

# Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les écosystèmes forestiers méditerranéens

par Marcel BARBERO, Pierre QUEZEL  
et Roger LOISEL\*

*La "leçon" présentée par Pierre Quézel lors de Foresterra-  
née'90, était inspirée du texte que nous publions ci-dessous  
et corédigé avec Marcel Barbero et Roger Loisel.*

## I .- Avant-propos

Les forêts méditerranéennes constituent un milieu naturel fragile déjà profondément perturbé par les utilisations multiples, dont les origines remontent au début du Néolithique. Les agressions qu'elles ont subies ont cependant considérablement varié en fréquence et en intensité au cours des âges en fonction de la démographie humaine, ce qui a déterminé des phases de régression ou de progression de leurs surfaces (Quézel et Barbéro 1990).

Jusqu'à l'avènement de la société industrielle les forêts du nord et du sud de la Méditerranée occidentale subissaient grosso-modo les mêmes utilisations par l'homme, mais depuis le dernier quart du XIXème siècle une prise de conscience a eu lieu au nord de la Méditerranée et a entraîné

d'importantes opérations de reboisement. Mais la véritable fracture dans l'utilisation intensive des forêts entre le Nord et le Sud date de la fin de la première guerre mondiale et depuis les évolutions observées sont radicalement différentes :

- au Nord, la concentration des cultures dans les plaines liée à la mécanisation a déterminé une première phase d'abandon des terres cultivées en terrasses et le développement spectaculaire de fruticées et de peuplements de conifères comme le Pin d'Alep. Cependant on assiste toujours à l'utilisation traditionnelle des taillis pour le bois d'affouage et des hermes ou garrigues pour les parcours. Cette situation dure jusqu'à la fin de la deuxième guerre mondiale (Barbéro et Quézel 1990). Mais, depuis cette date deux périodes doivent être distinguées :

\* la première liée à l'utilisation généralisée des combustibles fossiles va déterminer l'inexploitation des taillis d'autant plus rapidement

que l'exode rural déjà sensible à la fin de la première guerre mondiale s'accélère, du moins en France et en Italie ;

\* la deuxième est la conséquence plus récente de la mise en place de la politique agricole commune qui dans les années 1960 va déterminer une accélération de la disparition des petites exploitations et donc un abandon de nombreux espaces ruraux rapidement colonisés par les conifères (Barbéro et Quézel 1990).

Cette tendance à la déprise rurale ne fera que s'accélérer au cours de la prochaine décennie avec la politique des quotas ce qui provoquera inévitablement une accélération de l'évolution positive des surfaces forestières.

- au Sud tout au contraire, les forêts représentent un milieu qui a toujours été utilisé par l'homme à des fins de survie avec même au cours des deux dernières décennies une accélération de l'utilisation des ressources forestières dépassant leurs capacités de renouvellement et ce, en raison de l'importante croissance démographique des pays. Ces forêts sont

\* Institut Méditerranéen d'Ecologie et Paléoécologie, Faculté de St-Jérôme, avenue Escadrille Normandie-Niémen, 13397 Marseille cedex 13, France.

utilisées soit directement pour la recherche du bois d'œuvre et de combustible, soit surtout indirectement (Joffre, 1987) en particulier comme terrain de parcours pour les troupeaux (système sylvo-pas-

toral) ou encore pour des cultures céréalières et légumières établies en sous bois avec utilisation du matériel végétatif en place, par le troupeau après récolte (système agro-sylvo-pastoral).

des situations écologiques spéciales, des structures climatiques et des fins de séries de végétation, en bioclimat humide et subhumide, du thermo au montagnard méditerranéen (Quézel 1979).

## II. - Caractérisation structurale des modèles forestiers méditerranéens

La conception classique (Braun-Blanquet, 1936 ; Rikli, 1943) était de considérer que les forêts de Chênes sclérophylles, de Caroubier, d'Olivier et les Pinèdes de Pin d'Alep, de Pin mésogéen et de Pin pignon représentaient à elles seules les forêts méditerranéennes typiques.

En fait cette conception a largement évolué puisqu'actuellement (Abi-Saleh, Barbéro, Nahal et Quézel, 1976 ; Akman, Barbéro et Quézel, 1979) sont considérées comme méditerranéennes, les forêts soumises au bioclimat méditerranéen, lui même subdivisé en plusieurs ensembles bioclimatiques en fonction en particulier de la valeur du coefficient pluviothermique d'Emberger (1936-1955) mais aussi de la durée de la sécheresse estivale (Nahal, 1981) qui représente un phénomène régulier (stress-climatique) mais variable selon ces types bioclimatiques (aride, semi-aride, subhumide, humide, perhumide) en fonction des étages de végétation (Quézel 1976, 1979, 1981).

Les particularités bioclimatiques ont eu aussi des conséquences directes sur la pédogénèse des principaux complexes édaphiques méditerranéens avec par exemple des sols bruns forestiers typiques dans les forêts d'équilibre du nord de la Méditerranée dans l'humide et le subhumide, des sols bruns fersialitiques dans les forêts potentielles du sud surtout en bioclimat subhumide et des sols rouges fersialitiques, dans le semi-aride et l'aride plus particulièrement.

L'intense dégradation due à l'occupation humaine de la plupart des forêts depuis le Néolithique a effectivement entraîné une érosion

importante des sols forestiers méditerranéens perturbant leurs cycles géochimiques et accentuant ainsi les fortes contraintes stationnelles auxquelles sont soumises les principales essences méditerranéennes, que ce soit pour leur maintien ou leur dissémination. C'est pourquoi la prise en compte des relations sol-substrat (géopédologiques) est un passage obligatoire pour évaluer l'effet de ces contraintes sur l'éco-physiologie des essences forestières majeures.

Enfin les perturbations, de fréquences et d'intensités variables, dues à l'action de l'homme et du troupeau mais aussi à des phénomènes naturels irréguliers (ravageurs, chablis, feux sauvages) sont, entre autre, un des facteurs historique essentiel de l'état des structures et architectures forestières (Tomasselli, 1981).

Du point de vue de leur signification actuelle, les structures forestières ou plus exactement arborées, correspondent sur le pourtour méditerranéen à trois ensembles écologiques mais aussi dynamiques de signification différente.

**Les groupements forestiers proprement dits** constituent des structures de végétation relativement stables, malgré une action anthropique toujours présente, à cortège floristique d'espèces caractéristiques significatives liées à ces écosystèmes à sol évolué. Ils constituent théoriquement, sauf dans

**Les groupements pré-forestiers** de loin les plus fréquents, représentent en fait deux entités distinctes. En bioclimat perhumide, humide et sub-humide, ils sont essentiellement constitués par des structures de végétation fortement anthropisées, constituant des stades transitoires d'évolution vers les véritables forêts, par contre dans le semi-aride, mais également en situation écologique particulière dans les autres types de bioclimats (groupements permanents ou édapho-climax surtout) ils représentent des structures, le plus souvent de matorral arboré, bloquées dans les conditions écologiques actuelles et constituent dès lors de véritables climax.

**Les groupements forestiers pré-steppiques** enfin (Abi-Saleh, Barbéro, Nahal et Quézel 1976) largement répartis au sud de l'Espagne et en Afrique du Nord sont des formations arborées, lâches dont la sous-strate ne

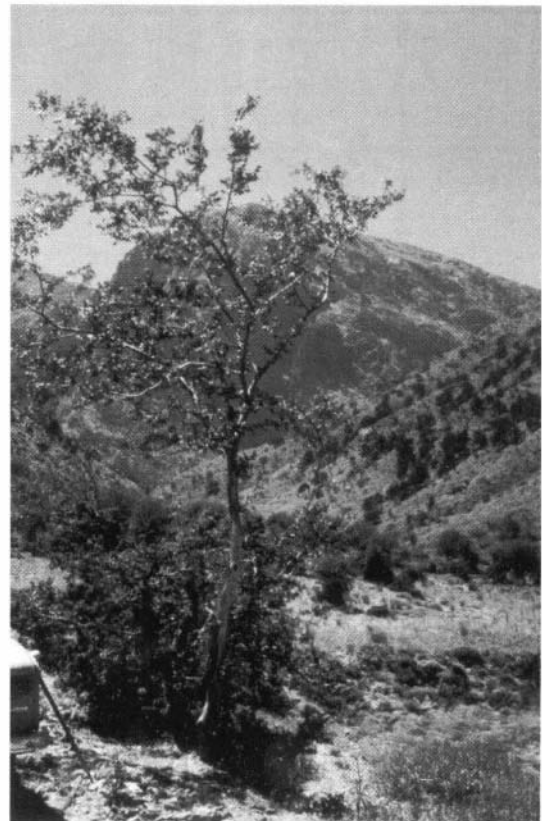


Photo 1 : *Zelcova abelicea* sur le Plateau d'Omalos en Crète, un des plus beaux individus encore vivants.

Photo Pierre Quézel

possède pratiquement plus d'éléments exclusivement forestiers, mais sont au contraire envahis par des espèces pérennes à affinité steppique, et dont les sols sont peu évolués, souvent tronqués en surface. Comme nous avons pu le montrer (Quézel et Barbéro 1981) les groupements presteppiques peuvent être dissociés en deux ensembles. En bioclimat aride et parfois semi-aride supérieur ils sont surtout développés dans les variantes thermiques tempérées et chaudes et sont alors en contact avec des formations steppiques conditionnées par les critères hydriques. Cette situation s'observe en particulier dans le sud-ouest marocain, où pour des raisons biogéographiques et historiques a pu persister une flore très particulière définissant l'ensemble des forêts à *Acacia gummifera* et *Argania spinosa*. Par contre, dans les variantes thermiques froide, très froide et extrêmement froide, cette végétation qui constitue souvent la portion la plus alticole des structures arborées, entre en contact avec les formations steppiques d'altitude à déterminisme thermique et constitue là des structures particulières de végétation encore mal connues mais représentées au Maghreb, en particulier, par celles qui se rattachent aux *Ephedro-Juniperetalia*, Quézel et Barbéro (1981). Dans les situations de stress-climatique prolongé et d'hyperutilisation par l'homme cette végétation ne peut évoluer.

Ces diverses structures de végétation, qui correspondent à des critères écologiques spécifiques, notamment en fonction des étages altitudinaux de végétation et des types bioclimatiques (Quézel, Barbéro, Bonin et Loisel, 1980), peuvent être représentées sur un climagramme, où en fonction de critères hydriques ( $Q_2$ ) et thermiques ( $m$ ), apparaissent clairement les zones où elles constituent, au moins en théorie et en particulier en l'absence d'agressions anthropiques trop fortes, les végétations potentielles. La signification phytosociologique de ces structures de végétation peut de même être précisée, ainsi que la nature des groupements qu'elles individualisent. Ces critères sont représentés sur les schémas et correspondent respectivement à la situation moyenne s'observant au

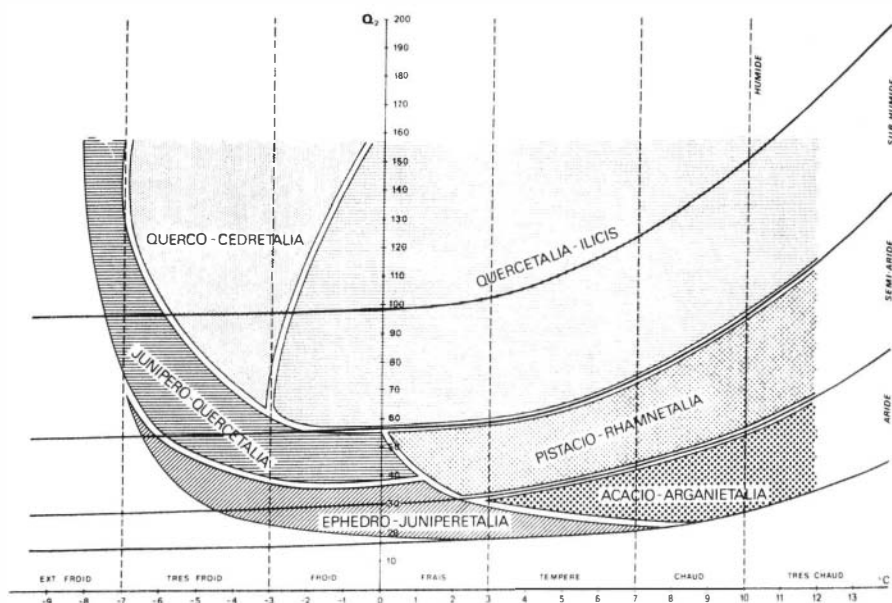


Fig. 1 : Situation sur un climagramme des principales structures de végétation arborée au Maroc. En abscisses : valeurs de  $m$  (moyenne des minima du mois le plus froid), permettant d'établir un certain nombre de variantes thermiques directement liées aux étages altitudinaux de végétation. En ordonnées, valeur  $Q_2$  (coefficient d'Emberger) fortement lié aux valeurs des précipitations annuelles et permettant l'individualisation des zones bioclimatiques.

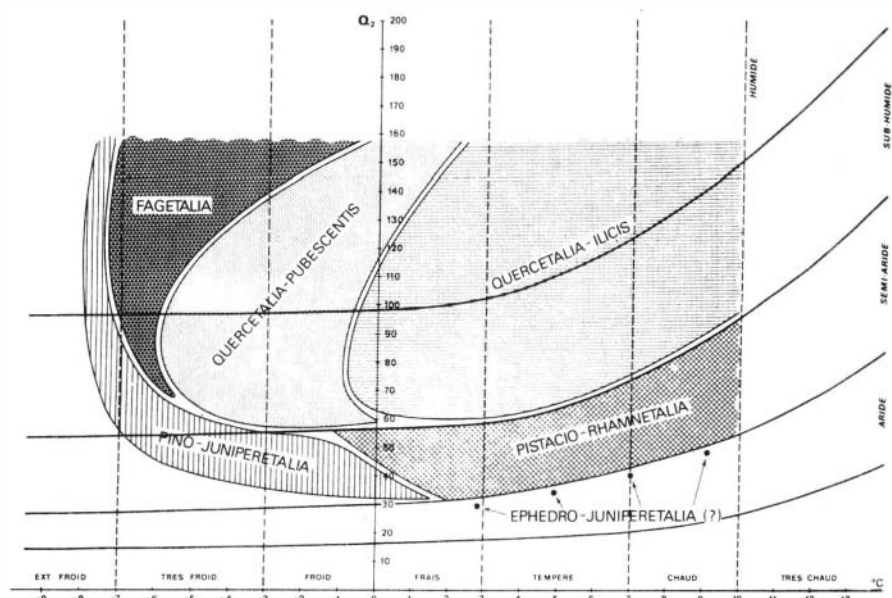


Fig. 2 : Situation sur un climagramme des principales structures de végétation arborée en France.

Maroc d'une part et en France méditerranéenne d'autre part (cf. Fig. 1 et 2 ci-dessus).

