

Estimation de l'impact des incendies de l'été 2000 sur l'effectif d'un oiseau endémique menacé : la sittelle corse (*Sitta whiteheadi*)

*Estimating the impact of the fires of summer 2000 on the number of a threatened endemic bird: the Corsican Nuthatch (*Sitta whiteheadi*)*

Jean-Claude Thibault¹, Roger Prodon² & Pasquale Moneglia²

1. Corresponding author. Parc naturel régional de Corse, rue Major Lambroschini, BP 417, F-20184 Ajaccio cedex. jncldthibault@aol.com

2. Biogéographie et Écologie des Vertébrés, École pratique des Hautes Études, Université Montpellier II, c.c. 94, place Eugène Bataillon, F-34095 Montpellier Cedex 5

Résumé

Endémique de Corse, la sittelle corse est un passereau dont l'habitat est constitué par les peuplements matures de pin laricio, très localement de pin maritime. Après les incendies qui ont parcouru ou brûlé plusieurs massifs forestiers d'altitude (forêts de Corte, Tavignanu, Ghisoni, Rospa sorba, Vizzavona, Noceta, Muracciole, Vivario et de Pineta) au cours de l'été 2000, nous tentons une évaluation de l'impact sur la population de cette espèce en tenant compte de l'intensité du passage du feu et de la qualité des peuplements forestiers concernés. Parmi les types de peuplements fréquentés par les sittelles corses, on a relevé 848 ha de pins laricio (75,5 %) et 275 ha de pins maritimes (24,5 %) calcinés et plus ou moins roussis. Les superficies considérées comme « calcinées » représentaient 20,1 % des surfaces parcourues par le feu pour le pin laricio et 14,6 % pour le pin maritime, et les superficies « roussies » représentaient 55,6 % pour le pin laricio et 9,6 % pour le pin maritime. En se basant sur des densités moyennes mesurées dans différents quadrats en forêt non brûlée, on estime à 25-38 le nombre des territoires de sittelle corse désertés à la suite des feux car les peuplements ont calciné ou ont été coupés, et à 47-80, le nombre des territoires affectés à des degrés divers pouvant aller jusqu'à l'abandon. Nous estimons que les seuls incendies de 2000 auraient pu affecter environ 4 % de l'effectif de l'espèce. Cependant, les données sur les superficies brûlées ne prennent pas en compte les mosaïques dans lesquelles les sittelles pourraient se maintenir. Nous examinons les effets des incendies sur les sittelles en considérant les effets directs (disparition des territoires par le feu et les coupes de récupération) et les effets indirects ou différés (mortalité différée des pins, difficultés pour les oiseaux à trouver des sites de reproduction suite à la combustion des arbres morts, et à s'alimenter suite à une diminution des cônes accessibles en hiver).

Mots-clés

Incendies de forêt, sittelle corse, pin laricio, endémisme

Abstract

The Corsican Nuthatch is a passerine endemic to Corsica island. Its habitat mostly consists in old stands of Corsican pine and locally of Maritime pine. Large fires affected several mountain forests during the summer of 2000. Our objective is to estimate the impact of these fires on Corsican nuthatches population. Among the forest stands occupied by this bird, 848 ha of Corsican pines and 275 ha of Maritime pines were either totally "charred" or simply "browned". The ranges considered as "charred" amounted to 20.1 % for the Corsican pine and 14.6 % for the Maritime pine. Considering densities measurements obtained from several mapping censuses in unburned forests, we estimate at 25-38 the number of territories eliminated because the stands were completely burned, and at 47-80 the number of territories more or less affected by fire or salvage cutting, the total representing about 4 % of the Corsican nuthatch population. However, data on burnt surfaces did not take into account forest mosaic where nuthatches are able to survive. We then discuss the direct effects of fires on the nuthatches (disappearance from territories owing to the fires itself, or to postfire logging) and the secondary effects (delayed mortality of pines, difficulties for the birds to find new nesting sites and/or to obtain food from the cones during the following winter.)

Key-words

Forest fires, Corsican Nuthatch, Corsican Pine, endemism

INTRODUCTION

Espèce endémique de l'île de Corse (coordonnées : 42°N, 9°E ; superficie : 8 722 km²), la sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) est un passereau principalement inféodé au pin laricio [*Pinus nigra* Arnold subsp. *laricio* (Poiret) Maire var. *corsicana*].

Elle n'habite que très localement les pins maritimes [*Pinus pinaster* Aiton subsp. *hamiltonii* (Ten.) Huguét del Villar] (Löhr, 1988 ; Brichetti & Di Capi, 1987 ; Thibault *et al.*, 2002b).

Elle est dépendante de peuplements où les arbres sont élevés, avec un fort diamètre et un volume de houppier important, type d'habitat où les productions en cônes sont les plus régulières et les plus fortes (Thibault *et al.*, en prép.). Cet oiseau, très sédentaire, se nourrit principalement de graines de pins plus de la moitié de l'année (Villard *et al.*, 2003). Son effectif est estimé à moins de 3 000 couples et son aire de répartition est inférieure à 15 000 ha (Thibault *et al.*, en prép.).

La sittelle corse est inscrite à l'annexe 1 de la Directive européenne sur la conservation des oiseaux sauvages, et les forêts de pins laricio constituent un habitat d'intérêt communautaire de l'annexe 1 de la Directive sur la conservation des habitats. La sittelle corse est menacée par la réduction de la superficie de son habitat, provoquée d'une part par l'exploitation forestière des vieux peuplements, et d'autre part, par les incendies qui détruisent la pinède, compromettent sa régénération et, même dans les cas où cette dernière est possible, favorisent les jeunes peuplements aux dépens des vieux. Les vieux peuplements d'altitude, poussant sur des pentes fortes avec un sol presque absent, apparaissent particulièrement affectés par les incendies. La sittelle corse est un des rares oiseaux d'Europe pour qui le feu constitue une menace réelle (Prodon, 2000).

Au cours de la seconde quinzaine du mois d'août 2000, des incendies ont affecté plusieurs grands massifs forestiers de Haute-Corse (Soulères, 2000), ainsi que la forêt de Pineta en Corse du Sud, parcourant au total près de 4 846 ha (SIG-ONF).

Il est vrai que le feu dans les maquis et les forêts est un phénomène récurrent en Méditerranée (Quézel & Médail, 2003), la superficie annuelle moyenne étant, pour la Corse, de 9 760 ha de zones boisées (période 1973-2001, base de données Prométhée : <http://www.promethee.com>). Mais les incendies de l'année 2000 ont parcouru une superficie exceptionnellement importante de futaies matures de résineux d'altitude. Nous proposons d'en examiner l'impact sur l'effectif de la sittelle corse.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Les forêts brûlées

Trois massifs forestiers, de superficie inégale, ont été affectés par les incendies de l'été 2000 (fig. 1) : (i) les forêts de Corte et du Tavignanu, (ii) les forêts de Ghisoni, Rospa sorba, Vizzavona, Noceta, Muracciole et Vivario (l'un des plus grands ensembles de pins laricio de l'île), (iii) la forêt de Pineta, d'une superficie plus modeste que les précédentes. Gérées par l'Office national des Forêts, et dépendant du « régime forestier », ces forêts appartiennent, soit à la Collectivité territoriale de Corse, soit aux communes. Tous les incendies, déclarés comme étant d'origine « criminelle », ont eu lieu durant la seconde quinzaine d'août 2000. Il semble qu'il y ait eu deux mises à feu distinctes à peu de temps d'intervalle dans le massif Ghisoni-Rospa sorba-Vizzavona-Noceta-Muracciole-Vivario (Soulères, 2000), et une seule dans chacun des massifs Corte-Tavignanu et Pineta.



Fig. 1. Carte de la répartition de la sittelle corse avec les localités mentionnées dans le texte.

Fig. 1. Range of the Corsican Nuthatch, with localities indicated in the text.

Estimation des surfaces brûlées

Les estimations de superficies brûlées ont été faites à partir des données (relevés de terrain reportées sur SIG) de l'Office national des Forêts (division de Corte), en distinguant, quand cela était possible, les « futaies », les « vieilles futaies pleines » et les « vieilles futaies claires » de pins laricio et les « vieilles futaies » de pins maritimes. Nous avons éliminé à la fois les boisements lâches (considérés comme hors cadre par l'ONF) où les sittelles sont rares, et les jeunes peuplements où elles sont absentes. Nous avons assimilé à des « futaies » les peuplements de la catégorie « exploitable » telle qu'indiquée par l'ONF.

Estimation de la sévérité du feu

Parmi les superficies totales concernées par le feu dans les types de peuplements, nous distinguons les catégories suivantes (d'après Prodon, 2002):

- « calcinée » : les troncs ont totalement ou partiellement brûlé et le feuillage a complètement disparu,
- « roussie » (= touchée) : le feuillage est brûlé à des degrés divers, les aiguilles roussies tombant à terre dans les semaines qui suivent le feu,
- « parcourue » : le feu, de type feu courant, parcourt le sous-bois sans affecter la canopée (ou alors seulement les branches les plus basses).

L'estimation des surfaces de ces catégories respectives est compliquée par la coexistence fréquente d'arbres brûlés à des degrés divers, selon des patrons en mosaïque.

Estimations des effectifs concernés de sittelle corse

Par des relevés personnels et des données historiques, nous savons que des sittelles corses étaient présentes dans tous les massifs affectés par les incendies. Nous avons estimé le nombre de sittelles concernées par les incendies en tenant compte de la qualité des peuplements forestiers, en utilisant pour cela des estimations de densités de sittelle obtenues antérieurement dans différentes parcelles par cartographie des territoires (méthode des quadrats). Nous avons distingué trois grands types de peuplements de pin laricio (Arrizabalaga *et al.*, 2002 ; Thibault *et al.*, 2002b ; J.-F. Seguin & J.-C. Thibault, inédit) : (i) les futaies matures, dans lesquelles le diamètre moyen des troncs (mesuré dans des placettes de 4 ares) est compris entre 35 cm et 60 cm ; dans ce type de peuplement, six quadrats d'une superficie variant de 70 à 379 ha ont permis de calculer une densité moyenne (avec intervalle de confiance à 95 %) de $0,997 \pm 0,264$ couples/10 ha ;

(ii) les vieilles futaies pleines, dans lesquelles le diamètre moyen des troncs est supérieur à 60 cm et le recouvrement de la canopée supérieur à 50 % ; d'après six quadrats d'une superficie de 3,16 à 25 ha, on a pu y calculer une densité moyenne de $2,31 \pm 0,613$ couples/10 ha ; (iii) les vieilles futaies claires, dont le recouvrement de la canopée est compris entre 10 et 50 % ; deux quadrats d'une superficie de 18,5 et 25 ha ont permis d'y calculer une densité moyenne de $1,41 \pm 0,416$ couples/10 ha. Enfin, pour les vieilles futaies de pin maritime, deux quadrats d'une superficie respective de 90 et 157 ha ont fourni une densité moyenne de $0,56 \pm 0,0196$ couples/10 ha (Thibault *et al.*, 2002b).



Fig. 2. Sittelle corse (femelle) photographiée à l'entrée de son nid
(© Christian Andreani)

Fig. 2. Corsican Nuthatch (female) at the entrance of its nest
(© Christian Andreani)

Estimation de l'impact du feu sur la sittelle corse

Des études préalables à base de points d'écoute réalisés dans des peuplements diversement affectés par le feu (Prodon, 2002 et en prép.) ont permis de déterminer que :

- les sittelles sont absentes des zones complètement calcinées qu'elles peuvent visiter occasionnellement dans la mesure où subsistent à proximité immédiate des arbres moins atteints,
- les sittelles peuvent se maintenir dans les zones roussies, bien que ce maintien puisse être compromis à moyen terme par les effets indirects ou secondaires du feu (chute des aiguilles, mortalité différée des arbres, réduction ou arrêt de la fructification, destruction des chandelles),
- l'impact du feu sur les sittelles dans les zones simplement parcourues paraît faible à nul, étant donné que la canopée n'est généralement pas atteinte. Nous n'avons donc pas pris en compte cette catégorie dans

notre estimation de l'impact sur les territoires de sittelles.

