communauté est équitable.

2.2.2- Le graphe de k-dominance et la courbe de Lorenz

Les deux méthodes sont particulièrement utiles pour l'étude de la diversité « neutre » de la communauté, puisqu'ils synthétisent à eux seuls la diversité intrinsèque et l'équitabilité intrinsèque, deux notions construites sur la base d'axiomes simples, précis et généralement admis pour ces notions.

Pour bâtir le graphe de k-dominance d'une communauté, il faut ranger les espèces par abondance décroissante (correspondant au rang i, le long de l'axe des abcisses) et porter en ordonnées, pour chaque rang i, l'abondance relative cumulée des i premières espèces, i variant de 1 à la richesse spécifique de la communauté.

Bien entendu, on peut comparer le graphe de k-dominance de plusieurs communautés sur le même graphique. En fait, la comparaison de ces graphes est équivalente à la comparaison des relevés les uns aux autres selon un ordre partiel, appelé ordre partiel de diversité intrinsèque.

La courbe de Lorenz représente l'abondance relative cumulée en fonction de la proportion cumulée d'espèces, en commençant par les espèces les plus rares. Une communauté est dite intrinsèquement plus équitable qu'une autre si sa courbe de Lorenz est en tout point au-dessus de celle de l'autre communauté (Rousseau & Van-Hecke 1999), (Rousseau *et al.* 1999). Comme nous l'avons précédemment vu, cela correspond aussi à un ordre partiel basé sur des axiomes précis, appelé ordre partiel de Lorenz. La première bissectrice correspond à une communauté équi-répartie, d'équitabilité maximale.

Ces méthodes graphiques nous permettent de comparer visuellement la diversité et l'équitabilité de plusieurs relevées. Elles permettent même dans une certaine mesure de visualiser la diversité et l'équitabilité d'un relevé, comme l'écart entre la courbe du relevé et la première bissectrice pour la courbe de Lorenz et l'équitabilité, ou l'axe des abscisses pour la diversité. Cependant ces courbes ne nous permettent pas systématiquement de définir les communautés les plus diversifiées, et sont en ce sens peu opérationnelles. Ces outils présentent un autre inconvénient : la comparaison visuelle d'un grand nombre de communauté est difficile. Dans certains cas, elles peuvent ne pas être très pédagogiques lors d'une comparaison entre deux relevés (Tothmérész 1995). Enfin, elles se prêtent mal, en tant que telles, aux quantifications et analyses statistiques, d'où l'intérêt des indices de diversité et d'equitabilité.

2.3- Indices de diversité

On cherche à maximiser la biodiversité sur deux plans, en ayant des communautés les plus riches possibles et les plus équitables possibles. On peut définir la diversité comme la quantification simultanée de la richesse spécifique et l'équitabilité d'une communauté.

Nous présentons ici quelques uns des indices de diversité les plus connus :

2.3.1- Indice de diversité de Shannon-Weaver

Selon de la théorie de l'information développée par Shannon, un événement apporte d'autant plus d'informations qu'il était a priori improbable (Frontier & Pichod-Viale 1998). Pour appliquer cette théorie aux relevés écologiques, on assimile un relevé à un ensemble d'événements « l'espèce *i* est présente », ayant chacun une probabilité p_i de se réaliser. L'indice de diversité de Shannon-Weaver voit la diversité comme l'entropie de cet ensemble, c'est-à-dire la quantité moyenne d'informations apportées par la détermination de l'espèce d'un individu tiré au sort dans le relevé (Peet 1974; Washington 1984). On conçoit bien que plus la communauté est variée, plus cette incertitude est grande ; à l'inverse, plus la communauté est pauvre, plus cette incertitude diminue.

L'indice de Shannon-Weaver prend davantage en compte l'abondance des espèces rares La formule de l'indice de Shannon-Weaver est la suivante :

$$\boxed{D_{Sh} = \sum_{i=1}^{S} - p_i \ln(p_i).}$$

D s'exprime en Shannons, abrégé en Sha.

L'indice de Shannon-Weaver est compatible avec l'ordre partiel de diversité intrinsèque précédemment évoqué. Il a les propriétés suivantes :

a- pour une communauté comparant une seule espèce (S=1), $D_{Sh} = -\ln(1) = 0$.

b- si toutes les espèces ont la même abondance (équi-répartition), toutes ont la même probabilité de présence $f = \frac{1}{S}$. Dans ces cas, D_{Sh} atteint sa valeur maximale, égale au logarithme du nombre total d'espèce : $D_{Sh} = \sum_{i=1}^{S} -\frac{1}{S}\ln\left(\frac{1}{S}\right) = -S \times \left(\frac{1}{S}\ln\frac{1}{S}\right) = \ln S$

Dans la nature, quel que soit le groupe taxinomique étudié, les indices de diversité de Shannon sont compris entre 0 et 4,5 sha, rarement davantage (Frontier & Pichod-Viale 1998).

2.3.2- Indice de Simpson

C'est le second indice de diversité le plus utilisé. Cet indice est essentiellement lié aux variations d'abondance entre espèces dominantes (Gosselin *et al.* 2002). La formule de cet indice est la suivante :

$$D_{Si,1} = 1 - \sum_{i=1}^{S} p_i^2$$

Il prend des valeurs comprises entre 0 (une seule espèce présente) et 1 (une infinité d'espèces également abondantes) ; il représente la probabilité pour qu'une rencontre entre deux individus dans la communauté soit celle de deux espèces différentes. Sous sa seconde forme, l'indice de Simpson s'écrit :

$$D_{Si,2} = \frac{1}{\sum_{i=1}^{S} p_i^2}$$

Il est directement lié au premier, mais permet une variation de l'indice sur un gamme de nombres plus larges : il s'exprime de fait en équivalant richesse spécifique.
On conçoit que plus une communauté est diversifiée, plus on a d'espèces différentes et plus les indices de Simpson augmentent. De fait, on remarque que :

a - pour une communauté à une seule espèce (S=1), $D_{Si,1}$ est nul et $D_{Si,2}$ est égal à 1

b - Pour une communauté équi-répartie (p_i est une constante, égale à 1/S), $D_{Si,1}$ est égal à 1-($1/S^2$), et $D_{Si,2}$ est égal à S ;

c - quand le nombre d'espèces augmente dans une communauté équi-répartie, $D_{Si,1}$ tend vers 1, et $D_{Si,2}$ vers l'infini.

2.3.3- Indice de Hill (1973)

Il se définit par

$$D_{Hi,a} = \left(\sum_{i=1}^{S} p_{i=1}^{a} \right)^{1/(1-a)}$$ (Indice de Hill d'ordre a)

Où (a) est un réel positif.

Cet ensemble d'indices est infini puisque **a** peut varier dans l'ensemble des réels positifs.
- Pour **a** = 0, $D_{Hi,0}$ n'est autre que la richesse spécifique S.

- Lorsque **a** tend vers 1, $D_{Hi,a}$ tend vers l'exponentielle de l'indice de Shannon D_{Sh} (Hill 1973).

- Pour **a** = 2, $D_{Hi,2}$ est le second indice de Simpson :

$$\boxed{D_{Si,2} = \left(\sum_{i=1}^{S} p_i^2 \right)^{-1} = \frac{1}{\sum_{i=1}^{S} p_i^2}}$$

D'une manière générale, plus **a** augmente et moins l'indice donne de poids relatif aux espèces rares. En outre, pour une même communauté, la valeur des indices de Hill diminue avec **a** (pour une communauté donnée, l'indice de Hill d'ordre 0 est plus élevé que l'indice de Hill d'ordre 1, lui-même plus élevé que l'indice de Hill d'ordre 2, etc.).

2.4- Indices d'équitabilité

Cet indice permet d'estimer la répartition des essences au sein des relevés en évaluant la proportion des espèces dominantes et dominées. Il se calcule de la façon suivante :

$$\boxed{E = \frac{H}{H_{\max}} = \frac{H}{\ln_S}}$$

$H_{\max}$: La valeur maximale que peut atteindre l'indice de Shannon pour un nombre d'espèces donnés S

D'après Gosselin (2001), cette équation n'est pas cohérente avec l'ordre partiel de Lorenz. Patil & Taillie (1982) proposent une série d'indices d'équitabilité, compatibles avec l'ordre partiel d'équitabilité intrinsèque. Ce sont les indices d'équitabilité $R_{Hi,a}$ liés aux indices de diversité de Hill :

$$\boxed{R_{Hi,a} = \frac{D_{Hi,a}}{S}}$$

2.5- Evaluation de la diversité en composition entre sites (diversité β)

Une faible variation de la richesse spécifique, ou de tout autre indice de diversité entre relevés, peut cacher une grande différence dans l'identité des espèces présentes dans ceux-ci, ou une grande différence dans l'identité des espèces dominantes. Cette information est très importante et doit être analysée en tant que telle. En effet, à vouloir

tout réduire aux seuls indices de diversité locale, on risquerait de négliger des milieux peut-être assez pauvres en espèces, mais contenant des espèces ou des associations d'espèces particulières.

2.6- Dissimilarité des relevés pris deux à deux

Cerner la variation de composition entre sites à travers un seul nombre, la diversité β, est intéressant, mais il est mieux de comprendre quels sont les relevés et les espèces qui sont à la l'origine de cette variation, et encore mieux de comprendre quelles sont les variables écologiques – pour les relevés – et les caractéristiques des espèces qui expliquent ces variations de composition. C'est ce que permet, en partie, l'étude de la différence de composition entre relevés pris deux à deux. Elle applique la notion de diversité à chaque couple de relevés, et en regroupe les indices de diversité dans une matrice, comprenant toutes les comparaisons entre couples de relevés d'un plan d'échantillonnage. On peut aussi utiliser, au lieu de la diversité, des outils proches, que sont les coefficients de dissimilarité, qui quantifient eux aussi la différence de composition en espèces entre deux relevés. On entend par différence de composition toute fonction croissante des différences d'abondances, en valeurs absolues, entre les deux relevés, considérées espèce par espèce. On obtient ainsi une matrice de dissimilarités entre sites.

Même si on peut extraire de cette matrice la dissimilarité moyenne entre relevés, qui est aussi une mesure de diversité β (Ter-braak & looman 1986), il est difficile de travailler directement sur cette matrice.

Pour résumer l'information qu'elle contient, et comparer les relevés entre eux, on peut utiliser :

- des techniques de classification qui regroupent les relevés en classes, de manière à bien respecter les distances entre relevés,
- des techniques d'ordination qui représentent la position des relevés sur un nombre réduit d'axes (Legendre & Legendre 1998)
- les ACP, AFC et CAH

Il est établi que les résultats de ces analyses sont plus ou moins variables en fonction des indices de dissimilarité.

Il en va de même avec les indices de dissimilarité écologique, parmi lesquels on peut distinguer **trois grands types** (Legendre & Legendre 1998) :

- les indices de type 1 : ils sont tels qu'une même différence d'abondance d'une espèce entre deux relevés a plus d'influence sur la valeur de l'indice de dissimilarité entre ces deux relevés , que l'espèce soit rare ou abondante. C'est le cas, par exemple, de la distance euclidienne et de la distance de Bray-Curtis :

$$B_{BC}(j_1, j_2) = \frac{\sum_{i=1}^{s} \left| Nj_{1,i} - Nj_{2,i} \right|}{\sum_{i=1}^{s} Nj_{1,i} + Nj_{2,i}}$$

La distance de Bray-Curtis représente la somme, pour toutes les espèces, des différences (absolues) d'abondance entre les deux relevés, normalisée par l'abondance totale des deux relevés (toutes espèces confondues).

- les indices de type 2 sont tels que la même différence d'abondance d'une espèce entre deux relevés a plus d'influence sur la valeur de l'indice de dissimilarité lorsqu'elle concerne une espèce abondante dans les deux relevés. C'est le cas par exemple de l'indice de Canberra, pour lequel le rôle principal dans la dissimilarité entre deux sites est joué par les espèces absentes d'un des deux sites (Cao *et al.* 1996) et des distances de Jacquard et Dice-Sorensen.

1- indice de Jaccard :

$$D_j(j_1, j_2) = 1 - \frac{C}{A + B + C}$$

Où C est le nombre d'espèces communes aux deux relevés

A (resp. B) le nombre d'espèces propres au premier (resp. second) relevé.

Il est construit de manière à être nul si les deux relevés sont identiques c'est à dire A=B=0 et à atteindre sa valeur maximum (1) si les deux relevés n'ont aucune espèces en commun (C=0)

2- Indice de Dice-Sorensen :

$$D_D(J_1, J_2) = 1 - \frac{2C}{A + B + 2C}$$

L'indice de Jacquard représente la proportion d'espèces n'appartenant qu'à un seul des deux relevés, quand on compte une seule fois les espèces communes aux deux relevés. L'indice de Dice-Sorensen représente la proportion d'espèces n'appartenant qu'à un seul des deux relevés, quand on compte deux fois les espèces communes aux deux relevés.

- Les indices de type 3 donnent aussi une forte importance aux espèces rares mais la rareté est, cette fois-ci, calculée pour tout le jeu de données et non uniquement sur les deux sites comparés pour la distance du Chi deux.

$$\boxed{D_{Chi}(j_1, j_2) = \left[\sum_{i=1}^{s} \frac{1}{N_{.,}j} \left(\frac{N_{j1,i}}{N_{j1,.}} - \frac{N_{j2,i}}{N_{j2,.}} \right)^2 \right]^{-0.5}}$$

Cette quantité mesure la distance entre les distributions de probabilité de répartition de l'abondance entre espèces. C'est la distance utilisée dans l'AFC (Legendre & Legendre 1998).

Dans notre étude nous avons utilisé les indices les plus fréquents dans la littérature : la richesse spécifique, l'indice de Schannon et l'indice de Jaccard

1.1.2- Biodiversité et gestion forestière

La contribution spécifique de la forêt

La forêt, de part ses structures verticale et horizontale complexes et sa composition spécifique, présente de nombres des niches écologiques ce qui est favorable à une importante biodiversité spécifique (Blondel 1999). Par exemple, les forêts hébergent des espèces dont la vitesse de colonisation est particulièrement lente. Ainsi, la vitesse de colonisation de *Anemone nemorosa,* espèce liée aux forêts anciennes, n'est que de 1 à 2 m par siècle (Hermi *et al.* 1999). En outre, la plupart des espèces de forêt ancienne n'ont pas de banque de graines persistantes, si bien que toutes les perturbations fortes de leur habitat, même temporaires, peuvent mettre en jeu leur survie.

Selon Gosselin *et al*. (2002) la forêt offre une contribution originale à la biodiversité. Mais la conservation de la biodiversité gagne à ce que la forêt soit gérée non seulement pour elle-même, mais en lien avec les autres composantes du paysage. Certes, pour certains groupes de végétation forestière et d'insectes strictement forestiers, une approche cantonnée au milieu forestier peut rester satisfaisante. Mais beaucoup d'espèces, comme les oiseaux, les insectes et les mammifères utilisent la forêt comme partie de leur territoire. Auquel cas il faut voir la forêt comme une composante de la biodiversité des paysages (à l'échelle de la petite région forestière) et non comme des hectares de biodiversité à gérer pour eux-mêmes. La forêt peut être un élément habituel du territoire de certaines espèces, mais peut aussi jouer un rôle de refuge, comme lorsque des espèces non forestières, qui recherchent dans les prairies les zones piétinées par les troupeaux, sont contraintes à coloniser des milieux forestiers, du fait de la diminution des prairies et des troupeaux.

Le potentiel dynamique de la biodiversité forestière

La diversité d'un peuplement forestier, en terme de composition en essences, permet de conserver la dynamique de fonctionnement de la forêt, en préservant la totalité du cycle sylvigénétique : à partir du moment où les écosystèmes forestiers contiennent des espèces ayant des exigences écologiques variées et des stratégies de développement différentes, le forestier peut utiliser le potentiel de dynamique naturelle pour intervenir,

dans la gestion courante ou en cas de perturbation naturelle ou de modification des modes de traitements. Par exemple, disposer à l'échelle d'un paysage d'un réservoir d'essences pionnières permet d'assurer à moindre coût la recolonisation forestière après une forte perturbation (Gosselin *et al.* 2002).

La biodiversité génétique des essences forestières permet de conserver le potentiel d'adaptation de ces essences à de nouveaux milieux ; ou le potentiel de réaction de perturbation biotique (facteur pathogènes) ou abiotiques (tempête, incendies).

Enfin, la conservation de la biodiversité est un des moyens pour gérer la forêt comme un patrimoine, et de conserver dans le futur des potentialités d'adaptation à des usages non prévisibles dans le présent (DeMontgolfier 1984).

Développement d'une gestion forestière durable

Le principe général de conservation et d'amélioration de la biodiversité est largement partagé au niveau international et retranscrit au niveau national dans le cadre du développement d'une gestion forestière durable.

D'après l'ISCI (1996), la gestion durable signifie la gérance et l'utilisation des forêts et des terrains boisés d'une manière et à une intensité telle :

1- qu'elles maintiennent leur diversité biologique, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur capacité à satisfaire, actuellement et pour le futur, les fonctions écologiques, économiques et sociales pertinentes aux niveaux local, national et mondial, et

2- qu'elles ne causent pas de préjudices à d'autres écosystèmes.

L'aménagement forestier selon Dubordieu (1997) est une étude et document sur lesquels s'appuie la gestion durable d'une forêt; à partir d'une analyse approfondie du milieu naturel et du contexte socio-économique, l'aménagement forestier fixe les objectifs à long terme et à moyen terme et détermine l'ensemble des interventions souhaitables (coupes, travaux..) pendant une durée de 10 à 25 ans, à l'issue de laquelle il fera place à un nouvel aménagement forestier ; au fil du temps l'aménagement forestier a évolué pour intégrer l'ensemble des composantes des écosystèmes forestiers et l'ensemble des fonctions que l'homme en attend.

La gestion forestière est la mise en oeuvre de tout ce qui est défini par l'aménagement. Gosselin et al. (2002) ont proposé des paramètres écologiques qui sont susceptibles d'influencer la biodiversité, qui sont déterminés par le choix de gestionnaires forestiers dans leurs démarches d'aménagement. Ces paramètres sont les suivants:

- La taille de l'agencement des parcelles : se traduit par la répartition spatiale de types de peuplement et la quantité de lisières entre types de peuplement différents.

- L'âge, l'exploitabilité et les normes de travaux : ce sont les travaux applicables par essence objectif et par type de stations telles que régénération, dégagement, dépressage, élagages etc. Ces choix ont des conséquences sur le maintien ou la suppression des stades successionnels de début et de fin de succession sylvogénétique. Il conditionnent la présence d'éléments typiques de ces stades, qui structurent les communautés végétales ou animales en offrant des habitats spécifiques : en fin de succession, ce sont le bois mort ou bois de décomposition, les cavités dans le bois, les galettes de chablis ; en début de succession, ce sont les peuplements à essence pionnière. La diminution de ces habitats, ou leur fragmentation spatiotemporelle, peut mettre en danger les espèces qui leurs sont inféodées.

- Les modèles de sylviculture, qui sont appliqués par essence dominante et par type de stations : ils ont des conséquences sur le régime des coupes, dont l'action s'apparente à celle des perturbations au sens écologique du terme. On note que les modalités d'exploitation comme les perturbations du sol et les traitements des rémanents influent aussi à court terme les communautés végétales et animales.

- Les essences dominantes : ces choix ont des conséquences sur la composition des essences forestières.

- Le mode des traitements et régimes des coupes, qui ont des conséquences sur la structure des peuplements forestiers et le mode de régénération, sur la diversité génétique des essences forestières.

- Les travaux associés à la phase de régénération ont des conséquences sur la biodiversité en lien avec les travaux de préparation du sol comme la fertilisation, l'amendement et l'utilisation d'herbicides.

- Les actions de la gestion conservatoire sur des habitats particuliers comme talus, pelouses, zones humides, peuplements remarquables : ces choix ont des

conséquences sur la diversité génétique des essences forestières en fonction de la taille des peuplements classés mis en réserve

- L'infrastructure : le schéma de desserte fait partie des facteurs spatiaux jouant un rôle sur la répartition des espèces à travers des processus de fragmentation d'habitat ou au contraire, de corridors.

- L'activité cynégétique : le prélèvement d'individus a des conséquences directes sur les facteurs démographiques de la population chassée, et aussi sur d'autres populations animales, à cause du dérangement induit par la fréquentation humaine : échecs de reproduction, distance de fuite, changement dans l'utilisation de territoire.

- La fréquentation par public : la nature de la fréquentation et son organisation spatiale peuvent avoir des effets sur la faune et la flore.

- Nature et répartition des boisements et/ou défrichements : les défrichements conduisent à des pertes et des fragmentations d'habitats forestiers d'intérieur, tout en augmentant les lisières entre zones boisées et non boisées.

- Nature et répartition des haies, bosquets, ripisylves qui jouent un rôle de corridors boisés.

1.2- Cadre géographique

1.2.1- La montagne de Lure

La montagne de Lure est un pli d'orientation générale ouest-est culminant à 1826 m. Elle est situé dans la partie méridionale des Alpes sud-occidentales, sa majeure partie se situ à l'ouest du département des Alpes de Hautes Provence. A limite nord se définit par la ligne qui sépare ses contreforts et la vallée du Jabron. Elle s' tendu sur près de 45 km selon un axe approximativement est-ouest entre la vallée de la Durance et la dépression d'Aurel (Figure 1.3 ; 1.4)

Cela lui confère une position charnière entre les secteurs biogéographiques suivants :

- secteur alpin de domaine médio-européen (montagnard et oroméditerranéen)
- secteur central du domaine méditerranéen (supraméditerranéen) (Gaussen 1954a) (Figure 1.5 ; 1.6).

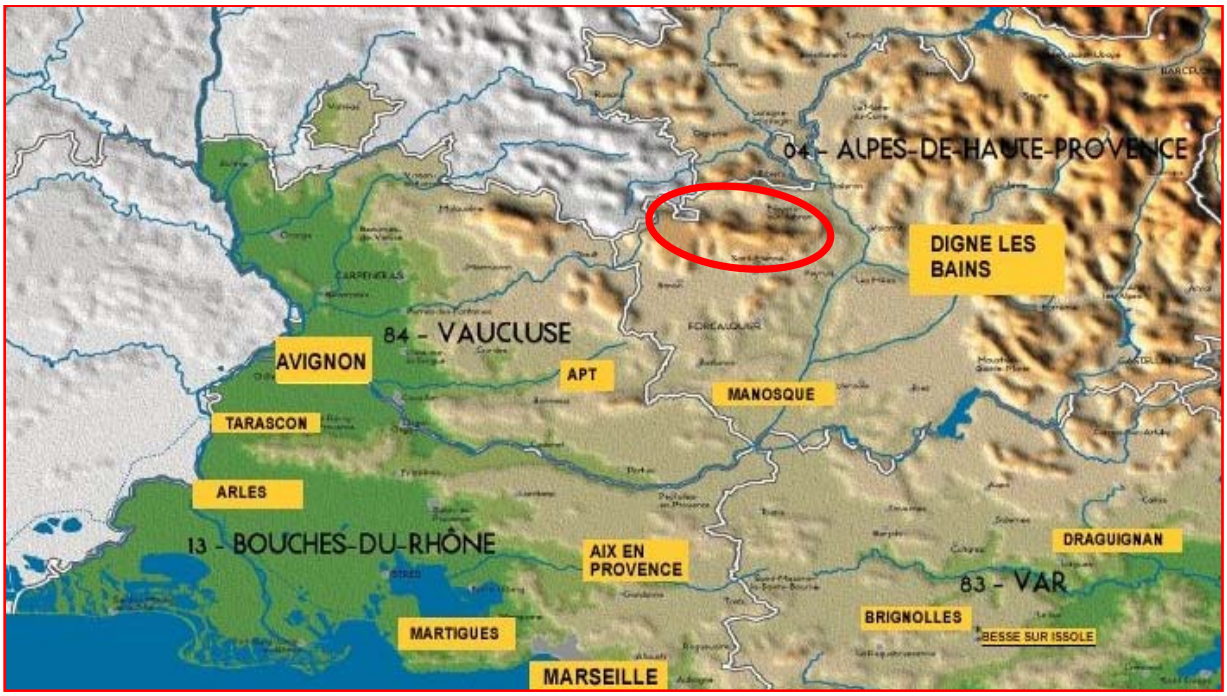


Figure 1.3 : Localisation de la montagne de Lure et des massifs environnants

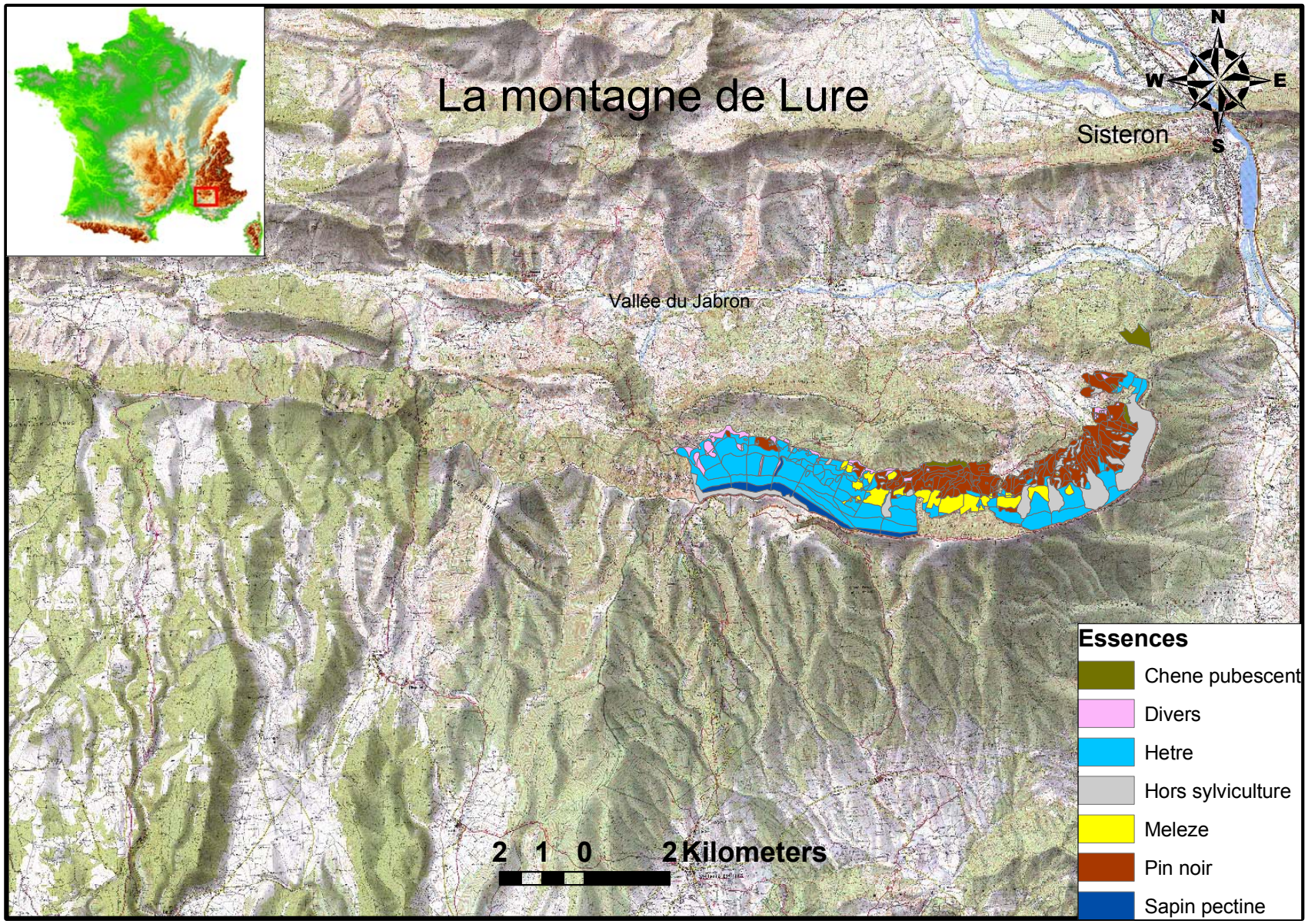


Figure 1.4 : La montagne de Lure avec le site d'étude

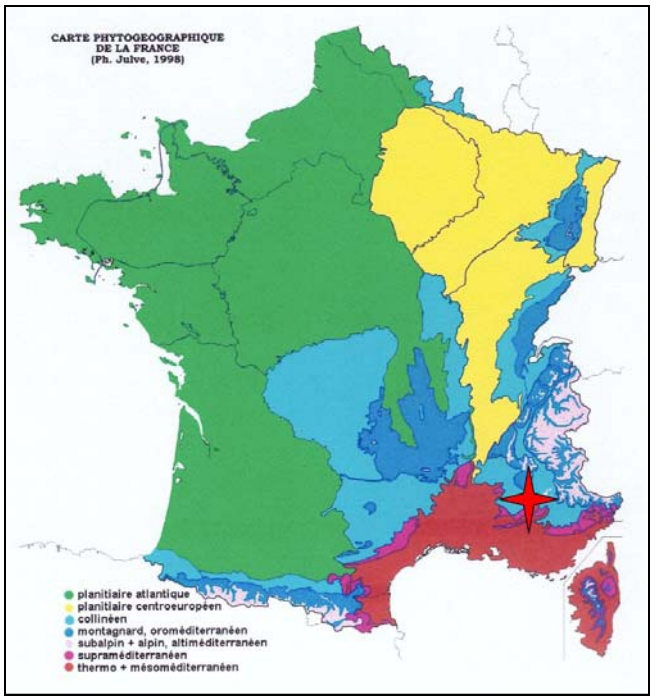


Figure 1.5 : Carte phytogéographie de la France d'après Gaussen (1954a) modifié par Julve (1998)

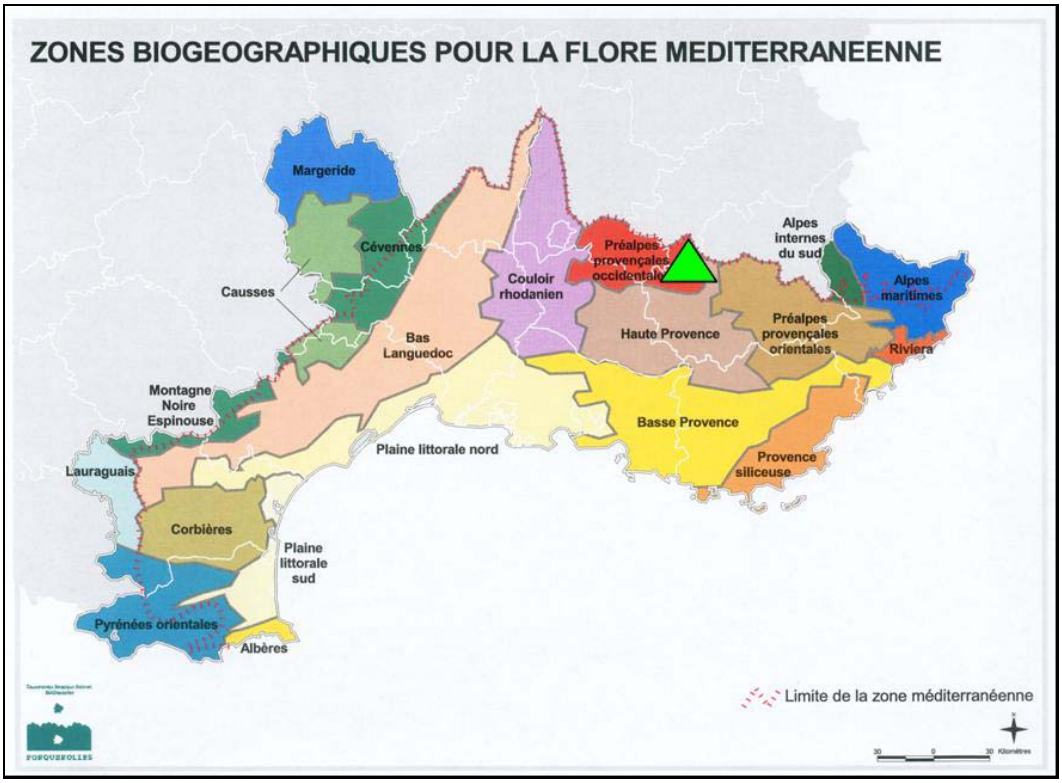


Figure 1.6 : Limite de la zone méditerranéenne

1.2.2- Géomorphologie et géographie

La montagne de Lure fait partie des « chaînons pyrénéo-provençaux » comme le Ventoux, le Luberon, et la Sainte-Victoire. Son altitude est comprise entre 500 et 1826 mètres. Au pied du versant nord abrupt, la vallée du Jabron rejoint à l'est la Durance au niveau de la ville de Sisteron. De nombreux torrents issus de la montagne de Lure au sud et de la montagne de Lubac au nord alimentent le Jabron toute l'année. Le versant sud a une pente plus faible et plus régulière et est entrecoupé de vallons. Le massif de Lure est exclusivement formé de terrains sédimentaires à dominante calcaire, du Jurassique et du Crétacé. Ce pli calcaire, d'une cinquantaine de kilomètres de long, est compris entre le mont Ventoux, à la géologie similaire, et la vallée de la Durance. Il s'est formé durant le Miocène à la suite de plissements postérieurs et de charriages. La rencontre des anciens plis pyrénéens et alpins disposés de manière perpendiculaire a formé des cassures et des dénivelés qui expliquent la tectonique complexe du massif à base de plis faillés et charriés (Figure 1.7). La base de la montagne de Lure est composée de marnes bleuâtres. Le versant sud est plus calcaire et les affleurements de bancs massifs riches en silex sont fréquents.

A environ 700 mètres d'altitude, le versant nord comprend une alternance de bancs marno-calcaires devenant calcaro-marneux en montant en altitude. La crête de la montagne est formé de calcaire dur massif et affleurant. Le pendage est irrégulier sur le versant nord et constant sur le versant sud (Figure 1.8). Quant aux sols, tous sur roche mère calcaire, ils appartiennent à la famille des rendzines dont plusieurs types plus ou moins évolués peuvent se rencontrer. En fait, la qualité du sol dépend essentiellement de la roche mère, de sa fiabilité et sa fissuration. Aussi l'inclinaison des couches géologiques est un facteur important quant à la fertilité des stations. En pénétrant dans les peuplements on retrouve des sols généralement carbonatés avec une litière épaisse. Celle-ci repose directement sur un horizon sporadique organo-minéral riche en éléments grossiers calcaires.

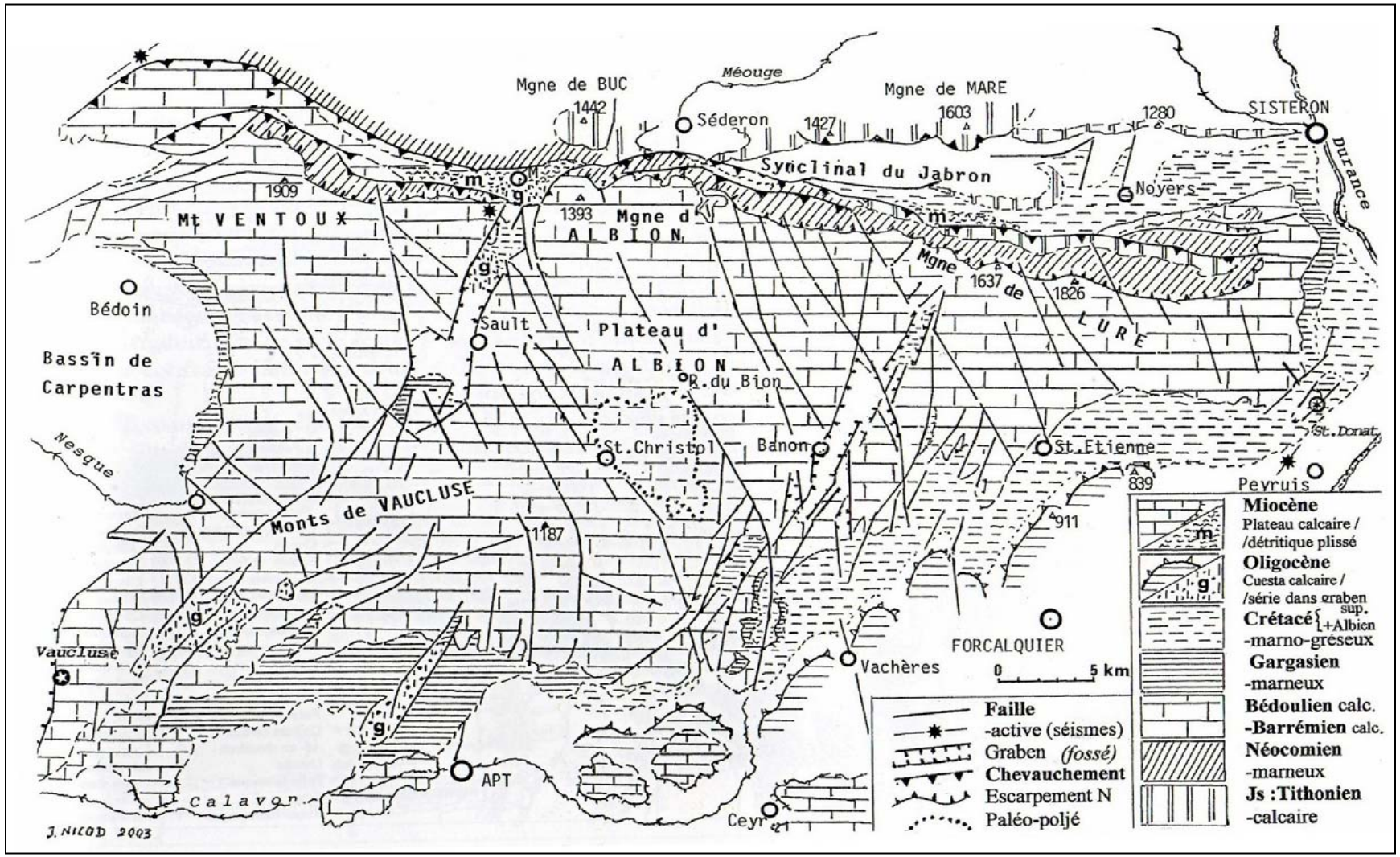


Figure 1.7 : Carte géomorphologique et géologique de la montagne de Lure d'après Nicod (2003)

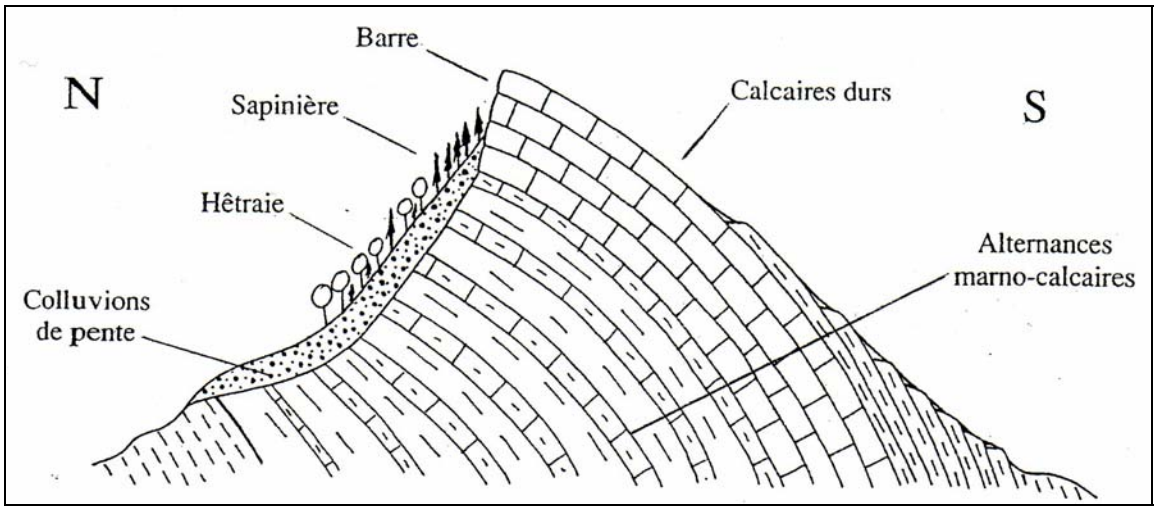


Figure 1.8 : Profil géomorphologique du versant nord de la montagne de Lure

1.2.3- Climatologie

Le climat joue un rôle primordial sur la végétation. Pour mettre en évidence des gradients climatiques dans la montagne de Lure, Mantzavelas (1987) a choisi les postes météorologiques de façon à former un réseau le plus représentatif possible pour la région. (Tableau 1.2).

Tableau 1.2 : Coordonnées des postes retenues

Nom	Latitude	Longitude	Altitude
BANON	44°02'18	5°37'48	780
BEVONS	44°10'00	5°51'42	520
St AUBAN	44°03'42	5°59'24	461
CHAT.ARNOUX	44°04'42	6°00'00	459
CHATEAUNEUF-MIRAVAIL	44°09'42	5°43'42	660
DIGNE	44°04'12	6°11'18	554
FORCALQUIER	43°57'36	5°46'54	535
MISON	44°14'30	5°53'18	560
St ETIENNE les ORGUES	44°02'48	5°46'48	690
SISTERON	44°13'06	5°55'18	500

Les facteurs climatiques qui influent sur la végétation sont :

1.2.3.1- Températures

La répartition mensuelle des minima et maxima de température (cf annexes II) montre l'existence d'une période froide de décembre à février où les températures sont voisines ou au dessus de 0 °C. De manière générale et pour l'ensemble de la région, les températures moyennes mensuelles augmentent de février à juillet, qui est le mois le plus chaud, et décroissent d'août à janvier qui est le mois le plus froid (Mantzavelas 1987) (annexe II).

1.2.3.2- Effet de relief

Selon Mantzavelas (1987), l'effet de relief apparaît dès que l'on pénètre de la vallée de la Durance vers l'arrière pays. A St –Auban (459 m d'altitude) la moyenne annuelle des maxima est de 18,1 °C et celle des minima de 6,7 °C. A Forcalquier (535 m d'altitude) qui se situe sur le chemin montant le versant sud de la montagne de Lure et dans une position topographique semblable à celle de St –Auban, les mêmes moyennes sont respectivement de 17,7°C et de 6,1°C. Toutefois, les reliefs généraux de la montagne de Lure et de la vallée du Jabron font apparaître la nécessité d'étudier l'influence de la position topographique à l'égard des températures. Douguerdoit (1976) étudiant des températures de deux postes météorologiques situés réciproquement à l'adret et à l'ubac et à la même altitude a pu montrer une différence entre ces deux éléments topographiques de l'ordre de 3,5°C pour les moyennes annuelles des maxima et de 0.5C° pour les moyennes annuelles des minima des minima

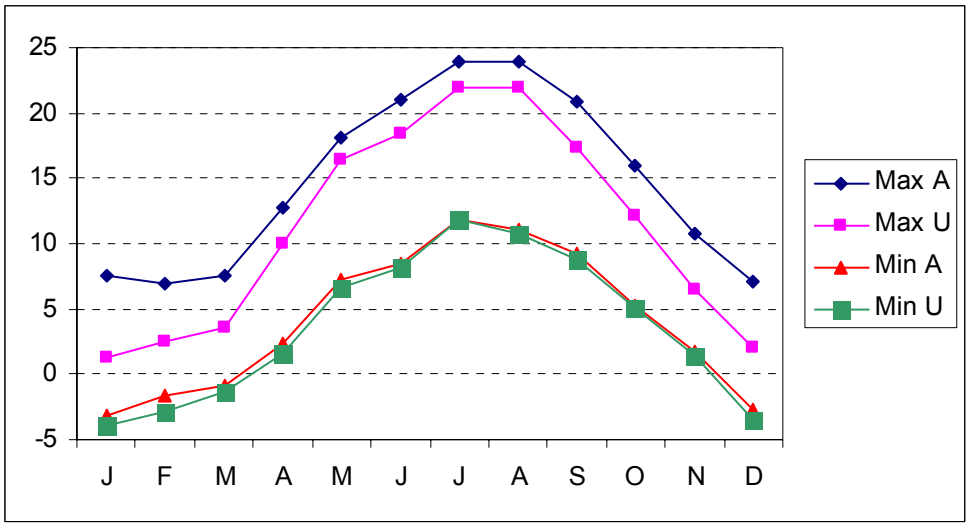


Figure 1.9 : Comparaison avec les températures à l'air libre d'adret (A : alèses 1530 m) et d'ubac (U : ubac Boréon 1560 m) (moyenne de 5 ans) d'après Douguedroit (1976)

1.2.3.3- Précipitations

A partir des moyennes annuelles des précipitations, Mantzavelas (1987) a divisé la région étudiée en quatre zones pluviométriques (Table 1.3)

Table 1.3 : les quatre zones pluviométrique selon Mantzavelas (1987)

Zone A	Zone B	Zone C	Zone D
< 800 mm	800 - 1000 mm	1000 - 1200 mm	> 1200 mm

La zone A, (pluies faibles) suit la vallée de la Durance et pénètre parfois plus à l'intérieur du pays à la faveur des vallons ; on voit ici réapparaître le prolongement du climat méditerranéen. D'autre part, on constate l'influence nette de la montagne de Lure sur la répartition des précipitations. Lorsque l'on monte sur le versant Sud on passe d'une zone de pluies moyennes (Zone B) vers le bas du versant (Forcalquier, Banon, St-Etienne-les-Orgues) à une zone plus arrosée situé vers des altitudes plus hautes. La crête de la montagne entraîne une augmentation de la pluviométrie. Le versant Nord apparaît comme la zone la plus arrosée (zone D ; Valbelle), alors que la vallée du Jabron quoique

moins affectée par des pluies, en reçoit une quantité assez élevée (zone C ; Miravail, Bevons).

Le régime de précipitation et la carte climatique se trouvent détaillés en annexe III et annexe IV.

1.2.3.4- Précipitations solides (neige)

La neige qui est absente pendant la période mai–octobre, se manifeste rarement d'avril et novembre. L'enneigement est généralement faible, de l'ordre de 7 à 10 jours par an et exceptionnellement de 12 jours sauf sur les crêtes de la montagne de Lure où un manteau neigeux persiste pendant 4 à 5 mois.

1.2.3.5- Vent

La montagne de Lure reçoit des vents d'orientation ouest–nord –ouest qui sont à l'origine des pluies d'automne. Pendant la période hivernale de novembre à février, ils soufflent en direction nord-ouest.

1.2.4- Description de la végétation

L'ensemble des Alpes sud–occidentales se divise en trois zones en fonction de critères climatiques, géologiques et floristiques. La région étudiée se situe dans les Alpes externes, dans une zone qui correspond à la notion d'Alpes externes calcaires au sens géographique.

Du point de vue phytogéographique, la montagne de Lure s'inscrit dans le domaine des Préalpes (domaine médio-européen) d'après Flahault (1937), qui se caractérise par la présence du hêtre et du sapin et la rareté relative du pin sylvestre à l'étage montagnard ; le secteur alpin est divisé en un sous-secteur haut-provençal au sud avec un district des Préalpes provençales (montagne de Lure, Préalpes de Castellane). D'après une autre division (Ozenda 1981), la montagne de Lure se rattache au secteur haut-provençal qui fait partie du domaine ouest méditerranéen.

La végétation locale présente des particularités qui méritent d'être mentionnées. On y trouve, d'une part, des éléments du cortège floristique de la région méditerranéenne

(chêne vert, pin d'Alep, etc.…) dans la mesure où la végétation méditerranéenne remontant les vallées du Rhône et de la Durance s'infiltre dans notre zone d'étude, cependant, de façon progressivement décroissante. D'autre part, dans la montagne de Lure, la végétation s'enrichit d'éléments européens typiques tels que le hêtre et le sapin qui deviennent de plus en plus importants. Ils sont moins représentatifs sur le versant sud alors qu'ils occupent la partie essentielle du versant nord.

1.2.4.1- Répartition des étages

En fonction des caractères climatiques qui varient suivant l'altitude, on peut distinguer les étages suivants, caractérisés par une dynamique de la végétation et une composition dendrologique particulière :

- étage eu-méditerranéen : chênaie pubescente – chênaie verte
- étage supra-méditerranéen inférieur : chênaie pubescente
- étage supra-méditerranéen supérieur : chênaie pubescente – pineraie sylvestre
- étage montagnard inférieur : hêtraie (de transition)
- étage montagnard moyen : hêtraie – hêtraie / pineraie
- étage montagnard supérieur : hêtraie-sapinière
- étage pseudo-subalpin : pelouse, hêtre et sapin isolés.

Il est difficile de fixer les limites de l'étage montagnard car celui ci se confond avec les limites supérieures de l'étage supra-méditerranéen du fait que le chêne pubescent monte localement vers 1300 m d'altitude (influence méditerranéenne).

1.2.4.2- Approche phytoécologique

La dynamique de la végétation locale offre des aspects particuliers, comme c'est souvent le cas pour l'ensemble de la région méditerranéenne.

L'intervention de l'homme exercée depuis longtemps, de même que les facteurs climatiques spécifiques, ont amené souvent une dégradation du couvert végétal. Cela veut dire que l'on constate, au sein des séries dynamiques, des stades de dégradation qui constituent souvent l'essentiel du paysage forestier. Ainsi dans notre zone d'étude, on peut distinguer les séries de végétation suivantes :

1- Série méditerranéenne du chêne pubescent

Elle est constituée par une chênaie pubescente parsemée de chêne vert. Cette série qui présente une individualité marquée était caractérisée autrefois comme un stade de transition vers des faciès à chêne pubescent (*Quercetum ilicis pubescentosum*). Elle présente comme stades de dégradation :

- la lande à *Juniperus oxycedrus* et *Quercus ilex* sur des calcaires durs du Barrémien et du Tithonique
- la lande à *Genista cinerea* et /ou *Pinus halepensis*
- la thymaie à *Lavandula latifolia* (Mathon 1952).

Néanmoins, cette série est peu étendue et très fragmentaire. Elle se manifeste surtout vers le bas du versant sud de la montagne de Lure et dans ses piémonts orientaux.

2- Série supra-méditerranéenne du chêne pubescent

Elle comprend à la fois les chênaies pubescentes de l'étage supra-méditerranéen (sous série inférieure) et les chênaies pubescentes typiques de l'étage supra-méditerranéen supérieur (sous-série supérieure). Les influences méditerranéennes se manifestent ici par la présence dans la sous-série inférieure des éléments du cortège floristique de l'étage eu-méditerranéen (*Juniperus oxycedrus, Juniperus phoenicea, Rhamnus alaternus, Cotinus coggygria*), où la végétation « climacique » est un faciès de taillis bas de chêne pubescent, mêlé parfois sur des expositions nord avec le pin sylvestre et le hêtre. Quant à la sous-série supérieure, elle s'individualise par l'absence des espèces précédemment citées (alliance *Quercion pubescenti-sessiliflorae*). Dans la montagne de Lure, cette série présente des affinités tantôt avec la chênaie pubescente typique (*Buxo-Quercetum*), surtout dans les stations les plus thermo- xérophiles et tantôt vers sa limite supérieure, avec un type de *Lithospermo-Quercetum* du fait de la présence des espèces caractéristiques comme *Campanula persicifolia* et *Digitalis lutea*. C'est une série qui présente également une dynamique complexe. Sur substrat calcaire, avec des sols superficiels, la série évolutive commence par une Lavandaie à Aspic et par

l'intermédiaire de stades divers (dont le stade à *Juniperus communis* qui nous a paru d'importance primordiale dans la région étudiée), elle aboutit à une chênaie pubescente à *Genista hispanica*, à *Genista cinerea* ou à *Brachypodium pinnatum*. Cette dernière formation nous semble (dans les chênaies pubescentes de St-Etienne-les-Orgues et Cruis) constituée d'un stade évolutif particulier issu de la dégradation du couvert forestier probablement fermé (sol profond, évolué). A partir d'environ 800-900m d'altitude, le début de la reconstitution de la chênaie pubescente et de la lande à *Lavandula vera* avec des espèces caractéristiques telles que *Bromus erectus, Thymus serpyllum, Astragalus purpureus, Medicago lupulina,* etc. constitue ainsi une formation dite lavandaie vraie méditerranio-montagnarde à l'opposé de la lavandaie vraie montagnarde de l'étage du hêtre.

3- Série mésophile du hêtre

Il s'agit d'une série sur substrat généralement calcaire qui recouvre la plus grande partie de l'étage montagnard au dessus de 900-1000 m d'altitude. Dans le système phytoécologique des hêtraies médio-européennes (Ellenberg & Klötzli 1972) les hêtraies mésophiles de basse altitude sont formées de l'alliance *Cephalanthero-Fagion*, suivant la nature du sol (hêtraies sèches calcicoles) (Ozenda 1981). Leur partie inférieure, que l'on évoquera comme hêtraies mésophiles de transition *Buxo-Fagetum*, est considérée par Braun-Blanquet et al. (1952) comme une association intermédiaire entre les *Fagetalia* et le *Quercitalia pubescentis*.

Ces hêtraies de transition (sous-étage inférieur du hêtre) se caractérisent notamment par la présence de *Cephalanthera rubra, Genista pilosa*, etc, ainsi que par la présence des espèces communes dans les hêtraies mésophiles comme *Mycelis muralis, Ranunculus nemorosa, Prenanthes purpurea.* Leurs stades de dégradation sont soit une lande à *Lavandua vera, Genista cinerea, Bromus erectus,* qui vient comme stade régressif de la hêtraie ou stade progressif après l'abandon des cultures, soit une pelouse à *Bromus erectus* sur substrat calcaire ou à *Agrostis capillaris* sur substrat sablo-siliceux. D'autre part au dessus de 1400 m d'altitude, on rencontre les hêtraies mésophiles avec un cortège floristique particulier comme *Galium odoratum, Luzula nivea, Acer pseudoplatanus.* Le stade de dégradation est aussi une lavandaie, mais avec la co-dominance du *Bromus*

erectus et localement une lande à *Genista radiata* (Pas de la Graille). Dans l'étage supérieur du hêtre on trouve localement des pinèdes sylvestres à pyroles sur le versant sud vers 1400 m d'altitude, avec un cortège floristique complexe enrichi d'éléments d'origines différentes.

4- Série de la hêtraie-sapinière

Le sapin y est associé avec le hêtre formant un complexe hygrosciaphile. Dans la montagne de Lure, les hêtraies-sapinières ne sont présentes que dans la partie supérieure (comme d'ailleurs dans le Ventoux dans la même position topographique) à partir de 1500 m d'altitude. Vu la ressemblance du tapis herbacé avec les hêtraies, cette série correspond à l'alliance de l'*Eu-Fagion* dans des conditions moyennes de sol. Ici, le regroupement de dégradation particulier est une lande à *Rhamnus alpina* après ouverture du couvert végétal. Au delà des limites de la forêt, un étage pseudo alpin est présent. Il est constitué essentiellement des éboulis à *Saxifraga oppositifolia, Globularia cordifolia, Juniperus nana, Lavandula vera* (toutes formant des touffes), quelques pieds d'arbres isolés (hêtre, sapin, pin noir) et des pelouses à *Anthoxantum odoratum* et *Sesleria coerulea*. Parfois, ces formations de hêtraie-sapinière franchissent la ligne des crêtes. En outre, la physionomie de toutes les formations pierreuses de la montagne de Lure (épaisseur faible des dalles calcaires sur sol préalablement stabilisé) amène à formuler l'hypothèse que après la destruction du tapis végétal (action de l'homme, actions climatiques) seul un pâturage constant peut expliquer le blocage de la série évolutive à ces stades primitifs (Mantzavelas 1987).

1.2.5- La forêt domaniale du Jabron

Elle est située dans le département des Alpes de Haute Provence, arrondissement de Forcalquier, cantons de Noyers sur Jabron et Sisteron, sur le territoire des communes de Chateauneuf – Miravail (628,81 ha.), Noyers sur Jabron (1301,69 ha), les Omergues (47,92 ha), Saint-Vincent sur Jabron (457,96 ha.), Sisteron (22,44 ha.) et Valbelle (1522,80 ha). Selon Boisson et al. (1983) la surface de la forêt est de 3981,62 ha.

Cette forêt est localisée dans la vallée du Jabron, un affluent de la Durance. Cette vallée, d'une longueur de 30 km, est orientée est-ouest; elle est située dans la région forestière N° 9 de l'inventaire forestier national pour les Alpes de Haute Provence, dénommée : Montagne de Lure.

Les peuplements forestiers occupent le versant nord, qui constitue le versant le plus abrupt de la montagne de Lure qui culmine à 1626 m. Sur le versant nord, la forêt s'étage de bas en haut suivant l'altitude:

- Ancien pâturage dégradé reboisé en pin noir d'Autriche
- Mélèzins artificiels au sommet de ce reboisement, sur éboulis calcaires
- Hêtraie naturelle à la forêt très riche
- Sapinière naturelle en crête.

L'altitude des boisements varie de 630 à 1826 m avec une moyenne de 1200 m. Le Jabron est alimenté en eau toute l'année suivant un régime torrentiel. Il reçoit comme affluents de nombreux torrents issus de la forêt au débit intermittent. La situation de la forêt est schématisée Figure 1.10.

L'étude concerne une grande partie de la forêt domaniale du Jabron située sur le versant nord de la montagne de Lure

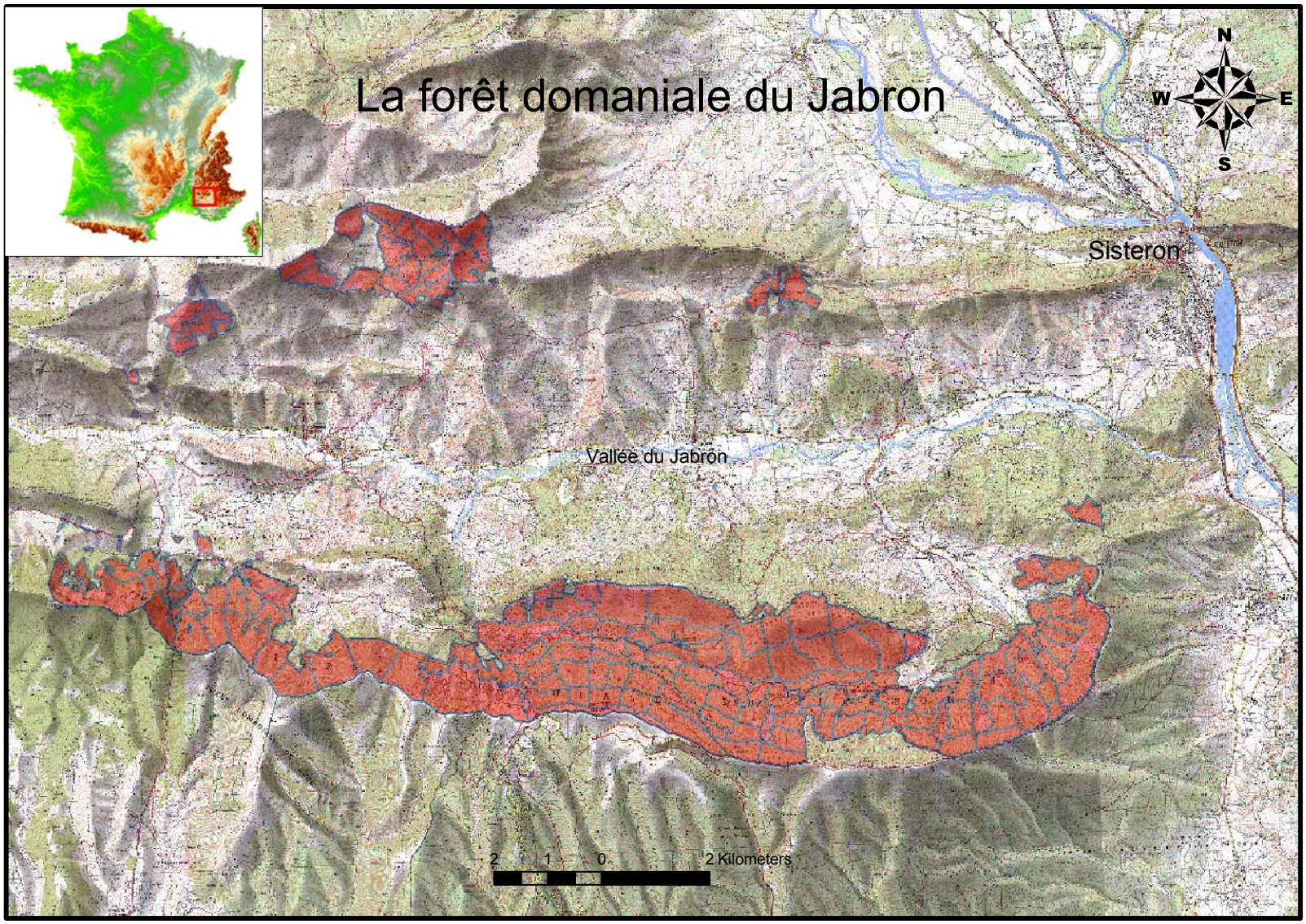


Figure 1.10 : La forêt domaniale du Jabron

1.2.5.1 Essences principales

Les principales essences forestières, que l'on peut étudier individuellement sont les suivantes :

A- le Pin noir d'Autriche *(Pinus nigra* Arn. Subsp. *Nigricans* Host.*)*, se rencontre aux étages supra-méditerranéen et montagnard. C'est une essence frugale qui a été choisie à la fin du XIX ^{ième} siècle pour boiser les vastes périmètres de restauration. Elle est spontanée en Autriche et en ex-Yougoslavie en basses montagnes (250-800 m) sous climat continental chaud et sec en été et froid en hiver (Jacamon 2001). De nombreuses plantations ont été effectuées entre 1860-1914 et notamment vers 1880-1890. Depuis, le pin noir d'Autriche se régénère naturellement (Padré 1962). D'après Toth & Turel (1983) le pin noir d'Autriche tolère très bien l'ensemble des substrats sauf les sables et les argiles compactes. Il se distingue par une tolérance remarquable aux substrats magnésiens (calcaire dolomitique). Il aime la lumière et est très résistant au froid, aux gelées tardives et à la sécheresse. Ses amplitudes pluviométriques et thermiques sont proches de celles des autres pins : 600 à 1000 mm et 7 à 12°C. Seule la diminution importante des réserves en eau du sol provoque une chute de production, sur des sols très superficiels, à réserve en eau très faible, parfois de l'ordre de 50 à 60 mm et à exposition sud. Sa croissance est assez rapide et il peut atteindre 40 m à l'âge adulte. Cette essence est capable de donner une production encore tout à fait remarquable, compte tenu de ces conditions, et en moyenne de l'ordre de 6 m^3 par ha et par an à 50 ans (Lebourgeois 2000a).

Sylviculture

Le pin noir a une croissance rapide ; hauteur maximale 40 m ; longévité entre 120 et 140 ans et fructification assez régulière et abondante dans les meilleures stations (Cemagref 1990).

Régénération naturelle : le pin noir se régénère naturellement de 650 à 1200 m, essentiellement dans les stations fraîches. La régénération est souvent importante et facile grâce à une fructification régulière et abondante. Elle s'effectue par semis naturels.

Règles de sylviculture pour la régénération

Dans une futaie régulière, le pin noir est soumis à différents types de coupes :

- coupes d'amélioration (éclaircies) : elles sont effectuées sur des parcelles de peuplements jeunes (peuplement dépassant l'état de gaulis) pour en améliorer la composition et la qualité par l'enlèvement des sujets moins intéressants.

- coupes de régénération : le but de ces coupes est l'obtention d'une régénération par semence, en favorisant l'apparition et le développement des jeunes semis. Ce type de coupe s'effectue dans les parcelles peuplées d'arbres ayant atteint leur âge de maturité ou leur dimension d'exploitabilité. Les coupes de régénération peuvent être réalisées selon deux méthodes:

- coupe unique (rase) : elle consiste à abattre en une seule fois tous les arbres du peuplement mûr. Les semences sont alors fournies par les arbres des peuplements avant abattage. Il existe une variante, les coupes par trouées (parquets). Les grandes trouées (souvent circulaires et de quelques dizaines d'ares) donnent de bons résultats, là où la régénération était préexistante Elle permet ainsi aux semis présents de se développer rapidement et largement. Ailleurs, il est souvent nécessaire de replanter. L'éclairement latéral permet également le développement des semis.

- coupes progressives : le principe est d'ouvrir progressivement le peuplement en assurant aux semis une certaine protection grâce à l'écran formé par les cimes des arbres mûrs conservés sur pied. La suite des coupes est réalisée sur 5 à 40 ans (cf annnexe IX) : coupe d'ensemencement, coupes secondaires, coup définitive (Figure 1.11).

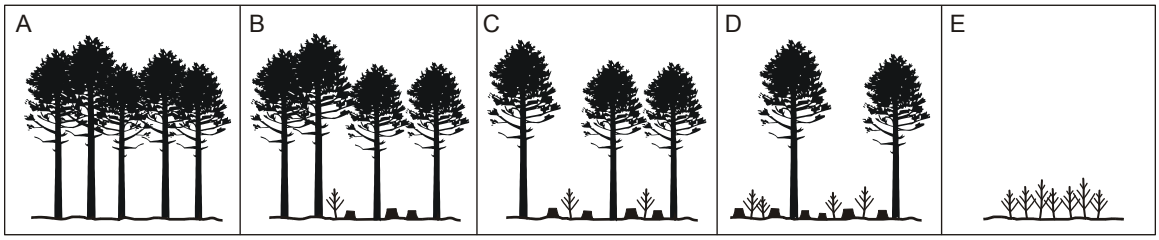


Figure 1.11 : Régénération d'une futaie régulière par des coupes progressives ;a) futaie dense, b) coupe d'ensemencement, c,d) coupe secondaire 1et2, d) coupe définitive avec les semis.

L'inconvénient est que la qualité de bois mis en vente à chaque coupe, est faible, sauf lors de la coupe d'ensemencement (Decoud 1983). Dans les Alpes du Sud, on pratique une coupe d'ensemencement assez forte, puis, au besoin 1 à 2 secondaire et 1 définitive. Assez souvent, une coupe d'ensemencement et une coupe définitive suffisent.

1- coupe d'ensemencement : elle se pratique sur peuplement mûr, généralement à couvert fermé et continu. Elle nécessite un martelage adapté à l'essence pour laisser sur pied le nombre d'arbres « semenciers » nécessaires et suffisant à la régénération. Cette coupe doit être prudente, mais assez forte pour que les semis aient une lumière nécessaire à leur développement. Dans les peuplements de pin noir, elle laisse une densité de 200 à 300 tiges/ha sur les bonnes stations et 400 à 600 tiges/ha sur les mauvaises stations.

2-coupe(s) sécondaire(s) : en fonction de l'existence et du développement des semis, le nombre, l'intensité et la périodicité (5 à 10 ans) des coupes secondaires seront déterminés. La difficulté est de maintenir des semenciers pour la régénération tout en en supprimant certains pour apporter de la lumière aux semis existants.

2-coupe définitive : elle consiste à récolter les derniers semenciers. La coupe définitive doit intervenir 10 ans après la coupe d'ensemencement ou la dernière secondaire.

Dans la forêt domaniale du Jabron, le pin noir est l'essence résineuse la plus représentée. Il a parfaitement rempli le rôle initial qui lui avait été assigné de maintenir les sols soumis à l'érosion et a permis de créer une ambiance forestière sur ces terrains arides ingrats. En effet, les phénomènes d'érosion sont pratiquement éteints dans la pineraie et un véritable humus forestier s'est constitué sous les pins, permettant, à l'abri du microclimat frais et humide, une installation du chêne ou du hêtre qui progressivement vient constituer un sous étage sous le pin noir. En dehors des terrains très marneux, le pin noir peut progressivement laisser la place à des essences plus nobles (sapins, cèdres). La régénération du pin noir en forêt du Jabron pratiquée par coupes successives est en général facile si l'on prend soin de réaliser une coupe d'ensemencement forte et un nettoiement simultané du sol pour éliminer la concurrence adventice. L'âge de la majorité des peuplements est de 80 à 130 ans. La pérennité des boisements de pin noir semble donc aujourd'hui assurée.

B- Les sapins « Abies »

Le genre *Abies* s'est représenté sur le pourtour de la Méditerranée par plusieurs ensembles d'espèces (Quézel & Médail 2003) (Figure 1.12)

a- les sapins méditerranéens proprement dits :

Abies pinsapo : on le trouve au sud de l'Espagne

Abies marocana : est localisé sur les montagnes du nord-ouest du Maroc

Abies cephalonica : en Grèce et sur les montagnes des îles de Céphalonie et d'Eubée. Cette essence a été introduite dans la forêt domaniale du Jabron par semis pour compléter un reboisement de pin noir il y a environ 30 ans. Il a fait preuve d'un grand dynamisme en s'imposant sous les pins noirs avec force et vigueur.

***Abies borisii*-regis :** on le trouve depuis la Macédoine, la Chalcidique et l'Epire jusqu'au contact des peuplement d'*Abies cephalonica* en Grèce.

Abies numidica sur les sommets des montagnes de petit Kabylie en Algérie

***Abies nebrodensis* :** au nord de la Sicile

Abies cilicica : en Turquie, en Syrie et au Liban

b- les sapin nord anatoliens ou pontiques

Abies equitro-jani : on le trouve en Turquie en Anatolie Nord-occidentale

Abies bornmuelleriana forme de vastes forêts dans la portion occidentale des chaînes pontiques en Turquie. Cette essence a été introduite dans la forêt domaniale du Jabron en bas de versant nord de la montagne de Lure il y a environ 45 ans.

Abies nordmanniana on se trouve largement répandu sur le Caucase, sur les chaînes pontiques orientales en Turquie et sur les frontières turco géorgiennes. Les premières introductions européennes d' *Abies nordmanniana* remontent à 1838 (Lofting 1961). Selon Arbez (1969), les principales qualités forestières de cette essence lui ouvrent des possibilités d'utilisation plus larges que celles du sapin pectiné. En raison de sa plasticité, le sapin de Nordmann peut être utilisé à basse et moyenne altitude. Son débourrement tardif lui confère un avantage certain lorsque la station comporte des risques de gelées tardives et il résiste assez bien à la sécheresse estivale. En plus de son utilisation comme suppléant du sapin pectiné à plus basse altitude, il semble qu'il ait un rôle à jouer dans la mise en valeur des moyennes montagnes méditerranéennes françaises (enrésinement de certain taillis improductifs de chêne pubescent, introduction en mélange

avec le pin noir d'Autriche ou substitution d'espèces dans les cas les plus favorables). Cette essence a été introduite largement dans les hêtraies de la Forêt domaniale du Jabron il y a 60 ans, dans le but d'obtenir des hêtraies sapinières. Certains individus commencent à produire des graines ce qui peut présenter un risque d'hybridation avec les sapins pectinés locaux présents dans la partie haute.

Sapin pectiné *(Abies alba* Miller*)*

Son aire naturelle est restreinte, localisée à l'Europe moyenne et méridionale. D'après Jacamon (2001), il a une parenté et une origine commune avec les sapins dits «méditerranéens» : sapin de Céphalonie, sapin de Nordmann, sapin de Cilicie, sapin de Numidie, sapin du Maroc, sapin d'Espagne. Il s'hybride facilement avec eux.

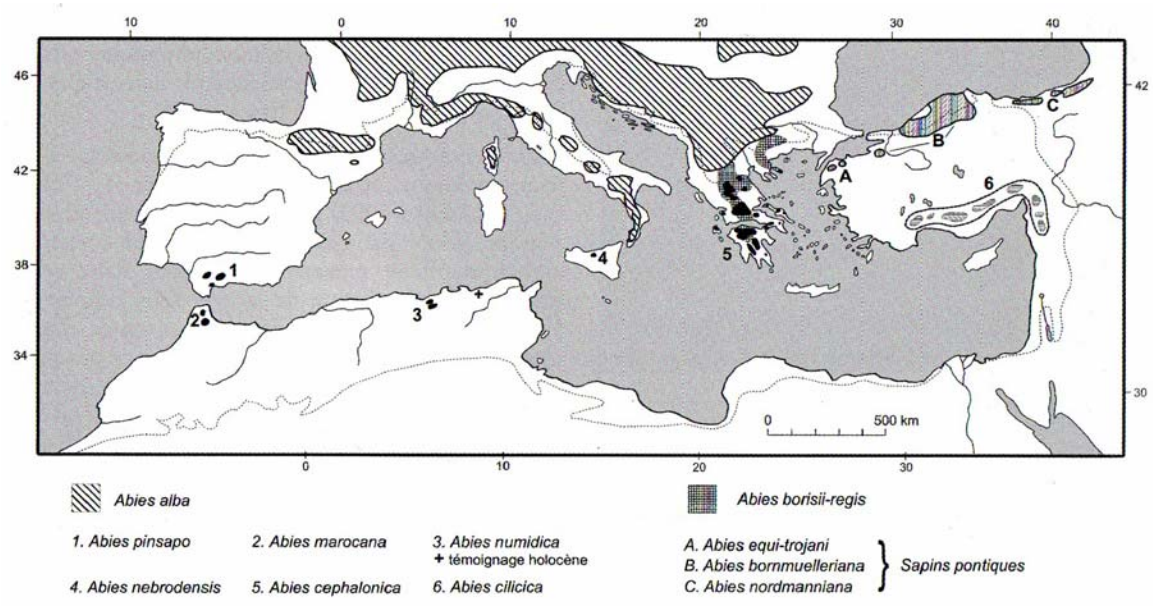


Figure 1.12 : Aire de répartition schématique des divers représentants du genre *Abies* en régions méditerranéenne selon Quézel & Médail (2003).

Il est l'essence typique de l'étage montagnard des forêts françaises (Rameau 2001). D'après Le bourgeois (2000a) le sapin pectiné tolère d'avoir son feuillage au soleil si le sol lui assure une alimentation hydrique suffisante (Roussel 1970). Il semble prospérer convenablement là où la pluviosité annuelle ne descend pas en dessus de 800 mm/an. Les conditions sont pleinement satisfaisantes à son développement lorsqu'il

tombe au moins 1000 mm/an d'eau, dont une bonne part pendant la saison de végétation (500-600 mm). Il trouve son optimum dans la région, sur les versants nord et nord-est où l'hygrométrie de l'air n'est plus abondante. Il présente une assez bonne résistance au froid hivernal, mais supporte mal les gelées tardives au printemps (Guehl 1985). L'aire de distribution du sapin est comprise entre les isothermes annuelles de 0 et +8 °C, et la température moyenne qu'il semble préférer se situe entre +7 et +11°C (Ducrey 1970). Le sapin pectiné tolère l'ombrage pendant plusieurs années, il est considéré comme essence dryade. Le maintien d'un couvert (couvert de taillis mélangé de hêtre) permet de protéger les jeunes plants des gelées printanières et de maintenir une ambiance tempérée favorable à la croissance (Blutel 1968). En France, on estime que l'on peut éliminer l'ombrage après plantation après environ 15 ans (Lebourgeois 2000a). A partir de cet âge, les sapins ont développé un système racinaire suffisant pour profiter au maximum de la lumière sans risquer l'effet d'un stress hydrique trop fort. Les sapins pectinés restent néanmoins capables de réagir fortement et durablement à l'ouverture du couvert même à un âge avancé (Lebourgeois *et al.* 1998).