Il n'est pas douteux que le premier est nettement plus significatif, pour la région méditerranéenne, que le second. Comme l'avait souligné Emberger (1936), le Maroc présentant la quasi totalité des bioclimats méditerranéens, il montre également une grande diversité des structures forestières organisées dans plusieurs unités

phytosociologiques (Barbéro, Quézel et Rivas-Martinez, 1981 ; Barbéro, Benabid, Quézel, Rivas-Martinez et Santos, 1982) ; les correspondances entre ces deux concepts étant bien sûr liées. Sans entrer dans une discussion trop serrée, il convient de souligner que les groupements forestiers significatifs occupent essentiellement les bioclimats sub-humide et humide, entre les variantes très froide au montagnard méditerranéen

(*Quercu-Cedretalia atlanticae*) et chaude au thermo-méditerranéen soit toujours au méso- et thermo-méditerranéen (*Quercetalia ilicis*), et que les formations préforestières à Conifères sont essentiellement climaciques dans le semi-aride frais tempéré et chaud (*Pistacio-Rhamnetalia*) et très localement dans le subhumide chaud. Enveloppant cet ensemble sylvatique et pré-sylvatique, s'individualisent, par péjoration à la fois des conditions hydriques et thermiques, d'autres structures de végétation qui, mis à part le cas très spécial des *Acacio-Arganietalia* infra-méditerranéen du secteur macaronésien (localement dans l'aride tempéré et chaud), sont constitués par des peuplements arborés très particuliers, n'appartenant plus aux unités phytosociologiques forestières classiques, où dominent divers *Juniperus*, *Ephedra*, voire localement *Quercus rotundifolia*, établissant le passage vers des paysages de steppe, forêts pré-steppiennes. Ils individualisent des unités phytosociologiques spéciales : *Ephedro-Juniperetalia* au supra, méso et thermo-méditerranéen (aride froid, frais et tempéré surtout), *Junipero-Quercetalia* au supra, montagnard et oro-méditerranéen (semi-aride froid et très froid, subhumide très froid et humide extrêmement froid).

En France méditerranéenne, les formations sylvatiques occupent des situations identiques, avec toutefois le remplacement des *Quercu-Cedretalia* par les *Quercetalia pubescentis* qui envahissent le subhumide et l'humide froid (supra-méditerranéen surtout), et l'apparition des *Fagetalia sylvaticae* à l'humide très froid (montagnard ou montagnard-méditerranéen) ; les formations de type presteppiennes par contre, revêtent des caractères spéciaux : fruticées à *Juniperus* divers le plus souvent arborées (*Pinus sylvestris*, *Pinus nigra*, *Pinus uncinata*) se rattachant aux *Pino-Juniperetalia*, et présentant sensiblement les mêmes successions altitudinales que les *Junipero-Quercetalia* d'Afrique du Nord. L'équivalent des *Ephedro-Juniperetalia* n'est pas connu, mais certains groupements rupicoles à *Juniperus phoenicea* et *Ephedra major* subsp. *nebrodensis*, épars de l'Andalousie aux Collines de Basse Provence (Ste Baume, Ste Victoire) en constituent au moins un dernier souvenir.



Photo 2 : Plantation de thé dans la forêt de Larache au Maroc. Photo P.Q.

Comme nous l'avons montré par ailleurs (Quézel, 1989), cette interprétation des grandes structures arborées méditerranéennes peut également rendre compte des phénomènes historiques qui, depuis un peu plus de 16 000 ans, ont contribué à assurer leur mise en place actuelle. En effet, comme en témoigne le schéma n° 3, inspiré des précédents, mais où pour des raisons pratiques figurent en abscisse les températures moyennes annuelles et en ordon-

née les précipitations totales annuelles, par diverses méthodes et notamment celle des homologues polliniques (Guiot et al, 1989), il est possible de repérer sur ce type de climagramme la situation occupée par diverses régions actuelles au cours de la mise en place des structures arborées post-wurmiennes. (cf. Fig n° 3 ci-dessous).

C'est ainsi que Marseille, Montpellier, Nice et Lyon sont passées d'un climat aride à steppe ou forêt pré-steppique extrêmement froide

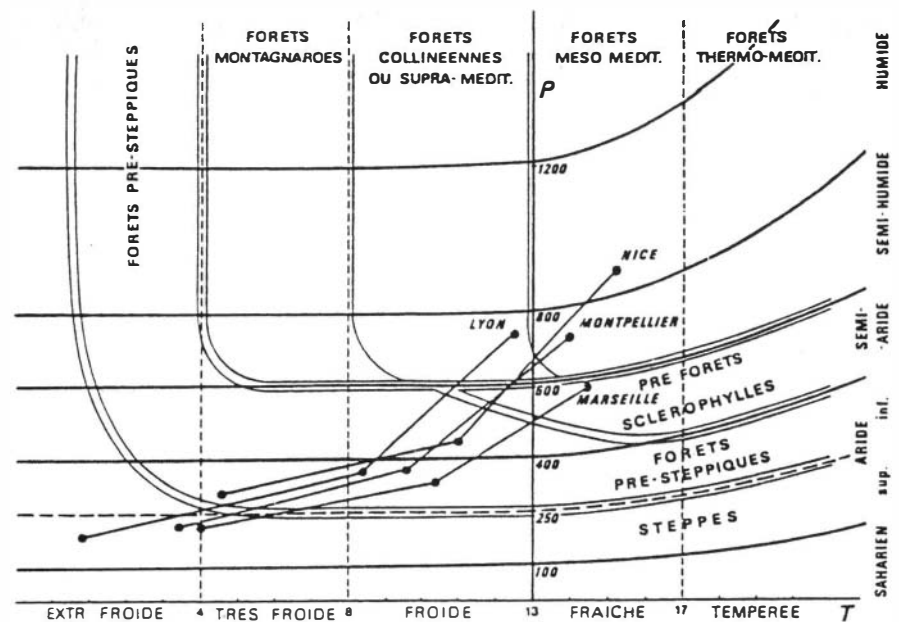


Fig. 3 : Situation respective du climat de Lyon, Marseille, Montpellier et Nice à 16.000 BP, 13.000 BP, 6.000 BP et actuellement (ces deux dernières étant sensiblement identiques et non distinguées ici). En abscisses : températures annuelles moyennes et variantes thermiques correspondantes. En ordonnées : précipitations moyennes et types de bioclimats. Les zones de végétations potentielles sont schématiquement limitées par des traits doublés (steppes, forêts pré-steppiennes, pré-forêts et forêts) ou simples (pour les divers types de forêts).

ou très froide (- 16 000) à des forêts pré-steppiques froides le plus souvent de l'aride inférieur (- 13 000). A l'Atlantique, ces régions étaient occupées par des forêts de type méso-méditerranéen sub-humide ou humide à Montpellier et à Nice, voire des pré-forêts sclérophylles semi-arides méso-méditerranéennes à Marseille, ou encore à des forêts collinéennes sub-humides à Lyon. Les critères climatiques n'ayant pratiquement pas changé depuis

cette date, les situations actuelles des stations considérées n'ont plus guère varié. Il est évident dans ces conditions que les différences de végétation attestées par les palynologistes à l'Atlantique (prédominance des chênes caducifoliés notamment à Marseille et Montpellier) par rapport à la situation actuelle où les sclérophylles sont très largement dominants ne peuvent être imputées qu'à une action anthropique évidente.

graines résistantes aux attaques parasitaires et autres formes de prédation. Au sein de ce modèle deux grandes catégories peuvent être distinguées :

#### a.- Les conifères généralistes

Ils sont caractérisés par des graines légères, peu parasitées, riches en protéines, qui leur assurent une bonne survie dans les différents types de milieux. Ces conifères peuvent, par une excellente sélection écologique, ajuster leurs populations aux contraintes trophiques favorables et défavorables et au stress climatique stationnel et général. De plus l'adaptation des graines à un transport facile par le vent (anémochorie) est un facteur essentiel de leur forte sélection spatiale. A ce groupe peuvent être rapportés le Pin d'Alep, le Pin sylvestre et le Cèdre.

#### b.- Les conifères opportunistes

Pour ce groupe le pouvoir de dissémination et donc de sélection spatiale est toujours bien affirmé mais il est limité par les exigences écologiques de ces essences (besoin des plantules en eau, refus du calcaire actif dans les sols). Peuvent être cités le Pin mésogéen, le Pin pignon, mais aussi le Pin noir dont le pouvoir de sélection écologique est peu marqué.

## III.- Caractéristiques dynamiques des modèles forestiers

Si l'on se place du point de vue des fonctions de réponse des constituants biologiques majeurs des grands écosystèmes forestiers méditerranéens au regard du stress climatique, des contraintes géopédologiques et des perturbations naturelles ou provoquées par les actions anthropozoogènes, on peut d'un point de vue théorique distinguer trois grands modèles d'occupation spatiale (Barbéro et Quézel 1989) dont les caractéristiques essentielles sont fournies sur la figure 4 (cf. ci-dessous).

### Le modèle expansionniste

(cf. Fig. 5 ci-contre)

Il est représenté pour l'essentiel par des conifères comme le Pin d'Alep, le Pin mésogéen, le Pin sylvestre, le Cèdre et à un moindre degré certaines races de Pin noir (*Pinus clusiana* en Espagne), qui accusent une bonne sélection biologique due à une fertilité précoce (10 ans en moyenne), une forte production de

TYPE	MODELE EXPANSIONNISTE	MODELE DE RESISTANCE	MODELE DE STABILISATION
Exemples	<i>Pinus halepensis</i> , <i>P. brutia</i> , <i>P. pinaster</i> , <i>P. pinea</i> , <i>Cedrus</i>	<i>Quercus ilex</i> , <i>Olea tetraclinis</i>	<i>Quercus pubescens</i> , <i>Q. faginea</i> , <i>Q. canariensis</i>
Sélection biologique	Fertilité précoce (10-20 ans) haute production de graines	Fertilité tardive (40-60 ans) production irrégulière et faible	Fertilité très tardive (70-80 ans) production irrégulière et faible
Sélection écologique	Indifférents substrats et sols Stress hydrique 1-6 mois	Sols évolués ou semi-évolués Stress hydrique 1-6 mois	Sols bruns forestiers Stress hydrique 1-2 mois
Insémination	Très forte (vent)	Faible	Faible
Compétition interspécifique	Faible	Elevée	Elevée
Valeur forestière	Pré-forêt Croissance rapide Production biomasse élevée	Pré-forêt - forêt Croissance lente Production biomasse médiocre	Forêt Croissance assez rapide Production biomasse bonne
Inflammabilité combustibilité	Très élevée Elevée	Elevée Elevée	Faible Elevée
Régénération après feu	Semis	Rejet de souche	Rejet de souche
Reconstitution (résilience)	40-50 ans	70-80 ans	90-100 ans

Fig. 4 : Les caractéristiques essentielles des trois grands modèles d'occupation spatiale.

- Les peuplements constitués par ces conifères sont bien adaptés au stress climatique puisque, pour le Pin d'Alep par exemple, au niveau du bassin méditerranéen occidental la durée de la période de sécheresse estivale suivant les bioclimats peut s'étaler entre 1 et 6 mois. Les Pinaies supportent aussi toutes les situations de contraintes édaphiques depuis les protorankers et les protorendzines jusqu'aux sols les plus évolués où le principal facteur limitant leur extension est alors la concurrence des feuillus mieux adaptés (Abbas et al., 1985, 1986).

La bonne sélection spatiale rend compte de la très forte hétérogénéité des peuplements et donc de classes d'âge, traduisant l'excellent dynamisme de ce modèle où jouent les mécanismes de compétition par exploitation. Les jeunes individus ont une croissance rapide et donc une forte production en biovolume qui leur assure une bonne concurrence interspécifique dans les peuplements denses de fruticées où dominent des espèces de stratégies "R" ou à fort pouvoir de recouvrement.

- Du point de vue de la résistance aux perturbations, ces conifères expansionnistes sont bien adaptés tant aux actions humaines (régénérations faciles après coupes, compatibilité avec le parcours en sous-bois) que naturelles (bonne reprise après incendies par régénération à partir des peuplements porte-graines épargnés ou après chablis, qui créent des trouées favorisant le jardinage naturel des peuplements (Abbas, Barbéro, Loisel, 1984).

Ces particularités sont à l'origine de la très grande hétérogénéité spatio-temporelle des structures et architectures selon les modalités suivantes :

**peuplements jeunes :**

— issus de colonisations récentes en zones ayant subi des perturbations répétées par le feu qui a pu par sa régularité, éliminer la quasi-totalité des espèces rejetant de souches. En sous-bois dominant alors les Cistacées, Papilionacées, Labiées. Après incendies la résilience est nulle car l'écosystème est entièrement détruit mais la vitesse de cicatrization du milieu est rapide car le temps de génération pour retrou-

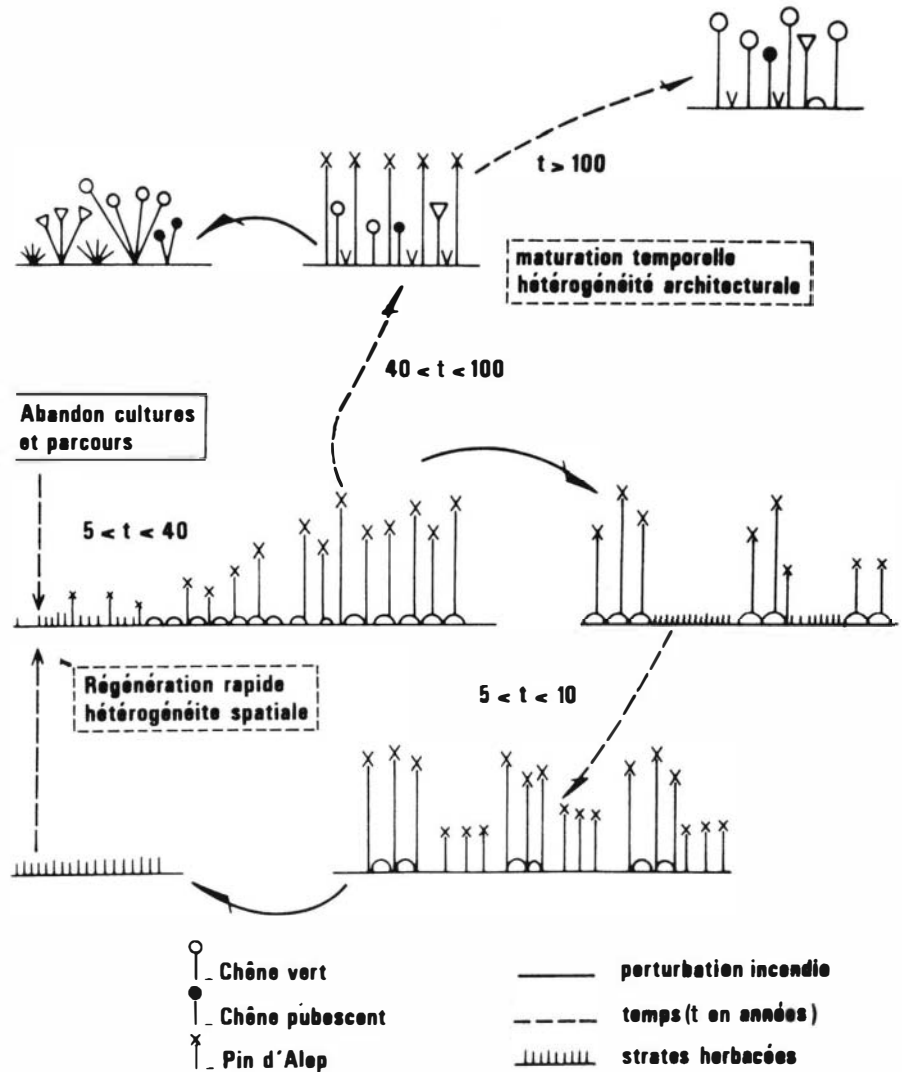


Fig. 5 : Le modèle expansionniste.