Nous estimerons les effectifs de sittelles corses calcinées par les incendies en multipliant les superficies de zones brûlées par la densité estimée de couples reproducteurs avant l'incendie, en fonction du type de peuplement, et en négligeant les zones simplement parcourues.

RÉSULTATS

Les superficies concernées

Le tableau 1 présente les superficies des zones incendiées, par forêt, dans chacune des trois catégories de sévérité de feu. S'agissant essentiellement de forêts de montagne, les pinèdes de laricio ont été davantage touchées que celles de pin maritime. Ainsi, parmi les peuplements calcinés et roussis, on relève 848 ha de pins laricio (soit 75,5 %) et 275 ha de pin maritime (soit 24,5 %). Dans

Sites	Peuplements matures calcinés		Peuplements matures roussis (ou touchés)			Peuplements parcourus			Qualité peuplements		
	Pin maritime (VF)	Pin laricio	Pin maritime (VF)	Pin laricio		Pin maritime (VF)	Pin laricio				
FT Tavignanu	-	-	-	F : 7,26	VFP : 18,78	VFCl : 9,59	-	F : 75,45	VFP : 91,17	VFCl : 56,94	F/VF
FC Corte (Restonica)	-	69,24	52,82	208	-	-	10,97	394,03	-	-	« futaie »
FC Ghisoni	-	36,57	-	134,6	-	-	-	42,96	-	-	« exploitable »
FT Rospa Sorba	-	32,6	-	71,4	-	-	-	112,76	-	-	« exploitable »
FT Vizzavona	-	0,64	-	5,8	-	-	-	20,04	-	-	« exploitable »
FT Noceta	-	-	-	0,02	-	-	-	3,07	-	-	« exploitable »
FC Muracciole	20,76	37,27	34,12	99,3	-	-	18,23	80,24	-	-	« exploitable »
FC Vivario	2,84	49,52	20,8	67,9	-	-	7,62	25,14	-	-	« exploitable »
FT Pineta	140	-	-	-	-	-	80	-	-	-	VF Pin maritime
Total	163,6	225,84	107,7	F : 594,2	VFP : 18,78	VFCl : 9,59	116,8	F : 753,69	VFP : 91,17	VFCl : 56,94	

Tableau 1. Superficies brûlées durant l'été 2000 (exprimées en ha), selon la sévérité du feu et le type de peuplement forestier (définis dans Matériel et méthodes).

Source des données : Office national des Forêts (SIG de Corte) non publié ; FT = forêt territoriale, FC = forêt communale, F = futaie, VF = vieille futaie, VFP = vieille futaie pleine, VFCl = vieille futaie claire.

Table 1. Surface areas burned during summer 2000, according to fire severity and forest type (see Methods).

From Office national de forêts (SIG, Corte) unpublished. FT = territorial forest, F = mature stand, VFP = old dense forest, VFCl = old open forest.

cet ensemble, les superficies considérées comme « calcinées » représentaient 20,1 % des surfaces incendiées pour le pin laricio et 14,6 % pour le pin maritime. De même, les superficies considérées comme « roussies » représentaient 55,6 % pour le pin laricio et 9,6 % pour le pin maritime. Enfin, parmi les peuplements parcourus, on relève 902 ha de pin laricio (soit 88,5 %) et 117 ha de pin maritime (soit 11,5 %).

L'effectif de sittelles corses

Le tableau 2 présente les effectifs estimés de couples de sittelles corses affectés. Les incendies dans les forêts de Noceta et Vizzavona, chacun d'une superficie inférieure à celle d'un territoire de sittelle, n'ont pas été pris en compte. Pour les sept autres forêts, on estime à 25-38 le nombre des territoires éliminés parce que les peuplements ont entièrement brûlé, et à 47-80 le nombre des territoires atteints à des degrés divers pouvant provoquer l'abandon temporaire ou définitif par les sittelles corses.

DISCUSSION

Validation de nos estimations

Deux forêts avaient fait l'objet de relevés avant incendie, et ont pu être revisitées après. C'est le cas : (i) de la forêt communale de Corte (vallée de la Restonica) pour laquelle une cartographie des mâles territoriaux de

sittelles avait été réalisée en 1992 et mise à jour en 2002 (Thibault *et al.*, 2002a), puis en 2004 (P. Moneglia, inédit) ; (ii) de la forêt territoriale de Pineta (cartographie de 1997, J.-F. Seguin inédit ; mise à jour en 2001, 2003 et 2004, J.-C. Thibault, inédit).

Le nombre des territoires disparus dans la forêt de Corte entre les relevés de 1992 et ceux de 2002 était de six, se situant dans la marge de l'estimation réalisée d'après la superficie calcinée (5-9 couples) ; cependant trois territoires sur les six étaient à nouveau visités par des sittelles en mars 2004. Dans la forêt de Pineta, la prospection de mai 1997 avait permis de localiser six territoires sur la zone concernée par l'incendie (catégorie « calcinée », voir tableau 1). Ces territoires étaient encore occupés en mars 2001 et 2003, mais trois sur les six étaient abandonnés en 2004, à la suite des coupes de récupération. L'estimation de l'effectif concerné d'après la superficie calcinée est sept à huit couples ; il est probable que la différence entre les six couples observés et les 7-8 prédits est liée au fait que la superficie déclarée comme brûlée ne comprenait pas exclusivement de la vieille futaie, mais également des jeunes peuplements où les sittelles étaient absentes.

Dans la forêt de Pineta, mais peut-être aussi ailleurs, la méthode utilisée peut conduire à surestimer le nombre de territoires de sittelles affectés par les incendies, et ceci pour plusieurs raisons : (i) exagération de la catégorie « calcinée » au détriment de la catégorie « roussie » lors de la cartographie des surfaces incendiées ; (ii) non prise en compte des mosaïques qui peuvent permettre le maintien

Sites	Nombre estimé de couples éteints dans les zones calcinées	Nombre estimé de couples atteints par des effets secondaires dans les zones roussies	Intensité des travaux forestiers
FT Tavignanu		5-8	Nulle
FC Corte (Restonica)	5-9	15-26	Faible
FC Ghisoni	3-5	10-17	Forte (voir texte)
FT Rospa Sorba	2-4	5-9	«
FT Muracciole	4-6	7-12	«
FT Vivariu	4-6	5-8	«
FT Pineta	7-8	-	Moyenne
Total	25-38	47-80	

Tableau 2. Estimation de l'effectif de sittelles corses affectées par les incendies de l'été 2000 (voir Matériel et méthodes).

Table 2. Estimated number of Corsican nuthatches concerned by the fires of summer 2000 (see Methods).

des sittelles (voir § suivant) ; (iii) attachement des oiseaux à leurs territoires, du moins dans le court terme ; et enfin (iv) réinstallation sur certains territoires dans les années suivant l'incendie après production de nouveaux cônes, comme dans la forêt de Corte, par exemple.

Bilan

On estime à 1 124 ha la superficie de forêts matures de conifères de montagne atteintes à des degrés divers par les incendies en l'an 2000 dont 848 ha de pin laricio, soit près de 6 % des peuplements de cette qualité. Au total, une centaine de territoires de sittelles corses ont pu être soit détruits, soit perturbés à court ou moyen terme, ce qui représente environ 4 % de l'effectif total de l'espèce. Cette réduction est peut être surestimée pour les raisons détaillée ci-dessus. Mais elle peut aussi être sous-estimée du fait : (i) que les peuplements hors cadre (dits « séries de protection ») sont moins bien cartographiés et font rarement l'objet de description dans les aménagements forestiers ; (ii) que notre estimation ne prend pas en compte les effets négatifs indirects et différés (voir § 4).

Le problème des coupes de récupération

Plusieurs raisons incitent les forestiers à pratiquer rapidement des coupes de récupération dans les forêts brûlées, notamment la dégradation rapide du bois qui perd toute valeur commerciale, la sécurité pour les usagers et l'image rassurante et « propre » que le public attendrait d'une forêt. Dans les zones roussies, il existe de grandes incertitudes sur le taux de survie des arbres touchés par le feu, le degré de brûlure pouvant varier d'un arbre à l'autre. Dans le sud de la France, Pageaud (1991) et Rigolot (2004) ont étudié la mortalité du pin d'Alep (*P. halepensis* Mill.) et du pin pignon (*Pinus pinea* L.), après incendie, qui diffère selon l'espèce, mais aucune étude n'a jusqu'ici été publiée concernant les pins maritime et laricio. Durant les deux années suivant les feux de 2000, des coupes rases ont été réalisées sur de vastes superficies dans la plupart des zones incendiées (voir tableau 2). Au total, c'est un volume de 39 468 m³ de bois qui a été récupéré dans le seul massif Rospa sorba-Ghisoni-Muracciole-Vivario), soit un volume équivalent à une année de récolte de bois résineux pour l'ensemble de l'île (Anon, 2000). Il va de soi que ces coupes rases ont pour effet l'élimination de la siette et d'autres espèces forestières concernées en rendant impossible les comportements d'attachement au territoire (voir, dans un autre contexte, Llimona *et al.*, 1993 ; Prodon *et al.*,

2002 ; Kotliar *et al.*, 2002). Il n'est pas exclu que de telles coupes représentent le principal facteur de réduction de l'effectif de sittelles corses.

Effets indirects à moyen et long terme sur les sittelles

Nous considérons que dans les zones complètement calcinées, les sittelles ont disparu pour un laps de temps d'au moins 60-120 ans selon les stations, temps estimé pour que puisse se reconstituer une futaie (Anon, 1991), à condition que la régénération à partir des graines soit satisfaisante. Mais ailleurs, dans les zones « roussies », un certain nombre d'effets indirects peuvent perdurer durant des années ; leurs conséquences sur les oiseaux (survie, succès reproducteur) restent à étudier.

Diminution du nombre de sites de nids

C'est dans un arbre mort que les sittelles creusent une loge qui accueillera le nid (Villard & Thibault, 2001). Pendant l'incendie, ces chandelles se consomment entièrement, ce qui implique une diminution durable des sites de nid en attendant que des arbres dépérissent pour former de nouvelles chandelles favorables. Nous avons comparé la disponibilité des chandelles *a priori* favorables à la reproduction (diamètre, absence d'une écorce homogène, présence d'ébauches de Pic épeiche *Dendrocopos major*, état avancé de pourrissement du bois) sur les territoires de sittelles dans la forêt non brûlée d'Ascu et dans une zone roussie de la forêt de Corte. Le nombre de ces chandelles était significativement plus élevé (test-t = -2,33, 18 ddl, P = 0,032) dans la forêt d'Ascu [$x = 4,07$ (1-9), $sd = 2,13$, $n = 14$ territoires, Wheat, 1999] que dans la forêt roussie de Corte [$x = 1,83$, (0-4), $sd = 1,47$, $n = 6$ territoires, Moneglia, 2002]. Cela suggère que les oiseaux doivent éprouver des difficultés pour trouver des sites de reproduction dans les zones brûlées.

Diminution du nombre de cônes disponibles pour les sittelles

Les sittelles corses se nourrissent essentiellement de graines de pin laricio qu'elles prélèvent sur les cônes quand ils sont matures, de novembre à mars, ou qu'elles récupèrent dans des caches qu'elles ont préalablement garnies. Sédentaires, elles sont donc complètement dépendantes de la production en cônes de leur territoire pour leur alimentation hivernale (Thibault *et al.*, en prép.). Les cônes venant à maturité dans la troisième

année suivant la croissance du tube pollinique (Camefort & Boué, 1993), la production de graines pourrait se trouver affectée, les deux années suivant l'incendie, sur les branches ayant été exposées à la chaleur, limitant ainsi la quantité de nourriture disponible pour les sittelles. Des comptages de cônes réalisés dans la forêt de Corte sur les 10 arbres les plus proches de nids de sittelle corse dans quatre territoires (productions 2001 à 2003) suggèrent que les arbres retrouvent une production « normale » seulement au cours de la troisième année suivant le feu (P. Moneglia, inédit).

