
Dynamique des boisements naturels en Provence

Thierry Tatoni, Marcel Barbero et Sophie Gachet-Boudemaghe

Les paysages méditerranéens sont désormais reconnus comme fortement modifiés, de sorte que même les formations végétales qui y apparaissent aujourd'hui comme « naturelles » sont en fait la résultante de perturbations d'origine humaine (di Castri, 1981 ; Quézel, 1989).

Dans ce contexte, il est toujours difficile d'envisager la forêt méditerranéenne comme un véritable système forestier comparable dans son fonctionnement avec les formations boisées plus septentrionales.

C'est pourquoi l'important phénomène de déprise agricole que l'on observe au niveau de la région méditerranéenne française depuis le début du vingtième siècle constitue une opportunité sans précédent pour enfin aborder les formations végétales méditerranéennes, résultant pour la plupart de la dynamique post-culturale (Baudry et Bunce, 1991 ; Tatoni *et al.*, 1994 ; Tatoni et Roche, 1994), sous l'angle de l'écologie forestière.

La déprise agricole constitue certainement un des phénomènes sociaux majeurs du sud-est de la France, et ses conséquences sont aisément perceptibles au niveau du paysage, depuis la Basse et la Moyenne Provence jusqu'aux Alpes

méditerranéennes (tableau 1). Ce phénomène est d'autant plus sensible que la déprise rurale est à la fois agraire, pastorale et forestière, ce qui confère un aspect « spectaculaire » à l'évolution du couvert forestier sur les 125 dernières années.

Toutefois, même si la forte progression forestière apparaît très nettement à travers les statistiques (Barbero & Quézel, 1990), ce phénomène ne se traduit pas forcément de manière aussi sensible au niveau des paysages car ces formations végétales post-culturales particulièrement denses sont souvent touchées par des incendies spatialement importants (Barbero *et al.*, 1990).

Malgré cela, il s'agit aujourd'hui d'essayer de mieux comprendre la structure et le fonctionnement de ces « nouveaux » systèmes forestiers résultant de la progression de la végétation ligneuse en région méditerranéenne. Des travaux commencés au début des années 80 ont permis d'établir des modèles forestiers synthétisant la dynamique de ces formations végétales (Barbero et Quézel, 1989 ; Barbero *et al.*, 1990).

L'objectif du présent article s'inscrit dans la continuité de ces travaux en essayant dans un premier temps de compléter les données existantes quant à la quantification, pour les principales essences, des changements dans les surfaces forestières.

**Thierry Tatoni,
Marcel Barbero
et Sophie
Gachet-
Boudemaghe**
Institut Méditerranéen d'Écologie
et de Paléo-écologie
case 461
Faculté St Jérôme
13397 Marseille
Cedex 20

Dans un second temps, la réflexion concerne la composition des sous-strates, de façon à apporter un nouvel éclairage sur les principaux modèles dynamiques forestiers.

Enfin, la dernière partie de notre article s'attache à dresser une synthèse sur les processus phytodynamiques post-cultureux, voire post-incendie, qui expliquent la nature et l'importance des accrus pré-forestiers et forestiers en Provence.

Rappels sur les principaux modèles dynamiques forestiers

Trois modèles généraux d'occupation spatiale se dégagent du point de vue des fonctions de réponse des composants biologiques des principaux écosystèmes méditerranéens au stress climatique, aux contraintes géopédologiques et aux perturbations « naturelles » ou anthropiques.

Tableau 1. – Changements dans les modes d'utilisation du sol et la dynamique des grandes formations végétales en Basse Provence, Moyenne Provence et Haute Provence (Alpes méditerranéennes).