Sylviculture

Le sapin pectiné a une croissance très lente pendant une dizaine d'années et assez rapide par la suite. Sa hauteur maximale est de 40 m et sa longévité 150 à 200 ans. L'âge d'exploitation est entre 80 à 120 ans pour un diamètre moyen de 45 à 50 cm (Cemagref 1990).

Régénération : sa fructification commence à partir de 40 ans. Il se régénère très bien dans son aire naturelle et s'étend souvent sous le couvert des pins jusqu'à des altitudes relativement basses.

Traitements sylvicoles : Futaie régulière pour les peuplements de production et ceux issus de plantation en plein et futaie jardinée ou par parquets dans les autres cas, notamment en montagne. Le maintien de feuillus, en mélange ou en sous étage, améliore la décomposition de la litière.

Eclaircie : on maintient un cœfficient d'espacement compris entre 18 et 20% en futaie pleine. La première éclaircie intervient lorsque les arbres atteignent 10 à 15 m de haut selon la densité initiale (2500 ou 1100 tige/ha), les suivantes tous les 10 ans environ.

Dans la forêt domaniale du Jabron, le sapin pectiné arrive en deuxième rang des essences résineuses. Le sapin de Lure pourrait être un écotype particulier. Il occupe les crêtes de la montagne, et présente une grande résistance aussi bien à la sécheresse estivale qu'aux conditions très dures de l'hiver, en limite de la zone de végétation. Il dépasse souvent 20 m de hauteur, pour des diamètres d'environ 60-70 cm à 160 ans, et peut vivre jusqu'à 200 à 300 ans. Il se renouvelle naturellement de façon satisfaisante, souvent sans l'aide du forestier qui hésite à mettre en œuvre des exploitations dans ces conditions limites de terrain et de climat.

C- le Hêtre commun (*Fagus sylvatica*) :

Son aire naturelle est très large en Europe centrale et occidentale. D'après Jacamon (2001) l'aire de répartition du hêtre est limitée vers le nord à l'Ecosse et à la Scandinavie méridionale. Vers le sud devient uniquement montagnard (nord de l'Espagne, Italie). En France il forme des forêts importantes, soit en plaine sous influence atlantique (Bretagne, Normandie, Bassin parisien, Picardie), soit sur les plateaux et les collines du nord-est (Ardennes, Lorraine, Bourgogne, Morvan, Franche-comté), soit à l'étage montagnard souvent subordonné au sapin ou pur (Vosges, Jura, Massif Central, Cévennes, Pyrénées, Alpes, montagnes les plus humides de la Corse). On peut trouver le hêtre dans certaines localités très méridionales, mais bénéficiant de brouillards (mont Ventoux, Sainte Baume, montagne de Lure, etc.). Les voies de recolonisation post-glaciaire du hêtre sont bien connues à partir de données palynologiques (Huntley *et al.* 1989),(Figure 1.13). Le hêtre est l'essence typique des climats à brouillards : climat atlantique froid et climat montagnard humide (LeTacon 1972). Le climat en général joue un rôle primordial dans la délimitation de l'aire naturelle du hêtre et sur sa productivité à l'intérieur de cette aire. En effet le caractère écologique le plus constant du hêtre est une forte exigence quant à l'humidité atmosphérique. Globalement, le hêtre a son optimum avec des fortes précipitations (<700-800), bien réparties sur la saison évitant ainsi l'apparition de périodes sèches (Lebourgeois 2000b). Cependant même si les précipitations ne sont pas régulières, leur concentration au printemps au moment de la végétation active, pourra permettre au hêtre de se développer. De la même façon, dans les régions marginales pour le Hêtre, de fréquentes nappes de brouillard peuvent compenser

partiellement une pluviométrie insuffisante (Lebourgeois 2000b). Le tableau ci-dessous présente les caractéristiques climatiques générales des régions où le hêtre peut être rencontré (Teissier-du-Cros *et al.* 1981)

Tableau 1.4 : caractéristiques climatiques générales des régions où le hêtre peut être rencontré d'après Rübner (1934)

Zone climatique	Sous- zone climatique	Température moyenne annuelle	Nombre de jour au dessus de 10°C	Amplitude thermique	Température moyenne du mois le plus		précipitation		Espèces caractéristiques
					froid	chaud	Total annuel	Epoque des max	
Tempérée de plaine	Maritime de transition continentale	7-10 °C 5-9°C 3-8°C	121-180	7-17 °C 17-21°C 21-38°C	-1 à +5 °C -5 à 0 °C -16 à -4 °C	12 à 17 °C 16 à 20 °C 18 à 24 °C	<1000 <800 <600	Été Automne Été Eté	Houx et hêtre Chêne pédonculé, Pin sylvestre
Tempéré de montagne	Maritime de transition continentale				-1 à +2	14 à 19	>1000 800-1400 700-800	Régulier Régulier Eté	Hêtre, Sapins Chêne, Châtaigner

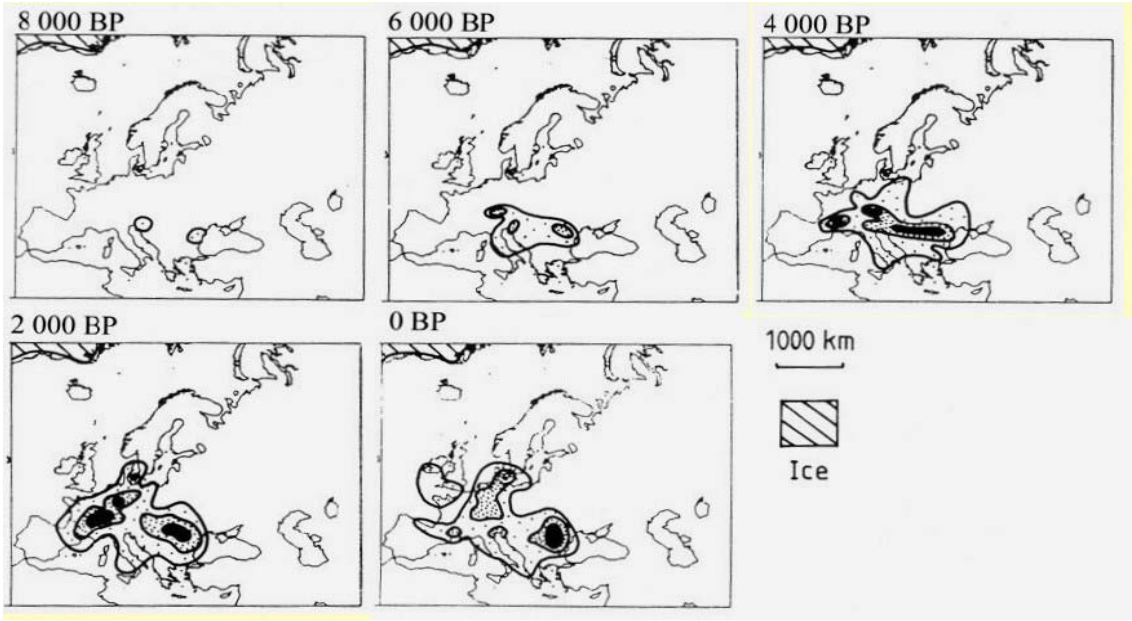


Figure 1.13: Changement de l'aire de répartition du Hêtre au cours de l'Holocène à partir de données palynologiques, d'après Huntley et al. (1989)

Dans les régions où l'hygrométrie de l'air n'est plus abondante, le hêtre trouve son optimum sur les versants nord et nord-est. Il est assez résistant au froid hivernal mais très sensible aux gelées tardives au printemps (Lebourgeois 2000b). D'une façon générale, le hêtre est une essence très réactive aux conditions climatiques locales

(Lebourgeois 1999). Des précipitations faibles ou des déficits hydriques importants vont entraîner des réductions notables de sa croissance radiale. Cependant, quand les conditions redeviennent favorables, le hêtre réagit fortement et retrouve rapidement des niveaux élevés de croissance.

Le hêtre est une essence qui tolère l'ombrage (sciaphile). Il peut survivre longtemps sous un couvert dense, mais la mortalité est alors élevée et la croissance ralentie (Oswald 1981). Un meilleur éclairement entraîne un nombre de semis plus grand et de plus grand taille (Oswald 1981). Le hêtre se retrouve sur une très large gamme de sol. Il apprécie particulièrement les sols profonds, frais, bien drainés.

Sylviculture

Le hêtre a une hauteur maximale de 40 m, une croissance lente jusqu'à 10 ans et rapide jusqu'à 150 ans ou 300 ans dans des cas exceptionnels. L'âge d'exploitation est de 100 à 120 ans. La fructification commence vers 40 ans (Cemagref 1990).

Traitements : La futaie régulière, mélangée à des résineux ou à des feuillus précieux est le traitement optimal. La proportion entre les différentes essences pourra varier en fonction des potentialités de la station et de l'objectif principal assigné au boisement. En montagne, la futaie régulière régénérée par trouées de moins d'un hectare présente des avantages pour la stabilité des peuplements.

Eclaircie : assez forte, en supprimant en priorité les arbres mal conformés.

Régénération : par trouées ou coupes progressives, si les semis doivent être progressivement mis en lumière, en une dizaine d'années.

Dans la forêt domaniale du Jabron, le hêtre est l'essence feuillue principale de la forêt. Elle y joue plusieurs rôles :

- mélange cultural dans les peuplements résineux, où le développement naturel du hêtre en sous étage progresse de façon parfois spectaculaire ;

- production de bois pouvant donner selon les diamètres et les qualités, du bois de feu, de trituration et même d'œuvre (déroulage, emballage, traverses, plots).

- protection des hauts des versants, localement en association avec le sapin pectiné, et surtout, obstacle au départ des avalanches de neige.

Dans la zone intermédiaire où le hêtre peut jouer un rôle de production, la qualité de son bois actuellement passable (bois nerveux et dur) doit pouvoir être améliorée par une sylviculture à éclaircies précoces et fortes sur les sujets bien calibrés. Dans les parcelles où les bois ont atteint un diamètre supérieur à 40 cm et où la densité n'est que moyenne, les semis de hêtre apparaissent et se développent assez facilement.

Mélèze d'Europe *(Larix decidua* Miller*)* :

Son aire naturelle est située principalement dans les Alpes internes. Il se rencontre également à l'état naturel, dans des îlots isolés situés dans les Monts des Sudètes, les Carpathes et dans la plaine de Pologne (Fourchy 1952). L'aire de répartition du mélèze s'est formée à la fin de la période pléistocène (Soo 1932). D'une manière générale, le mélèze s'installe sans difficulté jusqu'à la limite supérieure de la végétation forestière (Sandoz 1987). Il atteint 2400 mètres en plusieurs points du Tyrol, du Valais, et du Briançonnais (Buffault 1908). En ce qui concerne sa limite altitudinale inférieure, on constate que dans la zone nord-ouest des Alpes, elle ne descend jamais au dessous de 400 m, en raison des influences océaniques (Fourchy 1952), tandis que dans les parties orientales et méridionale, le mélèze peut couvrir des étendues importantes jusqu'à 240 m, par exemple en Basse Autriche (Tschermak 1935). Le mélèze peut exister à l'état pur notamment dans le Val d'Aoste, le Valais, la Haute-Engadine, la Valteline (Fourchy 1952), le Tyrol italien (Sala 1937). Il s'agit alors de portions de la zone forestière supérieure, sur des terrains tels que les cônes d'éboulis ou d'avalanche, les moraines récentes, les pâtures délaissées. On rencontre plus fréquemment le mélèze en mélange, pied à pied ou par bouquets juxtaposés, avec d'autres essences forestières (épicéa, pin à crochets, pin cembro) (Fourchy 1952). D'après Duchauchois (1979), le mélèze est très tolérant vis-à-vis de la pluviométrie et également des variations thermométriques brusques et accentuées, mais il est très sensible à la luminosité. En ce qui concerne les facteurs édaphiques, la profondeur du sol est un facteur secondaire, les sols superficiels peuvent convenir du mélèze dans la mesure où l'approvisionnement en eau qu'il reçoit est suffisant (Duchauchois 1979). Dans une étude sur la croissance du mélèze sur les plateaux calcaires de Lorraine, Sindou (1984) a montré que le mélèze tolérait très bien le calcaire et que, pour tous les types de stations étudiées, sa production était supérieure à

celle du pin noir. Toutefois, la régénération du mélèze est très difficile, voir impossible sur terrains podzolisés et acides (Lebourgeois 2000a).

Dans la forêt domaniale du Jabron, le mélèze d'Europe a été introduit dans les reboisement du début du 20 ^{em} siècle, en général au dessus du pin noir, en limite inférieure de la hêtraie naturelle (1000 m) et sur des éboulis vifs. Ces peuplements de mélèze encore jeunes, sont vigoureux et bien venants. Cependant, l'intérêt des introductions à des altitudes inférieures à 1200 m, là ou d'autres résineux plus facilement pérennes pourraient s'introduire (sapin, cèdre, etc…) est discutable.

Pin sylvestre (*Pinus sylverstris*) :

Il souffre dans la région d'un excès de calcaire et il présente rarement une forme. Les peuplements actuels arrivent à leur limite de survie à un âge d'environ 120 ans et de nombreux arbres secs apparaissent dans les pineraies disséminées dans la forêt. Ces peuplements ne produisent que du bois de trituration de mauvaise qualité. Cette essence offre peu d'intérêt.

Epicéa (*Picea abies*) :

Il a été introduit en deux rares taches en limite supérieure des reboisements de pin noir. Il est manifestement hors de son aire naturelle et en souffre. Les peuplements adultes ont une très faible croissance et sont très vite atteints de la pourriture du pied; les jeunes sujets sont en grande partie attaqués par le chermes.

Pin à crochets (*Pinus unicinata*) :

Planté en mélange avec le pin noir ou le mélèze sur les sols les plus pauvres, il est vivement concurrencé par ses voisins dont la croissance dépasse largement la sienne.

Cèdre :

On trouve des bouquets de peuplements adultes sur versant Nord, à une altitude moyenne de 900 m. Les arbres ont un diamètre de 30 à 45 cm et une hauteur de 18 m à 60 ans qui donnent naissance à des régénérations denses et vigoureuses. On trouve également de jeunes plantations très récentes dans le canton de Pellegrine : elles ont à

affronter un versant sud très venté et une roche mère en dalles à pendage régulier peu propice à la rétention en eau.

Douglas vert (*Pseudotsuga menziessi)* :

On le trouve uniquement dans la parcelle 57. Le douglas a été introduit avec les sapins ; après un démarrage spectaculaire, il semble aujourd'hui souffrir et réduire sa croissance. La méconnaissance de la porvenance utilisée dans l'introduction rend l'expérience difficile à analyser.

Chêne pubescent (*Quercus pubescent*) :

Cette essence recouvre les zones sèches où toute autre essence n'a pu être introduite, particulièrement sur des sols à banc rocheux et sur des versant sud. Là il semble que le chêne soit le plus adapté à couvrir le sol, malgré sa croissance très lente et ses formes peu conformes à la production sylvicole. De nombreux essais de transformation par plantations de sapins divers et de cèdres se sont depuis 15 ans soldés par des échecs totaux.

Feuillus divers :

Il sont très nombreux en mélange dans la hêtraie : alisier blanc, cytise, sorbier des oiseleurs, saule marsault, bouleau verruqueux, érable sycomore, érable à feuille d'obier, et plus particulièrement le frêne (Tableau 1.5).

Tableau 1.5 : Proportion des essences forestières dans la forêt domaniale du Jabron, ; le pourcentage totale en résineux est 45%, et pour les feuillus de 55 %.(Boisson *et al.* 1983)

Essence	Surface boisé %
Pin noir d'Autriche	33
Sapin pectiné	4
Mélèze d'Europe	4
Pin sylvestre	3
Autres résineux	1
Hêtre	37
Chêne pubescent	16
Feuillus divers	2

1.2.5.2- Facteurs sociaux et économiques

- Production de bois

Jusqu'à ce jour la forêt domaniale du Jabron n'a été considérée que comme productrice de pin noir d'Autriche de bonne qualité. En effet, les coupes importantes y sont des coupes de régénération de pin noir, procurant des produits intéressants comme les poteaux EDF, les poteaux PTT pour les diamètres plus importants, et les billes de coffrage, en caisserie relativement nette de nœuds (Figure 1.14). Ces coupes sont parmi les plus appréciées du département des Alpes de haute Provence et actuellement l'offre et la demande paraissent à peu près équilibrées. Les industries de transformation sont malheureusement éloignées de la forêt : traitement des poteaux en région Rhône-Alpes, scieries dans les départements limitrophes pour une grande part. En revanche, la sylviculture de la hêtraie, toujours retardée jusqu'alors, va mettre sur le marché des produits feuillus, dont les débouchés restent incertains. En effet il n'y a pas actuellement en région Provence Alpes Côte d'Azur, d'industries utilisatrices de ces produis et seule l'exportation de bois brut en Italie assure bon an mal an un débouché limité. Cependant, les activités agricoles et industrielles du département sont demandeuses de produits finis à base de feuillus (emballage, petites caisseries, placages courants, voire traverses). D'autres forêts commençant également à produire des feuillus, il y a un gros progrès à faire dans le traitement sur place de ce produit.

Figure 1.14 : Les habitant préfèrent le bois de pin noir. Ils l'utilisent pour les poteaux, les rondins et les piquets et plusieurs utilisations rurales

- Accueil du public

La forêt n'est pas soumise à une forte pression touristique. Située à proximité de la ville de Sisteron, elle n'en reçoit que peu de touristes, Sisteron étant plus une ville de passage. En revanche, de juin à novembre quand le col de la Graille est ouvert, la route départementale qui relie les versants sud et nord de la montagne de Lure apporte un tourisme régional ou plus lointain dont les acteurs séjournent peu en forêt, mais y font un arrêt pique-nique ou une sieste dans la fraîcheur du versant nord.

.

- Chasse

La chasse pratiquée dans la forêt est essentiellement une chasse au lièvre et au sanglier, traditionnellement individuelle pour le premier gibier et à l'affût pour le second. Les populations locales y sont très attachées, malgré la modestie des résultats. La chasse fait partie intégrante de la vie du pays.

- Rôle de protection

S'il est vrai que les reboisements en pin noir d'Autriche ont dans l'ensemble éteint l'érosion constatée au XIX ^{em} siècle, on ne peut pratiquer dans la pineraie toutes interventions sans garder en mémoire la précarité du résultat acquis.

Trois phénomènes doivent encore être considérés

- La fragilité des zones de marnes (partie basse de la forêt), très érodables

- **le mouvement de certains terrains** qui nécessitent des interventions spécialisées de stabilisation, en particulier dans le canton de Couais . L'érosion dans des zones rocheuses, souvent bassins de réception et chenaux d'écoulement de petits torrents, mais relativement peu dangereuse pour l'aval ; Il n y a pas de risques torrentiels notables.

- la présence d'un manteau neigeux important sur la hêtraie et la sapinière hêtraie du haut du versant nord de la montagne de Lure assure un rôle primordial de maintien de ce manteau, sur des pentes de l'ordre de 70 à 80%. Néanmoins, sur les corniches de crête où l'accumulation de la neige est maximale, des avalanches démarrent et dévastent des couloirs qui descendent jusqu'à 1000 m plus bas. On ne saurait donc trop recommander une extrême prudence dans les premières opérations sylvicoles qui toucheront cette hêtraie dans sa moitié supérieure.

- Défense contre l'incendie

La forêt est située dans une vallée où les risques d'incendie sont modérés. Elle a été progressivement équipée pour la protection contre l'incendie, en particulier par la construction de réserves d'eau. Si le versant nord semble peu sensible à l'incendie, aucun sinistre de grande amplitude n'étant d'ailleurs à signaler depuis longtemps à part les incendies de Valbelle dans les parcelle 45 et 48 en 1990 sur 20 ha, les boisements situés sur les versants sud sont beaucoup plus sensibles. On notera en particulier en 1979 un

incendie sur 10 ha, dans le canton de Couais (comme de Noyer sur Jabron rive gauche), et en 1983 un petit incendie dû à la foudre dans le canton de Sumiou (commune de Valbelle).

1.2.6- Aménagements forestiers réalisé par l'ONF

Le premier aménagement succinct de série RTM de Valbelle a été appliqué de 1952 à 1963. Il préconisait un parcours systématique du peuplement, la détermination du parcellaire en fonction de la topographie, la reconnaissance des peuplements existants, l'énoncé de règles de culture fondamentale et un règlement d'exploitation. D'une manière générale, le traitement retenu était le jardinage par contenance. Cependant, pour les résineux, il prévoyait des coupes d'éclaircies sur l'ensemble d'une parcelle et le moment venu des coupes de régénérations par bouquets ; l'âge moyen d'exploitabilité étant fixé à 80 ans. Les feuillus devaient quant à eux faire l'objet de coupes d'abri, réservant 500 à 600 tiges à l'hectare en vu de leur enrésinement artificiel par des sapins pectinés et méditerranéens (*Abies nordmanniana, Abies bromuelleriana…*), avec, à terme, la constitution d'un peuplement mixte sapin-hêtre. Les zones rocheuses non reboisables, les zones non boisées mais cultivables et les peuplements à rôle exclusif de protection étaient laissés dans des zones de protection et dans des zones hors cadre (1540 ha).

Résultat de cet aménagement :

- pour les résineux : toutes les coupes venant en tour ont été marquées et mises en vente. Ce furent uniquement des coupes d'éclaircie ;

- pour le hêtre : seul un nombre réduit de coupes a été marqué, effectivement pour réaliser des coupes d'abri, mais avec des densités de baliveaux très faibles (50 à 100/ha). A la suite de ces exploitations, 130 000 sapins de Nordmann, 13000 sapins pectinés et 35 700 épicéas communs ont été introduits. On les retrouve en partie aujourd'hui sous le couvert dense du taillis qui a rejeté et s'est pratiquement refermé.

1.2.6.1- L'aménagement de 1964 – 1978

L'aménagement suivant a été établi pour la période de 1964 – 1978. En préliminaire, l'aménagiste relevait dans la forêt trois catégories de zones :

- Zone couverte de peuplements exploitables qu'il classait dans une série d'exploitation (1ère série) de 2560,5 ha.

- Zone non boisée mais reboisable, qu'il classait dans une série de reboisement (2ème série) de 942,6 ha.

- Zone sans végétation forestière exploitable et non reboisable, qu'il classait dans une série hors cadre (3ème série) de 450,0 ha.

La première série fondamentale dans l'étude de l'aménagement était traitée en vue de sa conversion en futaie jardinée par bouquets principalement par le pin noir, le mélèze, le sapin, le hêtre et accessoirement l'épicéa et le cèdre. Le but à atteindre, clairement exprimé, était l'irrégularisation des peuplements alors équiennes par :

- régénération en bouquets des peuplements résineux en cherchant à obtenir une gradation des âges par parcelle ;

- enrésinement sous coupe d'abri des peuplements feuillus (hêtre et chêne pubescent) par surfaces limitées ;

- reboisement des vides en pratiquant un mélange des essences par bouquets.

Les critères d'exploitabilité retenus étaient les suivants (Tableau 1.6)

Tableau 1.6 : Critères d'exploitabilité retenus pour les essences principales

Essences	**Critères d'exploitabilité**
Pin noir d'Autriche	40 cm à 80 ans
Mélèze	50 cm à 100 ans
Sapin pectiné	60 cm à 150 ans
Hêtre	30 cm à 120 ans

Le souci de l'aménagiste, qui semblait avoir dirigé ses choix de durée de rotation et d'application de l'aménagement, était :

- pour le pin noir d'Autriche, de voir son renouvellement s'achever en 60 ans, ce qui amenait les plus vieux peuplements à 140 ans. Ces 60 ans représentaient 4 rotations de 15 ans, durée des périodes d'aménagement retenues ;

- pour les feuillus, d'enrésiner une surface maximale sous coupe d'abri, en fonction essentiellement des possibilités matérielles du service et des crédits.

L'assiette se faisait alors :

- par contenance à la rotation de 15 ans dans les améliorations ;

- par contenance à la périodicité stricte de 5 ans dans la régénération de pin noir, avec un état d'assiette au plan de gestion des mises en ensemencement et une possibilité annuelle moyenne de 11 hectares ;

-selon les possibilités des gestionnaires, coupes d'enrésinement de la hêtraie et de la chênaie.

Les règles de cultures étaient beaucoup plus précises et peuvent se résumer ainsi :

- coupe d'amélioration du pin noir : éclaircie raisonnable et progressive au profit des arbres d'élite, en évitant tout découvert du sol ;

- coupes de régénération du pin noir : n'entamer la coupe de régénération que sur semis acquis et uniquement dans les limites des tâches de semis ; la première coupe doit être violente et ne laisser qu'environ 100 porte-graines à l'hectare, qui seront récoltés cinq ans après ;

- peuplement feuillus : balivage intensif au passage en coupe laissant 500 à 600 baliveaux à l'hectare, avec extraction systématique des gros bois (diamètre supérieur à 30 cm), en vue d'un enrésinement sous abri.

Les travaux prévus dans l'aménagement étaient les suivants :

- dégagement de semis : 15 ha par an
- complément de régénération : 10% de la surface à régénérer, soit 1,5 ha par an
- enrésinement de la hêtraie : 1.032 ha en 15 ans, soit 69 ha par an
- enrésinement du chêne pubescent : 250 ha en 15 ans, soit 17 ha par an
- reboisement des vides : 27 ha par an
- équipement routier : 45 km à construire pendant la durée de l'aménagement pour desservir l'ensemble des parcelles.

L'aménagement réellement effectué s'est étalé de 1974 à 1982, soit pendant 19 ans. De 1979 à 1982, il l'a été par tacite reconduction, mais uniquement en ce qui concerne les coupes et les travaux de régénération du pin noir. Les objectifs de

l'aménagement n'ont été que très partiellement atteints. Cependant, la régénération du pin noir a été menée à bien.

Pour être plus précis :

- le traitement des résineux en vu de leur conversion en futaie jardinée par bouquets n'a pas été appliqué : les coupes d'éclaircie ont été des coupes d'amélioration classique de futaie régulière ; les coupes de régénération ont été massives, d'abord par gros bouquets d'un hectare puis dès 1976 par paquets atteignant jusqu'à 12 ha de surface, plusieurs paquets situés dans une même parcelle donnant à celle-ci l'aspect d'une parcelle de futaie régulière en régénération. Ce résultat était prévisible à cause de l'aspect extrêmement régulier des peuplements de pin noir et de l'abondance des régénérations qui ont poussé les gestionnaires à agrandir les surfaces de mise en régénération. De plus cette régénération est au stade des coupes d'ensemencement ou secondaires et à ce jour, des surfaces de 191 ha et 30 ha ont subi la coupe définitive. La mise en régénération a été de 11,6 ha par an, ce qui dépasse légèrement la norme de l'aménagement (11ha).

- l'enrésinement des peuplements feuillus sous coupe d'abri n'a pas été mené comme le prévoyait l'aménagement. Aucune coupe de ce type n'a été vendue, en revanche, les ouvriers du chantier FSIRAN (ex-harkis) implanté à Sisteron en 1962, ont introduit sous des peuplements fermés, d'importantes quantités de sapins pectinés et de sapins de Nordmann, apparemment sans idée conductrice quant aux lieux de plantation. Il en subsiste un grand nombre aujourd'hui, pratiquement secs là où le couvert était très dense, dans un état de végétation très moyen dans de nombreux endroits et bienvenantslà où le couvert était haut et où le service de terrain a pu mener des travaux de dégagement du sous-étage, pour ne pas les laisser périr. Cette présence de jeunes sapins complique la réflexion sur le devenir de la hêtraie et oriente les décisions que l'on sera amené a prendre à son sujet.

- le reboisement des vides a donné lieu à 229 ha de plantations. Leur taux de réussite reste faible, les terrains plantés présentant de très mauvaises conditions de sol et de climat d'une part et les crédits affectés à ces opérations prenant plus en compte la première installation que les dégagements et les suivis d'autre part. L'application de l'aménagement a donc été peu rigoureuse. Par ailleurs, on peut d'ores et déjà reconnaître

que l'application, au peuplement de pin noir, d'un traitement irrégulier n'était pas réaliste et aurait demandé une mise en œuvre complexe pour finalement obtenir un boisement dont la gestion n'aurait pas été simple.

- travaux d'entretiens sylvicoles, consistant essentiellement en nettoiement de sol lors de mises en place de parquets en régénération, puis dégagement des tâches de semis ; depuis 1981, seulement des passages dans les gaulis de pin noir. Ces travaux ont été effectués régulièrement par les ouvriers forestiers de l'ONF qui sont maintenant spécialisés dans cette sylviculture.

- des plantations ont été réalisées sur des terrains nus ou des landes,

Enfin, comme il était indiqué précédemment, une grande quantité de sapin pectiné et de sapin ordmann a été plantée sous la hêtraie de 1964 à 1974 environ, sans que des documents d'archives nous offrent plus de précisions.

1.2.6.2- L'aménagement 1983-2002

Le dernier aménagement consiste en :

- le renouvellement du pin noir d'Autriche
- la mise en valeur de la hêtraie
- l'extension du reboisement

Objectifs de l'aménagement

La forêt domaniale RTM du Jabron doit conserver un rôle essentiel de protection du milieu naturel, en particulier dans le maintien de sols fragiles et pentus et dans la retenue des avalanches du versant nord de la montagne de Lure en temps de neige. Cependant, là où la pente en travers des terrains s'affaiblit et donc où l'humus forestier s'est installé, les peuplements peuvent prendre en outre une fonction de production. La forêt sera donc divisée en deux groupes de séries :

- Série de protection, où la fonction de protection est prédominante alors que celle de production est nulle ou subordonnée à la précédente ;

- **Série de production**, où la fonction de production est importante, alors qu'actuellement les contraintes de protection du milieu sont devenues relativement faibles.

Parcellaire

Dans tous les cantons de la forêt où la production ligneuse est l'un des objectifs, le parcellaire est subdivisé pour obtenir des parcelles d'une surface de 10 à 20 ha (compte tenu des impératifs topographiques stricts). Il est laissé pratiquement tel quel dans les cantons où la forêt joue uniquement un rôle de protection. La forêt comporte maintenant 151 parcelles.

Division en série zonage

La division de la forêt en plusieurs séries est nécessaire pour différencier les zones de protection de celles de production, et à l'intérieur de ces dernières, les divers modes de traitement. (Tableau 1.7) ; (Figure 1.15)

Tableau 1.7 : Division en série – zonage de la forêt domaniale du Jabron (Boisson *et al.* 1983)

N° de série	séries	Surface (ha)	Mode de traitement
1	Série de production de pin noir et résineux divers.	1064.8	Futaie régulière.
2	Série de production de hêtraie-sapinière	686.5	Conversion -transformation en futaie régulière.
3	Série de sapinière-hêtraie de production	219.7	Futaie jardinée par bouquets à exploitabilité physique.
4	Série de feuillus de protection	1546.2	En attente, sauf interventions ponctuelles.
5	Hors cadre	464.4	Aucune intervention sylvicole

Afin de bien décrire la forêt domaniale du Jabron, nous allons discuter de ses différentes séries :

1- Série de production de pin noir et résineux divers.

C'est une série concernant la production de pin noir et celle de résineux. Cette production doit être assurée par les coupes d'éclaircie et surtout par les coupes de

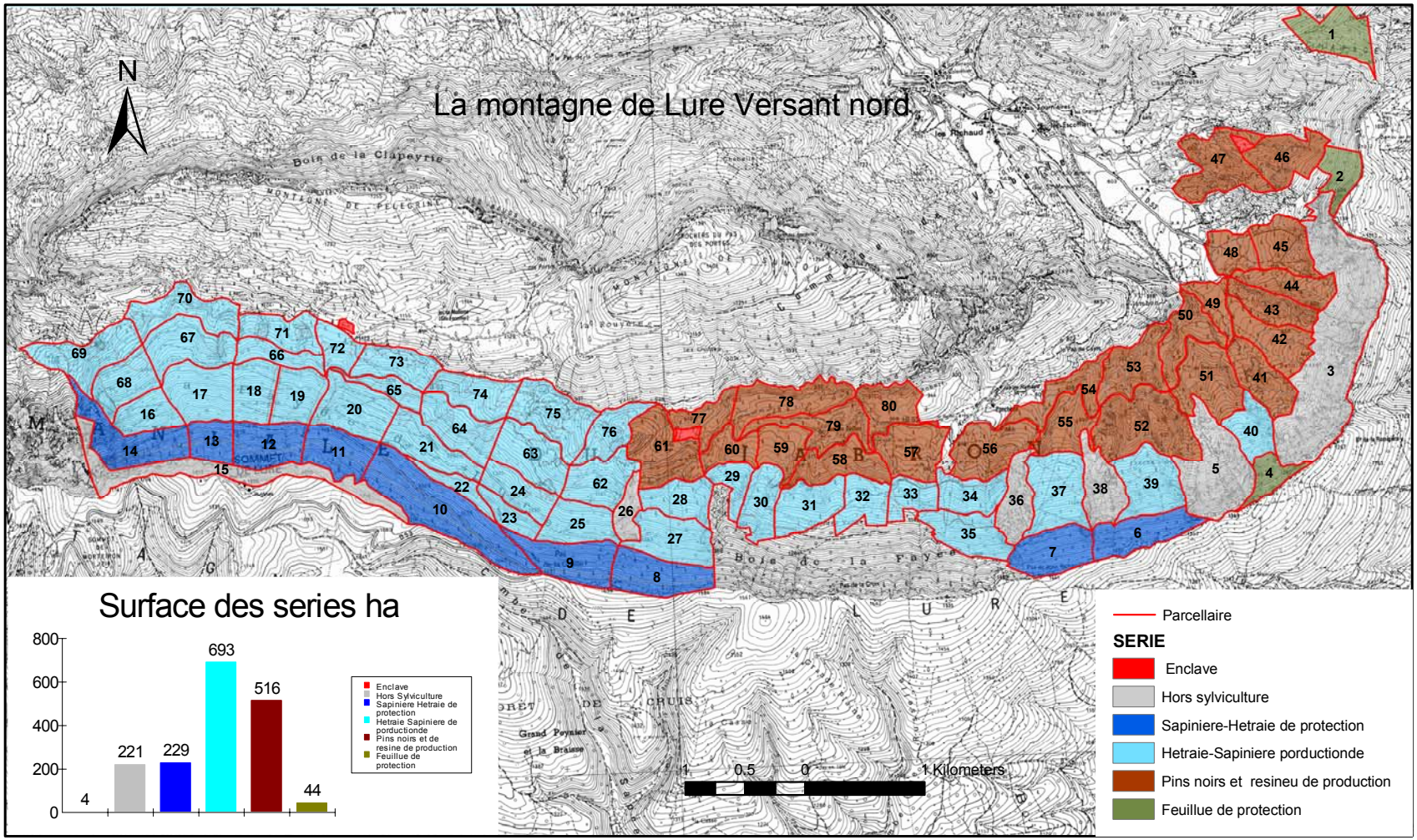


Figure 1.15 : carte de division en séries du peuplement forestier du versant nord de la montagne de Lure (une partie importante de la forêt domaniale du Jabron)

régénération qui doivent permettre le renouvellement du pin noir, et dont l'intensité et la fréquence en fonction des classes de fertilités dans lesquels se trouvent les peuplements. Les autres essences résineuses contenues dans la série sont le mélèze d'Europe, l'epicéa commun, le pin sylvestre et le cèdre. A part le cèdre, ces essences vont régresser au fur et à mesure du renouvellement du pin noir. Les gestionnaires prévoient de commencer à cultiver, sur les sols relativement riches de cette série, des essences résineuses plus nobles que le pin noir (sapin cephalonie, le sapin concolor, le cédre et le douglas), en prenant soin de ne pas détruire les régénérations de pin noir, mais en utilisant les vides laissés dans ces régénérations en les complétant par l'une ou l'autre de ces essences, après la coupe définitive.

2- Série de production de la hêtraie-sapinière

Elle se compose d'une hêtraie dans laquelle on a distingué :

- une futaie de hêtre sur souche bien conformée sur 178 ha
- une futaie de hêtre sur souche mal conformée sur 231ha
- un jeune taillis de hêtre sur 52 ha
- des peuplements feuillus à base de hêtres peu consistants et mélangés à divers feuillus sur 76 ha.
- des peuplements résineux épais occupant une surface de 151 ha (il s'agit essentiellement de plantations de mélèzes bien venantes âgées de 20 à 40 ans et de vieilles futaies de pin sylvestre)
- bon nombre de peuplements feuillus et de plantations de sapin pectiné ou de sapins Nordmann.

Pour cette série, les gestionnaires prévoient d'obtenir une hêtraie-sapinière comportant 60% de sapins et 40% de hêtres. En ce qui concerne les critères d'exploitabilité, la qualité du hêtre doit pouvoir être améliorée sur les sols favorables par une sylviculture à base d'éclaircies précoces et fortes. Dans ces conditions, un diamètre de 50 cm en une durée à peu près égale 110-120 ans. La durée de renouvellement des peuplements est fixée à 120 ans et la régénération d'une parcelle pourra durer au maximum 30 ans, avec 4 rotations de 7 ans.

3- Série de sapinière – hêtraie de protection

Cette série est située sur la partie sommitale de la montagne de Lure, sur les communes de Valbelle et Noyer sur Jabron. Son rôle essentiel est de limiter les avalanches. Les parcelles de la série supportent en crête le sapin pectiné de Lure, robuste et à longévité importante, légèrement mélangé au hêtre, les proportions de ce mélange variant puis s'inversant vers le bas de la série. Ces deux essences cohabitent parfaitement et se régénèrent naturellement dans les zones de clairières du peuplement. La nécessité d'une présence constante de tiges fortes bien réparties dans les parcelles, amène à choisir le traitement en futaie jardinée pour cette série, avec un jardinage par bouquets à exploitabilité physique, respectant les aspects naturels des renouvellements actuels et minimisant l'impact des régénérations. Dans une grande partie de cette série, une réserve biologique intégrale a été proposée en 2002.

4- Séries feuillues de protection :

Cette série rassemble des peuplements de hêtre sur sol superficiel très pentu et de chêne pubescent sur sol peu fertile, à dalles rocheuses au pendage régulier. Seules les interventions ponctuelles pourront être menées :

- essais de coupes d'amélioration ou de régénération dans la hêtraie aux rares endroits accessibles, pouvant donner quelques renseignements sur la réaction des peuplements
- essais très restreints de nouvelles essences résineuses à titre expérimental, ne modifiant pas sensiblement la composition en essences de la série

L'aménagement a été appliqué jusqu'en 2005 par reconduction des mesures sylvicoles et des règles de culture. Les opérations prévues ont été réalisées assez fidèlement en ce qui concerne les régénérations du pin noir. Par contre, les difficultés de mobilisation et de commercialisation du hêtre ont généré des retards dans les opérations prévues en hêtraie.

A titre indicatif, la révision d'aménagement qui doit être terminée en 2006 prévoit :

Série 1 : de protection-production résineuse à dominance pin noir, où la régénération des pins noirs se poursuit avec comme objectif le renouvellement du boisement en pin noir mais aussi en hêtre et chêne partout où les dynamiques naturelles de végétation le permettront. Des mises en valeur des meilleures stations sont envisagées avec des essences économiquement plus valorisantes que le pin noir.

Série 2 : de protection-production feuillue à dominance Hêtre. La régénération des hêtraies est à poursuivre. Prise en compte suivant les stations forestières, des mélanges avec les différents "sapins" dans un but d'enrichissement de la biodiversité et de prise en compte des risques de modification climatique à plus long terme.

Série 3 : Réserve Biologique intégrale sur 414 ha. Comprenant les sapinières hautes (Sapin de Lure), des hêtraies de crête et des milieux ouverts du haut du versant nord. Objectif de conservation du sapin de Lure (relique) et ambition d'étudier plus finement la biodiversité de ce peuplement. Grand intérêt aussi dans le cadre de l'hypothèse de changements climatiques.

Série 4 : Intérêt écologique général. Regroupant les peuplements inaccessibles, ne présentant pas d'objectif de protection déterminant et tous les milieux ouverts (landes, rochers…). Série considérée en repos. Activités pastorales possibles.

2- Patrons floristiques et organisation de la diversité végétale

2.1- Introduction et objectifs

Dans le contexte actuel d'une forte baisse des activités agro-sylvo-pastorales en Europe, et particulièrement sur le revers septentrional de la Méditerranée, la préservation de la biodiversité est devenue l'une des préoccupations principales dans la gestion des peuplements forestiers. La biodiversité est supposée jouer un rôle majeur dans le fonctionnement de l'écosystème forestier, en lui garantissant notamment de bonnes capacités de réaction face aux perturbations (Gosselin *et al.* 2002).

Les coupes modifient les conditions environnementales de l'écosystème forestier et constituent à ce titre des perturbations écologiques (Spies 1997). On note ainsi que la taille de coupe joue un rôle important sur les espèces de sous-bois et les plantes herbacées (Leak & Filip 1997)

L'objectif de cette partie est d'essayer d'expliquer la relation entre les composantes de la biodiversité qualitatives et quantitatives et les facteurs de milieu et de gestion

2.2- Matériels et méthodes

2.2.1-Situation géographique

La zone d'étude est située en Forêt Domaniale du Jabron (alt. 550 -1700m), sur le versant nord de la Montagne de Lure (Figure 2.1), dans les Alpes du Sud (France). Cette montagne s'inscrit dans le domaine des Préalpes (domaine médio européen) qui se caractérise par la présence du hêtre et du sapin à l'étage montagnard. Dans la partie basse de cette montagne on trouve des peuplements de pin noir traités en futaies régulières en réalisant des coupes de régénération progressives. Ces peuplements sont issus des reboisements de la fin du 19ème siècle pour lutter contre l'érosion ; dans la partie moyenne nous trouvons les peuplements de hêtre qui sont traités en futaie régulière en réalisant des coupes de régénération par trouées de 0.15 ha. Dans la partie haute nous trouvons les peuplements de sapin pectiné qui sont traités en futaie irrégulière. L'ensemble de la zone d'étude est géré par l'Office National des Forêts (ONF).

2.2.2- Echantillonnage stratifié

L'échantillonnage est dit «stratifié» si la région à étudier a été découpée en strates en fonction de paramètres écologiques déjà décelés. Les échantillons sont ensuite tirés au hasard, à l'intérieur de chacune de ces strates, pour que le procédé soit probabiliste (Daget & Godron 1982).

Nous avons adopté ce type d'échantillonnage (Figure 2.1).

Nous avons spatialisé les relevées en utilisant la carte de type de peuplement qui était actualisée et mise à jour en utilisant les cartes de photographie aérienne et l'orthophoto avec l'aide de l'ONF ; cette carte contient trois strates

1- strate des essences dominantes (pin noir d'Autriche, sapin pectiné, hêtre et mélèze).
2- Strate de structure des peuplements (Semis, fourré, gaulis, perchis futaie ouverte, futaie fermé et taillis.
3- Strate altitudinale.

2.2.3- Inventaires 400m^2 avec coefficients d'abondance

Les inventaires floristiques ont été réalisés sur des placettes carrées de 20×20m (400 m^2). Cette surface est classiquement utilisée en écologie forestière car cette résolution de mesure est en parfaite adéquation avec la perception des phénomènes écologiques dans ce type d'écosystème (Daget & Godron 1982; Brakman 1989; Lepart & Escarré 1993; Rameau 1993; Austin 1999; Deconchat 1999). Les inventaires ont été faits entre juin et septembre au cours de trois campagnes entre 2002 et 2003.

Chaque relevé a fait l'objet d'un inventaire des végétaux vasculaires supérieurs (cf. annexeV). Une classe d'abondance est attribuée à chaque taxon (coefficients inspirés de (Braun-Blanquet 1932) (Tableau 2.1)

Tableau 2.1 : Coefficient de l'abondance-dominance de Braun-Blanquet (1932)

Coefficient de l'abondance dominance	Pourcentage de recouvrement
+	Espèce rare
1	Individus pouvant être nombreux mais de recouvrement faible
2	Recouvrement de 5 à 25%
3	De 25à 75%
4	De 50 à 75%
5	Supérieur à 75%

A chaque relevé floristique sont associées des variables explicatives de deux types :

- Les variables de milieu (cf. annexe VI). **:** Elles correspondent aux données mésologiques **(**état de surface du sol : rochers, blocs, cailloux, terre nue, litière), mais aussi aux données dendrométriques **(**surface terrier m^2 /ha), et aux données structurales (stratification de la végétation) (Guinochet 1973). En effet, cinq strates principales ont été distinguées pour décrire la structure verticale de la végétation, à savoir : arbres hauts (>10 m) ; arbres (4- 10 m) ; arbustes hauts (2 -4 m), arbustes (0.5 - 2m) ; et herbacées (<0,5 m)

- **Les variables de gestion** (cf. annexe VII). Les données sur la gestion forestière ont été extraites du cahier de gestion de l'ONF de Sisteron, gestionnaire du site. Ces données contiennent le type de peuplement et les traitements sylvicoles qui sont réalisés depuis 22 ans (1980 – 2002).

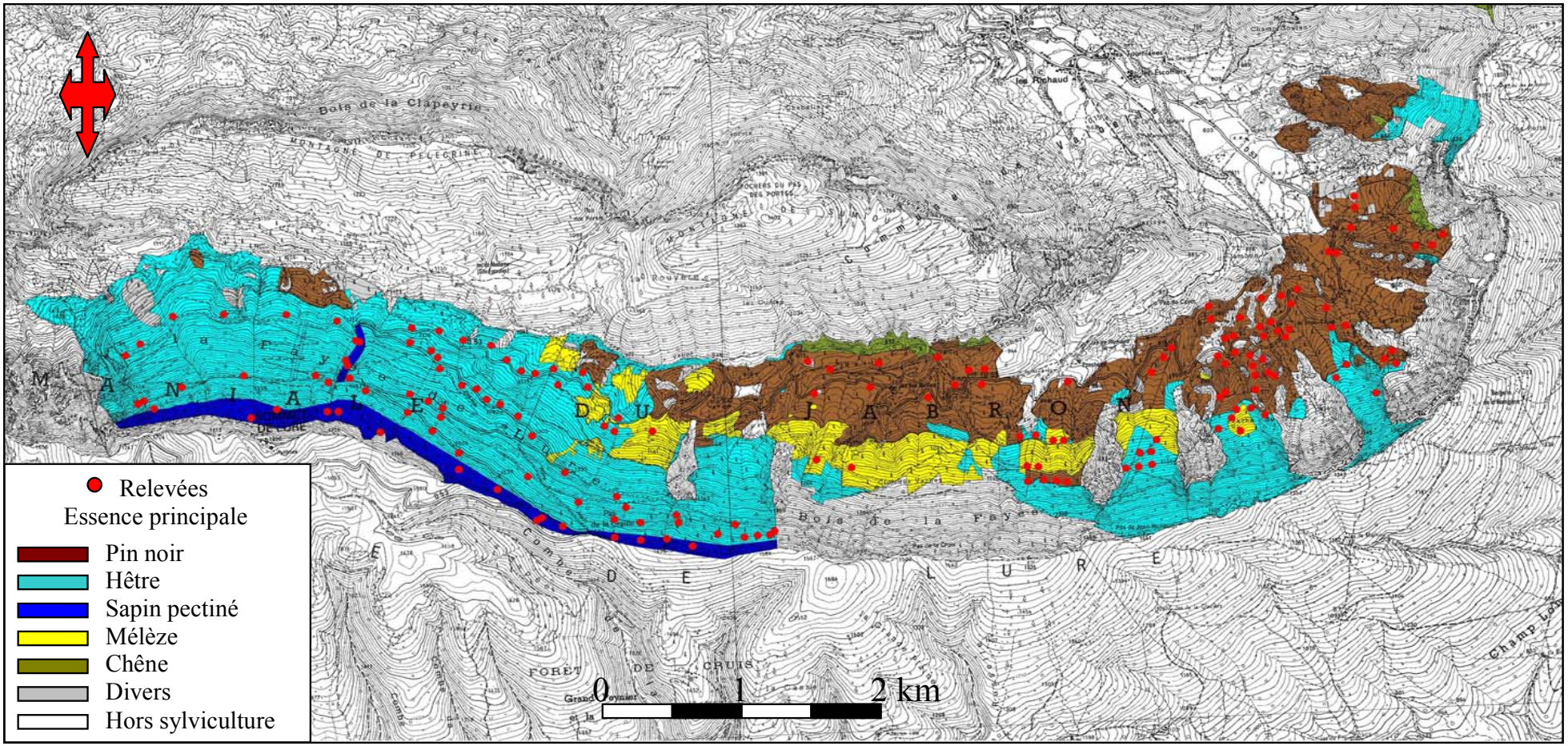


Figure 2.1: Carte des peuplements de la montagne de Lure (versant nord), et localisation des points des relevés

2.2.4- Traitement des données

2.2.4.1- indices de la biodiversité

Afin de mieux appréhender la biodiversité au niveau des végétations vasculaires, nous avons calculé les indices de Shannon à partir des données d'abondance (plus exactement en utilisant la médiane des classe d'abondance attribuées à chaque observation). L'échelle du code originel de Braun-Blanquet (1932) est en effet linéaire («+» à 5, que certaines transformations en 1 à 6), ce qui ne traduit pas correctement les fourchettes d'abondances que le code est censé recouvrir ; c'est la raison pour laquelle nous avons opté pour cette solution (Tableau 2.2).

Tableau 2.2 : Coefficients de Braun-Blanquet et leur médiane

Cœfficient deBraun-Blanquet	Recouvrement correspondant	Médiane correspondante
+	~ <1 %	0.5
1	~ 1-5 %	3
2	5-25 %	15
3	25-50 %	37.5
4	50-75 %	62.5
5	>75 %	87.5

Les indices de diversité calculés sont les suivants :

- richesse spécifique (S)
- indice de diversité de Shannon (diversité α)
- équitabilité
- indice de Jaccard (diversité β)

2.2.4.2- indice de caractérisation IC

proposé par Vedrenne (1981), cet indice, spécialement mis au point pour être appliqué au résultat de l'AFC suivi par CAH, tient compte, pour chaque espèce, à la fois de la fréquence dans un groupement donné et de la fréquence totale dans l'ensemble de relevés, puisque théoriquement : «l'espèce qui permet le mieux la discrimination d'un ensemble de points relevés du reste de nuage est celle présente dans chaque relevé du groupement et pas ailleurs». L'indice de caractérisation, pour une espèce « x », est alors défini par le rapport :

$$IC(x) = 2Fg(x)/[Ft(x) + N]$$

Avec

Fg(x) = fréquence de l'espèce dans le groupement.
Ft(x) = Fréquence totale de l'espèce.
N= nombre de relevés du groupement.

Ainsi, l'espèce la plus caractéristique est celle dont la fréquence totale est égale à sa fréquence dans le groupement, elle-même égale au nombre de relevés formant cet ensemble. Dans ces conditions, le rapport ci-dessus est égal à 1.

2.2.4.3- Traitements statistiques et méthodes d'analyses multivariées

L'ensemble des données floristiques, mésologiques et structurales a fait l'objet d'analyses multivariées qui permettent une approche qualitative des données écologiques. Les techniques les plus couramment employées (réalisées à l'aide des logiciel ADE 4 (Chessel 1997), Statistica (StatSoft-Inc 2004), R (R2.2.1 2005) et Canoco (ter-Braak & Smilauer 1997) sont :

- L'analyse factorielle de correspondance (AFC)

Mise au point par (Benzecri 1973) permet de comparer les relevés deux à deux à partir de l'ensemble du cortège floristique sans attribuer aux taxons qui les composent une valeur particulière. L'analyse situe dans un même espace virtuel à n dimensions deux ensembles (dans le cas présent les relevés phytoécologiques en colonnes et les taxons végétaux en ligne) mis en correspondance. Le nuage des points-relevés ou des points espèces s'étire le long d'une direction privilégiée qui correspond à l'axe factoriel de l'analyse. Chaque axe factoriel se caractérise par une valeur propre qui traduit l'inertie du nuage de points le long de l'axe. Le taux d'inertie représente le pourcentage de l'axe dans l'inertie totale du nuage. Plus un nuage de points est bien structuré le long d'un axe factoriel, plus la valeur propre et le taux d'inertie seront élevés. La recherche de la signification écologique des axes factoriels repose sur la configuration des espèces à forte contribution (c'est-à-dire les espèces contribuant le plus à la constitution de chaque axe) et de fréquence significative, se répartissant du coté positif d'une part, et du côté négatif d'autre part, de chaque axe factoriel. L'autécologie des espèces et les caractéristiques écologiques des milieux où ont été réalisés les relevés conduisent dans la plupart des cas à l'identification du gradient écologique sous-tendu par l'axe. En outre, une partition en classe de relevés à l'aide

d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) qui prend en compte les coordonnées des points-relevés sur les axes factoriels, a été réalisée lors de chaque analyse ; la CAH permet en effet de discriminer les ensembles individualisés le long des axes factoriels. L'espace factoriel permet souvent de visualiser les processus dynamiques liés à l'évolution de la végétation, en général à travers le gradient apparaissant le long de l'axe1 (Vedrenne 1981; Tatoni 1992).

- Cadrage multidimensionnel non-métrique (NMDS)

En anglais: *nonmetric multidimensional scaling (NMDS* ou *MDS)*. Selon Legendre & Legendre (1998) : cette méthode cherche à représenter dans un nombre réduit et préimposé d'axes les relations d'ordre entre les objets. Elle peut se baser sur des indices non-métriques, et peut même s'accommoder de valeurs de distances manquantes, pour autant qu'il y ait assez d'information pour positionner un objet par rapport à quelques autres. Le cadrage des objets est réalisé itérativement par minimisation d'une *fonction de stress*. Pour un nombre donné et petit de dimensions (par exemple 2 ou 3), le cadrage non-métrique permet souvent de représenter une matrice de distances (Jacquard, Dice-Sorensen, Chi deux etc.) avec moins de déformations que l'analyse en coordonnées principales.

- Analyse Canonique des Correspondances (ACC).

L'influence des conditions environnementales (milieu, gestion) sur la répartition et l'abondance des espèces végétales a été étudiée grâce aux analyses canoniques redressées (ACR) et de correspondance (ACC). Ces techniques d'analyses mulitvariées respectent le concept de la réponse unimodale (courbe de Gauss) des espèces face aux conditions du milieu (ter-Braak 1986). La pertinence de l'utilisation conjointe de l'ACR et de l'ACC est décrite par Okland (1990) et Brocard *et al*. (1992). On utilise d'abord l'ACR, qui est une méthode indirecte d'analyse de gradients, afin d'identifier les principaux assemblage végétaux. On affine ensuite le travail grâce à l'ACC pour déterminer la répartition des espèces le long de gradients environnementaux formés de la combinaison linéaire des variables de l'habitat (ter-Braak 1987; ter-Braak & Prentice 1998). L'ACC réduit la multidimensionnalité des données à deux (Vedrenne 1981; Tatoni 1992)ou trois axes principaux le long desquels la dispersion de l'amplitude écologique des espèces est maximisée (ter-Braak 1987). Un graphique bidimensionnel illustre la relation qui existe entre la végétation et

son environnement : les points représentent les espèces ou les relevés, alors que les vecteurs symbolisent les variables environnementales ; la direction et la longueur des vecteurs révèlent la composition et l'importance des gradients.

Les ordinations ont été réalisées avec le logiciel CANOCO (ter-Braak & Smilauer 1998). Les données ont été transformées en utilisant l'option sous-pondération des espèces rares, afin de réduire l'influence excessive de ces plantes (Hill & Gauch 1980). La mise à l'échelle des graphiques bidimensionnels a été effectuée avec l'option double projection, laquelle convient mieux aux petits gradients (ter-Braak & Smilauer 1998). La signification statistique de chaque ordination a été évaluée à l'aide d'un test de permutation de type Monte Carlo (ter-Braak 1990).

Les influences respectives du milieu et de la gestion sur la répartition et l'abondance des espèces végétales ont été évaluées en appliquant la méthode de Brocard *et al.* (1992). Cette méthode affine l'ACC afin de fractionner la variation écologique totale en composantes indépendantes, soit la composante du milieu, la composante de la gestion et la composante non déterminée par les variables explorées. En outre, elle permet non seulement de déterminer la contribution respective de chaque composante, mais aussi d'évaluer la proportion de la variation issue de l'interaction entre les composantes.

La méthode consiste à utiliser les valeurs propres canoniques produites par CANOCO lors de deux ordinations régulières (espèces *vs* variables milieu et espèces *vs* variables gestion) et lors de deux ordinations partielles.

Dans le cas des ordinations partielles, on essaie, dans un premier temps, de déterminer l'influence pure des variables de milieu en retranchant l'effet des variables de gestion, et, dans un deuxième temps, de déterminer l'influence pure des variables de Gestion en retranchant l'effet des variables du milieu. Les valeurs propres canoniques issues de ces ordinations sont ensuite transformées en pourcentage de la variation totale des espèces en divisant la somme de toutes les valeurs propres par le coefficient d'inertie totale (Brocard et al. 1992). Il est alors possible de déterminer l'influence respective des ensembles de variables sur la végétation

- Analyse Canonique des redondances (RDA)

La plupart des propriétés de l'ACC concernent aussi l'Analyse de Redondance (RDA). Cependant, on note que la RDA est une méthode linéaire, ce qui lui confère quelques spécificités :

- la RDA est plus pertinente pour des gradients ayant une faible amplitude

((Ter-Braak & Smilauer, 1998) ;

- les espèces comme les variables environnementales sont représentées par des flèches.

- Régression PLS

La régression PLS ou régression partielle aux moindres carrés (Tenenhaus 1988) consiste à faire un modèle y = f(X) à partir d'un tableau de variables explicatives X et d'une variable à expliquer y. On recherche à constituer la variable y par combinaison linéaire des variables x_i. La particularité de cette méthode réside dans le fait qu'elle optimise non pas la corrélation mais la covariance entre les variables x_i et la variable y ; elle constitue ainsi une corrélation alternative à la régression multiple dès que le nombre de variables explicatives est grand et/ou supérieur au nombre d'individus. Elle est fortement conseillée lorsque les variables explicatives sont fortement corrélées.

La régression PLS est une méthode procédant par itération. L'analyse cherche d'abord une première composante qui est une combinaison linéaire des variables explicatives.

Avec ce premier modèle, on détermine la prévision linéaire de la variable à expliquer à l'aide du coefficient de régression. Si le pouvoir explicatif de cette première régression est trop faible, une deuxième composante, non corrélée à la première est construite. Pour cela la prévision de la variable à expliquer ainsi que la combinaison prédictive des variables explicatives sont enlevées. Ainsi, on obtient une nouvelle variable à prédire, résidu du premier tour, et de nouvelles variables prédicatrices (explicatives), indépendantes de la combinaison linéaire déjà utilisée. Pour déterminer le nombre d'itérations à utiliser, on utilise un test de permutation qui consiste à comparer la fréquence des permutations aléatoires qui donnerait un pourcentage d'explication aussi élevé.

2.3.- Résultat et interprétation

Une Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) a été réalisée sur les relevés floristiques, avec une approche en abondance / dominance (164 × 219 taxons).

Les trois premiers axes de l'AFC présentent des inerties respectivement égales à 9.7%, 4.2% et 3.2%. Les axes 1 et 2 étant fortement corrélés entre eux (effet Guttman) (Figure 2.2), l'axe 1 a donc uniquement été conservé. Il semble d'après l'AFC être caractérisé par un gradient altitudinal. Afin de confirmer cette hypothèse nous avons testé la corrélation entre les coordonnées des points-relevés le long de l'axe 1 de l'AFC et l'altitude. Ces deux variables sont très significativement corrélées (régression polynominale ; $r^2 = 0.90$; p<0.0001)(Figure 2.3).

Comme nous l'avons précédemment montré nous avons projeté le plan factoriel 1/3 afin d'éviter l'effet Guttman (Figure 2.4**).** Afin d'améliorer la compréhension et l'interprétation de l'axe 3 nous avons représenté uniquement les 35 espèces qui ont les plus fortes contributions Figure 2.5). L'axe 3 correspond dans sa partie négative à un gradient édaphique et plus particulièrement à la profondeur du sol. Il oppose les espèces rupicoles comme *Saxifraga cunaefolia* et *Valeriana montana,* aux espèces de sols relativement profonds (*Cardamine heptaphylla, Cardamine pentaphyllos, Fraxinus excelisior* ou encore *Acer pseudoplatanus*).

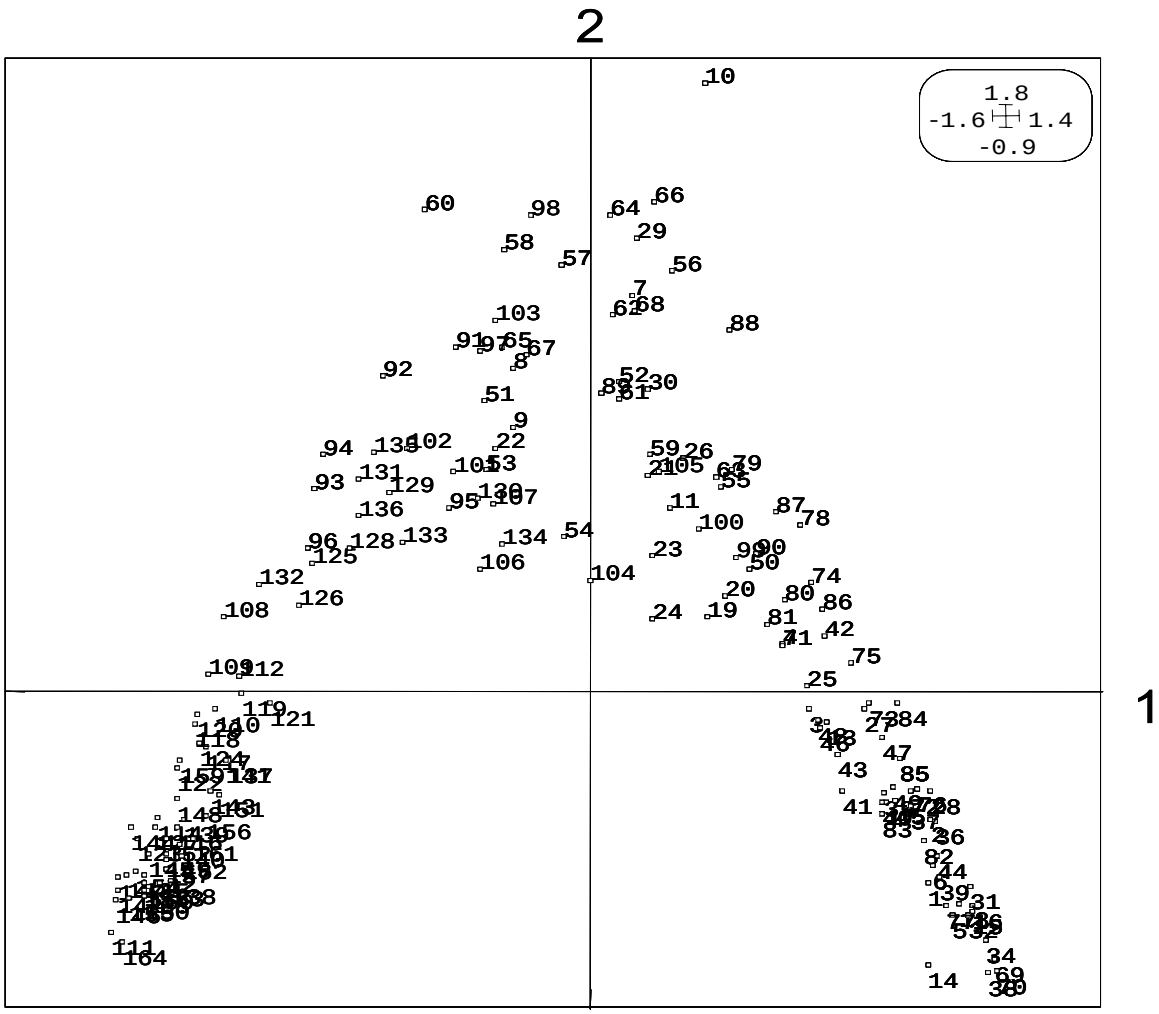


Figure 2.2 : Plan 1/2 de l'AFC « floristique »

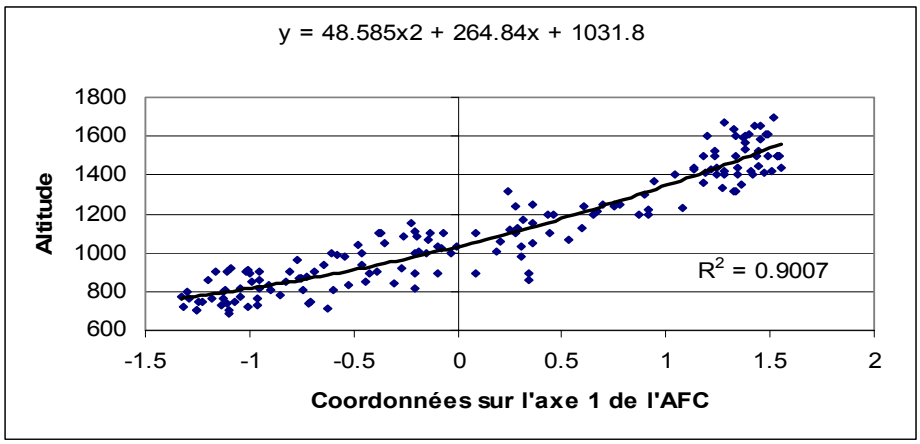


Figure 2.3 : Comparaison entre l'altitude des relevés et les coordonnées des points-relevés selon l'axe 1 de l'AFC floristique « n = 164 relevés ».

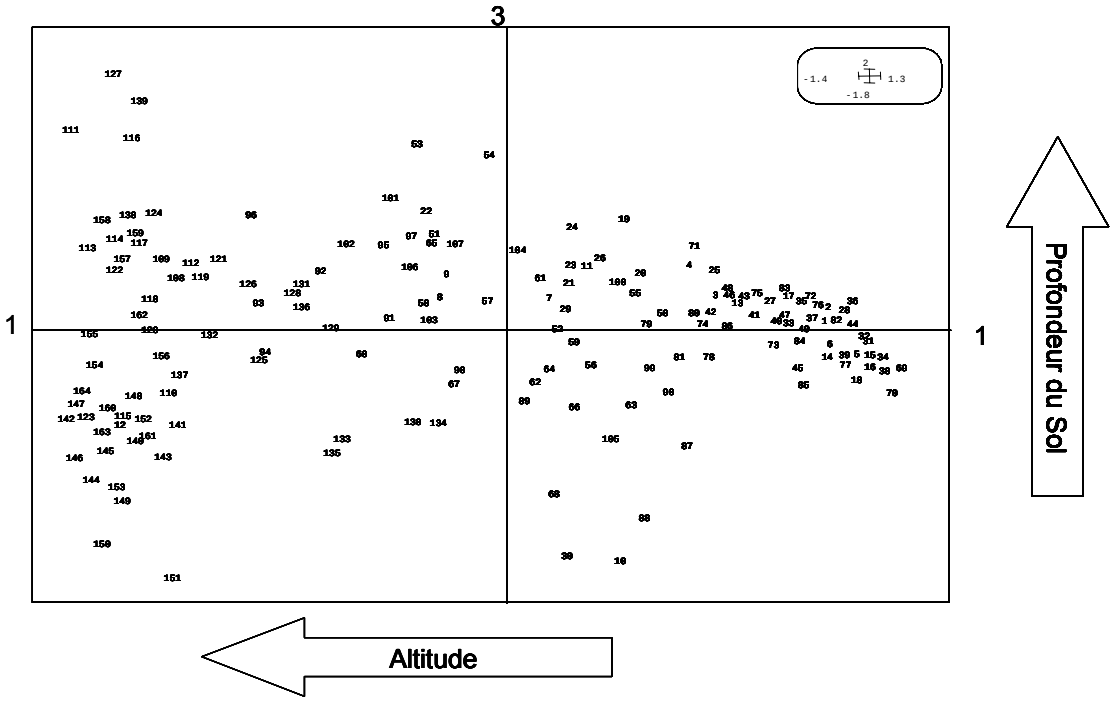


Figure 2.4 : Plant 1/3 de l'AFC floristique, projection des relevées.

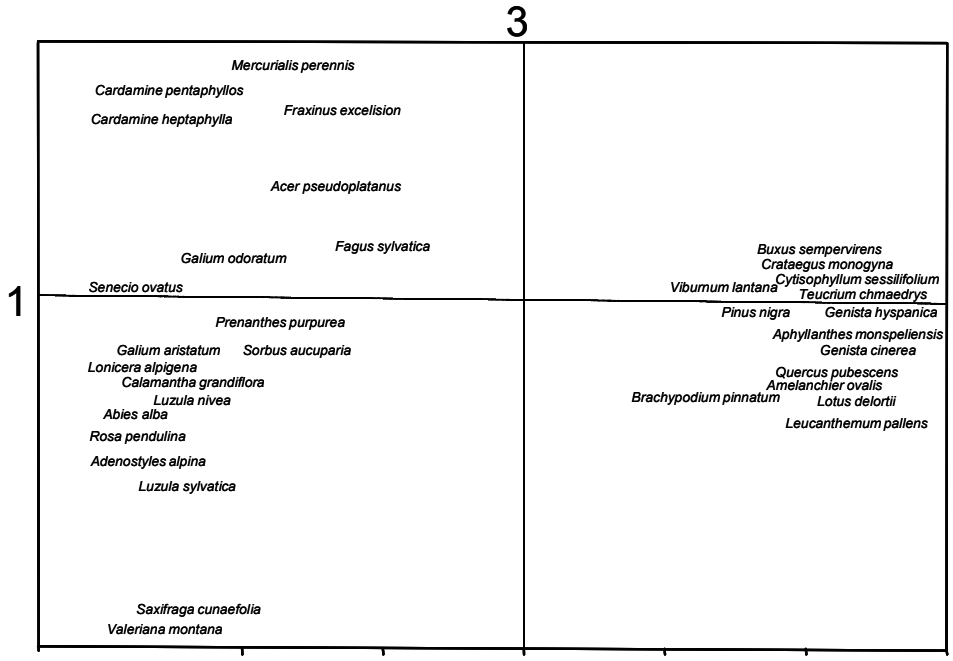


Figure 2.5 : Plans 1/3 de l'AFC floristique, projection des espèces ayant les plus fortes contributions

2.3.1- Caractérisation des groupements végétaux

2.3.1.1- Elaboration des groupes

Les relevés floristiques (abondance/dominance) traités par Analyse Factorielle des Correspondances (AFC) ont été regroupés grâce à une classification ascendante hiérarchique (CAH). Grâce à celle-ci, nous avons identifié sept groupes de placettes (Figure 2.6).

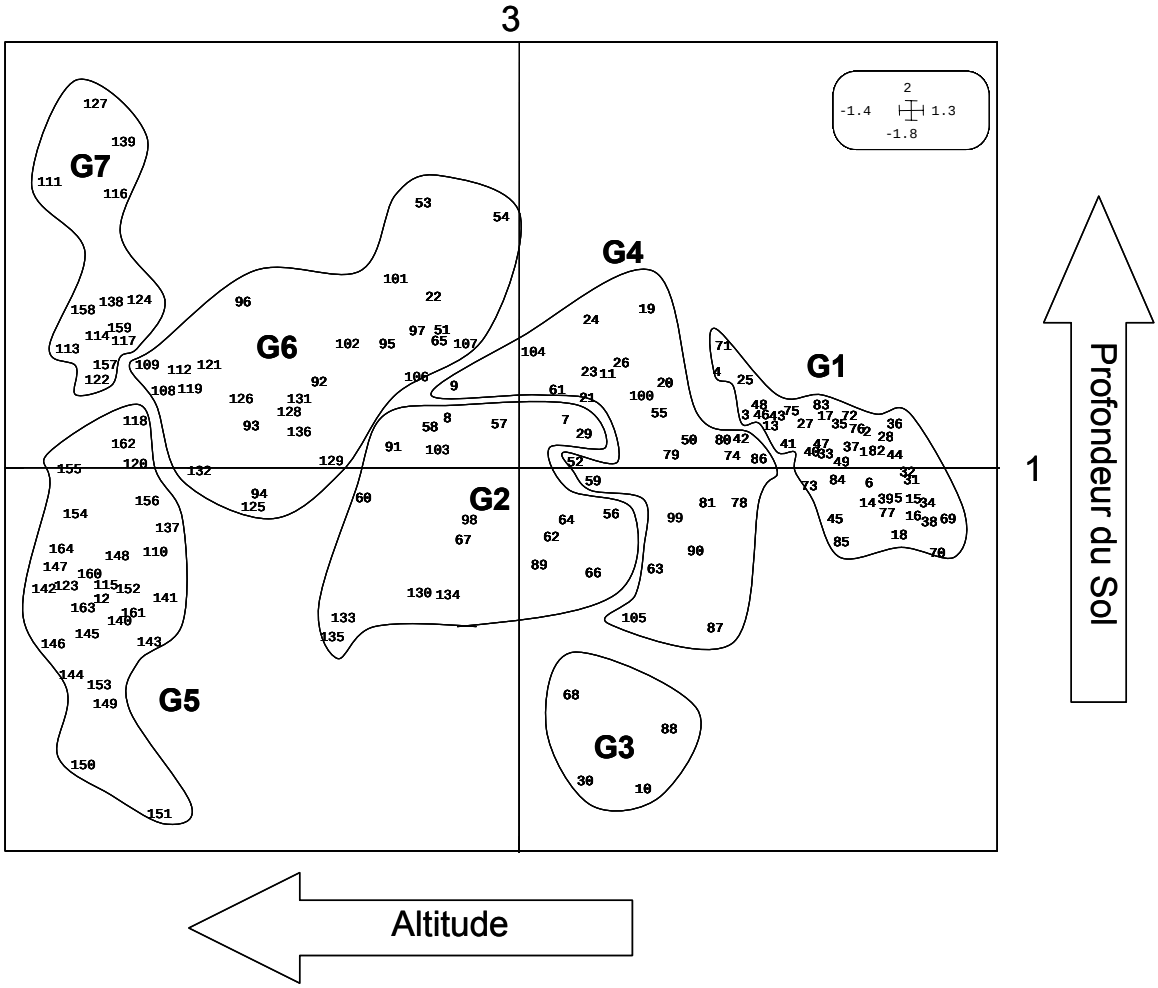


Figure 2.6 : AFC réalisée sur la matrice floristique, projection sur les axes 1 et 3 et regroupement en CAH, distribution des 7 groupes.

Les résultats de l'AFC, complétés de la CAH effectuée sur l'ensemble des relevés, ont permis de distinguer sept groupes, chacun d'eux contenant plusieurs types de peuplement variant selon la méthode de gestion adaptée par l'Office Nationale des Forêts. La Figure 2.7, (cf. annexe VIII) présente la composition de chaque groupe en type de peuplement au sein de l'ONF.