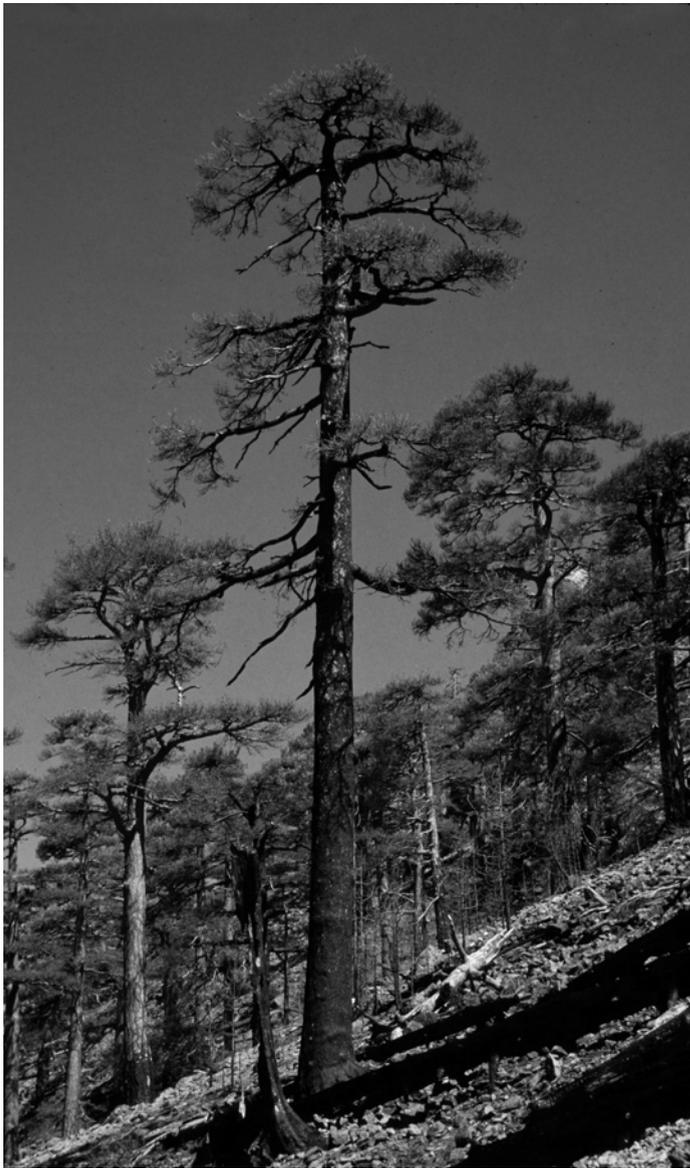


Fig. 3. Pin laricio dans une vieille futaie en grande partie calcinée
(© Pasquale Moneglia).

Fig. 3. Corsican pine in an old forest partially charred
(© Pasquale Moneglia).

CONCLUSION

Les conséquences à long terme, qu'elles soient directes ou indirectes, des incendies de forêt sur la conservation de la sittelle corse sont complexes et ne sont pas encore parfaitement claires. Certains phénomènes naturels tendent à atténuer les effets du feu. Ainsi, la grande variabilité spatiale de la sévérité du feu, typique des pinèdes de montagne sur substrat rocheux, qui aboutit à des patrons en mosaïque sur une grande part des surfaces concernées, facilite à court terme le maintien de couples reproducteurs fidèles à leurs territoires, comme cela a été observé chez d'autres espèces (Pons, 1998). Ces patrons en mosaïque contribuent à une diversification des structures forestières qui pourrait éventuellement se révéler favorable à très long terme.

Il n'est pas exclu que certains effets du feu soient directement positifs pour l'oiseau à court terme, comme l'ouverture des cônes sous l'effet de la chaleur (Thibault & Prodon, en prép.), ou à moyen terme, comme la création d'un grand nombre de nouvelles chandelles – après destruction des anciennes – à partir d'arbres blessés et fragilisés par le feu (cf. Nappi *et al.*, 2003).

Mais les effets négatifs du feu à court et long terme pour la sittelle sont de loin les plus nombreux : (i) élimination de l'oiseau des zones les plus brûlées ; (ii) mortalité différée des grands pins – ceux que préfère l'oiseau – blessés par le feu ; (iii) risque de non régénération du laricio et – même en cas de régénération – rajeunissement de la forêt qui la rend impropre à l'oiseau pour plusieurs décennies ; (iv) arrêt ou diminution de la production de graines ; et enfin (v) coupes de récupération qui, telles qu'elles sont pratiquées, suppriment d'une façon radicale des territoires qui pourraient être occupés ou réoccupés par des sittelles.

L'année 2000 aura été marquée par une superficie exceptionnellement importante de pinèdes de laricio brûlées (Soulères, 2000). Mais en 2003, à la suite d'un été particulièrement sec, plusieurs incendies provoqués par la foudre ont affecté d'autres pinèdes de laricio. Le plus important a brûlé 1 836 ha dans les forêts de Melaja et Tartagine en août et septembre (soit 54 % de la superficie totale de ces forêts), affectant d'autres couples de sittelles corses. Étant donné la fréquence actuelle du feu dans les zones à laricio, fréquence qui pourrait s'accroître dans l'avenir en cas de séries d'étés très chauds et secs, il apparaît indispensable de promouvoir une gestion plus fine des forêts brûlées qui, notamment, prendrait davantage en compte la survie individuelle des arbres en respectant les mosaïques post-incendies.

REMERCIEMENTS

Il nous est agréable de remercier Jean-François Seguin (Parc naturel régional de Corse) pour sa collaboration, Achille Pioli, Michel Rabier, Laurent Riche, Denis Soulé et Claire Vescovali (Office national des Forêts, Corte) pour les renseignements qu'ils nous ont communiqués, deux relecteurs anonymes pour leurs remarques et leurs corrections sur une première version du manuscrit, ainsi que la Direction régionale de l'environnement de Corse pour son concours financier et l'intérêt qu'elle porte à la sittelle corse dans le cadre du plan de restauration national. Pour mener à bien les travaux de terrain, Pasquale Moneglia a bénéficié de bourses allouées par le Parc naturel régional de Corse (stages de maîtrise et de DEA, université de Corse).

202

Bibliographie

- ANONYME, 1991. *Directive locale d'aménagement des forêts domaniales pour la Région Corse*. Office national des forêts, Ajaccio : 51p.
- ANONYME, 2000. *Orientations régionales forestières Corse. Annexes*. Direction régionale de l'agriculture et de la forêt de Corse, Ajaccio : 43 p.
- ARRIZABALAGA, P., FOURNIER, P., PRODON, R., SEGUIN, J.-F. & THIBAUT, J.-C., 2002. L'avifaune reproductrice des futaies de pin laricio dans l'île de Corse, Méditerranée occidentale. *Revue forestière française*, 54 : 131-142.
- BOURCET, J., 1996. Aperçu sur deux siècles d'histoire forestière en Corse. *Revue forestière française*, 48 : 563-580.
- BRICHETTI, P. & DI CAPI, C., 1987. Conservation of the Corsican Nuthatch *Sitta whiteheadi* Sharpe, and proposals for habitat management. *Biological Conservation*, 39 : 13-21.
- CAMEFORT, H. & BOUÉ, H., 1993. *Reproduction et biologie des végétaux supérieurs. Bryophytes. Ptéridophytes. Spermaphytes*. Doin éditeurs (2nd éd.), Paris.
- KOTLIAR, N.B., HEJL, S.J., HUTTO, R.L., SAAB, V.A., MELCHER, C.P. & MCFADZEN, M.E., 2002. Effects of fire and post-fire salvage logging on avian communities in conifer-dominated forests of the western United States. *Studies in Avian Biology*, 25: 49-64.
- LLIMONA, F., MATHEU, E. & PRODON, R., 1993. Role of snag persistence and of tree regeneration in postfire bird successions : the case of pine and oak forest of Montserrat (Catalonia, N.E. Spain). In : Trabaud, L. & Prodon, R., eds. *Fire in Mediterranean ecosystems*. ECSC-EEC-EAEC, Brussels-Luxembourg : 315-331.
- LÖHRL, H., 1988. Etho-ökologische Untersuchungen an verschiedenen Kleiberarten (Sittidae). Eine vergleichende Zusammenstellung. *Bonner Zoologische Monographien*, 26 : 1-208.
- MONEGLIA, P., 2002. Conséquence sur les sittelles corses (*Sitta whiteheadi*, Sharpe, 1884) de l'incendie 2000 de la vallée de la Restonica. Mémoire de maîtrise de biologie, Université de Corse, Corte. Non publié.
- NAPPI, A., DRAPEAU, P., GIROUX, J.-F. & SAVARD, J.-P. L., 2003. Snag use by foraging black-backed woodpeckers (*Picoides arcticus*) in a recently burned eastern boreal forest. *The Auk*, 120 : 505-511.
- PAGEAUD, D., 1991. Reconstitution naturelle de peuplements résineux après incendie (*Pinus pinea* L. & *Pinus halepensis* Mill.). Mémoire ENITEF, INRA, Avignon. Non publié.
- PONS, P., 1998. Bird site tenacity after prescribed burning in a Mediterranean shrubland. In: Trabaud, L. (ed.). *Fire Management and Landscape Ecology*. International Association of Wildland Fire, Fairfield, Washington: 261-270.
- PRODON, R., 2000. Landscape dynamics and bird diversity in the Mediterranean basin : Conservation issues. In Trabaud, L. (ed.) *Life and Environment in the Mediterranean*. Wit Press, Southampton: 261-299.
- PRODON, R., 2002. *Première évaluation de l'impact à court terme des incendies sur les forêts de Pin laricio (habitat prioritaire de l'annexe 1 de la directive 92/43/CEE) et leur avifaune dont la Sittelle corse (espèce de l'annexe 1 de la directive 79/409/CEE)*. DIREN de Corse/Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, EPHE, Montpellier (non publié).
- PURDON, M., NOËL, J., NAPPI, A., HARVEY, B., BRAIS, S., BERGERON, Y., GAUTHIER, S. & GREENE, D., 2002. *L'impact des coupes de récupération après feu en forêt boréale : leçons d'Abitibi*. Chaire industrielle CRSNG-UQAT-UQAM en aménagement forestier durable, Québec : 8 p.
- QUÉZEL, P. & MÉDAIL, F., 2003. *Ecologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Elsevier, Paris : 571 p.
- RIGOLOT, E., 2004. Predicting postfire mortality of *Pinus halepensis* Mill. and *Pinus pinea* L. *Plant Ecology* (sous presse).

- SOULÈRES, O., 2000. Les incendies de Haute-Corse. *Revue Forestière Française*, 52 : 401-405.
- THIBAUT, J.-C., MONEGLIA, P. & BECK, N., 2002a. Les conséquences de l'incendie de l'été 2000 sur l'effectif de la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) dans la vallée de la Restonica, Corse. *Alauda*, 70 : 431-436.
- THIBAUT, J.-C., SEGUIN, J.-F., VILLARD, P. & PRODON, R., 2002b. Le Pin laricio (*Pinus nigra laricio*) est-il une espèce clé pour la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) ? *Revue d'Ecologie (Terre & Vie)*, 57 : 329-341.
- VILLARD, P., BICHELBERGER, S., SEGUIN, J.-F. & THIBAUT, J.-C., 2003. La quête alimentaire de la sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) dans les pins laricio (*Pinus nigra laricio*). *Vie & Milieu*, 53 : 27-32.
- VILLARD, P. & THIBAUT, J.-C., 2001. Données sur les nids, la croissance des poussins et les soins parentaux chez la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*). *Alauda*, 69: 465-474.
- WHEAT, C., 1999. Nest site selection, breeding success, post fledging survival rates and habitat usage for foraging post fledging in the corsican nuthatch (*Sitta whiteheadi*) : implications for conservation management. M.Sc. Wildlife Management : conservation and control. University of Reading, UK. Non publié.