Basse Provence		Moyenne Provence		Haute Provence	
Avant déprise	Après déprise	Avant déprise	Après déprise	Avant déprise	Après déprise
Culture de restanques, oliveraies, châtaigneraies	↘	Parcours, élevage ovin	↘	Parcours, élevage ovin-bovin	↘
Vignobles complantés	Monoculture vigne	Cultures céréalières et fourragères	↘	Transhumance	↘
	↗ Arboriculture de vallée	Plantes aromatiques, médicinales et à parfum	↘	Prairies de fauche	↘
Cultures céréalières, maraîchage	Maraîchage			Exploitation du bois	↗
Parcours ovins-caprins en garrigue et maquis	↘			Sapinières, pessières	↗ légère
				Prés-bois de Mélézeins, exploitation des forêts de conifères	↘
Régime de taillis :		Régime de taillis :			
Chêne vert dominant	↘	Chêne pubescent dominant	↗	Mélézeins	↗
Chêne pubescent	↗	Ostrya	↗	Pinède de pin sylvestre	↗
Pin d'Alep	↗	Pin sylvestre	↗	Pin à crochet, Arole	↗ faible
Garrigues et maquis	↗	Génistaie-Buxaie	↗	Pelouses	↘
Pelouses	↘	Pelouses	↘		

■ **Modèle expansionniste**

Ce modèle est essentiellement représenté par des conifères généralistes tels que le pin d'Alep (*Pinus halepensis*) et le pin sylvestre (*P. sylvestris*) ou encore le cèdre de l'Atlas (*Cedrus atlantica*), à bonne **sélection biologique** liée à une fertilité précoce (10 ans en moyenne) et à une forte production de graines. Les conifères qui relèvent de ce modèle sont aussi caractérisés par des graines à taux de survie élevé dans les différents types de milieux, et par une excellente **sélection écologique**.

La bonne **sélection spatiale** traduit la forte hétérogénéité des peuplements et des classes d'âge, ce qui démontre le dynamisme de ce modèle où les mécanismes de compétition par exploitation jouent un rôle important. Les jeunes individus ont une croissance rapide, donc une production en biovolume importante et une bonne aptitude à la compétition interspécifique dans les fruticées denses où dominent les espèces à stratégie « r » (à multiplication rapide et à durée de vie relativement courte).

En ce qui concerne la **résistance aux perturbations**, les conifères expansionnistes sont bien adaptés aux activités humaines (coupe, culture, pâturage en sous-bois) et aux perturbations « naturelles » (incendies) (Acherar *et al.*, 1984 ; Abbas *et al.*, 1985 ; Tatoni, 1992).

■ **Modèle de résistance**

Ce modèle comprend la plupart des arbres et arbustes sclérophylles (*Pistacia* div. sp., *Olea*, *Quercus* div. sp.), caractérisés par une **sélection écologique** élevée et donc une forte capacité à s'adapter à la sécheresse estivale, couplée à une potentialité de survie après perturbation, sur différents substrats.

La **sélection biologique** de ces espèces est moyenne : le temps de génération est 4 à 6 fois plus élevé que celui du modèle précédent (âge de fertilité : 40 à 60 ans en moyenne). En outre, la production de graines est irrégulière, et leur dissémination faible et « animaux-dépendante ». La plupart des graines sont également soumises à la prédation et aux attaques parasitaires.

Ces caractéristiques expliquent la faible **sélection spatiale** de ces peuplements à sclérophylles, dont l'installation est généralement permise par

les oiseaux dans les peuplements non perturbés du modèle expansionniste précédent.

Une fois les peuplements installés, la **résistance aux perturbations** est optimale et résulte de la forte capacité de sélection écologique de ces espèces. Quelle que soit leur origine, ces perturbations provoquent un rejet de souche très rapide, ceci d'autant plus que les contraintes édaphiques sont fortes et les perturbations répétées. Selon une hypothèse étayée par des études palynologiques (Pons, 1981) et pédoanthracologiques (Thinon, 1992), les espèces sclérophylles auraient été favorisées par les intenses perturbations de type incendie et/ou pastoralisme, au détriment des espèces caducifoliées.

■ **Modèle de stabilisation**

Ce modèle est constitué d'espèces forestières, essentiellement caducifoliées, à faible **sélection biologique** dont l'âge de fertilité est élevé. Comme dans le précédent modèle, la production de graines est élevée mais irrégulière.

La **sélection écologique** de ce modèle est faible : leurs exigences bioclimatiques confinent les principales essences en bioclimats sub-humide, humide et per-humide, dans des stations où les périodes de sécheresse peuvent durer de 1 à 3 mois, mais sont souvent compensées par la qualité trophique des substrats. L'adaptation aux contraintes extrêmes est ainsi peu marquée.