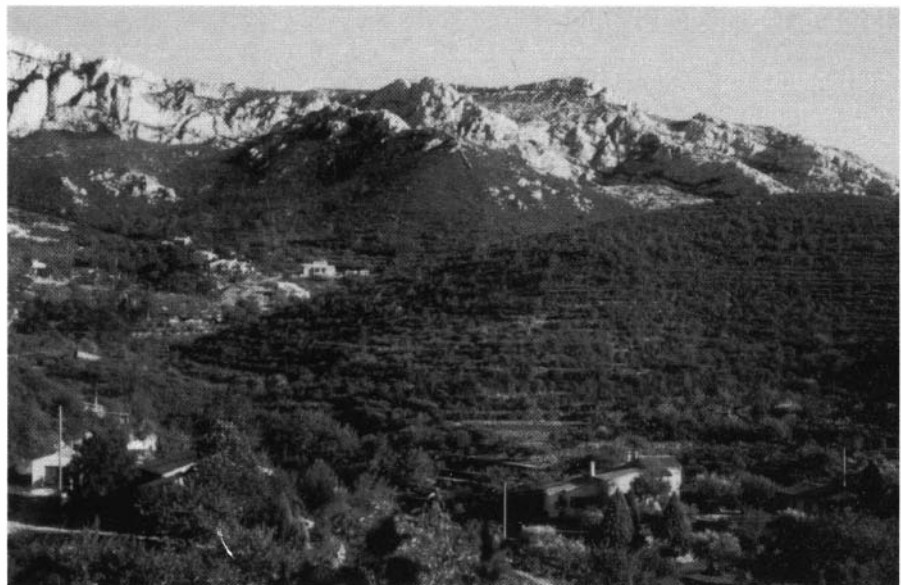


Photo 3 : Versant nord de Bassan à Roquevaire (Bouches du Rhône). Aspect en 1988 après le passage de l'incendie de 1982. Cette zone entièrement recouverte de pins d'Alep laisse voir en 1988 les anciennes terrasses abandonnées au siècle dernier et une régénération importante par rejet du chêne pubescent. Le pin ne s'est pas encore réinstallé Photo P.Q.

ver les constituants initiaux du peuplement est court.

— issus de colonisation récente par les Pins installés après incendies mais dont les structures sont dominées par des espèces rejetant de souche : Pinèdes à Chêne kermès, *Rhamnus* div. sp., *Pistacia*, *Myrtus*, *Osyris*. Après perturbation la résilience est moyenne et la vitesse de cicatrisation du milieu très rapide.

Ces deux ensembles sont constitués d'espèces très inflammables et très combustibles (Delabre, 1985) et donc très vulnérables aux incendies.

**peuplements évolués** où les perturbations de type incendies ne se sont pas manifestées. Au sein de ces pinèdes dominent des sclérophylles et des feuillus pouvant être issus de rejets de souche ou francs de pied installés par ornithochorie. Dans ces structures sont présentes à la fois des espèces peu et très inflammables ce qui impose, en terme de gestion à leur niveau, des débroussailllements sélectifs.

## Le modèle de résistance

(cf. Fig. 6)

Hormis certaines formations à Conifères comme *Tetraclinis*, ce modèle réunit la plupart des peuplements de feuillus sclérophylles (*Acacia*, *Argania*, *Pistacia* div. sp., *Rhus* div. sp., *Olea*, *Ceratonia*, *Quercus*). Ceux-ci sont caractérisés par une forte sélection écologique et donc un bon ajustement au stress hydrique estival pouvant durer de 1 à 6 mois suivant les régions. Ils montrent aussi, au moins certains d'entre eux comme le Chêne vert, une forte plasticité climatique. *Quercus rotundifolia* par exemple occupe au Maroc, la plupart des ensembles bioclimatiques entre le semi-aride et le perhumide et de leurs variantes depuis l'extrêmement froid jusqu'au tempéré, voire au chaud (Barbéro, Quézel, Rivas-Martinez, 1981), soit du thermo au montagnard méditerranéen.

Cette adaptation au stress climatique s'associe à des possibilités d'installation et de maintien sur tous les types de substrats depuis

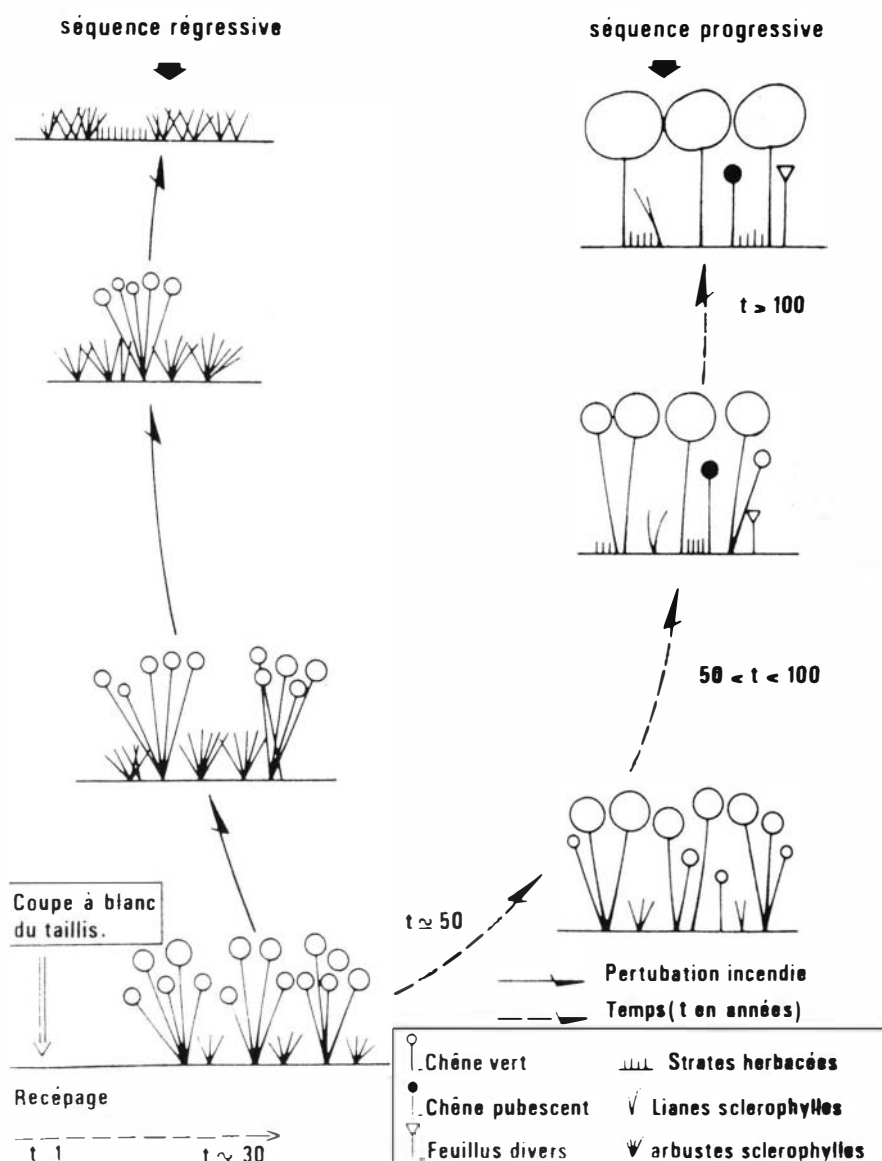


Fig. 6 : Le modèle de résistance.

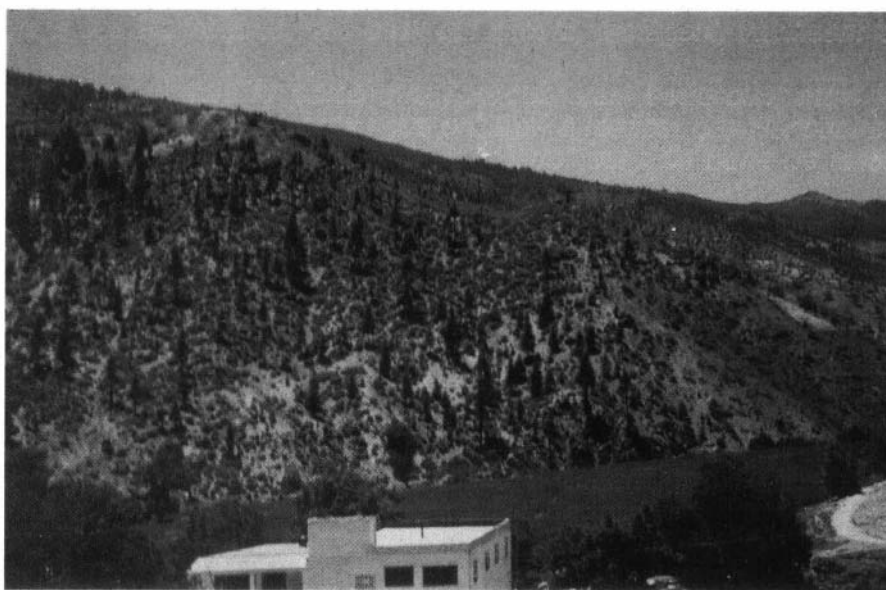


Photo 4 : Dégradation par le pâturage et l'émondage de formations mixtes à *Cedrus atlantica* et *Quercus rotundifolia* dans le Rif ; au premier plan cultures de kif. Photo P.Q.

les roches mères diaclasées sur calcaires, dolomies et silice jusqu'aux sols bruns forestiers typiques. Ces particularités adaptatives sont probablement à mettre en parallèle avec un fort polymorphisme des populations (Yacine, 1987).

Si la sélection écologique de ces essences est bonne il n'en est pas de même par contre de la sélection biologique. En effet le temps de génération est long et quatre à cinq fois plus élevé que dans le modèle précédent (âge à la fertilité de 40 à 60 ans environ), de plus la dissémination à distance des graines est faible et nécessite l'action des animaux ; la plupart est soumise à la prédation et aux effets du parasitisme.

Ces particularités rendent compte de la faible sélection spatiale de ces peuplements à sclérophylles dont l'installation de jeunes individus ne se produit actuellement qu'au sein des structures non perturbées du modèle expansionniste précédent. Par contre lorsque celle-ci est acquise le pouvoir de concurrence interspécifique de ces espèces de stratégies "K" dont la longévité est grande (plusieurs siècles) leur assure la possibilité de se substituer aux Pins de façon définitive.

Les études de production comparée dans des peuplements âgés de *Pinus halepensis* (Abbas, 1986) et de *Quercus ilex* (Miglioretti, 1987) démontrent l'avantage à l'investissement végétatif du Chêne.

En ce qui concerne la résistance aux perturbations celle-ci est optimale et résulte tout naturellement des fortes capacités de sélection écologique de ces essences.

Qu'elles soient provoquées par l'homme (coupe à blanc des taillis et fûtaies, émondage fourrager), ou qu'elles résultent d'incendies sauvages ou de chablis, ces perturbations auront pour conséquence un rejet de souche extrêmement rapide ou une émission de rejets sur rameaux et brins qui assureront une occupation en biovolume rapide.

Cette aptitude au rejet (Miglioretti, 1987) est d'autant plus marquée que les contraintes édaphiques sont fortes et que la perturbation est répétée. Ces perturbations, dont la fréquence et

l'intensité ont varié dans l'espace et le temps, rendent compte de la très forte hétérogénéité géographique des structures et architectures des formations à sclérophylles méditerranéennes. Il peut s'agir de paysages à physionomie homogènes dans les zones fréquemment incendiées ou exploitées à courtes rotations (taillis) où une espèce dominante occupe alors l'espace (Chêne kermès, Chêne vert) ou plus diversifiés dans les zones de non perturbation ou de fûtaies à sclérophylles s'organisent actuellement avec un cortège exclusif de sclérophylles forestiers (*Viburnum tinus*, *Phillyrea media*, *Ruscus aculeatus*) et de lianes (*Smilax aspera*, *Lonicera implexa*).

Le modèle de résistance est donc par excellence le mieux adapté aux stress, contraintes et perturbations, notamment celles dues aux incendies (feux d'éco-buage ou feux sauvages) qui ont favorisé par leur répétitivité dans ces écosystèmes l'installation d'autres espèces sclérophylles comme *Pistacia*, *Phillyrea*, *Arbutus*, etc... ou des arbustes de stratégie "R" comme *Cistus*, *Calycotome*, *Ulex* et *Osyris*.

En fonction des stratégies adaptatives de la plupart des constituants des forêts sclérophylles vis à vis des perturbations (Margaris, 1981) et de la prise en compte des évolutions actuelles de leurs structures en situation de non perturbation se trouve posé

au moins au nord de la Méditerranée le problème de l'extension secondaire des formations sclérophylles. Celle-ci serait due pour l'essentiel aux perturbations anthropozoogènes ayant favorisé les sclérophylles par rapport aux espèces à feuillage caduc. Une telle hypothèse trouve son support dans les résultats des analyses palynologiques (Pons 1981) mais aussi pédoanthracologiques (Thinon 1978) qui révèlent l'extension des sclérophylles de façon contemporaine au développement des actions humaines et en particulier à la destruction des forêts de *Quercus pubescens* installées sur les sols les plus profonds. Elle est aussi confirmée par les bilans de production au niveau de peuplements mélangés de Chêne pubescent et de Chêne vert (Miglioretti 1987). *Quercus pubescens* en effet investit par un dépressage précoce dans la croissance en hauteur et en diamètre tandis que *Quercus ilex* dans les mêmes stations produit de nombreux brins et une quantité importante de biomasse foliaire qui expliquent sa moins bonne résistance à la concurrence.

Après perturbation dans les peuplements à sclérophylles la résilience est forte et la vitesse de cicatrisation rapide grâce au pouvoir de rejet extraordinaire des souches alors que, nous l'avons vu plus haut, le temps de génération est très long.

