

Conséquences d'une coupe rase ou d'une éclaircie sur la richesse spécifique et le mode de dissémination des espèces végétales dans des forêts de pin d'Alep du Var (Sud de la France)

par Hélène GONDARD, François ROMANE, Zuheir SHATER,
Michel GRANDJANNY et Alain RENAUX

La gestion forestière, à travers la coupe rase ou des éclaircies plus ou moins fortes, influence le nombre d'espèces végétales de l'écosystème, mais aussi leur mode de dissémination. Cet article donne les résultats d'une étude menée sur la question dans une forêt de pin d'Alep dans le Var.

Les références bibliographiques sont indiquées par un numéro entre parenthèses envoyant à la liste bibliographique pp. 10-11

1 - Discret : nouveau

Introduction

Le terme de biodiversité apparu à la fin des années 1980 a largement été médiatisé au travers de la Conférence des Nations unies sur l'environnement et le développement en 1992. Parmi toutes les définitions qui existent sur la biodiversité, nous pouvons retenir celle de DI CASTRI qui a l'avantage d'être simple et pertinente. En effet DI CASTRI (8) définit la biodiversité comme étant « *l'ensemble constitué par la diversité génétique, la diversité spécifique et la diversité écologique et leurs interactions, en un lieu donné et à un moment donné* ». Ainsi définie, la biodiversité jouerait un rôle important pour une meilleure adaptation des systèmes écologiques face aux perturbations (29). PICKETT & WHITE (37) définissent une perturbation comme : tout événement discret¹ dans le temps, désorganisant la structure de l'écosystème, de la communauté, ou de la population, en modifiant les ressources, la disponibilité du substrat ou l'environnement physique. Cette définition, qui ne spécifie ni l'amplitude ni l'échelle des changements concernés, peut être complétée par celle de GRIME (21) : une perturbation est un événe-



Photo 1 :

Forêt de pin d'Alep
moins d'un an
après une coupe rase.
Commune
de Saint Antonin,
département du Var

ment conduisant à une destruction, partielle ou totale, de la biomasse d'une communauté. La coupe forestière (coupe rase ou éclaircie) peut donc être assimilée à une perturbation dans la mesure où elle correspond à une extraction d'une (plus ou moins) forte proportion de la biomasse et induit de nombreux changements au niveau de la dynamique de la végétation (16) et de la surface du sol (36). En effet l'élimination partielle ou totale du recouvrement arborescent, entraîne des modifications importantes notamment sur la quantité de lumière que reçoit le sous-bois (13), sur la distribution au sol des précipitations (4), sur les variations de température en sous-bois et sur le degré d'humidité (3), ainsi que sur les propriétés chimiques et microbiologiques du sol (31 ; 27). Le recouvrement arborescent influence ainsi l'établissement et la répartition spatiale des espèces dans le sous-bois et donc la biodiversité (9). La récolte des bois peut également engendrer des modifications de l'état de surface du sol telles qu'un déplacement de litière, une formation d'ornières, ou un tassement du sol pouvant avoir des répercussions sur la végétation (45 ; 7 ; 18).

Les deux composantes importantes pour une meilleure adaptabilité des systèmes écologiques face aux perturbations sont la résistance (30) de l'écosystème aux perturbations et la vitesse de récupération de l'écosystème après une perturbation, c'est-à-dire sa résilience (38). Par conséquent, une augmentation de biodiversité conduisant à une meilleure adaptabilité des systèmes écologiques face aux perturbations, ne peut être justement appréciée qu'en tenant compte du fonctionnement des écosystèmes (22).

Toutefois, parmi les différentes hypothèses trouvées en bibliographie sur les variations du fonctionnement d'un écosystème en fonction de sa diversité, celle donnée par MAC ARTHUR (32) indique qu'une augmentation de la *richesse spécifique*² (nombre total d'espèces) conduit à une plus grande stabilité de l'écosystème. Cependant les travaux de recherche actuels n'ont pas encore déterminé si cette liaison était due à la *richesse spécifique* ou à un fonctionnement plus diversifié de l'écosystème (25 ; 1).

C'est pourquoi l'objectif de l'étude est d'analyser les conséquences de différents types de coupes forestières (coupe rase, éclaircies d'intensités différentes) sur la diversité végétale, et de suivre les variations observées dans le temps après la coupe par l'intermédiaire de la *richesse spécifique* et d'une approche fonctionnelle.

En effet, des études menées sur l'évolution de la biodiversité après un abandon cultural (39 ; 40), un feu (43) ou une coupe forestière (10 ; 2) ont montré que les premières années suivant la succession secondaire sont généralement marquées par une augmentation de la *richesse spécifique*. Puis au cours de la succession celle-ci diminue. Ce constat a amené à poser l'hypothèse de travail suivante : la *richesse spécifique* augmente fortement les premières années après la coupe, mais elle retrouve rapidement son niveau initial, autrement dit la résilience est importante.

Pour l'approche fonctionnelle nous considérons que ce sont les traits biologiques³ individuels des espèces, plus que le nombre de ces espèces, qui déterminent la réponse de la végétation à une perturbation. Il est alors possible d'effectuer une analyse en tenant compte de traits biologiques se rapportant à la morphologie (taille, forme des feuilles...), à l'histoire de vie (tolérance à la lumière, mode de nutrition...) ou à la régénération (mode de dissémination, multiplication végétative...) d'une plante (28 ; 17). Nous avons choisi ici de focaliser notre attention sur le mode de dissémination des espèces végétales, en raison de sa grande importance sur la dynamique et la structure des populations végétales. En effet, il existe en général une augmentation des espèces disséminées par le vent les premières années après un abandon cultural (24 ; 39) ou un feu (42), alors que les espèces disséminées par les animaux dominent dans les stades les plus âgés de la succession secondaire. Par conséquent, dans le cas de la dynamique de la végétation après

2 - (NDLR) Richesse spécifique : Il s'agit de la richesse spécifique des végétaux supérieurs. Les champignons, les végétaux inférieurs et les animaux inférieurs (insectes, annélides...) ne sont pas pris en compte dans cette richesse spécifique et c'est bien dommage en milieu forestier.

3 - (NDLR) Traits biologiques : caractéristiques biologiques

une coupe forestière, nous avons émis les deux hypothèses suivantes : (i) les premières années après la coupe sont marquées par une augmentation des espèces disséminées par le vent, (ii) le nombre d'espèce par type de dissémination varie en fonction du type de coupe.