La plupart de ces espèces appartiennent au type « K » (espèces à stratégie démographique très contrôlée) et investissent dans la longévité, ce qui leur donne une bonne capacité à la compétition dans les peuplements mélangés.

La **résistance aux perturbations** est bien moins marquée que précédemment. Si la plupart des espèces constituant ces peuplements se ressèment ou rejettent de souche à l'occasion de perturbations irrégulières, elles ne sont pas comparables aux espèces sclérophylles. De plus, ce modèle est peu adapté aux perturbations régulières de fréquence et d'intensité élevées.

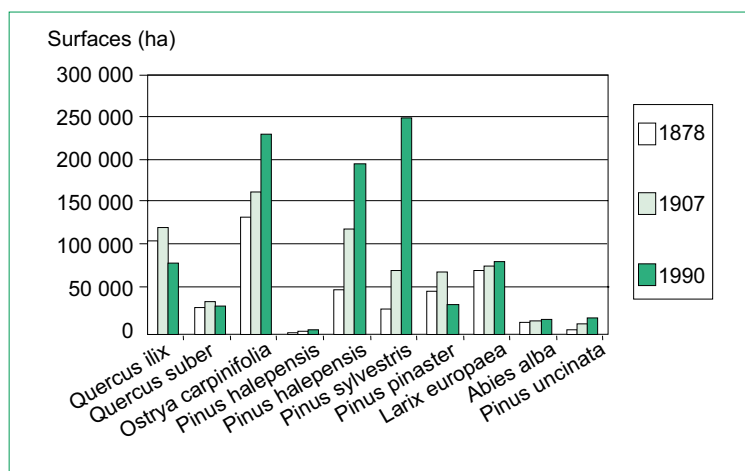
Ces caractéristiques peuvent expliquer le remplacement des espèces caducifoliées par des espèces sclérophylles dans différentes parties du nord de la Méditerranée, à cause de l'intense activité agro-sylvo-pastorale et pas nécessairement à cause de changements climatiques.

Malgré tout, ce modèle présente une protection optimale contre les feux accidentels car la plupart des espèces appartenant à ce modèle ne sont pas vraiment inflammables ou combustibles.

Après des perturbations répétées, la résilience est faible et la vitesse de régénération moyenne, ce qui constitue un obstacle à l'extension spatiale de ce modèle, le temps de génération étant beaucoup plus long que celui des sclérophylles.

Changements dans les surfaces des principales essences forestières

Si l'on observe l'évolution des surfaces forestières depuis plus d'un siècle en région PACA (figure 1), c'est essentiellement la progression des conifères expansionnistes et du chêne pubescent qui constitue le modèle le plus remarquable.



▲ Figure 1. – Évolution des surfaces de forêts (région PACA).

En 1990, si on cumule les superficies des deux espèces, plus de 450 000 ha sont occupés par les pins généralistes (pin d'Alep ou pin sylvestre) alors qu'ils ne couvraient pas plus de 75 000 ha à la fin du XIX^e siècle.

En comparant les comportements de ces deux espèces, le pin sylvestre montre une progression encore plus nette que le pin d'Alep. Ce léger décalage peut être expliqué à partir des aires de répartition régionale de ces essences. Le pin d'Alep se répartit sur toute la frange lit-

torale en remontant à l'intérieur des terres dans tout l'étage meso-méditerranéen. Il concerne donc l'essentiel des territoires de plaines et de moyennes collines de la région. Lorsqu'on passe dans l'étage bioclimatique supra-méditerranéen c'est à dire, dans cette région, à partir d'environ 700 m d'altitude, le pin sylvestre prend en quelque sorte le relais du pin d'Alep. *Pinus sylvestris* s'étend donc dans les zones de moyenne montagne, c'est à dire sur des territoires qui historiquement ont été les premiers concernés par la déprise agricole car ils regroupaient des agrosystèmes particulièrement difficiles à entretenir. L'abandon massif des cultures à l'intérieur des terres et en altitude, ainsi que la forte baisse du pâturage extensif tel que se pratiquait traditionnellement en montagne méditerranéenne, sont les principaux facteurs expliquant la progression encore plus nette du pin sylvestre.