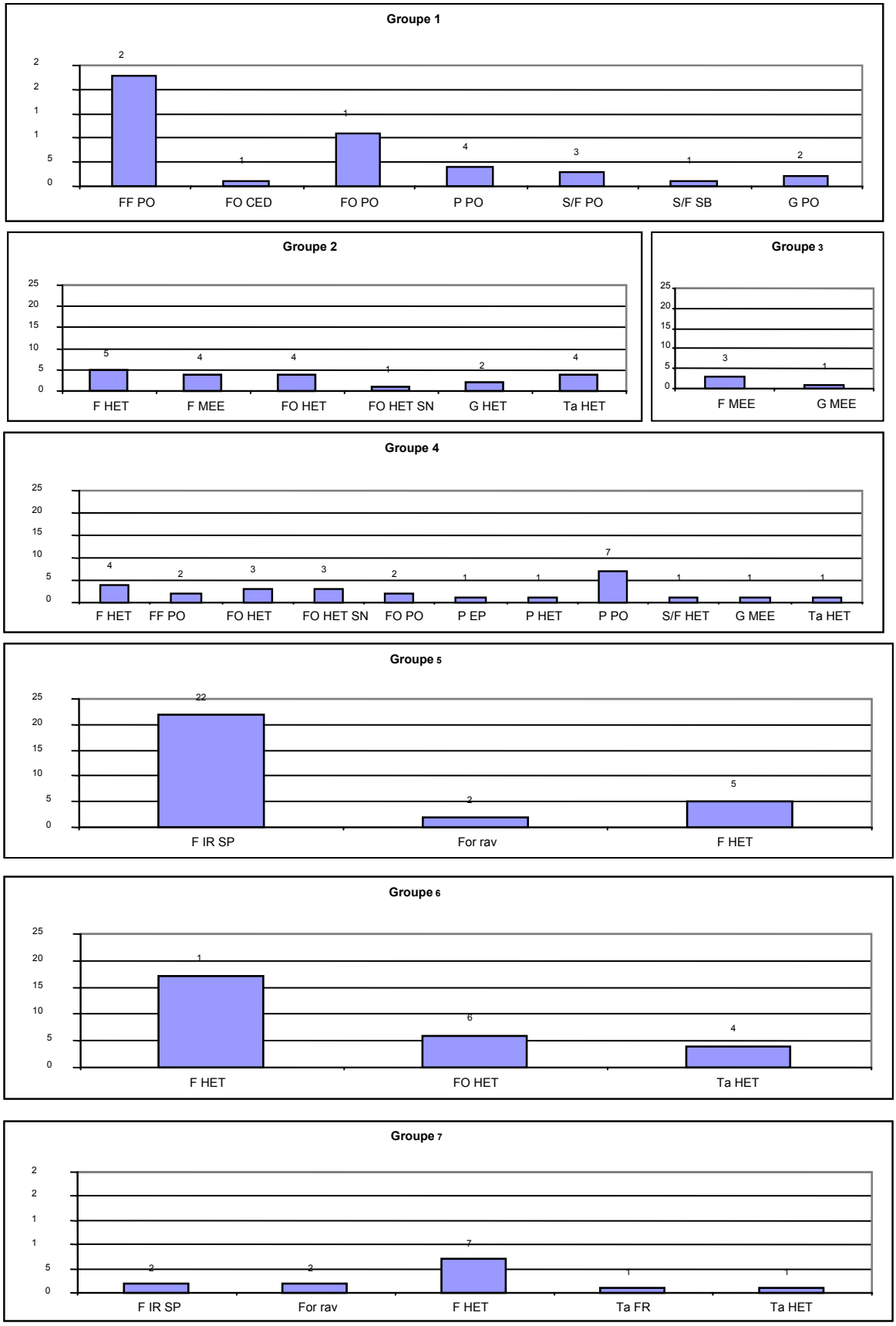


Figure 2.7 : Comparaison groupes floristiques/type de peuplement forestier, (nombre des relevés en ordonné cf. annexe VIII).

Il en ressort que la typologie « floristique » ne correspond pas toujours à celle des peuplements forestieèrs, notamment pour les formations de basse altitude où les pratiques de gestion ont modifié la physionomie sans affecter les potentialités écologiques.

Structure verticale de la végétation

Selon les 164 relevés, le versant nord de la montagne de Lure se compose de 71% d'herbacées, 3% de sous-arbrisseaux, 10% d'arbrisseaux, 6% d'arbustes et 19% d'arbres (Figure 2.8).

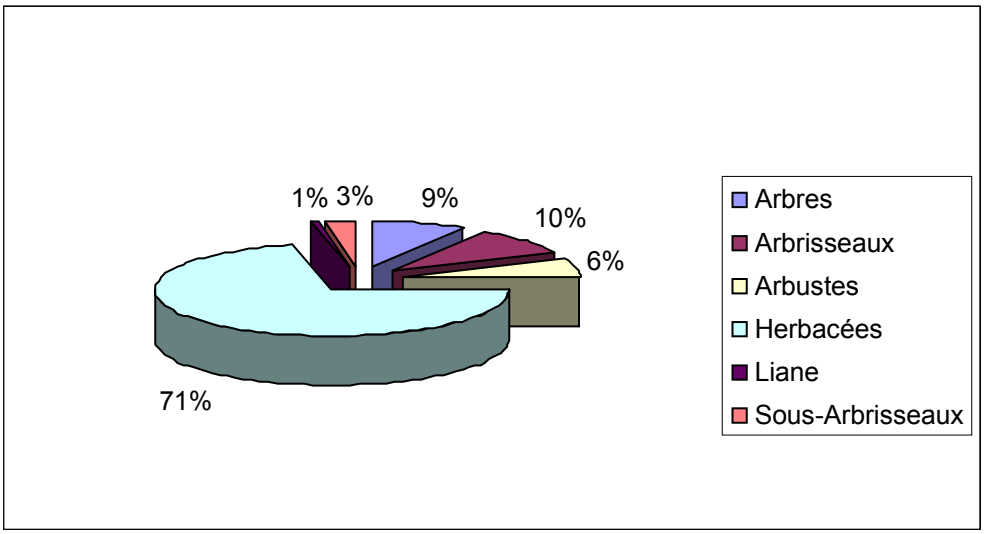


Figure 2.8 : Structure verticale de la végétation

L'étude comparative de la structure verticale qui est réalisée sur les 7 groupes montre que cette répartition est relativement homogène, à l'exception du groupe 6 qui se compose d'un nombre moins important d'espèces herbacées, mais d'une abondance accrue d'arbres. Ce groupe contient le hêtre comme essence principale et la structure sylvicole y est variée (futaie fermée sur souche, futaie ouverte, taillis, Figure 2.9).

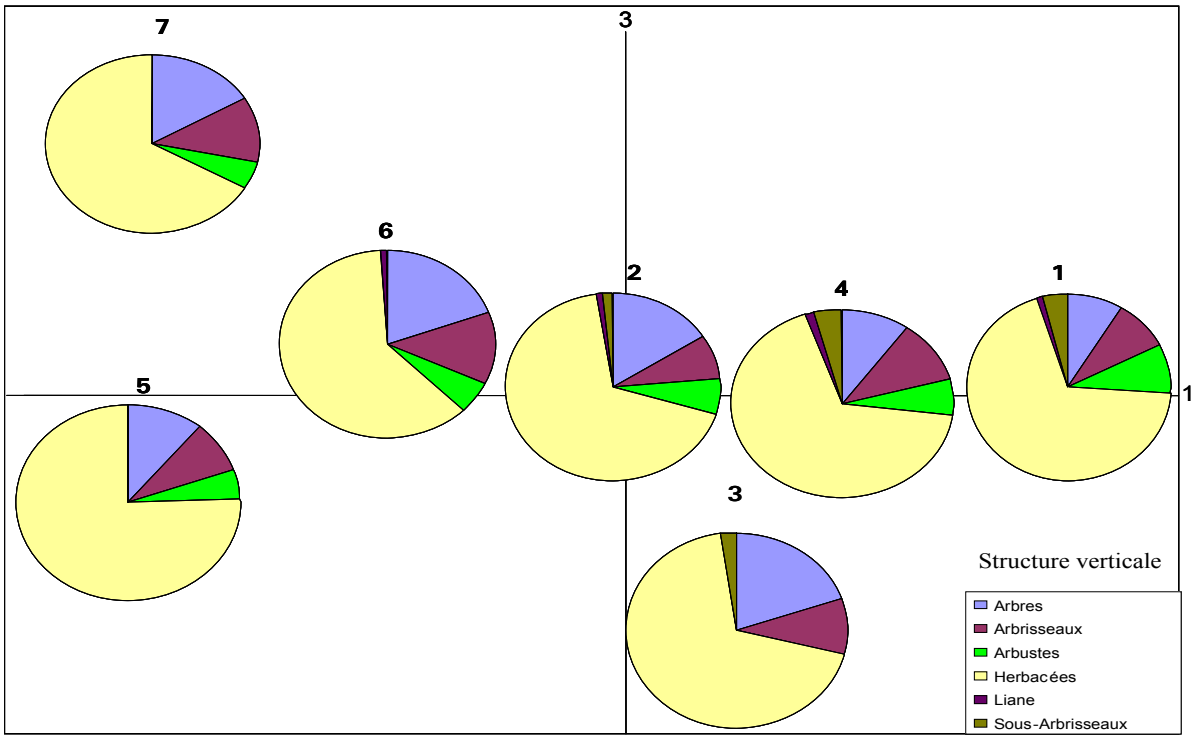


Figure 2.9 : Composition de la structure verticale moyenne de la végétation (représentée sur le plan 1/3 de l'AFC floristique)

Traits biologiques et écologiques

Pour chaque groupe nous avons représenté les spectres sur chaque type de traits. Un test du Chi 2 a été réalisé afin d'obtenir la significativité pour chaque trait. Cette méthode permet le suivi des traits à travers les 7 groupes.

- Type biologique

Chaque type biologique a été étudié séparément en fonction des sept groupes (Figure 2.10a). Les résultats fournissent plusieurs renseignements :

L'augmentation des espèces géophytes en fonction de l'altitude avec une significativité de $p<0.03$ est un indicateur de l'augmentation des espèces des forêts anciennes et de la diminution de l'impact humain. La diminution des Chamephytes en fonction de l'altitude, avec une significativité de $p< 0.02$, indique la progression des forêts de montagne. Les phanérophytes, qui augmentent en milieu de versant, avec une significativité de $p<0.01$, renseignent sur la fermeture importante de la forêt (hêtre et mélèze). En ce qui concerne les hémicryptophytes, leur présence augmente dans les groupes 2, 3 et 5, avec une significativité de $p>0.00$.

Enfin, pour les thérophytes et nanophanérophytes, on ne peut observer de changement les répartitions parmi les sept groupes, compte-tenu des valeurs de significativité (respectivement $p<0.048$ et $p<0.06$).

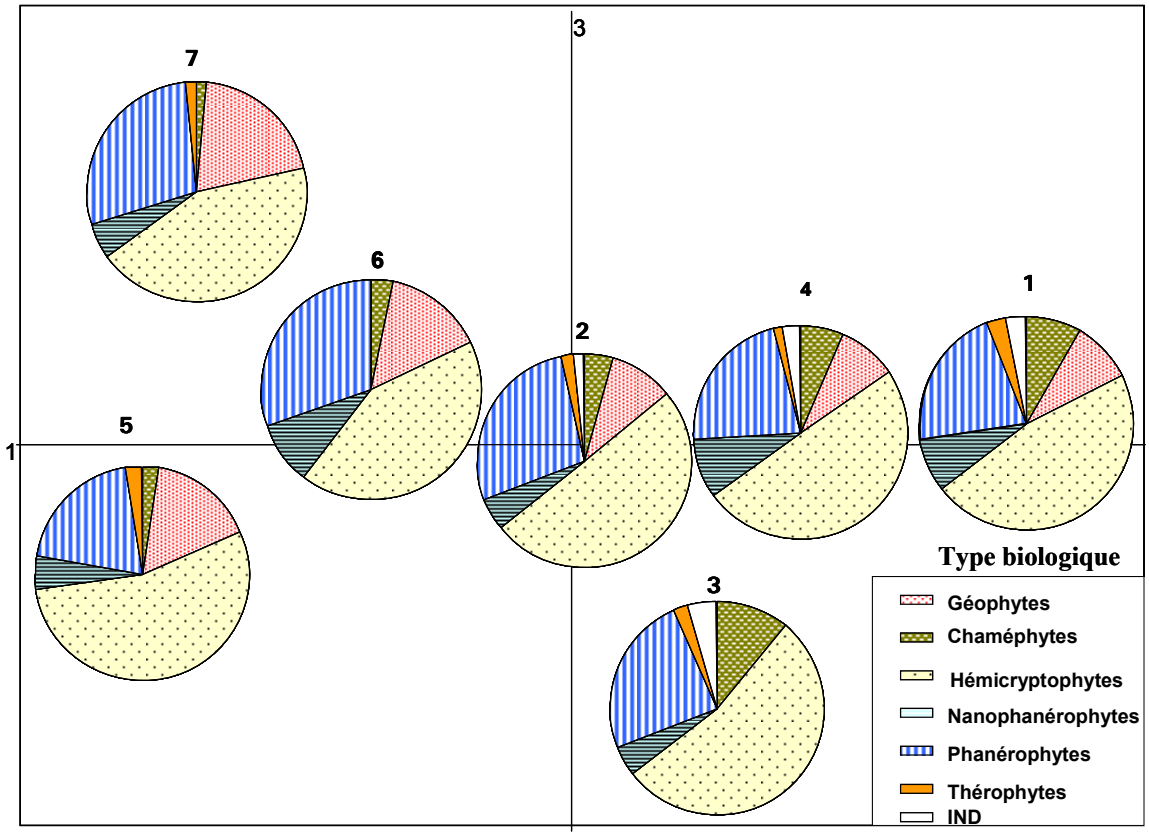


Figure 2.10a : Spectre de type biologiques pour chaque groupes – projection sur la plans 1/3 de l'AFC « floristique »

- Stratégie de Grime :

L'augmentation des espèces compétitrices ($p<0.01$) indique la progression vers un milieu forestier plus mâture (Figure 2.11b), et la diminution des espèces stress-tolérantes en fonction de l'altitude indique l'amoindrissement des facteurs écologiques défavorables (sécheresse, ensoleillement). Les espèces de type CS sont plus abondantes dans les groupes situés dans la partie haute de la montagne. En ce qui concerne les espèces R, SR et CR, elles ne montrent pas de différence significative dans leur répartition.

- Type de dissémination des graines :

Les espèces anémochores sont plus abondantes dans le groupe 3 (Figure 2.12c), ($p< 0.01$). Ce groupe, dominé par la reboisement du mélèze, contient des espèces d'éboulis de milieu ouvert comme *Arrhenaterum elatius*, *Linaria repens, et Phyteum orbiculare.* Les zoochores ($p< 0.01$) sont riches dans les groupes 6 et 7, où le milieu est au contraire très fermé. Les espèces myrmécochores ($p< 0.01$) semblent distribuées de manière assez homogène dans tous les groupes à l'exception du groupe 3 qui en admet une proportion plus importante. Enfin, les autochores et les barochores possèdent une répartition identique entre les 7 ensembles ($p< 0.01$).

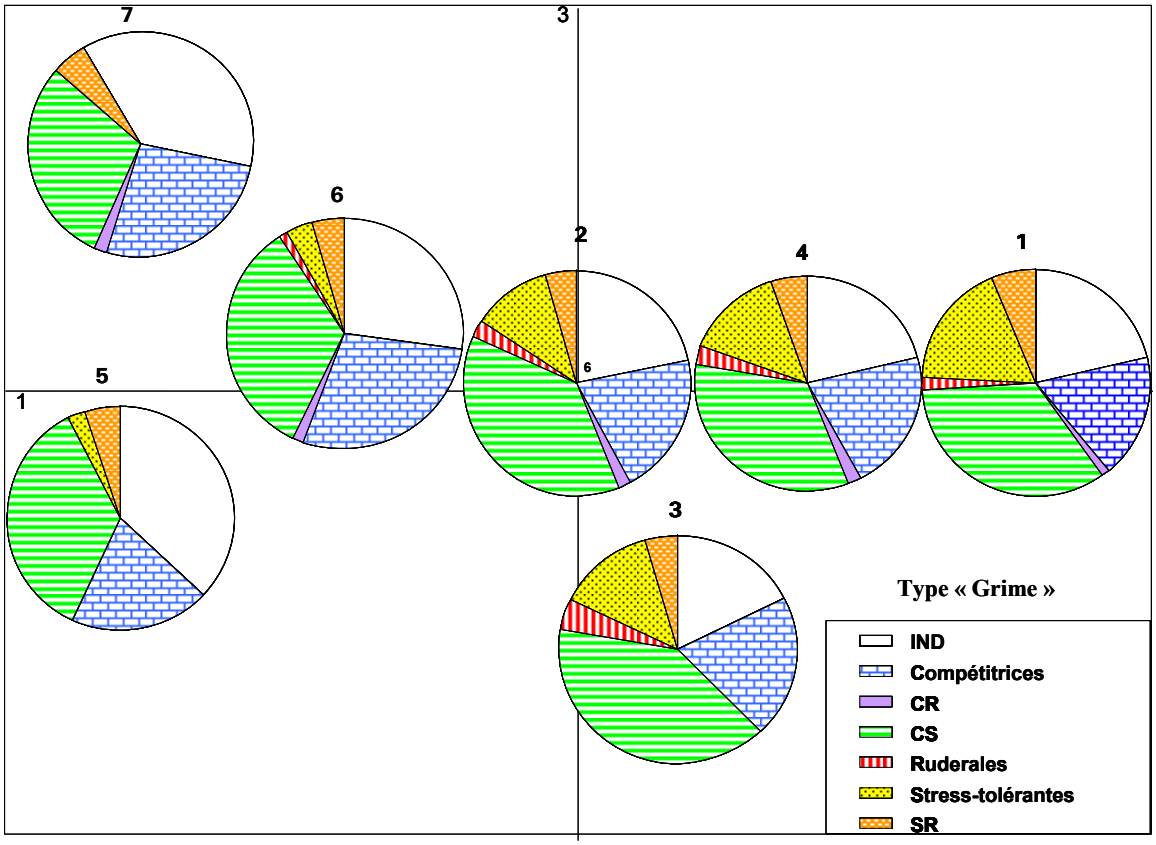


Figure 2.11b : Spectre de stratégie de Grime pour chaque groupes – projection sur la plans 1/3 de l'AFC « floristique »

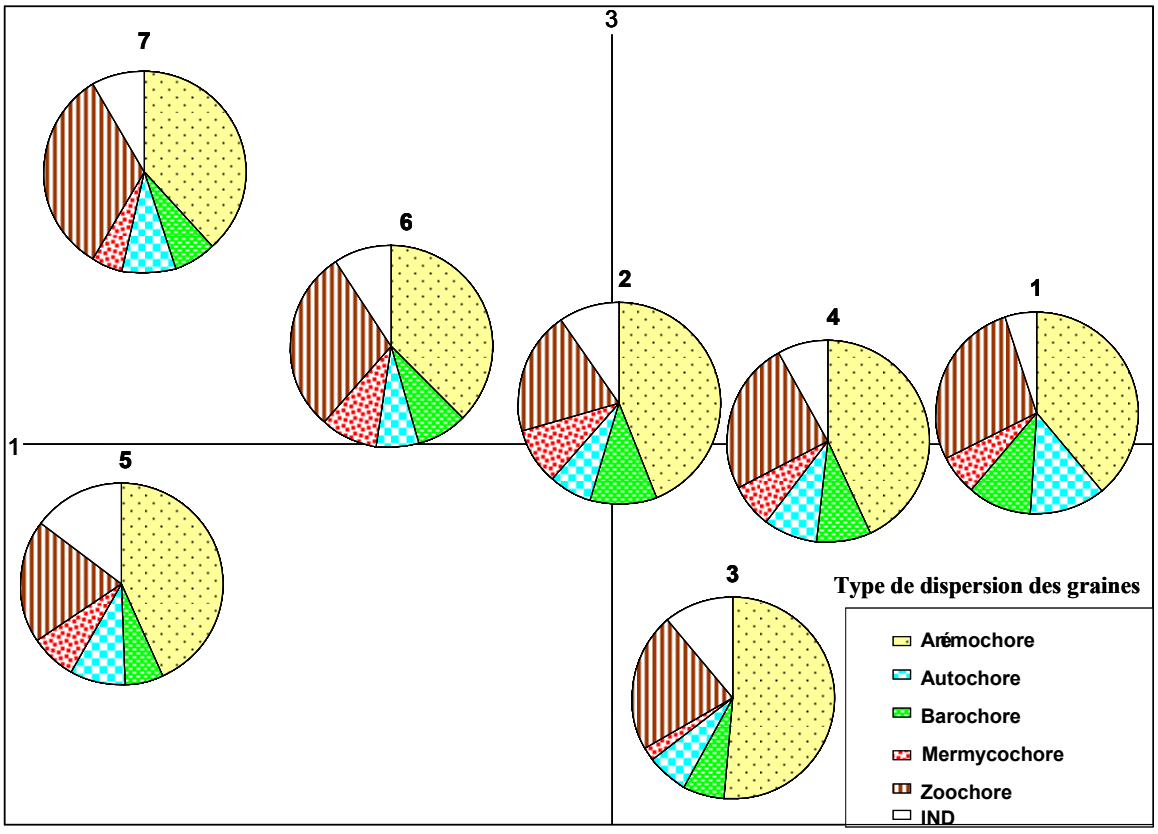


Figure 2.12c : Spectre de type de dispersion des graines pour chaque groupes – projection sur la plans 1/3 de l'AFC « floristique »

- Type dynamique :

La répartition des espèces forestières parmi les sept groupes obtenus fournit plusieurs types de renseignements (Figure 2.13d). Ces espèces augmentent de manière significative en fonction de l'altitude ($p < 0.01$). Les espèces de pelouses, de pelouses préforestières et de fruticées diminuent selon un gradient représenté par les groupes 1 à 7 ($p < 0.01$). Les espèces pionnières ($p < 0.01$) sont présentes dans tous les groupes, sauf dans celui du sapin pectiné, ce qui renseigne sur le stade de maturation de cette forêt. Enfin, l'abondance des espèces de pelouses, de pelouses préforestières et de fruticées est un indicateur du degré de mixité des stades forêts et pelouses.

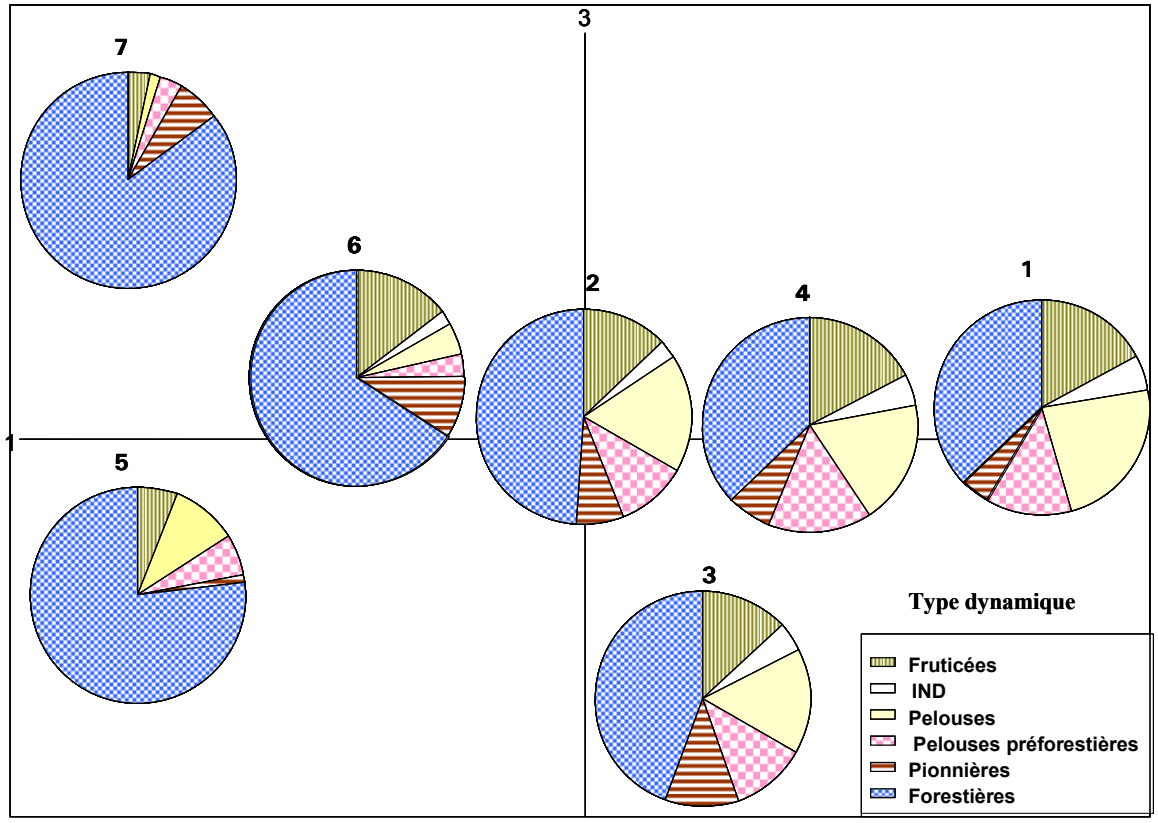


Figure 2.13d : Spectre de type dynamique pour chaque groupes – projection sur la plans 1/3 de l'AFC « floristique »

2.3.1.2- Caractérisation des groupes

L'indice de caractérisation IC, a été calculé pour toutes les espèces (cf. tableaux floristique joints en annexe), et les dix meilleurs « caractéristiques » de chaque groupement on été regroupées dans la (Tableau 2.3) et (Figure 2.14).

Tableau 2.3 : Principales espèces « caractéristiques » des différents groupements individualisés. (avec les valeurs de l'indice des caractérisation)

G1	
Aphyllanthes monspeliensis	0.8
Genista hispanica hispanica	0.79
Buxus sempervirens	0.76
Quercus pubescens pubescens	0.74
Pinus nigra	0.74
Genista cinerea	0.73
Leucanthemum pallens	0.76
Cytisophyllum sessilifolium	0.71
Teucrium chamaedrys	0.70
Amelanchier ovalis	0.70

G2	
Campanula persicifolia	0.52
Orthilia secunda	0.51
Larix decidua	0.48
Cotoneaster integerrimus	0.41
Mycelis muralis	0.34
Fragaria vesca	0.37
Abies nordmanniana	0.36
Poa nemoralis	0.33
Cephalanthera rubra	0.31
Aquilegia vulgaris	0.30

G3	
Silene vulgaris	0.67
Sedum sp.	0.5
Linaria repens	0.5
Sesleria caerulea	0.4
Thymus serpyllum	0.36
Rumex scutatus	0.33
Pinus sylvestris	0.28
Arrhenatherum elatius	0.29
Silene dioica	0.25
Larix decidua	0.23

G7	
Cardamine pentaphyllos	0.76
Cardamine heptaphylla	0.6
Urtica dioica	0.53
Dryopteris felix-mas	0.44
Mercurialis perennis	0.41
Fraxinus excelsior	0.4
Senecio ovatus	0.40
Actaea spicata	0.36
Aconitum lycoctonum	0.36
Polygonatum verticillatum	0.35

G4	
Lathyrus pratensis	0.43
Pinus nigra	0.42
Brachypodium pinnatum	0.40
Tilia cordata	0.38
Buxus sempervirens	0.38
Solidago virgaurea	0.37
Abies nordmanniana	0.36
Larix decidua	0.36
Lonicera xylosteum	0.34
Acer monspessulanum. subsp.martinii	0.33

G5	
Adenostyles alpina	0.9
Luzula sylvtica	0.84
Rosa pendulina L.	0.73
Lonicera alpigena	0.74
Abies alba	0.67
Senecio ovatus	0.66
Calamintha grandiflora	0.65
Luzula nivea	0.63
Saxifraga cunaefolia	0.59
Galium aristatum L.	0.59

G6	
Laburnum anagyroides	0.48
Lathyrus vernus	0.48
Acer pseudoplatanus	0.41
Luzula nivea	0.41
Sorbus aucuparia	0.40
Fraxinus excelsior	0.39
Poa nemoralis	0.37
Salix caprea	0.33
Cephalanthera rubra	0.33
Prenanthespurpurea	0.33

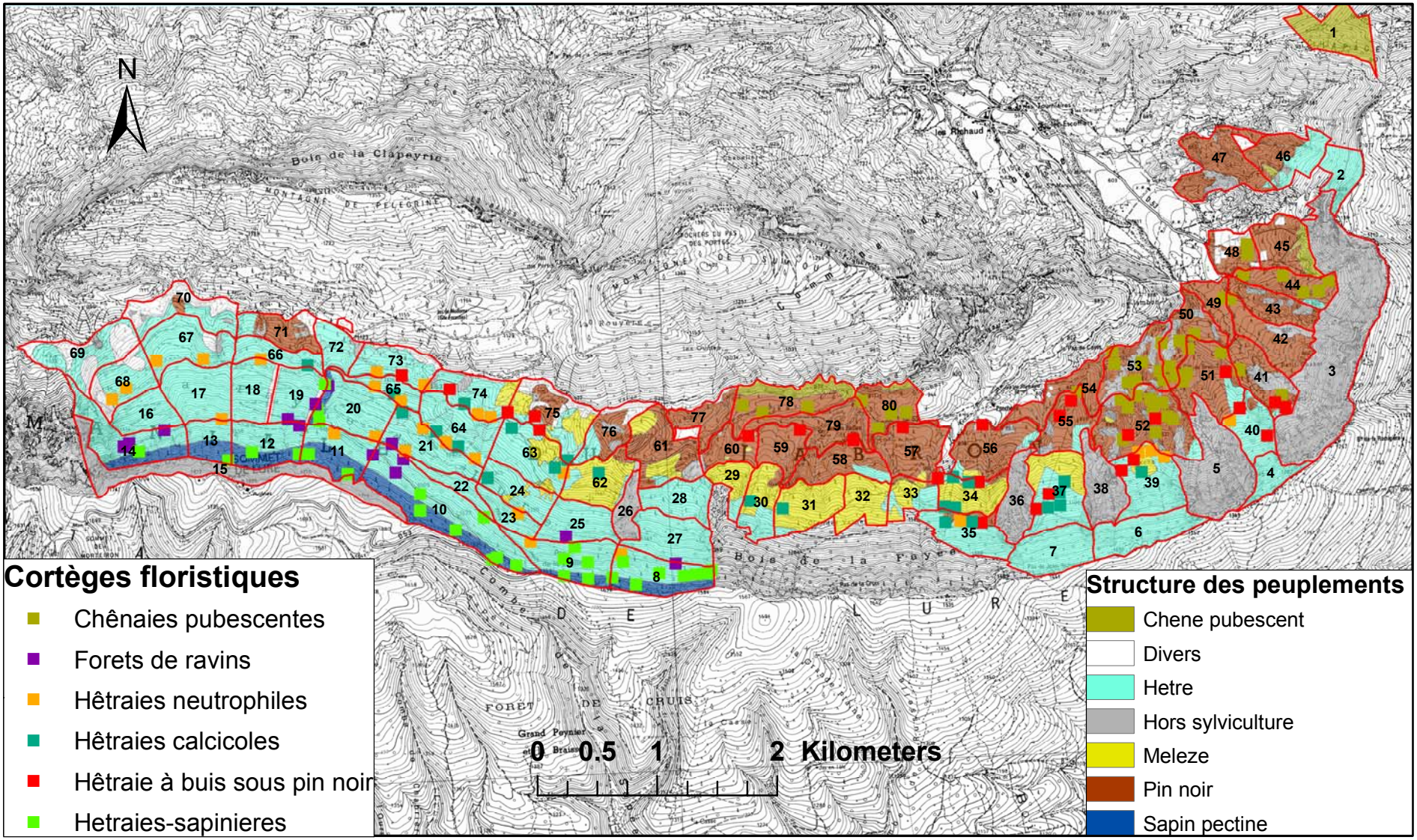


Figure 2.14 : Répartition des groupes floristiques selon le résultat de l'AFC et la CAH (les groupes 2 et 3 sont regroupés)

1- Groupe 1 :

Le groupe 1 se compose de 45 relevés, correspondant à des peuplements de pin noir (Figure 2.15).

Ce groupe est caractérisé par les espèces xérophiles et héliophiles de la chênaie pubescente très ouverte de l'étage supra-méditerranéen inférieur comme *Aphylanthes monspeliensis, Genista cinerea, Genista hispanica, Leucanthemum pallen* et les essences ligneuses hautes de bois clairs (*Cytisophyllum sessilifolium, Amelanchier ovalis, Buxus sempervirens*). *Quercus pubescens* et *Fagus sylvatica* sont toujours présents dans les strates basses avec une régénération importante mais toujours dominée par *Pinus nigra*.

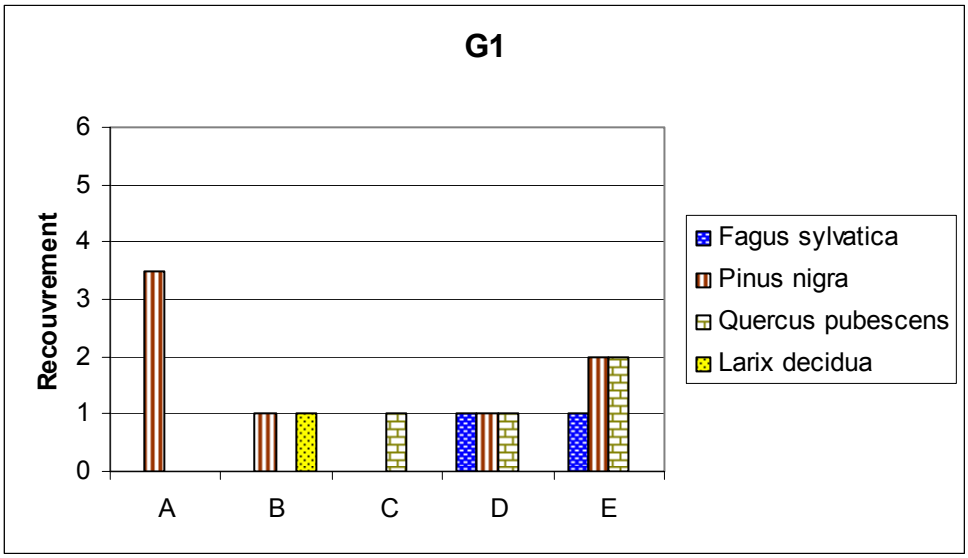


Figure 2.15 : Recouvrement médian des quatre principales espèces arborescentes du groupe 1– représentation des 5 strates : A= arbres hauts (h>10m) ; B = arbres (4-10 m) ; C= arbustes hauts (2-4 m) ; D = arbustes (0.5 – 2 m) ; E= herbacées (<0.5 m).

2- Groupe 2 :

Le groupe 2 se compose de 20 relevés. Il est dominé par le hêtre (Figure 2.16) mais quelques relevés dominés par le mélèze sont également présents. Les peuplements dominés par le hêtre ont subit plusieurs types de traitements (futaie, taillis, semis).

Ce groupe est caractérisé par des espèces de hêtraie calcicole sub-méditerranéenne et/ou montagnarde comme : *Poa nemoralis*, espèce indicatrice des forêts mixtes de feuillus, ainsi que plusieurs espèces forestières comme *Mycelis muralis, Fragaria vesca, Aquilegia vulgaris*. Ce groupe comporte aussi des espèces indicatrices de la hêtraie sèche et ouverte comme *Orthilia secunda, Campanula persicifolia,* des espèces

xérophiles qui font partie du cortège floristique de la chênaie pubescente climacique et de la hêtraie sèche comme *Cephalanthera rubra*. De plus, il renferme une essence frugale *Larix decidua* qui peut supporter les conditions particulières associées à un sol superficiel.

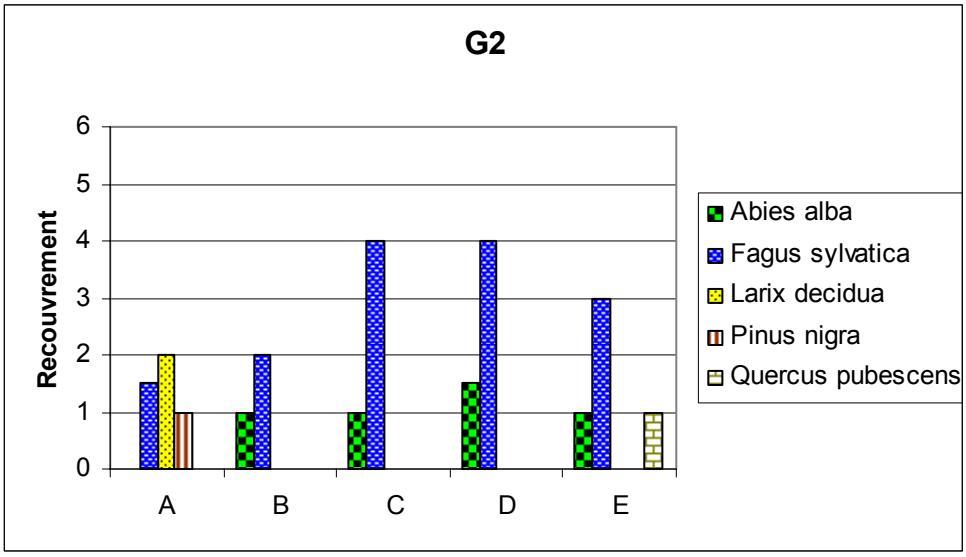


Figure 2.16 : Recouvrement médian des quatre principales espèces arborescentes du groupe 2– représentation des 5 strates : A= arbres hauts (h>10m) ; B = arbres (4-10 m) ; C = arbustes hautes (2-4 m) ; D= arbustes (0.5 – 2 m) ; E= herbacées (<0.5 m).

3- Groupe 3 :

Le groupe 3 se compose de 4 relevés, il est dominé par le mélèze d'Europe (Figure 2.17). Il comporte un cortège floristique adapté aux conditions édaphiques relativement sèches.

Ce groupe présente un cortège proche de celui du groupe 2 avec cependant des différences, notamment la présence d'espèces d'éboulis comme *Linaria repens* et de coupes forestières comme *Arrhenatherum elatius, Silene vulgaris, Rumex scutatus*.

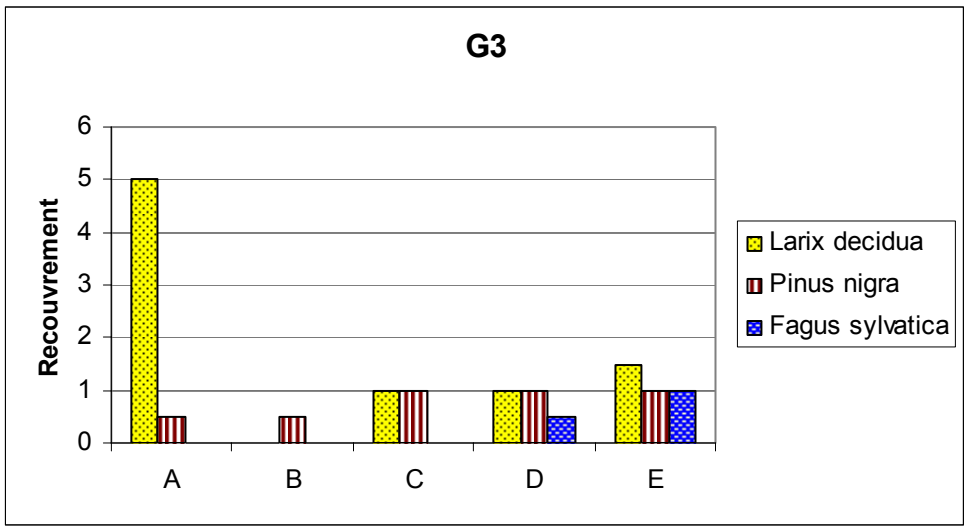


Figure 2.17 : Recouvrement médian des quatre principales espèces arborescentes du groupe 3- représentation des 5 strates : A= arbres hauts (h>10m) ; B = arbres (4-10 m) ; C= arbustes hauts (2-4 m) ; D = arbusts (0.5 – 2 m) ; E= herbacées (<0.5 m).

4- Groupe 4 :

Le groupe 4 se compose de 26 relevés, il est dominé par le hêtre sous divers traitements sylvicoles (futaie fermé, futaie ouverte, semis, taillis…) (Figure 2.18).

Ce groupe est caractérisé par des espèces de hêtraie à buis sub-méditerranéennes

Son cortège floristique est proche de celui du groupe 1, cependant de nouvelles espèces apparaissent notamment des espèces de bois clair et de pelouses comme *Lathyrus pratensis*, *Solidago virgurea* et des espèces inféodées aux sols relativement profonds comme *Tilia cordata*.

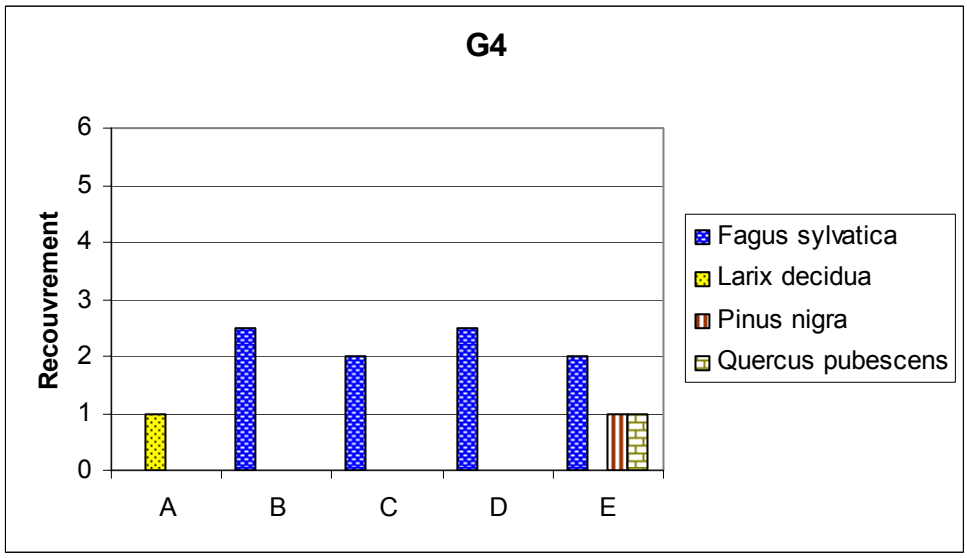


Figure 2.18 : Recouvrement médian des quatre principales espèces arborescentes du groupe 4 représentation des 5 strates : A= arbres hauts (h>10m) ; B = arbres (4 10 m) ; C= arbustes hauts (2-4 m) ; D= arbustes (0.5 – 2 m) ; E= herbacées (<0.5 m).

5- Groupe 5 :

Le groupe 5 rassemble 29 relevés. Il est dominé par des futaies irrégulières à sapin pectiné (Figure 2.19).

Son cortège floristique, comportant des espèces caractéristiques des hêtraies-sapinières, regroupe des espèces comme *Lonicera alpigena, Rosa pendulina, Calamantha grandiflora, Adenostyles alpina, Luzula sylvatica, Saxifraga cuneifolia, Galium aristatum, Prenanthes purpurea* et des espèces indicatrices de trouées forestières issues de chablis comme *Senecio ovatus*. Ce groupe présente quelques espèces frugales caractéristique des affleurements rocheux et des sols superficiels.

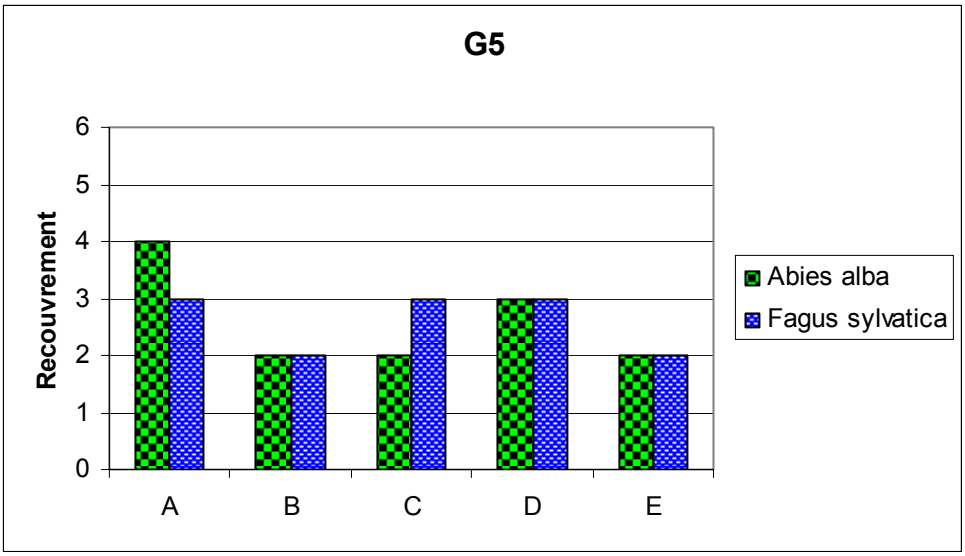


Figure 2.19 : Recouvrement médian des quatre principales espèces arborescentes du groupe 5 représentation des 5 strates : A= arbres hauts (h>10m) ; B = arbres (4-10 m) ; C= arbustes hauts (2-4 m) ; D= arbustes (0.5 – 2 m) ; E= herbacées (<0.5 m).

6- Groupe 6 :

Ce groupe se compose de 24 relevés. Il rassemble majoritairement des futaies régulières de hêtre sur souche (Figure 2.20).

Son cortège floristique comporte des espèces de hêtraies neutrophyles comme *Acer pseudoplatanus*, *Lathyrus vernus, Prenanthes purpurea, Poa nemoralis et Fraxinus excelsior*, des espèces de clairières, de coupes forestières et de chablis comme *Sorbus aucuparia, Salix caprea,* mais également des espèces indicatrices de fourrés et de taillis comme *Laburnum anagyroides.* Dans ce cortège floristique d'espèces mésophiles nous pouvons noter la présence d'une espèce mésoxérophile, *Cephalanthera rubra*.

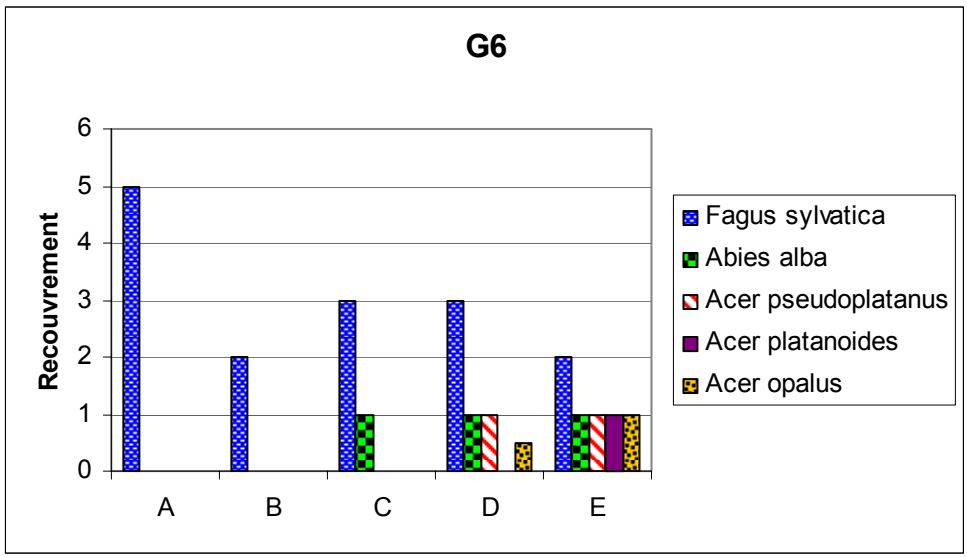


Figure 2.20 : Recouvrement médian des quatre principales espèces arborescentes du groupe 6- représentation des 5 strates : A= arbres hauts (h>10m) ; B = arbres (4-10 m) ; C = arbustes hauts (2-4 m) ; D = arbustes (0.5 – 2 m) ; E= herbacées (<0.5 m).

7- Groupe 7 :

Ce groupe se compose de 13 relevés issus de peuplements hétérogènes (hêtre, sapin, frêne) (Figure 2.21).

Son cortège floristique comporte des espèces mésophiles de ravins commune à l'érablaie et la hêtraie-sapinière comme *Cardamine pentaphyllos, Cardamine heptaphylla, Fraxinus excelsior, Dryopteris felix-mas, Adenostyles alpina, Aconitum lycoctonum* subsp. *vulparia, Actaea spicata, Mercurialis perennis*. Nous trouvons également des espèces de chablis au sein de la hêtraie-sapinière comme *Senecio ovatus*

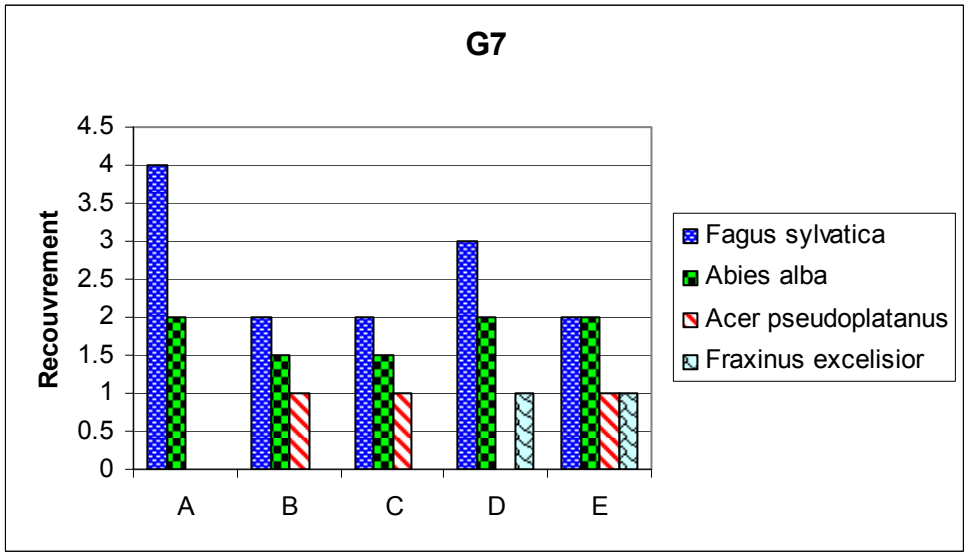


Figure 2.21 : Recouvrement médian des quatre principales espèces arborescentes du groupe 7- représentation des 5 strates : A= arbres hauts (h>10m) ; B = arbres (4 10 m) ; C = arbustes hauts (2-4 m) ; D = arbustes (0.5 – 2 m) ; E = herbacées (<0.5 m).

2.3.1.3- L'indice de dissimilarité

L'indice de Jaccard a été calculé pour les 7 groupes. Le test de Kruskal –Wallis qui a été réalisé sur la répartition de l'indice de Jaccard montre une différence significative entre les groupes. L'indice de Jaccard montre une valeur élevée dans les groupes 2, 4 et 6 qui se composent à la fois de hêtraie mesophyle et de hêtraie sèche soumises à des traitements différents (futaie fermée, futaie ouverte, semis, taillis, reboisement de mélèze). La valeur élevée de l'indice de Jaccard reflète une hétérogénéité élevée dans les deux groupes. En revanche, le groupe G5 montre la valeur la moins élevée, ce qui indique la similarité la plus importante qui est due à l'homogénéité des variables de milieu (Altitude, Pente, Exposition, ..) et la presque disparition de l'effet de la gestion (Figure 2.22).

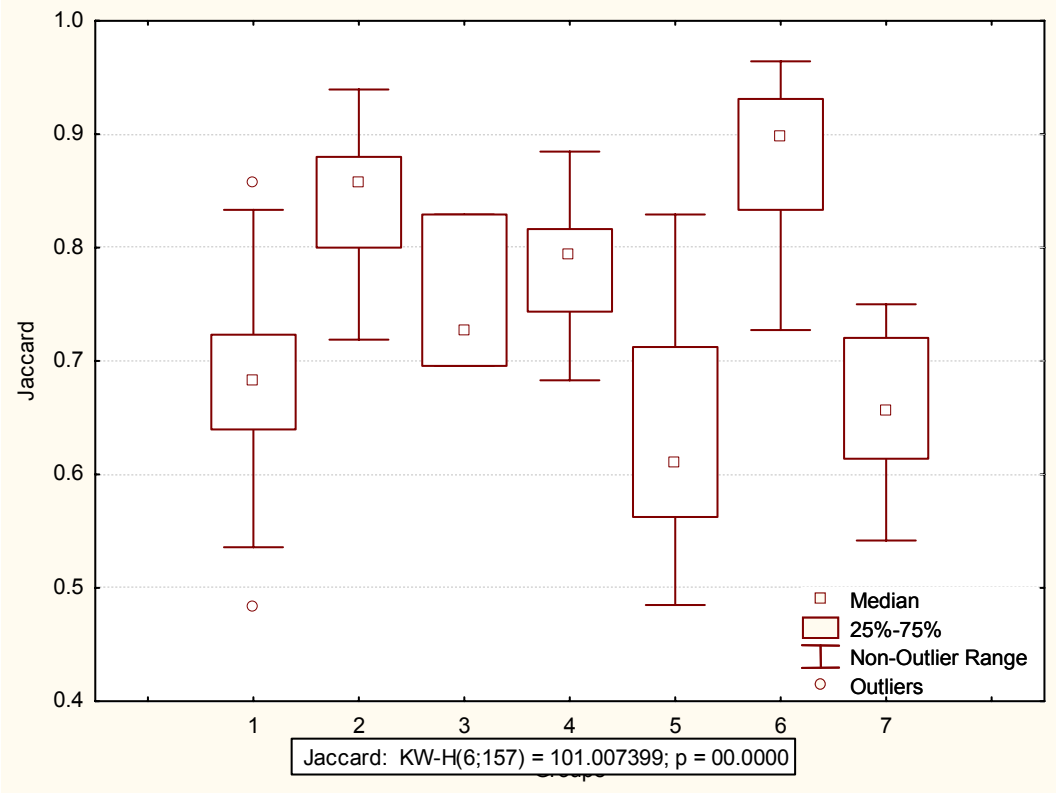


Figure 2.22 : Indice de Jaccard appliqué aux groupes floristiques

À partir de la matrice de distance de Jaccard, nous avons réalisé le Cadrage multidimensionnel non-métrique (NMDS). Avec cette méthode d'analyse, on peut éviter l'effet de corrélation entre les axes 1 et 2 dans l'AFC (effet Guttman). On constate ainsi que l'axe 1 représente un gradient altitudinal. A partir des isolignes de la richesse spécifique, on voit que l'axe 2 explique le gradient de la richesse spécifique : la partie positive de l'axe 2 regroupe les relevés les plus riches en espèces ; en revanche, la partie négative regroupe les relevés les plus pauvres en espèces (Figure 2.23). Ce qui traduit un

stress (édaphique, hydrique, éclairement) comme les groupes 6 (hêtraie fraîche) et 2 (hêtraie sèche calcicole).

Nous pouvons distinguer une assez forte variabilité de composition au sein des groupes G2, G4 (hêtraie sèche calcicole) et G6 (hêtraie fraîche) et une faible variabilité de composition au sein de G5 (hêtraie –sapinière) et G7 (sapinière érablière). On note aussi une forte distance de composition entre les groupes G1 (cortège floristique de la chênaie pubescente) et G5 (cortège floristique de la hêtraie sapinière) (Figure 2.24).

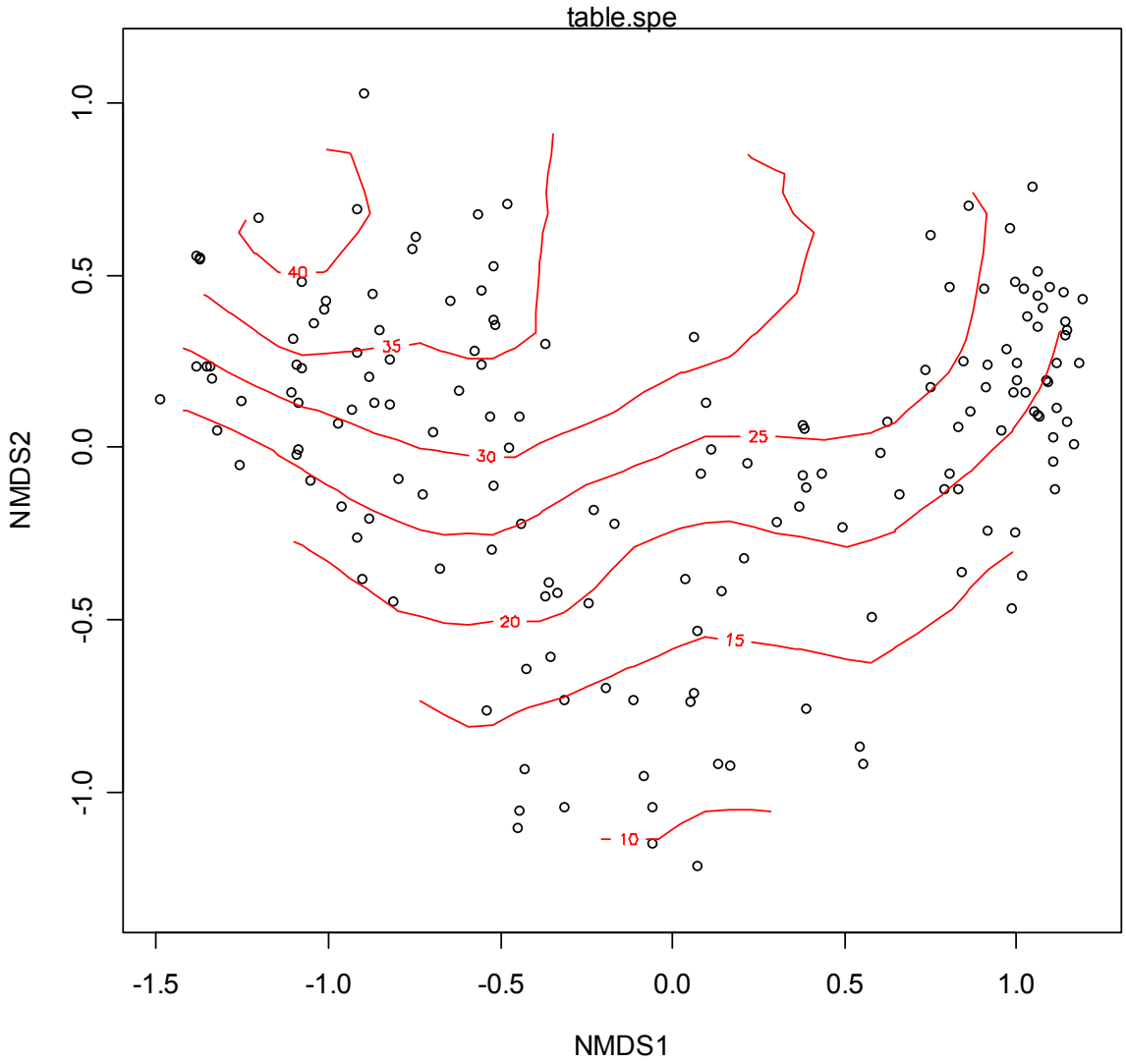


Figure 2.23 : NMDS plan1/2 à partir de la matrice de l'indice de jaccard avec les isolignes de la richesse spécifique

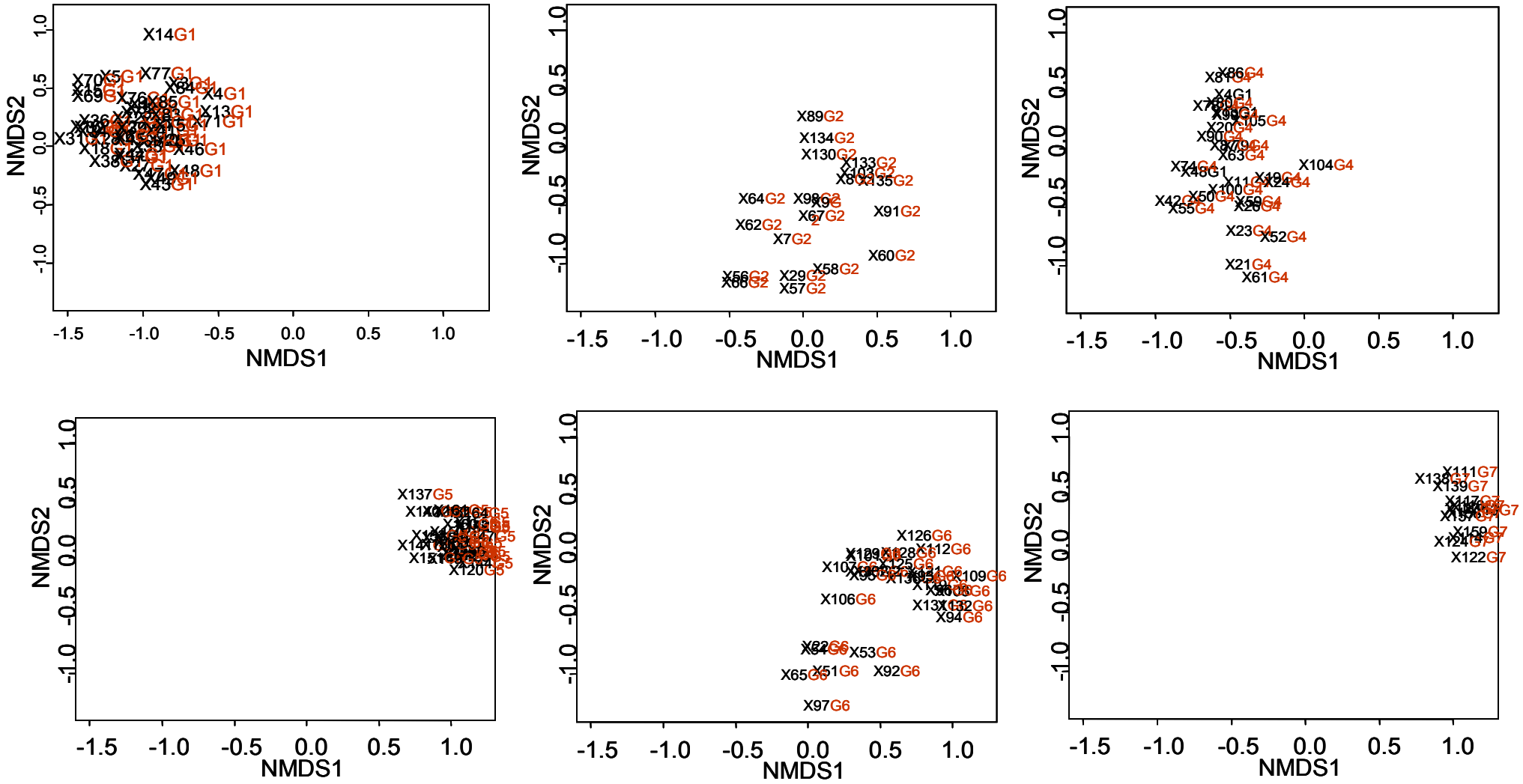


Figure 2.24 : NMDS réalisé sur les groupes : cette analyse montre la similarité élevée dans les groupes 5 (hêtraie sapinière) et 7 (forêt des ravins) et la similarité basse dans les groupes 2 et 4 (hêtraie sèche calcicole à bius)

2.3.2- Patron de diversité et groupements végétaux

On constate que le groupe G1 (chênaie pubescente et hêtraie sèche reboisée en pin noir) présente la richesse la plus élevée toutes espèces confondues, mais le nombre des espèces forestières est faible. En revanche, pour les groupes G5 et G7 (hêtraies-sapinières, sapinières érablières), la richesse des espèces est plus faible en totalité, mais le nombre des espèces forestières y est plus élevé (Figure 2.25 ; Figure 2.26) En ce qui concerne les espèces de forêt ancienne, nous trouvons que les groupes 5, 6 et 7 sont les groupes les plus riches.

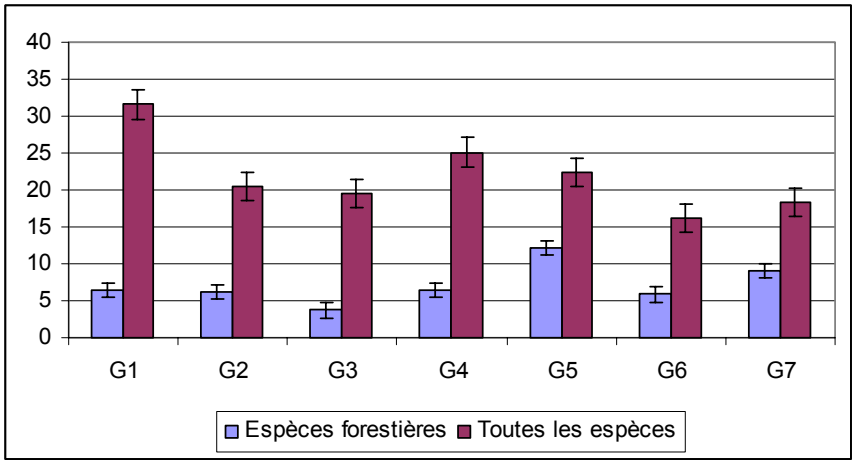


Figure 2.25 : Richesse spécifique moyenne sur l'ensemble des espèces et pour les espèces forestières.

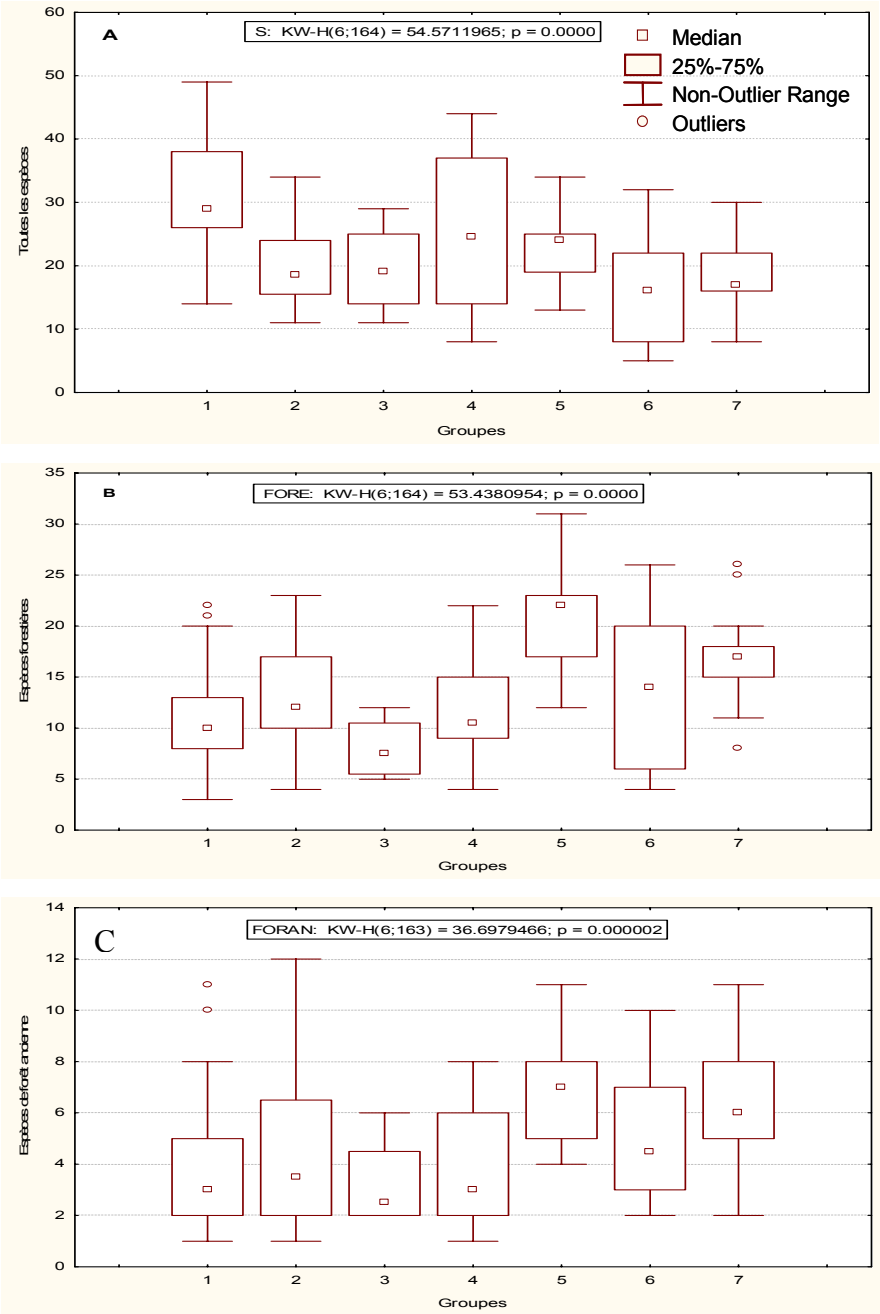


Figure 2.26 : Richesse spécifique globale, espèces forestières et espèces de forêt ancienne parmi les 7 groupes

L'indice de Shannon, résultant du calcul de la moyenne des relevés constituant le groupe, montre aussi une valeur élevée dans les groupes G5 et G7 et une valeur faible pour le groupe G3. Ce résultat ne concerne que les espèces forestières (Figure 2.27).

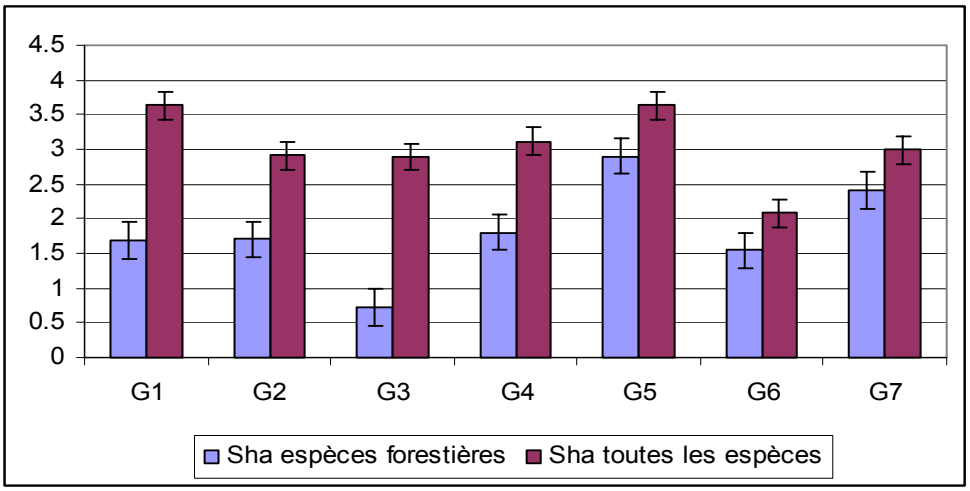


Figure 2.27 : Indice de Shannon moyen, sur l'ensemble des espèces et pour les espèces forestières

En prenant l'équitabilité comme indicateur de la biodiversité, on constate que les groupes G5 et G7 admettent les scores de diversité en espèces forestières les plus importants. Le groupe G3 contient la biodiversité la plus faible (la hêtraie sèche reboisée en mélèze). (Figure 2.28).

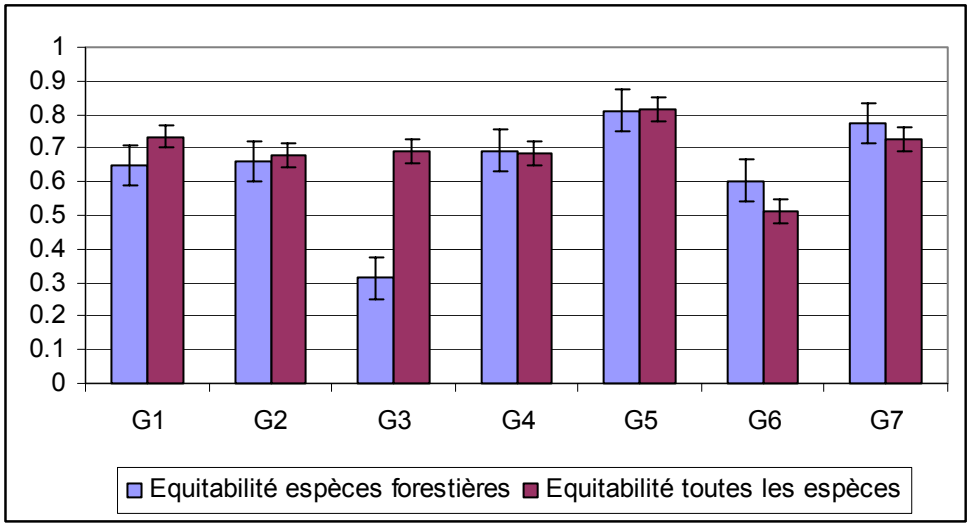


Figure 2.28 : Indice d'équitabilité moyen pour toutes les espèces et seulement les espèces forestières.

2.3.2.1- Relation entre la richesse spécifique et les facteurs « Milieu » et « Gestion »

Pour expliquer la relation entre la richesse spécifique et les facteurs du milieu et de gestion, nous avons utilisé la régression PLS qui consiste à faire un modèle y = f(X) à partir d'un tableau de variables explicatives (milieu ou gestion) et d'une variable à expliquer y (la richesse spécifique). Le but est de rechercher les facteurs de milieu et/ou de gestion qui sont corrélés à la richesse spécifique, donc qui expliquent la richesse spécifique.

On réalise deux régressions PLS différentes. La première prend en compte la richesse spécifique globale et la seconde la richesse spécifique des espèces forestières.

Les groupes 3 et 7 ne contiennent pas un nombre suffisant de relevés pour réaliser une régression.

1- Groupe1

Relation entre la richesse spécifique et les facteurs du milieu

En prenant la richesse spécifique toutes espèces confondues, la régression PLS explique 49% de la richesse spécifique pour un intervalle de confiance $p \leq 0.05\%$ (Figure 2.29). Elle montre qu'il y a une relation positive entre la richesse spécifique et le recouvrement de la strate E, le recouvrement total, le recouvrement de la strate D et la litière aérée. Cependant, la relation entre la richesse spécifique et les variables pente, rocher, altitude blocs, surface terrière et exposition sud est négative (Figure 2.29).

En revanche, en prenant la richesse spécifique des espèces forestières, la régression PLS explique 57 % de la richesse des espèces forestières pour un intervalle de confiance $p \leq 0.05\%$. Elle montre qu'il y a une relation positive entre cette richesse et la litière dense, le recouvrement de la strate totale et les semis. Cependant, la relation entre la richesse spécifique des espèces forestières et la litière aérée et les cryptogames est négative.