Modélisation de la croissance en hauteur du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en région méditerranéenne française

Modelling height growth of Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) in the French Mediterranean region

Cyrille Rathgeber¹, Laurence Blanc², Christian Ripert² & Michel Vennetier²

1. Centre INRA de Nancy, Equipe qualité des Bois (ERQB), Laboratoire d'étude des ressources forêt-bois (LERFoB), UMR INRA-ENGREF 1092, 54280 Champenoux, France – Tél. : 03 83 39 40 64 / Fax : 03 83 39 40 69. Courriel : cyrille.rathgeber@nancy.inra.fr

Auteur pour correspondance : Cyrille Rathgeber

2. CEMAGREF, Groupement d'Aix-en-Provence, BP31, Le Tholonet, 13612 Aix-en-Provence Cedex 1

205

Résumé

Ce travail est le premier volet d'une étude sur l'autécologie du pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en région méditerranéenne française. Il a pour objectif principal de proposer un modèle fiable, de croissance en hauteur applicable à chaque arbre. À partir de 113 analyses de tige, provenant de 46 peuplements jugés représentatifs des conditions de croissance dans la zone d'étude, la croissance en hauteur des arbres a été reconstruite. Dix modèles différents ont été ajustés aux données puis comparés. Le modèle donnant les meilleurs résultats est de type Duplat et Tran-Ha :

$$h = (a \cdot \ln(\text{Age} + 1) + b_i) \cdot \left[1 - \exp\left(-\left(\frac{\text{Age}}{c}\right)^d\right) \right]$$

Avec h : hauteur de l'arbre ; a , c et d paramètres communs aux différentes courbes ($c > 0$ et $d > 1$) et b_i paramètre propre à chaque courbe. Le paramètre b_i dépend de la vitesse de croissance de l'arbre. Le modèle sélectionné permet d'attribuer à chaque arbre un indice de croissance (h_{50}), choisi comme la hauteur de l'arbre à 50 ans. Dans le volet suivant de l'étude autécologique, l'analyse des h_{50} permettra d'attribuer, à chaque site étudié, un indice de fertilité.

Mots-clés

Croissance en hauteur, analyse de tige, *Pinus halepensis*, modélisation, région française méditerranéenne

Abstract

This work is the first step of a study dedicated to Aleppo pine (*Pinus halepensis* Mill.) autecology in the French Mediterranean region. Its main goal is to propose a reliable model of trees height growth. Height growth curves were constructed with 113 stem analysis out of 46 stands, representative of growth condition in the studied area. Ten height growth models were adjusted to these data and compared. The most suitable model is of the type Duplat and Tran-Ha:

$$h = (a \cdot \ln(\text{Age} + 1) + b_i) \cdot \left[1 - \exp\left(-\left(\frac{\text{Age}}{c}\right)^d\right) \right]$$

With h : tree height; a , c and d parameters with the same value for all curves ($c > 0$ and $d > 1$) and b_i parameter associated with the i^{th} curve, and related to tree growth rate. The selected model allows attributing to each tree a growth index (h_{50}), which represent the tree height at 50 years. In the following part of the autecological study, an analysis of the h_{50} will provide a fertility index for each studied site.

Key-words

Height growth modelling, stem analysis, *Pinus halepensis*, French Mediterranean region

INTRODUCTION

Le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) est une espèce pionnière en pleine expansion sur le pourtour méditerranéen français (Quézel & Barbero, 1992). L'Inventaire forestier national (IFN) lui attribue en 1992 une surface de 202 000 ha dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (PACA) et une surface de 34 000 ha en Languedoc-Roussillon, soit une surface totale de 236 000 ha occupée en France. En raison de l'intense déprise rurale qui affecte la région méditerranéenne française (Barbero & Quézel, 1990), cette surface a été multipliée par 6 en moins d'un siècle (Acherar *et al.*, 1984). Le pin d'Alep occupe actuellement 1,6 % de la surface forestière française, ce qui le place au 6^e rang des conifères les plus représentés en France. Devant l'ampleur prise par cette essence en PACA (ONF & CRPF-PACA, 1992), la Direction régionale de l'Office national des Forêts (ONF) et le Centre régional de la propriété forestière (CRPF) se sont associés, au début de l'année 1991, pour essayer de proposer les interventions sylvicoles paraissant les mieux appropriées. Ces réflexions ont abouti aux principaux constats suivants (Couhert & Duplat, 1993) : (i) absence presque complète de références sylvicoles précises et fiables sur le pin d'Alep en France (et ailleurs) (Pardé, 1957 ; Abbas *et al.*, 1985a ; Abbas *et al.*, 1985b) ; et (ii) besoin de définition de normes de sylvicultures où la fonction de production ne soit pas délaissée (Neveux *et al.*, 1986 ; Douheret, 1992 ; ONF & CRPF-PACA, 1992), comme c'était systématiquement le cas jusqu'ici en faveur de la Défense de la forêt contre les incendies. Sur la base de ces constatations une première étude a été entreprise par Couhert et Duplat (1993). Cette étude ajuste tout d'abord un modèle de croissance en hauteur dominante à des peuplements quasi-équiennes purs de pin d'Alep, puis propose un modèle de production (croissance en surface terrière et volume). Le fait que l'étude de Couhert et Duplat (1993) ne porte que sur des forêts équiennes pures limite son champ d'application aux seuls reboisements artificiels, alors même que c'est le contexte de reforestation naturelle qui pose problème aux gestionnaires.

Afin de pouvoir travailler sur les peuplements de pin d'Alep les plus courants, qui ne sont ni équiennes ni purs, il a été nécessaire d'employer une nouvelle méthodologie qui consiste à modéliser la croissance en hauteur de l'arbre et non plus du peuplement. Cette méthodologie a permis au CEMAGREF d'entreprendre une étude à la fois plus générale et de plus grande échelle sur l'autécologie du pin d'Alep en région méditerranéenne française.

Bien que développée pour le pin d'Alep, cette méthode est applicable à d'autres espèces et peut notamment être utile aux forestiers du pourtour méditerranéen car elle permet de s'accommoder d'une forte hétérogénéité des peuplements.

D'un point de vue conceptuel, l'étude autécologique peut se diviser en trois étapes. Un premier travail consiste à modéliser la croissance en hauteur de l'arbre, ce qui permet d'attribuer à chaque arbre un indice de croissance (*h50*). Une seconde étape doit permettre ensuite de passer des indices de croissance des arbres d'une même placette à un indice de fertilité de la station (*H50*). Il devient alors possible d'analyser, dans une troisième étape, la relation entre la fertilité stationnelle et les variables environnementales. À l'issue de ce travail, une « clef autécologique », qui donne la fertilité d'une station forestière en fonction de variables facilement mesurables sur le terrain, est présentée aux forestiers.

Le présent travail ne concerne que la première étape de l'étude autécologique. La croissance en hauteur des arbres est tout d'abord reconstituée à l'aide d'analyses de tiges. Plusieurs modèles sont testés sur ces données et le modèle le mieux adapté est sélectionné. Ce modèle permet d'attribuer à chaque arbre de l'étude autécologique un indice de vitesse de croissance à partir d'un seul couple âge / hauteur. Ces indices « arbres » pourront ensuite être repris dans un deuxième volet de l'étude autécologique, pour fournir des indices « site », qui illustreront de façon plus générale la fertilité des stations forestières étudiées.

MATÉRIEL ET MÉTHODES

Zone d'étude et choix des placettes

Cette étude s'étend sur l'ensemble de l'aire de répartition du pin d'Alep en France continentale. Les limites générales sont Perpignan et Carcassonne à l'ouest, Menton à l'est et Montélimar au nord (Quézel & Barbero, 1992). Les caractéristiques générales des régions étudiées sont fournies dans le tableau 1. Le choix des sites a été dicté par deux impératifs. D'une part, le site doit se trouver en ambiance forestière ; il existe, en effet, beaucoup de petits bouquets de pins d'Alep, ne comptant que quelques arbres, surtout aux limites de son aire de répartition, et ces petits bouquets n'ont donc pas fait l'objet de relevés. D'autre part, la placette choisie pour le relevé doit pouvoir être appréhendée comme une « station forestière », c'est-à-dire qu'elle doit pouvoir être considérée comme

	Corbière et Minervois	Drôme provençale	Plateaux de Provence	Basse Provence	Côte d'Azur
T (°C)	13,7	12,5	11,7	13,2	14,5
P (mm)	630	820	780	680	990
Mois secs	3	1	1	2	2
Relief	plaines et collines	collines et piémonts	plateaux et basses montagnes	plaines, collines, plateaux	collines et piémonts
Roche	molasses, calcaires durs et marneux, marnes	conglomérats, calcaires durs et marneux, marnes	calcaires durs et marneux, marnes	calcaires durs et divers	calcaires durs, marneux, dolomitiques, grès, marnes

Tableau 1. Caractéristiques environnementales des régions étudiées : température annuelle moyenne, somme des précipitations annuelles, durée de la période de sécheresse, topographie et géologie. Ces informations sont tirées du Guide technique du forestier méditerranéen français (CEMAGREF).

Table 1. Environmental characteristics (climate, topography and geology) of the studied regions: mean annual temperature, total amount of precipitation, length of drought period, topography and geology. From "Guide technique du forestier méditerranéen français" (CEMAGREF).

homogène (Darracq *et al.*, 1984). Ce critère laisse la forme et la taille de la placette assez libre *a priori*, mais en pratique les placettes ont une taille de l'ordre de 400 m². L'échantillonnage s'efforce de couvrir au maximum la variabilité en terme de fertilité des peuplements de pin d'Alep présents dans la zone d'étude. Pour cela, les opérations de terrain se font en trois étapes.

La première étape consiste à stratifier l'échantillon sur la base des principaux facteurs environnementaux influençant *a priori* la croissance (climat, altitude, substrat, exposition, etc.). Une campagne de prospection qui a pour but de trouver les sites les plus pertinents en accord avec cette stratification est alors engagée. Les peuplements choisis peuvent être purs ou mélangés, à condition que le pin d'Alep reste l'essence principale en terme de recouvrement. Ils couvrent une vaste gamme d'âges et de structure, du peuplement inéquienne très ouvert au peuplement équienne complètement fermé (tableau 2). Dans la mesure du possible, le choix s'est porté sur les peuplements les moins perturbés par le pâturage, le feu ou d'autres actions anthropiques, suffisamment ouverts pour que la flore s'exprime, et au sein desquels se trouvaient au moins quelques arbres âgés (c'est-à-dire d'âge supérieur à 50 ans).

La seconde étape consiste à faire l'ensemble des relevés autécologiques (dendrométrie, mésologie, pédologie, floristique) sur les sites précédemment choisis et cela pour l'ensemble de la zone d'étude. 529 relevés ont ainsi été réalisés (tableau 3, page suivante).

Au cours de la troisième étape, les relevés autécologiques sont analysés et un sous-échantillon représentatif de l'ensemble des situations rencontrées sur la zone d'étude est formé. Une troisième campagne de terrain est alors

organisée afin de recueillir, pour tous les relevés du sous-échantillon, une ou plusieurs analyses de tige selon les possibilités offertes par la placette.

Les mesures dendrométriques

Les placettes de l'étude autécologique

Pour chaque placette, cinq arbres sont échantillonnés. Lorsque cela n'est pas possible, et sans outrepasser les critères d'homogénéité fixés précédemment, ce nombre est revu à la baisse. Les arbres choisis sont les plus hauts du peuplement quand il n'y a qu'une génération, et les plus hauts de leur génération quand plusieurs générations sont présentes sur une même placette. Les arbres analysés sont alors répartis entre ces différentes générations. Quelle

	Modalité	%
Structure	Equienne	60
	Inéquienne	40
Composition	Pure	25
	Mélangée chêne vert	25
	Mélangée chêne pubescent	20
Recouvrement total	Mélangée autres	30
	> 75 %	14
	[50 % ; 75 %]	32
	[25 % ; 50 %]	28
	< 25 %	26

Tableau 2. Répartition des peuplements échantillonnés selon leurs principales caractéristiques (structure, composition et recouvrement).