L'expansion des forêts de chêne pubescent constitue l'autre événement majeur quant aux changements du couvert forestier au cours du XX^e siècle, d'autant que parallèlement les formations de chêne vert ont tendance à régresser spatialement. Ces patrons entre ces deux espèces de chênes s'expliquent par l'abandon d'une part de la gestion des taillis qui visait à favoriser les arbres sclérophylles pour la production de bois de chauffe, d'autre part du sylvo-pastoralisme qui inhibait tout mode de régénération autre que le recépage.

En ce qui concerne les autres essences, les phénomènes sont moins nets. Globalement les conifères de montagnes (*Larix*, *Abies*, *Pinus uncinata*) montrent une légère progression mais sans commune mesure avec celle du pin sylvestre.

Enfin, les données concernant le pin maritime (*P. pinaster*) mettent en évidence l'effet de l'attaque parasitaire (*Matsucoccus feytaudi*) qui a fortement appauvri les populations régionales.

Analyse qualitative de la strate arbustive des modèles forestiers

Si l'on s'intéresse particulièrement aux accrus forestiers post-culturaux, l'accent doit être mis sur le modèle expansionniste qui peut présenter différentes caractéristiques selon les conditions de milieu et l'historique des écosystèmes.

Trois sous-catégories se distinguent dans ce modèle, en fonction de la nature des strates arbustives.

Les strates arbustives des pinèdes de pin d'Alep et de pin sylvestre en situation pionnière sont structurées suivant les mêmes patrons autour d'espèces expansionnistes à temps de colonisation court (tableau 2) à fortes sélections biologique (abondance de la pluie de graines, âge à la reproduction précoce) et écologique (occupation de tous les types de substrats).

Certaines de ces espèces induisent des processus allélopathiques. Les allomones émises ralentissent alors la colonisation des peuplements et la régénération d'autres taxons malgré l'occurrence régulière de pluies d'autres graines sur les sites. Ainsi se structurent des peuplements expansionnistes arbustifs de longue durée temporelle (tableau 3).

D'autres modèles spatiaux s'organisent autour d'arbustes à dissémination zoochore. La structuration spatiale des peuplements est plus longue que dans les deux modèles précédents, mais leur diversité est déterminée par l'abondance de la faune et son organisation en structures par tailles (oiseaux et micro-mammifères surtout). Ces modèles se rencontrent des étages méditerranéens à l'étage subalpin.

Les espèces du modèle de résistance, qui expriment à la fois des stratégies de reproduction sexuée et de renouvellement végétatif sous la fréquence et l'intensité des perturbations (incendies), occupent surtout d'anciens milieux méditerranéens forestiers. La dissémination des arbustes s'est faite dans un premier temps en sous-bois forestier par zoochorie et leur résistance (en particulier aux incendies) explique ensuite leur maintien dans les milieux ouverts de fruticée (tableau 4). Tel est le cas du buis, de l'arbousier et des filaires qui ne régénèrent que dans les sous-bois. Il faut noter qu'en altitude aucune espèce arbustive ne répond à ce modèle, les populations clonales de *Rhododendron*, *Vaccinum*... étant détruites après incendie.

Dans les milieux méditerranéens, beaucoup de structures préforestières et de fruticées héritées des perturbations se présentent comme des mosaïques où sont associées les espèces expansionnistes et les espèces de résistance, les unes pri-

Tableau 2. – Principales espèces arbustives du modèle expansionniste à temps de colonisation court. ▼

Basse Provence	Moyenne Provence	Alpes méditerranéennes
<ul style="list-style-type: none"> • Calycotome spinosa • Genista scorpius 	<ul style="list-style-type: none"> • Genista cinerea • Genista pilosa ssp jordanii • Genista hispanica 	<ul style="list-style-type: none"> • Cytisus sessilifolius • Cytisus polytrichus
<ul style="list-style-type: none"> • Ulex parviflorus 	<ul style="list-style-type: none"> • Lavandula vera • Euphorbia spinosa 	<ul style="list-style-type: none"> • Genista pilosa ssp jordanii • Genista delphinensis
<ul style="list-style-type: none"> • Spartium junceum • Dorycnium suffruticosum • Coronilla australis • Helichrysum stoechas • Stachys dubia • Genista pilosa ssp microphylla • Cistus div. sp. 		