Matériel et méthodes

En France, le pin d'Alep recouvre la plus grande surface en région Provence-Alpes-Côte d'Azur, avec plus de 210 000 hectares dont plus de 99 000 hectares dans le seul département du Var (26). Les forêts de pin d'Alep étudiées sont situées dans le Centre Var, entre Aups, Cotignac, Lorgues et Draguignan, elles sont issues d'un abandon cultural d'oliviers (*Olea europea* L.), de vignes (*Vitis vinifera* L.), ou d'autres terres agricoles. Elles se situent à une altitude comprise entre 200 et 300 m sur sol calcaire. Les précipitations moyennes annuelles y sont d'environ 800 mm et la température moyenne annuelle est de 14°C avec un m (moyenne des minima journaliers du mois le plus froid) de 1°C et un M (moyenne des maxima journaliers du mois le plus chaud) de 30°C. Par conséquent la zone d'étude est soumise à un bioclimat méditerranéen sub-humide à variante thermique fraîche.

Dans ces forêts de pin d'Alep, trois types de coupe ont été considérées : la coupe rase (tous les arbres sont coupés), l'éclaircie forte (les forestiers laissent moins de 250 tiges ha⁻¹) et l'éclaircie faible (les forestiers laissent plus de 250 tiges ha⁻¹). Pour chaque type de coupe nous avons classé les forêts suivant l'ancienneté de l'exploitation : moins de 3 ans, entre 4 et 10 ans, entre 11 et 20 ans et plus de 20 ans, afin de constituer une série chronologique (Cf. Tab. I). Ainsi nous avons pu analyser, dans le temps, l'évolution de la végétation après chaque type de coupe. Les unités d'échantillonnage sont des placettes circulaires de 400 m². La série chronologique compte 32 placettes en coupe rase, 39 placettes en éclaircie forte et 28 placettes en éclaircie faible (Cf. Tab. I). Un nombre plus important de placettes a été mis en place pour les premières années après la coupe forestière, car nous avons supposé qu'elles présenteraient les plus grandes variations. Toutes ces placettes ont été réparties dans plusieurs peuplements de pin d'Alep, avec des conditions de milieux (roche mère, alti-

Placettes de référence	Type de coupe	Placettes soumises à la coupe				
		0-3 ans	4-10 ans	11-20 ans	>20 ans	Total
15	Coupe rase	19	9	3	1	32
	Eclaircie forte	14	12	8	5	39
	Eclaircie faible	10	5	8	5	28
Total = 15	Total	43	26	19	11	99

tude, exposition, pente...) les plus homogènes possibles. Quinze placettes de référence ont été mises en place dans des peuplements non soumis à une coupe forestière, sensés représenter la situation avant la coupe (témoin). Le dispositif expérimental comprend donc un total de 114 placettes (Cf. Tab. I).

Des mesures sylvicoles réalisées dans ces placettes, sur les trois plus gros arbres, ont montré que l'âge des pins d'Alep va de 40 à 80 ans. Leur hauteur dominante, estimée à l'aide du dendromètre Blum Leiss, est de 16 m. Leur diamètre moyen est de 28 cm après éclaircie forte et 22 cm après éclaircie faible. La surface terrière est estimée à 25 m² ha⁻¹ avant coupe, à 15 m² ha⁻¹ après éclaircie forte, et 22 m² ha⁻¹ après éclaircie faible. La disponibilité en lumière dans la strate herbacée a été mesurée de manière indirecte avec le Licor 2000® qui donne comme valeur mesurée la surface foliaire accumulée ou Leaf Area Index (LAI). Par conséquent plus le LAI est fort, plus la quantité de lumière au sol est faible. La moyenne des mesures de LAI, réalisées de façon à recouvrir l'ensemble de la placette, est de 3,5 m² m⁻²

Tab. I :
Nombre de placettes de référence et de placettes soumises à la coupe en fonction du temps écoulé depuis la coupe et du type de coupe

Photo 2 :
Forêt de pin d'Alep deux ans après éclaircie faible. Commune de Salernes, département du Var



Fig. 1 (ci-dessous) :

Variations de la richesse spécifique par type de coupe en fonction du temps écoulé depuis la coupe. Intervalle de confiance à 5%. Cf. Tab. II pour les analyses statistiques

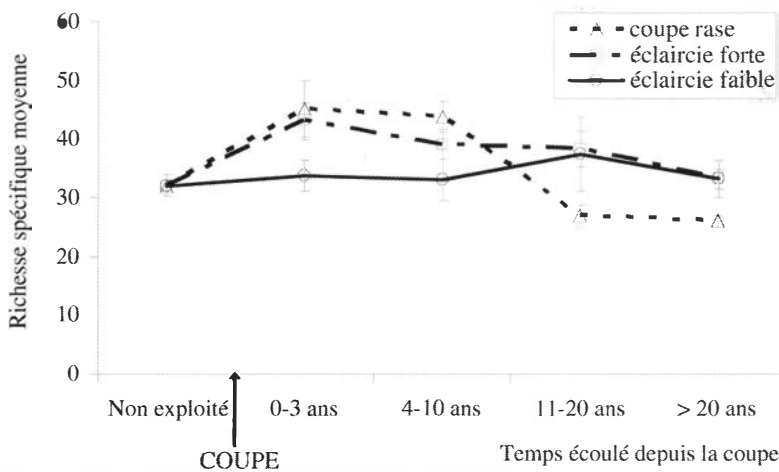
Tab. II (en bas) :

Comparaisons de la richesse spécifique moyenne (R) par type de coupe en fonction du temps écoulé depuis la coupe (intervalle de confiance à 5%, test de Mann-Whitney).
 ns = non significatif,
 * = $p < 0,05$ significatif,
 ** = $p < 0,01$ hautement significatif,
 *** = $p < 0,001$ très hautement significatif.

avant coupe, $1,8 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ après éclaircie forte, et $1,4 \text{ m}^2 \text{ m}^{-2}$ après éclaircie faible.

Dans chaque placette toutes les espèces végétales ont été recensées pour obtenir la *richesse spécifique* par unité d'échantillonnage. Pour chaque espèce notée, le mode de dissémination a été indiqué grâce à la base de données BASECO (Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie, Université Aix-Marseille III) qui regroupe de nombreux caractères biologiques des plantes à partir essentiellement de sources bibliographiques (15). En effet, dans cette base de données, les travaux de MOLINIER & MÜLLER (35) et de VAN DER PIJL (44) ont servi de référence pour classer les espèces végétales en fonction de leur modes de dissémination (voir Annexe pp. 12-13). Les espèces anémochores dont les graines peuvent être dispersées par l'air ou par le vent, ont des diaspores volumineuses qui offrent une grande prise au vent et roulent sur le sol, ou encore des diaspores qui sont libérées suite au balancement des pédoncules ou des rameaux