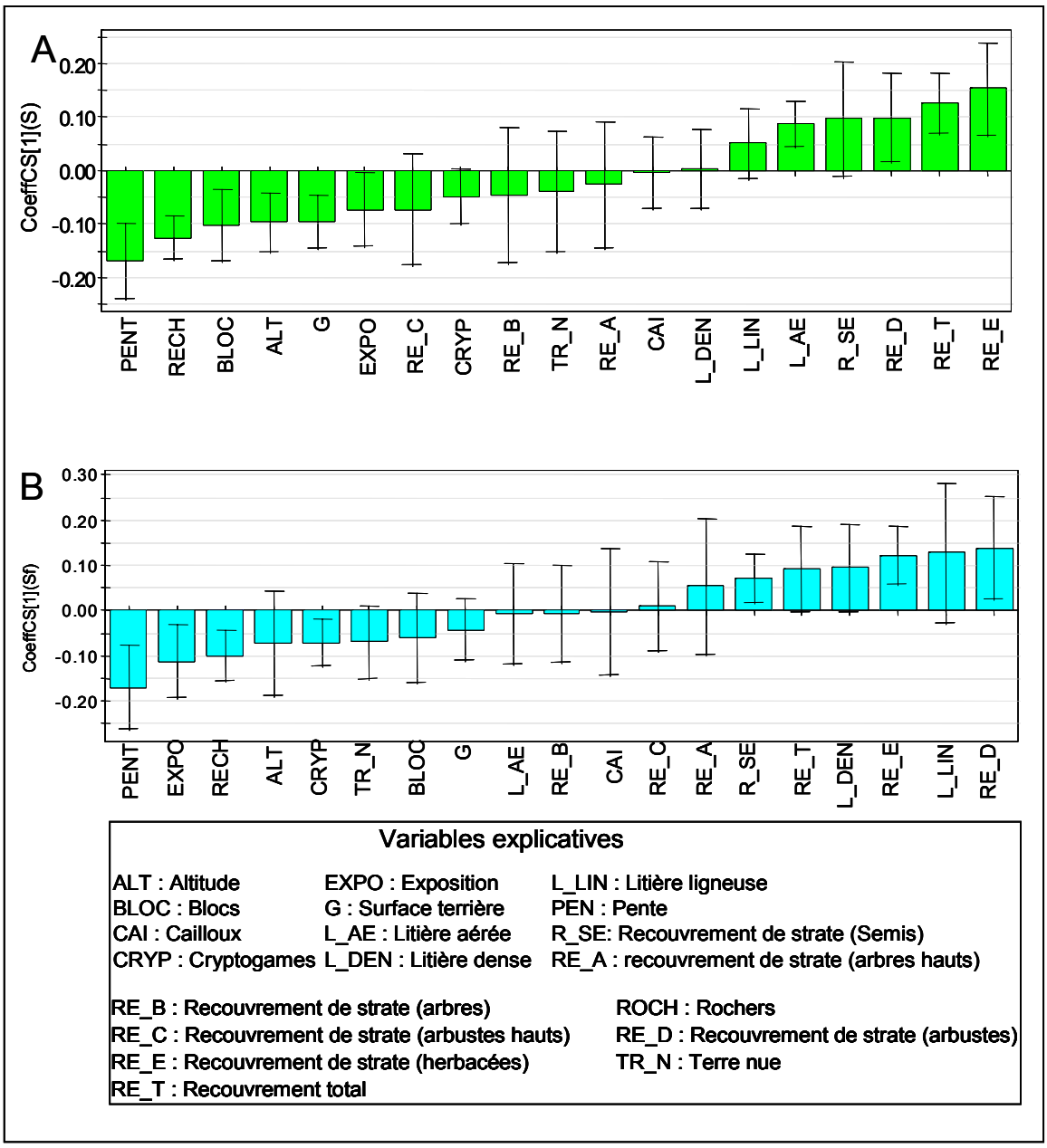


Figure 2.29 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre la richesse spécifique et les variables du milieu. Une seule composante a été retenue. La régression PLS explique 49% de la richesse spécifique globale et 57 % pour la richesse spécifique forestière pour un intervalle de confiance p≤ 0.05. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

Relation entre la richesse spécifique et la gestion

Cette régression explique 30% de la richesse spécifique globale pour un intervalle de confiance p≤ 0.05. Elle montre qu'il y a une relation positive entre la richesse spécifique et le nettoiement, la deuxième coupe secondaire et la coupe définitive. En revanche, la relation entre la richesse spécifique, la coupe d'amélioration et l'absence de traitement est négative (Figure 2.30).

En ce qui concerne la richesse spécifique forestière, la régression PLS ne révèle aucune relation significative.

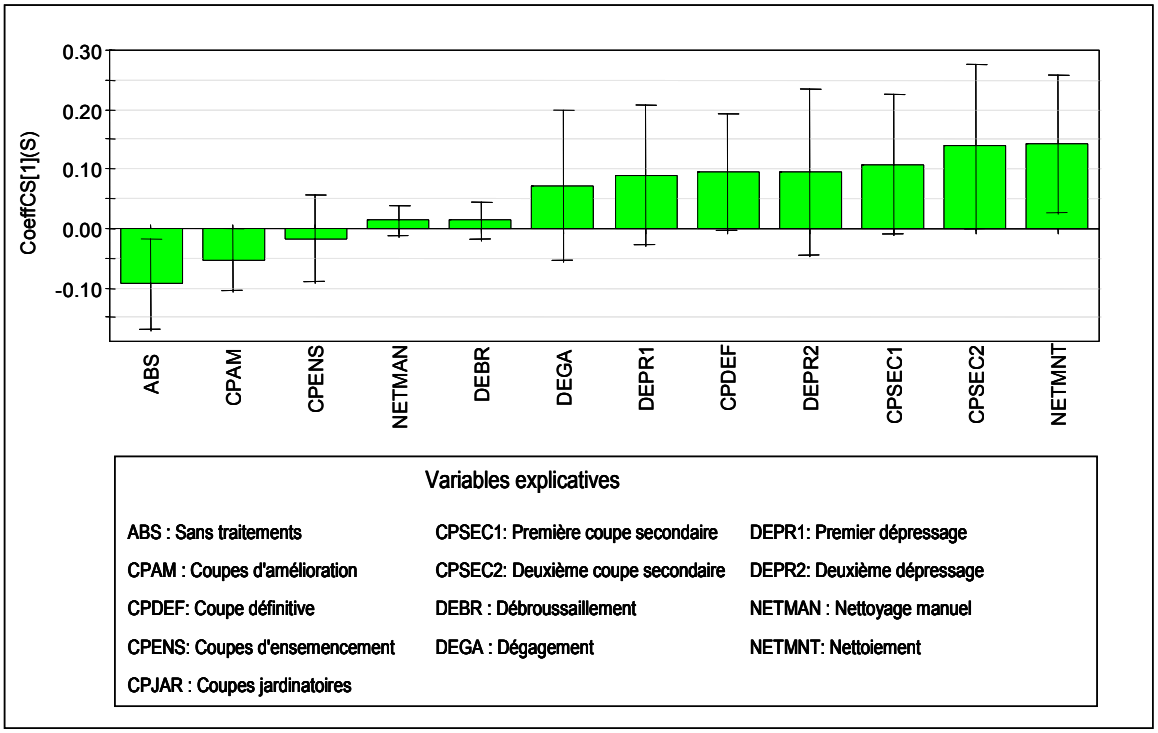


Figure 2.30 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre la richesse spécifique globale et les variables Gestion. Une seule composante a été retenue. La régression PLS explique 30% de la richesse spécifique pour un intervalle de confiance p ≤ 0.05. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

2-Groupe 2

Relation entre la richesse spécifique et les facteurs du milieu

Cette régression explique 80% de la richesse spécifique globale, mais comme le nombre de relevés de ce groupe est insuffisant (20), nous n'avons retenu que deux composantes, pour un intervalle de confiance p≤ 0.05. Cette régression montre qu'il n'existe pas de relation positive entre la richesse spécifique et les facteurs du milieu.

En revanche, la relation entre la richesse spécifique globale, la surface terrière, le recouvrement de semis et le recouvrement de la strate A est négative (Figure 2.31).

Cependant, en ce qui concerne la richesse spécifique forestière, la régression PLS ne révèle aucune relation significative.

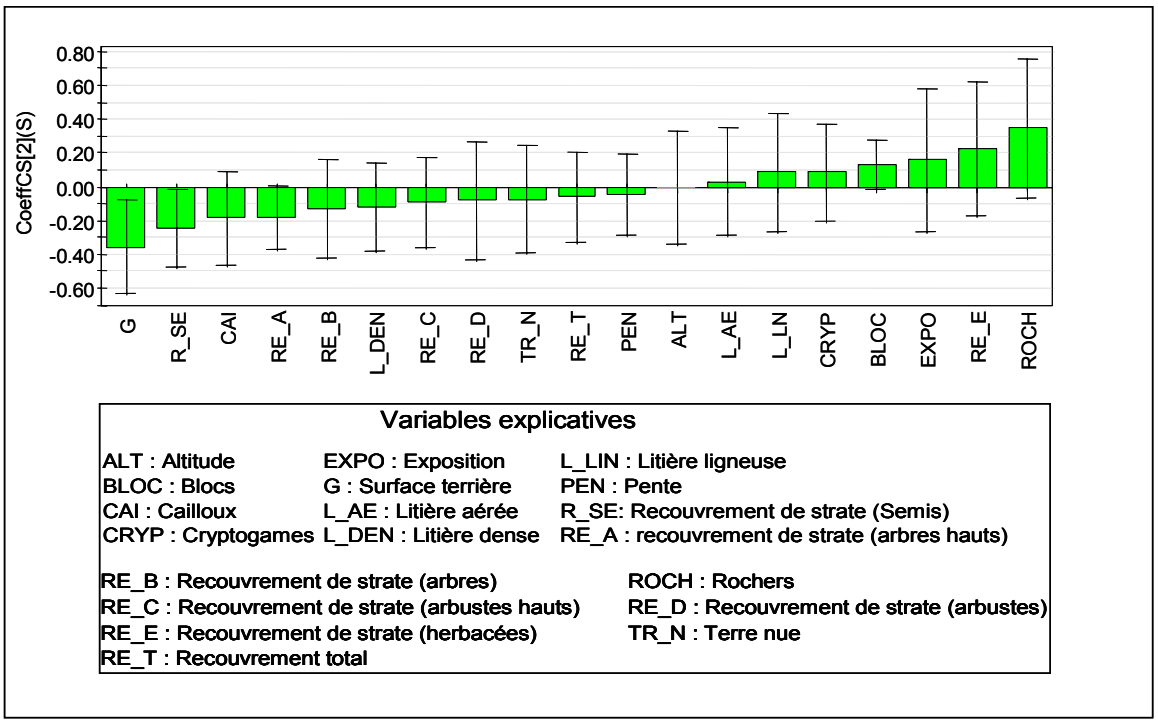


Figure 2.31 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre la richesse spécifique et les variables du milieu. Deux composants ont été retenues. La régression PLS explique 80% de la richesse spécifique pour un intervalle de confiance p≤ 0.05%. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

Relation entre la richesse spécifique et les facteurs de Gestion

La régression PLS ne montre pas de relation significative entre la richesse spécifique et la gestion.

4- Groupe 4

Relation entre la richesse spécifique et les facteurs du milieu

Cette régression explique 77% de la richesse spécifique globale. Malgré le faible nombre de relevés de ce groupe (20), la régression montre qu'il existe une relation positive entre la richesse spécifique et le recouvrement de la strate E, la litière aérée et l'altitude.

En revanche, la relation entre la richesse spécifique globale et la litière dense, le recouvrement de la strate C et la pente est négative (Figure 2.32).

Pour ce qui concerne la richesse spécifique forestière, la régression PLS explique 57% de celle-ci avec deux composantes pour un intervalle de confiance p≤ 0.05.

Pour les variables recouvrement de la strate B, exposition, recouvrement de la strate A et recouvrement total, la relation est négative.

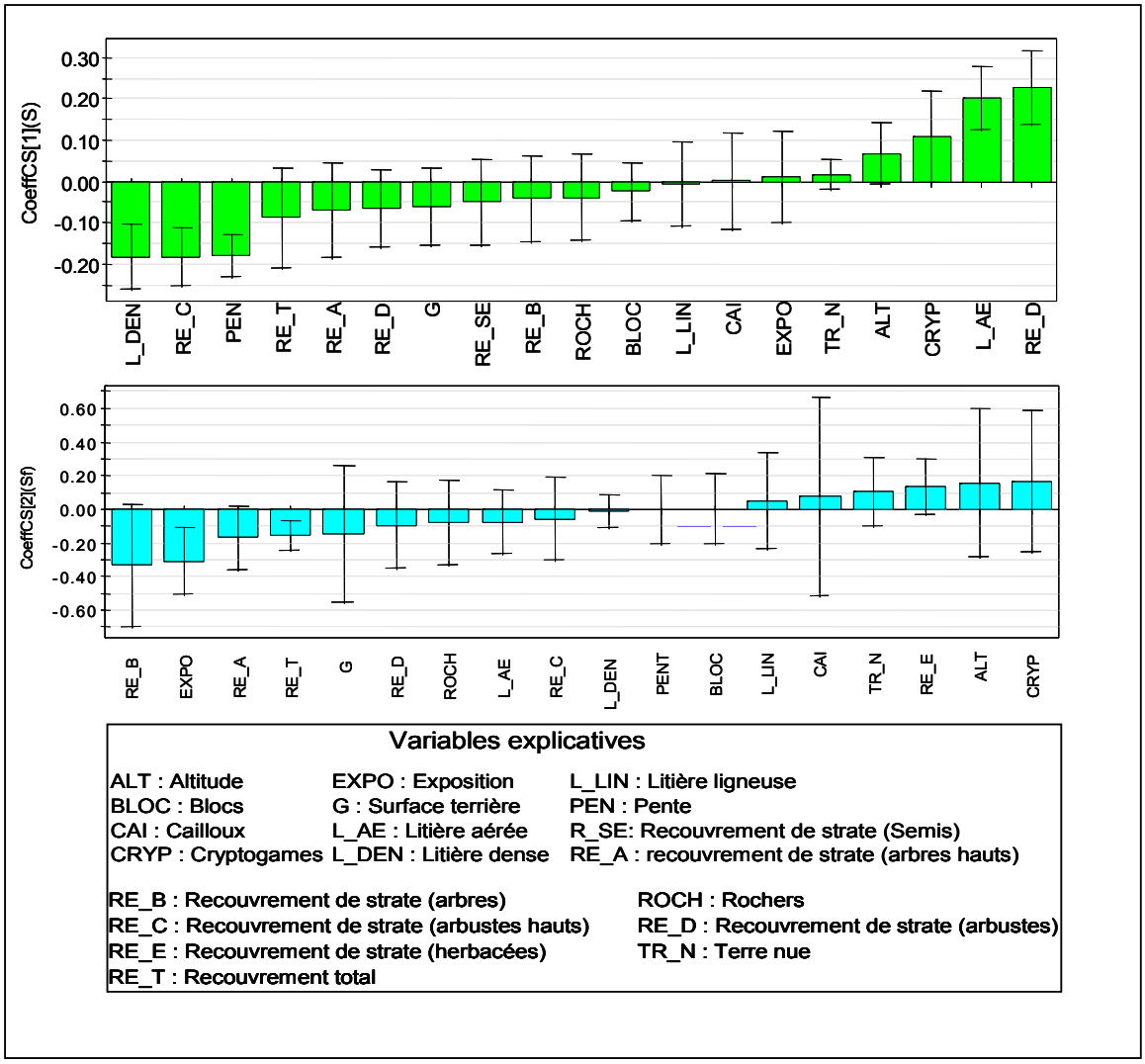


Figure 2.32 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre les richesses spécifiques globale (a) et forestière (b) et les variables du milieu. Une composante a été retenue. La régression PLS explique 77% de la richesse spécifique globale et 57 % de la richesse spécifique forestière pour un intervalle de confiance (p≤ 0.05%). Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

Relation entre la richesse spécifique et les facteurs de gestion

La régression PLS indique qu'il existe une relation positive (42%, p≤ 0.05%) entre la richesse spécifique globale et le premier, le deuxième dépressage et la coupe définitive. Il y a une relation négative entre la richesse spécifique globale l'absence de traitement (Figure 2.33).

En ce qui concerne la richesse spécifique forestière, il n'y a aucun facteur explicatif.

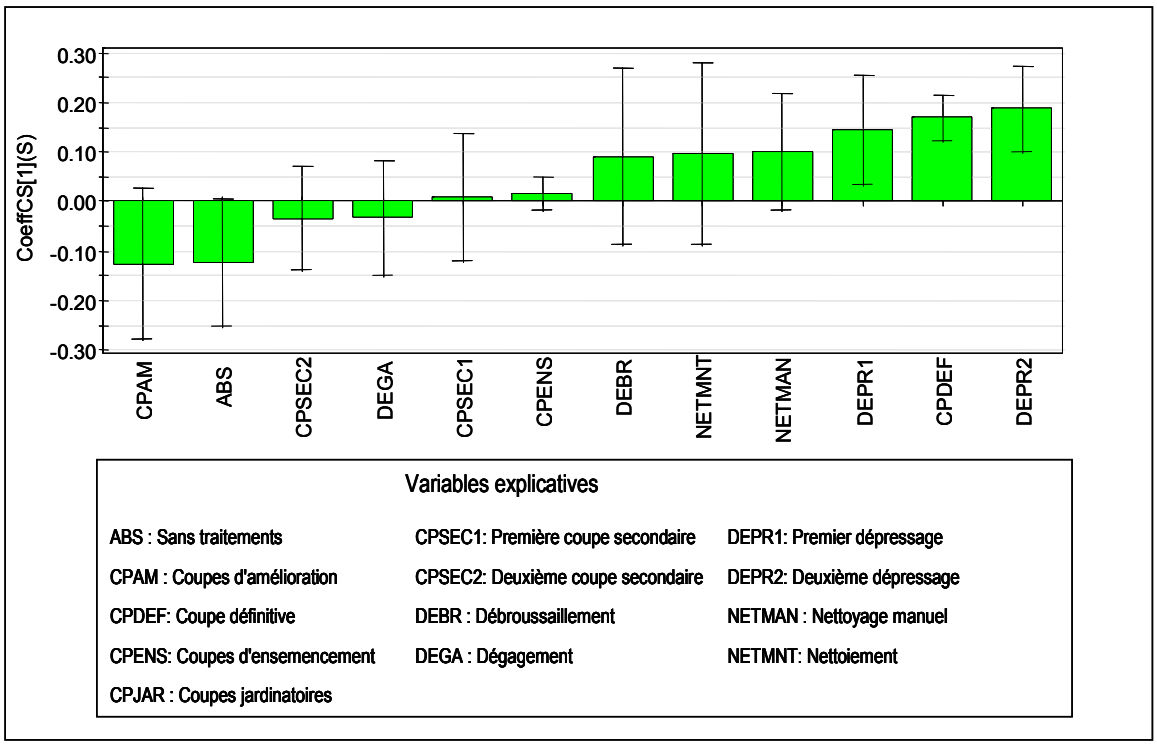


Figure 2.33 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre la richesse spécifique et les variables du milieu. Une composante a été retenue. La régression PLS explique 42% de la richesse spécifique pour un intervalle de confiance (p≤ 0.05%). Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

5- Groupe 5

Relation entre la richesse spécifique et les facteurs du milieu

Cette régression explique 47% de la richesse spécifique globale pour un intervalle de confiance p≤ 0.05. Elle montre qu'il existe une relation positive entre la richesse spécifique et l'exposition.

Par contre, la relation entre la richesse spécifique et la litière dense, le recouvrement total et Blocs est négative (Figure 2.34).

Pour ce qui concerne la richesse spécifique forestière, la régression PLS explique 46 % de celle-ci pour un intervalle de confiance p≤ 0.05. Pour les variables suivantes : « altitude », « exposition », « recouvrement de la strate E » et » litière aérée », la relation est positive, alors que pour la variable : « bloc » la relation est négative.

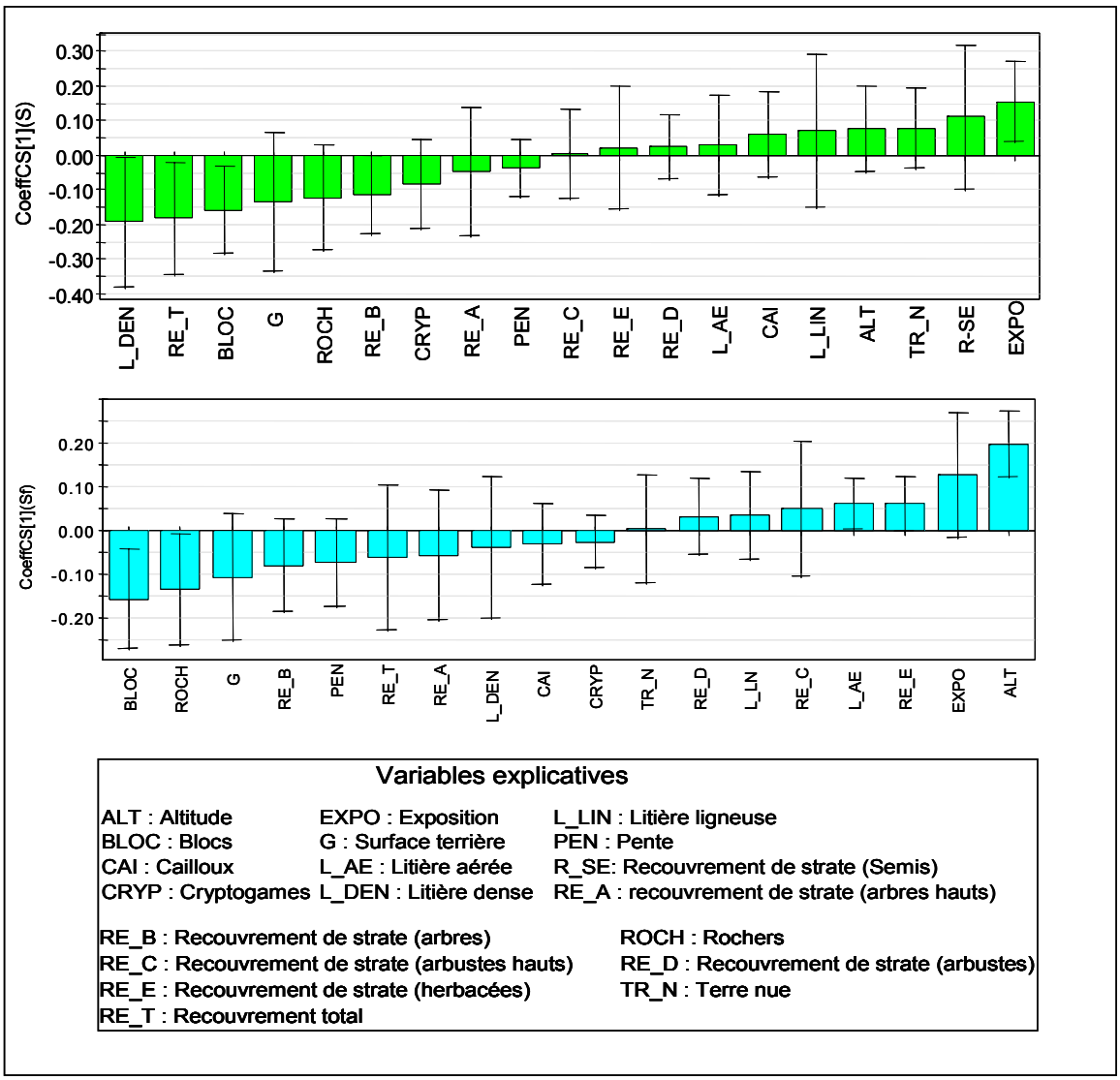


Figure 2.34 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre les richesses spécifiques globale (a) et forestière (b) et les variables Milieu. Une seule composante a été retenue. La régression PLS explique 47% de la richesse spécifique globale et 46% de la richesse spécifique forestière pour un intervalle de confiance ($p \leq 0.05$). Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

Relation entre la richesse spécifique et la gestion

Cette régression explique 30% de la richesse spécifique globale pour un intervalle de confiance $p \leq 0.05\%$. Elle montre qu'il existe une relation positive entre la richesse spécifique et le dégagement. La relation est négative entre la richesse spécifique et l'absence de traitement (Figure 2.35). En ce qui concerne la richesse spécifique forestière, le résultat est identique.

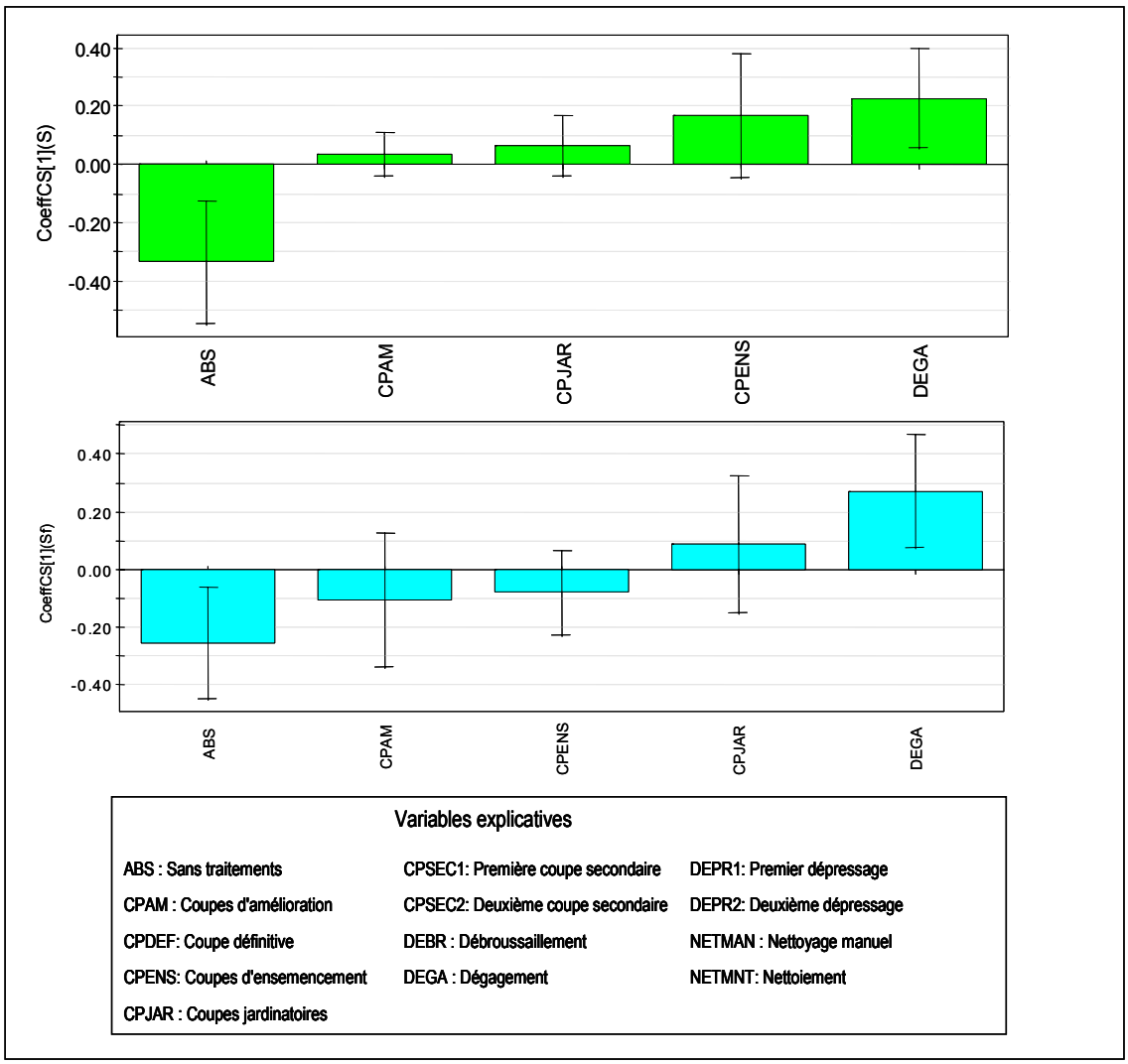


Figure 2.35:Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre la richesse spécifique et les variables Gestion. Une seule composante a été retenue. La régression PLS explique 30% de la richesse spécifique pour un intervalle de confiance p≤ 0.05%. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

6- Groupe 6

Relation entre la richesse spécifique et les facteurs du milieu

Cette régression explique 60% de la richesse spécifique globale pour un intervalle de confiance p≤ 0.05%. Elle montre qu'il existe une relation positive entre celle-ci et le recouvrement de la strate E, l'altitude, la litière aérée et la terre nue.

En revanche, la relation entre la richesse spécifique globale et la strate B, la litière dense, la surface terrière, la strate A (arbres hautes), rochers, et le recouvrement total est négative (Figure 2.36).

Pour la richesse spécifique forestière, la régression PLS explique 26 % de celle-ci avec un intervalle de confiance p≤ 0.05. Pour les variables suivantes : altitude, recouvrement de la strate E, terre nue, litière aérée et recouvrement de semis, la relation est positive.

Par contre, pour les variables suivantes : recouvrement total, la surface terrière, recouvrement de la strate B et la litière dense, la relation est négative.

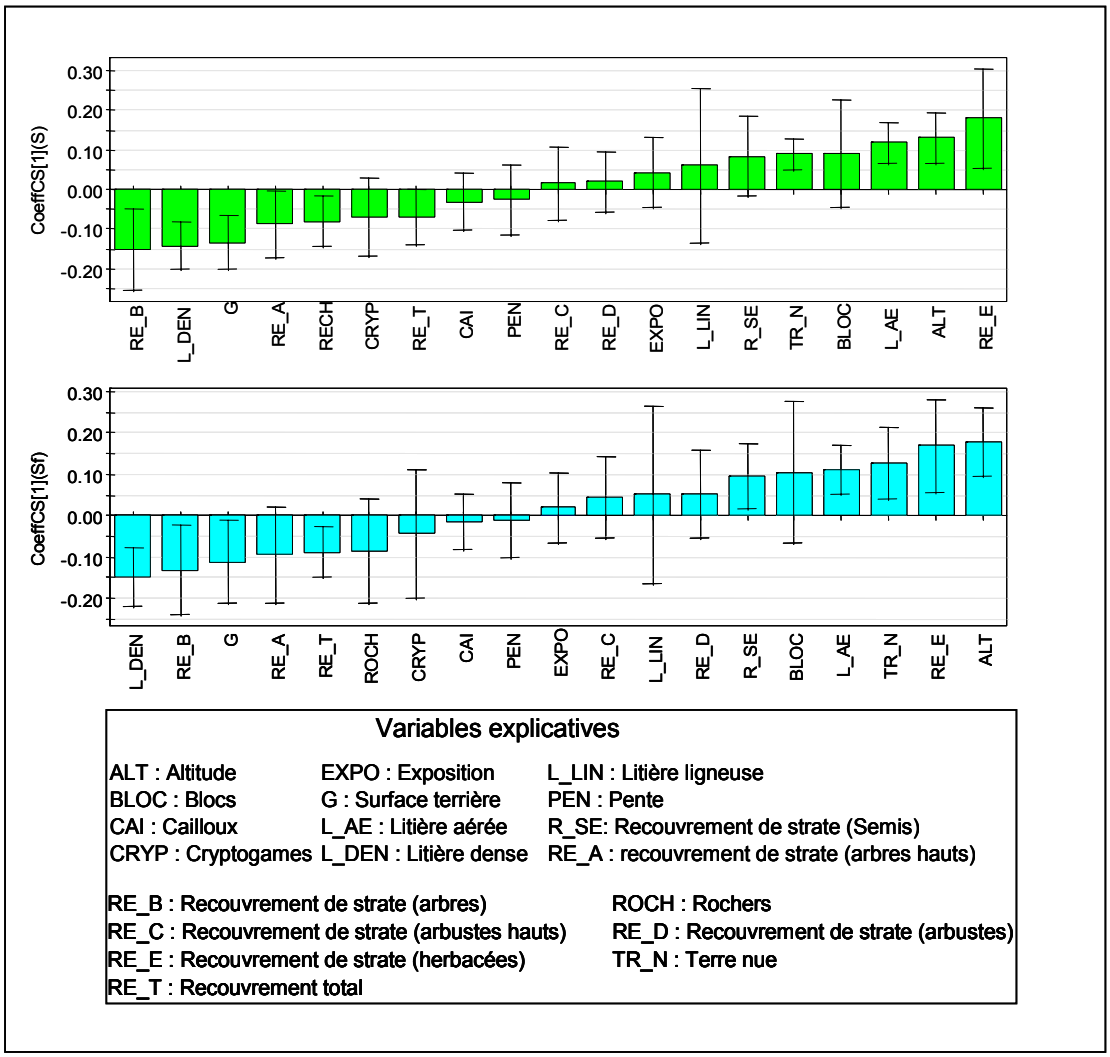


Figure 2.36 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre les richesses spécifique globale (a) et forestière (b) et les variables Milieu. Une seule composante a été retenue. La régression PLS explique 60% de la richesse spécifique globale et 64 % de la richesse spécifique forestière pour un intervalle de confiance p ≤ 0.05%. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

Relation entre la richesse spécifique et la gestion

Cette régression explique 46% de la richesse spécifique globale pour un intervalle de confiance p≤ 0.05. Elle montre qu'il existe une relation positive entre la richesse spécifique et le dégagement, le premier dépressage. De plus, la richesse spécifique et l'absence de traitement admettent une relation négative.

En ce qui concerne la richesse spécifique forestière, les résultats sont identiques (Figure 2 37).

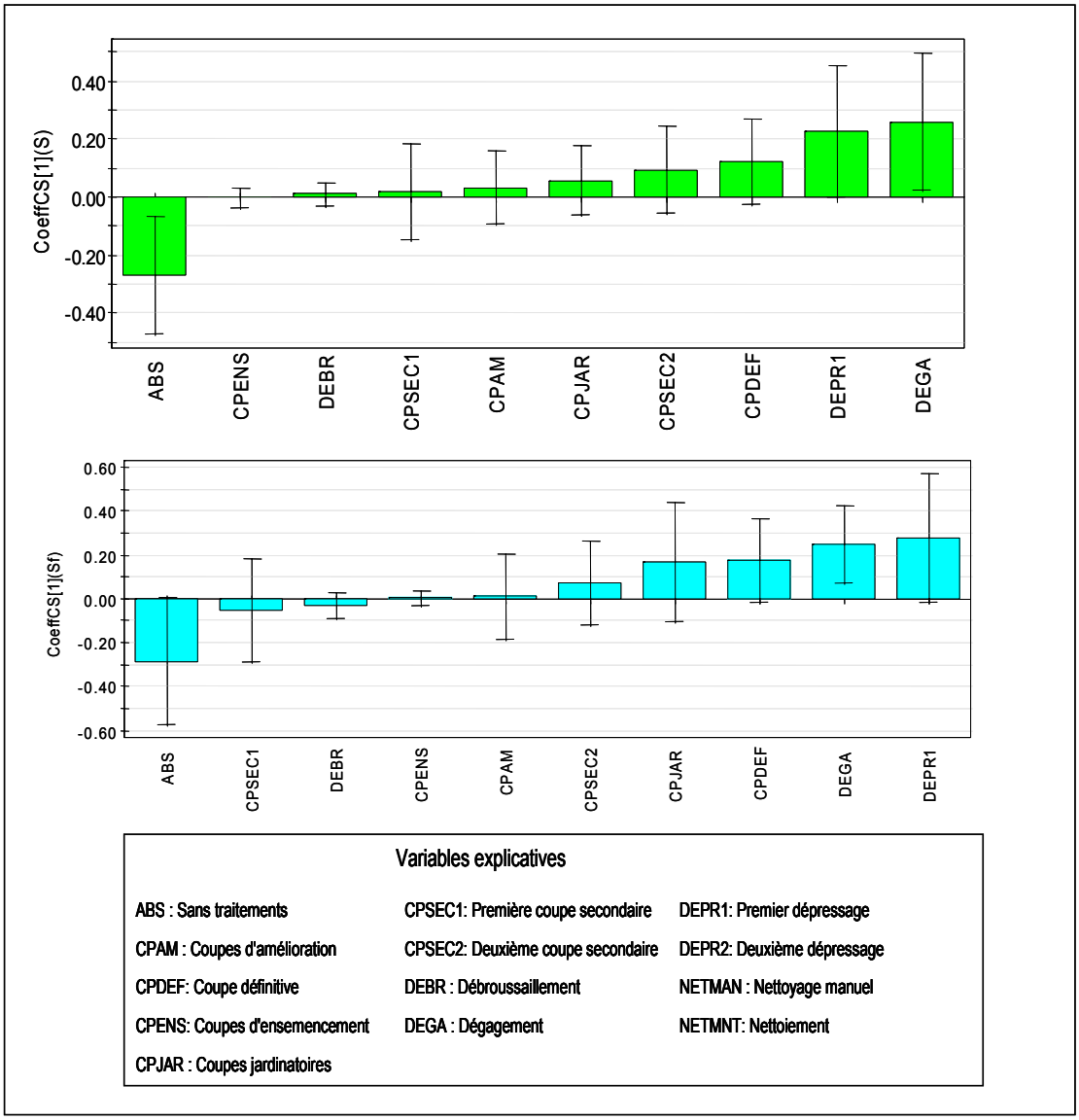


Figure 2 37 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS entre les richesses spécifiques globale et forestière et les variables Gestion. Une seule composante a été retenue. La régression PLS explique 46% de la richesse spécifique globale et 51 % pour un intervalle de confiance p≤ 0.05. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé.

2.3.3- Patrons floristiques et facteurs de contrôle

2.3.3.1- Relation espèces environnement

Trois ensembles de données ont été conçus pour étudier la relation entre la végétation, le milieu et le type de gestion adopté par l'Office National des Forêts dans le cadre du plan d'aménagement 1980-2004. Les données relatives à chacun des thèmes sont rassemblées en un tableau (matrice de données) composé de *j* colonnes (espèces) et de *i* lignes (stations d'échantillonnage). La matrice sur la végétation comporte 162 relevés contenant toutes les espèces vasculaires, (deux relevés ont été supprimés parce qu'il ont subi des incendies en 1990).

L'ACR qui présente une longueur de gradient supérieure à 3 nous permet de réaliser l'ACC entre les espèces végétales vasculaires et les variables de milieux (Tableau 2.4).

Axes	1	2	3	4
Valeur propre	0.703	0.227	0.167	0.139
Longueur de gradient	**4.532**	**2.867**	**2.509**	**2.207**
Pourcentage cumulatif des variances des espèces	9.8	12.9	15.2	17.2
Somme de toutes les valeurs propres : 7.208				
Inertie totale : 7.208				

Tableau 2.4: ACR réalisée sur la matrice de la végétation présente une longueur de gradient pour l'axe 1 supérieure à 3.0

- **Relation espèces/milieux :**

À partir des tests de permutation Monte-Carlo (999 permutations, intervalle de confiance à $p \leq 5\%$) nous avons retenu 17 variables significatives sur 18. L'ACC explique 25.83% de la variation.

L'axe 1 est positivement corrélé à un gradient altitudinal et de pente alors que l'axe 2 est négativement corrélé à l'épaisseur de la litière, à l'exposition sud et au déficit hydrique, (Tableau 2.5 ; Figure 2.38).

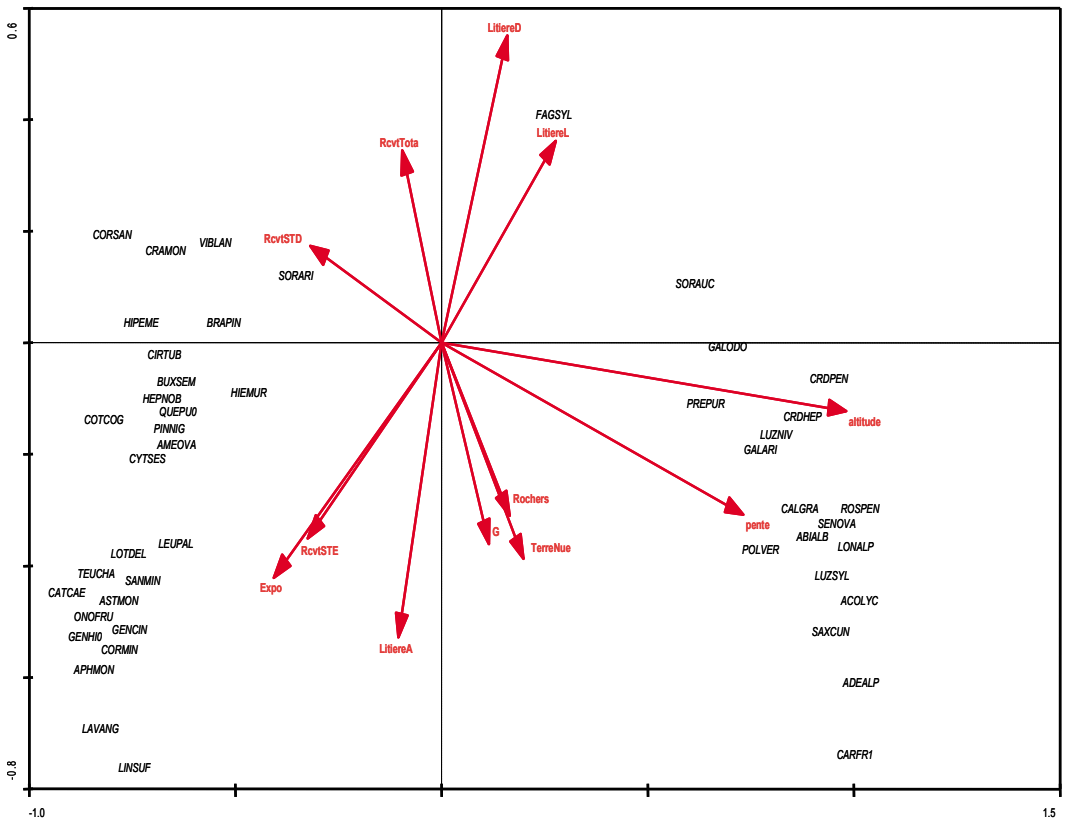


Figure 2.38 : Plan 1/2 de l'ACC réalisée sur la végétation et les variables du milieu (cf. abréviations tableau 2.5 et annexe V pour les nom des plantes)

Variables du milieu	AX1	AX2	AX3	AX4
Altitude	0.9602	-0.1015	-0.061	0.0284
Pente	0.7159	-0.2556	0.4065	0.1413
Exposition (Expo)	-0.3983	-0.3494	0.1801	-0.1912
Surface terrière (G)	0.1126	-0.2998	0.182	-0.0983
Rochers	0.1611	-0.2576	0.0539	-0.0518
Blocs	0.3295	-0.0503	-0.0038	-0.2163
Cailloux	0.3648	-0.0794	0.1367	0.3514
Terre nue	0.1941	-0.3222	0.2162	0.0238
Cryptigames (Cryptoga)	0.0131	0.031	-0.1121	0.4337
Tltière aérées (LitiereA)	-0.1023	-0.4386	-0.336	0.0376
Litière dense (LitiereD)	0.1556	0.4567	0.2432	-0.0966
Litière ligneuse (LitiereL)	0.2709	0.3004	-0.033	-0.0599
Recouvrement totale (RcvtTota)	-0.0929	0.2859	-0.0734	-0.0864
Recouvrement total de strate A (RcvtSTA)	0.2835	-0.0519	0.1833	-0.2434
Recouvrement totale de la strate B (RcvtSTB)	0.1648	0.0927	-0.0383	-0.042
Recouvrement de la strate C (RcvtSTD)	-0.3115	0.1431	-0.0954	-0.2368
Recouvrement de la strate E (RcvtSTE)	-0.3176	-0.2911	-0.5544	0.2114
Recouvrement des semis (RCVTSemi)	0.1453	-0.055	0.0495	-0.053

Tableau 2.5: Coefficients de corrélation inter-set des variables de milieu avec les quatre axes de l'ACC.

Nous distinguons les cortèges floristiques de la chênaie pubescente climacique et de la hêtraie sèche du coté négatif de l'axe 1. Les espèces associées à ces deux cortèges floristiques se divisent en deux sous-ensembles : un premier groupe est fortement associé

à l'exposition sud et à un fort recouvrement de la strate d'herbacées, alors que le deuxième groupe est fortement associé à un recouvrement de la strate d'arbustes. Du coté positif de l'axe 1 nous distinguons le cortège floristique de la hêtraie-sapinière et de la hêtraie mésophile. Les espèces indicatrices de la litière dense comme *Fagus sylvatica,* se trouvent, pour la plupart, confinées du coté positif de l'axe 2, opposé aux espèces indicatrices de litière aérée et de milieu orienté vers le sud comme *Linun sufructicosum*, *Lavandula angustifolia*.

2.3.3.2- Relation espèces/types de gestion :

Nous avons également réalisé une Analyse Canonique des Correspondances (ACC) entre les espèces végétales vasculaires et les types de gestion. À partir des tests de permutation de Monte-Carlo (999 permutations, intervalle de confiance à $p \leq 5\%$) nous avons retenu 11 variables significatives sur 13. L'ACC explique 13.27% de la variation.
L'axe 1 est influencé par les différents types de traitement forestier : il est positivement corrélé avec les gestions en coupe jardinatoire et de dégagement, et négativement corrélé au traitement en coupe de régénération progressive comme le dépressage, la première coupe secondaire et le nettoyage manuel. L'axe 2 est surtout influencé par les coupes de production en massif : il est négativement corrélé avec les variables « coupes définitives » et « première coupe secondaire » (Tableau 2.6).

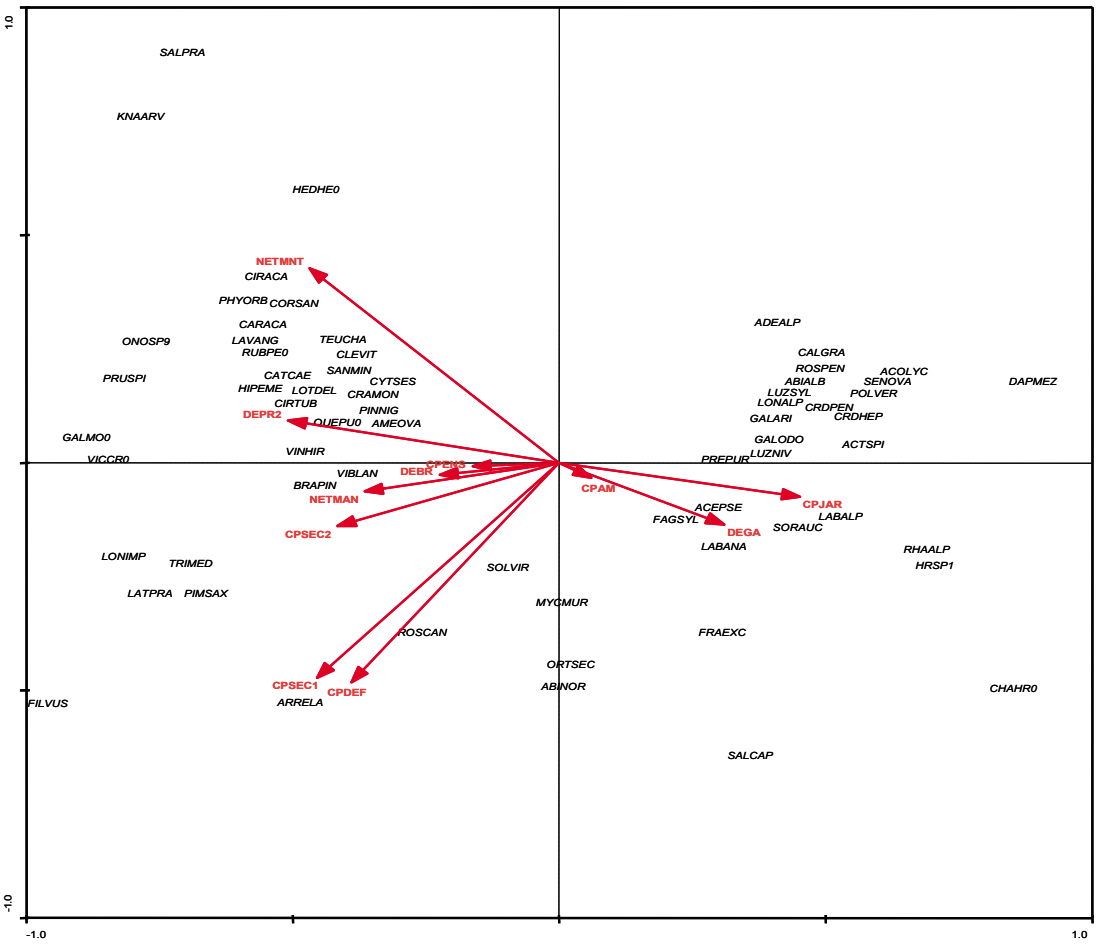


Figure 2.39 : Plan 1/2 de l'ACC réalisée sur la végétation et les variables de la gestion (cf. abréviations tableau 2.6 et annexe V pour les noms de plantes).

Variable de la gestion	AX1	AX2	AX3	AX4
Coupe d'amélioration (CPAM)	0.0431	-0.0246	-0.1827	0.1186
Coupe définitive	-0.2781	-0.3543	0.2642	-0.0425
Coupe d'ensemencement (CPDES)	-0.1162	-0.0058	-0.2452	0.1794
Coupe de jardinage (CPJAR)	0.3225	-0.0552	0.2246	-0.0397
Coupe sécondaire1 (CPSEC1)	-0.3245	-0.3472	-0.0283	-0.3254
Coupe sécondaire2 (CPSEC2)	-0.2968	-0.1023	0.0241	-0.4919
Débroussaillement (DEBR)	-0.1601	-0.0198	0.103	0.2463
Dégagement (DEGA)	0.2214	-0.0996	0.5998	-0.0726
Dépressage (DEPR2)	-0.3629	0.0678	0.5316	0.1759
Nettoyage manuelle (NETMAN)	-0.2607	-0.0468	0.2335	0.526
Nettoiement (NETMNT)	-0.3342	0.3134	0.28	-0.303

Tableau 2.6 : Coefficients de corrélation inter-set des variables de gestion avec les quatre axes de l'ACC.

Dans la partie délimitée par les valeurs négatives de l'axe 1 et positives de l'axe 2, nous trouvons les espèces du cortège floristique de la chênaie ouverte telles que

Quercus pubescens, Lavandula angustipholia, Amelanchier ovalis, Prunus spinosa, *Catananche caerulea* et les espèces de pelouses telle que *Knautia arvensis, Salvia pratensis*. Ces deux types d'espèces sont associées aux travaux de nettoiement et de deuxième dépressage.

Dans la partie délimitée par les valeurs négatives de l'axe 1 et de l'axe 2, nous retrouvons les espèces du cortège floristique de la chênaie et de la hêtraie telles que *Policala calcarea, Epipactis angustifolia, Campanula trachelium*, et les espèces de coupes forestières telles que *Arrhenatherum elatius, Linaria repens, Daucus carota, solidago virgurea , Lathyrus pratensis, Lathyrus sylvestris*. Ces deux types d'espèces sont associés aux coupes définitives et aux coupes secondaires. Ces deux types de coupes sont souvent utilisés dans la gestion des stations ayant une production de bois de mélèze et des stations de pin noir de premières classes de fertilité.

Dans la partie délimitée par les valeurs positives de l'axe 1 et de l'axe 2, opposées aux variables de coupes, nous distinguons le cortège floristique de la sapinière. Le peuplement de sapin pectiné qui se trouve dans la partie haute de la montagne sur des pentes très fortes subit donc peu d'intervention de la part des forestiers.

Dans la partie délimitée par les valeurs positives de l'axe 1 et négatives de l'axe 2, nous trouvons les espèces de trouées, de coupes forestières et de chablis comme *Sorbus aucuparia, Salix caprea,* mais également des espèces indicatrices de fourrés et de taillis comme *Laburnum anagyroide.* Ces espèces sont associées aux coupes jardinatoires.

2.3.3.3- Ordinations canoniques partielles

Les ordinations canoniques partielles, réalisées afin d'évaluer les influences respectives des deux ensembles de variables exploratoires (milieu et gestion) sur la végétation, montrent que la variation totale expliquée par cette analyse est de 32.297% (Figure 2.40 **;** Tableau 2.7 ; Tableau 2.8). Les variables milieu et gestion expliquent respectivement 20.55 % et 7.99 % de la variabilité. L'interaction entre les deux groupes de variables explique 5.28% des variations. Les tests de permutation de type Monte-Carlo ($p<0.05$) montrent que la variation expliquée est significative des modèles d'analyse utilisés.

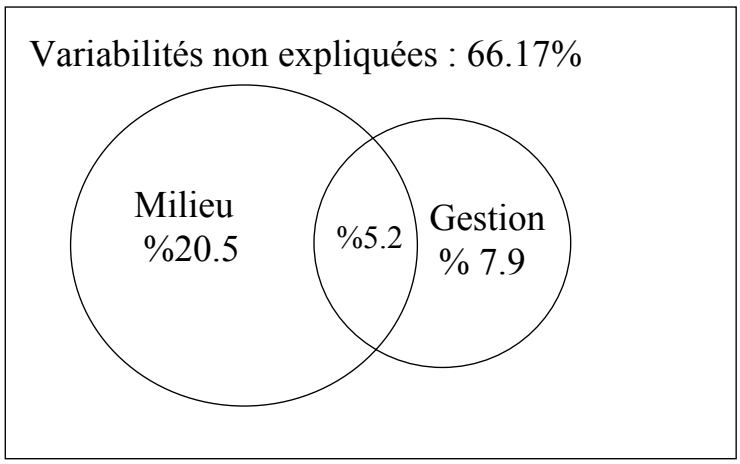


Figure 2.40 : Schéma de l'ordination canonique partielle réalisée sur la végétation - la variabilité totale expliquée par cette analyse est de 33.82% (variables de milieu 20.55%, gestion 7.99%, et interaction entre les deux groupes 5.28%).

ACC Espèces & Milieu	Sans covariable		Avec les variables de la gestion comme covariable	
Variables du milieu	**AX1**	**AX2**	**AX1**	**AX2**
Altitude	0.9602	-0.1015	0.9454	-0.1551
Pente	0.7159	-0.2556	0.6451	-0.2491
Exposition (Expo)	-0.3983	-0.3494	-0.4851	-0.3002
Surface terrière (G)	0.1126	-0.2998	0.0201	-0.0683
Rochers	0.1611	-0.2576	0.184	-0.1436
Blocs	0.3295	-0.0503	0.326	0.0448
Cailloux	0.3648	-0.0794	0.428	-0.1181
Terre nue	0.1941	-0.3222	0.0739	-0.3158
Cryptigames (Cryptoga)	0.0131	0.031	0.1699	-0.0639
Tltière aérées (LitiereA)	-0.1023	-0.4386	0.0578	-0.5029
Litière dense (LitiereD)	0.1556	0.4567	0.008	0.5886
Litière ligneuse (LitiereL)	0.2709	0.3004	0.2013	0.2373
Recouvrement totale (RcvtTota)	-0.0929	0.2859	-0.0061	0.3709
Recouvrement total de strate A (RcvtSTA)	0.2835	-0.0519	0.1307	0.165
Recouvrement total de la strate B (RcvtSTB)	0.1648	0.0927	0.231	0.1376
Recouvrement de la strate C (RcvtSTD)	-0.3115	0.1431	-0.3277	0.1192
Recouvrement de la strate E (RcvtSTE)	-0.3176	-0.2911	-0.1555	-0.3895
Recouvrement des semis (RCVTSemi)	0.1453	-0.055	0.0722	-0.1705

Tableau 2.7 : Coefficients de corrélation inter-set des variables « milieu » avec les deux premier axes de l'ACC pour les deux ACC.

ACC Espèces & Gestion	Sans covariable		Avec les variables du milieu comme covariable	
Variable de la gestion	**AX1**	**AX2**	**AX1**	**AX2**
Coupe d'amélioration (CPAM)	0.0431	-0.0246	0.0852	-0.0749
Coupe définitive	-0.2781	-0.3543	0.3671	0.1029
Coupe d'ensemencement (CPDES)	-0.1162	-0.0058	0.4529	-0.0015
Coupe de jardinage (CPJAR)	0.3225	-0.0552	-0.0124	0.0618
Coupe sécondaire1 (CPSEC1)	-0.3245	-0.3472	0.0729	-0.0227
Coupe sécondaire2 (CPSEC2)	-0.2968	-0.1023	-0.125	0.1335
Debrousaillement (DEBR)	-0.1601	-0.0198	0.0946	0.4077
Dégagement (DEGA)	0.2214	-0.0996	-0.141	-0.0306
Dépressage (DEPR2)	-0.3629	0.0678	0.2842	0.0115
Nettoyage manuelle (NETMAN)	-0.2607	-0.0468	0.3072	0.5268
Nettoiement (NETMNT)	-0.3342	0.3134	-0.2859	0.2174

Tableau 2.8: Coefficients de corrélation inter-set des variables gestion avec les deux premier axes de l'ACC.

2.3.3.4- Relation traits / environnement

Trois ensembles de données ont été conçus pour étudier la relation entre les traits, le milieu et le type de gestion adopté par l'Office National des Forêts dans le cadre du plan d'aménagement 1980-2004. Les données relatives à chacun des thèmes sont rassemblées en un tableau (matrice de données) composé de *j* colonnes (traits) et de *i* lignes (stations d'échantillonnage). La matrice sur les traits comporte 162 relevés, contenant chacun l'ensemble des traits des espèces vasculaires. Deux relevés ont été supprimés en raison des incendies qu'ils ont subit.

L'ACR réalisée sur la matrice des traits montre une longueur de gradient pour le premier axe de 0.149, ce qui est inférieur au seuil de 3.0. Ainsi, une RDA peut être réalisée (Tableau 2.9).

Axes	**1**	**2**	**3**	**4**
Valeur propre	0.142	0.022	0.012	0.009
Longueur de gradient	**1.493**	**0.954**	**0.639**	**0.592**
Pourcentage cumulatif de la variance des traits	51.9	60	64.4	67.5
Somme de valeur propre totale : 0.273				
Inertie total : 0.273				

Tableau 2.9: ACR réalisée sur la matrice de la végétation.

- **Relation traits / milieu**

À partir de tests de Monte-Carlo (999 permutations, intervalle de confiance à $p \leq 5\%$) nous avons retenue les 8 variables significatives sur 18.

La RDA réalisée avec les traits et les facteurs de milieu explique 58.40 % de la variation.

Nous pouvons voir que les plantes à caractères sciaphiles, géophytes, et forestières du côté négatif de l'axe 1 sont associées à l'altitude et à la pente (Figure 2.41 ; Tableau 2.10).

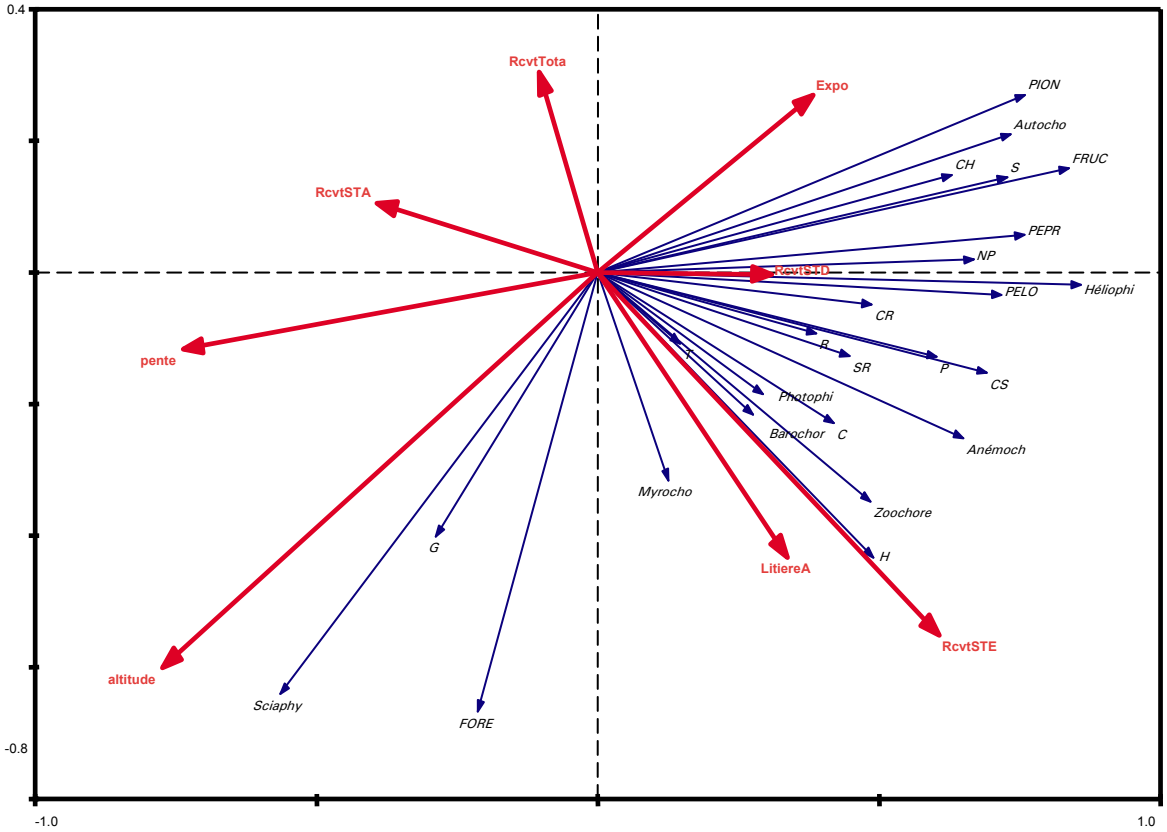


Figure 2.41 : Plan factoriel de la RDA indiquant la relation entre les traits et les variables de milieu (cf. abréviations tableau 2.10 et annexe V pour les noms de plantes)

Variables du milieu	AX1	AX2	AX3	AX4
Altitude	-0.6711	-0.4133	0.0141	0.0656
Pente	-0.6389	-0.0805	0.2586	0.1577
Exposition (Expo)	0.3318	0.1847	0.0876	0.4023
Litière aérée (LitiereA)	0.292	-0.2981	0.1798	0.157
Recouvrement total (RcvtTota)	-0.0906	0.2092	-0.2127	-0.0004
Recouvrement total de la strate A (RcvtSTA)	-0.3406	0.0722	-0.012	0.1405
Recouvrement total de la strate D (RcvtSTD)	0.2677	-0.0024	-0.3108	0.1412
Recouvrement total de la strate E (RcvtSTE)	0.5262	-0.3793	0.1245	-0.0057

Tableau 2.10 : Coefficients de corrélation inter-set des variables de milieu avec les quatre axes de la RDA.

Nous distinguons également les plantes de milieu ouvert et les plantes de milieu relativement fermé du côté positif de l'axe 1. Les traits des espèces associées à ces deux types du milieu se divisent en deux sous-ensembles. Le premier groupe est fortement associé à l'exposition sud et aux basses altitudes, se composant d'espèces stress-tolérantes, pionnières, héliophiles et fruticées. Le deuxième groupe, est quant à lui, fortement associé à la strate herbacée et à la litière aérée. Il se compose d'espèces rudérales, compétitrices, compétitrices-rudérales, stress-rudérale, stress-compétitrices et anémochores. Ce groupe semble correspondre à un milieu de forêt claire.

2.3.3.5- Relation traits/gestion

À partir de tests de Monte-Carlo (999 permutations, intervalle de confiance à $p \leq 5\%$), nous avons retenu les 6 variables significatives sur 13. La RDA réalisée avec les traits et le type de gestion explique 25.50% de la variation (Tableau 2.11)

L'axe 1 est influencé par les différents types de traitements forestiers : il est positivement corrélé aux traitements en coupe de régénération progressive comme le nettoiement, le dépressage et la première coupe secondaire (Figure 2.42 ; Tableau 2.11).

L'axe 2 est positivement corrélé aux coupes de jardinage et de dégagement. Cet axe admet un gradient d'intensité dans le mode de gestion car il les oppose coupes de jardinage et de dégagement (futaie jardinière) dans sa partie supérieure, et les coupes de production en massif (futaie régulière) dans sa partie inférieure.

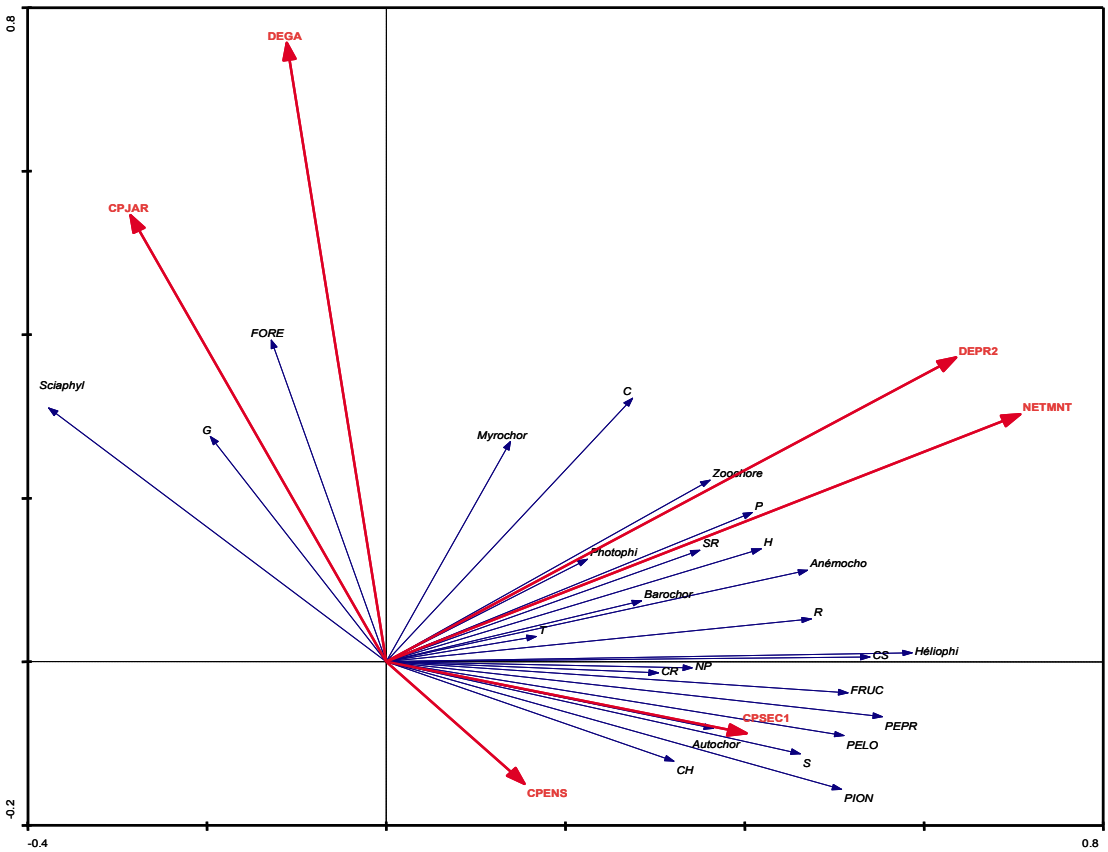


Figure 2.42 : Graphique bidimensionnel de l'analyse canonique des correspondances (ACC) indiquant la relation entre les traits et les variables de gestion (cf. abréviations tableau 2.11 et annexe V pour les noms de plantes)

Variables de gestion	AX1	AX2	AX3	AX4
Coupe d'ensemencement (CPES)	0.0919	-0.0588	0.121	-0.0595
Coupe de jardinage (CPJAR)	-0.1704	0.2146	-0.0243	-0.0933
Coupe sécondaire1 (CPSEC1)	0.2398	-0.0346	-0.2599	-0.0916
Dégagement (DEGA)	-0.0664	0.2975	-0.0817	0.0361
Dépressage (DEPR2)	0.3792	0.1461	-0.0286	0.1142
Nettoiement (NETMNT)	0.4217	0.1189	0.1726	-0.0388

Tableau 2.11 : Coefficients de corrélation inter-set des variables de gestion avec les quatre axes de la RDA.

Dans la partie délimitée par les valeurs négatives de l'axe 1 et positive de l'axe 2, caractérisée par des coupes jardinatoires et dégagements appliquées à la hêtraie dense mésophile, il n'est pas étonnant de constater l'existence préférentielle des taxons sciaphyles, des géophytes et des espèces forestières.

Dans la partie délimitée par les valeurs positives de l'axe 1, caractérisée par des travaux de dépressage et nettoiement, on observe tous les autres traits, avec cependant une légère distinction des espèces pionnières, de pelouses et stress-tolérantes, corrélées

avec les valeurs fortes de la variable coupe d'ensemencement.

2.3.3.6- Ordinations partielles

Les RDA partielles, réalisées afin d'évaluer les influences respectives des deux ensembles de variables exploratoires (milieu et gestion) sur les traits, montrent que la variation totale expliquée par cette analyse est de 61.5 %. Les variables milieu et gestion expliquent respectivement 36.5% et 3.1% de la variabilité. L'interaction entre les deux groupes de variables explique 22.4% des variations (Figure 2.43 ; Tableau 2.12), ce qui correspond à une valeur très forte. Ainsi, l'effet de la variable gestion sera, en majeure partie, intégré dans l'effet de la variable milieu. Les tests de permutation de type Monte-Carlo ($p<0.05$) montrent que la variabilité expliquée est significative des modèles d'analyse utilisés.

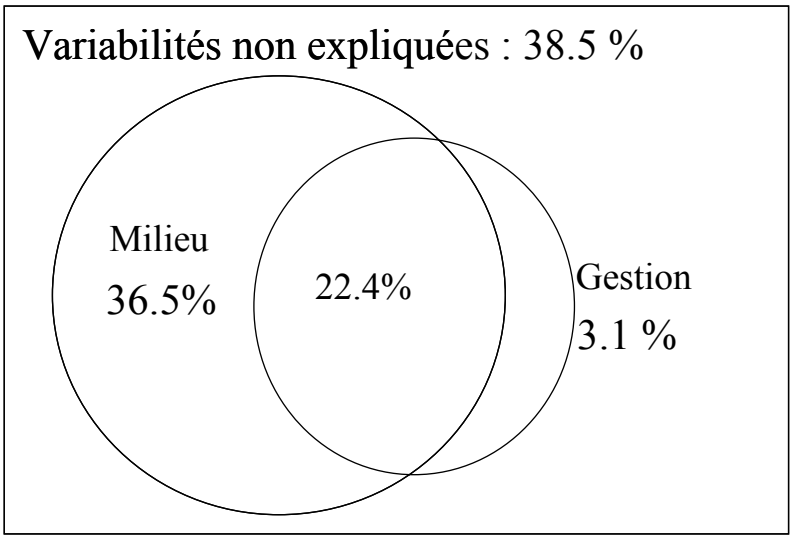


Figure 2.43 : Schéma de l'ordination canonique partielle (RDA) réalisée sur les traits - la variabilité totale expliquée par cette analyse est de 61.5 %.

Tableau 2.12 : Coefficients de corrélation inter-set des variables milieu avec les deux axes de la RDA pour la RDA milieu & traits et RDA gestion & traits.

RDA Traits & Milieu	Sans covariable		Avec la variable de la gestion comme covariable	
Variables du milieu	**AX1**	**AX2**	**AX1**	**AX2**
Altitude	-0.6711	-0.4133	-0.6017	-0.4051
Pente	-0.6389	-0.0805	-0.5443	-0.1451
Exposition (Expo)	0.3318	0.1847	0.3806	0.1578
Litière aérée (LitiereA)	0.292	-0.2981	0.1813	-0.2843
Recouvrement total (RcvtTota)	-0.0906	0.2092	-0.1785	0.3094
Recouvrement totale de la strate A (RcvtSTA)	-0.3406	0.0722	-0.1674	0.0175
Recouvrement totale de la strate D (RcvtSTD)	0.2677	-0.0024	0.2605	0.0443
Recouvrement total de la strate E (RcvtSTE)	0.5262	-0.3793	0.4463	-0.3716

RDA Traits & Gestion	Sans covariable		Avec la variable du milieu comme covariable	
Variables de gestion	**AX1**	**AX2**	**AX1**	**AX2**
Coupe d'ensemencement (CPES)	0.0919	-0.0588	-0.0227	-0.0996
Coupe de jardinage (CPJAR)	-0.1704	0.2146	-0.1018	0.0438
Coupe sécondaire1 (CPSEC1)	0.2398	-0.0346	0.1622	-0.0245
Degagement (DEGA)	-0.0664	0.2975	-0.0994	0.2014
Depressage (DEPR2)	0.3792	0.1461	0.0472	0.1123
Nettoiement (NETMNT)	0.4217	0.1189	0.2397	0.1257

2.3.4- Patrons de diversité et peuplement forestier

Selon la gestion adoptée par l'ONF nous avons trois types de peuplement :

- Peuplement de pin noir d'Autriche traité en futaie régulière. Les coupes de régénération adoptées sont les coupes progressives, qui consistent respectivement en coupes d'ensemencement, coupes secondaires et coupe définitive (Figure 2.45).

-Peuplement de hêtre traité souvent en futaie et les coupes de régénération qui sont adoptées sont des coupes par trouées de 0.15 ha (Figure 2.46).

- Peuplement de sapin pectiné traité en futaie irrégulière. Dans ce peuplement, les coupes ont été arrêtées depuis le dernier aménagement en 1980 (Figure 2.47).

Les travaux sylvicoles varient en fonction du type de gestion ; pour arriver à bien expliquer la relation d'une part entre la gestion et le milieu, et d'autre part entre les composantes quantitatives et qualitatives de la biodiversité, on a réalisé les analyses statistiques pour chaque type de peuplement séparément.

2.3.4.1- Résultats

Les trois peuplements montrent une richesse spécifique différente. C'est le peuplement de pin noir qui possède la richesse spécifique globale la plus élevée et le peuplement de hêtre qui possède la richesse spécifique la plus faible. Lorsque l'on s'intéresse à la richesse spécifique des seules espèces forestières, on constate que celle des peuplements de pin noir et de hêtre est en moyenne plus basse que celle des peuplements de sapin pectiné (Figure 2.44).