Tableau 3. – Principales espèces arbustives du modèle expansionniste à temps de colonisation court, mais d'installation durable. ▼

Basse Provence	Moyenne Provence	Alpes méditerranéennes
<ul style="list-style-type: none"> • Lavandula latifolia • Lavandula stoechas • Thymus vulgaris 	<ul style="list-style-type: none"> • Calluna vulgaris • Lavandula vera • Rhus cotinus 	<ul style="list-style-type: none"> • Calluna vulgaris • Lavandula vera • Rhododendron ferrugineum • Picea excelsa
<ul style="list-style-type: none"> • Rosmarinus officinalis • Calluna vulgaris 	<ul style="list-style-type: none"> • Thymus vulgaris 	

Tableau 4. – Principales espèces arbustives du modèle expansionniste à déterminisme zoochore. ▼

Basse Provence	Moyenne Provence	Alpes méditerranéennes
<ul style="list-style-type: none"> • Amelanchier ovalis • Coriaria myrtifolia (surtout Alpes maritimes) • Pistacia terebinthus 	<ul style="list-style-type: none"> • Amelanchier ovalis • Juniperus communis ssp. hemisphaerica • Prunus spinosa 	<ul style="list-style-type: none"> • Amelanchier ovalis • Vaccinum div sp.
<ul style="list-style-type: none"> • Pistacia lentiscus • Rhus coriaria 	<ul style="list-style-type: none"> • Crataegus monogyna • Rosa div sp. 	<ul style="list-style-type: none"> • Hippophae rhamnoides • Juniperus nana • Juniperus communis ssp. hemisphaerica • Juniperus sabina
<ul style="list-style-type: none"> • Viburnum tinus • Jasminus fruticans 	<ul style="list-style-type: none"> • Viburnum lantana • Sambucus ebulus 	<ul style="list-style-type: none"> • Cotoneaster integerima • Arctostaphylos uva-ursi
<ul style="list-style-type: none"> • Osyris alba • Juniperus oxycedrus • Ligustrum vulgare • Cornus sanguinea 	<ul style="list-style-type: none"> • Sambucus nigra 	

vilégiant le renouvellement végétatif, les autres s'installant dans la maille interstitielle non occupée par les végétaux qui se recèpent.

Synthèse

En absence de perturbation, 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 et les schémas dynamiques vont être différents suivant l'historique des utilisations antérieures, l'occurrence et la fréquence des perturbations, les conditions locales comme notamment les ressources édaphiques, et les contextes paysagers. Même si les interactions entre ces catégories de paramètres vont conférer une certaine complexité aux modalités évolutives de la végétation régionale, les principaux cas de figure peuvent être exposés d'une manière synthétique de la façon suivante :

- dans un paysage qui n'est pas trop marqué par la présence de conifères expansionnistes, les friches évoluent vers des formations arbustives généralement caducifoliées, celles-ci se transformant à leur tour en formations forestières. Cette succession se réalise dans un laps de temps assez court, puisque le stade « chênaie » peut être atteint au bout d'une cinquantaine d'années. Dans ce cas, le modèle de stabilisation est directement déterminé dès l'abandon des terres ;
- dans les secteurs sensibles à la pression du pin d'Alep ou du pin sylvestre, les terres abandonnées vont rapidement être recolonisées par cette essence. Le stade « arbuste » peut alors être sauté. Les formations de pins vont se développer jusqu'à former des futaies pouvant atteindre plus de vingt mètres de haut, les arbres poussant sans contraintes, sur des sols meubles. Ce stade « résineux » constitue un palier retardant considérablement l'installation de la forêt feuillue. Toutefois, les chênes, souvent présents en sous-strate, annoncent l'évolution vers le stade ultime actuel de la dynamique. Le modèle de stabilisation démarre alors à partir des formations arborées issues du modèle expansionniste. Cette situation doit être nuancée dans le cas où des utilisations de type pastoral ont

affecté les ressources édaphiques. Les territoires abandonnés vont être colonisés par les conifères mais le retour de la forêt caducifoliée va être fortement retardé, puisqu'il passera par le développement du modèle de résistance, avant d'entrer dans le modèle de stabilisation ;