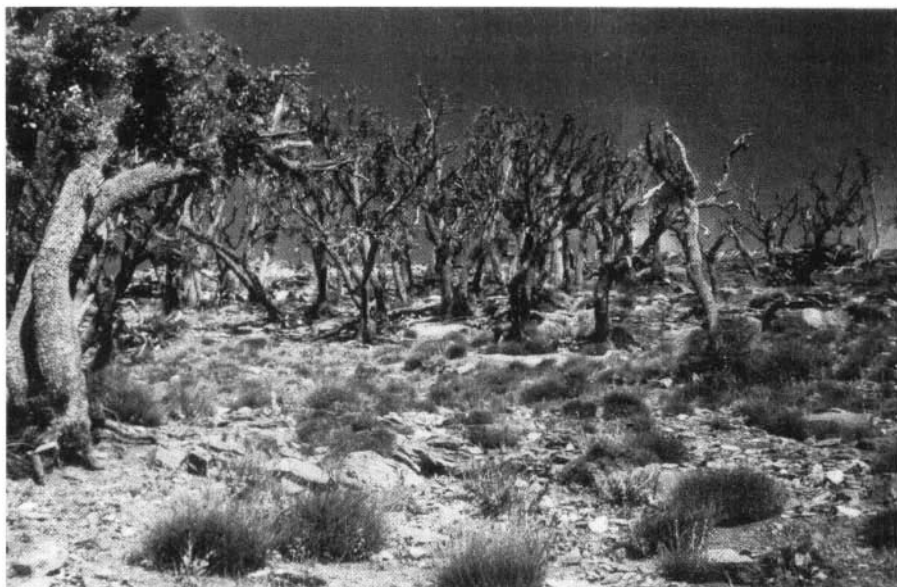


Photo 5 : Dégradation extrême des forêts de *Quercus rotundifolia* de haute altitude sur le Haut Atlas dans la région de la Zouaia Ahansal ; invasion du sol par les xérophytes épineux en coussinet. Photo P.Q.



# Modèle de stabilisation

(cf. Fig. 7 ci-contre)

Il réunit les essences forestières à faible sélection biologique dont l'âge à la fertilité est le plus élevé. Comme dans le modèle précédent, la production de graines est importante mais très irrégulière et les obstacles à la dissémination des diaspores lourdes sont grands. Les animaux assurent celle-ci de façon irrégulière. Le parasitisme et la prédation sont marqués et les jeunes plantules une fois installées sont moins résistantes que celles des essences sclérophylles.

La sélection écologique réduite de ce modèle est illustrée par les exigences bioclimatiques des principales essences qui s'y rattachent, et qui restent cantonnées aux ensembles sub-humide, humide et per-humide, dans des stations où le stress hydrique qui peut durer de 1 à 3 mois est souvent compensé par la qualité trophique des substrats (sols profonds à bon bilan ionique et hydrique). L'adaptation à des contraintes extrêmes est donc peu marquée.

Faibles sélections biologique et écologique limitent donc l'extension des peuplements caractéristiques de ces essences qui comprennent en Méditerranée occidentale les Chênes à feuillage caduc (*Quercus pubescens*, *Quercus pyrenaica*, *Quercus faginea*, *Quercus canariensis*, *Quercus afares*, *Quercus cerris*, *Quercus frainetto* voire *Ostrya* et *Carpinus orientalis*) mais aussi des conifères comme les Sapins méditerranéens (*Abies pinsapo*, *Abies marocana*, *Abies numidica*) et diverses races méditerranéennes d'*Abies pectinata*.

La plupart de ces essences appartenant au type "K" investissent dans la longévité et une production de biomasse continue et étalée sur plusieurs siècles ce qui leur confère une bonne aptitude à la concurrence en peuplements mélangés y compris en association avec les sclérophylles.

Au niveau de leurs peuplements qui présentent une faible hétérogénéité spatiale mais aussi

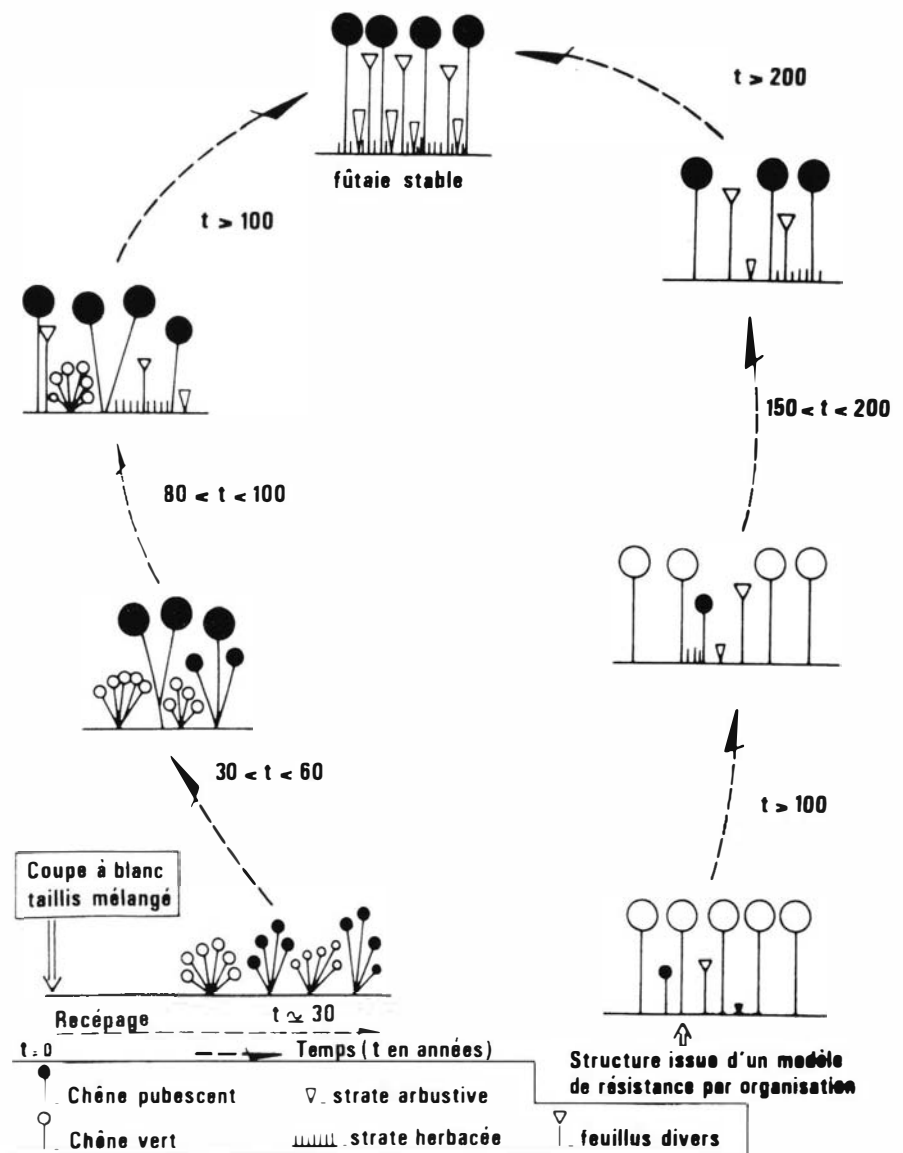


Fig. 7 : Le modèle de stabilisation.

une grande hétérogénéité architecturale (organisation verticale) les mécanismes de compétition par interférence jouent à plein. En l'absence de perturbation ce modèle présente une forte homeostasie.

Par contre la résistance aux perturbations est beaucoup moins marquée que précédemment. Si la plupart des espèces constitutives des peuplements recèpent ou rejettent à l'occasion d'interventions irrégulières cela n'a rien de comparable avec ce qui se passe pour les sclérophylles. De plus, ce modèle est très mal adapté à des cycles de perturbations réguliers et de fortes fréquences et intensités (incendies, coupes). Ces caractères plaident en divers points de la région nord-méditerranéenne en faveur du remplacement des

caducifoliés par les sclérophylles sous l'action d'intenses actions arthropozoogènes.

Néanmoins, au regard des perturbations de type feu sauvage, ce modèle présente une protection optimale. Celle-ci est due à la forte stratification des peuplements évolués : strates arborescente majeure et mineure importante, strate arbustive moins dense, strate herbacée réduite. De plus la plupart des constituants de ce modèle sont peu inflammables et peu combustibles.

Après perturbation répétée, la résilience est faible, la vitesse de cicatrisation moyenne, ce qui représente autant d'obstacles à l'extension spatiale de ce modèle quand on sait, par ailleurs, que le temps de génération est encore plus long que pour les sclérophylles.

# IV.- Bilan et évolution des superficies forestières (fig. 8)

Il n'est pas aisé d'apprécier exactement les surfaces occupées à l'heure actuelle par des forêts en région ouest méditerranéenne. Un premier bilan a été fourni par la F.A.O. (1963), mais doit être manipulé avec critique, car les surfaces sont évaluées sur les pays en entier, même si une partie de leur territoire échappe au climat méditerranéen ; par ailleurs, forêts et maquis-garrigues sont comptabilisés ensemble. Un second bilan de la F.A.O. (1976) resynthétisé par Le Houérou (1980-1981) prend théoriquement en compte pour chacun des pays, les portions soumises au climat méditerranéen, mais les critères bioclimatiques retenus posent problème, puisque ne sont envisagées ici que les zones recevant plus de 400 mm de précipitations annuelles, ce qui exclu donc totalement les formations arborées arides qui ne sauraient être dissociées du bioclimat méditerranéen pour être intégrées dans une rubrique "steppes et déserts". L'un de nous (Quézel 1985) a estimé approximativement ces surfaces en se basant sur le critère bioclimatique, et il nous a paru intéressant de les faire figurer, ainsi que la superficie totale de chaque pays sur la figure 8.

A titre comparatif, ce tableau permet de situer les forêts d'Afrique du Nord par rapport à l'ensemble des forêts des pays du nord de la Méditerranée. Si les valeurs présentées doivent être considérées avec beaucoup de réserves, elles ont au moins l'intérêt de fournir une première approximation. Soulignons encore que maquis et garrigues sont inclus dans les surfaces affichées, sauf pour certains pays. C'est ainsi qu'aux bilans indiqués ci-dessus, et sans doute en fonction des critères retenus par les services nationaux respectifs, il convient d'ajouter des superficies, parfois importantes de "maquis et garrigues divers". C'est en particulier le cas en Espagne (100.000 km<sup>2</sup>).

Ce bilan est toutefois instructif car il montre très clairement les situations très différentes existant entre le nord-ouest et le sud-ouest de la Méditerranée où les pourcentages de boisement se situent respectivement aux environs de 35 et 6 %. Toutefois, ces valeurs restent relativement surévaluées en Afrique du Nord, Algérie et Maroc en particulier, en raison de l'existence de vastes terrains de parcours de type matorrals comptabilisés dans les statistiques forestières, et d'ensembles boisés où seuls les arbres sont présents toutes les autres strates ayant été détruites à la suite de prélèvements. Ces arbres sont définitivement menacés à terme en raison de l'hyperdégradation du sol qui met à nu les souches et fragilise ces arbres.

L'histoire de l'évolution du couvert forestier en région ouest

méditerranéenne est actuellement assez bien connue et les phytogéographies sont tout à fait capables de définir l'extension potentielle des essences majeures, c'est-à-dire les surfaces qu'elles sont susceptibles d'occuper en fonction des critères écologiques et biogéographiques en dehors de toute intervention humaine. En fait, cela revient à évaluer la situation qui devait exister il y a 7 ou 8 millénaires avant que l'action de l'homme ne devienne importante.

Les civilisations antérieures à l'ère chrétienne ont largement malmené en Afrique du Nord les forêts dont la dégradation s'est poursuivie en continu jusqu'au XVI<sup>ème</sup> siècle avec diverses fluctuations liées aux guerres et aux grandes épidémies. Toutefois, la stagnation relative des populations jointe à l'installation progressive d'un mode de gestion de l'espace boisé, comme l'a montré dès 1949 Kunholtz-Lordat, sur un partage rationnel de l'espace entre les cultures (ager céréalière surtout en Afrique du Nord), les pâtures (saltus) et la forêt (sylva) a largement contribué à assurer une certaine stabilité dans les paysages fondamentaux méditerranéens,

	Superficie totale	Surface méditerranéenne (QUÉZEL 1985)	Surface méditerranéenne (LE HOUEYOU 1980)	Surfaces boisées + matorral (LE HOUEYOU 1980)	% de la partie méditerranéenne boisée (LE HOUEYOU 1980)
PORTUGAL	91	70	56	31	55
ESPAGNE	505	400	317	92	29
FRANCE	551	50	87	42	48
ITALIE	300	200	117	34	29
YOUgosLAVIE	255	40	23	9	38.6
ALBANIE	28	20	4	2	50
GRECE	131	100	81	26	32
TURQUIE	780	480	171	60	35
SYRIE	185	50	65	4.7	7
LIBAN	10	10	10	5.7	55.7
JORDANIE	97	10	14	1.2	8.9
CHYPRE	9	9	8.5	3	38.5
ISRAEL	20	10	13	1.1	8.5
LYBIE	1759	100	31	5	17
TUNISIE	164	100	81	5.3	6.5
ALGERIE	2387	300	92	24	26
MAROC	727	300	137	51	37

Fig. 8 : Surfaces en milliers de km<sup>2</sup>.



Photo 6 : La forêt claire de *Juniperus thurifera* dans la vallée des Aït Bougueme en 1954 (Haut Atlas Central). Photo P.Q.



Photo 7 : Les vestiges actuels. Photo P.Q.

stabilité qui a duré jusque vers le milieu du XIX<sup>ème</sup> siècle. A cette époque, toutefois, environ la moitié des forêts potentielles avaient été détruites (Quézel 1976).

En fait, dès cette période, une distorsion évidente est apparue entre les deux rives de la Méditerranée, en raison d'une utilisation très différente de l'espace : prédominance du pastoralisme au sud et de l'agriculture au nord, mais aussi d'une prise de conscience des méfaits de la déforestation dans les pays européens, prise de conscience qui devait déboucher sur les grandes opérations de reboisement du dernier quart du

siècle dernier. La distorsion nord-sud n'a cessé de s'accroître à la suite de l'exode rural lié à l'industrialisation de l'Europe, mais aussi des guerres du XX<sup>ème</sup> siècle, pour déboucher progressivement sur la situation actuelle.

Deux exemples permettent de saisir clairement cette évolution récente : au Maghreb tout d'abord, Boudy (1948) a dressé une estimation, malheureusement bien loin des réalités actuelles, entre les surfaces encore forestières en 1948 et les aires potentielles des principales essences qui illustre bien le recul déjà avancé des forêts nord africaines. (cf. Fig. 9, page suivante)

Si l'on se réfère aux surfaces totales, au Maroc les superficies forestières représentaient donc environ 4.100.000 d'hectares contre 13.500.000 potentiels, et en Algérie 2.300.000 contre 7.000.000, soit moins de 30 % pour ces deux pays.

Nous avons pu obtenir pour le Maroc (Benabid in litt.) une estimation des surfaces actuellement déboisées par an. Nous en fournissons ici l'essentiel :

défrichements	
constatés	6.400 ha/an
coupes et délits	15.000 ha/an
incendies	3.000 ha/an
dont :	
Chêne liège	600 ha/an
Chêne vert	450 ha/an
Résineux divers	320 ha/an
Thuya	420 ha/an
Arganier	170 ha/an
Essences secondaires	140 ha/an
Cèdre	18 ha/an
Total général	24.000 ha/an

Ces valeurs démontrent de façon évidente une régression du capital forestier au Maroc. Celle-ci sur l'ensemble de l'Afrique du Nord est évaluée en moyenne à 1 à 2 pour cent par an ce qui traduit le caractère dramatique de la situation et les menaces qui pèsent directement sur certaines essences en voie de disparition : *Pinus nigra* subsp. *mauretunica*, *Abies maroccana*, *Abies numidica*, *Cupressus atlantica*, etc.