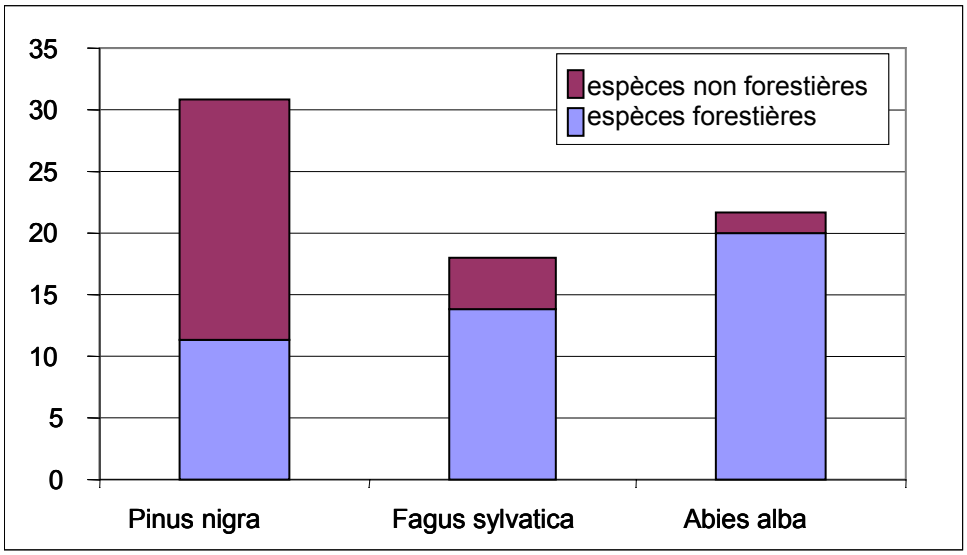


Figure 2.44: Richesse spécifique moyenne de trois principaux peuplements forestiers.

Les espèces non forestières ou de milieux relativement ouverts (espèces de pelouses ou de fruticées, pré forestières ou pionnières) ont une abondance significativement plus élevée dans les peuplements de pin noir que dans les autres peuplements (Figure 2.48).

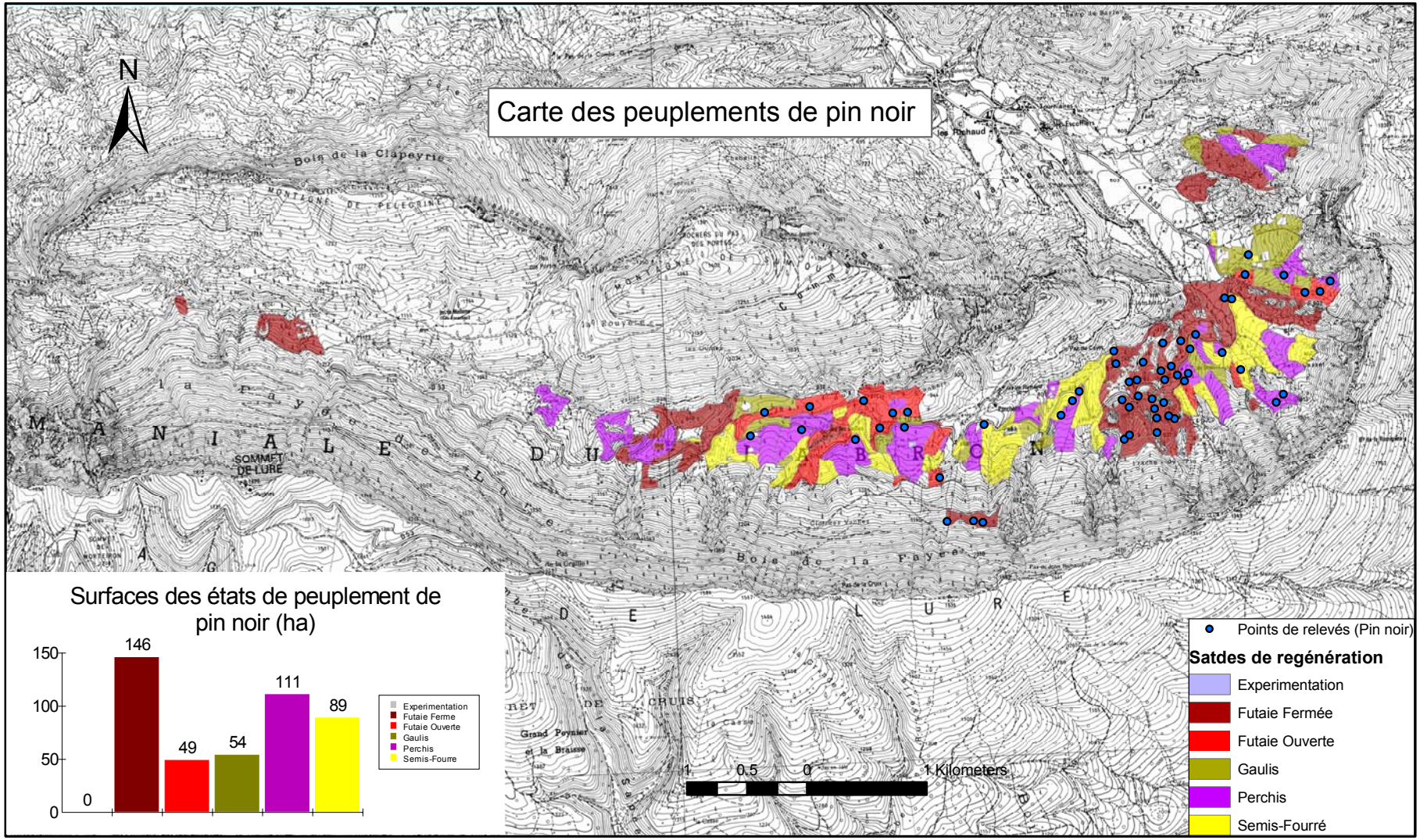


Figure 2.45: Carte des peuplements de pin noir d'Autriche avec leurs stades de régénération

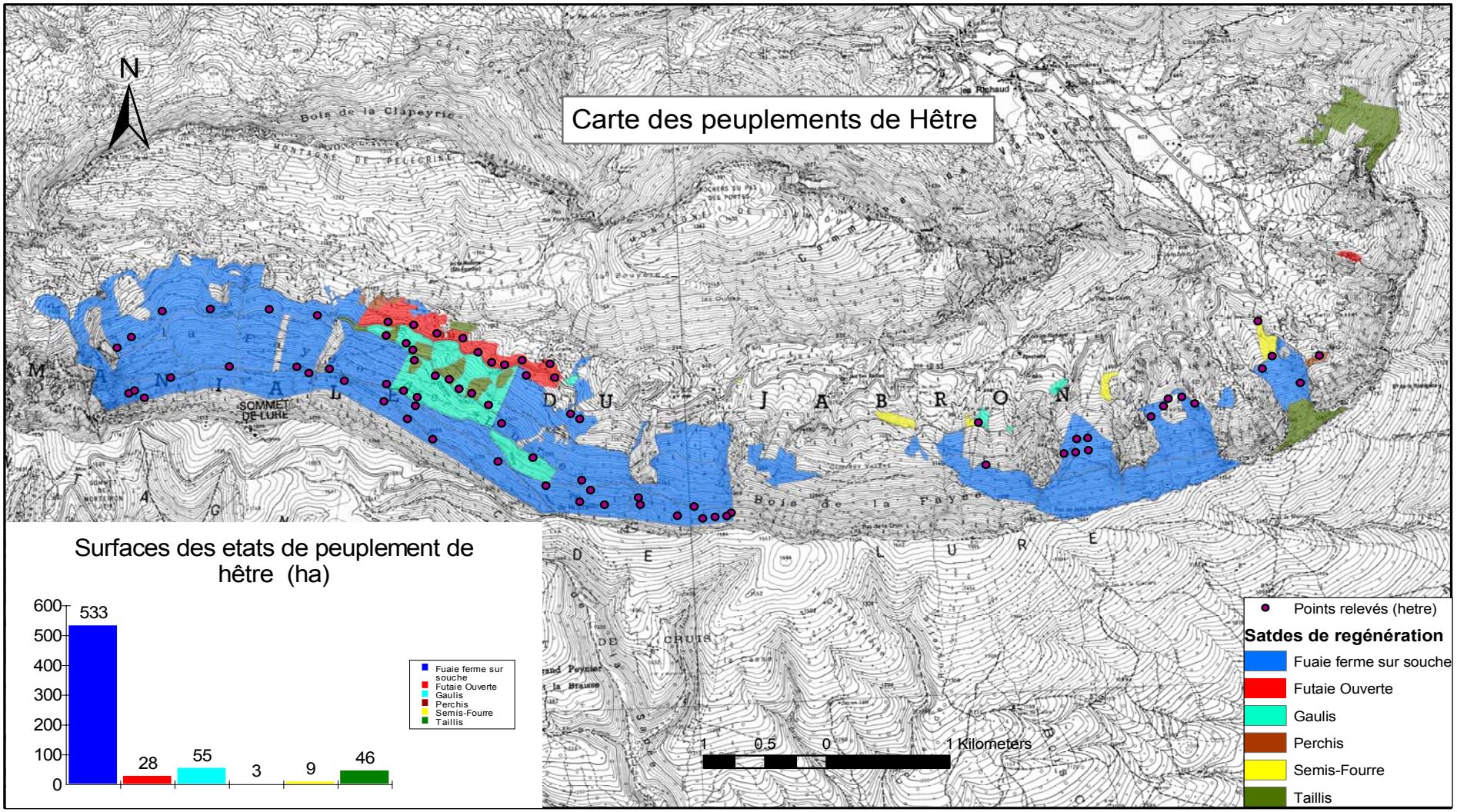


Figure 2.46: Carte des peuplements de hêtre commun avec leurs stades de régénération

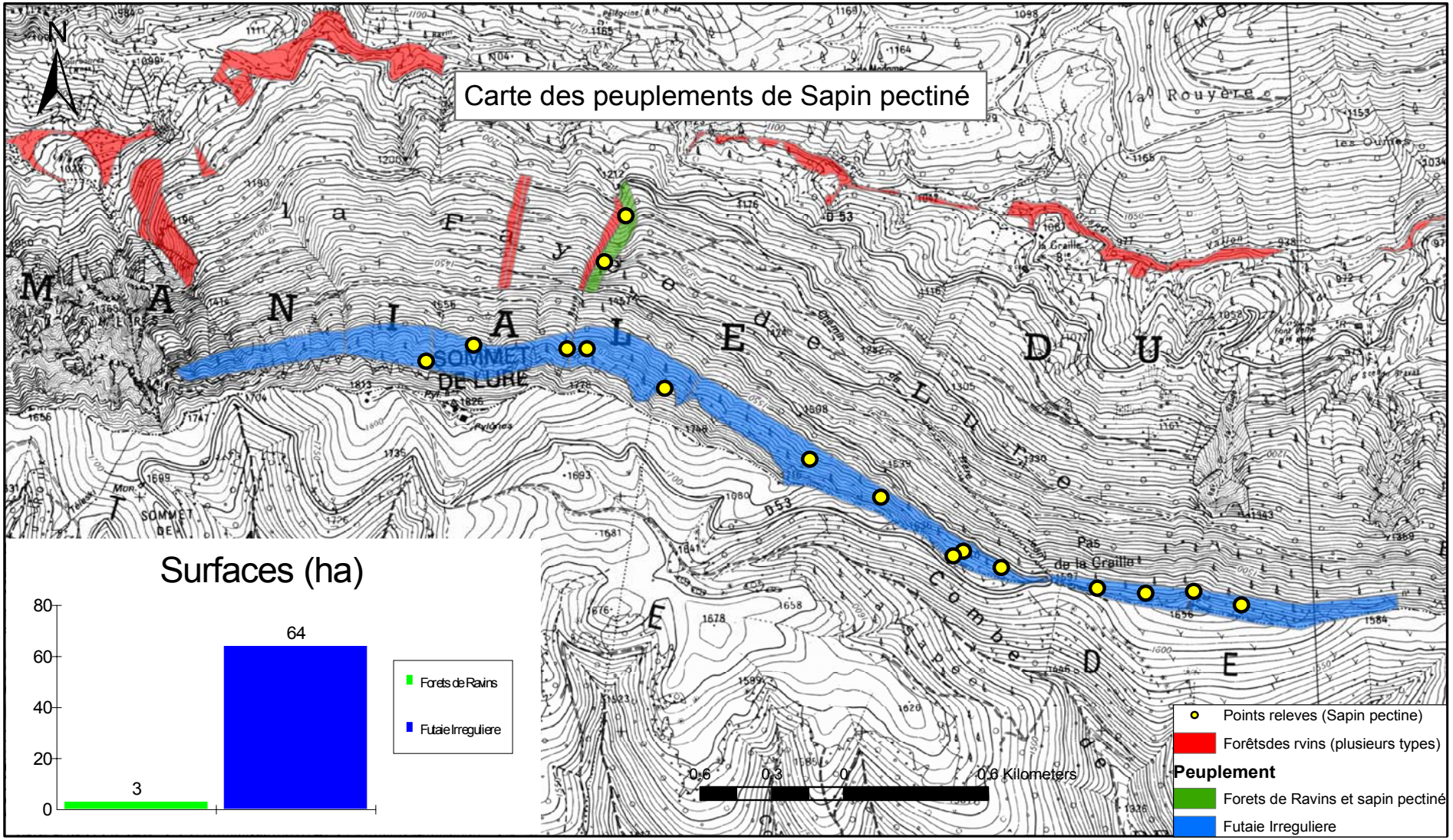


Figure 2.47 : Carte des peuplements de sapin pectiné avec leurs forêts des ravins

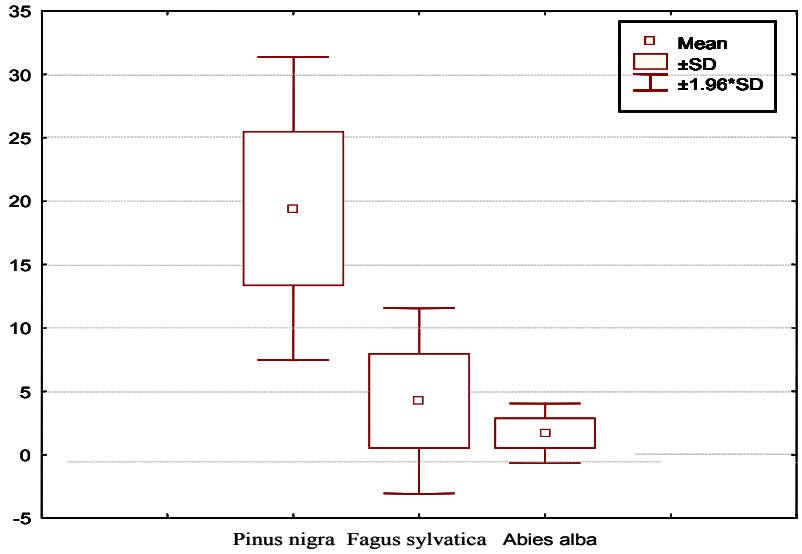


Figure 2.48: Répartition des espèces non forestières dans les trois principaux types de peuplements.

La teste de Kruskal –Wallis confirme la significativité de la répartition des richesses spécifiques (globale, des espèces forestières et les espèces de forêt ancienne) parmi les trois peuplements (Figure 2.49 ; Figure 2.50 ; Figure 2.51 ; Figure 2.52)

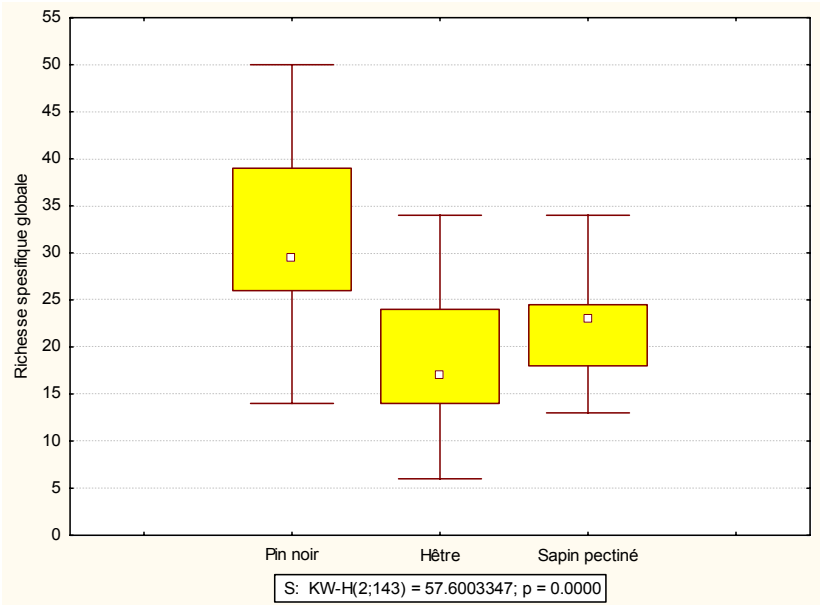


Figure 2.49 : Comparaison de la distribution des richesses spécifiques globale entre les trois peuplements (pin noir, hêtre et sapin pectiné).

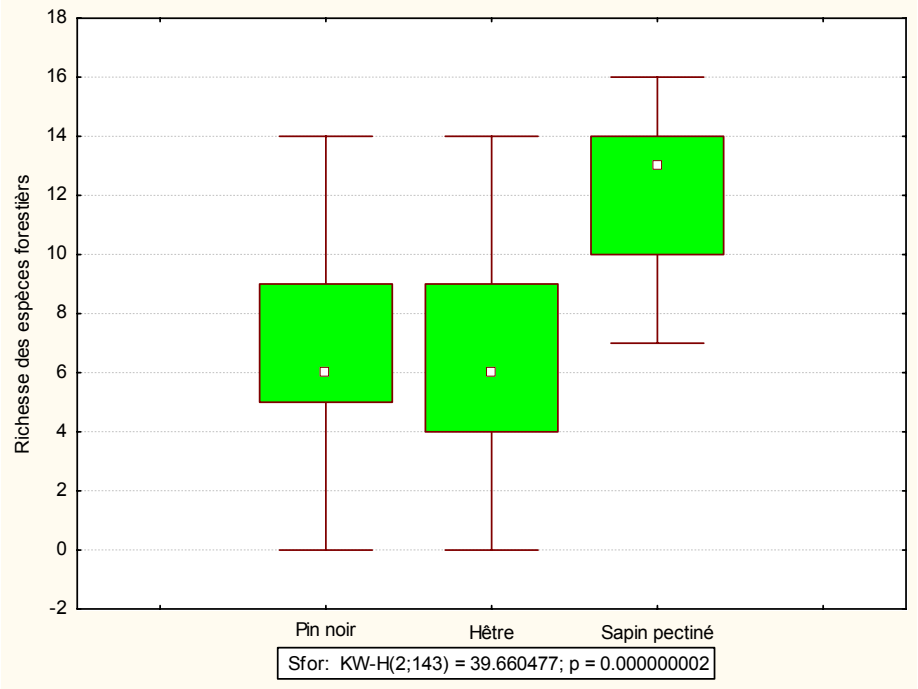


Figure 2.50 : Comparaison de la distribution des richesses spécifiques des espèces forestières entre les trois peuplements (pin noir, hêtre et sapin pectiné).

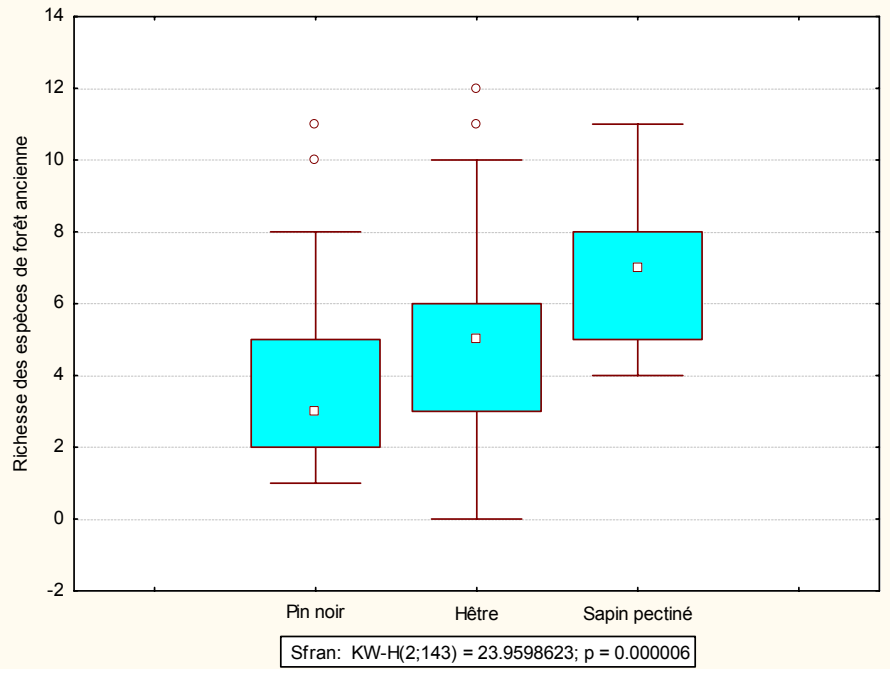


Figure 2.51: Comparaison de la distribution des richesses spécifiques des espèces de forêt ancienne entre les trois peuplements (pin noir, hêtre et sapin pectiné).

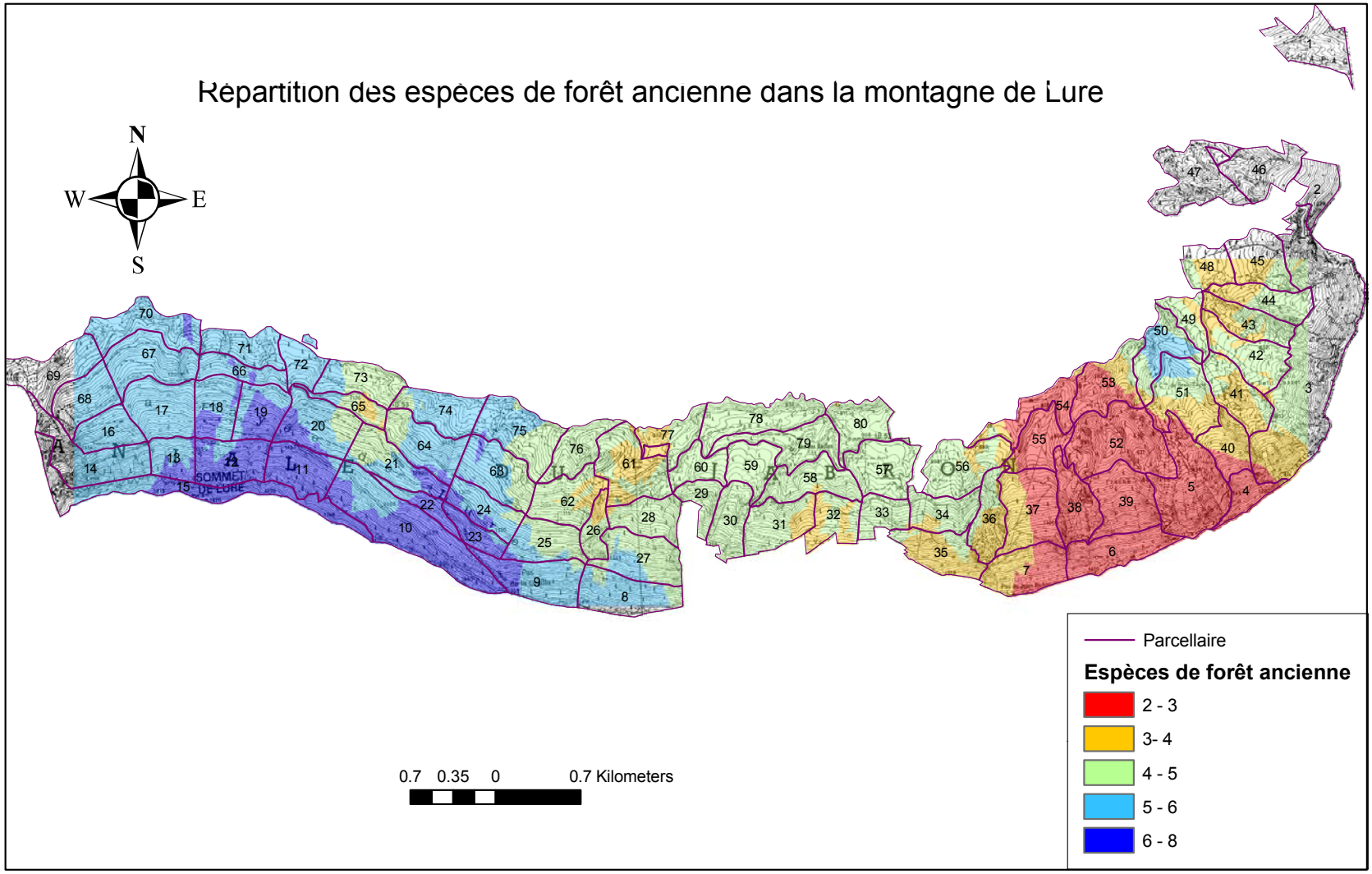


Figure 2.52 : Carte des fréqunces des espèces de forêt ancienne du versant nord de la montagne de Lure (issue de Krigeage)

2.3.4.2- Les peuplements de pin noir d'Autriche (*Pinus nigra*).

Ces peuplements sont traités en futaie régulière. Ils ont fait l'objet de 53 relevés. L'ACR réalisée sur la matrice des espèces montre une longueur de gradient pour le premier axe de 2.42, ce qui est inférieur au seuil de 3.0. Ainsi, une RDA peut être réalisée (Tableau 2.13). À partir des tests de permutation de Monte-Carlo (999 permutations, intervalle de confiance à p≤ 5%) nous avons retenu 12 variables significatives sur 19. la RDA explique 43.40% de la variabilité.

Axes	1	2	3	4
Valeur propre	0.313	0.208	0.152	0.109
Longueur de gradient	**2.425**	**2.157**	**2.221**	**1.889**
Pourcentage cumulatif des variances des espèces	8.2	13.6	17.6	20.4
Somme de toutes les valeurs propres: 3.822				
Inertie totale: 3.822				

Tableau 2.13: ACR réalisée sur la matrice de la végétation présente une longueur de gradient pour l'axe 1 inférieur à 3.0

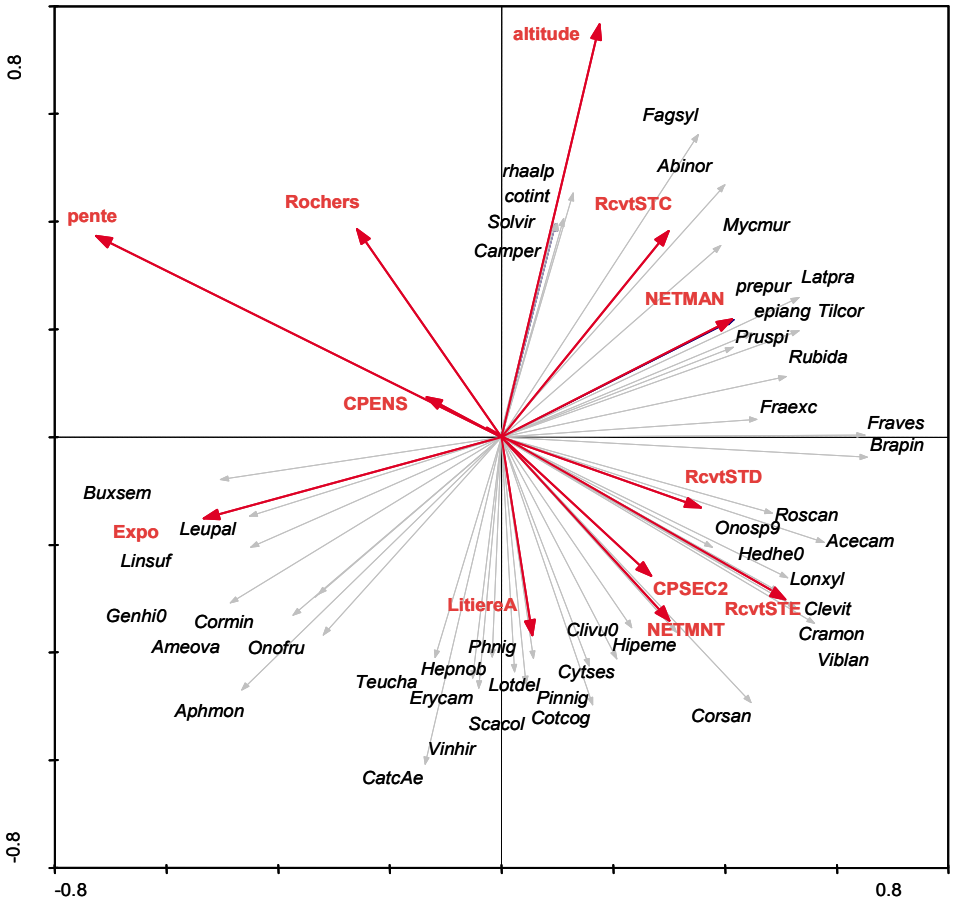


Figure 2.53 : Plan ½ de la RDA réalisé sur le peuplement de pin noir : relation entre les espèces végétales vasculaires et les variables explicatives « milieu » et « gestion » (cf. abreviations tableau 2.14 et annexe V pour les noms de plantes)

Variables de milieu et gestion	AX1	AX2	AX3	AX4
Coupe d'ensemencement (CPENS)	-0.1244	0.067	0.058	-0.1856
Deuxième coupe secondaire (CPSEC1)	0.2476	-0.2341	-0.1581	0.3616
Nettoyage manuel (NETMAN)	0.3823	0.1979	0.124	-0.1663
Nettoiement (NETMANT)	0.2787	-0.3089	0.1631	0.2278
Altitude	0.1621	0.6934	0.292	-0.0279
Pente	-0.6724	0.3379	-0.2045	0.0629
Exposition	-0.494	-0.1372	0.0744	-0.4946
Rocher	-0.2396	0.3498	-0.2954	-0.1984
Litière aérée (litièreA)	0.0508	-0.3334	0.4141	0.236
Recouvrement de strate A (Rcvt STA)	0.2767	0.3465	-0.4008	0.0493
Recouvrement de strate D (Rcvt STD)	0.3302	-0.1189	-0.4836	-0.208
Recouvrement de strate E (RCVT STE)	0.4708	-0.2734	0.3524	0.1483

Tableau 2.14 : Coefficients de corrélation inter-set des variables de milieu avec les quatre axes de la RDA

L'axe 1 est négativement corrélé à un gradient de pente et d'exposition alors que l'axe 2 est positivement corrélé à l'altitude (Tableau 2.14 ; Figure 2.53).

Dans le premier quart du graphe (Figure 2.53), les taxons sont regroupés en fonction de l'altitude comme *Rhamnus alpina, Solidago virgaurea, Campanula persicifolia, Cotoneaster integerrimus, Fagus sylvatica, Mycelis muralis*. On rencontre aussi des espèces regroupées autour de la pratique du nettoyage manuel, qui est toujours pratiquée après coupe, comme : *Epilobium angustifolium, Rubus idaeus, Lathyrus pratensis, Prunus spinosa, Tilia cordata.*

En ce qui concerne la pente, les rochers, la coupe d'ensemencement, la RDA ne montre pas de forte relation entre ces variables et la flore. Les plantes xérophiles et héliophiles se regroupent avec la variable d'exposition (Sud) et la variable litière aérée, comme : *Leucanthemun palens, linum suffruticosum, Genista hispanica, Ononis fruticosa, Coronilla minima, Teucrium chamaedrys, Lotus delortii, Scabiosa columbaria, Vincetoxicum hirundinaria, Catananche caerulea, Cotinus coggygria*.

Les variables de gestion qui ont les plus fortes contributions dans ce peuplement sont le nettoiement après deuxième coupe secondaire, et sont caractérisées par *Clinopoduin vulgare, Cytisus sessilifolius, Hippocrepis emerus.* En ce qui concerne les strates D et E (cf. annexe 2), on trouve une végétation de fourrés comme : *Ononis spinosa, Rosa canina, Lonicera xylosteum Viburnum lantana, Clematis vitalba, Crataegus monogyna, Hedera helix.*

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse spécifique globale explique 52 % de la variabilité totale (Figure 2.54). Cette régression montre une relation positive entre la richesse spécifique globale et « recouvrement de la strate herbacée », « recouvrement total », « litière aérée », « recouvrement de la strate arbustive » et « recouvrement des semis ». En revanche la relation entre la richesse spécifique globale et les variables « pente », « rocher », « blocs » et « surface terrière » est négative.

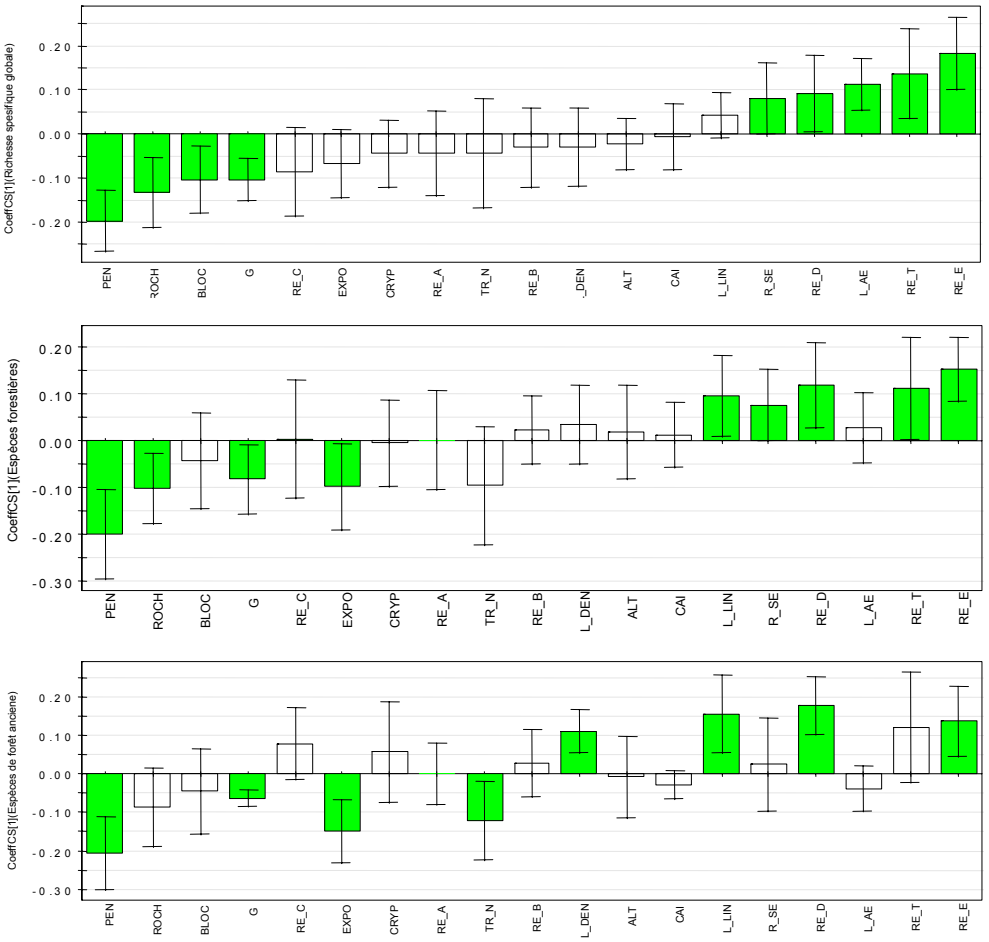
- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse des espèces forestières explique 35 % de la variabilité floristique (Figure 2.54). Cette régression montre une relation positive entre la richesse des espèces forestières et les variables « recouvrement des semis », « recouvrement total », « recouvrement de la strates arbustive », « recouvrement de la strate herbacée » et « litière ligneuse ». En revanche la relation entre la

richesse des espèces forestières et les variables « pente », « rocher », « surface terrière » et « exposition » est négative.

On note que les deux analyses précédentes se différencient par les variables « bloc », « exposition » et « litière aérée ». Cette dernière qui présente une relation positive avec la richesse spécifique globale n'a pas de relation significative avec la richesse des espèces forestières. L'exposition est corrélée négativement avec les espèces forestière mais ne présente pas de relation significative avec la richesse spécifique globale. La variable « bloc » qui a une relation positive avec la richesse globale ne présente pas de relation significative avec la richesse en espèces forestières

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse des espèces de forêt ancienne explique 50 % de la variabilité floristique (Figure 2.54). Cette régression montre une relation positive entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables «recouvrement de la strate arbustive », « recouvrement de la strate herbacée », «litière ligneuse » et «litière dense ». En revanche la relation entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables « pente », « surface terrière », « exposition » et « terre nue » est négative.

On peut remarquer les variables «terre nue » et « litière dense » qui n'avaient pas de relation significative dans les analyses précédentes (richesse spécifique globale et richesse des espèces forestières) ces deux variables ont un relation significatives avec les espèces des forêts anciennes, la terre nue, est corrélée négativement, et la litière dense, est corrélée positivement (Figure 2.54).



Variables explicatives

ALT : Altitude	EXPO : Exposition	L_LIN : Litière ligneuse
BLOC : Blocs	G : Surface terrière	PEN : Pente
CAI : Cailloux	L_AE : Litière aérée	R_SE: Recouvrement de strate (Semis)
CRYP : Cryptogames	L_DEN : Litière dense	RE_A : recouvrement de strate (arbres hauts)

RE_B : Recouvrement de strate (arbres)	ROCH : Rochers
RE_C : Recouvrement de strate (arbustes hauts)	RE_D : Recouvrement de strate (arbustes)
RE_E : Recouvrement de strate (herbacées)	TR_N : Terre nue
RE_T : Recouvrement total	

Figure 2.54 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS réalisée sur les peuplements de pin noir, l). Entre la variable explicative (milieu) et la richesse spécifique globale, les espèces forestières et les espèces des forêts anciennes. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé (p≤ 0.05).

- La régression PLS réalisée entre les facteurs de gestion et la richesse spécifique globale explique 32 % de la variabilité (Figure 2.55). Cette régression montre une relation positive entre la richesse spécifique globale et « nettoiement », « coupe définitive », « premier dépressages », «deuxième dépressage » et « dégagements ».En revanche la relation entre la richesse spécifique globale et les variables « sans traitement » et « coupes d'améliorations » est négative.

- La régression PLS réalisée entre les facteurs de gestion et la richesse des espèces forestières explique 20 % de la variabilité floristique (Figure 2.55). Cette régression montre une relation positive entre la richesse des espèces forestières et les variables « nettoiement », « coupe définitive », « dépressages1 » et « dépressages2 ». En revanche la relation entre la richesse des espèces forestières et la variable « coupe d'amélioration » est négative, tendis que la relation entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables « coupe d'amélioration » et « coupe d'ensemencement » est négative. .

On note que les deux analyses précédentes se différencient par les variables suivantes : « dégagements » et « sans traitements ». Cette dernière, qui présente une relation négative avec la richesse spécifique globale n'a pas de relation significative avec la richesse des espèces forestières. Les dégagements sont corrélés positivement avec la richesse spécifique globale mais ne présentent pas de relation significative avec les espèces forestières.

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse des espèces de forêt ancienne explique 16 % de la variabilité floristique (Figure 2.55). Cette régression montre une relation positive entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables « coupe définitive », « premier et deuxième dépressages ». En revanche la relation entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables « coupe d'amélioration » et « coupe d'ensemencement » est négative.

On peut remarquer la variables «coupe d'ensemencement » qui n'avait pas de relation significative dans les analyses précédentes (richesse spécifique globale et richesse des espèces forestières), cette est corrélée négativement. (Figure 2.55). Par contre la variable nettoiement qui présentait une relation positive avec la richesse spécifique globale et la richesse des espèces forestières n'a plus de corrélation significative avec les espèces de forêt ancienne.

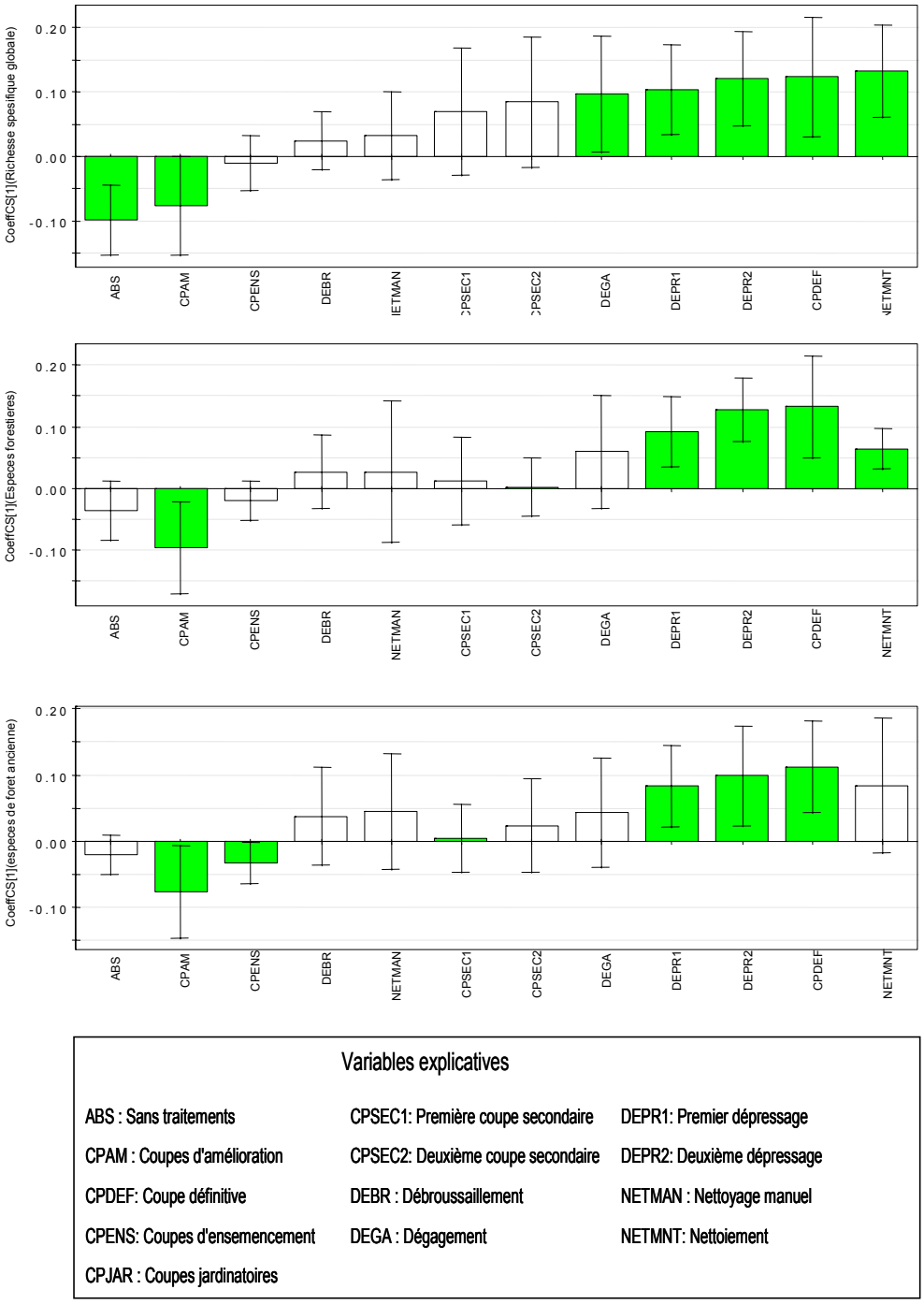


Figure 2 55: Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS réalisée sur les peuplements de pin noir, l). Entre la variable explicative (gestion) et la richesse spécifique globale, les espèces forestières et les espèces des forêts anciennes. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé (p≤ 0.05).

2.3.4.3- Les peuplements de hêtre (*Fagus sylvatica*)

Ces peuplements, traités en futaie sur souche de hêtre, ont fait l'objet de 65 relevés

L'ACR qui présente une longueur de gradient supérieur à 3 nous permet de réaliser une ACC entre les espèces végétales vasculaires et les variables de milieu et gestion (Tableau 2.15). À partir des tests de permutation de Monte-Carlo (999 permutations, intervalle de confiance à p≤ 5%) nous avons retenu 10 variables significatives sur 20. L'ACC explique 28.15% de la variabilité floristique totale.

Axes	1	2	3	4
Valeur propre	0.464	0.314	0.256	0.163
Longueur de gradient	**3.188**	**2.794**	**2.985**	**2.274**
Pourcentage cumulatif de la variance de l'espèce	7.7	12.9	17.1	19.8
Somme de toutes les valeurs propres : 6.035				
Inertie totale : 6.035				

Tableau 2.15 : ACR réalisée sur la matrice de la végétation présente une longueur de gradient, pour l'axe 1, supérieur à 3.0

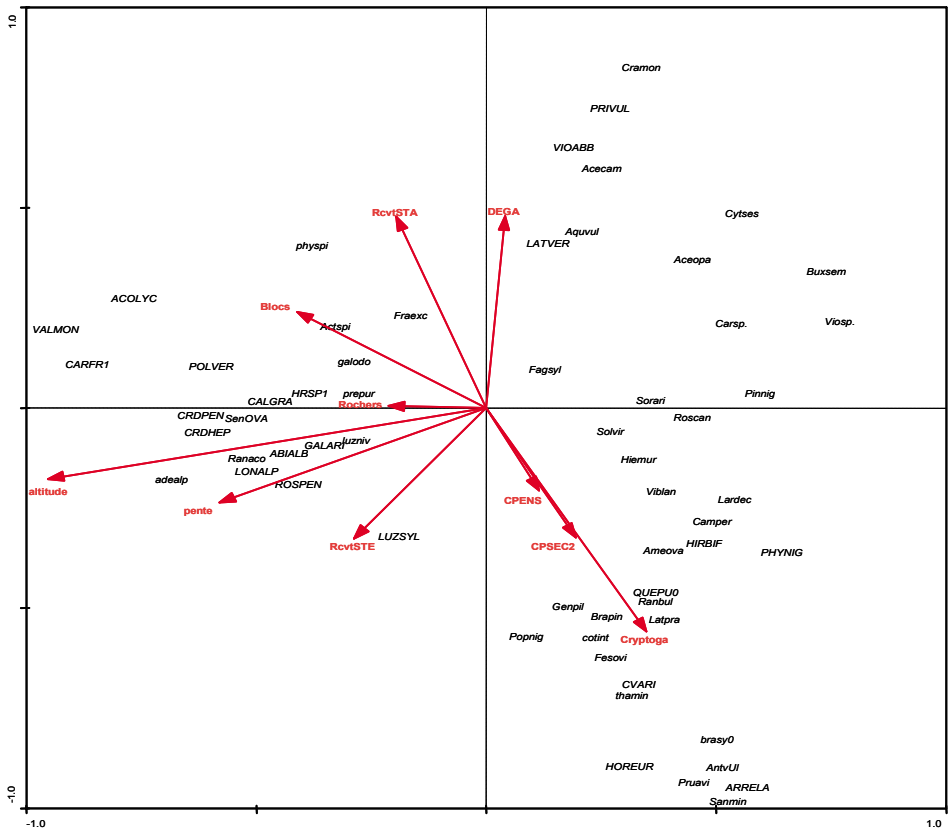


Figure 2.56 : plan1/2 de ACC réalisée sur les peuplements de hêtre ; relation entre les espèces végétales vasculaires et les variables explicatives « milieu » et « gestion » (cf. abréviations tableau 2.16 et annexe V pour les noms de plantes)

Variable du milieu et gestion	AX1	AX2	AX3	AX4
Coupe d'ensemencement	0.1114	-0.1834	-0.1308	0.4901
Deuxième coupe secondaire	0.1882	-0.2871	-0.0218	-0.1106
Dégagement	0.0401	0.4249	-0.2411	-0.3544
Altitude	-0.9231	-0.1574	-0.0831	-0.0611
Pente	-0.562	-0.2098	0.4684	0.158
Rochers	-0.2058	0.0041	0.6103	0.3364
Blocs	-0.3986	0.2133	0.1474	0.4678
Cryptogames	0.3373	-0.4957	0.2176	0.0434
Recouvrement de strate A	-0.1891	0.4238	-0.2863	0.2482
Recouvrement de strate E	-0.2781	-0.2901	-0.4145	0.4058

Tableau 2.16 : Coefficients de corrélation inter-set des variables de milieu avec les quatre axes de l'ACC.

L'axe 1 est négativement corrélé à un gradient altitudinal et de pente alors que l'axe 2 est positivement corrélé aux travaux de dégagements et négativement aux variables cryptogames et coupe secondaire (Tableau 2.16) et (Figure 2.56).

L'ACC montre des regroupements floristiques en fonction de l'altitude et de la pente comme *Adenostyles alpina, Rosa pendulina, Senecio ovatus, Cardamine heptaphylla, Cardamine pentaphyllos*, mais aussi en fonction du recouvrement des blocs rocheux (*Carex ferruginea. subsp. tenax, Aconitum lycoctonum, Valeriana monrtana*). En ce qui concerne les variables de gestion, le dégagement explique la présence de *Crataegus monogyna, Aquilegia vulgaris, Lathyrus vernu, Cytisophyllum sessilifolium*, tandis que les coupes secondaires et les coupes d'ensemencement expliquent la présence de cryptogames et de *Sanguisorba minor, Arrenatherum elatius, Prunus avium, Thalictrum minus, Anthyllis vulneraria, Lathyrus pratensis.*

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse spécifique globale explique 37% de la variabilité (Figure 2.57). Cette régression montre une relation positive entre la richesse spécifique globale et « recouvrement de la strate herbacée », « terre nue », « litière aérée » et « altitude ».En revanche la relation entre la richesse spécifique globale et les variables « recouvrement total », « litière dense », « recouvrement de la strate arborée » est négative.

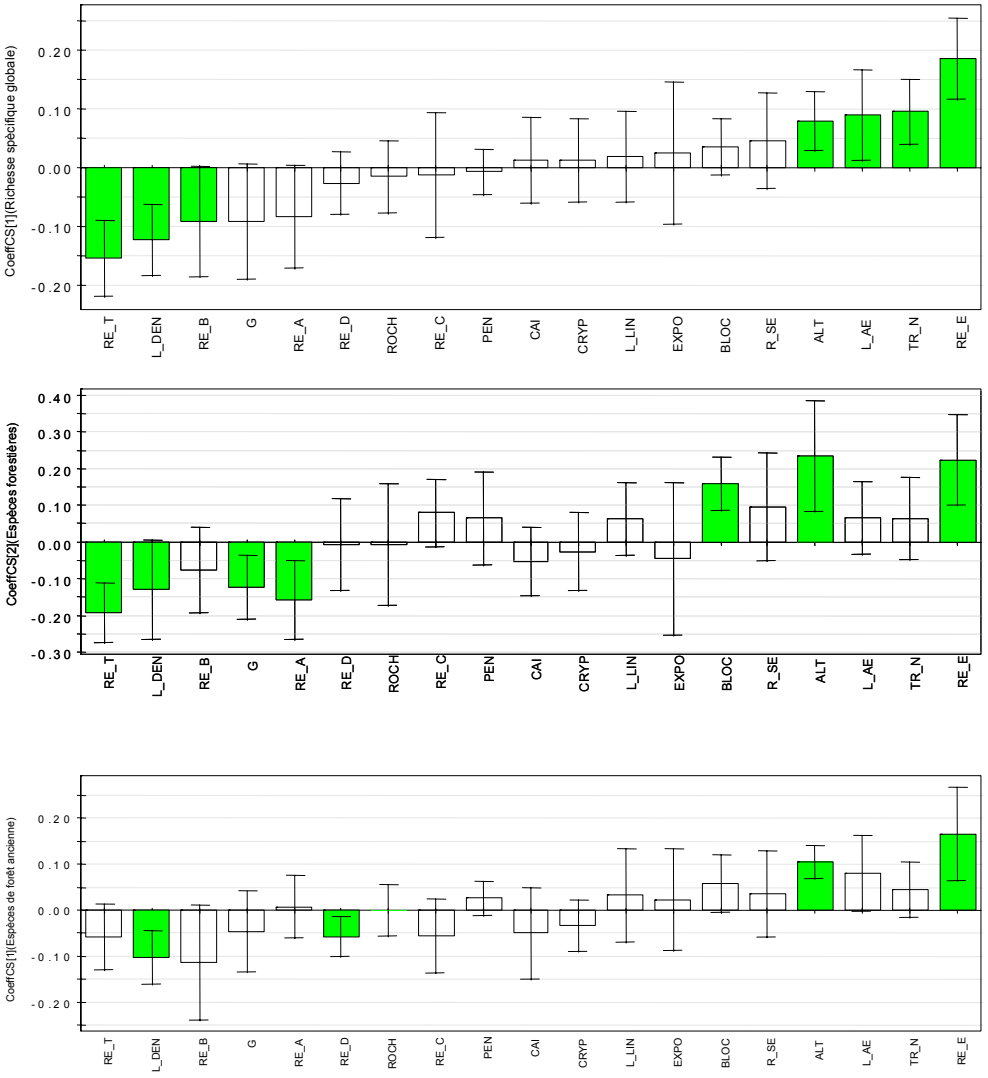
- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse des espèces

forestières explique 33 % de la variabilité floristique (Figure 2.57). Cette régression montre une relation positive entre la richesse des espèces forestières et les variables « recouvrement de la strate herbacée », « altitude » et «blocs ». En revanche la relation entre la richesse des espèces forestières et les variables « recouvrement total », « surface térrière », « recouvrement de la strate arboré haute » est négative.

On note que les deux analyses précédentes se différencient par les variables « terre nu », « litière aérée » et « recouvrement des strates arborés ». Cette dernière qui présente une relation négative avec la richesse spécifique globale n'a pas de relation significative avec la richesse des espèces forestières. La litière aérée et la terre nue sont corrélées négativement avec la richesse spécifique globale, mais ne présente pas de relation significative avec les espèces forestières.

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse des espèces de forêt ancienne explique 20 % de la variabilité floristique (Figure 2.57). Cette régression montre une relation positive entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables : « recouvrement de la strate herbacée » et « altitude ». En revanche la relation entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables « litière dense » et « recouvrement de la strate arbustive » est négative.

On peut remarquer une variable qui n'avait pas de relation significative dans les analyses précédentes (richesse spécifique globale et richesse des espèces forestières) : le recouvrement de la strate arbustive qui est corrélée négativement avec les espèces de forêt ancienne (Figure 2.57).



Variables explicatives

ALT : Altitude	EXPO : Exposition	L_LIN : Litière ligneuse
BLOC : Blocs	G : Surface terrière	PEN : Pente
CAI : Cailloux	L_AE : Litière aérée	R_SE: Recouvrement de strate (Semis)
CRYP : Cryptogames	L_DEN : Litière dense	RE_A : recouvrement de strate (arbres hauts)

RE_B : Recouvrement de strate (arbres)	ROCH : Rochers
RE_C : Recouvrement de strate (arbustes hauts)	RE_D : Recouvrement de strate (arbustes)
RE_E : Recouvrement de strate (herbacées)	TR_N : Terre nue
RE_T : Recouvrement total	

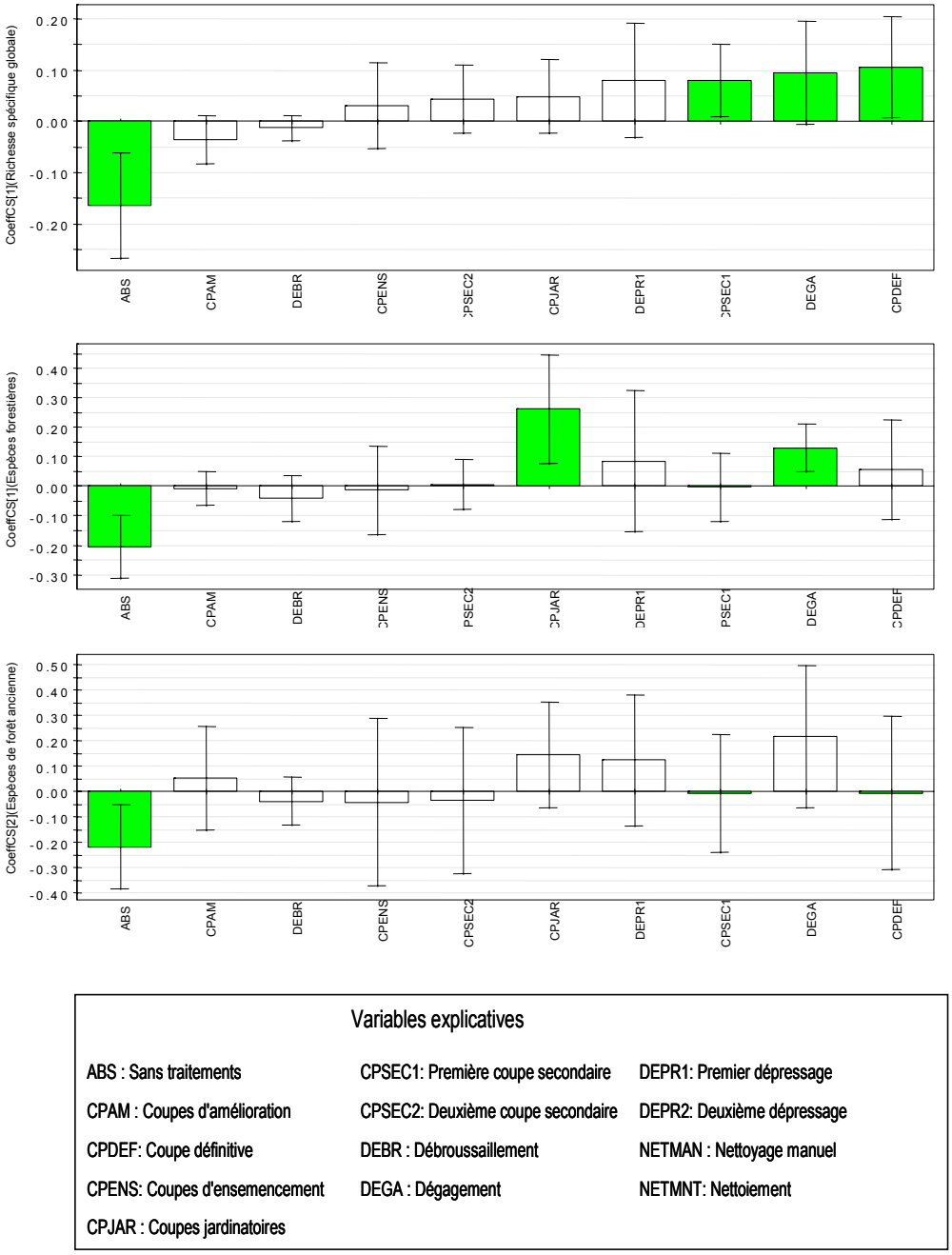
Figure 2.57 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS réalisée sur les peuplements de hêtre, entre la richesse spécifique et les variables explicatives (milieu et gestion). Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé (p≤ 0.05).

- La régression PLS réalisée entre les facteurs de gestion et la richesse spécifique globale explique 14 % de la variabilité de celle-ci (Figure 2.58). Cette régression montre une relation positive entre la richesse spécifique globale et « coupe définitive », « dégagements » et « première coupe secondaire ».

- La régression PLS réalisée entre les facteurs de gestion et la richesse en espèces forestières explique 19 % de la variabilité floristique (Figure 2.58). Cette régression montre une relation positive entre la richesse en espèces forestières et les variables « dégagements », et « coupe jardinatoire ». En revanche la relation entre la richesse en espèces forestières et les variables sans traitements est négative.

On note que les deux analyses précédentes se différencient par les variables « coupe définitive », « dégagement », « première coupe secondaire » et « coupe jardinatoire ». Cette dernière qui présente une relation positive avec la richesse en espèces forestières n'a pas de relation significative avec la richesse spécifique globale. La coupe définitive et la première coupe secondaire sont corrélées positivement avec la richesse spécifique globale mais ne présentent pas de relation significative avec les espèces forestières.

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse des espèces de forêt ancienne explique 19% de la variabilité floristique (Figure 2.58). Cette régression montre une relation négative entre la richesse des espèces de forêt ancienne et la variable « sans traitements».



Variables explicatives

ABS : Sans traitements	CPSEC1: Première coupe secondaire	DEPR1: Premier dépressage
CPAM : Coupes d'amélioration	CPSEC2: Deuxième coupe secondaire	DEPR2: Deuxième dépressage
CPDEF: Coupe définitive	DEBR : Débroussaillement	NETMAN : Nettoyage manuel
CPENS: Coupes d'ensemencement	DEGA : Dégagement	NETMNT: Nettoiement
CPJAR : Coupes jardinatoires		

Figure 2.58 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS réalisée sur les peuplements de hêtre, entre la richesse spécifique et les variables explicatives (gestion). Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé ($p \leq 0.05$).

2.3.4.4- Les peuplements de sapin pectiné (*Abies alba*)

Ces peuplements, traités en futaie jardinée, ont fait l'objet de 24 relevés floristiques.

L'ACR réalisée sur la matrice des espèces montre une longueur de gradient pour le premier axe de 2.36, ce qui est inférieur au seuil de 3.0. Ainsi, une RDA peut être réalisée (Tableau 2.17). À partir des tests de permutation de Monte-Carlo (999 permutations, intervalle de confiance à p≤ 5%) nous avons retenu 6 variables significatives sur 18. La RDA explique 44% de la variabilité totale.

Axes	1	2	3	4
Valeur propre	0.241	0.13	0.087	0.06
Longueur de gradient	**2.361**	**1.575**	**1.316**	**1.269**
Pourcentage cumulatif des variances des espèces	14.3	22	27.2	30.8
Somme de toutes les valeurs propres : 1.681				
Inertie totale : 1.681				

Tableau 2.17 : ACR réalisée sur la matrice de la végétation présente une longueur de gradient pour l'axe 1 inferieur à 3.0

L'axe 1 est négativement corrélé à un gradient de pente, à l'absence de traitement et au recouvrement des cryptogames, alors que l'axe2 est positivement corrélé à un gradient altitudinal et négativement au pourcentage de recouvrement des blocs **(**Tableau 2.18 **;** Figure 2.59**).**

Axes	AX1	AX2	AX3	AX4
Sans traitements	-0.6011	-0.4636	-0.2204	0.1092
Altitude	0.01	0.67	-0.482	-0.2053
Pente	-0.6711	-0.3509	0.0849	0.0929
Blocs	-0.0791	-0.7279	0.0844	0.0781
Cryptogames	-0.545	-0.073	0.2536	-0.6173
Recouvrement de la strate C	-0.2283	0.3237	0.556	0.369

Tableau 2.18 : Coefficient de corrélation inter-set des variables de milieu avec les quatre axes de la RDA

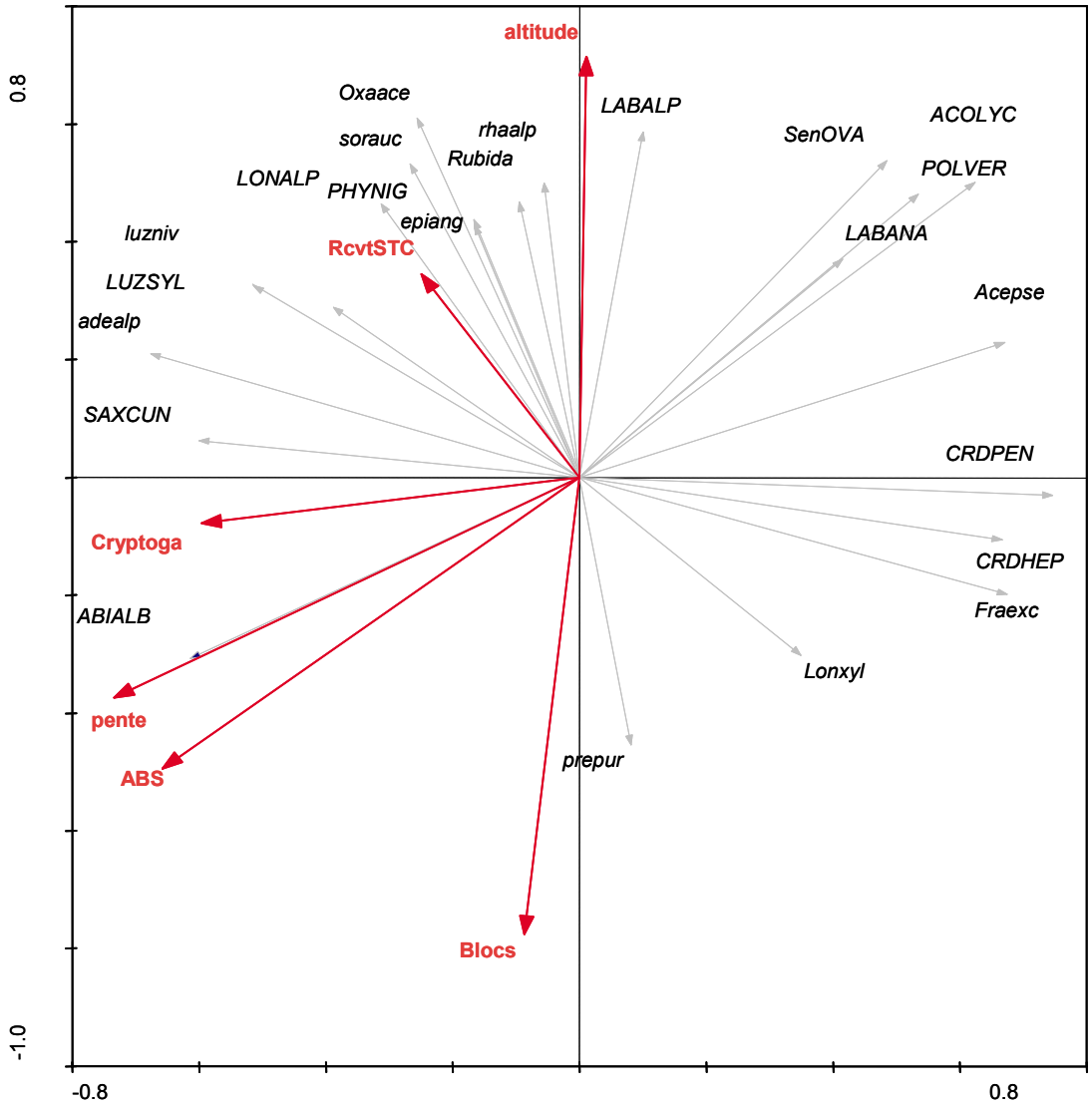


Figure 2.59 : plan1/2 de RDA réalisée sur les peuplements de sapin pectiné ; relation entre les espèces végétales vasculaires et les variables explicatives « milieu » et « gestion » (cf. abreviations tableau 2.18 et annexe pour les noms de plantes)

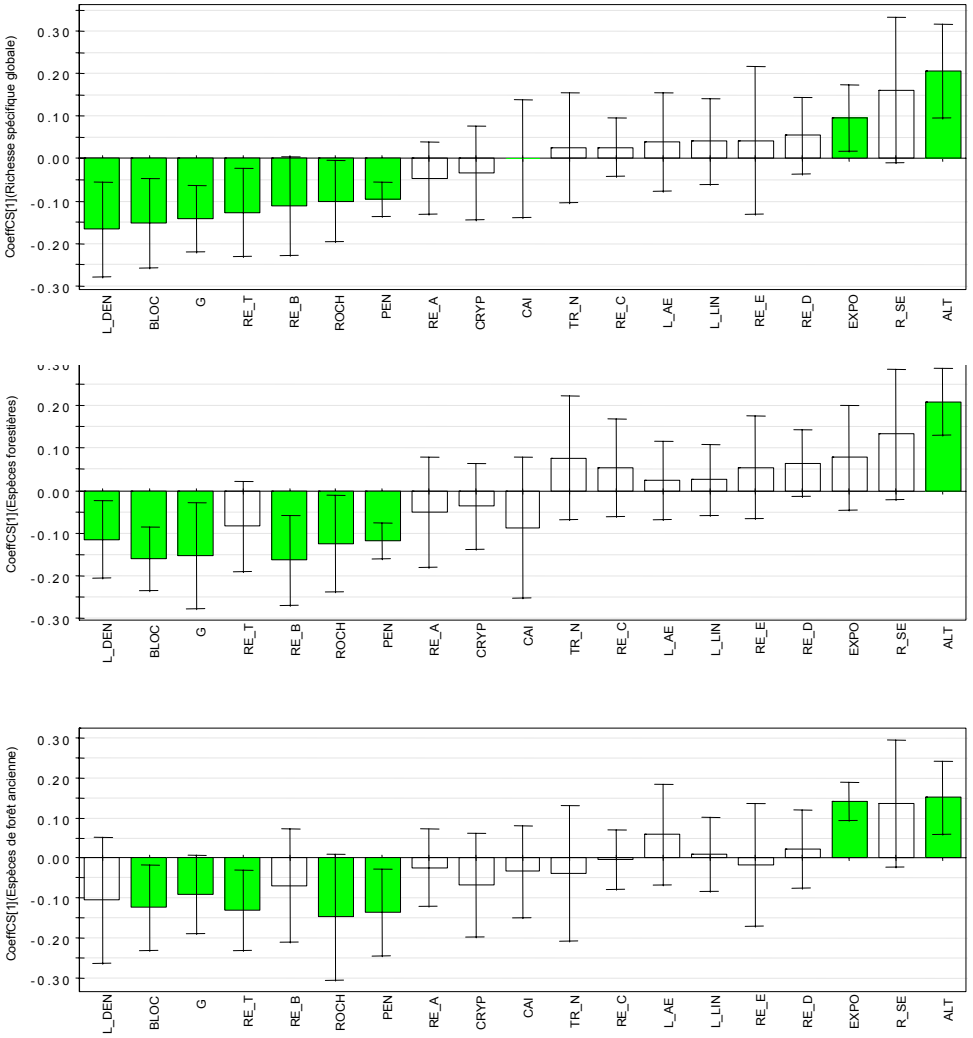
Tout d'abord on note que la partie supérieure du plan factoriel contient des plantes d'altitude. Ce plan factoriel montre que la strate C (2- 4 m) regroupe des espèces de forêts anciennes comme *Adenostyles alpina, Luzula sylvatica, Saxifraga cuneifolia, Oxalis acetosela*, ainsi que quelques espèces tolérantes à la lumière comme *Sorbus aucuparia, Epilobium angustifolium, Rhamnus alpina*. Le sapin pectiné est dominant sur l'axe factoriel caractérisé par l'absence de traitement et une forte pente. Dans ce secteur du plan factoriel on trouve des relevés où la pente peut atteindre jusqu'à 90%.

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse spécifique globale explique 61% de la variabilité de (Figure 2.60). Cette régression montre une relation positive entre la richesse spécifique globale et « altitude » et « exposition ». En revanche la relation entre la richesse spécifique globale et les variables « litière dense », « blocs », « surface terrière », « recouvrement total », « recouvrement de la strate arborée », « roches » et « pente » est négative.

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse des espèces forestières explique 69 % de la variabilité floristique (Figure 2.60). Cette régression montre une relation positive entre la richesse en espèces forestières et la variable « altitude ». En revanche la relation entre la richesse des espèces forestières et les variables « litière dense », « blocs », « surface terrière », « recouvrement de la strate arborée », « roches » et « pente » est négative.

On note que les deux analyses précédentes se différencient par les variables « exposition » et « recouvrement total ». Cette dernière qui présente une relation négative avec la richesse spécifique globale n'a pas de relation significative avec la richesse des espèces forestières. La variable « exposition » est corrélées positivement avec la richesse spécifique globale mais ne présente pas de relation significative avec les espèces forestières

- La régression PLS réalisée entre les facteurs du milieu et la richesse des espèces de forêt ancienne explique 46 % de la variabilité floristique (Figure 2.60). Cette régression montre une relation positive entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables « altitude » et « exposition ». Par contre, la relation entre la richesse des espèces de forêt ancienne et les variables « blocs », » surface terrière », « recouvrement total », « rochers » et « pente » est négative.



Variables explicatives

ALT : Altitude	EXPO : Exposition	L_LIN : Litière ligneuse
BLOC : Blocs	G : Surface terrière	PEN : Pente
CAI : Cailloux	L_AE : Litière aérée	R_SE: Recouvrement de strate (Semis)
CRYP : Cryptogames	L_DEN : Litière dense	RE_A : recouvrement de strate (arbres hauts)

RE_B : Recouvrement de strate (arbres)	ROCH : Rochers
RE_C : Recouvrement de strate (arbustes hauts)	RE_D : Recouvrement de strate (arbustes)
RE_E : Recouvrement de strate (herbacées)	TR_N : Terre nue
RE_T : Recouvrement total	

Figure 2.60 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS réalisée sur les peuplements de sapin pectiné, entre les variables explicatives (milieu) et la richesse spécifique globale, des espèces forestières et les espèces de forêt ancienne. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé ($p \leq 0.05$).

- La régression PLS réalisée entre les facteurs de gestion et la richesse spécifique globale explique 23% de la variabilité de celle-ci (Figure 2.61). Cette régression montre une relation positive entre la richesse spécifique globale et la coupe jardinatoire. La relation entre la richesse spécifique globale et la variable « sans traitement » est négative

- La régression PLS réalisée entre les facteurs de gestion et la richesse en espèces forestières explique 25 % de la variabilité floristique (Figure 2.61). Cette régression montre une relation positive entre la richesse en espèces forestières et la variable « coupe jardinatoire », tendis que la relation entre la richesse des espèces forestières et la variable « sans traitements est négative ».

- La régression PLS réalisée entre les facteurs de la gestion et la richesse des espèces de forêt ancienne explique 16 % de la variabilité floristique (Figure 2.61). Cette régression montre une relation positive entre la richesse des espèces de forêt ancienne et la variable « coupe jardinatoire », alors que la relation entre la richesse des espèces de forêt ancienne et la variable « sans traitements » est négative.

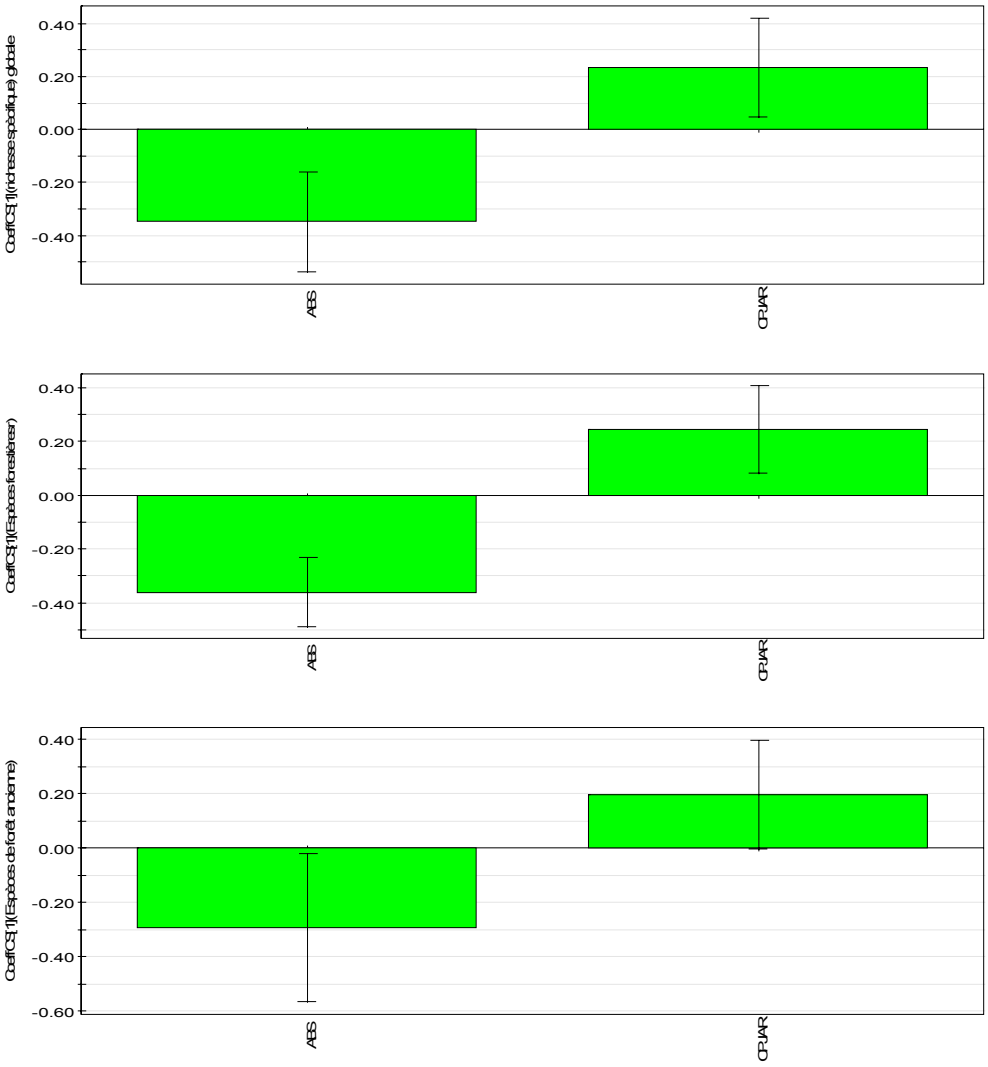


Figure 2.61 : Histogramme des coefficients standardisés de la régression PLS réalisée sur les peuplements de sapin pectiné, entre les variables explicatives (gestion : sans traitements et coupes jardinatoire « CPJAR ») et la richesse spécifique globale, des espèces forestières et des espèces de forêt ancienne. Les barres indiquent l'intervalle de confiance standardisé (p≤ 0.05).