de la plante. Les espèces dont les diaspores sont dispersées par la plante elle-même sont dites autochores. Les espèces barochores ont des diaspores qui ne possèdent pas d'adaptation particulière à la dispersion, celles-ci tombent simplement sur le sol à maturation. Les espèces hydrochores ont des diaspores dispersées par l'eau. L'eau intervient soit comme agent de transport, soit comme agent mécanique lorsque le choc des gouttes de pluie libère les diaspores. Quant aux espèces zoochores, leurs diaspores sont dispersées par les animaux. Ces diaspores peuvent s'accrocher à un animal et être transportées, par exemple, grâce à des épines ou à la boue collée aux pattes ou au corps. Elles peuvent être cachées par un animal dans le but d'une consommation ultérieure, celles qui seront oubliées pourront germer si les conditions le permettent. Elles peuvent aussi être avalées, volontairement ou non, par l'animal qui assurera la dispersion à plus ou moins longue distance par défécation ou régurgitation. Donc nous avons retenu les cinq modes de dissémination principaux de la base de données BASECO sans distinguer de sous-classes (anémochore lourd, anémochore léger, épizoochore, endozoochore...) afin que les effectifs par mode de dissémination ne soient pas trop faibles et que les analyses statistiques soient réalisables. De plus, une espèce peut être disséminée par plusieurs agents de dissémination comme l'ont montré THÉBAUD & DEBUSSCHE (41) pour le frêne à fleurs (*Fraxinus ornus* L.), espèce généralement anémochore mais pouvant être disséminée par l'eau lors de crues de rivières. Ici nous avons suivi BASECO qui attribue à chaque espèce son mode de dissémination principal.



		Non exploité	0-3 ans	4-10 ans	11-20 ans	> 20 ans
Coupe rase	R	32 ± 2	45 ± 5	44 ± 3	27 ± 2	26 ± 1
	0-3 ans	***				
	4-10 ans	***	ns			
	11-20 ans	*	***	*		
	> 20 ans	ns	ns	ns	ns	
Éclaircie forte	R	32 ± 2	43 ± 3	39 ± 3	38 ± 3	33 ± 2
	0-3 ans	***				
	4-10 ans	***	ns			
	11-20 ans	***	ns	ns		
	> 20 ans	ns	***	*	*	
Éclaircie faible	R	32 ± 2	34 ± 3	33 ± 4	37 ± 6	33 ± 3
	0-3 ans	ns				
	4-10 ans	ns	ns			
	11-20 ans	ns	ns	ns		
	> 20 ans	ns	ns	ns	ns	

Résultats

Les conséquences sur la diversité végétale d'une coupe rase, d'une éclaircie forte et d'une éclaircie faible ont été analysées en fonction du temps écoulé depuis la coupe. Les résultats indiquent que la *richesse spécifique* moyenne par placette estimée à 32 ± 2 espèces avant la coupe est, durant les trois premières années après l'intervention, de 45 ± 5 espèces après la coupe rase et de 43 ± 3 espèces après l'éclaircie forte, contre 34 ± 3 espèces après l'éclaircie faible.

Après la coupe rase, la *richesse spécifique* augmente significativement d'un point de

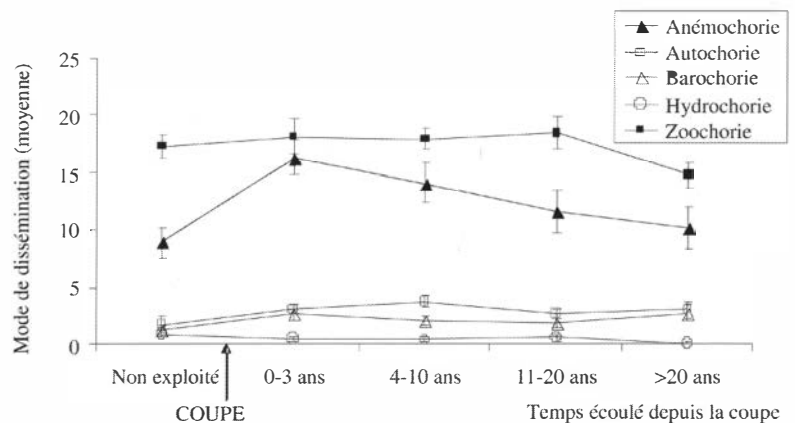
vue statistique et reste supérieure à la situation d'avant la coupe au moins pendant 10 ans, puis elle diminue et retrouve son niveau antérieur (Cf. Fig. 1, Tab. II). Dans le cas de l'éclaircie forte, la *richesse spécifique* augmente significativement après l'éclaircie et reste supérieure à la situation d'avant l'éclaircie au moins pendant 20 ans, puis elle diminue et retrouve son niveau initial. Par contre après l'éclaircie faible aucune variation significative de la *richesse spécifique* n'a été observée.

En ce qui concerne les modes de dissémination, l'anémochorie et la zoochorie, qui fluctuent respectivement entre 30-40 % et 45-57 %, dominent les autres modes de dissémination qui ne représentent que 10 % de l'ensemble des modes de dissémination. Les comparaisons de moyennes du nombre d'espèces par mode de dissémination indiquent que l'anémochorie augmente significativement après la coupe et retrouve son niveau d'avant coupe à partir au moins de la 11^e année. Alors que la zoochorie ne change pas au cours de la succession. L'autochorie et la barochorie augmentent significativement après la coupe et 20 ans après celles-ci elles sont toujours supérieures à la situation d'avant la coupe. Quant à la dissémination par l'eau, elle diminue et reste plus faible après la coupe (Cf. Fig. 2, Tab. III).

Pour connaître le mode de dissémination favorisé par tel ou tel type de coupe, les variations du nombre d'espèces par mode de dissémination ont été analysées en fonction du type de coupe. Les résultats indiquent que l'anémochorie fluctue entre 35 % (éclaircie forte) et 39 % (coupe rase), et la zoochorie varie entre 45 % (coupe rase) et 49 % (éclaircie forte). Les comparaisons de moyennes du nombre d'espèce par mode de dissémination indiquent que ces deux modes de dissémina-

tion ne sont pas significativement influencés par le type de coupe. Après la coupe, l'anémochorie augmente quel que soit le type de coupe, et la zoochorie ne change pas. L'autochorie augmente significativement après la coupe et cette augmentation varie en fonction du type de coupe selon le gradient suivant : éclaircie forte > coupe rase > éclaircie faible. La barochorie augmente significativement seulement après la coupe rase. Quant à l'hydrochorie, elle diminue significativement quel que soit le type de coupe (Cf. Fig. 3, Tab. IV).

Fig. 2 (ci-dessous) : Variations du nombre d'espèces par mode de dissémination en fonction du temps écoulé depuis la coupe. Intervalle de confiance à 5 %.