Table 2. Distribution of the sampled stands in function of their main characteristics (structure, composition and cover).

que soit la génération considérée, les arbres échantillonnés sont toujours des arbres dominants. Enfin, seuls les arbres sains ne présentant ni défaut, ni pathologie sont sélectionnés. 1859 arbres ont ainsi été échantillonnés, ce qui correspond à autant de couple âge / hauteur. Pour chaque arbre on note la hauteur, la circonférence et l'âge. L'âge à 1,30 m est estimé par sondage à cœur, à la tarière de Pressler. Un jeune arbre de la placette est ensuite sacrifié pour déterminer le nombre d'années comprises entre le collet et 1,30 m. Cette valeur est ajoutée à tous les âges à 1,30 m des arbres de la placette pour estimer leur âge courant. Cette façon de procéder améliore la lisibilité des résultats puisque l'âge estimé est l'âge « réel » de l'arbre, mais cela augmente aussi leur incertitude, car l'estimation du nombre d'années mis par l'arbre pour atteindre 1,30 m n'est pas très fiable.

Les analyses de tige

Les placettes choisies pour l'analyse de tige forment un sous-échantillon de l'ensemble des placettes disponibles pour l'étude autécologique. Chaque arbre sélectionné pour l'analyse de tige avait été précédemment mesuré pour les relevés de l'étude autécologique. Au moins un arbre par génération a été abattu et analysé pour chaque placette. Sur chacun de ces arbres a été pratiquée une coupe au collet qui permet de lire l'âge actuel de l'arbre : age_0 . La hauteur des autres coupes est variable en fonction de la hauteur de la tige analysée. De façon générale, les coupes sont rapprochées (entre 0,30 et 0,50 m) dans les parties basse et haute du tronc, et plus éloignées (maximum 2,0 m) dans la partie médiane. En suivant ce protocole, 10 à 20 coupes par arbre sont généralement effectuées. 113 tiges ont ainsi été analysées sur 46 placettes différentes, réparties dans toute la zone d'étude (tableau 3).

Pour calculer l'âge de l'arbre quand il a atteint la hauteur de la découpe, il suffit d'appliquer l'équation suivante :

$$age_h = age_0 - nc_h \quad (1)$$

avec age_0 : âge actuel de l'arbre,
 age_h : âge de l'arbre à la hauteur h ,
 nc_h : nombre de cernes à la découpe h .

Choix d'un modèle de croissance en hauteur

On cherche à ajuster au faisceau de courbes de croissance fournies par les analyses de tige un modèle mathématique du type :

$$h_t = f(age_t, prc) \quad (2)$$

avec h_t : hauteur de l'arbre au temps t ,
 age_t : âge de l'arbre au temps t ,
 prc : paramètre relatif à la vitesse de croissance de l'arbre.

Les courbes de croissance en hauteur peuvent être ajustées à l'aide de différents modèles de ce type. Parmi ceux-ci nous avons testé :

- des modèles de type Chapman-Richards :
 - Chapman-Richards classique (Richards, 1959) ;
 - modèle utilisé par Hervé et Brochiero (Brochiero, 1997 ; Brochiero *et al.*, 1999 ; Vennetier *et al.*, 1999) ;
 - modèle utilisé par Couhert et Duplat (Couhert & Duplat, 1993) ;
- des modèles de type Bailey et Clutter (Bailey & Clutter, 1974) :
 - anamorphiques (pour lesquels l'accroissement relatif en hauteur est constant pour chaque âge, quels que soient les milieux concernés) ;
 - polymorphiques (non proportionnels) ;
- des modèles de type Duplat et Tran-Ha (Duplat & Tran-Ha, 1986) désignés sous les termes : modèles I, II, III, IV et V.

Dans les équations de ces modèles, h représente la hauteur de l'arbre et age son âge ; c , d , e , r et p sont des paramètres ajustés statistiquement à l'ensemble du faisceau ; a_i et b_i sont des paramètres « libres » ajustés statistiquement courbe par courbe. Pour chaque modèle, les paramètres généraux expriment la forme générale commune de l'ensemble des courbes du faisceau, alors que le paramètre libre exprime le « niveau » propre de chaque courbe (c'est-à-dire la vitesse de croissance de chaque arbre).

	Echantillon complet	Corbière et Minervois	Drôme provençale	Plateaux de Provence	Basse Provence	Côte d'Azur
N. arbres	113	9	5	6	86	5
N. sites	46	5	5	3	32	4

Tableau 3. Répartition des analyses de tige selon leur provenance.
 Table 3. Distribution of the stem analyses in function of their provenance.

- Modèle de type Chapman-Richards :
— modèle classique (Richards, 1959) :

$$h = a_i \cdot (1 - b \cdot \exp(-c \cdot \text{age}))^e \quad (3)$$

- modèle utilisé par Hervé et Brochiero (Brochiero, 1997 ; Brochiero *et al.*, 1999 ; Vennetier *et al.*, 1999) :

$$h = a_i \cdot (1 - \exp(-c \cdot \text{age}))^e \quad (4)$$

- modèle utilisé par Couhert et Duplat (Couhert & Duplat, 1993) :

$$h = a_i \cdot (1 - \exp(-c \cdot \text{age}^d))^e \quad (5)$$

- Modèles de type Bailey et Clutter (Bailey & Clutter, 1974) :

- modèle anamorphique :

$$h = \exp \left[a + b \cdot \left(\frac{1}{\text{age}} \right)^c \right] \quad (6)$$

- modèle polymorphique :

$$h = \exp \left[a + b \cdot \left(\frac{1}{\text{age}} \right)^c \right] \quad (7)$$

- Modèles de type Duplat et Tran-Ha (Duplat & Tran-Ha, 1986) :

- modèle I :
avec $c > 0$ et $d > 1$

$$h = (a \cdot \text{age} + b) \cdot \left[1 - \exp \left(- \left(\frac{\text{age}}{c} \right)^d \right) \right] \quad (8)$$

- modèle II :
avec $c > 0$ et $d > 1$

$$h = (a \cdot \text{age} + b) \cdot \left[1 - \exp \left(- \left(\frac{\text{age}}{c} \right)^d \right) \right] + p \cdot \text{age} \quad (9)$$

- modèle III :
avec $c > 0$ et $d r > 1$

$$h = (a \cdot \text{age} + b) \cdot \left[1 - \exp \left(- \left(\frac{\text{age}}{c} \right)^d \right) \right]^r + p \cdot \text{age} \quad (10)$$

- modèle IV :
avec $c > 0$ et $d > 1$

$$h = (a \cdot \ln(\text{age} + 1) + b) \cdot \left[1 - \exp \left(- \left(\frac{\text{age}}{c} \right)^d \right) \right] \quad (11)$$

- modèle V :
avec $c > 0$ et $d > 1$

$$h = (a \cdot \ln(\text{age} + 1) + b) \cdot \left[1 - \exp \left(- \left(\frac{\text{age}}{c} \right)^d \right) \right] + p \cdot \text{age} \quad (12)$$

Les modèles sont ajustés simultanément à l'ensemble des courbes à l'aide d'un programme de régression non linéaire, en utilisant des variables indicatrices auxiliaires X_i prenant la valeur 1 si le couple âge / hauteur considéré appartient à l'arbre i et la valeur 0 dans le cas contraire (Bard, 1974). Dans les modèles finaux, les paramètres sont remplacés par les valeurs fournies par l'ajustement. Une fois la forme du modèle de croissance en hauteur choisie (sur l'ensemble de l'échantillon), le modèle est ajusté à cinq sous-échantillons correspondant aux cinq grandes régions naturelles étudiées (Corbières et Minervois, Drôme provençale, plateaux de Provence, basse Provence, Côte d'Azur). Cette étape permet de vérifier la stabilité du modèle choisi (Duplat & Tran-Ha, 1997). Dans l'équation du modèle choisi, on remplace ensuite h par h_{50} (hauteur de l'arbre à 50 ans prise comme indice de croissance de l'arbre), ce qui permet d'exprimer le paramètre libre (propre à chaque courbe) du modèle en fonction de l'indice de croissance h_{50} de l'arbre, cet indice étant plus facilement mesurable.

Qualité de l'ajustement

La variance résiduelle peut-être utilisée comme un indicateur de la qualité de l'ajustement d'un modèle théorique à des valeurs observées (Debouche, 1997). La variance résiduelle sans biais s'écrit :

$$\sigma^2 = \frac{1}{n-p} \sum (\hat{h} - h)^2 \quad (13)$$

- avec n : nombre de couples âge / hauteur,
- p : nombre de paramètres du modèle testé,
- \hat{h} : hauteur estimée par le modèle testé,
- h : hauteur observée.

La variance résiduelle sans biais ainsi que l'écart type résiduel sans biais et le coefficient de corrélation peuvent servir de base de comparaison entre les différents modèles testés (Pauwels *et al.*, 1999). La comparaison des modèles est complétée par une analyse des résidus ainsi que par un examen visuel qui permettent tous deux de juger de l'adéquation du modèle ajusté aux données (Duplat, 1989).

Qualité de l'estimation du *h50*

Quelle est l'erreur commise dans l'estimation du *h50* quand, pour un arbre donné, seul un couple âge / hauteur est disponible pour fixer le paramètre libre (b_i) ? Plus pratiquement, cette question pourrait aussi se formuler de la façon suivante : quelle sera l'erreur associée à l'estimation du *h50* des arbres de l'étude autécologique ? Pour répondre à cette question les analyses de tige disposant de deux couples âge / hauteur proche de 50 ans (le premier entre 45 et 50 ans et le second entre 50 et 55 ans) sont sélectionnées, ce qui représente un total de 75 arbres. À partir de chacun de ces couples âge / hauteur proche de 50 ans (soit 150 couples de référence) on calcule un *h50* à l'aide du modèle de croissance en hauteur. À chaque arbre est ensuite attribué un $h50_{obs}$ qui est la moyenne (pondérée par l'âge) des deux *h50* calculés précédemment. Pour chaque couple âge / hauteur disponible (y compris les couples âge / hauteur de référence précédemment utilisés), un $h50_{est}$ est ensuite estimé à l'aide du modèle de croissance en hauteur, puis comparé au $h50_{obs}$ pour obtenir une mesure de l'erreur standard relative (*ESR*) pour chaque couple :

$$ESR^2 = \frac{1}{n} \sum \left(\frac{h50_{est} - h50_{obs}}{h50_{obs}} \right)^2 \quad (14)$$

avec n : nombre couples âge / hauteur disponibles pour chaque âge.

L'*ESR* est ensuite examinée, en fonction de l'âge des arbres tout d'abord, puis en fonction de la rapidité de la

croissance des arbres, afin de déterminer l'indépendance des résultats vis-à-vis de ces deux variables.

RÉSULTATS

Examen visuel du faisceau de courbes

L'examen visuel du faisceau de courbes (fig. 1) montre que les analyses ont été conduites sur des arbres dont la vitesse de croissance est très variable ; ces arbres proviennent donc de peuplements de fertilité très variée, répartis dans toute la zone d'étude (fig. 2). D'autre part, cet examen montre que certaines courbes du faisceau se croisent. De ce fait, un seul paramètre libre (a_i ou b_i , voir § 2.3) par modèle ne peut suffire à caractériser complètement chaque courbe. Le choix de modèles à un seul paramètre libre par courbe est cependant maintenu, car il est considéré comme le meilleur compromis entre simplicité du modèle et complexité du faisceau de courbes (Duplat, 1986).

Ajustement du modèle général

Les modèles de Bailey et Clutter (1974) sont les moins bien adaptés à décrire la croissance en hauteur du pin d'Alep (tableau 4). L'examen de l'ajustement des courbes à ces modèles montre tout de même que les courbes présentent un caractère non proportionnel bien marqué. L'ajustement du modèle anamorphique présente

Tableau 4. Variances résiduelles, écarts types résiduels et coefficient de corrélation associés aux différents modèles de croissance étudiés.

Table 4. Residual variance, residual standard deviation and correlation coefficient for the different studied growth models.