En France méditerranéenne au contraire le bilan concernant l'évolution des surfaces en hectares des essences majeures en Provence-Côte d'Azur en en Languedoc-Roussillon (1904-1907-1973-1984) montre une évolution progressive très marquée de la plupart des essences qui se traduit par un gain, sans compter celui des matorrals, de 222.730 ha en 80 ans (cf. Fig. 10 p. 205).

Cette simple comparaison traduit clairement les divergences fondamentales entre la situation actuelle au Nord et au Sud de la Méditerranée même si certains pays comme l'Espagne occupent actuellement en raison de leurs caractères socio-économiques une position nettement intermédiaire, cf en particulier le cas des dehesas (UNESCO, 1989). Cette évolution divergente entre les pays du Nord et du Sud de la Méditer-

ranée occidentale est bien traduite dans le bilan publié par Le Houerou (1981) faisant état des transformations dans l'utilisation des terres (Fig. 11 ci-dessous). Soulignons que ce bilan est établi pour l'ensemble des territoires des pays considérés et non pas pour les seules portions méditerranéennes ce qui entraîne des distorsions nettes avec les surfaces indiquées dans la figure 9 en particulier pour les pays du revers septentrional de la Méditerranée. Ces valeurs montrent clairement une augmentation importante des surfaces forestières (forêts et stades de matorrals secondaires dans tous les pays européens) qui s'accompagne d'une diminution des zones de culture alors qu'en Afrique du Nord la situation est inversée. Ces variations sont parfois considérables et sur un pas de temps de 10 ans environ atteignent voire dépassent 20 % pour certains pays.

ESPECES	SURFACE CLIMATIQUE	SURFACE ACTUELLE (1948)	% de DIMINUTION	SURFACES ACTUELLES (ESTIMATION)
<b>ALGERIE</b>				
Pin d'Alep	1290	600	54	
Pin maritime	13	13	0	
Thuya	521	130	75	
Genévrier de Phénicie	502	300	57	
Cèdre	128	30	71	
Chêne liège	1192	440	62	
Chêne vert	1807	600	67	
Chênes caducs	82	60	27	
Autres caducs	157	10	94	
Essences secondaires (Olea - Ceratonia - etc)	1296	100	92	
<b>MAROC</b>				
Pin d'Alep	150	65	56	50
Pin maritime	30	15	50	12
Thuya	1860	740	60	600
Genévrier de Phénicie	900	200	78	50
Cèdre	456	115	75	70
Genévrier thurifère	327	31	91	20
Autres résineux	30	14	52	?
Chêne liège	1530	367	76	300
Chêne vert	2437	1345	37	1000
Chênes caducs	50	24	52	15
Arganier	2128	700	67	400
Oleo-lentisque	3624	500	86	200

Fig. 9 : Le recul des forêts au Maghreb (en milliers d'hectares).

Fig. 10 (ci-contre) : Comparaison des statistiques de Daubrée (1904-1907) et de l'O.N.F. en Languedoc Roussillon (1978-1984) et Provence-Alpes-Côte d'Azur (1973-1978) pour les principales essences forestières.

	Languedoc - Roussillon		Région PACA	
	1904-1907	1978-1984	1904-1907	1973-1978
Chênes caducs	55 975	105 896	166 982	230 618
Quercus ilex	157 377	140 156	125 681	83 009
Quercus suber	5 800	5 000	37 730	33 632
Pinus silvestris	6 850	13 510	73 432	229 397
Pinus halepensis	9 197	18 824	124 551	161 043
Pinus pinaster	20 950	15 963	72 822	43 009

Fig. 11 (ci-dessous) : Transformation de l'utilisation des terres (km2).

	France Méditerranéenne		Evolution
	1904-1907	1973-1984	
Chênes caducs	222 957	336 514	+ 113 557 ha
Quercus ilex	283 098	223 165	- 59 893 ha
Quercus suber	43 530	38 632	- 4 898 ha
Pinus silvestris	80 282	242 907	+ 162 625 ha
Pinus halepensis	111 748	179 867	+ 46 119 ha
Pinus pinaster	91 772	58 972	- 39 800 ha
	857 327 ha	1 080 057 ha	+ 222 730 ha

	SURFACES FORESTIERES			SURFACES CULTIVEES		
	1965	1976	%	1965	1976	%
	PORTUGAL.	31.650	36.410	+ 15	43.320	36.000
ESPAGNE	131.600	153.330	+ 16,5	207.090	206.590	- 0,2
FRANCE	119.050	145.760	+ 22,4	210.670	187.300	- 11,1
ITALIE	59.840	63.130	+ 5,5	154.540	123.480	- 19,1
TUNISIE	6.740	5.300	- 18,8	44.060	44.100	+ 0,1
ALGERIE	25.490	24.240	- 4,9	62.610	71.100	+ 13,6
MAROC	53.020	51.640	- 2,1	70.660	78.300	+ 10,8

# V.- Effets des perturbations humaines sur les principaux écosystèmes forestiers

## A grande échelle

Les effets de perturbation et de non perturbation sont pour une large part responsables de l'état actuel des structures et architectures forestières ouest méditerranéennes (Quézel et Barbéro 1990).

Il faut distinguer des actions

directes et irrégulières comme les délits de coupes ou prélèvements anarchiques, et directes et régulières comme l'utilisation des taillis avec des cycles de rotation variables selon les essences et la nature des besoins. Ces actions directes sont opposées aux indirectes, elles aussi régulières comme le pâturage en forêt et les feux d'écobuage ou irrégulières, comme les feux sauvages.



Photo 8 : Steppe d'alfa dégradée dans la région de Djelfa (Algérie), avec encore des individus épars de *Pinus halepensis*. Photo P.Q.



Photo 9 : Plantation de pins d'Alep dans la steppe algérienne (région de Djelfa) pour la mise en place du barrage vert. Photo P.Q.

- Les perturbations régulières ont eu pour conséquences une transformation complète des écosystèmes dans leurs structures floristiques en déterminant un tri parmi les espèces initiales et en ne maintenant parmi les dominantes que celles qui étaient adaptées au type de perturbation. La même particularité a concerné les architectures avec manifestement une simplification de la stratification :

\* taillis monospécifiques de Chêne vert à sous-bois arbustif de *Phillyrea media* maintenu par des cycles de coupes de 20-25 ans qui ont éliminé les espèces associées rejetant moins bien ;

\* taillis monospécifiques de Chêne pubescent ou de Chêne zéen, à sous-bois graminéen vivace (*Brachypodium pinnatum*, *Festuca agg. rifana*, *Yvesii*) facilités par les feux courants, parcourus et exploités tous les 30-40 ans.

Dans ces structures les effets des perturbations régulières : coupes, feux d'écobuages (entraînant l'élimination de certaines essences comme les Erables) ou intensification du parcours, se traduisent en règle générale par un développement rapide mais fugace de thérophytes et anthracophytes. Cet apport exogène augmente momentanément la richesse et la diversité floristique des structures, mais, si la fréquence et l'intensité de la perturbation diminuent, l'écosystème retrouve alors rapidement sa composition initiale (Godron et al., 1981) :

\* fort rejet du Chêne vert après coupe,

\* forte régénération végétative de *Brachypodium pinnatum* facilitée par le feu d'écobuage.

La vitesse de cicatrisation du milieu est rapide.

- Les perturbations irrégulières comme les prélèvements anarchiques ou les feux sauvages ont des conséquences variables.

Dans les forêts à feuillage caduc elles se traduisent suivant leur fréquence par un apport exogène plus ou moins marqué de sclérophylles, *Rhamnus alaternus*, *Phillyrea*, *Osyris*, *Juniperus oxycedrus* et par des *Cistus*, *Ulex* et par des graminées vivaces : *Brachypodium*, *Bromus* et même par des thérophytes si l'effet de dégradation est marqué. Ici encore il y a

augmentation de la richesse et de la diversité.

Dans les écosystèmes à sclérophylles dominants les prélèvements anarchiques où les incendies sauvages irréguliers ont modifié les phénomènes de densité-dépendances dues à l'action de l'ombre qui jouaient un rôle majeur dans la mise en place de la stratification simplifiée de l'écosystème initial.

Les perturbations irrégulières de faible fréquence se traduisent par un double phénomène :

\* régression des sclérophylles mésophiles comme *Viburnum tinus*, *Phillyrea media*, *Ruscus aculeatus*, *Rubia peregrina*,

\* progression des sclérophylles héliophiles de type préforestier occupant les espaces libres : *Rhamnus alaternus*, *Pistacia terebinthus*, *Osyris alba*, *Jasminum fruticans*, *Juniperus oxycedrus*. L'occurrence de perturbations irrégulières aboutit à la mise en place de structures en mosaïques et à une augmentation de la richesse et de la diversité floristique des peuplements.

Les perturbations irrégulières et de forte fréquence conduisent à une transformation complète des écosystèmes initiaux prélude à leur disparition :

Il est clair que la forêt sclérophylle subit à la suite d'incendies répétés, une matorralisation due à la résistance de quelques espèces clés qui ont remplacé les Chênes sclérophylles potentiels : *Quercus coccifera* au nord de la Méditerranée, *Chamaerops humilis* au sud, *Erica arborea* et *Erica scoparia* dans les secteurs occupés par les Suberaies.

Dans les zones où le matériel biologique rejetant de souche n'existe pas, ce sont essentiellement des buissons de stratégie "R" qui ont occupé l'espace : *Calycotome*, *Ulex*, *Genista*, *Adenocarpus*, *Lavandula*, *Thymus*, *Stoehelina*, *Dorycnium* (Barbéro, Bonin, Loisel, Quézel, Miglioretti 1987).

L'occurrence de perturbations irrégulières et fréquentes se traduit alors par une diminution de la richesse et de la diversité floristique dues au maintien de quelques espèces adaptées éminemment inflammables et à un appauvrissement du bilan géochimique du milieu.



Photo 10 : Paysage de "dehesa" dans la région de Salamanque, pâturages à graminées piquetés de *Quercus rotundifolia*, façonné maintenu par l'action de l'homme et de ses troupeaux. Photo P.Q.

## A petite échelle au sud de la Méditerranée

(cf. Fig. 12, page suivante)

Les effets des perturbations anthropozoogènes sur les écosystèmes forestiers sont directement liés à leur permanence, à leur fréquence et à leur intensité. Ceux-ci doivent donc être, au sein de chaque ensemble bioclimatique, étudiés en fonction du stress climatique, des contraintes géopédologiques mais aussi des aptitudes biologiques des principales essences constituant ces écosystèmes.

Les stades de dégradation de ces derniers sont relativement nombreux et correspondent à des

niveaux de plus en plus sévères, sans toutefois qu'ils soient obligatoirement liés. Ce sont les phénomènes de matorralisation, de dématorralisation, de steppisation et de thérophytisation.

### a.- Matorralisation des ensembles forestiers

Elle est générale dans le sud de l'Espagne et en Afrique du Nord en bioclimat subhumide et humide, et correspond à un envahissement généralisé des structures forestières par des sclérophylles des ourlets et manteaux préforestiers comme *Rhamnus* spp., *Pistacia* spp., *Rhus* spp., *Juniperus* spp., *Osyris* spp., qui résistent au stress et à la contrainte (Connell et Slatyer 1977). Ce sont des espèces qui sont disséminées par le biais de



Photo 11 : Emondage pastoral du pin de Pallas et du chêne pubescent (*Quercus anatolica*) sur les plateaux anatoliens, région d'Ankara. Photo P.Q.

baies consommables, le plus souvent par les oiseaux, ce qui leur permet ainsi de recoloniser les vides laissés après perturbation par les espèces arbustives et herbacées écologiquement exigeantes de l'écosystème initial (*Viburnum tinus*, *Phillyrea media*, *Crataegus* spp., *Brachypodium silvaticum*, *Balan-saea glaberrima*, etc ...).

Dans ces structures remodelées par la perturbation interviennent aussi des éléments comme *Pinus* et plus en altitude *Cedrus* qui régè-nèrent bien dans les ouvertures des Chênaies vertes. Ainsi se mettent en place, le temps que durent les perturbations, des écosystèmes préforestiers.

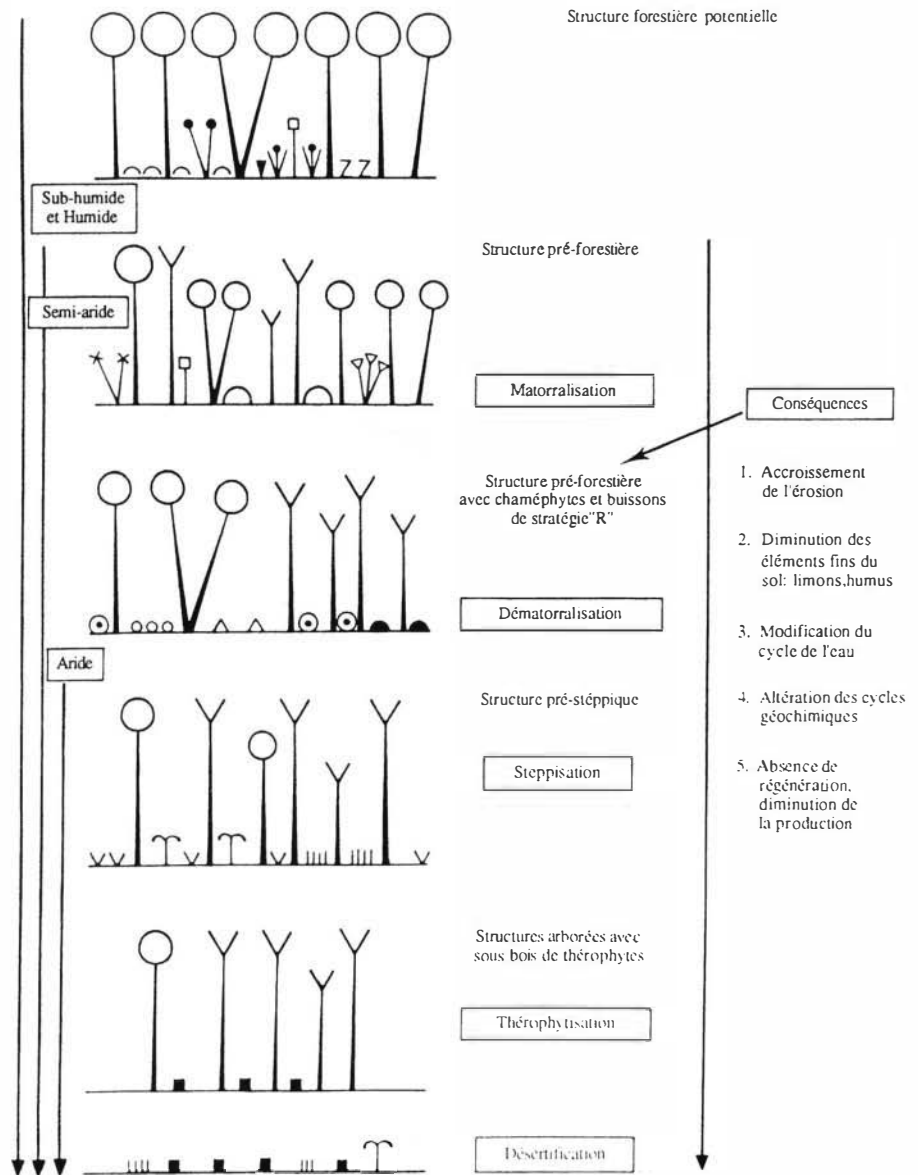
En bioclimat semi-aride et aride, la transformation des forêts potentielles déjà matorralisées (ensembles presteppiques) se traduit par la modification des matorrals primaires où s'installent de nouveaux occupants arbustifs mieux adaptés à l'accentuation des contraintes liées aux actions anthropiques, pâturage en particulier et à l'érosion des sols. Ainsi se développent divers types physiologiques de matorral en fonction des espèces dominantes : matorrals de type éphedroïde (*Retama*, *Polygala balansae*, *Ephedra*, *Coronilla ramosissima*), matorrals à feuilles cotonneuses (*Cistus* spp., *Rosmarinus*), matorrals épineux (*Ulex*, *Genista*, *Calicotome*), matorrals à xérophytes en coussinets en franges forestières supérieures (*Cytisus balansae*, *Erinacea anthyllis*, *Alyssum spinosum*, etc ...). Dans l'aride et le semi-aride et plus particulièrement en zones inframédi-terranéennes l'extension dans les forêts presteppiques des euphorbes succulentes cactoïdes (*E. baume-riana*, *E. resinifera*, *E. echinus*) est un phénomène très caractéristique au Maroc sud-occidental.