		Non exploité	0-3 ans	4-10 ans	11-20 ans	> 20 ans
Anémochorie	R	8,9 ± 1,3	16,3 ± 1,5	14,1 ± 1,7	11,5 ± 1,8	10,2 ± 1,7
	0-3 ans	***				
	4-10 ans	***	ns			
	11-20 ans	*	***	ns		
	> 20 ans	ns	*	***	ns	
Autochorie	R	1,7 ± 0,7	3,0 ± 0,3	3,8 ± 0,5	2,7 ± 0,4	3,0 ± 0,6
	0-3 ans	***				
	4-10 ans	***	*			
	11-20 ans	***	ns	***		
	> 20 ans	**	ns	ns	ns	
Barochorie	R	1,3 ± 0,5	2,6 ± 0,5	2,1 ± 0,4	1,9 ± 0,4	2,7 ± 0,7
	0-3 ans	***				
	4-10 ans	*	ns			
	11-20 ans	ns	ns	ns		
	> 20 ans	***	ns	ns	*	
Hydrochorie	R	0,9 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,4 ± 0,2	0,6 ± 0,3	0,1 ± 0,1
	0-3 ans	**				
	4-10 ans	**	ns			
	11-20 ans	ns	ns	ns		
	> 20 ans	***	ns	ns	ns	
Zoochorie	R	17,3 ± 1	18,2 ± 1,4	17,9 ± 0,9	18,5 ± 1,3	14,7 ± 1,1
	0-3 ans	ns				
	4-10 ans	ns	ns			
	11-20 ans	ns	ns	ns		
	> 20 ans	***	**	***	***	

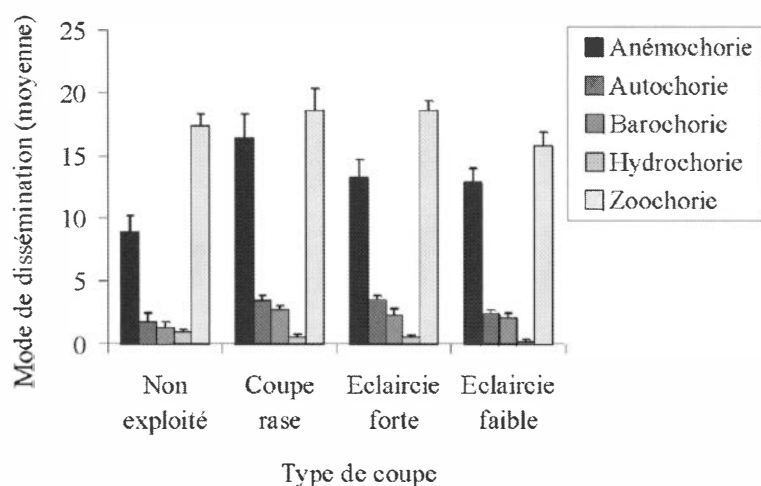
Tab. III (ci-contre) :

Comparaisons de moyennes sur le nombre d'espèces (R) par mode de dissémination en fonction du temps écoulé depuis la coupe (intervalle de confiance à 5%, test de Mann-Whitney).
ns = non significatif,
* = p < 0,05 significatif,
** = p < 0,01 hautement significatif,
*** = p < 0,001 très hautement significatif.

Discussion

Les résultats indiquent des différences significatives de la *richesse spécifique* selon le type de coupe réalisé. Ils diffèrent de ceux obtenus par DECONCHAT (7) qui n'avait pas constaté de différence significative selon le type de coupe dans les taillis de chêne pubescent (*Quercus pubescens* Willd.), chêne rouvre (*Q. robur* L.), chêne sessile (*Q. petraea* (Mattuschka) Liebl.), châtaignier (*Castanea sativa* Miller) et merisier (*Prunus avium* L.) en mélange. Dans ces taillis d'espèces caduques du Sud-Ouest de la France sous climat atlantique, la *richesse spécifique* moyenne estimée à 8 espèces dans les placettes de références âgées de 40 ans était de 16 espèces les trois premières années après la coupe, pour ensuite dimi-

Fig. 3 :
Variations du nombre d'espèces par mode de dissémination en fonction du type de coupe. Intervalle de confiance à 5 %.



nuer à 5 espèces 10 ans après la coupe et revenir à 8 espèces 20 ans après la coupe (Cf. Tab. V). Par contre, en milieu méditerranéen, FLORET *et al.* (4) ont observé une *richesse spécifique* de 48 espèces avant la coupe rase d'un taillis de chêne vert et de 57 espèces deux ans après la coupe rase se rapprochant de la tendance que nous avons observée. Dans un tout autre contexte, celui de la châtaigneraie cévenole, GONDARD *et al.* (18 ; 20) ont trouvé une *richesse spécifique* estimée à 5 espèces avant la coupe rase d'un taillis de châtaignier (taillis de référence âgé de 22 ans), qui passait à 30 espèces deux ans après la coupe et ne diminuait qu'à 15 espèces 6 ans après la coupe.

Ces résultats suggèrent que les effets de la coupe sont les plus spectaculaires dans les écosystèmes dont la *richesse spécifique* est la plus faible : elle est multipliée par deux dans les taillis de chênes caduques en mélange et multipliée par six dans les taillis de châtaignier également caduque. Cette *richesse spécifique* diminue dans les taillis de chênes en mélange et les taillis de chêne vert à partir de la 4^e année (7 ; 4), dans les taillis de châtaignier à partir de la 5^e année (18), alors qu'il faut attendre au moins la 11^e année pour les futaies de pin d'Alep. La diminution rapide de la *richesse spécifique* dans les peuplements de feuillus est généralement mise en relation avec la croissance rapide des rejets de châtaignier et de chêne conduisant à la fermeture rapide de la strate arborescente. Ces différents écosystèmes présentent des variations de *richesse spécifique* assez semblables (augmentation les premières années après la coupe puis diminution) mais l'amplitude et la rapidité de ces changements sont différents.

Ainsi notre hypothèse de départ : la *richesse spécifique* augmente fortement les premières années après la coupe, mais elle retrouve rapidement son niveau initial, autrement dit la résilience est importante, a été vérifiée uniquement pour certain type de coupe. En effet des variations de *richesse*

		Non exploité	Coupe rase	Eclaircie forte	Eclaircie faible
Anémochorie	R	8,9 ± 1,3	16,3 ± 2,0	13,2 ± 1,5	12,8 ± 1,2
	Coupe rase	***			
	Eclaircie forte	*	ns		
	Eclaircie faible	*	ns	ns	
Autochorie	R	1,7 ± 0,7	3,4 ± 0,4	3,5 ± 0,3	2,4 ± 0,3
	Coupe rase	***			
	Eclaircie forte	***	*		
	Eclaircie faible	*	*	ns	
Barochorie	R	1,3 ± 0,5	2,7 ± 0,3	2,3 ± 0,4	2,0 ± 0,4
	Coupe rase	***			
	Eclaircie forte	ns	*		
	Eclaircie faible	ns	*	ns	
Hydrochorie	R	0,9 ± 0,2	0,6 ± 0,2	0,5 ± 0,2	0,2 ± 0,2
	Coupe rase	*			
	Eclaircie forte	**	ns		
	Eclaircie faible	***	*	*	
Zoochorie	R	17,3 ± 1	18,6 ± 1,7	18,5 ± 0,8	15,6 ± 1,1
	Coupe rase	ns			
	Eclaircie forte	ns	ns		
	Eclaircie faible	ns	ns	ns	

Tab. IV :

Comparaisons de moyennes sur le nombre d'espèces (R) par mode de dissémination en fonction du type de coupe (intervalle de confiance à 5%, test de Mann-Whitney).

ns = non significatif,

* = p < 0,05 significatif,

** = p < 0,01 hautement significatif,

*** = p < 0,001 très hautement significatif.

spécifique ont été observées seulement après une coupe rase ou une éclaircie forte et aucune variation après une éclaircie faible.