– l'intervention de perturbations à un stade quelconque de la dynamique progressive modifie sensiblement le schéma successional. L'intensité de la déviation va alors dépendre de la vitesse de cicatrisation, c'est-à-dire de *la vitesse à laquelle, après destruction de la végétation, le milieu est apte par son activité biologique à reproduire une formation ligneuse haute dense* (Godron et Poissonet, 1972). En ce qui concerne les systèmes méditerranéens les processus de résilience sont extrêmement liés à l'état et au comportement du sol. En effet, après le passage du feu, deux principales situations se distinguent :

- dans des secteurs de faible pente ou sur des versants anciennement aménagés en terrasses de culture l'essentiel du sol reste en place, ce qui maintient un certain niveau de ressources édaphiques, la dynamique de revégétalisation peut être très rapide. Les ligneux bas, comme par exemple *Ulex parviflorus* en Basse Provence, recolonisent les surfaces incendiées, jusqu'à former assez rapidement des formations arbustives denses pouvant être considérées comme préforestières malgré le palier qu'elles engendrent au niveau du déroulement de la succession ;
- lorsque la stabilité des couches superficielles du versant n'est pas assurée, des processus de ravinement et d'érosion accompagnent la destruction de la couverture végétale, ce qui se traduit par la perte du potentiel édaphique. Ces surfaces vont alors être recolonisées par des espèces adaptées à ces conditions de vie « extrêmes », comme par exemple *Quercus coccifera*. Dans ce cas, les formations végétales résultantes sont des garrigues ou des maquis très clairs, voire même des pelouses sèches, qui vont constituer un important palier et retarder considérablement l'évolution de la végétation vers des systèmes forestiers.

Conclusion

Les travaux de recherche menés jusqu'à aujourd'hui ont consisté à comprendre les mé-

canismes qui contrôlent la progression forestière concomitante au contexte social et ont apporté un certain nombre d'acquis sur la connaissance de la dynamique de la reforestation au niveau régional. Les modèles forestiers sont l'aboutissement d'une première étape de ces recherches.

Depuis peu, les études s'attachent à donner une dimension spatiale à ces modèles en évaluant l'importance des caractéristiques spatiales et de la structure du paysage sur les modalités dynamiques des accrus forestiers (Roche, 1994 ; Roche *et al.*, 1998).

Cependant, malgré l'existence d'une relative abondance de travaux concernant les aspects dynamiques, il subsiste de fortes lacunes sur le fonctionnement écologique des formations forestières qui occupent une place de plus en plus grande dans les paysages méditerranéens français. Cette méconnaissance peut alors poser des problèmes dans le contexte actuel par rapport

aux interrogations et aux prises de décision concernant la gestion de la biodiversité. En effet, d'importants moyens sont déployés actuellement pour entretenir ou même pour créer des milieux ouverts en raison de leur rôle dans le maintien d'une certaine diversité biologique (Guende *et al.*, 1997; Taton *et al.*, 1998 ; Véla *et al.*, 1998). Les milieux ouverts sont d'un intérêt évident pour la biodiversité, mais cela n'exclut pas forcément le rôle des formations forestières à ce niveau. Il faut en fait garder à l'esprit que l'on a pour l'instant pas encore eu vraiment l'opportunité, en région méditerranéenne, de travailler sur de véritables systèmes forestiers, c'est-à-dire riches d'une évolution dépassant 150 ans de maturation. C'est pourquoi, il paraît désormais indispensable de développer d'importants programmes de recherches visant à comprendre le fonctionnement écologique des forêts méditerranéennes et évaluer leur place dans la structuration de la biodiversité. ■

Résumé

La région méditerranéenne française, particulièrement concernée par une importante déprise agricole depuis le début du XX^e siècle, constitue aujourd'hui une zone d'étude privilégiée pour établir une synthèse sur la dynamique post-culturelle des boisements naturels.