**b.- Dematorralisation des ensembles préforestiers**

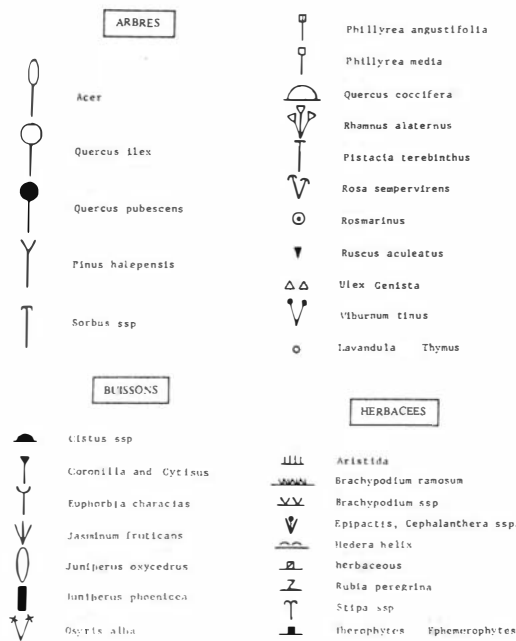
Actuellement dans certaines régions d'Afrique du Nord, les pré-lèvements s'opèrent dans les matorrals forestiers par dessouchage et une végétation arbustive nouvelle s'installe. Ce processus de remplace-ment de matorrals primaires par des matorrals secondaires aboutira en fait ultérieurement à une déma-torrallisation totale.

Deux phases sont généralement observables :

- la première consiste au rem-placement des espèces rejetant de



**Fig. 12 : Processus de dégradation des forêts sclérophylles en Afrique du Nord.**



**LEGENDE DES FIGURES 12 ET 14**

souche par des arbustes hauts recevant peu ou pas : (Cistacées, Papilionacées) qui à leur tour pourront être prélevés par l'homme,

- la deuxième marque alors la dématossilisation effective, avec l'installation de chamaephytes de plus petite taille constitués surtout par des Labiées (*Lavandula marocana*, *L. atlantica*, *L. dentata*, *Thymus* spp., *Corydorthymus capitatus*, etc) et plus rarement des Papilionacées (*Genista pseudopilosa*, *Coronilla minima*).

Toutes ces espèces à fort taux de renouvellement répondent à plusieurs critères de sélection, spatiale, écologique, et surtout biologique, par une haute production de graines très résistantes pouvant demeurer de nombreuses années à l'état dormant dans le sol (Boulet, 1985). Ces caractéristiques biologiques assurent d'ailleurs une bonne reprise des formations chamaephytiques après de longues périodes de sécheresse qui dans le semi-aride et l'aride vont jusqu'à détruire l'appareil végétatif de nombreuses espèces vivaces.

La dématossilisation forestière a donc pour conséquence, l'installation de matorrals secondaires lorsque des systèmes arbustifs à espèces de stratégies "R" ont remplacé des arbustes rejetant de souche, et ensuite l'installation directe de communautés à chamaephytes.

### c.- Steppisation

Le terme ultime de la dématossilisation est, essentiellement en bioclimat semi-aride et là où le matériel biologique existe, l'installation de structures steppiques, c'est-à-dire des formations largement dominées par des hémicryptophytes ou des chamaephytes bas, généralement à recouvrement non jointif, à cortège floristique peu diversifié, où une espèce est très largement dominante, et colonisant des sols variables en fonction du substrat, mais toujours peu évolués. Les steppes succédant à des forêts pré-steppiques en Afrique du Nord surtout mais aussi en Espagne du Sud, sont surtout des steppes à Graminées (*Stipa tenacissima*, *Lygeum spartum*, *Aristida* spp.), à Composées (*Artemisia*, *Hertzia*) à Labiées (*Thymus*, *Micromeria*), à Papilionacées (Astragales épineuses), voire à Chenopodiacées (*Anabasis*, *Hammada*). Beaucoup de ces fruticées constituent en sous strate de milieux plus ou moins

arborés, des peuplements stabilisés se pérennisant par semis. Ainsi se constituent des stades de grande longévité, très pauvres floristiquement, et représentant des cycles à paliers de dominance (Escarré, Haussard et Debbusche, 1983).

### d.- La thérophytisation

Le faible couvert végétal des structures précédentes accentue les effets de l'érosion des sols et de déssouchement des chamaephytes et hémicryptophytes ; la permanence du parcours dans ces situations drastiques amplifie encore l'export du matériel végétal.

Mis à part les arbres clairsemés qui restent en place grâce à leur enracinement plus profond, l'ensemble des écosystèmes forestiers quels que soient les étages altitudinaux est alors soumis au phénomène de thérophytisation lié à leur envahissement généralisé par des espèces annuelles souvent sub-nitrophiles et disséminées essentiellement par les

troupeaux. Ces espèces de stratégie "R" sont favorisées par un cycle biologique court (quelques semaines à quelques mois) qui leur permet d'occuper le sol durant les courtes périodes favorables à leur développement et ce dans tous les ensembles bioclimatiques et leurs variantes. Une véritable banalisation des écosystèmes forestiers s'opère avec la mise en place de structures assez riches floristiquement mais qui n'ont plus rien à voir avec les ensembles structuraux initiaux.

En Afrique du Nord, plusieurs dizaines de milliers d'hectares forestiers sont actuellement thérophytisés. Les arbres encore en place correspondent à de véritables fossiles vivants appelés à disparaître au cours des prochaines décennies.

Il en est ainsi aussi bien dans les Cédraies du Grand Atlas (Quézel, Barbéro et Benabid, 1987) que des Aurès (Abdessemed, 1981), dans les Arganeraies du Sous (Peltier, 1982), dans les Tetraclinaies du



Photo 12 : Emondage pastoral sur *Quercus faginea* dans le Rif (Maroc), massif du Tidighin. Photo P.Q.



Photo 13 : Mise en culture et destruction progressive de la cédraie dans la région d'Immouzer des Marmoucha (Moyen Atlas Oriental). Photo P.Q.



Maroc oriental, dans les Pinèdes des Atlas Telliens (Fennane, 1987) que dans les Chênaies et Suberaies du Rif (Barbéro, Quézel et Rivas-Martinez, 1981).

Ces forêts fossiles encore comptabilisées dans les statistiques forestières masquent en partie l'accélération de la régression du couvert forestier sur toute l'Afrique du Nord. Par ailleurs, elles ne constituent même plus un rempart à l'érosion dont l'intensité est de plus en plus préoccupante dans tout le Maghreb.

Les incidences de ce phénomène sont catastrophiques :

- export des matériaux fins des sols et perturbations des cycles géochimiques, voire dysfonctionnement total ;

- baisse de la productivité végétale et de l'activité photosynthétique, avec modification, compte tenu des surfaces énormes concernées, des

cycles de l'oxygène et du gaz carbonique ;

- dérégulation complète du cycle de l'eau et surtout des mécanismes de restitution de celle-ci aux nappes.

A côté de ce processus de thérophytisation, essentiellement lié à des structures arborées, signalons qu'il existe un autre type de dégradation tout aussi répandu, intéressant les matorrals et surtout les steppes, où l'action de l'homme et de ses troupeaux, sans cesse accrue en Afrique du Nord, conduit dans ces milieux à des situations identiques mais encore aggravées par l'explosion d'espèces toxiques ou non palatables mais où hémicryptophytes et chamaephytes jouent un rôle important (épineux surtout mais aussi *Peganum*, *Euphorbia*, *Hertzia*, etc), qui sont en train d'envahir et de ruiner la majeure partie des pâturages maghrébins encore en place.

ancienne est également remarquable. Le développement des Chênes caducifoliés s'opère suivant plusieurs scénarios :

- colonisation par ces Chênes des parcelles autrefois exploitées et incluses dans les zones de grands taillis ;

- remplacement par *Quercus pubescens* des vieilles futaies de Pin d'Alep et de Pin sylvestre sur des terrains en déprise ancienne et non perturbées depuis (après la guerre de 1870),

- substitution, dans les forêts mélangées, des Chênes sclérophylles par le Chêne pubescent qui offre une meilleure croissance en diamètre et en hauteur (Miglioretti, 1987). Ainsi, les forêts de Chênes caducifoliés passent en Provence entre 1904-1907 et 1978 de 166 982 ha à 230 618 ha tandis que les chênaies sclérophylles regrettent de de 163 411 ha à 116 641 ha. Toutefois, au cours des deux dernières décennies, les Chênes sclérophylles ont largement progressé dans les ensembles préforestiers (+ 6 359 ha pour le Chêne vert ; + 12 355 ha pour le Chêne liège).

Cette remontée biologique accompagnée d'une forte matorralisation secondaire (Barbéro et Quézel, 1989) et par la progression de structures préforestières hautement combustibles et inflammables a pour conséquence d'augmenter la fréquence des incendies et des superficies brûlées (Barbéro, Loisel et Quézel, 1989). Paradoxalement, ces incendies sont un facteur de régénération de la diversité floristique et biologique, en particulier pour les espèces végétales constituant les stades initiaux des séries de végétation et qui paraissent menacées de disparition en divers points du territoire.

## Incidences sur les structures et architectures

L'évolution temporelle des Chênaies caducifoliées généralement utilisées en terrain de parcours (système arbre-herbe-animal) et la maturation des taillis, conduisent à la mise en place d'écosystèmes forestiers complexes à organisation verticale caractéristique de même type que dans les forêts méditerranéennes.

# VI.- Les effets des non-perturbations sur les écosystèmes forestiers du nord de la Méditerranée

cf. Fig. 14

Ces effets se traduisent par une remontée biologique extraordinaire affectant les essences forestières, les structures de végétation et les architectures.

Comme nous l'avons indiqué plus haut, les phénomènes de déprise agricole ancienne et récente et les non-usages de la plupart des forêts sont à l'origine de cette évolution qui concerne également la mise en place de plusieurs centaines de milliers d'hectares de fruticées secondaires.

## Evolution du couvert forestier

- Elle est nettement perceptible et rapide pour les structures forestières du modèle expansionniste.

Deux exemples pris en Provence, le Pin d'Alep (+ 33 610 ha malgré les incendies en 10 ans) et le Pin sylvestre (+ 21 313 ha en 10 ans) tra-

duisent cette évolution (Fig. 15).

**L'explosion du Pin d'Alep** est due à deux raisons principales :

- l'abandon d'usage des parcours sur les fruticées à sclérophylles rejetant de souche (maquis et garrigues) et à la régénération du Pin qui n'y est plus brouté ;

- l'installation des Pins sur des fruticées secondaires résultant de l'abandon des zones cultivées, sur terrasses surtout.

**L'extension du Pin sylvestre** résulte de son côté :

- de la non exploitation des Buxaies et Génistaies à *Genista cinerea* en terrain de parcours,

- de la colonisation des fruticées secondaires à *Genista cinerea* installées sur d'anciens terrains de culture,

- de l'extension en altitude de *Pinus sylvestris* sur d'anciens territoires de transhumance aujourd'hui non utilisés.

**L'extension d'essences du modèle de stabilisation** dans les secteurs où la déprise est plus

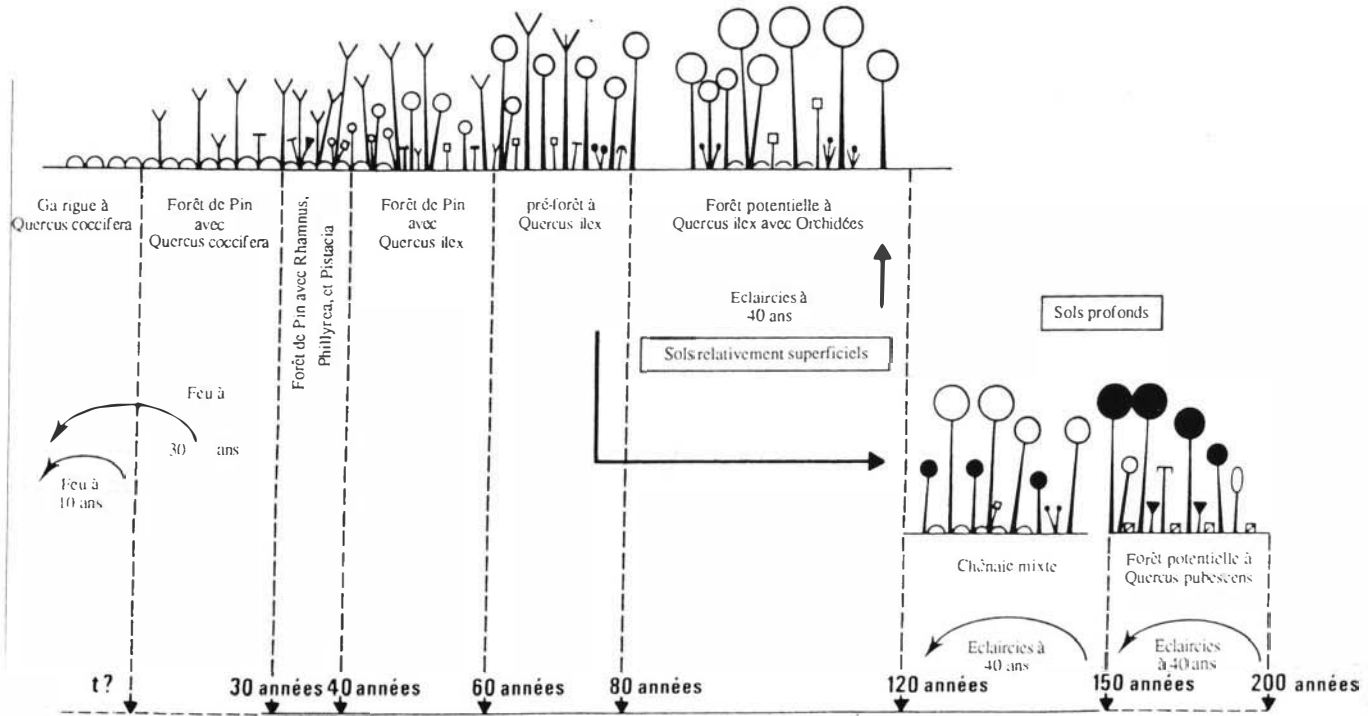


Fig. 14 : Evolution dans le temps, avec ou sans perturbations, pour une séquence allant de la pré-forêt à pin d'Alep, à la forêt sclérophylle à *Quercus ilex* et à la forêt caducifoliée à *Quercus pubescens*.