Quant à l'approche fonctionnelle, nous avons émis l'hypothèse que les premières années après la coupe sont marquées par une forte augmentation des espèces disséminées par le vent, ce qui est conforme aux résultats obtenus. DECONCHAT (7) trouvait également une augmentation significative des espèces anémochores après une coupe dans un taillis de chênes en mélange ainsi que GONDARD *et al.* (non publié) après une coupe d'un taillis de châtaignier. Les espèces anémochores se rencontrent plus spécialement dans des milieux ouverts (23 ; 39) et leur nombre diminue avec la complexification des structures arborées (35 ; 11 ; 46). Elles sont souvent considérées comme des espèces pionnières dont l'installation peut favoriser le développement d'autres espèces : les premiers ligneux pionniers peuvent servir de perchoir à des oiseaux frugivores et faciliter ainsi l'installation d'espèces zoochores (5 ; 39). On parle alors du modèle de facilitation (12). Dans notre étude, après coupe, il n'y a pas de mise à nu du milieu comme après un feu ou un abandon cultural. Par conséquent les différents modes de dissémination présents avant la coupe le sont toujours après celle-ci et ils restent en compétition après la coupe. C'est pourquoi, les espèces anémochores augmentent après la coupe mais cette augmentation est moins forte que ce que l'on pouvait supposer.

Dans l'étude de GUITIAN & SANCHEZ (23), réalisée en Espagne, le pourcentage d'autochorie varie entre 4,3 et 11,3 % pour divers types de communauté (forêts, lisières, broussailles, communautés nitrophiles). Elle présente donc une répartition assez homogène quel que soit le type de structure. MÉDAIL (34) trouvait un pourcentage d'espèces autochores en Provence compris entre 8 et 10 %. Ici le pourcentage d'espèces autochores varie entre 6 et 10 %. Comme dans l'étude de MÉDAIL (34) nous sommes à la limite supérieure donnée par GUITIAN & SANCHEZ (23) du fait du nombre important de légumineuses autochores en Basse-Provence.

L'étude de GONDARD *et al.* sur la coupe rase d'un taillis de châtaignier dans les Cévennes (non publié) montre que le pourcentage d'espèces barochores augmente les trois premières années puis diminue significativement au moins jusqu'à la 6^e année tout en restant supérieur à la situation d'avant la coupe. Ici le pourcentage d'espèces barochores augmente aussi, après la coupe rase et 20 ans après la coupe il est toujours supérieur à la situation d'avant la coupe. Mais durant ces 20 années, il n'y a pas eu de diminution significative. Il faut donc probablement attendre plus longtemps pour observer une diminution des espèces barochores dans les futaies de pin d'Alep.

Les résultats des analyses en fonction du type de coupe ont montré que le nombre d'espèces anémochores et autochores augmente après la coupe quel que soit le type de

Etude	Deconchat (1999)	Floret <i>et al.</i> (1992)	Gondard <i>et al.</i> (2000a, 2000b)	Présente étude
Type de forêt	chêne pubescent, chêne rouvre, chêne sessile, châtaignier, et merisier en mélange	chêne vert	châtaignier	pin d'Alep
Situation géographique	Coteaux de Gascogne, sud-ouest de Toulouse	Puéchabon, nord-ouest de Montpellier	Corniche des Cévennes	Centre Var
Age de la forêt au début de l'expérimentation	40 ans	41 ans	22 ans	40 ans
Taille des placettes	400 m ²	4 m ²	100 m ²	400 m ²
Nombre de placettes	98	3	20	114
Richesse spécifique avant coupe rase	8	48	5	32
Richesse spécifique 2 à 3 ans après coupe rase	16	57	30	45
Richesse spécifique 6 à 10 ans après coupe rase	5	non mentionné	15	44
Richesse spécifique 20 ans après coupe rase	8	non mentionné	non mentionné	26

Tab. V :
Résultats obtenus
dans des études
similaires

coupe, que le nombre d'espèces barochores augmente seulement après une coupe rase, que le nombre d'espèces hydrochores diminue quel que soit le type de coupe et que les espèces zoochores ne sont pas influencées par le type de coupe. Par conséquent l'hypothèse selon laquelle le nombre d'espèces par type de dissémination varie en fonction du type de coupe n'est vérifiée que pour les espèces barochores. L'importance des autres types de dissémination ne varie pas, augmente ou diminue quel que soit le type de coupe.

Conclusion

L'objectif de notre étude était d'analyser les variations dans le temps de la diversité végétale suite à différents types de coupe. Le travail a été réalisé sur des forêts de pin d'Alep du Centre Var qui recouvrent de grandes surfaces dans la région provençale.

Pour les trois premières années après la coupe les résultats ont montré deux points importants : (i) une augmentation de la *richesse spécifique* notamment après une coupe rase ou une éclaircie forte, et (ii) une augmentation des espèces anémochores quel que soit le type de coupe (avec toutefois une dominance des espèces à dissémination zoochore). Au cours de la succession, les changements engendrés par la coupe s'estompent, et un retour rapide à la situation d'avant la coupe s'observe. Par conséquent la coupe engendre une augmentation de la *richesse spécifique* sans substitution des espèces déjà présentes. Les modalités d'implantation de ces espèces dépendent de la surface de la coupe forestière mais aussi de la pression de colonisation qui est fortement influencée par l'environnement immédiat de la placette soumise à la coupe (essentiellement des oliveraies ou de la vigne).

En conclusion, pour les forêts de pin d'Alep de la région étudiée, les conséquences d'une coupe forestière sur la diversité végétale sont visibles dès les trois premières années après la coupe, mais la résilience est rapide, et des différences existent selon le type de coupe réalisé. Une telle étude représente une des premières étapes nécessaire pour ensuite ajuster les opérations forestières aux recommandations données dans les chartes des labels de certification.

**H.G., F.R., A.R.,
M.G., Z.Z.**

Remerciements

Les auteurs tiennent à remercier l'Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (I.M.E.P.), l'Office national des forêts (O.N.F.), le Centre régional de la propriété forestière (C.R.P.F.), l'Association forêt cellulose (AFOCEL) et la Société pour l'exploitation des forêts de l'Est (SOFOEST) pour leur participation lors de la réalisation de ce travail, ainsi que l'Union européenne (DG XII), la Direction de l'espace rural et de la forêt (D.E.R.F.) et le Centre national de la recherche scientifique (C.N.R.S.) pour l'avoir cofinancé.