Modèles	Variance résiduelle	Écart type résiduel	R ²
CHAPMAN-RICHARDS			
— Classique	0.55	0.74	0.98
— Brochiero	0.55	0.74	0.98
— Couhert & Duplat	0.55	0.74	0.98
BAILEY & CLUTTER			
— Anamorphique	1.25	1.12	0.96
— Polymorphique	0.62	0.79	0.98
DUPLAT & TRAN-HA :			
— Modèle I	0.49	0.70	0.98
— Modèle II	0.47	0.68	0.99
— Modèle III	0.47	0.68	0.99
— Modèle IV	0.46	0.68	0.99
— Modèle V	0.46	0.68	0.99

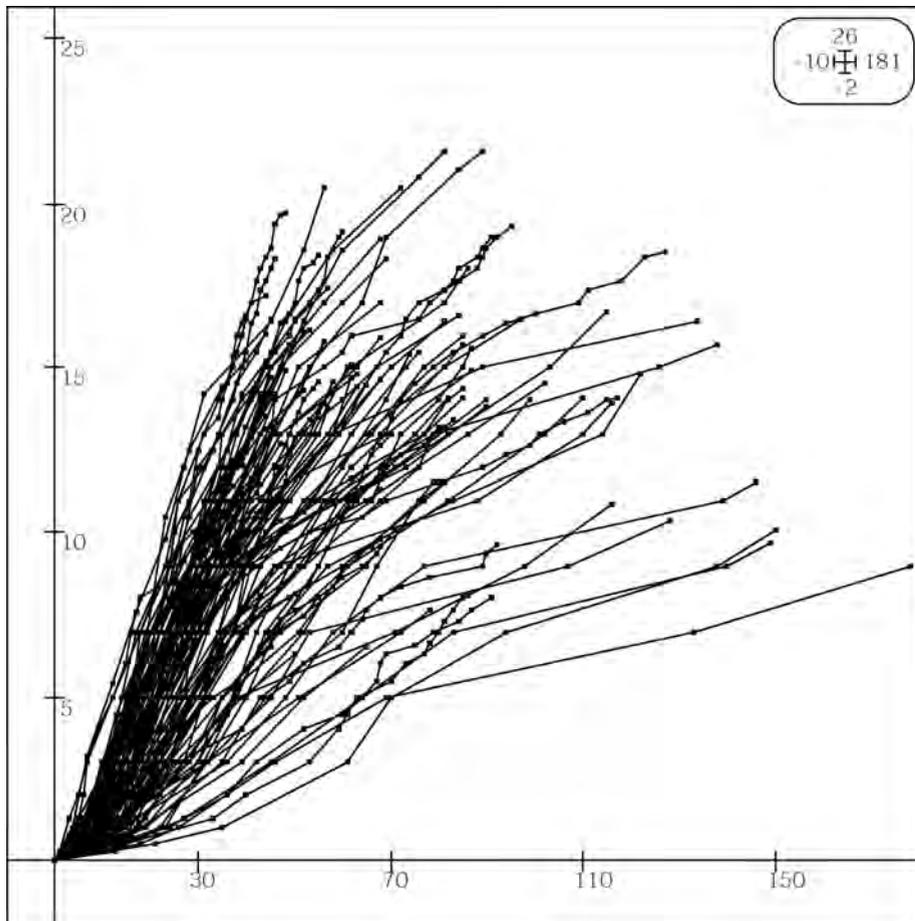


Figure 1. Croissance en hauteur des 113 arbres étudiés, reconstruite par analyse de tige.

Figure 1. Height growth of the 113 studied trees as reconstructed by stem analysis.

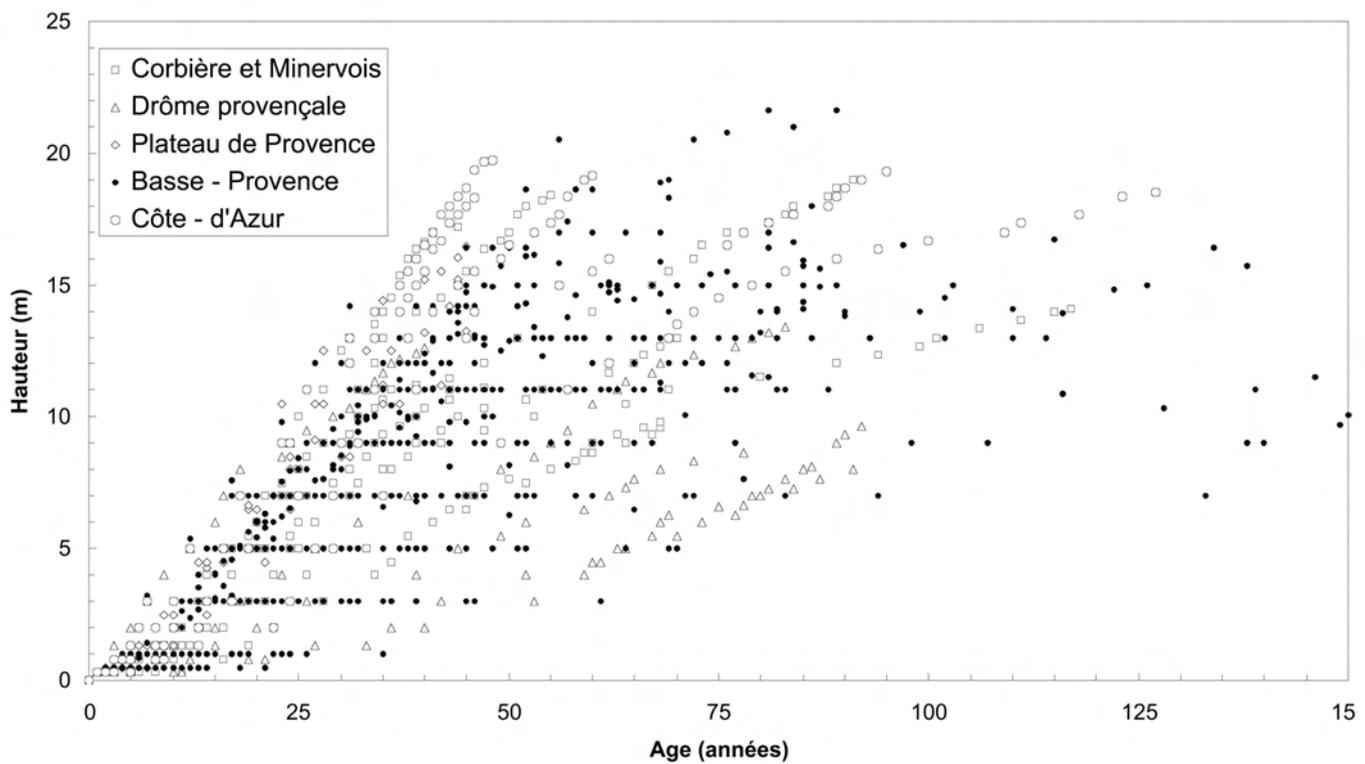


Figure 2. Répartition des données relatives aux différentes analyses de tige selon leur région d'origine.

Figure 2. Repartition of stem analysis data for the different studied regions.

en effet une variance résiduelle deux fois supérieure à celle obtenue par l'ajustement du modèle polymorphique. Les modèles du type Chapman-Richards, que ce soit la forme classique (Richards, 1959), celle proposée par Hervé et Brochiero (Brochiero, 1997 ; Brochiero *et al.*, 1999 ; Vennetier *et al.*, 1999) ou encore celle proposée par Couhert et Duplat (1993), sont bien adaptés à la modélisation de la croissance en hauteur du pin d'Alep. Les variances résiduelles obtenues avec ces modèles sont cependant supérieures à celles obtenues avec les modèles de Duplat et Tran-Ha (1986) ; ceux-ci représentent donc le type de modèle le mieux adapté à la modélisation de la croissance en hauteur du pin d'Alep (tableau 4). Parmi ceux-ci, les modèles IV et V présentent la variance résiduelle la plus faible. L'examen visuel des ajustements ainsi que des résidus confirme la hiérarchie proposée par le classement des variances résiduelles. Le modèle IV de Duplat et Tran-Ha a été retenu (équation 11), car il ne nécessite l'estimation que de quatre paramètres au lieu de cinq pour le modèle V. Les valeurs des paramètres du modèle IV sont fournies dans le tableau 5.

L'analyse des résidus (valeurs du modèle IV de Duplat et Tran-Ha soustrait aux observations) en fonction de l'âge (fig. 3) ne met pas en évidence de tendance particulière, ce qui confirme la pertinence du modèle mathématique choisi. La courbe moyenne des résidus peut être découpée en trois parties.

Une première partie, de 0 à 30 ans, est caractérisée par des résidus assez élevés (autour de 0,70 m). Cette partie correspond à la phase « d'installation » de l'arbre. On sait que l'arbre est alors soumis à de nombreux aléas rendant sa croissance difficile à modéliser (Duplat, 1986).

Une seconde partie, de 30 à 80 ans, qui forme un plateau assez stable, est caractérisée par des résidus faibles (0,5 m). Au-delà de 80 ans, le nombre de données disponibles baisse fortement, rendant l'interprétation de la courbe difficile, les résidus semble toutefois augmenter de nouveau dans cette troisième partie. Le modèle s'ajuste donc bien aux données pour les âges compris entre 30 et 80 ans, mais s'avère moins pertinent en dehors de cette période.

Ajustement des modèles régionaux

Notre échantillon souffre, sans contestation possible, du « poids » donné à la basse Provence (86 analyses de tige) par rapport aux autres régions (27 analyses de tige). Il serait en fait plus juste de parler d'un modèle de croissance du pin d'Alep construit pour la basse Provence et étendu à l'ensemble de son aire de répartition française. Toutefois, malgré ce déséquilibre, les résultats montrent que le modèle choisi est bien adapté à l'ensemble du territoire étudié.

La variance résiduelle associée aux modèles ajustés régionalement est toujours inférieure ou égale à celle associée au modèle ajusté sur l'ensemble des données (tableau 5). Mais l'écart entre le modèle global et les modèles régionaux (nul pour basse Provence et plateaux de Provence et faible pour les autres régions) est suffisamment faible pour que le modèle général soit applicable à l'ensemble de l'échantillon et surtout à l'ensemble de l'aire d'étude. De plus, si on examine la distribution des couples âge / hauteur par rapport à la rapidité de la croissance en fonction de leur origine (fig. 2) on s'aperçoit que des couples provenant de basse Provence se retrouvent ventilés

	Echantillon complet	Corbière et Minervois	Drôme provençale	Plateaux de Provence	Basse Provence	Côte d'Azur
<i>a</i>	4.33	2.50	4.44	4.77	4.55	6.26
<i>c</i>	36.1	34.57	56.09	28.74	34.90	33.00
<i>d</i>	1.30	1.59	1.00	1.30	1.26	1.31
<i>R²g</i>	0.99	0.98	0.97	0.99	0.98	0.99
<i>VRG</i>	0.46	0.51	0.31	0.08	0.47	0.43
<i>R²r</i>	0.99	0.99	0.98	0.99	0.98	0.99
<i>VRR</i>	0.46	0.28	0.16	0.08	0.47	0.32

Tableau 5. Paramètres des modèles général et régionaux (*a*, *c*, *d*). Les dernières lignes indiquent respectivement la variance résiduelle (*VR*) et le coefficient de corrélation (*R²*) associés au modèle général (ajusté sur l'ensemble de l'échantillon, *VRg* & *R²g*) et à chaque modèle régional (ajusté pour la région considérée, *VRr* & *R²r*).

Table 5. Parameters of the general and regional models (*a*, *c*, *d*). The last rows indicate respectively the residual variance and the correlation coefficient for the general model (adjusted on the complete sample, *VRg* & *R²g*) and for the regional models (adjusted for the considered region, *VRr* & *R²r*).