Ainsi, en parallèle avec la croissance des Chênes qui constituent la strate arborescente majeure, les processus de zoochorie et d'anémochorie ont favorisé la mise en place des strates arborescentes mineures (*Sorbus*, *Acer*, *Fraxinus*) et arbusitives (*Coronilla*, *Cytisus*, *Cotoneaster*, *Rhamnus*, *Evonymus*, *Ligustrum*).

Les effets de non perturbation sont également sensibles au niveau de la strate herbacée. Ainsi, le vieillissement des taillis où dominaient dans la strate herbacée les types graminoides (*Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Poa nemoralis*) et les modifications d'éclaircement résultant du développement des canopées ont pour conséquence l'installation, dans un premier temps, de types ethologiques nouveaux caractérisés par la dominance des hémicryptophytes prostrés à feuilles spatuliformes : *Hieracium* div. sp., *Solidago*, *Serratula*, *Campanula*, puis dans un deuxième temps avec l'enrichissement en éléments minéraux des sols, des *malacophylles* à feuilles larges : *Anthriscus*, *Chaerophyllum*, *Peucedanum*, *Heracleum*, *Chrysanthemum*, *Primula*, *Mercurialis*. Dans les stations à bons bilans hydriques apparaissent les géophytes : *Neottia*, *Polygonatum*, *Fritillaria*, *Corydalis*, etc...

Dans les Chênaies sclérophylles pures où les processus de substitution du Chêne vert par le Chêne pubescent sont impossibles en

raison du faible éclaircement, l'évolution temporelle en l'absence de perturbation (Barbéro et Loisel, 1983) s'opère par la régression des sclérophylles héliophyles (*Jasminum*, *Pistacia*, *Rhamnus*, *Osyris*) et le maintien des sclérophylles mésophiles qui constituent la strate arbusitive haute (*Phillyrea media*, *Viburnum tinus*) et basse (*Ruscus aculeatus*, *Rubia peregrina*). Dans les zones où la litière est lentement transformée par la microflore, l'installation d'orchidées hémisaprophytes est la règle générale (*Cephalanthera*, *Epipactis*, *Orchis*, *Plantanthera*), tandis que dans les zones plus humides à bonne minéralisation se développent en strate arbusitive et herbacée diverses

espèces de Chênaies pubescentes (Miglioretti, 1987, Sirabella, 1988). Il est de la sorte de plus en plus évident aujourd'hui que la forêt à *Quercus ilex* considérée comme climacique en 1936 par Braun-Blanquet et constituée par le *Quercetum ilicis-gallo provinciale* (*virbuno-quercetum ilicis rivas-martinez*), ne représente en fait qu'une formation traduisant encore à cette époque un équilibre relativement stable entre *Quercus ilex* et les modes d'utilisation par l'homme : exploitation encore importante associée à un pâturage au moins épisodique. Il n'est pas douteux que le véritable climax pour cette essence est constitué par des groupements passés inaperçus en 1936 et constitués par

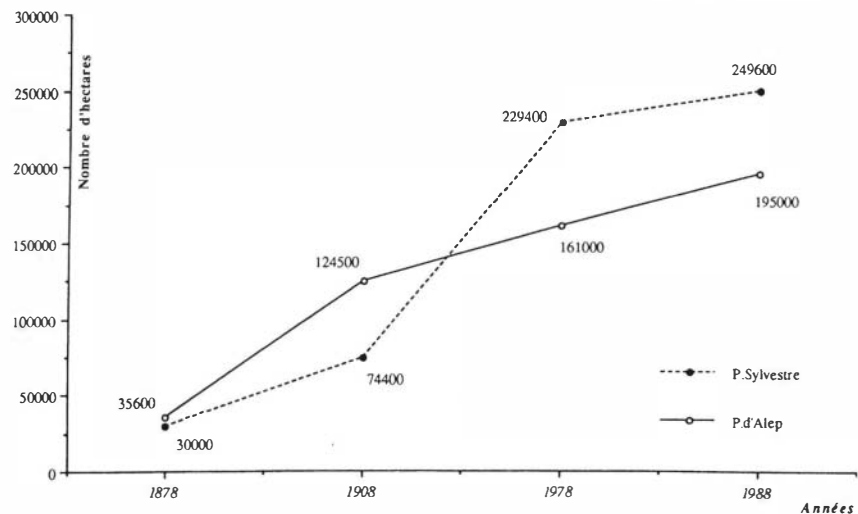


Fig. 15 : Evolution des surfaces en hectare couvertes par le pin d'Alep et le pin Sylvestre en Provence-Alpes-Côte d'Azur entre 1878 et nos jours.

exemple en Provence par l'*épipacido-quercetum ilicis* Barbéro et Loisel 1983, en Haut-Languedoc au moins par le *Piptathero-quercetum ilicis*, Barbéro et Quézel 1986. Toutefois, dans les très vieilles futaies, l'évolution architecturale des chênes verts favorise à nouveau la pénétration de la lumière et permet alors la régénération en sous-bois des arbres de la chênaie pubescente : *Quercus pubescens*, *Sorbus aria*, *Sorbus torminalis*, toujours avec *Viburnum tinus*, *Phillyrea media*, préfigurant peut-être les caractéristiques structuro-architecturales des anciennes chênaies pubescentes méditerranéennes potentielles, certainement hétérogènes et plurispécifiques comme le montrent les structures encore observées dans certaines forêts peu perturbées par l'homme comme la Sainte-Baume ou Valbonne.

## Conséquences phytosanitaires des non-usages

Le non-usage des écosystèmes forestiers et leur quasi-continuité géographique résultant de leur extension, ont imposé à certaines essences comme les *Pinus* de faire face à une concurrence interspécifique à laquelle ils étaient peu adaptés.

Ceci a conduit à des modifications de leur équilibre phytosanitaire. Ainsi Schvester (1985), en plus des froids de 1956 qui auraient perturbé l'équilibre biologique des populations de *Matsucoccus feytaudi* dans les Maures avance l'hypothèse de la transformation des structures de Pinèdes et de leur non-gestion pour expliquer l'extension de ce ravageur qui a fait passer les surfaces occupées par le Pin mésogéen de 72 822 ha en 1904-1907 en Provence à 43 009 en 1978 et 36 955 aujourd'hui.

De même, la continuité géographique de grands massifs de Pin sylvestre serait à l'origine de l'explosion actuelle des populations de Lophyres. Enfin, l'existence de taillis importants et non exploités de Chêne vert et de Chêne pubescent de mêmes âges serait selon Du Merle (1985) un facteur favorable, en l'absence de barrières géographiques, à l'explosion des populations de Tordeuse.

## VII.- Conclusions

Les forêts méditerranéennes représentent un milieu naturel fragile compte tenu du stress climatique régulier dont la durée varie suivant les bioclimats entre 1 et 6 mois, et des très fortes contraintes géopédologiques qui amplifient encore les effets des perturbations dues à l'action humaine.

Ces forêts se répartissent en trois grands ensembles potentiels (forestiers, pré-forestiers et pré-steppiques) qui traduisent l'action de conditions écologiques drastiques sur les constituants majeurs des écosystèmes forestiers.

Au regard des caractères de sélection biologique écologique et spatiale et de la réponse aux perturbations naturelles et humaines trois modèles principaux ont été mis en évidence :

- le modèle expansionniste constitué pour l'essentiel de conifères appartenant aux genres *Pinus* et *Cedrus*,

- le modèle de résistance regroupant essentiellement les essences sclérophylles dont la réponse aux actions anthropozogènes est optimale,

- le modèle de stabilisation qui réunit les forêts caducifoliées bien conservées et bien protégées de certaines perturbations comme les incendies, mais très vulnérables aux exploitations intensives et anarchiques.

En fonction de leur nature, les effets des perturbations ont été évalués surtout sur la richesse et la diversité floristique ainsi que sur les structures et architectures des écosystèmes forestiers.

**Au sud de la Méditerranée** et plus particulièrement en Afrique du Nord les pressions démographiques et pastorales ont largement perturbé les grands écosystèmes forestiers qui accusent une régression continue de leurs surfaces. Plusieurs essences forestières de faible sélection spatiale et biologique comme les sapins méditerranéens et le pin noir (*Pinus nigra* subsp. *mauritanica*) sont menacées de disparition, comme d'ailleurs les forêts de chênes caducifoliées qui, compte tenu du stress climatique et des contraintes édaphiques, sont en déséquilibre permanent.

Les perturbations humaines induisent par ailleurs une modification complète des structures et des architectures allant dans le sens de la mise en place de modèles forestiers simplifiés (arbre-pelouse), où la régénération des arbres est quasiment impossible. Les taillis sclérophylles bien adaptés au stress sont eux-mêmes menacés par des cycles d'exploitation de plus en plus courts et par une forte utilisation des canopées à des fins pastorales :

- Les structures forestières de sous-bois voient leur capital en espèces sylvatiques caractéristiques régresser et la matorralisation de la plupart des forêts se traduit par le remplacement des ensembles forestiers typiques par des ensembles préforestiers (Tétraclinaies, Pinèdes de pin d'Alep). Les contraintes géopédologiques nouvelles liées au décapage des horizons de surface des sols, conjuguées au stress-climatique régulier (durée de la sécheresse) diminuent fortement la capacité de résilience de ces écosystèmes soumis à des pressions continues (modèles du non équilibre).

- En diverses régions et plus particulièrement en bioclimat semi-aride l'hyperdégradation affecte même le couvert arbustif qui cède dans un premier temps la place à des herbacées vivaces (steppisation forestière) : *Andropogon* spp., *Ampelodesmos*, *Stipa* spp.

- L'accentuation des pressions pastorales peut conduire même dans tous les ensembles bioclimatiques, à la disparition totale des espèces vivaces dans l'écosystème hormis l'arbre dominant. Les seuls occupants végétaux en sous-bois sont alors, quels que soient l'altitude et les écosystèmes, les thérophytes envahisseurs, véritables indicateurs d'une hyperdégradation (thérophytisation forestière).

**Au nord de la Méditerranée** les phénomènes de déprise rurale accélérés depuis la fin de la deuxième guerre mondiale et surtout depuis la mise en place de la politique agricole commune ont déterminé une sous-utilisation des espaces, à l'origine d'une forte

remontée biologique forestière y compris en altitude. Il en résulte aujourd'hui une extension des forêts de conifères du modèle expansionniste favorisée par leurs aptitudes à la sélection spatiale, biologique et écologique.

En parallèle la sous-utilisation des taillis de chênes sclérophylles (modèle de résistance) et caducifoliés (modèle de stabilisation) a conduit à la mise en place de structures et architectures fores-

tières nouvelles qui diffèrent sensiblement des grandes unités climaciques définies jusqu'à présent par les méthodes phytosociologiques et synchroniques.

De nouvelles formes de perturbations sont apparues :

Aux perturbations provoquées par les usages (feux d'écobuage) ont succédé des incendies sauvages, de plus en plus importants et à l'origine de la très forte hétérogénéité spatiale et tempo-

relle des paysages forestiers actuels.

De plus la continuité géographique de grands ensembles de taillis sclérophylles et caducifoliés de même âge, parce que non utilisés depuis une quarantaine d'années, a accéléré les déséquilibres phytosanitaires par une aggravation de l'action des ravageurs.

P.Q., M.B., R.L.