Bibliographie

Les numéros renvoient aux références citées dans le texte.

1. ALLISON G.W. 1999. The implications of experimental design for biodiversity manipulations. *The American Naturalist*, 153 (1): 26-45.
2. BARTOLOME J.W., ALLEN-DIAZ B.H., TIETJE W.D. 1994. The effect of *Quercus douglasii* removal on understory yield and composition. *J. Range Manage.*, 47: 151-154.
3. CHEN J., FRANKLIN J.F., SPIES T.A. 1993. Contrasting microclimates among clearcut, edge, and interior of old-growth Douglas-fir forest. *Agriculture Forest Meteorol.*, 63: 219-237.
4. COLLINS B.S., PICKETT S.T.A. 1987. Influence of canopy opening on the environment and herb layer in southern hardwood forest. *Vegetatio*, 70: 3-10.
5. DEBUSSCHE M., ESCARRE J., LEPART J. 1982. Ornithochory and plant succession in mediterranean abandoned orchards. *Vegetatio*, 48 : 255-266.
6. DECONCHAT M. 1999. Exploitation forestière et biodiversité. Exemple dans les forêts fragmentées des côtes de Gascogne. Thèse de Doctorat. Université Paul Sabatier, Toulouse III, 186 p.
7. DECONCHAT M. 2001. Effets des techniques d'exploitation forestière sur l'état de surface du sol. *Ann. For. Sci.*, 58 653-661.
8. DI CASTRI F. 1996. La biodiversité. Rapport mondial sur la science. Unesco (Ed.), p. 253-264.
9. EHRENFELD J.G. 1980. Understorey response to canopy gaps of varying size in a mature oak forest. *Bulletin of the Torrey Botanical Club*, 107 (1): 29-41.
10. ELLIOT K.J., SWANK W. 1994. Changes in tree species diversity after successive clearcuts in the Southern Appalachians. *Vegetatio*, 155: 11-18.
11. ESCARRE J., 1979. Etude des successions post-culturales dans les hautes garrigues du Montpellierais. Thèse de doctorat. Université des Sciences et Techniques du Languedoc, Montpellier, 171 p.
12. ESCARRE J., HOUSSARD C., DEBUSSCHE M. 1983. Evolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne : étude de succession dans les garrigues du Montpellierais. *Acta Oecologica, Oecol. Plant.*, 4 (18) : 3 : 221-239.
13. FEDERER C.A., TANNER C.B. 1966. Spectral distribution of light in the forest. *Ecology*, 47 (4) : 555-560.

Hélène GONDARD,
François ROMANE,
Alain RENAUX
Michel GRANDJANNY
CNRS-CEFE
(UPR 9056), 1919
route de Mende,
34293 Montpellier
cedex 5

Zuheir SHATER
Département
de foresterie
et d'écologie,
Faculté d'agronomie
de l'Université
de Tichrine,
Lattaquia SYRIE

14. FLORET C., GALAN M.J., LE FLOCH E., ROMANE F. 1992. Dynamics of holm oak (*Quercus ilex* L.) coppices after clearcutting in southern France. *Vegetatio*, 99-100: 97-105.
15. GACHET S. 2000. A tool to elaborate plant functional types: the floristic database BASECO. Affiche présentée lors de l'atelier "Groupes fonctionnels : concepts et applications". Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive, Ecole Nationale Supérieure d'Agronomie de Montpellier. Montpellier, 25-26 septembre 2000.
16. GILLIAM F.S., TURRILL N.L., ADAMS M.B. 1995. Herbaceous-layer and overstory species in clear-cut and mature central Appalachian hardwood forests. *Ecological Applications*, 5 (4): 947-955.
17. GONDARD H., 2001. Un facteur de la diversité végétale sous climat méditerranéen : l'exploitation forestière. Cas des peuplements de pin d'Alep (*Pinus halepensis*) du Sud de la France. Thèse de doctorat. Faculté des Sciences et Techniques de Saint Jérôme. Université Aix-Marseille III, 157 p.
18. GONDARD H., ARONSON J., GRANDJANNY M., LE FLOCH E., ROMANE F., SHATER Z. 2000a. Plant species richness responses to management practices in chestnut (*Castanea sativa*) forests and coppice stands in the Cévennes mountains (Southern France). *Ecologia Mediterranea*, 26 (1-2) : 143-154.
19. GONDARD H., ROMANE F., ARONSON J., SHATER, Z. 2003. Impact of soil surface disturbances on functional group diversity after clear-cutting in Aleppo pine (*Pinus halepensis*) forests in southern France. *For. Ecol. Manage.*, 180 : 165-174.
20. GONDARD H., ROMANE F., GRANDJANNY M., LI J., ARONSON J. 2000b. Plant species diversity changes in abandoned chestnut (*Castanea sativa* Miller) groves in southern France. *Biodiversity and Conservation*, 10 : 189-207.
21. GRIME J.P. 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *The American Naturalist*, 111 (982): 1169-1193.
22. GRIME J.P. 1998. Benefits of plant diversity to ecosystems: immediate, filter and founder effects. *Journal of Ecology*, 86: 902-910.
23. GUITIAN J., SANCHEZ J.M. 1992. Seed dispersal spectra of plant communities in the Iberian Peninsula. *Vegetatio*, 98: 157-164.
24. HOUSSARD C., ESCARRE J., ROMANE F. 1980. Development of species diversity in some Mediterranean plant communities. *Vegetatio*, 43: 59-72.
25. HUSTON M.A. 1997. Hidden treatments in ecological experiments: re-evaluating the ecosystem function of biodiversity. *Oecologia*, 110: 449-460.
26. IFN (Inventaire Forestier National) 2000. Les résultats par essence. Site IFN sur « la toile », version du 18 mai 2000. <http://www.ifn.fr>
27. KROPP B.R., ALBEE S. 1996. The effects of silvicultural treatments on occurrence of mycorrhizal sporocarps in a *Pinus contorta* forest: a preliminary study. *Biological Conservation*, 78: 313-318.
28. LAVOREL S., McINTYRE S., LANDSBERG J., FORBES T.D.A. 1997. Plant functional classification: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Tree*, 12 (12): 474-478.
29. LEPART J. 1997. De la diversité spécifique à la biodiversité, les raisons d'un succès. *Forêt Méditerranéenne*, XVIII (1) : 4-10.
30. LEPS J., OSBORNOVA-KOSINOVA J., REJMANEK M. 1982. Community stability, complexity and species life history strategies. *Vegetatio*, 50: 53-63.
31. LIKENS G.E., BORMANN F.H., PIERCE R.S., REINERS W.A. 1978. Recovery of deforested ecosystem. Replacing the biomass nutrients lost in harvesting northern hardwood may take 60 to 80 years. *Science*, 199: 492-496.
32. MAC ARTHUR R. 1955. Fluctuations of animal populations and a measure of community stability. *Ecology*, 36: 533-536.
33. MCDONNELL M.J., STILES E.W. 1983. The structural complexity of old field vegetation and the recruitment of bird-dispersed plant species. *Oecologia*, 56: 109-116.
34. MEDAIL F. 1996. Structuration de la biodiversité de peuplements végétaux Méditerranéens en situation d'isolement. Thèse de doctorat. Université de Droit, d'Economie et des Sciences d'Aix-Marseille III, 290 p. + annexes.
35. MOLINIER R., MÜLLER P. 1938. La dissémination des espèces végétales. Lesot, A., Paris, Vol. 64, 178 p.
36. PENNOCK D.J., VANKESSEL C. 1997. Clear-cut forest harvest impacts on soil quality indicators in the mixedwood forest of Saskatchewan, Canada. *Geoderma*, 75: 13-32.
37. PICKETT S.T., WHITE P.S. 1985. The ecology of natural disturbance and patch dynamics. Academic Press, Inc., 472 p.
38. PIMM S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. *Nature*, 307: 321-326.
39. PRACH K., PYSEK P., SMILAUER P. 1997. Changes in species traits during succession: a search for pattern. *Oikos*, 79 (1): 201-205.
40. TATONI T., ROCHE P. 1994. Comparison of old-field and forest revegetation dynamics in Provence. *Journal of Vegetation Science*, 5 : 295-302.
41. THEBAUD C., DEBUSSCHE M. 1991. Rapid invasion of *Fraxinus ornus* L. along the Hérault river system in southern France: the importance of seed dispersal by water. *Journal of Biogeography*, 18: 7-12.
42. TRABAUD L. 1997. Are wildland fires threatening the Mediterranean flora and vegetation? In *Ecosystems and sustainable development*. Uso, J.L., Brebbia, C.A., Power, H. (Eds.), Adv. Ecol. Sci., p. 137-145.
43. TRABAUD L., LEPART J. 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43: 49-57.
44. VAN DER PIJL L., 1982. Principles of dispersal in higher plants. Springer, Berlin, Heidelberg and New York, 161 p.
45. VISSER R. 1997. Soil disturbances surveys of forestry operations: trial of the new EU protocol method. Management practices for forest harvesting considering environmental and economic constraints. Saint Jean d'Arvey (Chambéry), Savoie, France. Centre Technique du Bois et de l'Ameublement, 9 p.
46. WILLSON M.F., RICE B.L., WESTOBY M. 1990. Seed dispersal spectra: a comparison of temperate plant communities. *Journal of Vegetation Science*, 1: 547-562.