2.4- Synthèse

2.4.1- Caractérisation des groupements végétaux

Les résultats obtenus dans l'étude des groupements végétaux montrent d'abord que ces groupements s'organisent selon le gradient altitudinal. Les sept groupes obtenus à partir de la CAH se différencient entre eux d'un point de vue écologique et structurel. La répartition des traits des espèces végétales montre que la maturation du peuplement forestier augmente en fonction de l'altitude en même temps que les espèces sciaphiles, les espèces mirmycochores et les espèces forestières. En revanche, les espèces héliophiles, stress-tolérantes des pelouses et anémochores diminuent en fonction de l'altitude,

Du point de vue du type de peuplement, nous constatons que les groupes 1, 2, 3 et 4 ont une structure très hétérogène. Cette hétérogénéité est expliquée par l'impact de la gestion. Par contre, la structure des groupes 5, 6, 7 est beaucoup plus homogène ; ces trois groupes existent dans la partie haute de la montagne (hêtraie mésophile et hêtraie-sapinière). Dans cette partie, l'impact de la gestion est beaucoup moins fort.

En ce qui concerne la biodiversité, le groupe 1 qui représente le cortège floristique du pin noir contient la richesse spécifique globale la plus élevée, mais en ce qui concerne la richesse spécifique des espèces forestières, ce groupe est le plus pauvre. En revanche, le groupe 5 qui se compose du cortège floristique de la hêtraie sapinière contient les richesses spécifiques des espèces forestière et de forêts anciennes les plus élevées.

Les groupes 1, 2, 3 et 4 présentent une richesse spécifique globale plus élevée que celle des groupes 5, 6 et 7, mais ces derniers sont plus riches en espèces forestières et de forêt ancienne, ce qui est corrélé à une gestion moins forte.

L'effet des facteurs de milieu et de la gestion sur la biodiversité varie aussi selon les groupes.

Le groupe 1 principalement constitué de futaie régulière de pin noir d'Autriche est caractérisé par le cortège floristique du chêne pubescent, ce peuplement contenant le nombre le plus élevé d'espèces non forestières (pelouses, pelouses prè-forestiers, fructicées). Ces espèces sont favorisées par les recouvrements des strates herbacée et

arbustive ainsi que les litières aérées. Ce groupe subit des coupes de régénération progressives. Parmi ces coupes, c'est la deuxième coupe secondaire, avec le nettoiement, qui est liée à la richesse spécifique globale. Ce type de coupe d'intervalle de 5 à 7 ans engendre une ouverture répétée du milieu qui permet à des plantes de milieu ouvert de s'installer.

Le groupe 2, principalement constitué par des peuplements de hêtre parfois en mélange avec le sapin Nordmann, qui est introduit, est caractérisé par un cortège floristique de hêtraie sèche et des espèces de coupes forestières. Ce peuplement est le plus pauvre en richesse spécifique globale. Le recouvrement des arbres (hêtre, pin noir, mélèze) est en relation négative avec la richesse spécifique globale.

Le groupe 4, constitué par des peuplements de stade des semis, des fourrés et des jeunes peuplements de pin noir et de hêtre, est très hétérogène d'autant plus qui il a subi beaucoup de traitements. Il comporte un cortège floristique de chênaie pubescente et hêtraie sèche. L'influence importante de la gestion se traduit par la diminution des espèces forestières. En revanche, on voit l'augmentation des anémochores, des espèces non forestières et surtout des espèces pionnières et des pelouses pré-forestières.

Le groupe 5 est le groupe de la hêtraie sapinière. Dans ce groupe, le cortège floristique est en adéquation avec le type de peuplement. Ce groupe contient le nombre le plus élevé d'espèces forestières. De plus la similarité est la plus élevée, cela reflète une maturation importante. Dans ce groupe, le facteur altitude et le recouvrement des strates herbacées et litière aérée sont significativement corrélés avec la richesse spécifique forestière. La variable gestion «dégagement» favorise aussi la richesse spécifique des espèces forestières.

Le groupe 6 est le groupe de hêtraie mésophile. Cette hêtraie est relativement pauvre en espèces par rapport au groupe de la hêtraie sapinière (groupe 5). Dans ce groupe, le recouvrement de la strate des arbres est très dense et le facteur lumière est un facteur clef pour la végétation, ce qui justifie la présence importante d'espèces compétitrices. Dans un recouvrement dense, ce sont les zoochores et les mirmycochores qui sont fréquentes. Dans cette structure dense, la richesse spécifique globale augmente ainsi que la litière aérée dans les trouées créées par les travaux de dégagement ou de dépressage.

Le groupe 7 est constitué par des sapinières-érablières et des hêtraies en altitude, souvent fréquentes dans les ravins. Ce groupe est très riche en espèces forestières et les indices de similarité indiquent que ce groupe a un degré de maturation très important.

2.4.2- Patrons de diversité et facteurs de contrôle

La flore du versant nord de la montagne de Lure est structurée à la fois par des facteurs de milieu et les modes de gestion. Le principal facteur de milieu est le gradient altitudinal remarquable qui divise le versant nord en un étage supra méditerranéen à la base, potentiellement occupé par le chêne pubescent avec une hêtraie éparse (Rameau 1992), puis un étage occupé par une hêtraie multi-formes en fonction des conditions hydriques (hêtraies xérophile, mesoxérophile, mésophile, hêtraie sapinière) et une partie supérieure occupée par le sapin pectiné.

Le facteur pente joue aussi un rôle important. Il regroupe les peuplements de sapin pectiné avec les plantes frugales. La présence de sapin pectiné dans les stations à forte pente avec des rochers est justifiée par le fait que, dans les Alpes du sud, cette espèce ne supporte pas la sècheresse atmosphérique estivale et préfère les stations rocheuses à forte pente en versant nord qui assure une humidité atmosphérique importante (Roland *et al.* 2000). En plus, il faut prendre en compte l'action humaine qui a une influence très importante sur la distribution du sapin pectiné. Dans ces stations rocheuses à forte pente, nous ne trouvons pas l'effet de la gestion. Quand il s'agit de pentes moins fortes et d'altitude plus basse, c'est un cortège floristique de la hêtraie mésophile qui s'installe avec celui de la hêtraie sapinière. Dans ces stations le peuplement de hêtre sous forme de futaie sur souche occupe le milieu avec un fort recouvrement. Ce sont également dans ces stations que nous trouvons des travaux de coupes jardinatoires, dont l'objectif est de renouveler les peuplements de hêtre et des dégagements en vue d'accélérer la croissance du sapin pectiné épars. Dans la hêtraie mésophile on trouve des espèces indicatrices de coupes forestières et de trouées comme *Heracleum sphondilium, Sorbus aucuparia, Chaerophyllum hirsutum, Rhamnus alpina*

En altitude inférieure, nous trouvons la végétation de l'étage supra-méditerranéen et les cortèges floristiques du chêne pubescent et de la hêtraie sèche, là où la végétation se divise en deux parties :

1) une partie qui se situe dans des stations exposées au sud avec litière aérée et un recouvrement important de la strate herbacée, avec quelques plantes de pelouse. Dans ces stations nous observons les travaux qui suivent les coupes définitives comme le nettoiement, le dépressage.

2) l'autre partie se situe dans des stations à arbustes (0.5-2m), marquées par des coupes de régénération progressives (coupes secondaires et coupe définitive) avec les plantes comme *Arrhenatherum etatius, Linaria Repens, Daucus carota, Solidago virgurea, Lathyrus pratensis, Lathyrus sylvestris.*

Enfin, selon les facteurs de milieu et de gestion nous pouvons diviser le versant nord en deux parties principales :

- Une partie de haute altitude et forte pente dominée par une végétation de hêtraie mésophile et hêtraie sapinière. Cette partie est gérée par des coupes de régénération par trouées, nous y trouvons une fréquence importante de plantes forestières et sciaphiles.

- Une deuxième partie de basse altitude avec des faibles pentes qui est dominée par des hêtraies sèches et des peuplements artificiels (pin noir d'Autriche, mélèze et sapin de Nordmann). Dans cette partie les espèces les plus fréquentes sont des espèces héliophiles, anémochores, stress-tolérantes et rudérales qui indiquent à la fois un cortège floristique de hêtraie sèche-chênaie (*Cornus sanguinea, Crataegus monogyna, Lonicera xylosteum)* et des espèces de milieux subissant une ouverture répétée comme *Knautia arvensis, Salvia pratensis*. Ce type de végétation est lié à une gestion intense et répétée sous forme des coupes de régénérations progressives (coupes d'ensemencement, coupes secondaires et coupe définitives).

On note que l'influence des variables de milieu est plus importante sur la flore que celles de la gestion. Cependant, il apparaît une interaction entre ces deux variables. En ce qui concerne les traits de la flore, cette interaction est toujours présente mais elle est beaucoup plus importante. Les traits de la flore ne sont pas dépendants de l'ouverture ou de la fermeture du milieu. Nous pouvons expliquer cette interaction par le fait que la gestion se traduit principalement par l'ouverture/fermeture de milieu et que les traits de la flore ont une réponse similaire.

2.4.3- Patrons de diversité et peuplements forestiers

Le facteur principal de gestion qui explique le mieux la structuration de la biodiversité forestière est le reboisement. Les peuplements de pin noir, essentiellement introduits au cours du XIXème siècle dans la partie basse du versant (suivant des objectifs de Restauration des Terrains de Montagne, reboisements « RTM »), présentent une richesse spécifique globale la plus élevée. Cependant, cette richesse est dominée par les espèces non forestières, ce qui s'explique par le fait que ces peuplements représentent une série d'exploitation, traitée en futaie régulière par des coupes de régénération progressives (cf. annexe VII), qui, comme le montrent Auclair & Goff (1971), ont un rôle considérable sur l'évolution de la richesse spécifique. Ainsi, après coupe, les peuplements de pin noir sont dominés par des groupes floristiques de milieu semi-ouvert ou d'ourlets préforestiers comme : *Cornus sanguinea, Viburnum lantana, Crataegus monogyna, Lonicera xylosteum*. Lorsque le milieu devient plus défavorable pour la croissance et la production du bois, et que l'intensité de l'exploitation forestière décroît, des cortèges floristiques d'espèces xérophiles apparaissent, comme : *Aphyllanthes monspeliensis, Amelanchier ovalis, Coronilla minima, Leucanthemun pallens, Linum suffruticosum*. Enfin, lorsque la pente et l'altitude augmentent, l'importance de l'exploitation forestière diminue, le cortège floristique est essentiellement structuré par les conditions stationnelles. Ainsi, on ne retrouve pas les plantes caractéristiques des coupes forestières, comme par exemple celle de l'ordre de l'*Epilobieta angustifolii* (Rameau *et al.*, 1989).

La richesse spécifique en espèces forestières des peuplements de hêtre est plus importante que celle des peuplements de pin noir. Là où le peuplement est traité en futaie sur souche, on y trouve des espèces caractéristiques des coupes forestières comme : *Brachypodium sylvaticum, Arrhenatherum elatius, Solidago virgaurea,* et des espèces de milieux ouverts comme : *Genista pilosa, Amelanchier ovalis, Lathyrus pratensis, Anthyllis vulneraria, Thalictrum minus.* Comme le montrent Brunet *et al*. (1996), la richesse spécifique en espèces forestières augmente de manière significative après l'éclaircie. Lorsque la pente, l'altitude, la présence de rochers et de blocs augmentent fortement, les traitements sylvicoles sont minimes et le cortège floristique devient caractéristique de la hêtraie-sapinière.

Dans les peuplements de sapin pectiné, il n'y a pas d'influence des facteurs de

gestion sur la biodiversité végétale. Ces peuplements possèdent la richesse spécifique la plus élevée en espèces forestière. La richesse spécifique totale est influencée positivement par la litière nue et l'altitude. A haute altitude, l'effet de voisinage avec la crête de la montagne permet à une quantité de la lumière importante de pénétrer dans le peuplement (Jacquiot 1983). Cet effet, en se conjuguant à la présence de bois mort, conduit à une forte biodiversité forestière (Gosselin *et al.* 2002).

3- Dynamique forestière : potentialité de régénération (*expérimentation*)

3.1- Introduction

La zonation des peuplements forestiers dominants sur le versant nord de la montagne de Lure n'est pas toujours en rapport avec le cortège floristique associé. Ainsi par exemple, sous les peuplements artificiels de pin noir d'Autriche, on rencontre parfois le cortège floristique de la hêtraie sèche de basse altitude, qui, au stade final de la succession, peut se composer de hêtre et de sapin pectiné adultes. Deux grands types de facteurs peuvent expliquer la présence (et l'absence) d'une espèce dans un habitat donné : les capacités de dispersion et les contraintes écologiques.

3.1.1- Les capacités de dispersion.

Les capacités de dispersion renvoient à la fois à la biologie de la reproduction de l'espèce (Peroni 1994), mais aussi à son histoire. Au début de l'Holocène, les espèces ont entamé une reconquête de leur territoire qui n'est peut être pas encore achevée, la dispersion physique des graines étant limitée dans l'espace et dans le temps (Petit *et al.* 2003). L'arrivée des graines sur un site dépend essentiellement de trois facteurs : la position des semenciers, leur production individuelle et la capacité de dispersion des graines (Sagnard 2001)

Par ailleurs, l'homme étant massivement intervenu sur le milieu forestier depuis des siècles, il se peut que les semenciers ne soient plus présents dans leur biotope potentiel sous l'effet d'une surexploitation.

3.1.2- Les contraintes écologiques

Selon Frochot *et al* (2002), les contraintes écologiques principales pour la germination et le développement des plantules de sapin et de hêtre sont liées directement ou indirectement, à l'humidité, la lumière et la compétition (Tableau 3.1).

Tableau 3.1 : Principaux effets négatifs du milieu sur l'installation et la croissance de jeunes arbres d'après Frochot *et al.* (2002)

Forme de croissance	Exemple de genres	Principaux effets
Graminées pérennes sociales	*Molinia* *Dechampsia* *Brachypodium* *Agrostis* *Calamagrostis* *Agropyron*	Compétition pour l'**eau**, les éléments minéraux et l'espace racinaire Constitution de tapis végétal interdisant l'enracinement initial des semis
Dicotylédones herbacées pérennes couvrantes	*Epilobium* *Trifolium*	Compétition pour la **lumière**, l'eau et les éléments minéraux
Ericacées	*Calluna* *Erica* *Myrtillus*	Perturbation de la nutrition
Sous-arbrisseaux et arbustes couvrants	*Rubus* *Genista*	Compétition pour la **lumière**, l'eau
Fougères	*Pteridium*	Ecrasement Compétition pour la lumière
Lianes	*Clematis* *Lonicera*	Compétition pour la lumière Endommagement physique des futurs troncs Ecrasement

3.1.2.1- Humidité

L'existence d'une humidité suffisante est primordiale pour la survie des semis de nombreuses essences forestières au cours des premiers mois de leur existence (de-Steven 1991a)

Les semis de sapin pectiné ont besoin de l'humidité de l'air qui joue un rôle fondamental dans les premiers stades de développement des semis et semble être une condition nécessaire pour assurer leur survie pendant la phase initiale qui est nécessaire au développement de leur système racinaire et surtout entre fin mai et fin juin (Tan & Bruckert 1992; Sagnard 2001). En ce qui concerne les exigences hydriques, les pluies d'automne sont beaucoup plus importantes que les pluies d'hiver, non seulement pour la reconstitution du stock d'eau dans le sol pour la saison suivante, que pour une bonne mise en condition physiologique des plants (Huberman 1940; Becker *et al.* 1977). On note que

la sécheresse qui accompagne la température élevée est responsable de la mort des semis de sapin pectiné (Becker 1977).

Les semis de hêtre ont besoin de réserves importantes en eau du sol, surtout pendant le stade de la germination (Becker 1977). On note que les graines prégermées sont sensibles à la sécheresse de printemps et les semis sont sensibles à la sécheresse estivale (LeTacon 1981).

3.1.2.2- Lumière

Le facteur lumière joue un rôle important sur la dynamique des peuplements forestiers. La quantité de lumière disponible dans les sous-bois des forêts affecte de nombreux processus tels que la production de biomasse et la diversité de la végétation, la régénération des arbres et la morphogenèse des plantes (Gabriela *et al.* 2004).

Les semis de sapin pectiné sont phototropiques jusqu'à l'âge de quatre ans (Roussel 1970). Par contre, ils supportent tous les degrés d'éclairement de l'ombre dense au plein découvert jusqu'à l'âge de 2 ans. Cependant, la lumière leur est favorable jusqu'à une valeur relativement élevée (Roussel 1970). Par contre, lors d'étés très chauds et très secs les semis de sapin pectiné ne supportent le rayonnement relatif que jusqu'à 35% (Roussel 1970). Les plants adultes de sapin pectiné ont une croissance en hauteur maximale en pleine lumière (Aussenac 1975) (Figure 3.1). A l'âge de 15 à 20 ans, le besoin en rayonnement relatif du sapin pectiné est satisfait jusqu'à une valeur d'environ 25% (Roussel 1970).

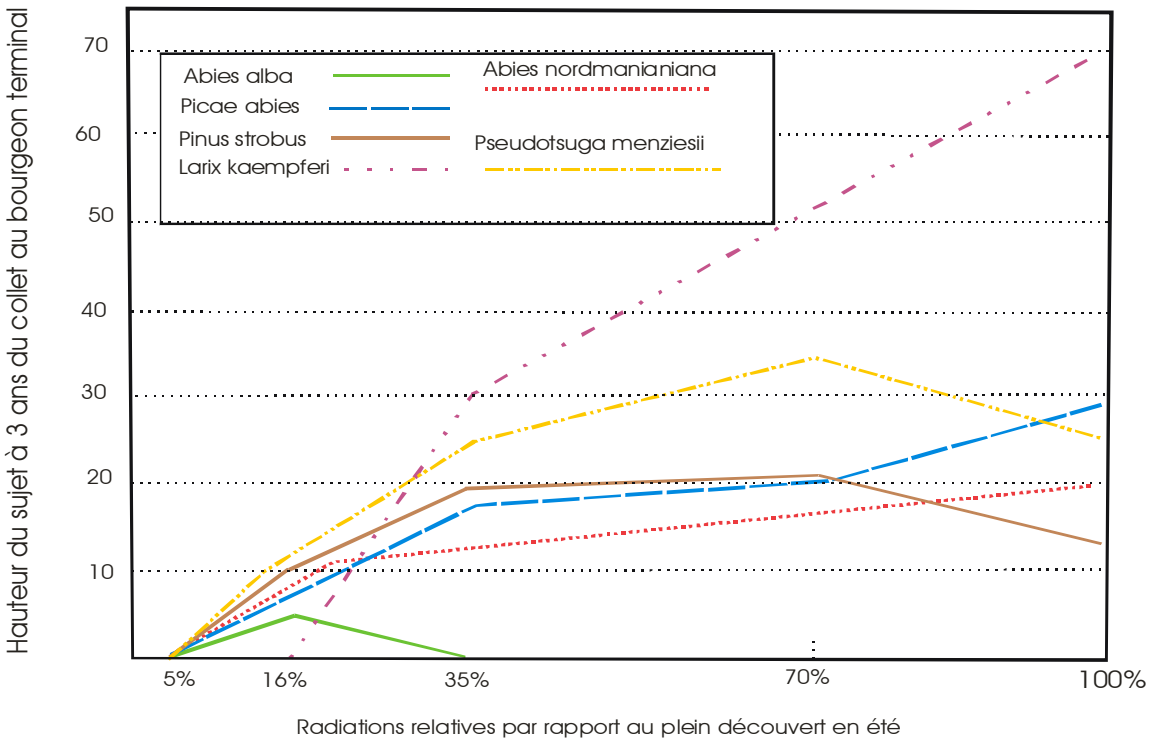


Figure 3.1 : Corrélations observées entre le rayonnement relatif des sous-bois feuillus, en été chaud, et la hauteur de 6 résineux âgés de 3 ans selon Roussel (1970)

D'après Oswald (1981), le hêtre n'est pas une essence d'ombre caractérisée et réagit très favorablement à une augmentation de l'éclairement. Cette réaction paraît particulièrement nette pour des éclairements relatifs compris entre 10 et 50%. Cependant, le hêtre peut survivre assez longtemps sous un couvert dense (éclairement relatif inférieur à 10%), mais la mortalité est alors très élevée et la croissance est extrêmement ralentie. On note que chez les semis de hêtre la production en biomasse totale dépend fortement de l'éclairement et c'est surtout le développement racinaire qui est sérieusement freiné par un manque de lumière. La croissance en hauteur ne diminue notablement qu'en dessous de 20% d'éclairement (Burschel & Schmaltz 1965). Dans une expérience en forêt, Huss & Stephani (1978) ont observé une biomasse deux fois plus élevée pour des semis de 3 ans sous un éclairement relatif de 35% par rapport à un éclairement de 19%. Suner & Röhring (1980) ont suivi pendant 3 années l'évolution en forêt des semis issus de la faînée totale de 1970 en fonction de l'éclairement relatif (4.6% à 49%). Ils observent des relations linéaires entre l'éclairement relatif et la mortalité, la longueur et le poids sec des tiges, ainsi que le poids sec des feuilles. (Figure 3.2).

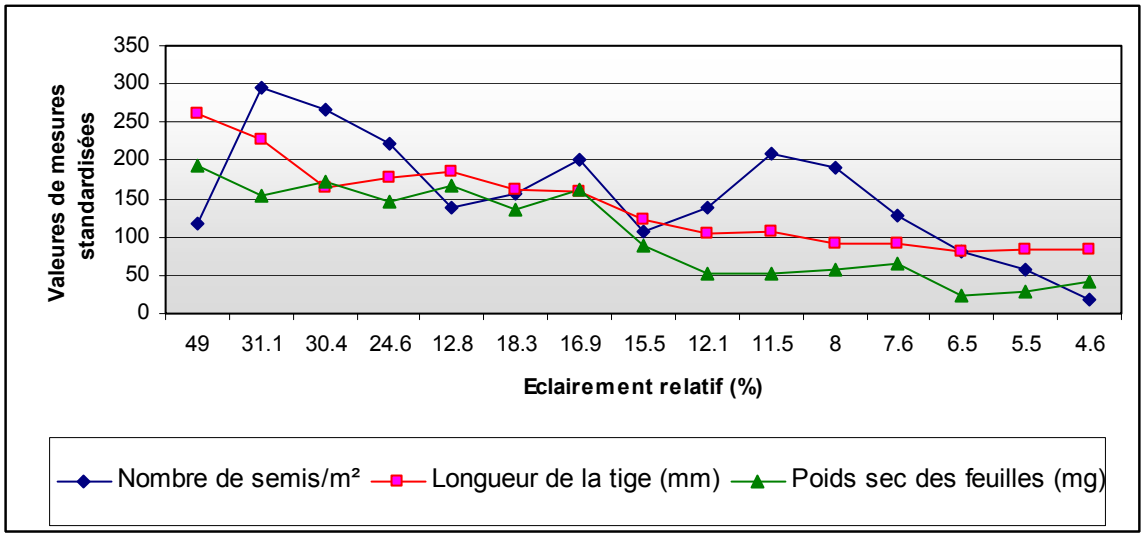


Figure 3.2 : Influence de l'éclairement sur la survie, la croissance et la biomasse des feuilles de semis de hêtre en forêt à l'âge de 2 ans (d'après Sunner & Röhrig (1980) modifié)

On note que l'influence de la lumière sur le développement des semis de hêtre varie selon leur âge. Huss & Burschel (1972) ont suivi la croissance en hauteur de la faînée 1960 sous différentes densités du couvert pendant 9 années. L'effet croissant de l'éclairement avec l'âge apparaît clairement. (Figure 3.3).

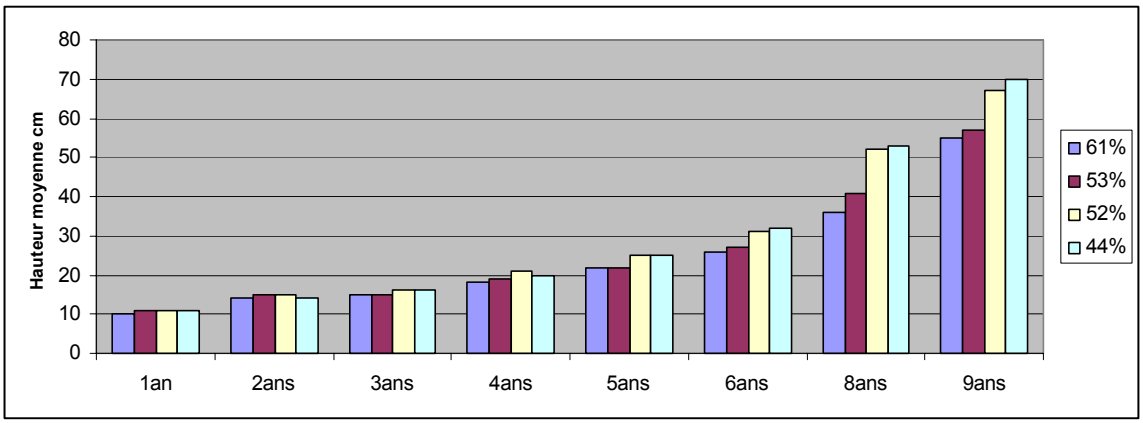


Figure 3.3 : Hauteur moyenne en fonction de la densité du couvert et de l'âge des semis de hêtre (d'après Huss & Burschel (1972) modifié)

3.1.2.3- Température

Les gelées tardives produisent dans certaines régions de France un grave effet sur la végétation.

Les semis de sapin pectiné sont sensibles aux gelées tardives. Le risque de dégâts de gelées n'est pas calqué sur la fréquence des gelées tardives, car il faut tenir compte du développement phénologique, notamment du débourrement qui constitue la phase de plus grande sensibilité (Aussenac 1986). Dans un couvert forestier fermé, on observe les mêmes profils thermiques que ceux rencontrés sur un terrain couvert d'une strate herbacée (Aussenac 1975). Le minimum de température s'observe dans la partie supérieure des houppiers. Au niveau du sol, on observe un refroidissement, mais beaucoup moins important ; comparativement au terrain découvert, les risques de gelée sont beaucoup moins graves sous couvert forestier. Mais la régénération des peuplements nécessite une augmentation du niveau d'éclairement au sol par une ouverture plus ou moins importante du couvert qui a pour conséquence une modification du microclimat thermique. Aussenac (1975) montre qu'un couvert produisant un éclairement relatif moyen (30 à 80 %) permet une amélioration des conditions générales de développement et de croissance de la plupart des essences dans le jeune âge. (Figure 3.4).

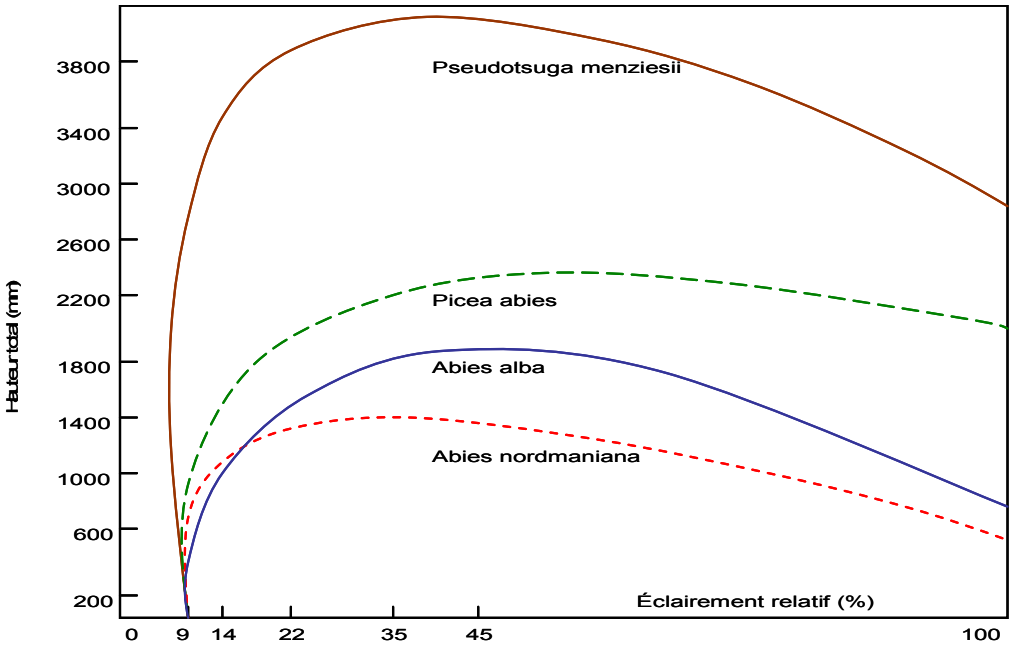


Figure 3.4 : Variation de la hauteur totale moyenne (7 ans après transplantation) de plants de différents espèces résineuses en fonction de l'éclairement relatif moyen disponible, d'après Aussenac (1975)

La régénération du hêtre est favorisée par des hivers froids et une longue période de neige (Cemagref 1990). Cependant, les gelées tardives au moment de la sortie des radicules peuvent totalement endommager la levée des semis de hêtre en provoquant la nécrose des radicules (LeTacon & Malphettes 1974).

3.1.2.4- Compétition

La compétition joue un rôle important sur la germination et la survie des semis. La végétation herbacée et les mousses constituent une barrière physique qui peut s'opposer à l'installation de la radicule dans l'horizon supérieur du sol. Les semis deviennent incapables de survivre après l'épuisement des réserves nutritives présentes dans l'endosperme. Ils sont également plus sensibles à la déshydratation. S'ils ont pu prendre racine, la végétation pré-établie entre en compétition directe avec eux pour les éléments nutritifs et l'eau dans le sol, ainsi que pour la lumière (Sagnard 2001).

Selon l'effet négatif de la compétition entre les plantes de la strate herbacée ou arbustive et les arbres en milieu forestier, Frochot *et al.* (2002) proposent une classification de la compétitivité des espèces (vis-à-vis des arbres) basée à la fois sur leur forme de croissance et sur certains traits morphologiques et biologiques. (Tableau 3.1)

La compétition joue un rôle important sur la régénération et le développement des semis de hêtre ; sous hêtraie on trouve des espèces qui peuvent devenir un obstacle sérieux à la régénération naturelle. D'après Becker (1981), les espèces compétitrices sont les suivantes :

- **en milieu acide et filtrant** : *Deschampsia flexuosa, Pteridium aquilinum, Ilex aquifolium, Luzula maxima*
- **en milieu mésophile** : *Rubus*, *Deschampsia coespitosa, Milium effusum*, *Calamagrostis epogeios, Melica uniflora, Carex brizoides, Festuca sylvatica*
- **en milieu calcaire de mort-bois calcaricoles divers** : *Crataegus sp, Cornus mas, Cornus sanguinea, Ligustrum vulgare, Sesleria coerulea, Carex glauca*

Les végétations concurrentes ont un effet défavorable sur les semis de hêtre. Buschel & Schmaltz (1965) montrent que la végétation herbacée (*Calamagrostis epigeios, Descampsia coespitosa, Epilobium angustifolium, Rubus idaeus, Agrostis alba*)

a une incidence nette, en diminuant de 20 à 35% l'élaboration de matière sèche des jeunes plants de hêtre sous futaie de hêtre ; cet effet est causé par la diminution de l'ombrage occasionné par la végétation.

Les végétations ligneuses de sous-bois ont le même effet. Becker *et al*. (1977) démontrent que dans la station à hêtraie calcicole de plateau sur rendzine à mull calcaire, l'enlèvement des mort-bois (*Crataegus sp, Cornus mas, Cornus sanguinea, Ribes alpinum..)* a permis l'installation de quelques semis, alors que la levée a été nulle dans la parcelle témoin ; et dans la station de hêtraie mésoacidiphile sur sol brun lessivé à mull mésotrophe, la suppression du tapis de *Rubus idaeus* a multiplié par près de 20 le nombre de semis. La compétition entre les jeunes hêtres et les adultes pour l'eau, les éléments minéraux et la lumière est forte.

Il se manifeste également un phénomène d'allélopathie. Les plantes responsables peuvent être des espèces de mort-bois ou les hêtres adultes eux-mêmes. Pour l'allélopathie avec les mort-bois, Bennet (1979) a montré que *Festuca sylvatica* a des propriété phytotoxiques sur hêtraie sapinière. En ce qui concerne la phytotoxicité du hêtre lui-même vis-à-vis de ses propres semis, Mittin (1970; 1971) montre que les feuilles de hêtre contiennent de l'acide abscisique, qui est un inhibiteur de germination. Par ailleurs, les feuilles mortes, qui auraient un effet dépressif sur la croissance des semis, contiennent des tannins condensés reconnus par ailleurs (Rice 1974) comme inhibiteurs des bactéries nitrifiantes.

3.2- Objectif de l'étude

L'objectif de l'étude est de mettre en évidence la part des contraintes écologiques et de dispersion dans la répartition actuelle de la forêt autochtone de sapin et de hêtre dans la montagne de Lure (versant nord). Notre postulat de base est que dans les régions perturbées par les activités humaines, la répartition géographique d'une espèce forestière doit plutôt être le reflet de limitations dues à l'histoire et à sa capacité de dispersion (par absence de semenciers) que de limitations dues à ses exigences écologiques.

En installant artificiellement des semis dans des biotopes où les semenciers de sapin et de hêtre sont absents, nous chercherons à montrer que :

1- si les semis survivent et grandissent, la dispersion à longue distance est limitée par des facteurs historiques d'occupation de l'espace (recolonisation holocène, impact humain) ;

2- si les semis meurent, les contraintes qui affectent la répartition du sapin et du hêtre sont sous dépendance écologique.

Le stade semis et la phase d'installation après germination peuvent être considérés comme une des phases cruciales du cycle de vie des arbres forestiers (Sagnard 2001). Parmi les facteurs écologiques qui semblent les plus pertinents pour le recrutement de semis de hêtre et de sapin pectiné, nous avons retenu pour le dispositif expérimental l'humidité, la température, la lumière et la compétition interspécifique.

3.3- matériel et méthodes

Du fait de la faible production de cônes et de faines à la montagne de Lure en 2003, les graines utilisées dans cette expérience sont issues de peuplements classés de l'Aude ayant une écologie comparable à celle de la montagne de Lure.

Les graines des deux espèces ont été mises en stratification afin de lever la dormance. La stratification des graines de sapin pectiné consiste à mélanger les graines avec la tourbe humide et à les mettre dans des boites de PVC bien fermées à une température de 2 à 4 C° pendant trois semaines. Les graines sont ensuite soumises pendant un mois à une alternance de 5 jours à 2C°, suivies de 5 jours à 20 C° jusqu'à ce que les radicules apparaissent.

La stratification des graines de hêtre consiste en un enrobage fongicide à sec avec 1.5 g de quintozène (ou 5 g de cryptonol spécial E) par kilo de faines pour lutter contre *Rhizoctonia solani* kühn. Les faines sont ensuite complètement hydratées au contact d'un milieu humide (mélange de tourbe broyée, sable, et de vermiculite) en évitant l'excès d'eau ; elles sont ensuite maintenues à 3°C jusqu'à l'apparition des premières radicules pour environ 10% des graines viables. Le prétraitement avec milieu ne peut être prolongé plus longtemps ; ceci correspond à la durée X, caractérisant le degré de dormance d'un lot donné. Selon les lots, la durée de prétraitement peut-être de un à trois mois. Si l'on ne

veut pas que le semis en pépinière devienne un repiquage, il doit intervenir après ces X semaines. La germination qui suit n'est pas toujours très complète ni très groupée.

3.3.1- Dispositif expérimental

Une fois la stratification terminée, les graines pré-germées sont installées dans des caisses ajourées de 0,15 m^2, remplies de substrat de type 50% tourbe et 50% écorce compostée. Chaque caisse contient 35 plants.

Le dispositif est constitué de parcelles unitaires (PU) de deux types (Figure 3.5) :

- sans compétition. PU = caisse de 35 plants (soit hêtre, soit sapin)

-avec compétition. Une caisse comprend 2 PU emboîtées. Les semis de hêtre et de sapin alternent dans la caisse.

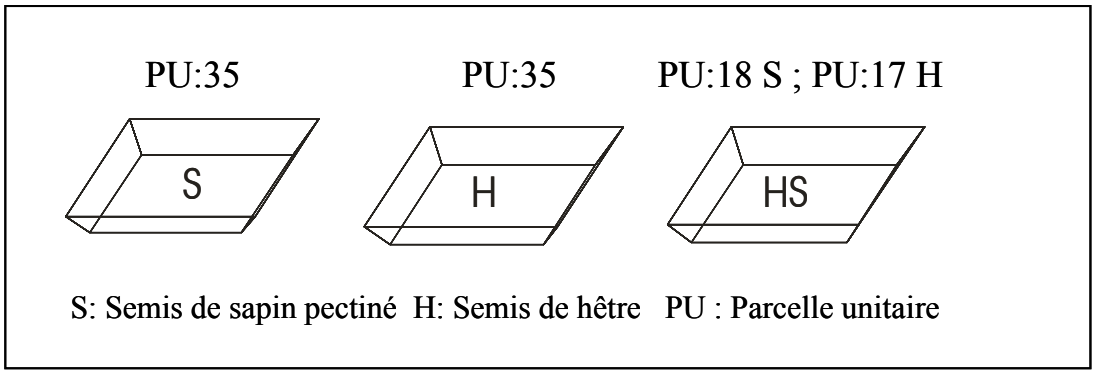


Figure 3.5 : Les parcelles unitaires du dispositif expérimental.

Le dispositif expérimental est constitué de deux parties, une sur le terrain en milieu naturel, l'autre en pépinière. Sur le terrain, les facteurs température, lumière et humidité sont testés par un gradient d'altitude et de degré d'ouverture du milieu. En pépinière, le facteur température n'est pas testé. Par contre les facteurs lumière et humidité sont testés par un ombrage et un arrosage variables.

Dispositif *in situ*

Il se compose de trois modalités d'altitude (1600, 1200, 800 m), deux modalités de type de milieu (ouvert, fermé), soit 6 sites contenant chacun 2 blocs de 3 PU de sapin et 3 PU de hêtre et de 3 PU de sapin et de hêtre mélangé (Figure 3.6). La mise en place

des parcelles unitaires dans les six sites (Figure 3.7) a été réalisée au mois d'avril 2004. Le nombre total de semis est : (18×35×)×6 = 3780.

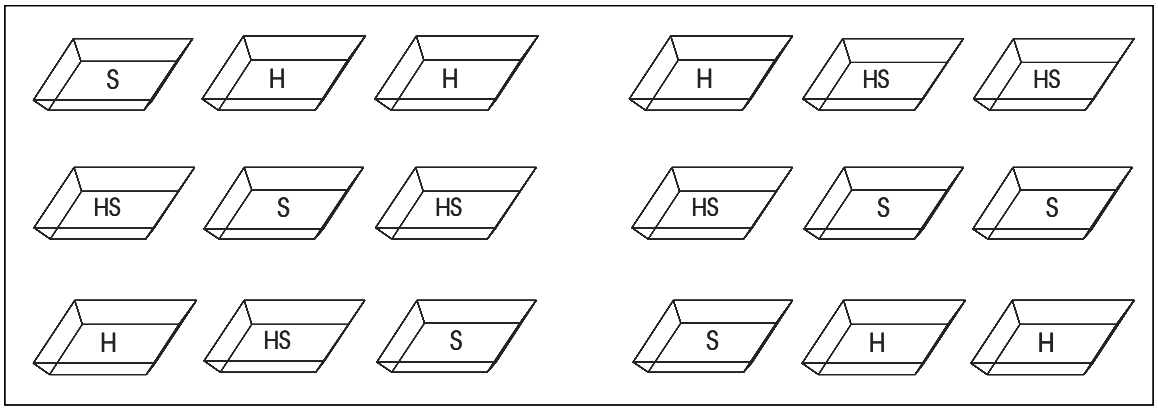


Figure 3.6 : Schéma d'un des sites de l'expérimentation qui contiens six répétitions pour chaque type de parcelle unitaire

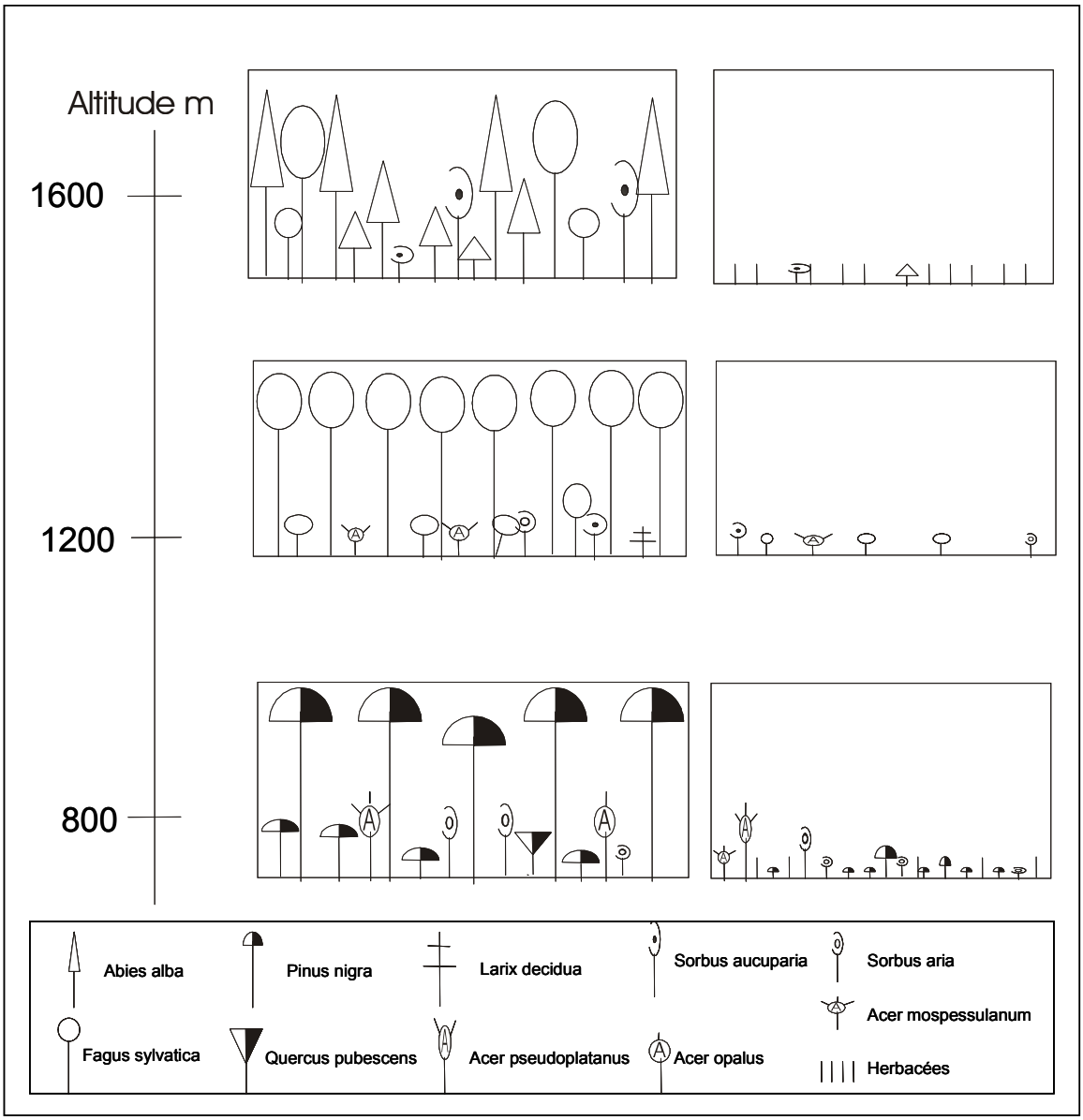


Figure 3.7 : Types de milieu du dispositif de terrain

Dispositif en pépinière

Trois modalités d'arrosage ont été choisies :

- arrosage faible « stress fort » : arrosage une fois par semaine pendant 2 mn

- arrosage moyen «stress moyen » : arrosage une fois par semaine pendant 4 mn

- arrosage fort « non stress » : arrosage une fois par semaine pendant 6 mn

Elles ont été croisées avec 2 modalités d'ombrage : faible ombrage (30%) et ombrage fort (80%)

Comme pour le dispositif *in situ*, les PU se composent de sapin et de hêtre seul (hors compétition interspécifique) ou en mélange (compétition interspécifique). La mise en place des parcelles unitaires a été réalisée au mois de juin 2004 à la pépinière administrative des Milles, près d'Aix-en-Provence (Figure 3.8).

Les 6 sites de pépinière sont l'équivalant des 6 sites de terrain, les 3 niveaux d'arrosage étant censé représenté les trois niveaux d'altitude, et les deux niveaux d'ombrage correspondant à l'opposition entre le milieu ouvert et milieux fermé.

N ↑

Bloc1 Stress fort ; ombrage 80%		Bloc2 Stress moyen ; Ombrage 80%		Bloc3 Non stressé ; Ombrage 80 %	
S1	S37	S2	S38	S3	S39
S7	S43	S8	S44	S9	S45
S13	S49	S14	S50	S15	S51
S19	S55	S20	S56	S21	S57
S25	S61	S26	S62	S27	S63
S31	S67	S32	S68	S33	S69
H1	H37	H2	H38	H3	H39
H7	H43	H8	H44	H9	H45
H13	H49	H14	H50	H15	H51
H19	H55	H20	H56	H21	H57
H25	H61	H26	H62	H27	H63
H31	H67	H32	H68	H33	H69
HS1	HS37	HS2	HS38	HS3	HS39
HS7	HS43	HS8	HS44	HS9	HS45
HS13	HS49	HS14	HS50	HS15	HS51
HS19	HS55	HS20	HS56	HS21	HS57
HS25	HS61	HS26	HS62	HS27	HS63
HS31	HS67	HS32	HS68	HS33	HS69

Bloc 4 Stress fort ; Ombrage 30 %		Bloc 5 Stress moyen ; Ombrage 30 %		Bloc 6 Non stressé ; Ombrage 30%	
S4	S40	S5	S41	S6	S42
S10	S46	S11	S47	S12	S48
S16	S52	S17	S53	S18	S54
S22	S58	S23	S59	S24	S60
S28	S64	S29	S65	S30	S66
S34	S70	S35	S71	S36	S72
H4	H40	H5	H41	H6	H42
H10	H46	H11	H47	H12	H48
H16	H52	H17	H53	H18	H54
H22	H58	H23	H59	H24	H60
H28	H64	H29	H65	H30	H66
H34	H70	H35	H71	H36	H72
HS4	HS40	HS5	HS41	HS6	HS42
HS10	HS46	HS11	HS47	HS12	HS48
HS16	HS52	HS17	HS53	HS18	HS54
HS22	HS58	HS23	HS59	HS24	HS60
HS28	HS64	HS29	HS65	HS30	HS66
HS34	HS70	HS35	HS71	HS36	HS72

Figure 3.8 : Plan d'expérimentation en pépinière. S_x = PU de sapin ; H_x = PU de hêtre ; HS_x = 2 PU ; n° = x.

3.3.2- Analyse des données

Dans les deux parties du dispositif, la compétition interspécifique entre le hêtre et le sapin est testée par la comparaison des performances des caisses où les espèces sont seules ou en mélange.

Sur le terrain la mortalité a été suivie après chaque hiver et chaque été en 2004 et 2005. En pépinière une mesure de hauteur et de diamètre ont aussi été faites et réalisées après les saisons de végétation 2004 et 2005 (décembre). L'étude de l'influence des facteurs du milieu sur la survie a été réalisée au moyen d'analyses de variance (ANOVA). Une transformation « Arc sinus » des données a été nécessaire pour la variable dépendante (survie) exprimée sous forme de pourcentage par PU.

L'analyse de variance fait partie de la famille de modèles linéaires, qui exige l' homoscédasticité des variance et la normalité des résidus des variables à expliquer.

Pour tester l'homoscédasticité, nous avons utilisé le test de Bartlett. Pour le sapin, touts les tests sont non significatifs au seuil de 5%. Pour le hêtre, tous les tests sont non significatifs au seuil de 6%. En conséquence, nous avons accepté l'hypothèse d'égalité des variances pour l'ensemble de nos données. Par ailleurs, tous les résidus vérifient l'hypothèse de normalité.

L'analyse de variance permet d'étudier les effets moyens de facteurs sur une variable de réponse dépendante. Elle consiste à décomposer des valeurs observées en une somme d'effets de facteurs et à comparer la variance intragroupe (erreur) avec la variance intergroupe (effet). Le modèle de l'analyse de variance est le suivant :

$$Y_{ijkl} = \mu + \alpha_i + \beta_j + \gamma_k + (\alpha\beta)_{ij} + (\alpha\gamma)_{ik} + (\beta\gamma)_{jk} + (\alpha\beta\gamma)_{ijk} + \varepsilon_{ijkl}$$

Y : la variable à expliquer (survie)

μ : l'intercepte (moyenne générale)

α,β, γ : les facteurs (altitude, milieu, compétition)

ε : le résidu

i : niveau du facteur altitude α (basse, haute, moyenne) = arrosage

j : niveau du facteur couvert β (ouvert, fermé) = ombrage

k : niveau du facteur compétition γ (mélange, seul)

l : nombre d'observations recevant les traitements ijk

Les an lyses ont été faites en utilisant les logiciels Statistica (StatSoft-Inc 2004) et R (R2.2.1 2005).

3.4- Résultats

3.4.1- Le résultat des analyses *in situ*

L'ANOVA factorielle a été réalisée sur chaque saison séparément et sur chaque espèce séparément (Tableau 3.2). Les facteurs testés ont un effet globalement significatif, mais des variations s'observent dans le temps en fonction de l'espèce.

Tableau 3.2 : Effet des facteurs du milieu sur la survie des semis de sapin péctiné et de hêtre commun à quatres dates successives.

. = p >0.05 ; * = p<0.05 ; ** = p<0.01 ; ** *= p<0.001 ; Ns : non significatif

Hêtre	**DDL**	**Survie juin 2004**		**Survie fin septembre 2004**		**Survie juin 2005**		**Survie fin septembre 2005**	
Mesure		F	p	F	p	F	p	F	p
Altitude	2	12.92	***	26.17	***	11.67	***	16.73	***
Type de Couvert	1	63.79	***	20.84	***	0.54	Ns	0.42	Ns
Compétition	1	0.23	Ns	3.07	.	2.53	Ns	6.59	*
Alt*Couvert	2	31.01	***	61.87	***	50.55	***	45.85	***
Alt*comp	2	4.61	*	8.03	***	5.98	**	3.98	*
Couvert*Comp	1	0.07	Ns	0.00	Ns	0.07	Ns	0.22	Ns
Alt*Couvert*comp	2	2.70	.	1.87	Ns	3.95	*	5.40	**

Sapin pectiné	**DDL**	**Survie juin 2004**		**Survie fin septembre 2004**		**Survie juin 2005**		**Survie fin septembre 2005**	
Mesure		F	p	F	p	F	p	F	p
Altitude	2	55.26	***	55.29	***	60.33	***	71.20	***
Type de couvert	1	184.15	***	184.15	***	90.09	***	87.85	***
Compétition	1	21.41	***	21.41	***	21.66	***	23.21	***
Alt*Couvert	2	64.05	***	64.05	***	63.53	***	52.74	***
Alt*Comp	2	5.04	***	5.04	Ns	0.62	Ns	0.55	Ns
Couvert*Comp	1	38.08	***	38.08	.	5.34	*	6.10	*
Alt*Couvert*Comp	2	3.17	*	3.17	**	2.36	.	2.75	.

3.4.1.1- Survie observée fin juin 2004

Cette mesure représente l'effet de l'installation après germination, et le stress de transplantation. C'est aussi une indication des potentialités du milieu d'accueil. Les résultats montrent que la survie des semis de sapin et de hêtre est maximale en milieu ouvert à altitude moyenne de 1200 m (Figure 3.9). L'effet du facteur « type couvert » est globalement important, les deux essences ayant une survie beaucoup plus importante en milieu fermé qu'en milieu ouvert (Figure 3.9). L'effet compétition n'est significatif que pour le sapin pectiné, qui présente une survie plus faible en mélange avec le hêtre (Figure 3.10).

Les effets d'interaction entre le type de couvert et l'altitude sont très significatifs. En milieu ouvert à basse altitude (800 m), les semis des deux essences montrent une mortalité très importante, qui diminue à haute altitude (1600 m), pour atteindre un minimum à altitude moyenne. L'interaction entre compétition, type de couvert et altitude est significative chez le sapin pectiné. La survie décroît en milieu ouvert et aux altitudes de 800 et 1600 m, alors qu'à altitude moyenne, il n'y a ni effet compétition, ni effet type de milieu sur la survie du sapin (Figure 3.10).

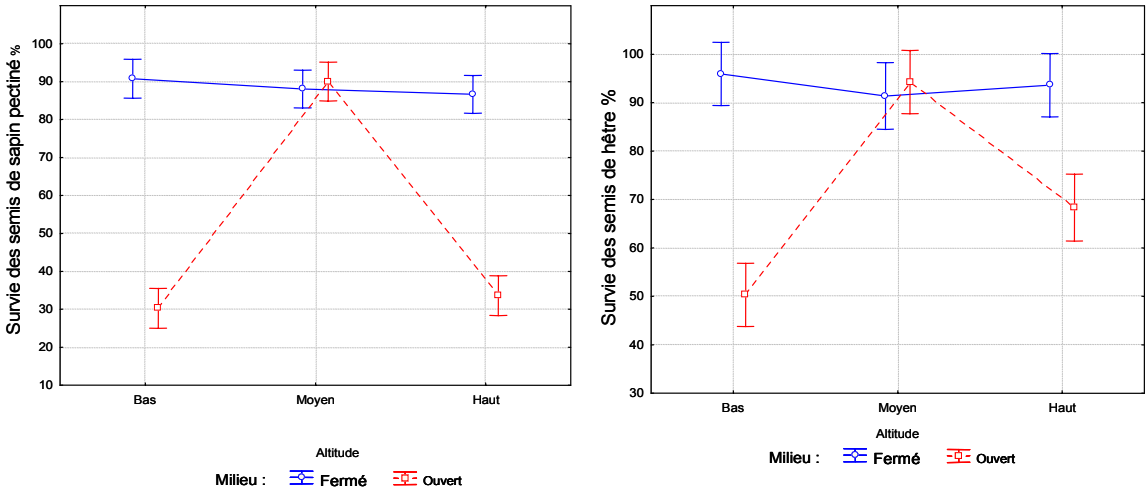


Figure 3.9 : Effet de l'altitude et du type de couvert sur la survie des semis de hêtre et de sapin pectiné

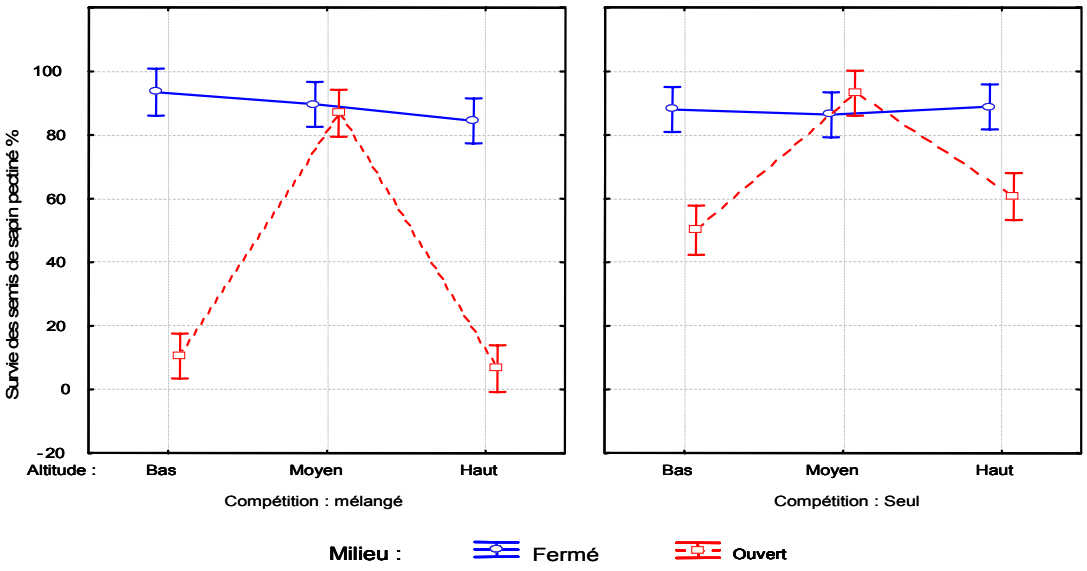


Figure 3.10 : Effet de l'interaction entre compétition, type de couvert et altitude sur la survie des semis de sapin pectiné.

3.4.1.2- Survie observée fin septembre 2004

Cette mesure rend compte de l'effet de l'été 2004 sur la survie des semis. Le comportement des semis de sapin pectiné ne change pas vis-à-vis des facteurs couvert et altitude. Par contre, en milieu fermé à altitude moyenne, il y a une diminution remarquable de la survie des semis de hêtre, sans comparaison avec celle des sapins (Figure 3.11). L'effet compétition est significatif pour le sapin, la survie étant bien meilleure dans les parcelles sans compétition avec le hêtre (Figure 3.12). La survie des semis de hêtre n'est pas affectée par la compétition

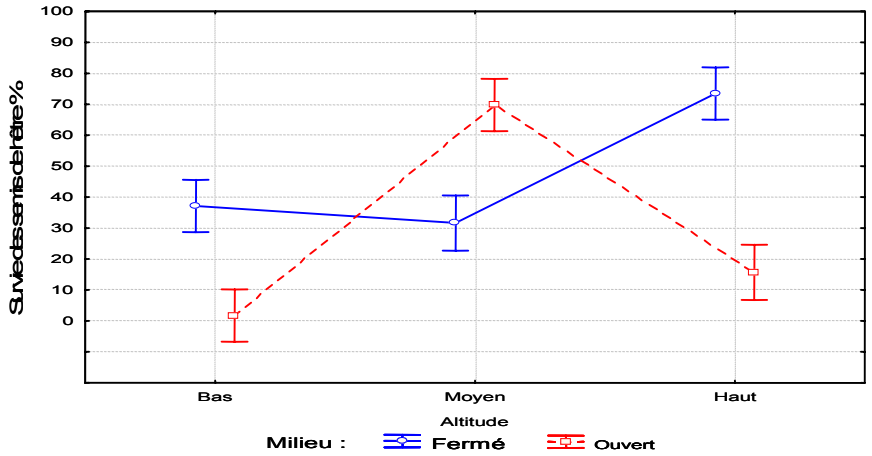


Figure 3.11 : Effet de l'altitude et du type de couvert sur la survie du hêtre. Noter la faible survie à moyenne altitude sous couvert.

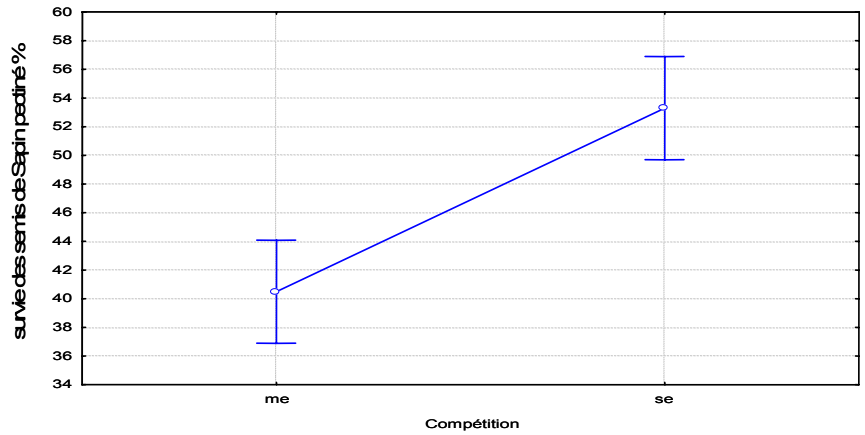


Figure 3.12 : Effet de la compétition sur la survie des semis de sapin pectiné. La survie est plus élevée en l'absence de compétition. me = semis de sapin en mélange avec le hêtre. se = semis de sapin hors compétition.

3.4.1.3- Survie observée fin juin 2005

Cette mesure représente l'effet de l'hiver 2004 et des conditions du printemps 2005, et marque un décalage important de la réaction des semis des deux espèces vis-à-vis des trois facteurs écologiques testés. En milieu ouvert à basse altitude, il n'y a pratiquement aucun semis survivant, ni chez le sapin pectiné ni chez le hêtre. A haute altitude (1600 m), la mortalité des sapins atteint 100% (Figure 3.13), mais les hêtres survivent avec une faible fréquence (Figure 3.14). En milieu fermé, à 1200m d'altitude, le comportement des deux espèces est très différent : la survie du sapin pectiné est élevée (Figure 3.13), alors que la survie du hêtre est très faible (Figure 3.14).

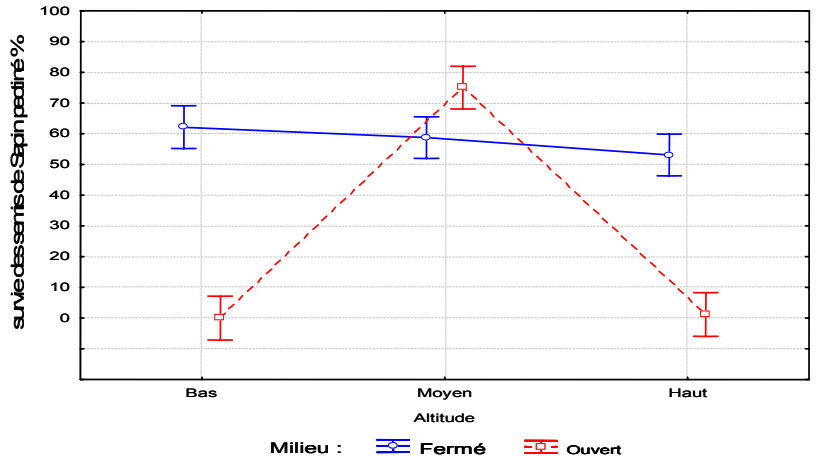


Figure 3.13 : Effet du type de milieu et de l'altitude sur la survie du sapin pectiné. Noter la survie très élevée en milieu ouvert à 1200 m d'altitude.

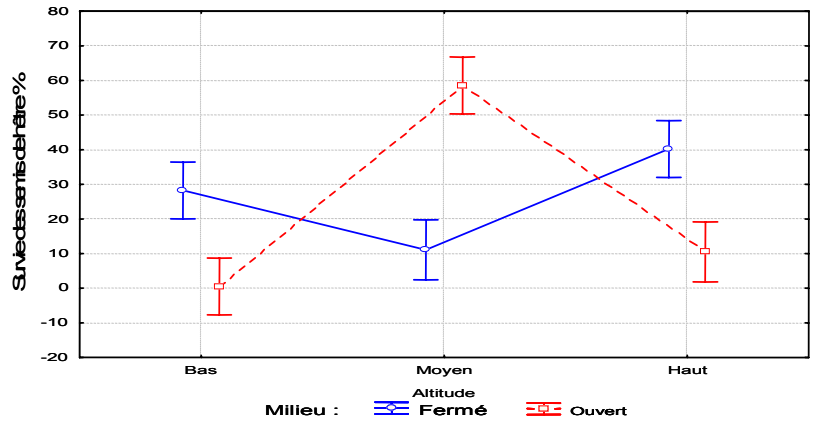


Figure 3.14 : Effet de l'altitude et du type de couvert sur la survie du hêtre. Noter la très faible survie des semis à 1200 m en milieu fermé.

Si l'effet compétition hêtre-sapin reste globalement favorable aux semis de hêtre, notamment à basse altitude, les semis de sapin eux réagissent toujours très significativement vis-à-vis de la compétition, et survivent mieux à l'état pur en l'absence de compétition avec le hêtre. Cette troisième mesure ne montre donc pas changement de réaction du sapin vis-à-vis des facteurs d'altitude, de milieu et de l'interaction entre les deux variables. Par contre, la survie du hêtre continue de décroître fortement en milieu fermé à altitude moyenne.

3.4.1.4 Survie observée fin septembre 2005

Cette mesure représente l'effet de l'été 2005 sur la survie. Il n' y a globalement pas de changement de réaction du sapin vis-à-vis des facteurs d'altitude et de type de couvert, mais sa survie décroît de façon importante à haute altitude en milieu fermé (Figure 3.15). A moyenne altitude, les semis de hêtre réagissent négativement vis-à-vis de l'effet compétition en présentant une survie très basse (Figure 3.16).

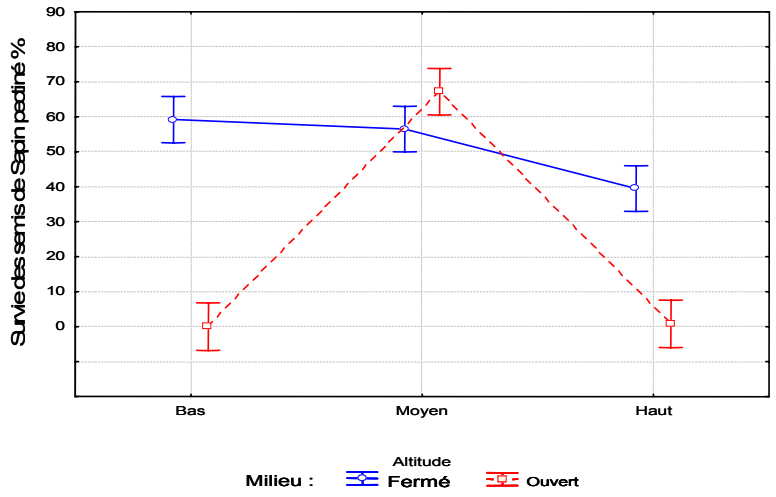


Figure 3.15 : Effet de l'altitude et du type de couvert sur la survie du sapin pectiné. Noter une diminution significative de la survie à haute altitude en milieu fermé

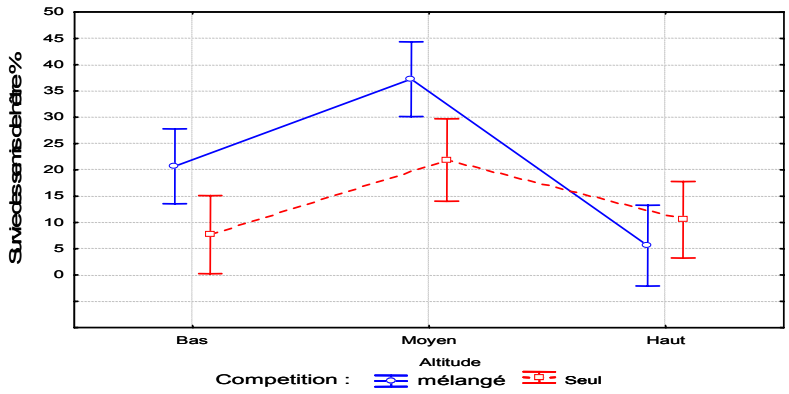


Figure 3.16 : Effet de la compétition et de l'altitude sur la survie du hêtre. On note un effet significatif de la compétition sur la survie du hêtre à altitude moyenne

Bilan sur les quatre mesures

La survie des semis de hêtre diminue plus fortement entre juin 2004 et septembre 2004 que par la suite. En milieu fermé, la survie la plus faible à 1200 m d'altitude sous hêtraie très dense. Par opposition, c'est à cette altitude en milieu ouvert que la survie est la meilleure. (Figure 3.17). On note que l'effet compétition n'est pas significatif pour ces quatre mesures.

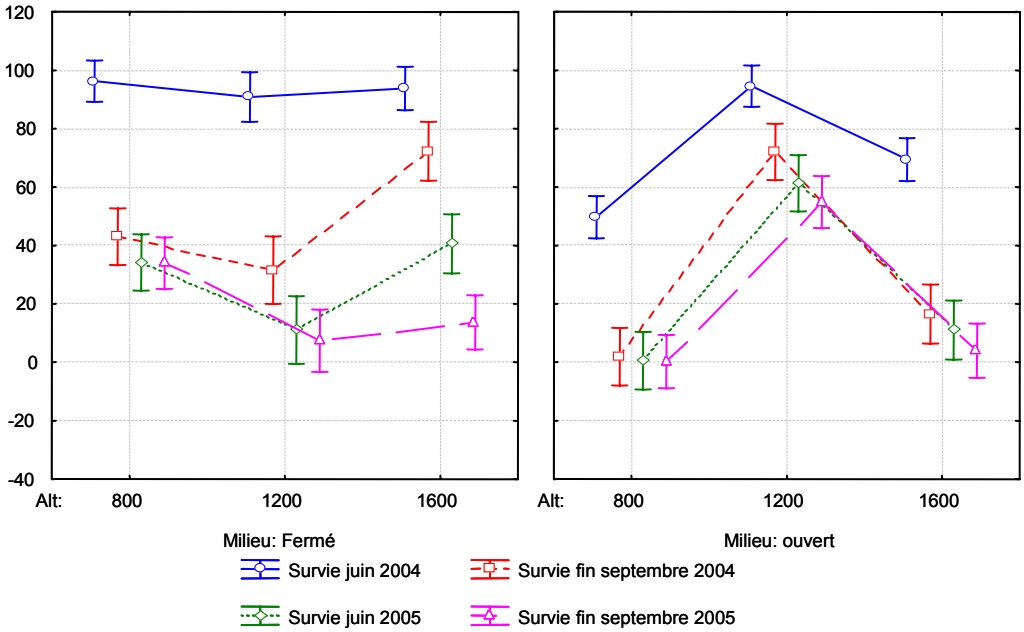


Figure 3.17 : Bilan sur les quatre mesures de survie des semis de hêtre en fonction du type de milieu et de l'altitude

La survie des semis de sapin diminue moins fortement que celle du hêtre entre juin 2004 et les mois suivants.

- En milieu fermé, la survie est aussi élevée à 800 m d'altitude sous futaie adulte fermée de pin noir d'Autriche qu'à 1200 m sous la hêtraie-sapinière

- En milieu ouvert, la survie la plus élevée est à 1200 m d'altitude. Par contre, la survie est très faible (quasiment nulle) à 800 m et 1600m d'altitude (Figure 3.18)

La compétition avec les semis de hêtre a une influence négative sur la survie, surtout en milieu fermé (Figure 3.19)

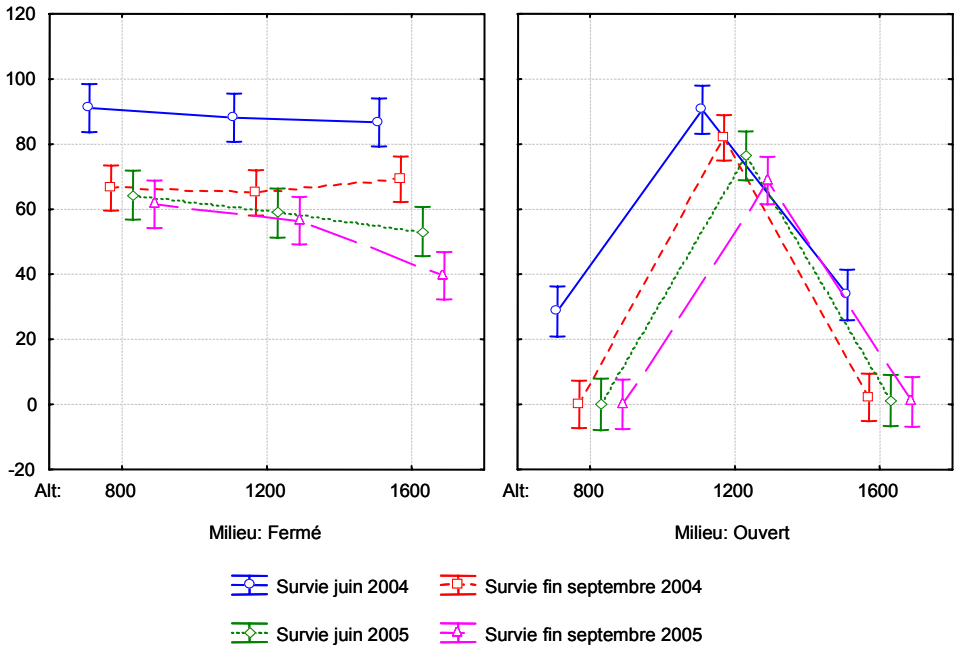


Figure 3.18 : Bilan sur les quatre mesures de survie de sapin pectiné en fonction du type du couvert et de l'altitude.