## Bibliographie

- Abbas H., 1986. Contribution à l'étude de l'aménagement des forêts de Pin d'Alep (*Pinus halepensis*, Mill) dans le sud-est méditerranéen français. Thèse Doct. Etat, 1-254, annexes 1-52.
- Abbas H., Barbero M et Loisel R., 1984. Réflexions sur le dynamisme actuel de la régénération du Pin d'Alep en région méditerranéenne dans les pinèdes incendiées de Provence calcaire (de 1973 à 1979). *Ecologia mediterranea*, X (3/4), 85-104.
- Abbas H., Barbero M., Loisel R. et Quézel P., 1985. Les forêts de Pin d'Alep dans le sud-est méditerranéen français - Analyses écodendrométriques (première partie). Forêts méditerranéennes, VII, 1, 35-42.
- Abbas H., Barbero M., Loisel R. et Quézel P., 1986. Les forêts de Pin d'Alep dans le sud-est méditerranéen français ; analyses écodendrométriques (deuxième partie). Forêt méditerranéenne, VIII, 2, 124-131.
- Abdessemed K., 1981. Le Cèdre de l'Atlas dans le massif des Aures et du Belezma. Thèse Doct. ès Sci., Fac. St-Jérôme, Marseille, 198 p.
- Abi-Saleh B., Barbero M., Nahal I. et Quézel P., 1976. Les séries forestières de végétation au Liban. *Bull. Soc. Bot. Fr.*, 123, 541-560.
- Akman Y., Barbero M. et Quézel P., 1979. Contribution à l'étude de la végétation forestière d'Anatolie méditerranéenne. *Phytocoenologia* 5 (1), 1-79.
- Akman Y., Barbero M. et Quézel P., 1979. Contribution à l'étude de la végétation forestière d'Anatolie méditerranéenne. *Phytocoenologia*, 5 (2), 189-276.
- Akman Y., Barbero M. et Quézel P., 1979. Contribution à l'étude de la végétation forestière d'Anatolie méditerranéenne. *Phytocoenologia*, 5 (3), 277-346.
- Barbero M., Benabid A., Quézel P., Rivas-Martinez S. et Santos A., 1982. Contribution à l'étude des *Acacio-Arganietalia* du Maroc sud-occidental. 1 - Doc. *Phytos. Camerino*, Nlle série VI, 311-338.
- Barbero M., Bonin G., Loisel R., Miglioretti F. et Quézel P., 1987. Impact of forest fires on structures and architectures of Mediterranean ecosystems. *Ecologia Mediterranea*, XIII, 26-39.
- Barbero M., Bonin G., Loisel R., Miglioretti F. et Quézel P., 1987. Incidence of exogenous factors on the regeneration of *Pinus halepensis* after fires. *Ecologia Mediterranea*, XIII, 40-51.
- Barbero M. et Loisel R., 1983. Les chênaies vertes du sud-est de la France méditerranéenne : valeurs phytosociologiques, dynamiques et potentielles. *Phytocoenologia*, 11, 2, 225-244.
- Barbero M., Loisel R. et Quézel P., 1989. Perturbations et incendies en région méditerranéenne. *Inst. Estud. Pyrenai-cos Jaca*, XII, 409-419.
- Barbero M., Quézel P. et Rivas-Martinez S., 1981. Contribution à l'étude des groupements forestiers et préforestiers du Maroc. *Phytocoenologia*, 9, 3, 311-412.
- Barbero M. et Quézel P., 1989. Structures, architectures forestières à sclérophylles et prévention des incendies. *Bulletin d'Ecologie*, 20, 1.
- Boudy P., 1948. Economie forestière Nord-Africaine. Larose, Paris, 2422 (4 volumes).
- Boulet C., 1985. Bilan floristique d'une garrigue de Chêne kermès soumise à deux types de perturbations contrôlées. Contribution à la reconnaissance au stade plantule de quelques unes des espèces observées. Thèse 3ème cycle, Univ. Aix-Marseille III, Sciences, 1-214 et annexes.
- Braun-Blanquet J., 1936. La forêt d'Yeuse languedocienne. *Mem. Soc. Sc., Nat. Nîmes*, 5, 1-147.
- Connell J.H. et Slatyer R.O., 1977. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organisation. *Am. Nat.*, 1119-1143.
- Delabrazé P., 1985. Bases biologiques et physiques de la prévention des incendies de forêts. CNRS édit., PIREN, 1-16.
- Du Merle P., 1985. Piégeage sexuel de *Tortrix viridana* L. (Lép., Tortricidae) en montagne méditerranéenne. 1. Epoque de vol et dispersion des adultes. *Ztschr. f. ang. Ent.*, 100, 146-163.
- Escarre J., Houssard C. et Debusche M., 1983. Evolution de la végétation et du sol après abandon cultural en région méditerranéenne : étude de succession dans les garrigues du Montpellierais (France). *Oecol. Plant.*, 4 (18-3), 221-239.
- Emberger L., 1955. Projet d'une classification biogéographique des climats. In "Les divisions écologiques du monde". C.N.R.S. Paris, 5-11.
- Emberger L., 1936. Remarques critiques sur les étages de végétation dans les montagnes marocaines. *Bull. Soc. Bot. Suisse*, 46, 614-631.
- Fennane M., 1987. Etude phytoécologique des tétracliniaies marocaines. Thèse Doct. ès Sci., Fac. St-Jérôme, Marseille, 147 p.
- Godron M., Guillern J.L., Poissonet J., Thiault M. et Trabaud L., 1981. Dynamics and management of vegetation. *Ecosystems of the world*, 11, 317-343, Elsevier Edit.
- Guiot J., Pons A., De Beaulieu J.L. et Reille M., 1989. A 140 000 years continental climate reconstruction from two european pollens records. *Nature*, 338, 309-313.
- Joffre R., 1987. Contraintes du milieu et réponses de la végétation herbacée dans les dehesas de la Sierra Norte (Andalousie, Espagne). Thèse Univ. Sc. Techn. Languedoc, 1-171.
- Kunholts-Lordat G., 1949. L'Ager, le Saltus et la Silva ... et le cadastre. *Bull. Techn. Inf.*, 37, 55-58.
- Le Houërou H.N., 1980. L'impact de l'homme et de ses animaux sur la forêt méditerranéenne. Forêt méditerranéenne, II, 1, 31-46 et II,2, 155-174.
- Le Houërou H.N., 1981. Impact of man and his animals on mediterranean vegetation. *Ecosystems of the world. Mediterranean type shrublands*. Elsevier, Amsterdam, Goodall Edit., 479-522.
- Loisel R., 1976. La végétation de l'étage méditerranéen dans le sud-est continental français. Thèse Univ. Aix-Marseille III, 1-384.
- Margaris N.S., 1981. Adaptive strategies in plants dominating mediterranean-type ecosystems. *Ecosystems of the world*, 11, 309-315.
- Miglioretti F., 1987. Ecologie et dendrométrie des peuplements purs et mélangés de chêne vert (*Quercus ilex* L.) et de chêne pubescent (*Quercus pubescens* Willd.) en Provence. Bases méthodologiques - modèles de croissance et de production (application à la forêt domaniale de la Gardiole de Rians, Var). Thèse de Doctorat d'Etat, Université d'Aix-Marseille III, 218 p. (texte) + 74 p. (annexes).
- Nahal I., 1981. The mediterranean climate from a biological view point. *Ecosystems of the world*, 11, mediterranean-type shrublands, 63-86. Elsevier Edit.
- Peltier J.P., 1982. La végétation du bassin versant de l'oued Sous. Thèse Doct. Sci., Univ. Grenoble.
- Pons A., 1981. The history of the mediterranean shrublands. *Ecosystems of the world*, 11, 131-138, Elsevier Edit.

- Quézel P., 1976. Les forêts du pourtour méditerranéen. Note techn., M.A.B., 2, 9-34.
- Quézel P., 1979. La région méditerranéenne française et ses essences forestières. Signification écologique dans un contexte méditerranéen. Forêt méditerranéenne, I (1), 7-18.
- Quézel P., 1981. The study of plant groupings in the countries surrounding the mediterranean : some methodological aspects. Ecosystems of the world. Mediterranean-type shrublands. Elsevier, Goodall Edit., 87-92.
- Quézel P., 1985. Definition of the mediterranean region and the origin of its flora. In : C. Gomez-Campo ed., Plant Conservation in the Mediterranean area, Junk Doordrecht, 9-24.
- Quézel P., 1989. Mise en place des structures de végétation circum-méditerranéennes actuelles. Proceed. Man and Biosphere Symposium : Landscape Ecology, W.J. Clawson edit. Univ. Calif. Davis, 16-32.
- Quézel P., Barbero M., Bonnin G. et Loisel R., 1980. Essai de corrélations phytosociologiques et bioclimatiques entre quelques structures actuelles et passées de la végétation méditerranéenne. Naturalia Monspelliensis, Act. Coll. Fond. Emberger, 79-87.
- Quézel P. et Barbero M., 1981. Contribution à l'étude des formations présteppeiques à Genévrier au Maroc. Bull. Soc. Broteriana, 2, 1137-1160.
- Quézel P. et Barbero M., 1986. A propos des forêts de chêne vert dans les Cévennes. Bull. Soc. Linn. Prov., 38, 101-117.
- Quézel P., Barbero M. et Benabid A., 1987. Contribution à l'étude des groupements forestiers du Haut Atlas oriental (Maroc). Ecologia Mediterranea, XIII (1/2), 107-117.
- Quézel P. et Barbero M., 1990. Les forêts méditerranéennes. Problèmes posés par leur signification historique, écologique et leur conservation. Acta Botanica Malacitana, sous presse.
- Rikli M., 1943. Das Pflanzenkleid der Mittelmeerländer. Huber Berne, 1-418.
- Schvester D., 1985. Les insectes de la forêt française. Rev. For. Fr., 37, 45-64.
- Thinon M., 1978. Quelques aspects floristiques et pédologiques de l'incidence écologique des reboisements du Mont Ventoux. La Terre et la Vie, suppl. 1, 69-109.
- Tomaselli R., 1981. Main physiognomic types and geographic distribution of shrub systems related to mediterranean climates. Ecosystems of the world. Mediterranean type shrublands. Elsevier, Goodall Edit., 95-105.
- Tomaselli R., 1981. Relations with other ecosystems : temperate evergreen forests, savannahs, steppes and desert shrublands. Ecosystems of the world, 11, 123-130, Elsevier Edit.
- U.N.E.S.C.O., 1989. Séminaire sur Dehesas et systèmes agro-sylvo-pastoraux similaires. Comm. M.A.B. Espagnol, 125 p.
- Yacine A., 1987. Une étude d'organisation de la diversité génétique inter et intra-population chez le Chêne vert. Thèse Univ. U.S.T.L. Montpellier, 75 p.

## Résumé

*L'évolution et la conservation des forêts méditerranéennes sont sous la dépendance étroite de phénomènes liés à l'écologie des perturbations pour lesquels l'homme joue et a joué un rôle primordial. Cet impact vieux de plus de 5.000 ans, du moins de façon importante, se comporte selon les situations soit comme élément de destabilisation et de destruction, soit au moins en théorie comme facteur évolutif de reconstitution. A l'heure actuelle, ces deux types de situation se rencontrent grosso modo, respectivement sur les rivages méridionaux et septentrionaux de la Méditerranée.*

*L'analyse de cette situation amène à proposer pour les structures arborées méditerranéennes, divers modèles difficilement discernables il y a seulement quelques décennies. Il s'agit en particulier de modèles structuraux et de modèles dynamiques, qui permettent de mieux interpréter et de mieux comprendre la nature et les effets des perturbations (y compris les non-perturbations) d'origine anthropique, sur les écosystèmes forestiers.*

*L'interprétation écologique globale des forêts méditerranéennes conduit à définir 3 grands modèles de structures répondant à des critères physiologiques, mais surtout écologiques, en fonction de critères essentiellement climatiques. Il s'agit des forêts proprement dites, des structures préforestières et des ensembles pré-steppeiques. Leur mise en place actuelle n'est en fait que le reflet, au moins théorique, de l'évolution des structures arborées depuis la fin de la dernière phase glaciaire. Il est intéressant de souli-*

*gner que l'accroissement ou au contraire l'effacement des influences anthropiques ont sensiblement, pour une localité donnée, les mêmes résultats que la péjoration ou l'amélioration des conditions climatiques générales.*

*A l'heure actuelle, l'ensemble de ces perturbations, qu'elles soient négatives ou positives pour les écosystèmes forestiers, permettent de proposer une série de modèles dynamiques liés à l'exacerbation des systèmes écologiques de perturbation et de non perturbation essentiellement anthropique. Ces modèles permettent de participer très activement à la mise en place d'un véritable génie écologique visant à assurer la sauvegarde des forêts méditerranéennes, si on les associe à diverses opérations telles en particulier que les débroussailllements ou encore les petits feux, dont l'analyse sort du cadre de cette approche.*

*Nous établirons ensuite, un bilan actuel général des forêts méditerranéennes (surfaces, essences principales) en cherchant à en préciser l'évolution depuis la fin du siècle dernier, en soulignant la situation dramatique dans laquelle se trouvent quelques essences à l'heure actuelle.*

*Enfin, l'effet des non perturbations et des perturbations d'origine anthropique sera analysé respectivement au nord et au sud de la Méditerranée.*

## Summary

*The evolution and the preservation of the mediterranean forests are*

*under control of phenomena related to the ecology of anthropic disturbances. This anthropic action, which has been lasting for at least 5 000 years, is acting according to the situations, either as a destabilizing and destroying factor, or, at least theoretically, as an evolutive factor of reconstruction. Presently, these two types of situation can be found respectively on the southern and northern shores of the Mediterranean.*

*The analysis of this situation leads to propose, for the mediterranean forest structures, some patterns which could not have been easily developed a few decades ago : for instance, the structural and dynamic patterns which made it possible to better explain and understand the nature and the effects of the anthropic disturbances (including the lack of disturbance) on the forest ecosystems.*

*The global ecological interpretation of the mediterranean forests leads to define three main structural patterns corresponding, with respect to essentially climatic criteria, to physiognomic but principally ecological criteria. They are : the actual forests, the pre-forest structures and the pre-steppeic units. Their present state actually only reflects the evolution of the forests since the end of the last ice age. It is interesting to emphasize that the increase or, on the contrary, the decrease of the anthropic action results, in a given place, in the same effects than the worsening or the improvement of the general climatic conditions.*

*Presently, all these disturbances - either negative or positive for the forest ecosystems - allow to propose a set of dynamic patterns in relation*

to ecological systems of disturbance or non-disturbance of mainly anthropic origin. These patterns make it possible to establish a real ecological engineering aiming at protecting the mediterranean forests if associated with some processes such as clear-cutting or little fires.

We will then evaluate the present general state of the mediterranean forests (areas, main species), its evolution since the end of the last century and we will emphasize the present striking situation of some species.

Lastly, we will analyze the effect of the lack of disturbance and of the anthropic disturbances respectively on the northern and the southern shores of the Mediterranean.

## Resumen

La evolución y la conservación de los bosques mediterráneos dependen de manera muy estrecha de fenómenos ligados a la ecología de las perturbaciones para las cuales el hombre tiene o tuvo un papel primordial. Ese viejo impacto de más de 5.000 años, por lo menos de manera importante, se comportan conforme a las situaciones, ora como un elemento de estabilización y de destrucción, ora por lo menos en teoría como un factor evolutivo de reconstitución. Hoy, se ven esos dos tipos de situación, respectivamente en las orillas meridionales y septentrionales del mediterráneo.

La análisis de esta situación lleva a proponer para las estructuras arboladas mediterráneas, diversos modelos que se podían difícilmente discernir hace apenas unos decenios. Se trata en particular de modelos estructurales y de modelos dinámicos, que permiten de interpretar mejor y de comprender mejor la naturaleza y los efectos de las perturbaciones (incluido la falta de perturbaciones) de origen antrópico, en los ecosistemas forestales.

La interpretación ecológica global de los bosques mediterráneos lleva a definir 3 grandes modelos de estructuras que corresponden a criterios fisionómicos, pero sobre todo ecológicos, en función de criterios esencialmente climáticos. Se trata de los bosques propiamente dicho, de las estructuras pre-forestales y de los conjuntos pre-estépicos. El asiento actual de esas estructuras no es sino el reflejo, por lo menos teórico, de la evolución de las estructuras arboladas desde el fin de la última fase glaciaria.

Es interesante subrayar que para una localidad dada, se nota que el crecimiento o al contrario la desaparición de la influencias antrópicas dan sensiblemente los mismos resul-

tados que el empeoramiento o la mejoración de las condiciones climáticas generales.

Hoy, el conjunto de esas perturbaciones, que sean negativas o positivas para los ecosistemas forestales, permiten proponer una serie de modelos dinámicos ligados a la exacerbación de los sistemas ecológicos de perturbaciones o de falta de perturbaciones esencialmente antrópico. Esos modelos permiten participar de manera muy activa al asiento de un verdadero ingenio ecológico teniendo en vista asegurar la salvaguardia de los bosques mediterráneos, si se asocian a diversas ope-

raciones como en particular los desbroces o también los fuegos pequeños cuya análisis sale del cuadro de esa aproximación.

Estableceremos después, un balance actual general de los bosques mediterráneo (superficies, esencias principales) buscando a precisar la evolución desde fines del siglo pasado, subrayando la situación dramática en la cual se encuentran algunas esencias actualmente.

Por fin, se analizará el efecto de la falta de perturbaciones de origen antrópico respectivamente en el norte y en el sur del mediterráneo.



Photo 14 : Aspect actuel du Mont Liban dans la région de Bscharré. Paysage très anthropisé d'où la forêt est exclue, sur un massif entièrement boisé avant que l'homme ne détruise ses forêts à partir du XIIème siècle avant le Christ.  
Photo P. Q.