Liste des espèces végétales observées au moins une fois sur l'ensemble des 114 placettes

Classement par mode de dissémination à partir de la base de données BASECO
(Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléocécologie, Université Aix-Marseille III, Gachet 2000)

ANEMOCHORES

- Acer campestre* L.
Acer monspessulanum L.
- Achillea millefolium* L.
Aegilops ovata L.
Allium roseum L.
Allium sphaerocephalon L.
Anagallis arvensis L.
Anthoxanthum odoratum L.
Anthyllis vulneraria L.
Aphyllanthes monspeliensis L.
Asplenium adiantum-nigrum L.
Asplenium trichomanes L.
Avenula bromoides (Gouan) H. Scholz
Biscutella laevigata L.
Bituminaria bituminosa L. (b.)
Brachypodium phoenicoides (L.) Roemer & Schultes
Brachypodium pinnatum (L.) P. Beauv
Brachypodium retusum (Pers.) P. Beauv
Brachypodium sylvaticum (Hudson) P. Beauv.
Bromus erectus Hudson
Bupleurum semicompositum L.
Carduus litigiosus subsp. *litigiosus*
Carlina vulgaris L.
Catananche caerulea L.
Centaurea paniculata L.
Centaurea scabiosa L.
Centranthus ruber (L.) DC.
Cephalanthera rubra (L.) L.C.M. Richard
Cephalaria leucantha (L.) Roemer & Schultes
Cirsium arvense (L.) Scop.
Cistus albidus L.
Cistus monspeliensis L.
Cistus salviifolius L.
Clematis flammula L.
Clematis vitalba L.
Conyza sumatrensis (Retz.) E. Walker
Coris monspeliensis L.
Crepis pulchra L.
Crepis sancta (L.) Bornm.
Crucianella angustifolia L.
Crucianella latifolia L.
Dactylis glomerata L.
Daucus carota L.
Dianthus sylvestris subsp. *longicaulis*
(Ten.) Greuter et Burdet
Echinops ritro L.
Eryngium campestre L.
Festuca ovina L.
Fraxinus angustifolia subsp. *oxycarpa*
(Willd.) Franco & Rocha
Fumana ericoides (Cav.) Gandoger
Fumana thymifolia (L.) Spach ex Webb
- Gladiolus communis* L.
Gladiolus italicus Miller
- Helianthemum hirtum* (L.) Miller
Helianthemum oelandicum subsp.
italicum (L.) Cesati
Helianthemum salicifolium (L.) Miller
Helichrysum stoechas (L.) Moench
Hieracium maculatum Sm.
Hieracium murorum L.
Hieracium pilosella L.
Holcus lanatus L.
Hypericum perforatum L.
Hypochaeris achyrophorus L.
Inula montana L.
Lactuca serriola L.
Lavandula latifolia Medik.
Leucanthemum vulgare Lam.
Leuzea conifera (L.) DC.
Limodorum abortivum (L.) Swartz
Linaria repens (L.) Miller
Linaria simplex (Willd.) DC.
Linaria vulgaris Miller
Linum campanulatum L.
Linum trigynum L.
Lolium perenne L.
Medicago orbicularis (L.) Bartal.
Melica ciliata L.
Muscari comosum (L.) Miller
Mycelis muralis (L.) Dumort.
Ophrys fusca Link
Paliurus spina-christi Miller
Peucedanum cervaria (L.) Lapeyr.
Phleum pratense L.
Picris hieracioides L.
Pinus halepensis Miller
Poa nemoralis L.
Polygala vulgaris L.
Rumex acetosa L.
Scabiosa columbaria L.
Sedum album L.
Sedum ochroleucum Chaix
Sedum sediforme (Jacq.) Pau
Sonchus oleraceus L.
Staelhelina dubia L.
Stipa bromoides (L.) Dörfler
Stipa offneri Breistr.
- Tragopogon porrifolius* L.
Trifolium angustifolium L.
Trifolium campestre Schreber
Trifolium repens L.
- Trifolium stellatum* L.
Ulmus minor Miller
Urospermum dalechampii (L.)
Scop. ex F.W. Schmidt
Verbascum sinuatum L.
Vincetoxicum hirundinaria Medik

AUTOCHOSES

Argyrolobium zanonii (Turra) P. W. Ball
Blackstonia perfoliata (L.) Hudson
Calicotome spinosa (L.) Link
Cercis siliquastrum L.
Colutea arborescens L.
Coronilla juncea L.
Coronilla minima L.
Cytisophyllum sessilifolium (L.) O.F.Láng
Dorycnium hirsutum (L.) Ser.
Euphorbia spinosa L.
Genista monspessulana (L.) L. Johnson
Genista pilosa L.
Geranium robertianum L.