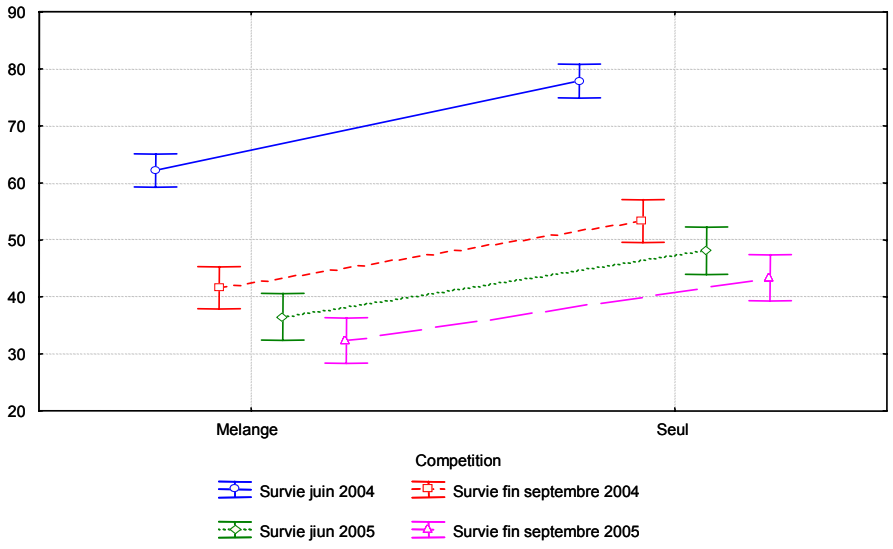


Figure 3.19 : Effet compétition sur la survie des semis de sapin pectiné au cours des quatre mesures

3.4.2- Résultat des analyses en pépinière

L'ANOVA factorielle a été réalisée comme pour le dispositif *in situ*, chaque année séparément et sur chaque espèce séparément. En plus de la survie, ont été pris en compte la croissance radiale et la croissance en hauteur et en volume des tiges des semis comme indicateurs de l'adaptation générale des semis à leur milieu (Tableau 3.3).

Le facteur « stress hydrique» pour l'année 2004 n'est pas pris en compte dans l'analyse du fait que cette mesure a été commencée tardivement au cours de l'été après un arrosage identique pour tous les traitements.

Tableau 3.3 : Résultat de l'analyse des variances sur les semis de sapin péctiné et de hêtre commun en pépinière pour les mesures 2004 et 2005.

*** = p<0.05 ; ** = p<0.01 ; ** *= p<0.001 ; NC : non considéré ; ns : non significatif**

Hêtre	ddl	Survie				Croissance en volume				Croissance en hauteur				Croissance radiale			
Mesure		2004		2005		2004		2005		2004		2005		2004		2005	
		F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Compétition	1	0.43	ns	2.83	Ns	468.79	***	348.30	***	132.20	***	54.8	***	794.0	***	786.7	***
Stress hydrique	2	NC	NC	0.49	Ns	NC	NC	5.8	**	NC	NC	12.8	***	NC	NC	0.8	ns
Ombrage	1	1.02	ns	0.02	ns	229.55	***	146.97	***	12.58	***	51.3	***	496.7	***	624.5	***
Comp*Stress	2	NC	NC	1.64	ns	NC	NC	3.44	*	4.06	**	2.8	ns	NC	NC	6.8	***
Comp*Ombrage	1	0.35	ns	0.38	ns	6.55	**	0.10	ns	8.40	***	0.1	ns	5.6	*	0.2	ns
Stress*Ombrage	2	NC	NC	3.77	*	NC	NC	3.57	*	NC	NC	1.9	ns	NC	NC	4.9	***
Comp*Stress*Ombrage	2	0.15	ns	1.02	ns	NC	NC	9.11	***	0.89	NC	8.5	***	0.4	ns	4.1	**

Sapin pectiné	ddl	Survie				Croissance en volume				Croissance en hauteur				Croissance radiale			
Mesure		2004		2005		2004		2005		2004		2005		2004		2005	
		F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p	F	p
Compétition	1	11.84	***	4.20	*	61.36	***	966.85	***	21.2	***	91.71	***	325.60	***	1856.0	***
Stress	2	NC	NC	5.04	**	NC	NC	4.03	**	NC	NC	5.34	***	NC	NC	3.842	**
Ombrage	1	2.42	ns	183.6	***	242.48	***	516.31	***	0.3	ns	11.87	***	492.6	***	974.0	***
Comp*Stress	2	NC	NC	1.43	ns	NC	NC	8.06	***	NC	NC	5.29	***	NC	NC	12.77	***
Comp*Ombrage	1	0.38	ns	84.01	***	35.70	***	9.22	**	13.3	***	0.01	ns	24.56	***	16.52	***
Stress*Ombrage	2	NC	NC	9.83	***	NC	NC	4.03	*	NC	NC	6.55	***	NC	NC	11.20	***
Comp*Stress*Ombrage	2	NC	NC	1.36	ns	NC	NC	3.65	*	NC	NC	6.41	***	NC	NC	2.05	ns

3.4.2.1- Mesure de la fin de l'année 2004

Les trois types d'arrosage n'ont été mis en place que tardivement, et nous ne tiendrons donc pas compte de l'effet stress hydrique en 2004 dans l'expression des caractères mesurés (Tableau 3.3)

La Survie

La survie des semis de hêtre n'est pas influencée par les facteurs ombrage et compétition. Par contre, la survie des semis de sapin est fortement influencée par la compétition, la survie étant bien plus faible en mélange (Figure 3.20).

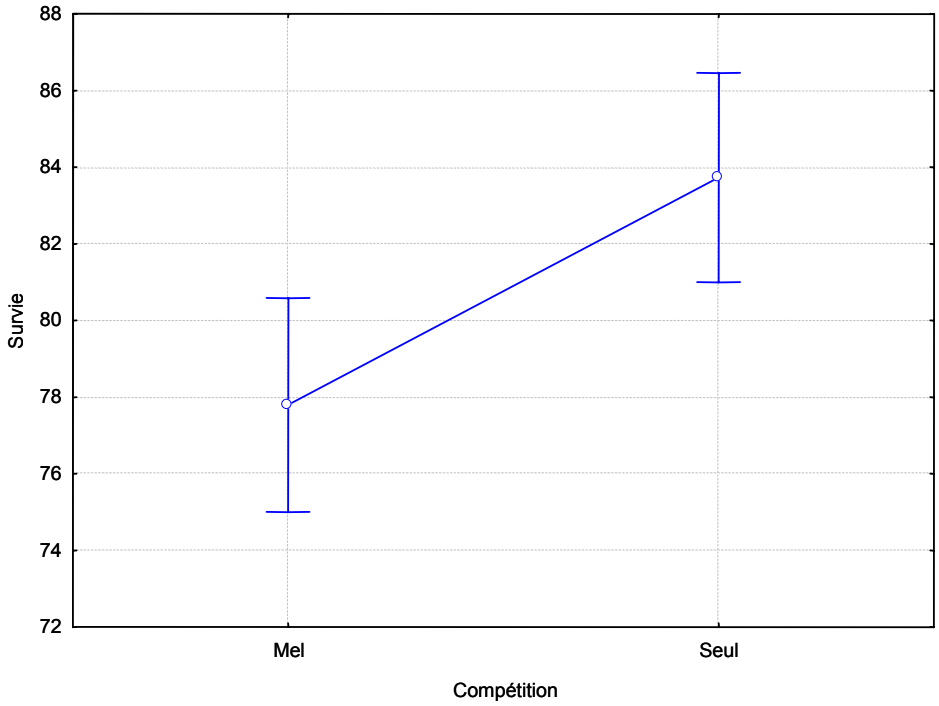


Figure 3.20 : Effet de la compétition sur les semis de sapin pectiné.

Croissance en hauteur

La croissance en hauteur du hêtre est influencée par la compétition. Les semis de hêtre ont une croissance en hauteur plus élevée quand ils se trouvent en mélange avec le sapin (Figure 3.21).

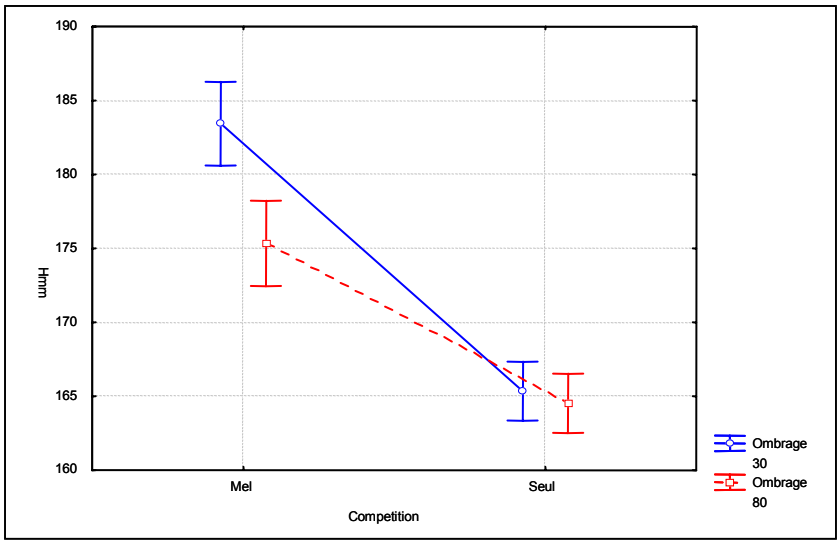


Figure 3.21 : effet de la compétition et du type d'ombrage sur la croissance en hauteur des semis de hêtre.

Croissance radiale

La croissance radiale du hêtre est maximum lorsqu'il est en mélange avec le sapin et en faible ombrage (30 %). Les semis de sapin pectiné ont une croissance radiale maximum en « peuplement » pur et en faible ombrage

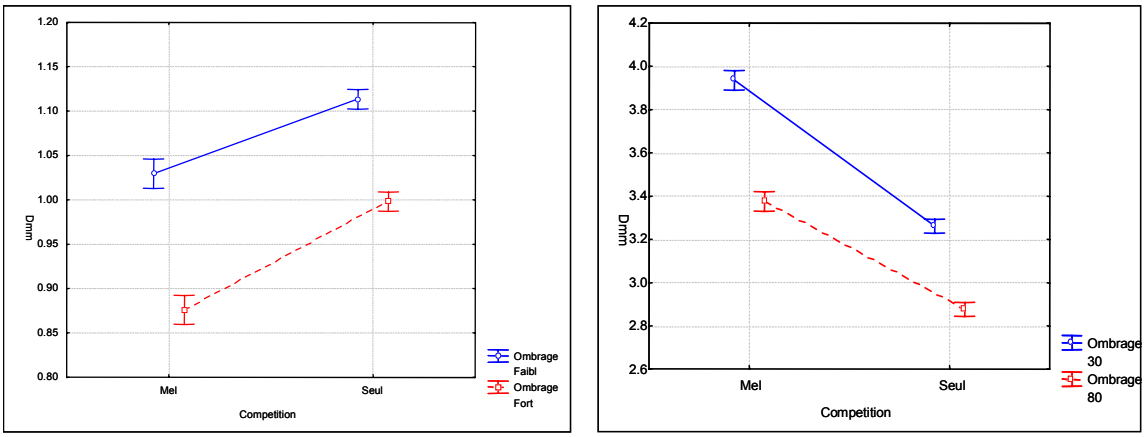


Figure 3.22 : effet de la compétition et de l'ombrage sur la croissance radiale des semis de sapin (à gauche) et de hêtre (à droite).

Croissance en volume

La biomasse aérienne des semis du hêtre et de sapin est influencée par la compétition. Les semis du hêtre et du sapin ont un volume de matière sèche élevé quand ils se trouvent en mélange et en faible ombrage. Par contre, les semis du sapin ont le volume de matière sèche le plus faible quand il se trouvent en mélange avec le hêtre et en fort ombrage (Figure 3.23).

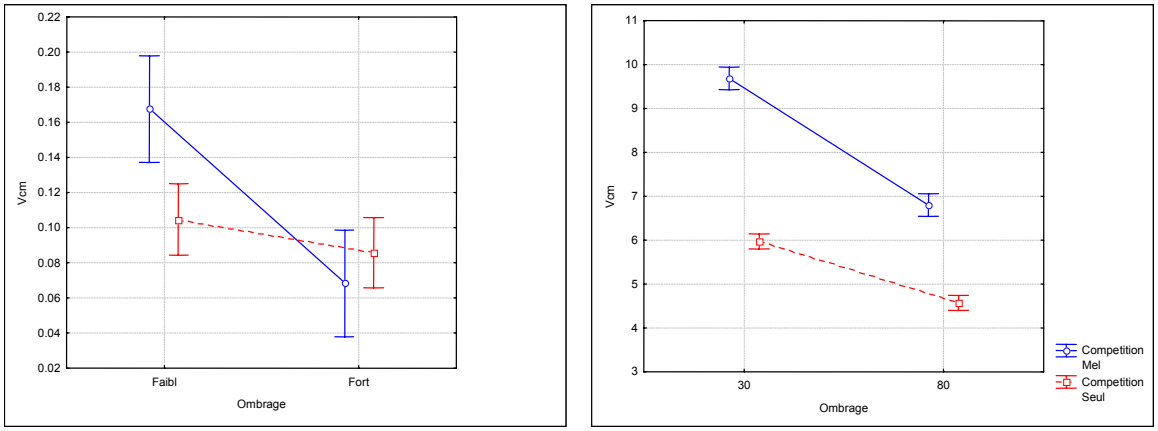


Figure 3.23 : effet de la compétition et de l'ombrage sur la croissance en volume des semis de sapin (à gauche) et de hêtre (à droite

4.4.2.1- Mesure de la fin de l'année 2005

Survie

Il n' y a pas d'influence significative des facteurs ombrage, stress hydrique et compétition sur la survie des semis de hêtre. Par contre, la survie des semis de sapin pectiné est fortement affectée par ces trois facteurs (Tableau 3.3). La survie est significativement plus élevée en milieu fermé (ombrage de 80%). Une alimentation en eau normale (modalité non stressée) constitue un facteur de compensation lorsque l'ombrage est faible, la survie devenant significativement plus élevée que pour les modalités stressées (Figure 3.24).

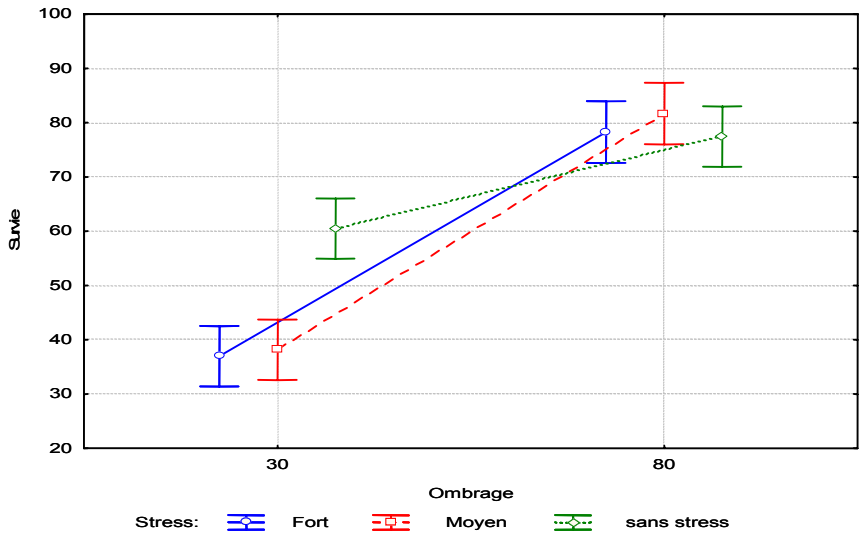


Figure 3.24 : Effet de compensation (ombrage et stress hydrique) sur la survie des semis de sapin pectiné à l'âge de deux ans

L'effet compétition sur la survie des semis de sapin varie selon l'ombrage. Sous faible ombrage (30 %), la survie du sapin est plus élevée lorsqu'il est en mélange avec le hêtre. Par contre, pour un fort ombrage (80%), la survie des semis de sapin est plus faible en mélange avec le hêtre (Figure 3.25).

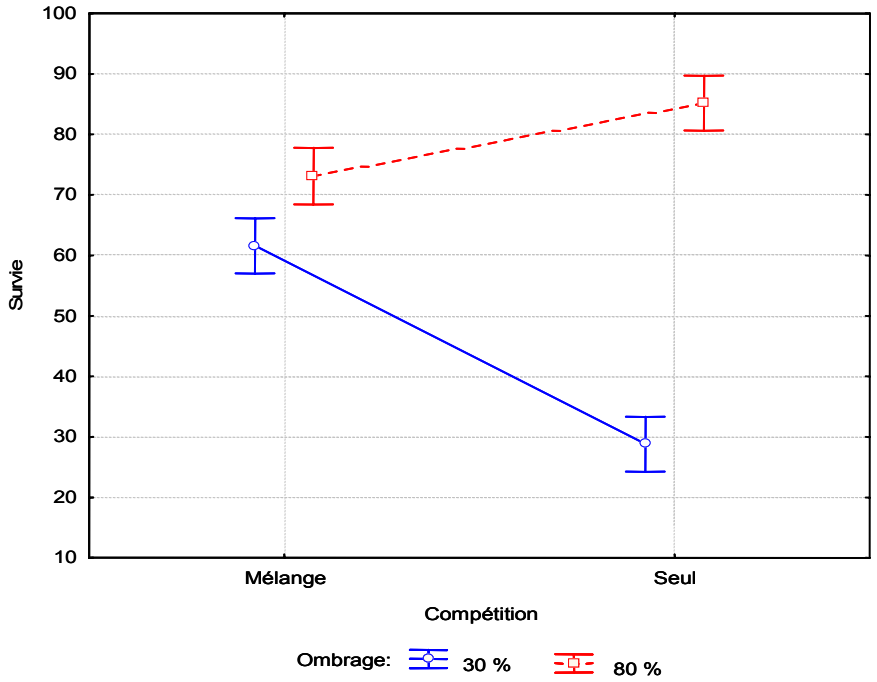


Figure 3.25 : Effet compétition sur la survie des semis de sapin pectiné

Croissance en hauteur

La croissance en hauteur du hêtre est maximum en mélange avec le sapin, en bonnes conditions d'arrosage et sous fort ombrage (80%) (Figure 3.26:). Les semis de sapin pectiné, en revanche, ont une croissance maximum lorsqu'ils sont en peuplement pur, sous faible ombrage (30 %) et en bonnes conditions d'arrosage. Lorsque l'ombrage devient fort, les semis de sapin ont une croissance maximum en modalité de stress hydrique (Figure 3.27).

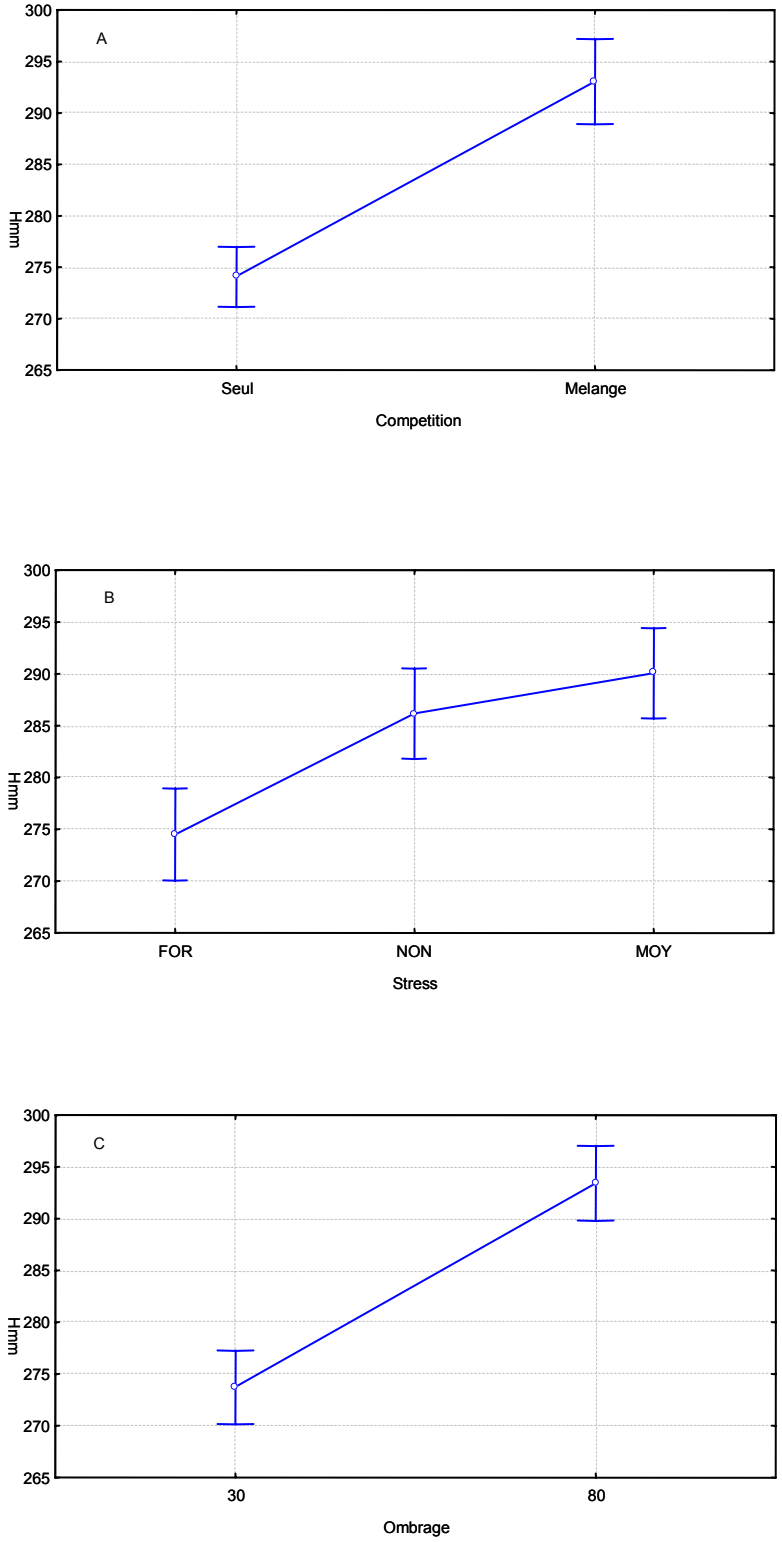


Figure 3.26 : Effet de diverses conditions de milieu sur la croissance en hauteur des semis de hêtre

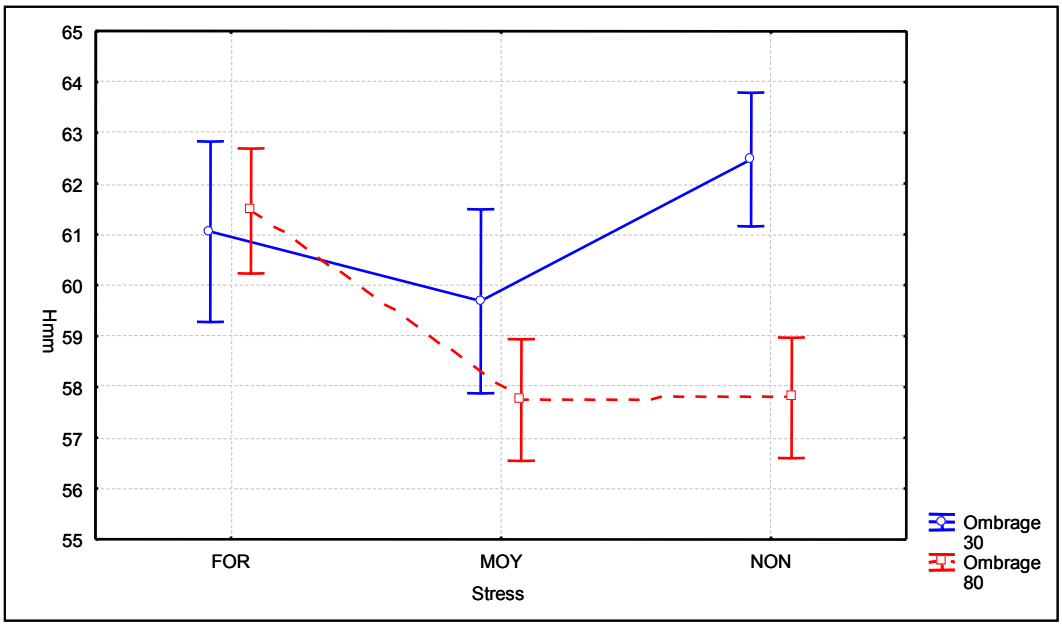


Figure 3.27 : Effet de l'ombrage et du stress hydrique sur la croissance en hauteur des semis de sapin pectiné

Croissance radiale

La croissance radiale du hêtre est maximum sous faible ombrage (30%), en bonne condition d'arrosage et en mélange avec les semis de sapin pectiné. Les semis de sapin ont aussi une meilleure croissance en faible ombrage, en bonne condition d'arrosage, mais en situation de peuplement pur.

Croissance en volume

La croissance en volume des semis de hêtre et du sapin pectiné est influencée par l'arrosage, l'ombrage, et la compétition. Les semis du hêtre ont une biomasse élevée quand ils se trouvent en stress moyen et en fort ombrage et non mélangés avec les semis de sapin (Figure 3.28). La biomasse des semis du sapin est élevée quand :

- ils se trouvent en milieu stressé, en faible ombrage et en compétition avec les semis de hêtre
- ils se trouvent en milieu bien arrosé, en fort ombrage et non mélangés avec les semis de hêtre (Figure 3.29).

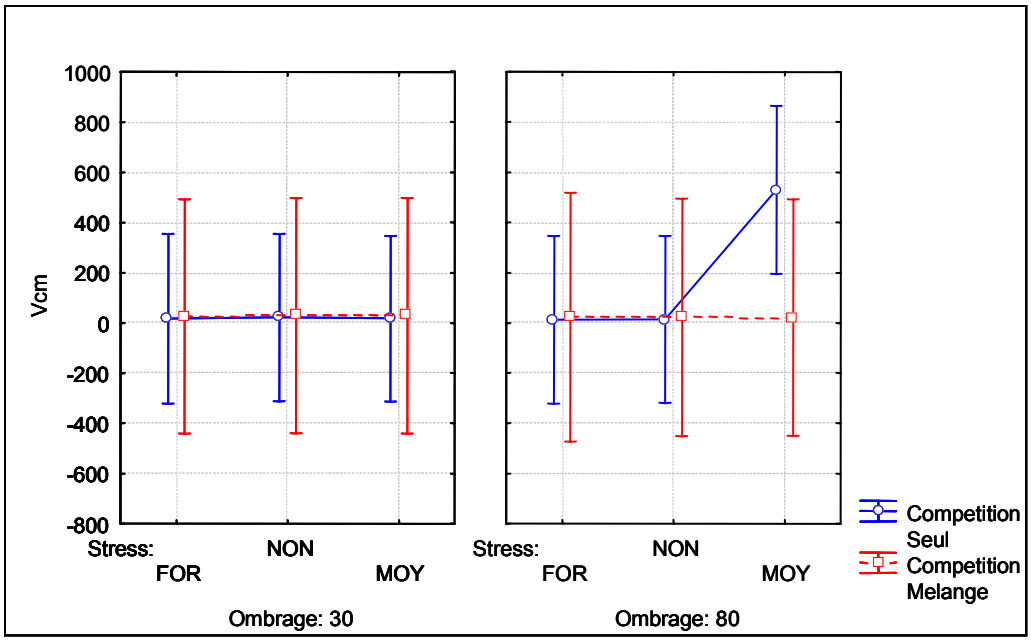


Figure 3.28 : Effet de l'ombrage, du stress hydrique et de la compétition sur la croissance en volum des semis de hêtre

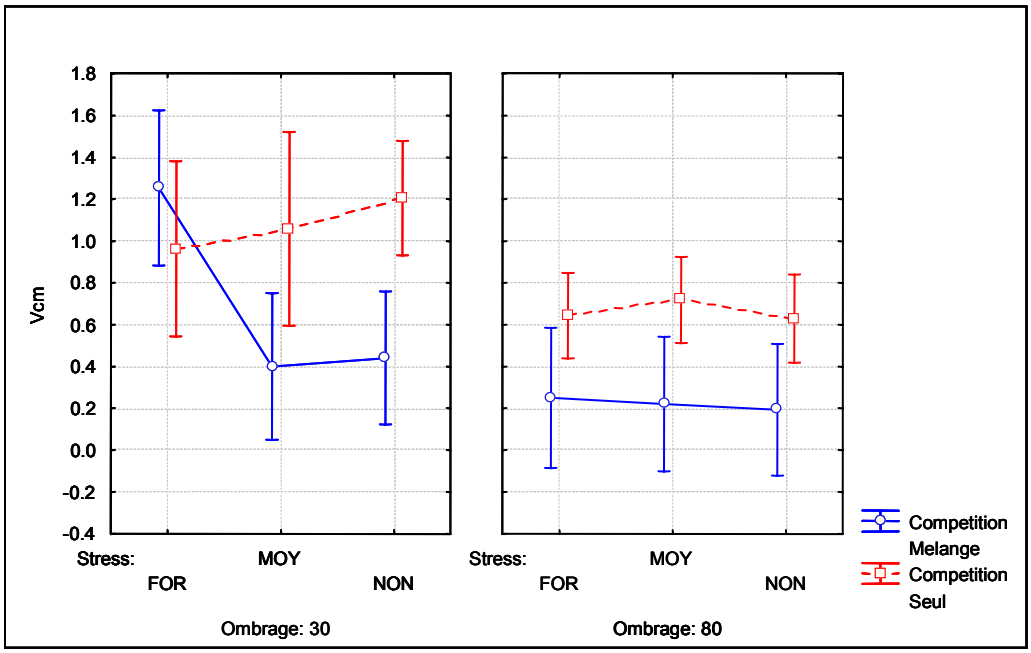


Figure 3.29 : Effet de l'ombrage, du stress hydrique et de la compétition sur la croissance en volume des semis de sapin pectiné.

3.5- Synthèse

1- *In situ*

La partie basse (à 800 m) du versant nord est influencée par le climat méditerranéen (supra- méditerranéen) qui est caractérisé par une sécheresse estivale importante.

- en milieu ouvert, suite à la coupe définitive de pin noir d'Autriche, la survie des semis de hêtre et de sapin pectiné est très faible. En effet, les semis ont besoin de protection contre la sécheresse atmosphérique estivale, qui est considérée comme un facteur limitant (Tan & Bruckert 1992).

- en milieu fermé, la survie des semis de hêtre et de sapin pectiné est très élevée. La canopée de pin noir d'Autriche apporte la protection nécessaire aux semis, en créant une humidité atmosphérique et édaphique (microclimat) beaucoup plus élevée que celle des milieux ouverts (Aussenac 1975). De plus, le faible recouvrement de pin noir d'Autriche permet à la lumière de pénétrer la strate arborée.

Sur la partie moyenne du versant nord (1200 m) (étage montagnard), la survie des semis de sapin pectiné est très élevée aussi bien en milieu ouvert qu'en milieu fermé sous futaie de hêtre adulte et ce, en raison de la diminution de la sécheresse estivale. Par contre, à cette altitude, la survie des semis de hêtre dépend de la fermeture ou l'ouverture du milieu : elle est élevée en milieu ouvert et faible en milieu fermé.

A 1600 m d'altitude, la survie des semis de hêtre et de sapin pectiné, élevée en milieu fermé sous futaie de sapin, est faible en milieu ouvert et ce, en raison de plusieurs facteurs comme le piétinement et la gelée des semis. Dans ces conditions, les semis ont besoin d'être protégés.

2- En pépinière

Semis de hêtre

La survie des semis de hêtre n'est pas influencée par l'ombrage, le stress hydrique et la compétition. Toutefois, la croissance en hauteur du hêtre est maximum, en mélange avec les semis de sapin pectiné, sous de bonnes conditions d'arrosage et sous un

fort ombrage (80%). Les semis de hêtre, en mélange avec les semis de sapin pectiné, ont une croissance radiale maximum sous faible ombrage (30%) et en bonne condition d'arrosage. Enfin, les semis de hêtre ont une croissance en volume maximale sous des conditions de stress moyen et de fort ombrage et ce, sans être en mélange avec les semis de sapin pectiné.

Semis de sapin pectiné

A la différence du hêtre, la survie des semis de sapin pectiné est fortement affectée par l'ombrage, l'arrosage et la compétition : la survie est significativement plus élevée en milieu fermé (ombrage de 80%). Lorsque l'ombrage est faible, une alimentation en eau normale (modalité non stressé) constitue un facteur de compensation, la survie devenant significativement plus élevée que celle des modalités stressées. Les effets de la compétition sur la survie des semis de sapin varient selon l'ombrage. En mélange avec le hêtre, sous faible ombrage (30%), la survie du sapin est plus élevée. Par contre, pour un fort ombrage (80%), la survie des semis de sapin est plus faible.

En ce qui concerne la croissance en hauteur des semis de sapin pectiné, celle-ci est maximale lorsque : (**i**) les semis sont en peuplement pur, sous faible ombrage (30%) et en bonnes conditions d'arrosage ; (**ii**) l'ombrage devient élevé, mais avec faible arrosage et ce, indépendamment de la compétition.

Pour la croissance radiale, les semis de sapin pectiné ont une meilleure croissance en faible ombrage, en bonnes conditions d'arrosage, mais en situation de peuplement pur.

Enfin la croissance en volume des semis de sapin est maximum : (**i**) en milieu faiblement arrosé, sous faible ombrage et en compétition avec les semis de hêtre ; (**ii**) en milieu bien arrosé, sous ombrage élevé et en peuplement pur.

4- Discussion générale

La biodiversité est une notion cruciale en écologie et tient une place centrale dans la majorité des approches de gestion durable des forêts (Burton *et al.* 1992). La diversité d'une forêt dépend fortement de sa localisation géographique et de son stade de développement (Usher *et al.* 1992; Gachet 2000). Elle est donc généralement liée au type de peuplement actuel. Inversement, la diversité apparaît comme primordiale dans la résilience des peuplements forestiers suite aux perturbations et conditionne ainsi le devenir de ce peuplement (Gosselin *et al.* 2002). Parfois il existe un décalage entre la diversité observée et le type actuel de peuplement traduisant ainsi un stade transitoire entre le type actuel et un type potentiel (Gachet 2000). Aujourd'hui, les structures de production des forêts des Préalpes du sud ne reflètent bien souvent pas encore les potentialités sylvicoles réelles (Vallauri 1997). En Haute Provence, une part importante des pinèdes peut potentiellement devenir des hêtraies ou des hêtraies-sapinières et des chênaies pubescentes. En effet, par le passé, lesaires de répartition du sapin et du hêtre étaient beaucoup plus étendues (Muller *et al.* 2000). Nous observons actuellement une forte remontée biologique du hêtre et de manière moins marquée du sapin, surtout dans la partie basse qui est reboisée en pin noir d'Autriche.

Cette étude vise à évaluer la diversité au sein de différents peuplements afin d'appréhender le potentiel et le devenir de ces peuplements et finalement de comprendre les répercussions de la remontée biologique du hêtre et du sapin sous le pin noir, dans des forêts plantées il y a environ un siècle. La diversité a été évaluée au sein d'une centaine de placettes de 400m^2 choisies en versant nord de la montagne de Lure, dans différents types de peuplements (futaie régulière de pin noir d'Autriche, futaie ouverte de hêtre, futaie sur souche de hêtre et futaie irrégulière de sapin pectiné). Les espèces végétales supérieures ont été inventoriées dans ces placettes ; leur présence et leur abondance ont été notées. Ces données ont été analysées au moyen d'analyses descriptives, de méthodes de régression et d'ordination. Dans une première partie, nous avons développé aussi bien une approche taxonomique qu'une approche fonctionnelle via l'emploi des attributs vitaux des espèces ; dans un deuxième temps nous avons testé la corrélation entre la végétation d'une part et les facteurs du milieu et la gestion d'autre part. La dynamique potentielle du hêtre et du sapin sous différentes contraintes écologiques a été testée grâce à des dispositifs « *in situ* » constitués de semis élevés en pépinière et transplantés dans différentes stations sous différentes conditions de milieu (altitude, ouverture du couvert, compétition) d'une part et en pépinière d'autre part, sous différentes conditions d'ombrage, d'arrosage et de compétition.

Les patrons d'organisation, considérés ici comme un ensemble dynamique, forment ainsi un écosystème complexe où les liens entre le peuplement arboré et les espèces en sous bois sont importants à comprendre, à la fois pour l'écologue et pour le forestier (Palik & Engstrom 2000). La composition du sous-bois, comme nous l'avons vu plus haut, est généralement très dépendante de la localisation géographique de la forêt et du stade de développement de la plantation (Usher *et al.* 1992; Gachet 2000). Les patrons généraux d'organisation des espèces observées dans nos relevés sont fortement conditionnés par les composantes abiotiques du milieu (altitude, pente, sol, litière…) et confirment donc la relation diversité/localisation géographique. Cependant, nous avons trouvé que les cortèges floristiques ne sont pas toujours en adéquation avec le type de peuplement, particulièrement dans la partie basse de la montagne, reboisée à partir d'essences non indigènes à la région (notamment le pin noir d'Autriche). Ce décalage, observé entre le cortège floristique et le type de peuplement, peut s'expliquer par le fait que le cortège floristique est non seulement sensible au type de peuplement, mais également sensible aux changements généraux lors de la maturation forestière. Le cortège floristique constitue bien un témoin de l'ancienne utilisation du sol (Gachet 2000).

Effet de l'essence dominante sur la diversité

Le type d'essence dominante a bien souvent un impact sur la biodiversité, marquée par des différences notables de composition entre les peuplements dominés par des feuillus et les peuplements dominés par des conifères (Whitney & Foster 1988; Légaré *et al.* 2001). Dans notre étude, nous pouvons distinguer quatre grands types de peuplement : les peuplements dominés par le pin noir, les peuplements dominés par le sapin, les peuplements dominés par le hêtre et les peuplements de ravins.

Les résultats de la répartition de la richesse spécifique globale dans les différents types de peuplement montrent que le groupe écologique qui est dominé par le pin noir possède la richesse spécifique globale la plus élevée. Il avait aussi été montré que les peuplements de pin noir ont une influence favorable sur la diversité des organismes de la litière (Hill 1979). En revanche quand il s'agit de la richesse spécifique des espèces forestières et des espèces de forêt ancienne, le peuplement de pin noir montre la richesse la plus faible. Ces différences de richesse spécifique peuvent être expliquées par le fait que la richesse spécifique globale regroupe des espèces non forestières notamment des espèces rudérales qui par leur caractère ubiquiste, n'ont que peu d'intérêt en terme de biodiversité. Cette analyse

confirme donc qu'il est bien délicat d'utiliser la richesse spécifique globale seule pour estimer la biodiversité des communautés végétales (Le-Mire-Pecheux 2004).

Le peuplement de pin noir d'Autriche, espèce de reboisement, se compose de deux groupes écologiques différents : le premier groupe, localisé dans la partie basse de la montagne, se compose du cortège floristique de la chênaie pubescente. Dans ce groupe, le pin noir a une fertilité comprise entre les IIème et IIIème classes de fertilité (cf. annexe IX) ; le second groupe se compose du cortège floristique de la hêtraie sèche. Il est situé entre la Ière et la IIème classe de fertilité. Ces deux groupes subissent les interventions intensives des gestionnaires, du fait de la forte productivité des peuplements reboisés de pin noir. Ils possèdent une richesse spécifique élevée qui peut être expliquée par des ouvertures répétées du milieu. Le premier groupe est géré en futaie régulière, alors que le second a une gestion plus variée.

Contrairement aux groupes écologiques dominés par le pin noir, le groupe écologique correspondant au peuplement de sapin pectiné et dominé par le sapin présente la richesse spécifique la plus élevée, notamment en espèces forestières et espèces de forêt ancienne.

Généralement, les peuplements dominés par le hêtre ont une richesse spécifique faible. Brunet *et al.*, (1996) montrent qu'en Suède ces types de peuplements ont une richesse spécifique herbacée et ligneuse plus faible que ceux dominés par le chêne. D'un point de vue architectural, le hêtre a un recouvrement important : au sein de cette structure dense, la lumière devient potentiellement un facteur limitant pour la végétation, particulièrement au dessous d'un éclairement relatif de 4 % (Shirley 1945). De plus, les peuplements de hêtre sont généralement caractérisés par une litière épaisse qui empêche l'installation et le développement de certaines herbacées (Sydes & Grime 1981a, 1981b). Les effets du fort recouvrement et de la litière dans les peuplements dominés par le hêtre s'ajoutent pour contraindre l'installation des herbacées, réduisant ainsi la richesse spécifique. Dans nos placettes, dans la hêtraie des Alpes du sud, nous trouvons également que la richesse spécifique globale et celle des espèces forestières sont les plus faibles. Ces peuplements dominés par le hêtre se composent de quatre groupes : deux groupes qui représentent la hêtraie de basse altitude caractérisée par *Cephalanthera rubra* et *Orthilia seunda* ; un groupe qui représente une hêtraie en sous étage dominée à la fois par le pin noir et le mélèze, et une hêtraie traitée en taillis. Ces types de hêtraies sont caractérisés par *Buxus sempervirens et Lathyrus pratensis*. Enfin, le groupe qui représente une hêtraie mésophile caractérisée par *Laburnum anagyroides, Lathyrus vernus, Acer pseudo platanus*. Parmi les quatre groupes,

c'est la hêtraie de basse altitude qui a la richesse spécifique globale la plus faible, alors que le groupe qui représente la hêtraie en sous étage présente la richesse spécifique globale la plus élevée. En ce qui concerne les espèces forestières, c'est la hêtraie mésophile qui a la richesse la plus importante. Les différences de richesse spécifique entre les quatre groupes peuvent être expliquées par le type d'exploitation du milieu. Les hêtraies de basse altitude ont subi une forte anthropisation (surexploitation, pâturage..) avant l'exode rural du début du XIXème siècle, mais également une gestion intensive, soit par dégagement des hêtres afin de favoriser la régénération du pin noir, soit par traitements en taillis. Cette intensité de la gestion et de l'anthropisation antérieure peuvent expliquer la richesse spécifique globale élevée dans la hêtraie sèche dominée par le pin noir.

Les forêts fraîches et humides de ravins possèdent une strate arborée plurispécifique à dominance variable. Ces forêts ont une flore variée souvent riche en espèces peu fréquentes à l'échelle régionale ; elles jouent un rôle de protection important contre le ravinement par fixation des pierres, des colluvions sur pentes escarpées et par atténuation des effets de certaines avalanches (Rameau *et al.* 2000). Dans ces forêts nous trouvons des plantes médio-européennes comme *Acer pseudoplatanus, Fraxinus excelsior Fagus sylvatica, Actaea spicata, Dryopteris felix-mas, Atropa belladonna*. Notre analyse, réalisée à partir des inventaires floristiques, a révélé que la richesse spécifique des espèces forestières et des espèces de forêt ancienne est importante dans cette forêt. Ces résultats confirment que la diversité floristique dans ces forêts est souvent remarquable (Rameau *et al.* 2000).

Effet de l'hétérogénéité du peuplement sur la diversité

Plusieurs composantes de l'hétérogénéité du peuplement peuvent conditionner la diversité :

- La mixité du peuplement (peuplement monospécifique *versus* plurispécifique) : le mélange intime des essences peut avoir un effet sur les différentes composantes de la biodiversité comme l'abondance, la richesse ou encore la composition en espèces (Guillam *et al.* 1995).
- Le taux d'ouverture du milieu : en recouvrement et en biomasse, la diversité des plantes vasculaires augmente souvent et notablement avec l'ouverture du milieu (Klinka *et al.* 1996).
- L'hétérogénéité structurale du peuplement (présence *versus* absence de trouées) : la diversité végétale peut s'accroître également à la faveur d'une hétérogénéité de la canopée grâce aux trouées de différentes hauteurs (Guillam *et al.* 1995).

Les différences de composition floristique entre feuillus et conifères pourraient provenir d'une différence du régime lumineux et du microclimat au cours de l'année (Roussel 1970; Pigott 1990). Ainsi les feuillus, qui ont des sous-bois plus froids en hiver et plus lumineux au printemps, abriteraient logiquement plus d'espèces montagnardes et vernales, ce qui augmente ainsi la richesse spécifique. Dans notre étude, la richesse spécifique des espèces forestières et des espèces de forêt ancienne est plus forte dans les peuplements à sapin pectiné (où le hêtre est très présent). Ces peuplements sont les moins anthropisés à cause des fortes pentes et affleurements rocheux très prononcés. Ces conditions ont rendu ces stations beaucoup moins accessibles que les autres. Ces stations abritent de vieux peuplements, avec des individus ayant jusqu'à 270 ans. Elles peuvent être considérées comme une forêt semi-naturelle, et abrite un nombre important d'espèces des forêts anciennes. Ces peuplements sont caractérisés par un mélange équitable de deux essences, le hêtre et le sapin. La richesse spécifique élevée observée au sein des peuplements mixtes à sapin et à hêtre peut être expliquée à la fois par la présence des cortèges floristiques des deux essences, mais également par la localisation du peuplement au voisinage de la crête et par la présence des couloirs d'avalanche permettant l'infiltration considérable de la lumière (Jacquiot 1983).

Effet de la gestion sylvicole sur la diversité

Les coupes ont un impact sur les différentes composantes de la biodiversité comme l'abondance, la richesse, la composition en espèces. L'impact des coupes sur la biodiversité est analysée à la lumière de la théorie des perturbations (Blondel 1995) qui agissent à différentes échelles de temps et d'espace et modifient le peuplement forestier et l'habitat des espèces (Blondel 1995; Guillam *et al.* 1995). La coupe modifie principalement quatre paramètres écologiques : la lumière, la température, l'humidité du sol et la disponibilité en nutriments (Collins *et al.* 1985).

Ainsi, si les peuplements de basse altitude à pin noir d'Autriche et à taillis et semis de hêtre, ont la richesse spécifique globale la plus élevée, elle est plus un effet du type de gestion que de la présence de l'essence dominante, souvent monospécifique. La rotation relativement courte des travaux de coupes de régénération (de 5 à 7 ans selon la classe de fertilité) rompt la relation entre l'espèce dominante du peuplement et la diversité (Guillam *et al.* 1995; Gachet *et al.* 2005), et favorise l'apparition d'une flore variée, mais ubiquiste.

Quand la fréquence et la surface des coupes augmentent, le recouvrement et la biomasse totale de la végétation du sous-bois augmentent, ainsi que la richesse spécifique totale. La richesse spécifique atteint généralement un maximum une vingtaine d'années après

la coupe (Halpern & Spices 1995). En terme de composition par groupes écologiques, l'abondance et la richesse spécifique des espèces non forestières augmentent rapidement pendant les deux premières années, mais ces augmentations ne se maintiennent jamais très longtemps. En parallèle, l'abondance et la richesse des espèces forestières diminue plus ou moins fortement suite à la coupe, puis augmente à nouveau (Halpern & Spices 1995). Dans notre étude, sous le peuplement dominé par le pin noir, nous avons trouvé que la coupe définitive engendre toujours une forte richesse spécifique globale. Dans ce type de peuplement, la richesse spécifique globale a la valeur la plus élevée pour le stade de semis, qui suit une coupe définitive. Cette différence significative de la répartition est attribuée à l'apparition des espèces héliophiles et de pelouse, dans le premier stade, et la diminution de ces espèces au fur et à mesure de la progression du recouvrement jusqu'au stade de futaie fermée (Figure 4.1). Cette rotation prend de 70 à 80 ans dans les Alpes du sud. La corrélation est positive entre la coupe définitive et la richesse spécifique des espèces des forêts anciennes. Cependant il faut prendre en compte que la coupe définitive est une coupe progressive, réalisée toujours après des coupes partielles qui garantissent une très bonne régénération et un recouvrement important du sous-bois. Ce recouvrement assure une couverture permanente du sol, favorable au développement des espèces de forêts anciennes. C'est ce qui justifie la stabilité de la richesse spécifique des espèces de la forêt ancienne dans les quatre stades de rotation de la futaie régulière de pin noir d'Autriche.

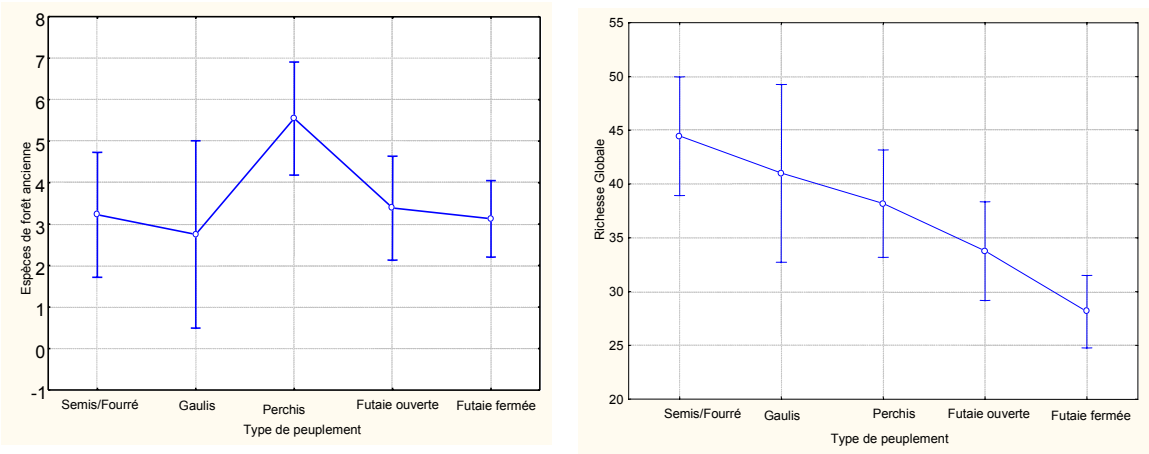


Figure 4.1 : analyse de variance appliquée à la répartition de la richesse spécifique des forêts anciennes (non significative, à gauche), et la richesse spécifiques globale (significative, à droite), dans les cinq stades de rotation d'une futaie régulière

Les espèces associées à la coupe définitive sont : *Arrhenatherum elatius*, *Linaria repens*, *Daucus carota*, *Solidago virgurea*, *Lathyrus pratensit* et *Lathyrus sylvestris*. Dans le

peuplement dominé par le hêtre, les coupes secondaires et les coupes définitives engendrent de fortes richesses spécifiques globales. En revanche la forte richesse spécifique des espèces forestières est plutôt corrélée avec la coupe jardinatoire qui est appliquée à la hêtraie de haute altitude. Les espèces forestières associées à la coupe jardinatoire sont *Chaerophyllum hirsutum*, *Heracleum sphondilium*, *Senecio ovatus*. Les espèces de forêt ancienne ne sont pas corrélées avec ce genre de coupes. Dans le peuplement de sapin pectiné, la coupe jardinatoire favorise des fortes richesses spécifiques globales, ainsi que la richesse des espèces forestières et des forêts anciennes. Les espèces forestières associées aux coupes jardinatoires sont *Aconitum leucoctonum*, *Polygonatum verticillatum* et *Senecio ovatus*.

Dans les trois peuplements, la relation est toujours négative entre la richesse globale. des espèces forestières et des espèces de forêt ancienne et la variable « sans coupe », ce qui confirme que la richesse spécifique des espèces forestières augmente dans les coupes partielles (coupes progressives, coupes jardinatoires) (Kirby 1990).

Les coupes d'amélioration, fréquentes et de faible intensité sont plus efficaces pour accroître la diversité en espèces arbustives et herbacées (Alabak & Herman 1988). Pour nos placettes, nous avons trouvé que dans les peuplements dominés par le pin noir d'Autriche la coupe d'amélioration a un effet négatif sur la richesse spécifique globale des espèces forestières et des espèces de forêts anciennes. Dans les peuplements dominés par le hêtre et le sapin cette relation est non significative. Cette relation négative peut être expliquée par l'effet des coupes qui entraîne une perturbation au niveau du sol, des chutes d'arbres et la destruction de la végétation au sol, lors du passage des engins forestiers. Cet effet négatif est ainsi plus important que l'effet positif engendré par la légère ouverture du milieu. En revanche, d'après Mitchell & Kriby (1989), l'éclaircie favorise la floraison des espèces forestières présentes, ce qui nous permet de dire que l'effet positif des coupes d'amélioration sur la floraison des espèces forestières aura des implications à plus long terme. Cette influence positive intégrera celle des coupes de régénération.

Les travaux sylvicoles réalisés sur de jeunes peuplements (dégagements, dépressages et nettoiements) entraînent le maintien de bonnes conditions d'éclairement au sol, favorables aux espèces de sous-bois. Ils permettent de maintenir artificiellement quelques espèces non forestières dans le milieu (Mitchell & Kriby 1989).

Dans nos placettes, les dégagements sur le pin noir d'Autriche révèlent une relation positive entre la richesse spécifique globale et ces dégagements, mais il n'y a pas de relation significative entre les dégagements et les richesses spécifiques des espèces forestières et des forêts anciennes, ce qui confirme les résultats de Mitchell & Kriby (1989). Dans la hêtraie, le

dégagement a un effet positif sur la richesse spécifique globale et des espèces forestières mais cet effet n'est pas significatif pour les espèces de forêt ancienne.

Dynamique des peuplements forestiers

Les facteurs environnementaux et historiques jouent un rôle important sur la distribution des espèces végétales. Plusieurs études montrent que le sapin pectiné apparaît massivement dans les Alpes du sud au début de l'Holocène : au Pré Rond près de 8400 ans avant l'époque actuelle (BP) (Muller *et al.* 2000), au lac de Cristiol dès 9200 ans BP (Nakawaga 1998), dans le Briançonnais et dans la vallée de la Guisane autour de 6000 ans BP (de-Beaulieu 1977). Svenning & Skov (2004) démontrent que, du fait de cette recolonisation à partir de quelques zones refuges, les espèces d'arbres forestiers européens n'occupent pas la totalité de leur aire potentielle.

Dans les Alpes de Haute-Provence, l'aire optimale de répartition du sapin pectiné est l'étage montagnard moyen, entre 1240 et 1620 m (Ladier 2004). Au dessous de ces limites, les conditions climatiques deviennent défavorables pour le développement du sapin pectiné à cause d'une sécheresse et d'une chaleur estivales trop élevées (Ladier 2004).

Sur le versant nord de la montagne de Lure à basse altitude (650 – 970 m), le sapin pectiné est actuellement absent. Or, il est présent dès 900 m d'altitude dans le Mont Ventoux, une montagne similaire à Lure du point de vue géographique, géologique, climatique et historique. Le résultat de nos expérimentations *in situ* montre que la survie des semis de sapin pectiné à basse altitude (800 m) et en milieu fermé est très élevée, ce qui signifie que leur absence actuellement à cette altitude n'est pas due à des contraintes écologiques. Les semis de sapin pectiné à 800 m d'altitude sous une futaie de pin noir d'Autriche sont protégés par la canopée qui crée un microclimat caractérisé par une humidité atmosphérique et édaphique beaucoup plus élevée que celle d'un milieu ouvert (Aussenac 1975). De plus, le faible recouvrement du pin noir d'Autriche permet à la lumière de percer les strates des arbres et arriver aux semis qui profitent de cette lumière. A cette altitude, les semis de sapin ne peuvent s'établir sans que les conditions du milieu soient modifiées par la présence du pin noir d'Autriche. Cette essence pionnière participe à un effet direct de facilitation (Van-Andel & Grootjans 1993) en créant un microclimat favorable, augmentant l'humidité atmosphérique pendant l'été et en réduisant le bilan radiatif au sol par ombrage qui permet ainsi aux semis de sapin et de hêtre de s'installer. Les résultats de l'expérimentation en pépinière confirment le rôle important de l'ombrage sur la survie des semis de sapin pectiné. Cet ombrage peut être assuré soit par un recouvrement des strates des arbres, soit par un recouvrement des autres

semis ayant une croissance plus rapide que les semis de sapin (par exemple le hêtre). En revanche, en milieu ouvert issu de coupe définitive de pin noir d'Autriche, les semis de hêtre et de sapin sont incapables de survivre. Le sapin pectiné a en effet besoin de protection contre la sécheresse atmosphérique estivale qui est considérée comme un facteur limitant la survie de ces semis (Tan & Bruckert 1992). Les semis de hêtre sont également sensibles à la sécheresse estivale (LeTacon 1981). En pépinière, les semis de sapin peuvent supporter un fort éclairement (80 %), mais à condition d'assurer des doses suffisantes d'arrosage : l'arrosage est alors considéré comme un facteur de compensation qui permet aux semis de sapin pectiné de résister à l'ouverture de milieu. On note que dans ces conditions les croissances en hauteur et radiale sont maximales. Si la futaie de pin noir d'Autriche constitue un facilitateur pour l'installation des semis de sapin pectiné et de hêtre à basse altitude, rien n'indique encore que ces semis puissent donner un peuplement adulte viable, avec un bon état sanitaire. Roussel (1970) montre en effet que le sapin doit être protégé à la fois contre les effets de la lumière et de la sécheresse estivale pendant les 15 premières années de sa vie. Cette protection peut sans doute être assurée par la futaie de pin noir d'Autriche dans l'état actuel des conditions climatiques. Reste à savoir si ce rôle facilitateur pourra être accompli avec une augmentation de plusieurs degrés de la température moyenne annuelle, comme le prévoient les modèles météorologiques à long terme.

Ces résultats montrent néanmoins que l'absence du sapin pectiné dans la partie basse de la montagne de Lure, et ailleurs dans les moyennes montagnes de l'arrière pays méditerranéen, est dû à un problème de dispersion (absence de semencier alentours) et non à des contraintes écologiques. Cette absence peut être attribuée à la dynamique post glaciaire et à la distribution géographique des refuges pendant les glaciations quaternaires (Svenning & Skov 2004), mais aussi à l'effet de l'anthropisation qui a commencé avec le développement des sociétés sédentaires du Néolitique (Barbero *et al.* 1990).

L'aire de répartition optimale du hêtre est l'étage montagnard inférieur (970 – 1240 m) et il peut descendre jusqu'à 600 m en ubac (Ladier 2004). A basse altitude, on le trouve sous les peuplements de pin noir, surtout ceux qui ont une fertilité importante (première classe de fertilité). Les gestionnaires y interviennent en pratiquant des dégagements au profit du pin noir. Sa présence est éparse sous les peuplements de pin noir de classe de fertilité inférieure (troisième classe de fertilité), sur sol marno-calcaire et superficiel où le chêne pubescent prend sa place. Les résultats de l'expérimentation *in situ* sont similaires à ceux du sapin en ce qui concerne la facilitation et les limitations dues aux conditions écologiques. Cependant, en

pépinière nous constatons que la survie des semis de hêtre n'est pas influencée par les facteurs d'ombrage, de stress hydrique et de compétition. Ces résultats peuvent s'expliquer par le fait que les conditions d'ombrage limitant pour le sapin (80 %) ne le sont sans doute pas pour la survie du hêtre. Il en va de même du stress hydrique. Cependant en compétition avec le sapin, en conditions de fort ombrage et d'arrosage optimum, la croissance en hauteur est maximale. Cette croissance s'explique par la stratégie de compétition du hêtre qui consiste en une croissance en hauteur maximale en milieu fermé, à condition que l'ombrage ne dépasse pas 90% (Oswald 1981). La croissance radiale est maximale en faible ombrage en condition d'arrosage optimal.

A partir de 1200 m d'altitude, à l'étage montagnard inférieur qui constitue l'optimum écologique du hêtre (Ladier 2004), les peuplements de hêtre sont largement dominants par rapport au pin noir. Les semis de sapin pectiné et de hêtre ont une survie très importante en milieu ouvert, du fait de la diminution de la chaleur et de la sècheresse estivales. Le facteur d'humidité est considéré comme un facteur de compensation : il se traduit également en pépinière sur les semis de sapin, qui ont une survie élevée en faible ombrage (30 %), en condition d'absence de stress hydrique d'une part et en fort ombrage (80%), et en condition de stress hydrique fort d'autre part. Ce résultat confirme le résultat de Carter & Klinka (1992) et Ronnie-Drever & Lertzman (2001) qui ont travaillé sur le sapin de Douglas (*Pesudotsuga menziessii*) en Colombie-Britannique et démontré qu'il devient plus tolérant à l'ombre en stations sèches et moins tolérant à l'ombre en stations humides

La réaction des semis de hêtre est différente : ils ont une mortalité considérable en milieu fermé, composé d'une futaie adulte fermée de hêtre. Cette mortalité peut d'abord être considérée comme le résultat d'un effet direct d'inhibition (Van-Andel & Grootjans 1993) : la futaie dense de hêtre masque la lumière, ce qui provoque la mortalité des semis de hêtre, qui ont besoin d'un seuil de lumière de 10 % pour une survie et une croissance optimale (Oswald 1981). Cette mortalité peut aussi résulter d'un effet d'inhibition indirect qui se traduit par la phytotoxicité du hêtre sous lui-même (Mittin 1970; Mitin 1971), et l'apparition de maladies, voire d'insectes et rongeurs qui peuvent avoir un effet catastrophique sur la régénération des semis de hêtre (LeTacon *et al.* 1976).

A 1600 m d'altitude, la survie des semis de hêtre et de sapin diminue en milieu ouvert à cause de plusieurs facteurs, notamment les fortes gelées, mais aussi le piétinement par les grands mammifères (sanglier). Rousset & Lepart (1999) ont démontré, dans une étude réalisée sur le recrutement de semis de *Quercus humilis* en milieu ouvert, que les buissons de *Juniperus communis* et *Buxus sempervirens* protégeaient les semis contre le pâturage et

facilitaient leur installation en créant un microclimat favorable (température, humidité) pour le développement des jeunes plantules. Ce phénomène est bien constaté sur la crête de la montagne de Lure où les semis de hêtre et de sapin n'apparaissent que dans les buissons de genévrier nain (*Juniperus sibirica*).

La survie des semis de hêtre et de sapin augmente en milieu fermé suivant un effet de facilitation direct, le couvert forestier assurant une protection contre les gelées et réduisant la présence des herbacées. Aussenac (1975) montre que dans le cas d'un couvert forestier, les minima des températures s'observent dans la partie supérieure des houppiers, et non plus au sol comme en milieu découvert.

Finalement, les résultats de l'expérimentation *in situ* montrent que le fort ombrage est bien un facteur limitant pour la survie du hêtre, mais seulement au-delà d'un seuil très élevé comme le montre Oswald (1981), ce qui n'est pas du tout le cas du sapin, comme indiqué par Roussel (1970). Une compensation entre facteurs lumineux et facteurs hydriques est aussi bien démontrée par l'expérimentation *in situ*, puisque à basse altitude, en conditions de stress hydrique, le couvert de pin noir permet le maintien de conditions de lumière et d'humidité propices à la survie des plantules, impossible en milieu ouvert.

5- Conclusion et recommandations de gestion

Cette étude montre l'importance des potentialités stationnelles de la montagne de Lure. Elle repose sur l'analyse floristique du versant nord, et l'identification des facteurs écologiques qui influent sur la répartition des deux essences principales (le hêtre et le sapin pectiné) ainsi que la réponse des plantes vasculaires vis-à-vis des facteurs du milieu et de la gestion sylvicole.

En effet nous avons identifié les pratiques sylvicoles (coupes, travaux) qui exercent une action sur la richesse des espèces forestières, notamment celles des forêts anciennes.

L'étude des potentialités stationnelles a montré qu'il n'y a pas toujours adéquation entre les types des peuplements forestiers et leur cortège floristique, surtout dans la partie basse de la montagne. L'inadéquation entre le type de peuplement et les potentialités stationnelles diminue avec l'altitude. Cette partie, reboisée en Pin noir d'Autriche, est principalement divisée en deux :

- Une partie caractérisée par la chênaie pubescente de l'étage supraméditerranéen. (cette chênaie se trouve à la fois sur un sol superficiel reposant et sur un substratum marno-calcaire).
- Une autre partie caractérisée par la hêtraie sèche à buis de l'étage supraméditerranéen.

Les étages du montagnard sont dominés par les peuplements de hêtre où se trouvent deux cortèges floristiques :

- le premier correspond à celui de la hêtraie sèche calcicole de l'étage montagnard inférieur. Cette hêtraie est traitée à la fois en taillis et en futaie. Elle possède une très faible diversité floristique.
- le deuxième cortège est celui de la hêtraie mésophile fraîche de l'étage montagnard moyen.

La partie haute, composée d'une hêtraie-sapinière, présente un stade de maturation élevé qui est caractérisé par la présence remarquable d'espèces forestières ou de forêt ancienne, et d'une similarité élevée. Dans cette partie, nous trouvons les forêts de ravins qui en sont riches. Ces forêts jouent un rôle considérable de protection contre l'érosion.

En ce qui concerne la dynamique des peuplements de sapin pectiné et de hêtre, les résultats de l'expérimentation (*in situ* et en pépinière) démontrent que les facteurs clés qui influent sur l'installation et le développement des semis sont le couvert et le stress hydrique. Ces résultats démontrent également que le sapin pectiné est capable d'occuper une altitude plus basse qu'actuellement (étage supraméditerranéen et montagnard inférieur) avec le Hêtre,

à condition qu'il soit protégé par une essence pionnière comme le pin noir d'Autriche. De plus, les coupes forestières partielles et les travaux sylvicoles jouent un rôle important sur la biodiversité dans le peuplement forestier

A partir de cette conclusion nous proposons les recommandations suivantes :

I- Les peuplements de Pin noir d'Autriche. Ce sont des peuplements de reboisement réalisés à la fin du XIX ème siècle. Ces peuplements ont bien joué leur rôle de protection et de renaturalisation du milieu.

Pour aller dans le sens de meilleure rentabilité écologique, nous proposons :

- dans les peuplements qui occupent les stations potentielles de la chênaie pubescente à l'étage supraméditerranéen, de réaliser un peuplement mixte de chêne pubescent et de pin noir d'Autriche dans les stations à sols profonds et de classe de fertilité élevée (classes I et II). Il est aussi possible de reboiser, en essences qui résistent mieux aux incendies et qui possèdent des qualités technologiques intéressantes comme le cèdre de l'Atlas, par la méthode des îlots enrichissement. De plus, nous proposons de ne plus effectuer de coupes forestières dans les parcelles qui possèdent une richesse spécifique élevée en espèces de forêt ancienne. Par contre, pour les peuplements qui se trouvent sur des sols moins profonds (classe de fertilité III et IV), il conviendrait de remplacer progressivement les peuplements de pin noir par le chêne pubescent qui est une essence indigène capable d'assurer une forte résilience face aux perturbations telles que les incendies et les parasites. On pourra aussi essayer d'installer le Cèdre de l'Atlas sur calcaire, par des îlots d'enrichissement.

- dans les peuplements qui poussent sur les stations potentielles de la hêtraie calcicole sèche (hêtraie à buis), à l'étage supraméditerranéen entre 850 et 1000 m d'altitude, les peuplements de pin noir ne sont pas forcements stables sur le long terme, notamment avec l'arrivée forte du hêtre (remontée biologique). Nous suggérons donc de laisser la dynamique naturelle se mettre en place, en l'aidant par des coupes d'éclaircies. Cela permettra d'accélérer la maturation du peuplement vers la hêtraie calcicole médio-européenne en enlevant le pin noir au profit du hêtre. Ce stade de maturation est beaucoup plus riche en espèces forestières de forêt ancienne, que le stade actuel qui est un mélange des stades de pelouses pré-forestières et de fruticées à buis, conséquence des traitements sylvicoles intensifs et des déboisements passés. Dans ce type de station, il faut éviter de réaliser des coupes sur de trop grandes surfaces qui favorisent le développement du buis et compromettent l'éventuelle régénération des essences d'ombre tout en augmentant la xéricité du milieu.

Les coupes d'éclaircie combinées à la dynamique naturelle doivent permettre aussi de raccourcir le cycle sylvigénétique et de favoriser l'apparition de la phase biostatique *old growth forest* (Bormann & Likens 1979). Cette phase finale du cycle (>250 ans) possède des caractéristiques des forêts naturelles, dans lesquelles se trouvent des vieux peuplements à gros diamètres et des petites trouées dans la canopée suite à la mort d'un ou de quelques arbres. Cette phase est la plus riche en espèces forestières dans les milieux xériques (Auclair & Goff 1971).

Des essais de plantation de sapin pectiné, de cèdre de l'Atlas ou de sapins exotiques comme le Sapin de Nordmann ou de sapins méditerranéens peuvent être envisagés, mais après avoir réalisé des études garantissant que ces sapins exotiques n'entraînent pas de pollution génétique (risque d'hybridation avec le Sapin pectiné qui occupe la partie haute de la montagne), l'ONF ayant établi une Réserve Biologique Domaniale Intégrale dans cette zone

II- Les peuplements de hêtre. Ils se divisent en trois types :

-la hêtraie sèche à buis, à l'étage montagnard inférieur entre 1000 et 1200 m d'altitude. Elle est beaucoup moins perturbée que la hêtraie sous pin noir d'Autriche et repose sur un sol superficiel et sur une pente importante. Cette hêtraie est parfois remplacée par des reboisements en mélèze d'Europe. Ils ont le même avenir que ceux de pin noir d'Autriche. Dans cette station, nous proposons d'accélérer la maturation du peuplement vers la hêtraie calcicole médio-européenne et la hêtraie-sapinière en enlevant le mélèze au profit du hêtre. Ce peuplement est beaucoup plus riche en espèces forestières de forêts anciennes que la végétation actuelle qui est une mosaïque de fruticées à buis, de gaulis et perchis de hêtre, provenant de la mise en régénération de ces peuplements. Dans ce type de station, il faut aussi éviter de pratiquer des coupes sur de trop grandes surfaces.

On peut continuer à réaliser un mélange d'essences entre le hêtre et le sapin pectiné, et réaliser des coupes d'éclaircies qui entraînent un raccourcissement du cycle sylvigénétique, permettant aux peuplements d'arriver à la phase biostatique *old growth forest*.

-la hêtraie neutrophile à l'étage montagnard moyen, entre 1200 et 1500 m d'altitude, avec un recouvrement très dense du hêtre. Dans cette hêtraie, il faudrait réaliser des petites trouées de (0.15 ha) qui permettraient l'installation des semis et créeraient un microclimat favorable aux espèces forestières et aux espèces de forêt ancienne possédant une valeur patrimoniale importante. Dans ce peuplement dense de hêtre, nous pouvons effectuer des reboisements de sapin pectiné suivi par des travaux de dégagement pour accélérer la dynamique de la végétation vers la forêt « climacique » qui est la hêtraie sapinière.

III- les peuplements de la hêtraie sapinière à l'étage montagnard supérieur, entre 1500 et 1750 m d'altitude, sont caractérisés par des fortes pentes et des vieux peuplements. C'est une forêt semi-naturelle. Elle est riche en espèces forestières et en espèces de forêt ancienne. Nous y trouvons parfois des bois morts sur pied, ou à terre, à gros diamètre. Dans ce haut de l'ubac de la montagne de Lure, l'ONF crée une Réserve Biologique Domaniale Intégrale. Il convient donc de bien étudier cet écosystème en commençant par établir un état initial de la végétation. De plus, dans ce peuplement aucune intervention sylvicole n'est prescrite, par définition, et la gestion consiste à suivre la libre évolution des peuplements et de réaliser des études pour mieux comprendre cet écosystème forestier original. Nous notons aussi que dans cette partie, se trouvent des forêts de ravin qui sont aussi riches en espèces forestières et en espèces de forêt ancienne. Nous y recommandons de ne pas réaliser d'interventions sylvicoles pour mieux protéger l'intégrité de ces peuplements.

6- Références bibliographiques

Alabak P. & Herman F.R. 1988. Long-term response of understory vegetation to stand density in Picea-Tsuga forest. Canadian Journal of forest Research **18**:1522-1530

Arbez M. 1969. Répartition écologique et variabilité des sapins de Turquie du nord: *Abies nordmanniana* SPACH, *Abies bormulleriana* MATTFELD, *Abies equit-trojani* ASCHERSON et SINTENIS. Ann. Sci. Forest **26**:257-284

Auclair A.-N. & Goff F.-G. 1971. Diversity relation of upland forest in the western Great lakes area. American Naturalist **105**:499-528

Augusto L., Dupouey J.L., Picard J.F. & Ranger J. 2001. Potential contribution of the seed in coniferous plantations to the restoration of native deciduous forest vegetation. Acta Oecologica **22**:87-98

Aussenac G. 1975. Couverts forestières et facteurs du climat: leurs interactions , conséquences écophysiologiques chez quelques résineux, Nancy:234p

Aussenac G. 1986. La maîtrise du microclimat en plantation. Revue Forestière Française **XXXVIII**:285-292

Austin M.-P. 1999. The potential contribution of vegetation ecology to biodiversity research. Ecography **22**:465-484

Aveyron, Lozère, Héraul & Gard. 1996. Flore des Causses. Bulletin de la Société Botanique du Centre-Ouest **14**:numero spéciale

Barbero M. 1989. Structure Architectures Forestières à sclerophylles et prévention des incendies. Bull. Ecol **20**:6-14

Barbero M., Bonin G., Loisel R. & Quézel P. 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin. Vegetatio **87**:151-173

Beattie A.J. & Culver D.C. 1981. The guild of myrmecochores in the herbaceous flora of west virginia forests. Ecology **62**:107-115

Becker M. 1977. Contribution à l'étude de la transpiration et de l'adaptation à la sécheresse des jeunes plants résineux. exemple de 3 sapins du pourtour méditerranéen *(abies alba, A. nordmaniana, A. numidica)*. Annales des Sciences Forestières:2

Becker M. (1981) Condition de germination des faînes, de survie et de croissancedes semis. Concurrence de la végétation. In: *Le Hêtre* (ed. Teissier-du-Cros E), pp. 224-228. INRA, Paris

Becker M., Dubois F.X. & Tacon F.L. 1977. Type de station, fructification et installation des semis de hêtre sur les plateaux calcaires du Nrd-Est (Forêt de Haye, Meurthe et Moselle). Interraction avec le travail du sol et l'élimination de la végétation concurrente. Revue Forestière Française **29**:363-374

Bennet P. 1979. Les diverses manifestations d 'allelopathie en écologie végétale et forestière. etude experimentale d'un cas particulier: grande fétuque (*Festuca sylvatica* Vill) et sapin (*Abies alba* Mill). Université de Nancy I, Nancy:36p + annexes

Benzecri J.-p. (1973) *L'analyse des donnéesTome II, l'analyse des correspondances*. Dunod, Paris

Bergès L. (2002) Rôle des coupes, de la stratification verticale et du mode de traitement dans la conservatin de la biodiversité. In: *Boidiversité et gestion forestière*

Connaître pour préserver. Synthèses bibliographique (eds. Gosselin M & Laroussinie O). Cemagref & Ecofor, Paris
Blondan P. & Lamotte M. (1984) Ecologie des systèmes et aménagement: fondements théoriques et principes méthodologiques. In: *Fondements rationnels de l'aménagementd'un territoire* (ed. Lamotte M). Masson, Paris
Blondel J. (1995) *Biogéographie. Approche écologique et évolutive*. Masson, Paris:297
Blondel J. 1999. La dynamique de la forêt naturel. Forêt Wallonne **39**:7-16
Blutel Y. 1968. Le Sapin pectiné, essence d'ombre ou souffre-douleurs? Révus Forestière Française **9**:573-579
Boisson M., Vacherias R. & Deffaux C. 1983. Forêt domaniale R.T.M du Jabron (rapport intern). Office Natonal des Forêts (rapport interne), Sisteron.68
Bormann F.H. & Likens G.E. (1979) *Pattern process in a forested ecosystem*. Springer-Verlag, New York:253
Brakman J. 1989. A critical evaluation of minimum areas concepts. Vegetatio **85**:89 -104
Braun-Blanquet J. (1932) *Plant sociology. The study of plant communities.* McGraw-Hill Book Company, New-York, London
Braun-Blanquet J., Roussine N. & Negre R. (1952) *Les groupements végétaux de la France méditerrannéenne*. CNRS, Montpelier:297p
Brocard D., Legendre P. & Drapeau P. 1992. Partialling out the spatial component of ecological variation. Ecology **73**:1045-1055.
Brunet J., Flakengren-Grerup U. & Tyler G. 1996. Herb layer vegetation of South Swedish beech and oak forests - Effect of management and soil acidity during one decade. Forest ecology and management **88**:259-272
Buffault P. 1908. Notes sur les mélèzaies briançonnaises. Rev. Eaux. Forêts **47**:545-552
Burschel P. & Schmaltz J. 1965. Untersuchungen über die Bedeutung von Unkraut und Altholzkonkurrenz für junge Buchen. Forstwiss. Centralbl **84**:230-243
Burton P.J., Balisky A.C., Coward L.P., Cumming S.G. & Kneeshaw D.D. 1992. The value of managing for biodiversity. Forest Chronicle **68**:225-237
Cao Y., Barck A.W. & Wiliams W.P. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: A comparison of multivariate approches, biotique and diversity indices. Hydrobiologia **341**:p.1-19.
Carter R.E. & Klinka K. 1992. Variation in shade tolerence of Douglas-fir, western hemlock, and western red cedar in coastal British Colombia. For. Ecol. Manage. **55**:87-105
Cemagref. 1990. Guide technique du forestier mediterranéen français. Groupement de Grenoble division Aménagement et Protection du Milieu Naturel, Grenoble
Chessel D. (1997) Documentation de la programmathèque ADE-4 "analyses mulitvariées et expression graphique des données environnementales". URL http://pbil.univ-lyon1.fr/ADE-4/ADE-4F.html
Christensen M. & Emborg J. 1996. Biodiversity in natural versus managed forest in Denmark. Forest Ecology and Management **85**:47-51
Cody M.L. & Diamond J.M. 1975. Ecology and evolution of communites. Havard university press
Collins B.S., Dunne K.P. & Pickett S.T.A. (1985) Responses of forest herbs to canopy graps. In: *The ecology of natural disturbance and patch dynamics* (eds. Pickett STA & White PS), pp. 217-233. Acadimic Press, New York

Cregut-Bonnoure E., Argant A., Argant J., Ayache-Donat B., Billiou D., Bocherens H., Boucher C., Buisson-Catil J., Debard E., Fosse P., Hänni C., Laudet F., Mourer-Chauvire C., Mein P., Oberlin C., Orlando L., Philippe M., Quiles J. & Thinon M. 2005. Les cavités karstiques du Mont Ventoux (Vaucluse , France) : des ours brun (*Ursus arctos* L.) et des milieux d'altitude à l'Holocène. Bull. Soc. Hist. Nat., Toulouse **141**:5-18

Daget P. & Godron M. (1982) *Analyse fréquanielle de l'écologie des espèce dans les communautés*. Masson, Paris

de-Beaulieu J.L. 1977. Contribution paleoanalytique à l'histoire tardigalciaré et holocène des Alpes méridionales françaises. Thèse de l'Université d'Aix-Marseile III, Marseille:358p

De-Bolos O., Vigo j., R.Masales & Nonot J.M. (1993) *Flora manual dels països Catalans*. Editorial Portic

Deconchat M. 1999. Exploitation forestière et biodiversité: exemple dans les forêts fragmentées des couteaux de Gascogne. Thèse de doctorat. Thèse de l'Université Paul Sabatier, Toulouse:119p + annexes

Decoud J.M. 1983. Le pin noir dans le Sud-est de la france: intérêts et problèmes. Mémoire de troizième année:111p

Delong D.C. 1999. Deffining biodiversity. Wildlife Society Bulletin **24**:738-749.