Les modèles spatiaux, regroupant les différentes formations préforestières et forestières à stratégie démographique expansionniste, représentent les situations les plus remarquables en terme de dynamique. Parmi ces modèles, trois catégories peuvent être distinguées : i) les modèles expansionnistes à temps de colonisation court, ii) les modèles expansionnistes à temps de colonisation court, mais d'installation durable et iii) les modèles expansionnistes à déterminisme zoochore. Ces trois modèles s'expriment au cours des successions post-culturelle et/ou post-incendie, à travers des cortèges floristiques différenciés suivant une zonation géographique depuis la Basse Provence jusqu'aux Alpes méditerranéennes. La production d'un biovolume important et une forte représentation spatiale sont des caractéristiques communes à ces trois modèles, que l'on s'intéresse aux formations arbustives ou aux essences forestières.

Pour les milieux très contraints notamment sous l'effet de perturbations récurrentes, la dynamique des peuplements ligneux relève alors des modèles de résistance. Ces derniers se distinguent des modèles expansionnistes par des temps de génération beaucoup plus longs, des productions de diaspores réduites (avec une variabilité inter annuelle), un fort renouvellement végétatif (avec une importante aptitude au recépage et au développement de systèmes axillaires), une faible compétition inter-spécifique (par forte occupation spatiale de quelques individus dominants).

Dans les cas de déprise forestière ou d'abandon cultural ancien sans perturbation, l'évolution de la végétation peut être assimilée au modèle de stabilisation qui se traduit pour une grande partie de la région méditerranéenne par l'installation et le développement de la chênaie pubescente de manière durable.

Enfin, au delà de l'analyse phytoécologique de la dynamique des peuplements boisés, les statistiques forestières et agricoles ainsi que l'étude des principaux changements sociaux permettent d'illustrer et d'affiner l'interprétation des modèles présentés, en particulier à travers la progression spectaculaire depuis cent ans des conifères expansionnistes et des chênes caducifoliés, ainsi que les bouleversements dans les modes d'utilisation du sol.

Abstract

The French Mediterranean region, particularly marked by large-scale abandoning of agricultural land since the beginning of the 20th century, is particularly suitable for studying the dynamics of natural reforestation after cultivation has ceased.

The models include various pre-forest and forest formations with an expansionist demographic strategy, representing the most remarkable situations as far as growth is concerned. Among these models, three categories can be distinguished: i) expansionist with fast colonisation, ii) expansionist with fast and long-term colonisation, iii) expansionist with a zoochoric determinism.

These three models appear successively after cultivation and/or after fire, through their accompanying flora are differentiated according to geographical zones from Basse Provence up to the Mediterranean Alps. All three models feature the production of a high biovolume and abundant representation in space, whether the vegetation consists of bushes or forest species.

For milieus with high constraints because of recurrent disturbances, the ligneous population adopts resistance models. These are differentiated from the expansionist models by a much longer generation time with narrower spreading (variable from year to year), high rate of renewal (high aptitude for pruning and development of axillary systems), and low inter-species competition (by wide occupation of space by a few dominant individuals).

In the case of neglected forests or long-abandoned cultivation without disturbance, the growth of the vegetation can be covered by a stabilising model which, in the Mediterranean region, results in the installation and development of permanent pubescent oak forests.

Finally, beyond the phytoecological analysis of the dynamics of forest populations, the statistics of agricultural and forest areas as well as the study of the main social changes help to illustrate and fine-line the interpretation of the models presented, particularly through spectacular progression of expansionist conifers and deciduous oaks over the last century as well as deep-going transformations in the methods of using the soil.

Bibliographie

Abbas, H., BARBERO, M., LOISEL, R. & QUEZEL, P., 1985, Les forêts de pin d'Alep dans le sud-est méditerranéen français : analyses écodendrométriques (1^{ère} partie). *Forêt méditerranéenne*, VII(1), p. 35-42.

ACHERAR, M., LEPART J. & DEBUSSCHE, M., 1984, La colonisation des friches par le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Miller) en Languedoc méditerranéen. *Acta Oecologica. Ecol. Plant.*, 19, p. 179-189.

BARBERO, M. & QUEZEL, P., 1989, Structures, architectures forestières à sclérophylles et prévention des incendies. *Bull. Ecol.*; 20(1) p. 7-14.