BAROCHOSES

Aristolochia pistilochia L.
Artemisia absinthium L.
Asperula cynanchica L.
Astragalus monspessulanus L.
Carex distachya Desf.
Carex halleriana Asso
Carex humilis Leysser
Convolvulus cantabricus L.
Galium divaricatum Pourret ex Lam.
Hyssopus officinalis L.
Lathyrus sylvestris L.
Lepidium hirtum L.

HYDROCHOSES

Asplenium ceterach Willd.
Clinopodium vulgare L.
Malva sylvestris L.

ZOOCHOSES

Amelanchier ovalis Medik
Arbutus unedo L.
Asparagus acutifolius L.
Celtis australis L.
Cornus sanguinea L.
Corylus avellana L.
Crataegus monogyna Jacq.
Daphne gnidium L.
Digitalis lutea L.
Dorycnium pentaphyllum Scop.
Echium vulgare L.
Euphorbia characias L.
Euphorbia cyparissias L.
Euphorbia nicaeensis All.
Ficus carica L.
Galium timeroyi Jordan
Geranium columbinum L.
Halimium halimifolium (L.) Willk.
Hedera helix L.
Helleborus foetidus L.
Juniperus communis L.
Juniperus oxycedrus L.
Juniperus phoenicea L.
Laurus nobilis L.
Ligustrum vulgare L.
Lonicera etrusca G. Santi
Lonicera implexa Aiton
Lonicera periclymenum L.
Lotus angustissimus L.
Medicago minima (L.) L.
Olea europea L.
Onobrychis caput-galli (L.) Lam
Osyris alba L.

Hippocrepis comosa L.
Hippocrepis emerus (L.) P. Lassen
Lathyrus aphaca L.
Lathyrus pratensis L.
Lathyrus setifolius L.
Lotus corniculatus L.
Ononis minutissima L.
Ononis spinosa L.
Spartium junceum L.
Ulex minor Roth
Vicia sativa subsp. *nigra* (L.) Ehrh
Vicia tetrasperma (L.) Scherber

Lithospermum purpureocaeruleum L.
Medicago lupulina L.
Ornithogalum pyrenaicum L.
Prunella grandiflora (L.) Scholler
Ranunculus bulbosus L.
Seseli montanum L.
Sonchus arvensis L.
Stachys recta L.
Teucrium chamaedrys L.
Teucrium flavum L.
Teucrium polium L.
Turritis glabra L.

Prunella vulgaris L.
Sanguisorba minor Scop.

Phillyrea angustifolia L.
Phillyrea latifolia L.
Pinus pinaster Aiton
Pistacia lentiscus L.
Pistacia terebinthus L.
Prunus avium L.
Prunus mahaleb L.
Prunus spinosa L.
Punica granatum L.
Pyrus amygdaloides Vill.
Quercus coccifera L.
Quercus humilis Willd.
Quercus ilex L.
Reseda phyteuma L.
Rhamnus alaternus L.
Rhus coriaria L.
Rosa sempervirens L.
Rosmarinus officinalis L.
Rubia peregrina L.
Rubus caesius L.
Rubus idaeus L.
Rubus ulmifolius Schott
Ruscus aculeatus L.
Salvia pratensis L.
Satureja montana L.
Smilax aspera L.
Sorbus aucuparia L.
Taxus baccata L.
Teucrium montanum L.
Thymus vulgaris L.
Viburnum tinus L.
Viola odorata L.
Vitis vinifera L.

Résumé

Les conséquences de différents types de coupe (coupe rase, éclaircie forte, éclaircie faible) sur la diversité végétale et le suivi des variations observées dans le temps ont été analysées par l'intermédiaire de la richesse spécifique et d'une approche plus fonctionnelle sur des forêts de pin d'Alep du Centre Var. En effet, la réponse de la végétation à différentes coupes forestières a été appréhendée par les variations du nombre d'espèces et des modes de dissémination des espèces végétales. Ce trait biologique a été retenu en raison de sa grande importance sur la dynamique et la structure des populations végétales.

Les résultats indiquent que les effets de ces différents types de coupe sont très marqués les trois premières années après la coupe puis ils s'estompent jusqu'à pratiquement disparaître au bout de dix ans environ. Donc la coupe forestière n'entraîne pas de modifications majeures sur le long terme de la diversité végétale dans les forêts de pin d'Alep.

Mots clés : diversité végétale, mode de dissémination, coupe rase, éclaircie, pin d'Alep

Summary

The consequences of clear cutting or thinning on the number of plant species and on how they spread in the Aleppo pine forests of the Var region (S.-E. France)

The consequences of different cutting methods (clear-cutting, heavy or light thinning) on plant diversity and changes through time were analyzed from species richness and functional approach in the specific case of Aleppo pine forest in the central Var region. Our study focused on types of plant species dispersal which are important for the dynamics and structure of plant communities.

Results indicate that, while the effects of the different cutting methods are very marked during the first three years, these effects decrease and disappear after about ten years. It is concluded that, in Aleppo pine forest, differences in cutting methods do not result in serious modifications of plant species diversity in the long term.

Key words : plant diversity, dispersal type, clear-cutting, thinning, Aleppo pine

Riassunto

Conseguenze di un taglio raso o di un diradamento sulla ricchezza specifica e il modo di disseminazione delle specie vegetali nelle foreste di pino d'Aleppo del Var (sud della Francia)

Le conseguenze dei diversi tipi di taglio (taglio raso, diradamento forte, diradamento debole) sulla diversità vegetale e il seguire delle variazioni osservate nel tempo sono state analizzate per il tramite della ricchezza specifica e di un approssimarsi più funzionale sulle foreste di pino d'Aleppo del centro Var. Infatti, la risposta della vegetazione a diversi tagli forestali è stata concepita dalle variazioni del numero di specie e dei modi di disseminazione delle specie vegetali. Questo tratto biologico è stato trattenuto in ragione della sua grande importanza sulla dinamica e la struttura delle popolazioni vegetali.

I risultati indicano che gli effetti di questi diversi tipi di taglio sono assai segnati i tre primi anni dopo il taglio poi si attenuano fino a sparire in capo a dieci anni circa. Dunque il taglio forestale non provoca modifiche maggiori sul termine lungo della diversità vegetale nelle foreste di pino d'Aleppo.

Parole chiavi : diversità vegetale, modi di disseminazione, taglio raso, diradamento, pino d'Aleppo.