DeMontgolfier J.n. 1984. Vers une gestion patrimoniale des espèces naturelles. une méthode d'analyse et d'aide à la décision. Aménagement et nature **73**:9-12

Demontzey P. (1878) *Etude sur les traveaux de reboisement et de gazonnementdes montagnes*. Imprimerie nationale, Paris:421

de-Steven D. 1991a. Experiments on mechanism of tree establishment in old-field sucession: seedling emegence. Ecologiy **70**:348-356

Douguedroit A. (1976) *Les paysages forestiers de Haute Provence et des Alpes maritimes*. EDISUD, Aix en Provence

Dubordieu J. (1997) *Manuel d'aménagement forestier*. Technique et documentation - Lavoisier, Paris

du-Bus-de-Warnaffe G. 2002. Impact des systèmes sylvicoles sur la biodiversité: une approche comparative en ardenne. Réaction de la flore vasculaire, des coléoptères carapidé et de l'avifaune chanteuses à la structure de l'habitat forestier, à plusieurs échellesspatiales. Ph D de l'Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve, Belgique:132p

Duchauchois P. 1979. Ecologie et amélioration génétique du mélèze. ENGREF, Nancy.54

Ducrey M. 1970. Conditions climatiques et et introduction du sapin pectiné (Abies pectinata DC) ans l'arrière côte bourguignone. Revue Forestière Française **9**:619-626

Dupouey J.L., Sciama D., Dambrine E. & Rameau J.C. 2002. La végétation des forêts anciennes. Revue Forestière Française

Dzwonko Z. 1993. Relations between the floristic composition of isolated youngwoods and their proximity to ancient woodland. J. Veg. Sci **4**:693-698

Ellenberg H. & Klötzli F. 1972. Waldgesellschaften und Waldstandorte der Schweiz. Mém. inst. Suisse de Reh. forest. **48**:589-930

Escarre J., Houssard C., Debussche M. & Lepart J. 1983. Evolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne : étude de succession dans les Garriques du Montpelliérais (France). Acta Oecol **4**:221-289

Facilli J.M. & Pikett S.T.A. 1991. Indirect effects of litter on woody seedlings subject to herb competition. Oikos **62**:129-138

Flahault C. (1937) *La distribution géographique des végétaux dans la région méditerranéenne française.* Lechevalier, Paris:180p

Fourchy P. 1952. Etude sur l'écologie et la sylviculture du mélèze (*Larix europer* DC.). Ecologie du mélèze particulièrement dans les Alpes françaises. Ann. Ec. Nation. Eaux Forêts **13**:1-133

Frochot H., Armand G., Gama A., nouveau M. & Wehrlen L. 2002. La gestion de la végétation accompagnatrice: état et perspective. Revue Forestière Française **6**:505-520

Frontier S. & Pichod-Viale D. (1998) *Ecosystèmes: structure, fonctionnement, évolution*. Dunod, Paris:447p.

Gabriela S., Philippe B. & felix R. 2004. Predicting solar radiation transmittance in the understiryof even-aged coniferous stands in temperate forests. Annals of forest Science**.**:sous presse

Gachet S. 2000. Organisation de la biodiversité forestière: vers une modalisation de la dynamique du sous-bois en fonction des pratiques slvicoles. Thèse de l'Université d'Aix-Marseille III, Marseille:172p

Gachet S. (2002) Un *outil pour l'elaboration de groupes fonctionnels :la base des données floristiques BASECO.* Poster. In: *Journées d'Ecologie Fonctionnelle* (ed. IMEP M, France)

Gachet S., Vela E. & Tatoni T. 2005. BASECO: a floristic and ecological database of Mediterranean French flora. Biodiversity and Conservation **14**:1023–1034

Gaston K.J. & Spicer J.I. (2004) *Biodiversity an introduction*. Blakwell Publishing:191

Gaussen H. (1954a) Téorie et classification des climats et microclimats. In: *VIIe congr. Int. Bot.* (ed. Paris), pp. 125-130. Paris

Gosselin F. 2001. Lorenz partial order : the best known logicalframework to define eveness indices. Community Ecology **2**:197-207

Gosselin M., Laroussinie O., Gosselin F. & Berger L. (2002) Biodiversité et gestion forestière : pour une interaction croissante entre gestion et recherche . In: *Biodiversité et gestion forestière connaître pour préserver : Synthèse bibliographique* (eds. Gosselin M & Laroussinie O). Cemagref & ECOFOR, Paris

Grime J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its revelance to ecologiacl and evolutionary theory. American Naturalist **111**:1169-1194

Guehl J.M. 1985. Etude comparée des pontentialités hivernalesd'assimilation carbonée de trois conifeères de la zone tempérée (*Pseudotsuga menziessii* Mirb., *Abies alba* Mill et *Picea excelsa* Link). Annales des Sciences Forestièrs **42**:23-38

Guillam F.S., Turrill N.L. & Adams M.B. 1995. Herbaceous layer and overstoryspecies in clear-cut and mature central Aplalachian hardwood forests. Ecological Application **5**:947-955

Guinochet M. (1973) *Phytosociologie*. Masson, Paris

Halpern C.B. & Spices T.A. 1995. Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific Northwest. Ecological Applications **5**:913-934

Hermi M., Honnay O., Firbanck L., Grashof-Bokdam C. & Lawesson J.E. 1999. An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. Biological conservation **91**:9-22.

Hill M.O. 1973. Diversity and evennes: a unifyng notation and its consequances. Ecology **54**:427-431.

Hill M.O. (1979) The development of a flora in even-aged plantations. In: *in The ecology of even-aged forest plantations* (ed. Ford E.D. MDCeAJE), pp. 175-192. Cambridge, Institute of Terrestrial Ecology

Hill M.O. & Gauch H.G. 1980. detrended corespondance analysis : an imporved ordination technique;. vegetatio

Huberman M.A. 1940. Normal growth and development of southern pine seedlings in the nursery. Ecology **21**

Hunter M.L. (1990) *Wildlife, forest and forestery: Principles of managing forestery for biodiversity*. Prentice Hall edn. Englewood Cliffs, N. j:370

Huntley B., Bartlien P.J. & Prentice I.C. 1989. Climatic control of the distribution and abundance of beech (*Fagus* L) in Europe and North America. Journal of Biogeography **16**:551-560

Huss J. & Burschel P. 1972. Förderung der Buchennaturverjüngung mit verschiedenartigen Bodenbearbeitungsverfhren; Ergebnisse längerfristinger Beobachtungen. Forstarchiv **43**:233-239

Huss J. & Stephani A. 1978. Lassen sich angekommene Buchennaturverjüngungen durch frühzeitige Auflichtung, durch Düngung oder Unkrautbekämpfung schneller aus der Gefahrenzone bringen? Allg. Forst Jagdztg **149**:133-145

ISCI (1996) International Governmental Seminar on Criteria and Indicators for Sustainable Forest Management - Background Paper. Ministry of Agriculture and Forest. In, p. 149, Helsinki

Jacamon M. (2001) *Guide de dendrologie*. ENGREF, Nancy

Jacquiot C. (1983) *Ecologie appliquée à la sylviculture*. Gauthiers-villars, Paris

Julve P. 1998. Carte phytogéographique de la France.

Kirby K.J. 1990. Changes in the ground flora of a broadleaved wood within a clear fell, group fells and a coppiced block. Forestry **63**:241-249

Klinka K., Qian H., Pojar J. & Meidinger D.V. 1996. Classification of natural forest communities of cocastal British Colombia. Vegetatio **125**:149-168

Kolmann J. & Pirl M. 1995. Spatial pattern of seed rain of flrshy-fruited plants in a scrubland-grassland transition. Acta Oecologica **16**:313-229

Kunstler G. 2005. Dynamique du paysage et démographie des espèces arborées dominantes. Thèse de l'Ecole Nationale Superieure Agronomique de Montpelier:108p + annexes

Ladier J. 2004. Les stations forestières des Préalpes séches : définition, répartition, dynamique, fertilité (rapport interne). ONF, Manosque.124

Lavorel S., S.Mclntyre, Landsberg J. & Forbes T. 1997. Plant functinal classifications: from general groups to specific groups based on responce to disturbance. Trends in Ecology and Evolution **12**:p. 474-478

Leak W.-B. & Filip S.-M. 1997. Thirty-eight years of group selection in New England northern hardwoods. Jornal of Forestry **75**:641-643
Lebourgeois F. 1999. Analyse du bilan hydrique et de la croissance des arbres dans le réseau RENECOFOR. Rapport scientifique final Contrat Européen DG VI, INRA.72p
Lebourgeois F. 2000a. Autécologie de quelques essences conifères. ENGREF-FIF, Nancy
Lebourgeois F. 2000b. Autécologie de quelques essences feuillues. ENGREF-FIF, Nancy
Lebourgeois F., Ulriche U. & Pons R. 1998. Réactivité d'arbres âgés à l'ouverture du peuplement. Quelques exenples livrées par l'étude des placette de réseau RENECOFOR. Révus ForestièreFrançaise **50**:139-148
Légaré S., Bergeron Y., Leduc A. & Paré D. 2001. Comparaison of understory vegetation in boreal forest types of southwest Quebec. Cananian Journal of Botany **79**:1019-1027
Legendre P. & Legendre L. (1998) *Numerical ecology*. Elisevier, Amsterdam:853p
Le-Mire-Pecheux L. 2004. LandBioDiv : un nouveau modèle de prédictionspatialisée de la diversité et de la composition spécifique au niveau du paysage Exemple d'application en région méditerranéenne (France). Thèse de l'Université Paul Cézane, Marseille:415
Lepart J. & Debussche M. (1992) *Human impact on landscape patterning: Meaditerranean examples*:76 -105
Lepart J. & Escarré J. 1993. La succession végétale, mécanismes et modèles: analyse bibliographique. Bull.Ecol. **14**:133 -178
LeTacon F. 1972. A propos des conditiones écologiques des hêtraies dans le Nord-est et le Nord-ouest de la france. Revue Forestière Française **24**:187-200
LeTacon F. (1981) Condition de germination des faînes, de survie et de croissancedes semis. Influence des conditions du sol et de sa préparation. In: *Le Hêtre* (ed. Teissier-du-Cros E). INRA, Paris
LeTacon F. & Malphettes C.B. 1974. Germination et comportement de semis de hêtre sur six stations de la forêt domaniale de Villars-Cotterêts. Revue Forestière Française **XXVI**:111-123
LeTacon F., Oswald H., Perrin R., Picard J.F. & Vincent J.P. 1976. Les causes de l'echéque de la regénération naturelle du hêtre à la suite de la fainée de 1974. Revue Forestière Française **28**:427-446
Lofting E.C. 1961. Abies nordmanniana i Kaukasus. Saertr. Dansk Scovfor **46**:426-455
Mantzavelas A. 1987. Etude phytoecologique et dynamique en vue d'une typologie de stationes dans la montagne de Lure (Alpes du Sud). DEA de l'E.N.G.R.E.F, Nancy:136
Mathon C.C. 1952. Déscription écologique et dynamique de quelque phytocénoses en Haute Provence occidentale:montagne de Lure. Thèse de l'Université de Toulouse, Toulouse
Mitchell P.L. & Kriby K.J. (1989) *Ecological effects of forestry practices in long-established woodland and their implications for nature conservation*. Oxford Forestry Institute, Oxford UK
Mitin V.V. (1971) The water soluble inhibitors of seed germanation from beech (Fagus sylvatica L) autumn leaves. In: *Physiological-biochimical basis of plant*

interactions in phytocenoses (ed. Grodzinsky AM), pp. 22-25. Naukowa Dumka, Kiev
Mittin V.V. (1970) On study of chimical nature of growth inhibitors in the dead leaves of hornbeam and beech. In: *Physiological-Biochimical basis of plant interactions in phytocenoses* (ed. Grodzinsky AM), pp. 22-25. Naukowa Dumca, Kiev
Molinier R. & Muller P. 1938. La dessimination des espèces végétales. Revue Générale de Botanique **50**:p. 1-178
Muller S., Davide F. & Wicha S. 2000. Impact de l'exploitation des versants et de l'anthropisation sur la dynamique forestière dans les Alpes du sud (France). Géographie physique et Quaternaire **54**:221-243
Nakawaga T. 1998. Etudes palynologiques dans les alpes françaises centrales et méridionales: histoire de la végétation tardiglaciaire et holocène. Thèse de doctorat de l'Université d'Aix-Marseille III, Marseille:206
Nicod J. (2003) *Géomorphologie, hydrologie in La montagne de Lure :encyclopédie d'une montagne en Haute-Provence (Ed) Les Alpes de lumière*
Okland R.H. 1990. A phytosociological study of the mire Northern Kisselbergmosen, SE Norway. II. Identificaton of gradient by detrended (canonical) correspondance analysis. Nordic Journal of Botany **10**:79-108
ONF. 1993. Prise en compte de la biodivesité biologique dans l'aménagementet de la gestion forestière. Paris.18
Oswald H. (1981) Conditions de germination des fraînes, de survie et de croissance des semis. Influence des facteurs climatiques et de la lumière (Sylviculture, regénération naturelle.). In: *Le Hêtre* (ed. E.Teissier-du-Cros), pp. 221-224. INRA, Paris
Ozenda P. (1981) *Végétation des Alpes Sud-Occidentales*. CNRS, Paris
Padré J. 1962. Le régénération de pin noir d'Autriche en Lozère. Revue Forestière Française **11**:931-938
Palik B. & Engstrom R.T. (2000) Species composition. In: *Maintining biodiversity in forest ecosystème* (ed. Huntler JR), pp. 65-90. Cambridge
Patil G.P. & Taillie C. 1982. Diversity as a consept and its measurement. Jornal of the American Statistical Association **77**:548-561
Peet R.k. 1974. The measurment of species diversity. Annual review of Ecology and systematics:285-307
Peroni P.A. 1994. Seed size and dispersal potential of Acer rubrum (Aceraceae) samaras produces by populations in early and late successional environment. Am.J.Bot **81**:1428-1434
Peterson C.J. & Pickett S.T.A. 1995. Forest organisation: a cases study in an old-growth forest catastrophic blowdown. Ecology **76**:763-774
Petit R.J., Aguinaglande I., deBaulieu J.-L., Bittkau C., Brewer S., Cheddadi R., Ennos R., Finneschi S., Grivet D., Lascoux M., Mohanty A., Müller-Starck G., Demesure-Musch B., Plamé A., Pedro-Martin J., Rendell S. & Vendramin G.G. 2003. Glacial Refugia: Hotspots But Not Melting Pots of Genetic Diversity. Science **300**:1563-1565
Pignatti S. (1982) Flora d'Italia. In, p. P.2302. Edagricol, Bologne
Pigott C.D. 1990. The influence of evergreen coniferous nurse-corps on tne feild layer in toww woodland communities. Jornal of Applied Ecology **27**:448-459

Quézel P. & Médail F. (2003) *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. ELSEVIER, Paris:571
R2.2.1 (2005) A language and envirenement. URL www.pallier.org/ressources/
Rameau J., Mansion D. & Dumé G. (1989) Flore Forestière Française. In. institu du développement Forestier, Dijon
Rameau J.C. 1987. Contribution phytoecologique et dynamique à l'étude des écosystèmes forestières. application aux forêts du Nord-Est de la France. Thèse d'état de l'Univ de Franche-Comté:342p
Rameau J.C. 1993. Dynamique de la végétation: au niveau de paysage, au niveau des milieux forestières.
Rameau J.C. 2001. Place du sapin (*Abies alba*) dans les forêts françaises. Evaluation patrimoniale de ses habitats. *in Le sapin enjeux anciens, enjeux actuels*. A. Corvol éds. L'Harmattan., Paris:31-55
Rameau J.-C. 1992. Dynamique de la végétation à l'étage montagnard des Alpes du Sud. Première approche d'une typologie des hêtraies et hêtraies - sapinières. Les applicationes possibles au niveau de la gestion. Revue Forestière Française **44**:393-412
Rameau J.C., Gauberville C. & Drapier N. 2000. Gestion foretière et diversité biologique. Identification et gestion intégré des habitals et espèces d'intérêt communautaire. Institu pour le développement Forestière, Paris.119p
Raunikaer C. (1934) *the life-froms of plants and statistical plant geography.* Oxford University Press, Oxford:p. 632
Rice E.L. (1974) *Allelopathy*. Academic Press, New-York:353
Roland C., Desplanque C., Michalet R. & Schweingruber F.H. 2000. Extreme tree-rings in fi (abies alba) Mill) and spruce (Picea abies Karst.) stands in relation to climate, site and space. Arct. Antarct. Alp. Res **32**:1-13
Ronnie-Drever C. & Lertzman K.P. 2001. Light-growth responses of coastal Doglas-fir and western redcedar saplings under different regimes of soil moisture and nutrients. Can. J. For. Res **31**:2124-2133
Rousseau R. & Van-Hecke P. 1999. Measuring biodiversity. Acta Biotheoretica **47**:1-5.
Rousseau R., Van-Hecke P., Nijsenn D. & Bogaret J. 1999. The relationship between diversity profiles, evenness and species richess based on partial ordering. Environmental and Ecological Statistics **6**:211-223
Roussel L. (1970) *Photologie forestière*. Masson, Paris
Rousset O. & Lepart J. 1999. Shrub facilitation of Quercus humilis regeneration in succession on calcareous grasslands. Journal of vegetation science **10**:493-502
Rübner K. 1934. Die pflanzengeographischen Grundlagen des Waldbaues. Verlage j. Neu11 in "*Sylviculture I : Bases scientifiques de la sylviculture*". Henri Perrin. Eds),E.N.E.F.
Sagnard F. 2001. Dynamique de recolonisation de pinèdes pionnières par la hêtraie-sapinière: Etude de la structure des peuplements forestiers et de l'évolution génétique des populations de sapin pectiné (*Abies alba Mill.*) sur le mont Ventoux. Thèse de l'Université d'Aix-Marseille III, Avignon:213
Sala G. (1937) *Il Larice sulle Alpi. tipogr. Morcelliana*, Berscia:253
Sandoz H. 1987. Recherches historiques, taxonomiques, phytosociologiques et ecologiques sur les principales essences de l'étage subalpin des Alpes: Mélèze

(*Larix europea* DC.=*decidua* Mill.), Pin cembro (*Pinus cembra* L.), Pin à crochets (*Pinus unicinata* Ramond) et pin mugho (*Pinus mughus* Scopoli). Thèse de l'Université d'Aix-Marseille III, Marseille:650

Schütz J.P. (1990) *Silviculture1. Principes d'éducation des forêts, collection gérer l'environnement5*. Presse Polytechniques et Universitaires Romandes, Lausanne

Sciama D. 1999. Dynamique de la biodiversité dans les terrains en déprise agricole en petite montagne jurassienne, thèse présentée pour obtenir le diplôme de doctorat de l'ENGREF, spécialité Sciences forestières,. Thèse de l'ENGREF, Nancy:269p + Annexes

Shirley H.L. 1945. Light as an ecological factor and its measurement. Botanical Review **1**:497-532

Sindou C. 1984. Etude la la croissance en hauteur et de la productivité du mélèzed'Europe sur les plateaux calcaires de l'orraine, Nancy:100 + annexes

Soo R. 1932. Forme, distribution et genèse du Mélèze européen. Bull. Sco. Bot. France **79**:651-667

Spies T. (1997) Forest and structure, composition, and function. In: *Creating a forestry for the 21 st century management* (eds. Hohen KA & Franklin JF), pp. 11-30. The science of ecosystem, sland Press

Spies T.A. & Franklin J.F. 1989. Gap characterictis and vegetation rsponse in coniferous forests of the Pacific Northwest. Ecology **70**:543-545

StatSoft-Inc (2004) Statistica (data analysis software system), version 6. URL www.statistica.com.

Suner A. & Röhrig E. 1980. Die entwicklung der Buchennaturverjüngun in Abhängigkeit von der Auflichtung des Altbestandes. Forstarchiv **51**:145-149

Svenning J.-C. & Skov F. 2004. Limited filling of the potential range in European tree species. Ecology Letters **7**:565-573

Sydes C. & Grime J.P. 1981a. Effect of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland I : Field investigations. Jornal of Ecology **69**:237-248

Sydes C. & Grime J.P. 1981b. Effect of tree leaf litter on herbaceous vegetation in deciduous woodland II : An experimental investigations. Jornal of Ecology **69**:237-248

Tan B.S. & Bruckert S. 1992. Effet des facteurs physiques de l'environnement sur les premiers stades de la régénération naturelle du sapin pectiné (*Abies alba* Mill) dans certaines stations du Jura. Annale des Sciences Forestières **49**:337-350

Tatoni T. 1992. Evolution post-culturale des agrosystèmes de terrasses en Provence calcaire: phytoécologie et impact humain. Thèse de l'Université de Provence - Aix-Marseille I:67p + Annexes

Tatoni T., Barbero M. & S.Guachet. 1999. Dynamique de boisements naturelsc en Provence. Ingénerie-EAT (Cemagref):49-57

Teissier-du-Cros E., LeTacon F., Nepveu G., Pardé J., Perrin R. & Timbal J. (1981) *Le Hêtre*. INRA:p, 613

Tenenhaus M. (1988) *La regression PLS. Théorie et pratique*. Techip:251p

ter-Braak C.J.F. 1986. Canonical correspondance analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology **67**:1167-1179

ter-Braak C.J.F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. Vegetatio **69**:69-77.

ter-Braak C.J.F. (1990) Update notes/ CANOCO version 3.10. In: *Agricultural Mathematics Group*, Wageningen.
Ter-braak C.J.F. & looman C.W.N. 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. Vegetatio **65**:3-11
ter-Braak C.J.F. & Prentice I.C. 1998. A teory of gradient analysis. Advances in Ecological Research **18**:271-317.
ter-Braak C.J.F. & Smilauer P. (1997) Canoco for Windows Version 4.5
ter-Braak C.J.F. & Smilauer P. 1998. CONOCO Reference manual and user's guide to CANOCO for Windows: software for canonical community ordination (version 4). Microcomputer power, Ithaca.
Toth J. & Turrel M. 1983. La productivité du pin noir d'Autriche dans le Sud-Est de la France. Revue Forestière Française **35**:11-121
Tothmérész B. 1995. Comparaison of different methods for diversity ordering. Journal of vegetation Science **6**:283-290
Tschermak L. 1935. Die natürlichevebreiting der Lärche in den Ostalpe. Mit. Forstl. versuchswes. Österr **43**:361
Usher M.B., Brown A.C. & Bedford S.E. 1992. Plant species richness in fram woodlands. Forestery **65**:1-13
Vallauri D. 1997. Dynamique de la restauration forestière des substrats marneux avec *Pinus nigra* J.F.Arnold *ssp. nigra* dans le secteur Haut-Provençal. Thèse de l'université d' Aix-Marseille III, Marseille:292
Van-Andel J. & Grootjans A.P. 1993. Mechanisms of vegetation succession : a review of concepts and perspectives. Acta Bot. Neerl **42**:413-433
Van-der-Pijl L. (1982) *Principles of Dispersal in Higher Plants*. Third edn. Springer-Verlag, Berlin Heidelberg New York:187
Van-Steenis C.G.J. 1954. Basic principles of rain forest sociology. in study of tropical vegetation, actes du colloque de Kandy. UNESCO.159-165
Vedrenne G. 1981. L'analyse multivariable et la mise en évidence d'indicateurs biologiques. application à l'étage méditerranéen de Provence calcaire. Thèse doct. Ecologie. Thèse del'Université d'Aix-Marseille III, Marseille:110p + annexes
Washington H.G. 1984. diversity, biotic and similarity indices. A review with special relevance to aquatic ecosystems, WaterResearch:18p. 653-694;
Whitney G.G. & Foster R.D. 1988. Overstiry composition and age as determinations of the understory flora of woods of central New Englande. Jornal of Ecology
Whittaker R.H. 1960. Vegetation of the Siskyou Mountains, Oregon and Washington. Ecological monographs **30**:279-338
Wilson E.O. 2000. Biodiversity at the Crossroads. Environnemental science and Technology **34**:123-128

Annexexes

Annexe (I) : Les différentes phases d'un cycle sylvigénétique

Annexe (II) : Répartition annuelle des températures dans quelques postes météorologiques (Mantzavelas 1987)

Annexe (III) : Régime de précipitation dans plusieurs station météorologiques dans les Alpes du sud

Annexe (IV) : la carte climatique de la montagne de Lure

Annexe (V) : Codes et liste des espèces

Annexe (VI) : Variables mésologiques

Annexe (VII) : modes de gestion sylvicole

Annexe (VIII) : Types de peuplement selon la méthode de gestion adaptée par l'Office Nationale des Forêts.

Annexes (IX) : Sylviculture appliquée à chaque classe de fertilité de pin noir dans les Alpes du sud

Annexe (I) : Les différentes phases d'un cycle sylvigénétique

De nombreux auteurs ont modélisé le développement d'un écosystème forestier naturel après une forte perturbation (coupe rase, incendie) en distinguant quatre phases de développement (Bormann et Likens, 1979 ; Peet, 1981 ; Spies et Franklin, 1996 ; Spies, 1997). À ce modèle peut être superposé un modèle d'accumulation de biomasse (cf. Figure 7.1) (Bormann et Likens, 1979) lui aussi composé de 4 phases

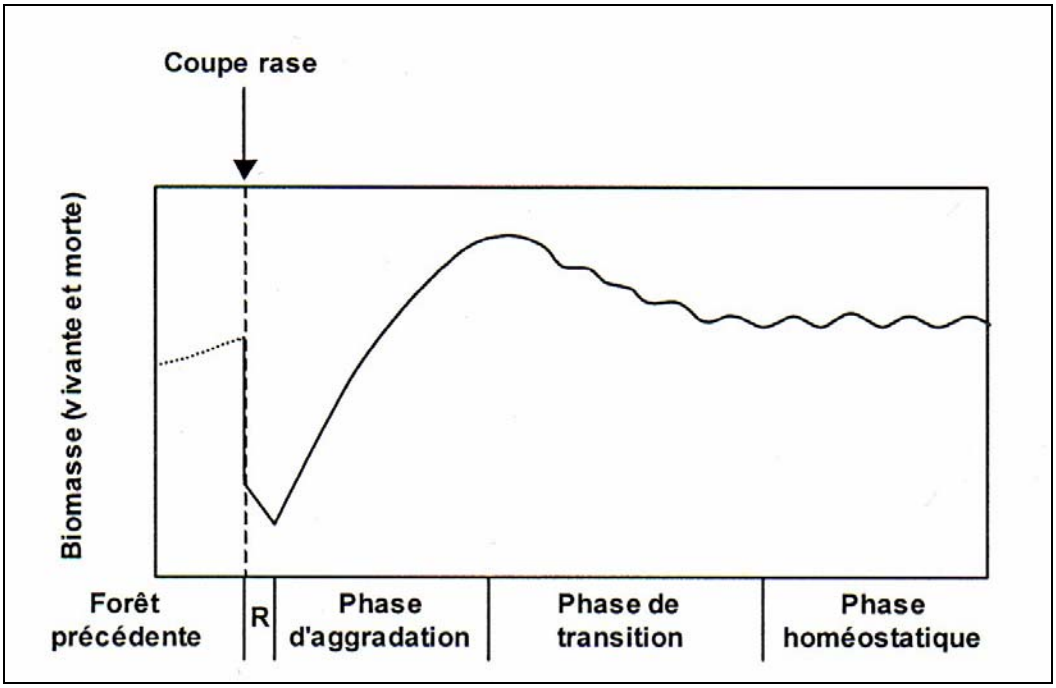


Figure 7.1 - Évolution au cours du temps de la biomasse totale d'une forêt après une coupe rase et identification des quatre phases du cycle sylvigénétique : R= phase d'installation et de réorganisation du peuplement (tiré de Bormann et Likens, 1979).

- **l'installation et la réorganisation** du peuplement, caractérisées par l'apparition de nouveaux semis et la reproduction végétative des individus blessés, à partir des organes souterrains ; cela peut être très rapide ou prendre plusieurs années selon la disponibilité en graines et le degré de compétition des herbacées et arbustes (Spies, 1997) ; pendant cette phase, l'écosystème perd de la biomasse totale malgré une accumulation de biomasse vivante (Bormann et Likens, 1979) ;

- **l'auto-éclaircie** ou **phase d'aggradation** qui dure plus longtemps et se caractérise par une canopée fermée et une forte compétition pour l'eau et la lumière dans l'étage dominant (Spies, 1997) ; la biomasse totale de l'écosystème continue d'augmenter pour atteindre un maximum à la fin de

cette phase (Bormann et Likens, 1979) ; le nombre d'arbres diminue en raison de la mortalité naturelle liée à la compétition, aux maladies et à d'autres perturbations (Spies, 1997) ;

- la phase de transition, de durée variable, moins bien connue (Oliver et Larson, 1996), marquée par des changements graduels dans la structure et la composition du peuplement, qui peut durer de 100 à 1000 ans selon le type de forêt et l'histoire des perturbations (Spies, 1997) ; la population d'arbres dominants commence à décliner, remplacée par des arbres en attente dans le sous-étage, et une nouvelle génération d'individus qui s'installe dans les trouées de ta canopée (Oliver et Larson, 1996 ; Spies, 1997) ; la hauteur des arbres, leur biomasse mais aussi la diversité de taille et le nombre de strates atteignent leur maximum ; au cours de cette phase, la biomasse totale diminue (Bormann et Likens, 1979) ;

- la phase biostatique ou **homéostatique**, ou encore méta-climax à base de trouées (old-growth forests) (Bormann et Likens, 1979 ; Peterken, 1996 ; Oliver et Larson, 1996 ; Spies, 1997) qui est la phase finale du cycle et se caractérise par la création continue de petites trouées dans la canopée, suite à la mort d'un ou de quelques arbres. Ces trouées permettent la croissance de nouveaux arbres dans les strates inférieures (Bormann et Likens, 1979). Comme la proportion de trouées augmente par rapport à la phase de transition puis varie au cours du temps, la biomasse totale diminue puis fluctue autour de la moyenne (Peet, 1992). La structure spatio-temporelle des petites perturbations crée à l'échelle du peuplement une mosaïque spatiale fine de différents stades qui peut persister très Longtemps en l'absence de grosses perturbations (Bormann et Likens, 1979). Les différences de structure et de composition du peuplement par rapport à la phase de transition sont réduites (Soies et Franklin, 1991), mais la composition évolue vers une plus forte proportion d'essences d'ombre qui se régénèrent dans les trouées. Seules des perturbations majeures, qui créent de plus grandes ouvertures, entraînent un retour au début du cycle.

En l'absence de perturbations majeures, le développement de l'écosystème forestier s'accompagne d'une évolution de la composition en essences en fonction de leur tolérance à l'ombrage et de leur stratégie adaptative (Bormann et Likens, 1979 ; Bazzaz, 1979 ; Otto, 1998) : les espèces pionnières et nomades dominent en début de cycle car elles possèdent une vitesse de croissance élevée et sont capables d'exploiter rapidement les ressources disponibles (eau, lumière, nutriments). En revanche, leurs points faibles résident dans leur faible longévité et leur incapacité à exploiter les ressources en cas de stress ou de forte compétition. Les espèces dryades ont une stratégie opposée qui les rend compétitives lorsque les conditions sont

constantes et peu variables (faible vitesse de croissance, grande longévité, bonne capacité à exploiter les ressources en situation de compétition) : par conséquent, elles sont favorisées pendant la phase d'aggradation (Bormann et Likens, 1979) et atteignent l'étage dominant pendant la phase de transition (Spies, 1997). Les espèces post-pionnières, à stratégie intermédiaire, dominent le milieu après les pionnières et avant les dryades avec lesquelles elles cohabitent pendant la phase de transition et la phase biostatique

Le modèle de succession ligneuse en forêt à la suite d'une coupe rase est donc proche d'une succession emboîtée car une très large proportion d'espèces est présente en début de succession sous forme végétative ou séminale. Le processus de colonisation d'une terre abandonnée par l'agriculture est très différent parce que l'agriculture a fortement réduit le stock d'espèces présentes dans le milieu, avec notamment une absence de graines d'essences forestières (Bormann et Likens, 1979) : on peut dans ce cas observer une succession décalée caractérisée par une séquence de stades de compositions bien différenciées' (Bormann et Likens, 1979 ; Tilman, 1987 ; Tilman, 1988).

Annexe (II) : Répartition annuelle des températures dans quelques postes météorologiques (Mantzavelas 1987)

Station météo		Jan	Fev	Mar	Avr	Mai	Juin	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec	A
Forcalquier 1961 – 1980	m	-0,6	0,4	1,9	4,6	8,0	11,3	31,8	13,5	10,9	7,2	2,3	-0,5	6,1
	M	8,4	10,2	13,5	16,3	20,8	24,1	28,2	27,6	23,6	18,4	12,5	9,0	17,7
	moy	3,9	5,3	7,4	10,4	14,4	17,7	21,0	20,5	17,2	12,8	7,4	4,2	11,9
Sisteron 1954 -1997	m	-3,1	-0,7	1,6	4,6	7.7	11.1	12.7	13.2	10.8	6.2	2.6	-1.3	5.4
	M	6,0	9,0	12,9	16,3	21.1	24.6	28.0	27.9	23.3	18.2	11.5	7.3	17.2
	moy	1,4	4,1	7,2	10,4	14.4	17.8	20.3	20.5	17.0	12.2	7.0	3.0	11.3
St – Auban 1954 – 1983	m	-0.2	0.3	2.4	5.2	8.5	12.2	14.7	14.2	11.6	7.5	3.3	0.5	6.7
	M	8.4	10.3	13.7	16.9	21.2	24.9	28.9	28.1	24.5	18.9	12.8	9.1	18.1
	moy	4.1	5.3	8.0	11.0	14.8	18.5	21.7	21.1	18.0	13.2	8.0	4.8	12.4
Digne 1961 – 1966	m	-2.2	-1.3	0.9	4.8	7.5	11.4	13.1	12.5	10.9	7.2	1.9	-1.5	5.4
	M	10.0	12.4	15.9	20.0	24.3	27.5	30.3	29.5	25.9	20.3	13.9	10.2	20.0
	moy	3.8	5.5	8.4	12.4	15.9	19.4	21.7	21.0	21.0	13.7	7.9	4.3	12.7
Forcalquier 1961 – 1966	m	-0.7	0.3	2.0	5.5	8.2	11.8	13.8	13.2	11.6	7.9	3.0	-0.0	6.4
	M	7.9	10.2	13.1	17.1	21.7	25.0	28.2	27.9	24.1	18.3	12.1	8.7	17.9
	moy	3.6	5.2	7.5	11.3	14.9	18.4	21.0	20.5	17.8	13.1	7.5	4.3	12.1
St – Auban 1961 – 1966	m	-0.8	0.4	2.3	6.3	9.2	12.9	14.7	14.1	12.1	8.4	2.6	0.3	6.9
	M	7.7	10.4	13.6	17.9	22.0	25.6	28.7	28.2	24.5	19.0	12.3	8.6	18.2
	moy	3.4	5.4	7.9	12.1	15.6	19.2	21.7	21.1	18.3	13.7	7.4	4.4	12.5

Annexe (III) : Régime de précipitation dans plusieurs station météorologiques dans les Alpes du sud

D'après le graphique construits à partir des hauteurs de moyennes mensuelles des précipitations (cf tableau 7.1. ; Fig 7.2) on montre que les précipitations :

- Augmentent au mois d'Aoûte jusqu'à la mi-automne. Cette dernière saison offre les pluies les plus importantes avec octobre le mois le plus arrosé ;
- Décroissent en suite, montrant un minimum relatif vers Janvier ;
- Restent généralement en même ordre jusqu'en Mais pour des stations plus sèches ou diminuent progressivement pour les stations montagnardes présentant ce mois un pic d'autant plus marqué que l'on montre en altitude ;
- Diminuent sensiblement pendant l'été : Juillet et partout le mois le plus sec.

Postes météorologique	Jan	Vef	Mar	Avr	Mai	Jui	Juil	Aou	Sep	Oct	Nov	Dec	A
Banon: 1951-1980	85	94	91	76	76	73	41	55	86	104	107	86	947
Bevons: 1964-1980	96	113	103	71	93	81	50	53	74	121	110	108	1073
Digne: 1951-1980	63	58	62	68	71	72	38	61	71	84	83	61	729
Forcalquier: 1951-1980	68	74	73	65	68	61	35	57	73	102	103	73	852
Mison: 1961-1980	70	76	69	54	71	62	40	46	62	87	80	60	777
St-Etienne-les-orgues: 1959-1980	88	95	88	73	81	69	46	60	87	114	106	88	995
St-Auban:1954-1983	57	61	63	62	69	65	39	64	72	86	79	58	775
Ch. Miravail: 1964-1980	96	113	103	71	93	81	50	53	74	120	110	18	1072

-

Tableau : 7.1: régime de précipitations pour plusieurs secteurs

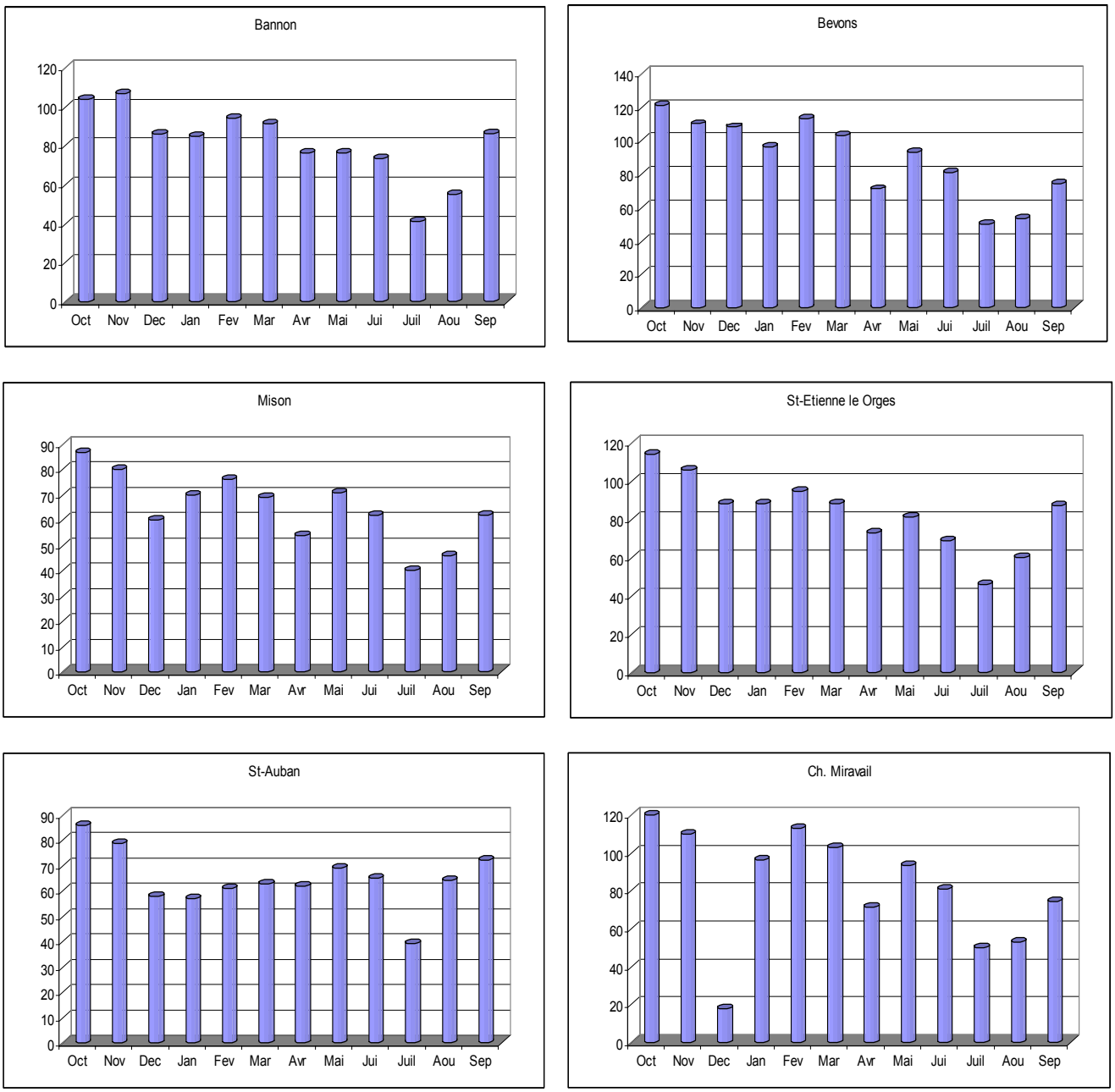


Figure : 7.2 : graphes de régime de précipitations pour plusieurs secteurs

Annexe (IV) : la carte climatique de la montagne de Lure

Pour le découpage de la région étudiée en zones climatiques, on s'est basé sur la carte climatique détaillée, coupure VALANCE publié par le CNRS (cf figure1).

La définition des zones climatiques réponse principalement sur la synergie de trois paramètres climatiques.

1- **La sécheresse estivale :** exprimée par l'indice xérothermique $P \leq 2T$. D'après la définition de Gaussen (1954a) un mois sec se caractérise par des précipitations exprimées en mm demeurant inférieures au double de la température exprimée en °C.

   Cet indice est représenté sur la carte 4 par le deuxième chiffre : (0) pour zéro mois secs et (1) pour un mois sec.

2- **Les mois froids :** établis lorsque la température moyenne mensuelle pour deux mois d'hiver, au minimum tombe au dessous de +7 °C. Sur la carte 4 ce paramètre est indiqué par le troisième chiffre comme suit :

   (1) lorsque le nombre total des mois froids au seuil de +7 °C'est de 4 à 5

   (2) lorsque ce nombre passe à 6 - 7 mois

   La sécheresse estival et les mois froids sont des paramètres du climat qui, par leurs valeurs excessives, déterminent des facteurs limitant pour la végétation et jouent ainsi un rôle primordial sur la répartition des groupements végétaux.

3- **Température moyenne annuelle :** répartie pour notre région en 4 classes de température, numérotée de 2 à 5 par le premier chiffre de la carte (Figure 7.3)

(2) pour les moyennes annuelles de 4°C à 7°C

(3) pour les moyennes annuelles de 7°C à 9°C

(4) pour les moyennes annuelles de 9°C à 11°C

(5) pour les moyennes annuelles de 11°C à 12,5°C

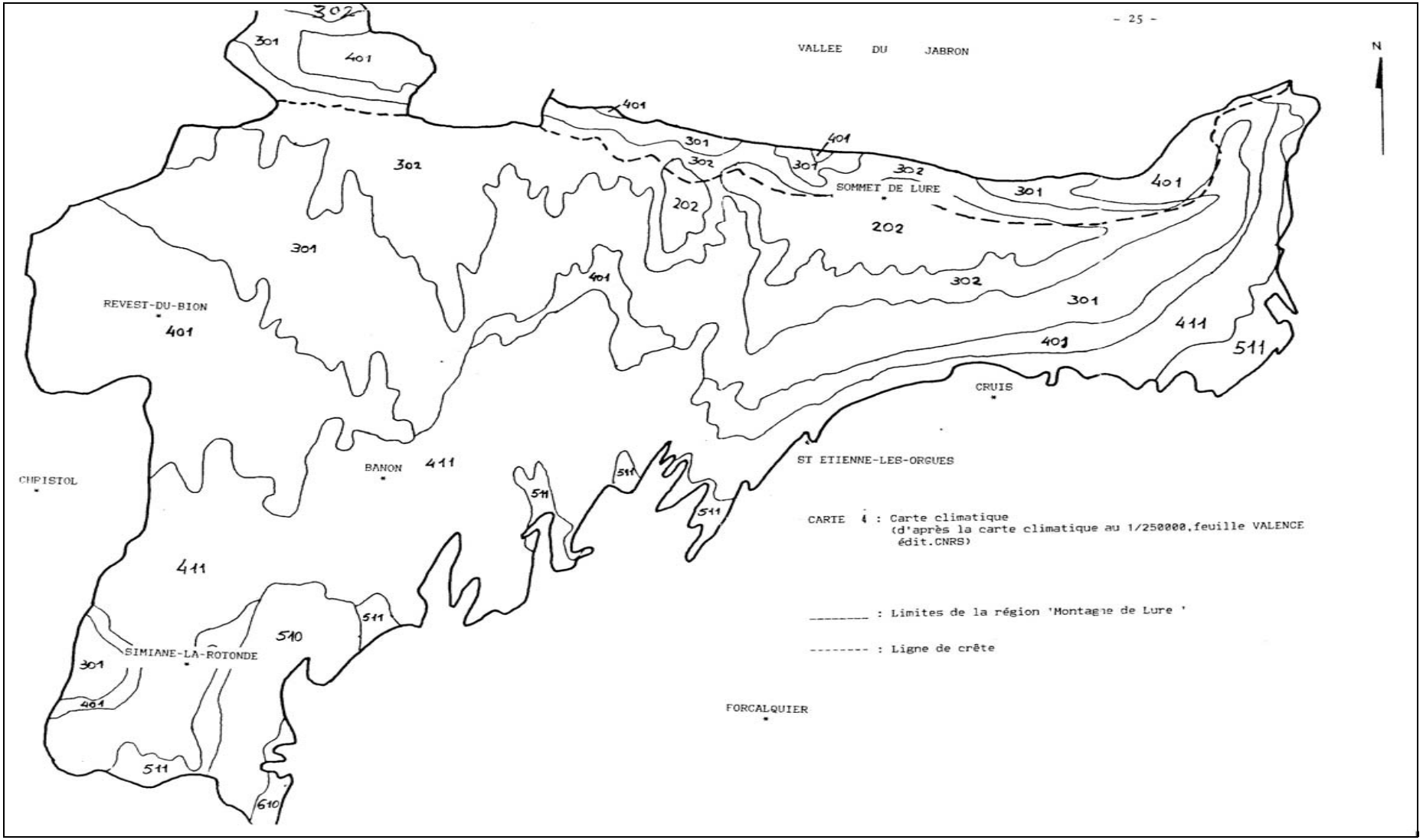


Figure 7.3 : la carte climatique de la montagne de Lure d'après CNRS.

Annexe (V) : Codes et liste des espèces

IDE	GENRE	ESPECE	SOUS-ESPECE
ABIALB	Abies	alba	
ABINOR	Abies	nordmanniana	
ACECAM	Acer	campestre	
ACEMO0	Acer	monspessulanum	monspessulanum
ACEMO9	Acer	monspessulanum	martinii
ACEOPA	Acer	opalus	
ACEPLA	Acer	platanoides	
ACEPSE	Acer	pseudoplatanus	
ACHMIL	Achillea	millefolium	
ACOLYC	Aconitum	lycoctonum	vulparia
ACTSPI	Actaea	spicata	
ADEALP	Adenostyles	alpina	
AEGPOD	Aegopodium	podagraria	
ALCPLI	Alchemilla	plicatula	
AMEOVA	Amelanchier	ovalis	
ANTVUL	Anthyllis	vulneraria	
APHMON	Aphyllanthes	monspeliensis	
AQUVUL	Aquilegia	vulgaris	
ARATUR	Arabis	turrita	
ARRELA	Arrhenatherum	elatius	
ARTABS	Artemisia	absinthium	
ARUDIO	Aruncus	dioicus	
ASPALB	Asphodelus	albus	
ASTMON	Astragalus	monspessulanus	
ATRBEL	Atropa	belladona	
BRAPIN	Brachypodium	pinnatum	
BRASY0	Brachypodium	sylvaticum	sylvaticum
BUXSEM	Buxus	sempervirens	
CALGRA	Calamintha	grandiflora	
CAMGLO	Campanula	glomerata	
CAMPER	Campanula	persicifolia	
CAMROT	Campanula	rotundifolia	
CAMTRA	Campanula	trachelium	
CARACA	Carlina	acanthifolia	
CARACI	Carlina	acaulis	
CARFR1	Carex	ferruginea	austroalpina
CARHUM	Carex	humilis	
CARSP.	Carex	sp.	
CATCAE	Catananche	caerulea	
CENSCA	Centaurea	scabiosa	
CEPDAM	Cephalanthera	damasonium	
CEPRUB	Cephalanthera	rubra	
CHAHR0	Chaerophyllum	hirsutum	
CIRACA	Cirsium	acaule	
CIRARV	Cirsium	arvense	
CIRTUB	Cirsium	tuberosum	
CLEVIT	Clematis	vitalba	
CLIVU0	Clinopodium	vulgare	vulgare
CORAVE	Corylus	avellana	
CORMIN	Coronilla	minima	
CORSAN	Cornus	sanguinea	
CORVAR	Coronilla	varia	

COTCOG	Cotinus	coggygria	
COTINT	Cotoneaster	integerrimus	
COTNEB	Cotoneaster	nebrodensis	
CRAMON	Crataegus	monogyna	
CRDHEP	Cardamine	heptaphylla	
CRDPEN	Cardamine	pentaphyllos	
CVARI	Calamagrostis	varia	
CYSFRA	Cystopteris	fragilis	
CYTSES	Cytisophyllum	sessilifolium	
DACFUC	Dactylorhisa	fuchsii	Gr maculata
DAPMEZ	Daphne	mezereum	
DAUCA0	Daucus	carota	carota
DIGLUT	Digitalis	lutea	
DRYFEL	Dryopteris	felix-mas	
DSCFX0	Descampsia	flexuosa	
ECHITA	Echium	italicum	
ECHRIT	Echinops	ritro	
EPIANG	Epilobium	angustifolium	
EPIHE0	Epipactis	helleborine	helleborine
EPIMON	Epilobium	montanum	
ERYCAM	Eryngium	campestre	
EUPCYP	Euphorbia	cyparissias	
EUPDUL	Euphorbia	dulcis	
EVOLAT	Evonymus	latifolius	
FAGSYL	Fagus	sylvatica	
FESHET	Festuca	heterophylla	
FESOVI	Festuca	ovina	
FILVUS	Filipendula	vulgaris	
FRAEXC	Fraxinus	excelsior	
FRAVES	Fragaria	vesca	
GALARI	Galium	aristatum	
GALMO0	Galium	mollugo	mollugo
GALMOL	Galium	mollugo	
GALODO	Galium	odoratum	
GALSP.	Galium	sp.	
GALVE0	Galium	verum	verum
GENCIN	Genista	cinerea	
GENHI0	Genista	hispanica	hispanica
GENLUT	Gentiana	lutea	
GENPIL	Genista	pilosa	
GERRO0	Geranium	robertianum	robertianum
GYMCON	Gymnadenia	conopsea	
HEDHE0	Hedera	helix	helix
HELFOE	Helleborus	foetidus	
HEPNOB	Hepatica	nobilis	
HIEMUR	Hieracium	murorum	gr.
HIEPRE	Hieracium	prenanthoides	
HIPEME	Hippocrepis	emerus	
HIRBIF	Hieracium	bifidum	
HOREUR	Hordelymus	europaeus	
HRSP1	Heracleum	sphondilium	elegans
HYPMON	Hypericum	montanum	
ILEAQU	Ilex	aquifolium	
INUMON	Inula	montana	
JUNCO0	Juniperus	communis	communis
KNAARV	Knautia	arvensis	
LABALP	Laburnum	alpinum	
LABANA	Laburnum	anagyroides	
LARDEC	Larix	decidua	

LASGAL	Laserpitium	gallicum	
LASLAT	Laserpitium	latifolium	
LASSIL	Laserpitium	siler	
LATPRA	Lathyrus	pratensis	
LATSIL	Lathyrus	silvestris	
LATSP.	Lathyrus	sp.	
LATVER	Lathyrus	vernus	
LAVANG	Lavandula	angustifolia	
LEOHIS	Leontodon	hispidus	
LEUPAL	Leucanthemum	pallens	
LIGVUL	Ligustrum	vulgare	
LILMAR	Lilium	martagon	
LINREP	Linaria	repens	
LINSUF	Linum	suffruticosum	
LONALP	Lonicera	alpigena	
LONIMP	Lonicera	implexa	
LONXYL	Lonicera	xylosteum	
LOTDEL	Lotus	delortii	
LUZNIV	Luzula	nivea	
LUZSYL	Luzula	sylvtica	
MELOFF	Melilotus	officinalis	
MELUNI	Melica	uniflora	
MERPER	Mercurialis	perennis	
MLSSLV	Malus	sylvestris	
MYCMUR	Mycelis	muralis	
ONOFRU	Ononis	fruticosa	
ONOMIN	Ononis	minutissima	
ONOSP9	Ononis	spinosa	maritima
ONOVIS	Ononis	viscosa	
ORTSEC	Orthilia	secunda	
OXAACE	Oxalis	acetosella	
PARQUA	Paris	quadrifolia	
PHYNIG	Phyteuma	nigrum	
PHYORB	Phyteuma	orbiculare	
PHYSPI	Phyteuma	spicatum	
PICABI	Picea	abies	
PICHI0	Picris	hieracioides	hieracioides
PIMSAX	Pimpinella	saxifraga	
PINNIG	Pinus	nigra	
PINSYL	Pinus	sylvestris	
PLALAN	Plantago	lanceolata	
PLAMED	Plantago	media	
PLSLON	Polystichum	lonchitis	
POANEM	Poa	nemoralis	
POLCAL	Polygala	calcarea	
POLODO	Polygonatum	odoratum	
POLVER	Polygonatum	verticillatum	
POPNIG	Populus	nigra	
POPTRE	Populus	tremula	
PREPUR	Prenanthes	purpurea	
PRIVUL	Primula	vulgaris	
PRUAVI	Prunus	avium	
PRUMAH	Prunus	mahaleb	
PRUSPI	Prunus	spinosa	
QUEPU0	Quercus	pubescens	pubescens
RANACO	Ranunculus	aconitifolius	
RANADU	Ranunculus	aduncus	
RANBUL	Ranunculus	bulbosus	
RANMTN	Ranunculus	montanus	

RHAALP	Rhamnus	alpina	
RHASAX	Rhamnus	saxatilis	
ROSCAN	Rosa	canina	gr
ROSPEN	Rosa	pendulina	
ROSSP.	Rosa	sp.	
RUBIDA	Rubus	idaeus	
RUBPE0	Rubia	peregrina	peregrina
RUBPER	Rubia	peregrina	
RUMSCU	Rumex	scutatus	
SALCAP	Salix	caprea	
SALPRA	Salvia	pratensis	
SAMEBU	Sambucus	ebulus	
SAMNIG	Sambucus	nigra	
SANMIN	Sanguisorba	minor	
SAXCUN	Saxifraga	cunaefolia	
SCACOL	Scabiosa	columbaria	
SCRNOD	Scrophularia	nodosa	
SEDSP.	Sedum	sp.	
SENOVA	Senecio	ovatus	
SESCAE	Sesleria	caerulea	
SESMON	Seseli	montanum	
SILDIO	Silene	dioica	
SILVUL	Silene	vulgaris	
SOLVIR	Solidago	virgaurea	
SORARI	Sorbus	aria	
SORAUC	Sorbus	aucuparia	
SORX-T	Sorbus	x-thuringiaca	
STAOFF	Stachys	officinalis	
TEUCHA	Teucrium	chamaedrys	
TEUPO0	Teucrium	polium	polium
TEUPOL	Teucrium	polium	
THAMIN	Thalictrum	minus	
THYSER	Thymus	serpyllum	
TILCOR	Tilia	cordata	
TRIALP	Trifolium	alpestre	
TRIMED	Trifolium	medium	
TRISP.	Trifolium	sp.	
TUSFAR	Tussilago	farfara	
URTDIO	Urtica	dioica	
VALMON	Valeriana	montana	
VIBLAN	Viburnum	lantana	
VICCR0	Vicia	cracca	cracca
VICCRA	Vicia	cracca	
VINHIR	Vincetoxicum	hirundinaria	
VIOABB	Viola	alba	alba
VIOHIR	Viola	hirta	
VIOMIR	Viola	mirabilis	
VIOREI	Viola	reichenbachiana	
VIOSP.	Viola	sp.	

Annexe (VI) : Variables mésologiques

Alt	Altitude
Bloc	Blocs rocheux >20 cm
Cailloux	Eléments minéraux <20 cm
Terre nue	Terre non couverte de végétation, de blocs, de cailloux, de litière...
Litière aérée	Litière éparse
Litière dense	Litière épaisse
Litière ligneuse	Branches et bois morts
Rcvt total	Recouvrement total de la végétation
RcvtA	Recouvrement des arbres hautes (<10m)
RcvtB	Recouvrement des arbres (4 à 10 m)
RcvtC	Recouvrement des arbustes hauts (2 à 4 m)
RcvtD	Recouvrement des arbustes (0.5 à 2 m)
RcvtE	Recouvrement de la strate herbacée (>0.5 m)
RcvtS	Recouvrement des semis (>0.5 m)

Annexe (VII) : modes de gestion sylvicole

TRAITEMENTS	INTERVENTION	DESCRIPTION
ABS		Sans traitement
BRGE	Broyage	Transformer les résidus forestiers en copeaux énergétiques
CPAM	Coupe d'amélioration	Coupe conduite dans un peuplement dépassant l'état du gaulis, pour en améliorer la composition et la qualité, par l'enlèvement des sujets les moins intéressants
CPDEF	Coupe définitive	La dernière des coupes progressives de régénération en futaie régulière, enlevant les derniers porte-graines.
CPENS	Coupes d'ensemencement.	La première des coupes progressives de régénération, en futaie régulière, portant sur un peuplement mûr, où le couvert est en général fermé et continu ; elle provoque en principe l'apparitio des semis
CPJAR	Coupes jardinatoire	Coupe "à tout faire" (élimination des sujets dépérissant, récolte, amélioration, aération des semis.), en futaie jardinée
CPPRO	Coupes progressives	En futaie régulière, coupe ayant la génération pour objectif, avec des caractéristiques variables selon les essences et les stations.
CPSEC	Coupes secondaires	Coupes progressives faisant en général suite à a coupe d'ensemencement, visant à découvrir progressivement les semis, en enlevant les semenciers. Importance, périodicité et nombre variables selon les essences.
DEBR	Débroussaillement	Action d'enlever, par des moyens mécaniques ou manuellement, la végétation herbacée et ligneuse indésirable
DEGA	Dégagement de semis	Opération d'amélioration commençant dès que la régénération apparaît, pour favoriser le développement des essences souhaitées. Début, Intensité, périodicité et nombre variables selon les cas.
DEPR	Dépressage	Desserrement des semis pour les essences souhaitées, réalisé au sein de fourrés et de gaulis très denses, pour favoriser leur croissance et éliminer les mal conformés ou malades.
NETMAN	Nettoyage manuel	Enlèvement manuel des résidus.
NETMNT	Nettoiement	Opérations d'amélioration réalisées au sein des gaulis et des perchis bas ; ne donnent en général pas de produits marchands, mais éliminent les sujets de mauvaise forme, ou les essences non souhaitables

Annexe (VIII) : Types de peuplement selon la méthode de gestion adaptée par l'Office Nationale des Forêts.

F IR SP	Futaie irrégulière de sapin pectiné
For rav	Forêt de ravin
F S HET	Futaie régulière sur souche de hêtre
FF MEE	Futaie adulte fermée de mélèze
FF PO	Futaie adulte fermée de pin noir
FO CED	Futaie adulte ouverte de cèdre
FO HET	Futaie adulte ouverte de hêtre
FO HET SN	Futaie adulte ouverte de hêtre et sapin de Nordmann
FO PO	Futaie adulte ouverte de pin noir
P HET	Perchis de hêtre
P PO	Perchis de pin noir
S/F HET	Semis/ fourré de hêtre
S/F PO	Semis/fourré de pin noir
G HET	Gaulis de hêtre
G MEE	Gaulis de mélèze
G PO	Gaulis de pin noir
Ta FR	Taillis de frêne
Ta HET	Taillis de hêtre
P EP	Perchis d'épicéa
S/F SB	Semis/fourré de sapin de Bornmüller

Annexes (IX) : Sylviculture appliquée à chaque classe de fertilité de pin noir dans les Alpes du sud

CLASSE 1

Sylviculture classique : coefficient d'espacement ramené à 20-25 % ; 3 éclaircies intermédiaires à 43, 55 et 75 ans, avant la coupe d'ensemencement

Nature	Hauteur dominante en mètre	Age	Peuplement avant coupe		Peuplement après coupe		Coupes			Coefficient d'espacement	
			Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Volume arbre moyen	avant	après
Dépressage	1,5 - 2	6-10	>2500		1600 1100						
Eclaircie 1	16,5	43	1600 1100	370 340	700 700	260 260	900 400	110 80	0,12 0,2	16 20	25 25
Eclaircie 2	19,5	55	700	400	500	320	200	80	0,4	21	25
Eclaircie 3	23	75	500	490	350	370	150	120	0,8	21	25
Ensemencement	25-26	95	350	510	175	270	175	240	1,4	-	-
Définitive	26,5	100	175	300	-	-	175	300	1,7	-	
						cumul	1600 1100	850 820	soit 8,5 m3/ha/an soit 8,2 m3/ha/an		

Récolte possible vers 80 ans (arbre moyen de 1 m3)

Eclaircie précoce : coefficient d'espacement ramené de 25 à 30% - 4 éclaircies intermédiaires à 35, 43, 55 et 75 ans, avant la coupe d'ensemencement - Densité de 250 tiges/ha à la coupe d'ensemencement

Nature	Hauteur dominante en mètre	Age	Peuplement avant coupe		Peuplement après coupe		Coupes			Coefficient d'espacement	
			Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Volume arbre moyen	avant	après
Dépressage	1,5 - 2	6-10	>2500		1600 1100						
Eclaircie 1	13,5	35	1600 1100	260 230	700 700	170 170	900 400	90 60	0,1 0,15	20 24	30 30
Eclaircie 2	16,5	43	700	280	500	220	200	60	0,3	25	29
Eclaircie 3	19,5	55	500	360	350	270	150	90	0,6	25	29
Eclaircie 4	23	75	350	440	250	330	100	110	1,1	25	30
Ensemencement	25-26	95	250	470	125	250	125	220	1,8	-	-
Définitive	26,5	100	125	280	-	-	125	280	2,2	-	-
						cumul	1600 1100	850 820	soit 8,5 m3/ha/an soit 8,2 m3/ha/an		

Le sous-étage feuillu devrait se développer davantage sous des peuplements moins denses

CLASSE 2

Sylviculture classique : coefficient d'espacement ramené de 20 à 25 % ; 2 éclaircies à 55 et 75 ans, avant la coupe d'ensemencement

Nature	Hauteur dominante en mètre	Age	Peuplement avant coupe		Peuplement après coupe		Coupes			Coefficient d'espacement	
			Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Volume arbre moyen	avant	après
Dépressage	1,5 - 2	8-10	>2500		1600 1100						
Eclaircie 1	16,5	55	1600 1100	370 340	700 700	260 260	900 400	110 80	0,12 0,2	16 20	25 25
Eclaircie 2	19,5	75	700	400	500	320	200	80	0,4	21	25
Ensemencement	22	95	500	430	220	215	280	215	0,8	-	-
Définitive	22,5	100	220	245	-	-	220	245	1,1	-	-
						cumul	1600 1100	650 620	soit 6,5 m3/ha/an soit 6,2 m3/ha/an		

Eclaircie précoce : coefficient d'espacement ramené de 25 à 30% - 3 éclaircies à 43, 55 et 75 ans
Densité de 350 tiges/ha à la coupe d'ensemencement

Nature	Hauteur dominante en mètre	Age	Peuplement avant coupe		Peuplement après coupe		Coupes			Coefficient d'espacement	
			Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Volume arbre moyen	avant	après
Dépressage	1,5 - 2	6-10	>2500		1600 1100						
Eclaircie 1	13,5	43	1600 1100	260 230	700 700	160 160	900 400	90 60	0,1 0,15	20 24	30 30
Eclaircie 2	16,5	55	700	280	500	220	200	60	0,3	25	29
Eclaircie 3	19,5	75	500	360	350	270	150	90	0,6	25	29
Ensemencement	22	95	350	380	175	210	175	170	1	-	-
Définitive	22,5	100	175	240	-	-	175	240	1,4	-	-
						cumul	1600 1100	650 620	soit 6,5 m3/ha/an soit 6,2 m3/ha/an		

CLASSE 3

Sylviculture classique : coefficient d'espacement ramené de 20 à 26 % ; une seule éclaircie à 75 ans, avant la coupe d'ensemencement

Nature	Hauteur dominante en mètre	Age	Peuplement avant coupe		Peuplement après coupe		Coupes			Coefficient d'espacement	
			Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Volume arbre moyen	avant	après
Dépressage	1,5 - 2	10-12	>2500		1600 1100						
Eclaircie 1	15,5	75	1600 1100	350 320	700 700	240 240	900 400	110 80	0,1 0,2	17 21	26 26
Ensemencement	18	95	700	320	300	160	400	150	0,4	-	-
Définitive	18	100	300	180	-	-	300	180	0,6	-	-
						cumul	1600 1100	450 420	soit 4,5 m3/ha/an soit 4,2 m3/ha/an		

Prolongation possible vers 130-140 ans, moyennant une éclaircie à 100 ans

Eclaircie précoce : coefficient d'espacement amené de 25 à 30% - 2 éclaircies à 55 et 75 ans, avant la coupe d'ensemencement

Nature	Hauteur dominante en mètre	Age	Peuplement avant coupe		Peuplement après coupe		Coupes			Coefficient d'espacement	
			Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Volume arbre moyen	avant	après
Dépressage	1,5 - 2	10-12	>2500		1600 1100						
Eclaircie 1	13	55	1600 1100	240 210	700 700	160 160	900 400	80 50	0,09 0,13	21 25	31 31
Eclaircie 2	16,5	75	700	270	500	210	200	60	0,3	26	29
Ensemencement	18	95	500	290	250	160	250	130	0,5	-	-
Définitive	18	100	250	180	-	-	250	180	0,7	-	-
						cumul	1600 1100	450 420	soit 4,5 m3/ha/an soit 4,2 m3/ha/an		

Prolongation possible vers 130-140 ans, moyennant une troisième éclaircie à 100 ans

CLASSE 4

Sylviculture sans éclaircie : la densité initiale de 1600 tiges/ha est souvent préférable pour assurer une couverture du sol suffisamment rapide

Nature	Hauteur dominante en mètre	Age	Peuplement avant coupe		Peuplement après coupe		Coupes			Coefficient d'espacement	
			Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Volume arbre moyen	avant	après
Dépressage	1,5 - 2	10-20	>2500		1600 1100						
Ensemencement	14	95	1600 1100	270 240	500 500	125 125	1100 600	145 115	0,13 0,19	- -	- -
Définitive	14	100	500	135	-	-	500	135	0,25	-	-
						cumul	1600 1100	280 250	soit 2,8 m3/ha/an soit 2,5 m3/ha/an		

Une éclaircie est encore possible à 95 ans, pour prolonger le peuplement jusqu'à un ensemencement à 115 ans (définitive = 120 ans)

Faible densité (mais avec densité initiale pouvant être forte, à 1600 tiges/ha, pour assurer la couverture du sol)

Nature	Hauteur dominante en mètre	Age	Peuplement avant coupe		Peuplement après coupe		Coupes			Coefficient d'espacement	
			Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Densité	Volume m3	Volume arbre moyen	avant	après
Dépressage	1,5 - 2	10-20	>2500		1600 1100						
Eclaircie 1	12	75	1600 1100	210 180	700 700	130 130	900 400	80 50	0,09 0,12	22 27	34 34
Ensemencement	14	95	700	190	350	110	350	80	0,23	-	-
Définitive	14	100	350	120	-	-	350	120	0,34	-	-
						cumul	1600 1100	280 250	soit 2,8 m3/ha/an soit 2,5 m3/ha/an		

Prolongation souhaitable jusqu'à 130-140 ans, rendue possible grâce à l'éclaircie faite vers 75 ans, éventuellement suivie d'une autre vers 100-110 ans

Résumé

Pour des raisons historiques et dans un contexte écologique à fortes contraintes, certains types de formations forestières sont en évolution notable dans les montagnes du pourtour nord de la Méditerranée. Dans la montagne de Lure, les forêts reboisées de *Pinus nigra* sont peu à peu entrées dans un processus lent de maturation sylvigénétique, se traduisant par l'apparition ou la réapparition du *Fagus sylvatica*. Les gestionnaires de l'ONF travaillent à la mise en place d'un plan de gestion durable qui prendrait en compte la potentialité de ces stations forestières artificielles. Cette étude se situe dans ce cadre général de dynamique de la biodiversité et de changement des pratiques traditionnelles de gestion et de production vers la gestion durable des peuplements forestiers favorisant les espèces autochtones.

L'analyse phytoécologique montre que : (i) La zonation des peuplements forestiers dominants sur le versant nord de la montagne de Lure n'est pas toujours en rapport avec le cortège floristique associé ; (ii) le peuplement de pin noir montre la richesse spécifique en espèces patrimoniales la plus pauvre. Par contre, le peuplement de *Abies alba* en mélange avec le hêtre présente la richesse spécifique la plus élevée ; (iii) Certains travaux sylvicoles peuvent maintenir les espèces patrimoniales, comme les coupes progressives dans la pinède et les coupes jardinatoires en petite surface dans la hêtraie et la hêtraie sapinière.

L'approche expérimentale sur les potentialités de régénération des principales essences forestières démontre que l'absence du *Abies alba* dans la partie basse de la montagne (800 m) est due à un problème de dispersion (absence de semencier alentour) et non à des contraintes écologiques. Cette absence peut être attribuée à la distribution géographique des refuges pendant les glaciations quaternaires, mais aussi à l'effet de l'anthropisation qui a commencé avec le développement des sociétés sédentaires du Néolithique.

Mots Clés : Ecologie forestière, sylviculture, diversité floristique, dynamique forestière, régénération, typologie forestière.

Summary

For historical reasons embedded in a high ecological requirement context, northern Mediterrranean mountain forests are currently undergoing considerable changes. In the Lure mountain forest, the sylvigenetic maturation of *Pinus nigra austriaca* plantation forests is characterized by a recolonization by *Fagus sylvatica*. The sustainable management of these transforming forests must include this long term potential. Our study is within this framework of both a new dynamics in biodiversity and a change in traditionnal forest management practice which tends to include the protection and use of autochthonous species in forestry production.

Our phyto-ecological inventory indicates that: (i) Forest stand altitudinal zonation on the northern side of the Lure mountain is not strictly correlated with specific plant communities; ii) the planted *Pinus nigra* forest demonstrates the poorest specific richness in autochthonous species, although the mixed native *Abies alba* - *Fagus sylvatica* forests has the highest; (iii) some forestry techniques can be favorable to autochthonous plants, such as progressive thinnings within the Pinus nigra stands and small area uneven-age thinnings in the F. sylvatica and mixed *F. sylvatica* - *A. alba* stands.

Results from *in situ* seedling transplantation indicate that the absence of *A. alba* at low elevation (800 m) on the northern side of the Lure mountain is related to lack of dispersal possibilities (no seed trees at this elevation) rather than ecological requirements. Lack of seed trees could be due to late glacial maximum refugial conditions, but also most certainly to Man and its forest destruction activities which started during the Neolithic in this region.

Key words : Forest ecology, sylviculture, plant biodiversity, forest dynamics, in situ transplantation experiment, forest typology.