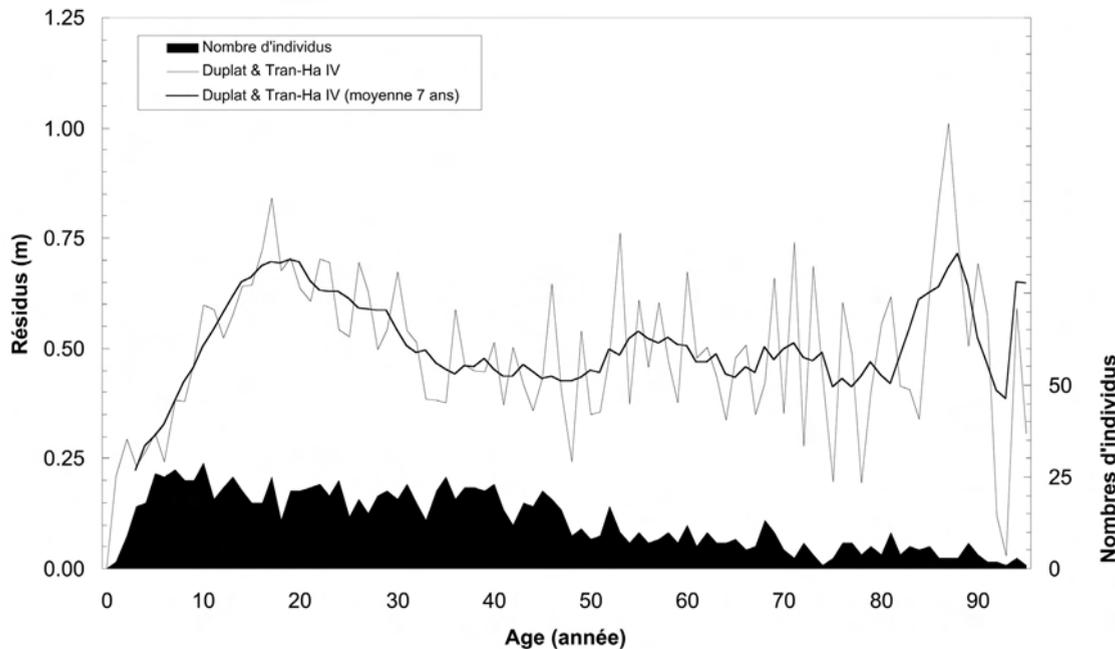


Figure 3. Résidus associés au modèle IV de Duplat et Tran-Ha en fonction de l'âge courant.

Figure 3. Residues associated to the model IV of Duplat and Tran-Ha as a function of the current age.

sur l'ensemble du graphique. Les couples provenant de Côte d'Azur, des plateaux de Provence et du Languedoc se retrouvent plutôt dans les niveaux hauts, alors que les couples provenant de Drôme provençale se retrouvent plutôt dans les niveaux bas. L'existence d'exceptions interdit cependant toute généralisation. Enfin, aucune région ne reste cantonnée dans une aire restreinte du graphique. La figure 2 montre donc bien que si l'échantillon paraît *a priori* géographiquement déséquilibré, il est en fait bien construit du point de vue du phénomène étudié.

D'autre part, les arbres les plus vieux ont pour origine la basse Provence et se trouvent au sein de peuplement de faible productivité. Ceci est un biais de l'échantillon qui traduit une réalité de terrain historique. En effet, le pin d'Alep était essentiellement cantonné, il y a une centaine d'années, aux terres pauvres de basse Provence qui n'étaient pas cultivées. Avec la déprise rurale, le pin d'Alep a colonisé certaines bonnes terres de basse Provence ainsi que les espaces libres dans les autres régions proches. Cet état de fait a rendu notre travail difficile dans l'ouest de la zone d'étude où les peuplements qui dépassent 50 ans sont très rares.

Forme finale du modèle

Dans l'équation (11) du modèle choisi (modèle IV de Duplat et Tran-Ha), on remplace h par $h50$ puis on

exprime b_i en fonction de $h50$, pour pouvoir remplacer b_i par $h50$ dans l'équation 11. Ce qui donne l'équation finale du modèle retenu et ajusté, une fois les paramètres remplacés par leurs valeurs (cf. tableau 5) :

$$h = (4.33 \cdot \ln(\text{Age} + 1) + 1.28 \cdot h50 - 17.0) \cdot \left[1 - \exp\left(-\left(\frac{\text{Age}}{36.1}\right)^{1.30}\right) \right] \quad (18)$$

Précision de l'estimation du $h50$

Malgré les bons résultats obtenus lors de l'ajustement du modèle (tableau 5), les performances en terme de prédiction sont moyennes (fig. 4). On peut tout d'abord remarquer sur la figure 4, que même pour 50 ans, l'ESR n'est pas nulle. Ceci traduit le fait que même les couples très proches de 50 ans conduisent à des estimations du $h50$ un peu différentes entre elles. Dans notre jeu de données, une incertitude de l'ordre de 20 cm sur la valeur réelle du $h50$, demeure pour ces raisons incompressible. Entre 40 et 60 ans l'ESR est de 5 %, elle atteint 10 % à 30 ans d'un côté et à 70 ans de l'autre. En dessous de 30 ans l'ESR continue d'augmenter très rapidement. Au-delà de 70 ans l'ESR semble converger vers un palier se situant aux alentours de 20 %, mais le faible nombre de données disponibles pour ces âges ne nous permet pas d'affirmer cela avec certitude. La précision des résultats, par contre, est peu dépendante de la rapidité de la croissance des

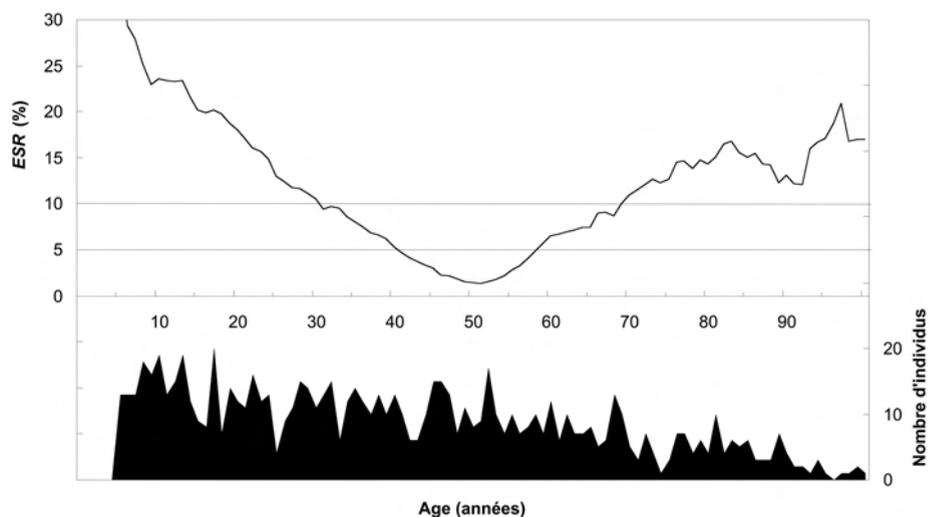


Figure 4. Erreur standard relative (ESR) associée à la prédiction du h50 en fonction de l'âge courant.

Figure 4. Relative standard error associated with h50 prediction as a function of the current age.

Age (ans)	ESR (%)	ESA (m)				
		h50 = 4	h50 = 8	h50 = 12	h50 = 16	h50 = 20
10	23	0.94	1.88	2.82	3.76	4.70
20	18	0.72	1.44	2.16	2.88	3.60
30	10	0.42	0.84	1.26	1.67	2.09
40	5	0.21	0.42	0.63	0.84	1.04
50	1	0.05	0.11	0.16	0.22	0.27
60	6	0.26	0.52	0.78	1.04	1.30
70	11	0.44	0.87	1.31	1.74	2.18
80	15	0.60	1.20	1.80	2.40	3.00
90	15	0.60	1.20	1.80	2.40	3.00

Tableau 6. Erreur standard relative (ESR) et erreur standard absolue (ESA) associée au calcul du h50.

Table 6. Relative standard error (ESR) and absolute standard error (ESA) associated with h50 calculation.

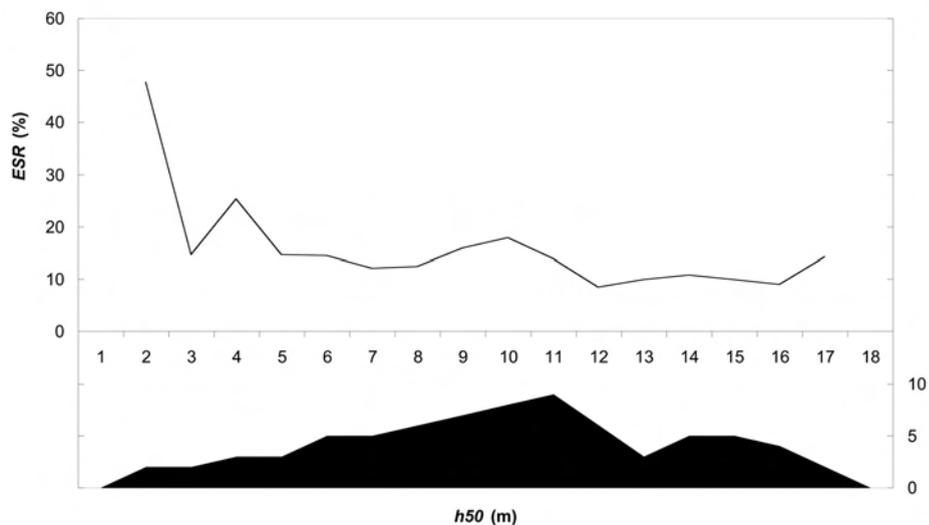


Figure 5. Erreur standard relative (ESR) associée à la prédiction du h50 en fonction de la vitesse de croissance.

Figure 5. Relative standard error associated with h50 prediction as a function of growth speed.

arbres (fig. 5). La classe la plus faible de $h50$ (2 m) donne des résultats médiocres, mais cela peut s'expliquer par le fait qu'elle n'est représentée que par deux arbres ayant poussés dans des conditions extrêmement difficiles. En revanche, dès la deuxième classe (3 m), l'ESR passe en dessous des 20 % pour rester comprise entre 10 et 20 % pour toutes les autres classes. D'autre part, bien qu'il se dessine une tendance à la baisse de l'ESR avec l'augmentation des $h50$, cette tendance reste très faible.

DISCUSSION

Comparaison avec les modèles existants

Les trois modèles utilisés pour la modélisation de la croissance en hauteur du pin d'Alep (Couhert & Duplat, 1993 ; Brochiero, 1997 ; présente étude) sont présentés dans la figure 6. Le modèle choisi dans cette étude a une forme « plus sigmoïde » que les modèles utilisés jusqu' alors. Ce modèle propose une croissance plus lente pendant la phase d'installation, qui s'accélère ensuite pour les âges moyens, puis ralentit pendant le vieillissement de l'arbre jusqu'à rejoindre le modèle proposé par Couhert et Duplat. Le modèle développé dans cette étude ne s'individualise donc pas par rapport aux précédents, mais

semble au contraire très proche de celui de Brochiero dans la première moitié de la vie de l'arbre, et très proche de celui de Couhert et Duplat dans la seconde moitié. Ce modèle répond mieux que les précédents aux variations de croissance du pin d'Alep au cours de sa vie : installation difficile pendant la phase juvénile, accélération de la croissance pendant la phase de maturité, puis ralentissement de la croissance pendant la phase de vieillesse. Ceci s'explique en partie par le fait que le modèle développé par Couhert et Duplat est un modèle « peuplement » et non pas un modèle « arbre ». Mais cet avantage s'accompagne d'un inconvénient : ce modèle donne pour les faibles valeurs d'âge et les très faibles niveaux de fertilité des valeurs de hauteur négatives. Cet inconvénient a toutefois une portée très limitée puisqu'il ne touche que quelques rares arbres à croissance très lente ($h50 > 5$ m) en dessous de 15 ans.