BARBERO, M. & QUEZEL, P., 1990, La déprise rurale et ses effets sur les superficies forestières dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. *Bull. Soc. linn. Provence*, 41, p. 77-88.

BARBERO, M., QUEZEL, P. & LOISEL, R., 1990, Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens, *Forêt méditerranéenne*, XII(3), p. 194-215.

BARBERO, M., BONIN, G., LOISEL, R. & QUEZEL, P., 1990, Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the western part of the mediterranean basin, *Vegetatio*, 87, p. 151-173.

BAUDRY, J. & BUNCE B., 1991, Ecological consequences of land use changes: questions for research, *Options Méditerr.* A-15, p. 141-143.

DI CASTRI, F., 1981, Mediterranean-type shrubland of the world. In : Di Castri F., Goodall D.W. & Specht R.L. (eds.) *Mediterranean-type shrublands, Ecosystem of the World. Vol. 11*, p. 1-52. Elsevier. Amsterdam.

- GODRON, M. & POISSONET, J., 1972, Quatre thèmes complémentaires pour la cartographie de la végétation et du milieu, *Bull. Soc. Lang. Géogr.* 6(3), p. 329-356.
- GUENDE, G., TATONI, T. & BONIN, G., 1997, Vingt ans de recherche scientifique et de valorisation du patrimoine végétal du parc du Luberon. *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon*, 1, p. 33-48.
- PONS, A., 1981, The history of the mediterranean shrublands, In : Di Castri F., Goodall D.W. & Specht R.L. (eds.) *Mediterranean-type shrublands, Ecosystem of the World. Vol. 11*, p. 131-138, Elsevier. Amsterdam.
- QUÉZEL, P., 1989, *Mise en place des structures de végétation circum-méditerranéennes actuelles*. C. W.J. University of California, Davis, MAB symposium, XVI Int. Grasslands Congress, p. 16-32.
- ROCHE, P., 1994, *Structuration de la végétation et organisation du paysage : approche spatiale et hiérarchique*. Marseille, Université de Provence, Thèse de doctorat en sciences, 217 p.
- ROCHE, P., TATONI, T., & MEDAIL, F., 1998, Relative importance of abiotic and land use factors in explaining variation in woody vegetation in a French rural landscape. *J. Veg. Sci.*, 9, p. 221-228.
- TATONI, T., 1992, *Evolution post-culturelle des agrosystèmes de terrasses en Provence calcaire*, Marseille, Université de Provence, Thèse de doctorat en sciences, 167 p.
- TATONI, T., MAGNIN, F., BONIN, G. & VAUDOURE, J., 1994, Secondary successions on abandoned cultivation terraces in calcareous Provence. 1 - Vegetation and soil., *Acta Oecologica*, 15(4), p. 431-447.
- TATONI, T. & ROCHE, P., 1994, Comparison of old-field and forest revegetation dynamics in Provence., *J. Veg. Sci.*, 5(3), p. 295-302.
- TATONI, T., VELA, E., DUTOIT, T. & ROCHE, P., 1998, Présentation du suivi scientifique et des premiers résultats concernant l'organisation de la végétation dans le Luberon. *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon*, 2, p. 32-49.
- THINON, M., 1992, *L'analyse pédoanthracologique, aspects méthodologiques et applications*. Thèse d'Etat, Univ. Aix-Marseille III, 317 p.
- VÉLA, E., GARDE, L. & TATONI, T., 1998, Approche diachronique des changements dans les populations de plantes rares sur la crête du Grand Luberon. *Courrier scientifique du Parc naturel régional du Luberon*, 2, p. 50-69.

Progression diffuse du pin sylvestre sur le Causse Méjean. Les pins s'installent de manière très éparse jusqu'à plusieurs kilomètres des semenciers (arrière-plan des photos). À la génération suivante (une vingtaine d'années plus tard), de petits bosquets se forment autour des individus de première



J. Lepart, CNRS-CFE



J. Lepart, CNRS-CFE

génération qui ont commencé à se reproduire (en haut) ; ils sont généralement très inéquiennes (premier plan en bas). Une ou deux générations plus tard et sans intensification du pâturage, une forêt de pins pourrait recouvrir la majeure partie de l'espace.