Variabilité régionale de la forme de croissance

Par rapport au modèle général, le modèle ajusté sur les données provenant de Drôme provençale est beaucoup plus « linéaire », en maintenant une croissance assez forte même pour des âges importants (fig. 7). Les modèles ajustés sur les données provenant de la Côte d'Azur, de Corbière et Minervois ou des plateaux de Provence

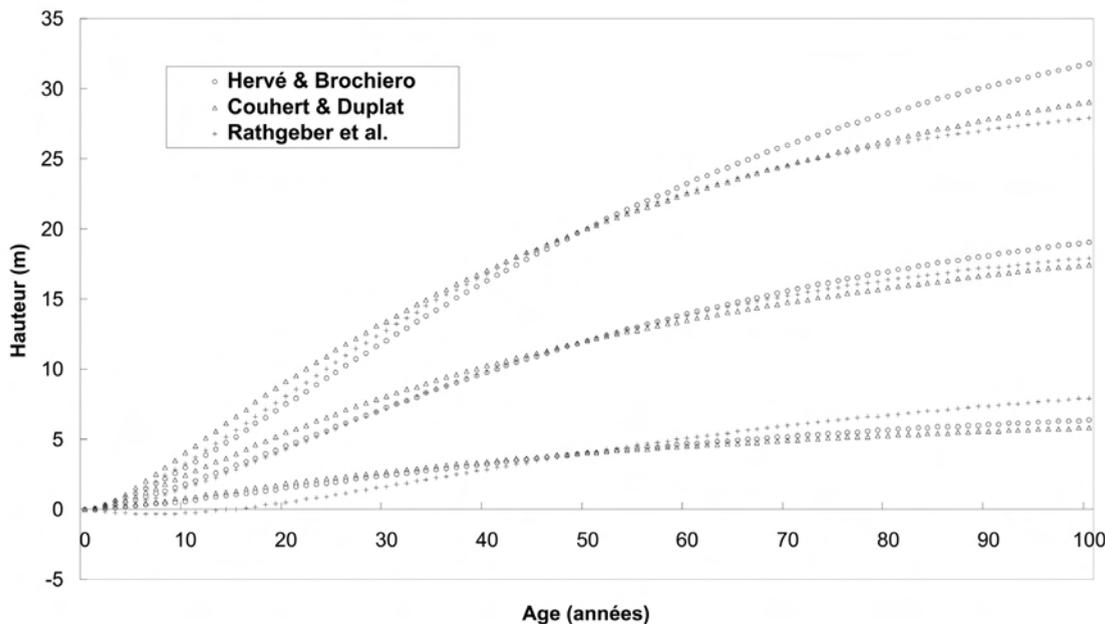


Figure 6. Comparaison de la forme des modèles de croissance en hauteur appliqués au pin d'Alep, pour trois niveaux de fertilité. Niveau 1 : bonne fertilité, $h50$ fixé à 20 m ; niveau 2 : fertilité moyenne, $h50$ fixé à 12 m ; niveau 3 : fertilité faible, $h50$ fixé à 4 m.

Figure 6. Comparison of the shape of the height growth models applied to Aleppo pine for tree level of fertility. Level 1: good fertility, $h50 = 20$ m; level 2, intermediate fertility, $h50 = 12$ m; level 3, low fertility, $h50 = 4$ m.

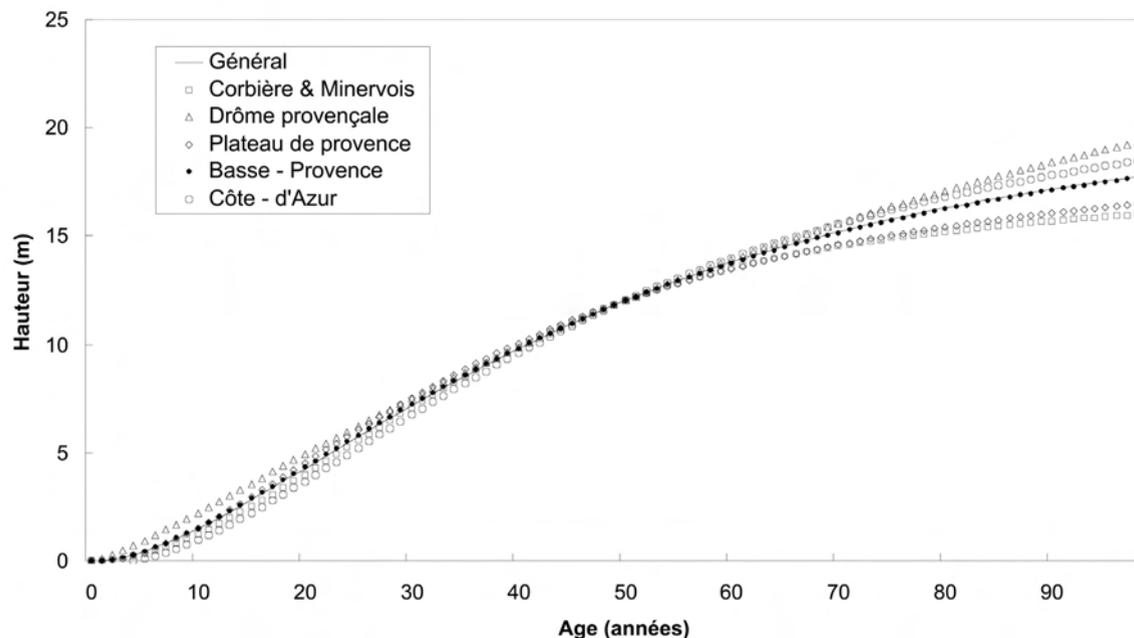


Figure 7. Comparaison de la forme des modèles régionaux de croissance en hauteur du pin d'Alep pour un h_{50} fixé à 12 m.

Figure 7. Comparison of the shape of the regional height growth models for $h_{50} = 12$ m.

sont eux plus « sigmoïdes » que le modèle général. Pour la Côte d'Azur et la Drôme provençale, une croissance assez forte est maintenue, même pour des âges importants, alors que pour Corbière et Minervois comme pour plateaux de Provence, les modèles proposent une croissance faible au-delà de 80 ans. La différence de forme observée (sur les courbes modèles régionales à h_{50} fixé) peut être due soit à des différences génétiques entre les arbres, soit à des différences climatiques entre les régions. On peut remarquer que les pentes des courbes au-delà de 50 ans se classent dans l'ordre croissant suivant : Languedoc, Provence, Côte d'Azur, ce qui illustre le gradient de pluviosité croissante ouest – est connu sur le sud de la France (tableau 1) (Ripert & Nouals, 1998). Ceci paraît confirmer, à l'échelle régionale, l'hypothèse locale de dépendance de la hauteur maximale de l'arbre à la disponibilité en eau du site.

La courbe du modèle élaboré pour la Drôme provençale s'individualise par sa forte pente. Ceci en revanche nous semble être un artefact. En effet, les pins d'Alep de cette région sont soumis à des chutes de neige et des gelées accidentelles mais violentes. Ils nous a été très difficile de trouver des peuplements non perturbés par ce phénomène, et *a fortiori* de vieux arbres, pour l'analyse de tige. Nous avons donc pris des arbres plus jeunes, pour

lesquels le modèle prédit une croissance rapide même pour un âge avancé, mais dont nous pensons que la hauteur sera limitée par les inévitables accidents mentionnés précédemment.

Nuage de points âge / hauteur des relevés

Le modèle permet donc de calculer pour chaque arbre un indice du type h_{50} . Mais il paraît prudent d'assortir ce calcul de celui de l'erreur standard qui lui est associée (tableau 6). Pour la grande majorité des arbres, dont l'âge est compris entre 30 et 80 ans, le calcul du h_{50} est relativement précis ($ESR < 15\%$), mais pour les arbres plus jeunes ou même plus vieux, le calcul devient assez imprécis ($ESR > 20\%$).

CONCLUSION

Pour 113 tiges de pin d'Alep, réparties sur 46 placettes provenant de l'ensemble de la région méditerranéenne française, une analyse a été conduite dans le but de reconstruire leur croissance. Une méthodologie originale a été utilisée qui modélise la croissance en hauteur de l'arbre, et non pas du peuplement, afin de permettre de travailler sur des peuplements de structures hétérogènes.

Ce genre de peuplement est en effet le plus courant dans la région étudiée et en région méditerranéenne en général. Sur cette base, 10 modèles de croissance en hauteur ont été ajustés, leurs performances respectives ont ensuite été comparées. Le modèle retenu est un modèle de type Duplat et Tran-Ha IV (1986). Les résultats d'une comparaison entre les différentes régions étudiées montrent que ce modèle est utilisable pour l'ensemble de l'aire de répartition du pin d'Alep en France, de même que pour l'ensemble des situations forestières rencontrées. La modélisation de la croissance en hauteur développée permet d'attribuer à chaque arbre un indice de vitesse de croissance, ce qui représente l'aboutissement de la première étape de l'étude autécologique. Cet indice est de plus assorti d'un intervalle de précision. L'étape suivante de l'étude autécologique sera constituée par l'attribution d'un indice « site », à chaque placette, à l'aide de l'analyse des indices de vitesse de croissance « arbres ». Il est important de calculer l'erreur associée à chaque estimation de l'indice « arbre », afin de pouvoir la répercuter dans le calcul de l'indice « site ». Dans un troisième volet enfin, seront analysés les relations entre la fertilité des sites pour le pin d'Alep et les différentes variables environnementales. Les résultats relatifs à ce travail pourront être synthétisés sous forme d'une « clef autécologique », et pourront être diffusés auprès des forestiers afin de servir de guide pratique d'intervention.

REMERCIEMENTS

Cette étude a pu être réalisée grâce au soutien financier de la DERF. Les auteurs remercient Roland Estève, Fabien Brochiero et Olivier Chandioix pour leur participation aux opérations de terrain ainsi que Jean-Christophe Hervé pour son aide lors du travail de modélisation. Nous tenons également à remercier les propriétaires forestiers qui nous ont gracieusement offert plusieurs arbres pour effectuer nos analyses. Nos remerciements s'adressent également aux gestionnaires forestiers qui ont activement collaboré à cette étude.

Bibliographie

ABBAS H., BARBERO M., LOISEL R. & QUÉZEL P., 1985. Les forêts de pin d'Alep dans le sud-est méditerranéen français analyses écodendrométriques, première partie. *Forêt méditerranéenne*, 7 (1) : 35-42.

- ABBAS H., BARBERO M., LOISEL R. & QUÉZEL P., 1985. Les forêts de pin d'Alep dans le sud-est méditerranéen français analyses écodendrométriques, deuxième partie. *Forêt méditerranéenne*, 7 (2) : 123-130.
- ACHERAR M., LEPART J. & DEBUSSCHE M., 1984. La colonisation des friches par le pin d'Alep (*Pinus halepensis* Miller) en Languedoc méditerranéen. *Oecol. Plant.*, 5 : 179-189.
- BAILEY R.L. & CLUTTER J.L., 1974. Base-age invariant polymorphic site curves. *Forest Sci.*, 20 : 155-159.
- BARD Y., 1974. *Non linear parameter estimation*. Academic Press, New York.
- BARBERO M. & QUÉZEL 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 : 77-87.
- BROCHIERO F., 1997. *Écologie et croissance du pin d'Alep en Provence calcaire*. CEMAGREF, Aix-en-Provence.
- BROCHIERO F., CHANDIOUX O., RIPERT C. & VENNETIER M., 1999. Autécologie et croissance du pin d'Alep en Provence calcaire. *Forêt méditerranéenne*, 20 (2) : 83-94.
- COUHERT B. & DUPLAT P., 1993. Le pin d'Alep dans la région Provence-Alpes-Côte d'Azur, proposition pour une sylviculture et un modèle de production. *Bulletin technique de l'ONF*, 25.
- DARRACQ S., GODRON M. & ROMANE F., 1984. *Typologie forestière de la région des Garrigues du Gard*. GREF, Nancy.
- DEBOUCHE C., 1977. *Application de la régression non linéaire à l'étude et à la comparaison de courbes de croissance longitudinale*. Faculté des sciences agronomiques, Gembloux.
- DOUHERET J., 1992. Pin d'Alep, comment choisir une sylviculture ? *Forêt méditerranéenne*, 13 (3) : 216-219.
- DUPLAT P., 1989. Indice de fertilité basé sur un modèle de croissance en hauteur. In : Buffet M. & Girault D. (eds.), *Station forestière, production et qualité des bois : éléments méthodologiques*. CEMAGREF, Nogent-sur-Vernisson, pp. 51-71.
- DUPLAT P. & TRAN-HA M., 1986. *Modèles de croissance en hauteur dominante pour le hêtre, le sapin pectiné et le pin sylvestre (dans le massif de l'Aigoual)*. Office national des Forêts, Paris.
- DUPLAT P. & TRAN-HA M., 1997. Modélisation de la croissance en hauteur dominante du chêne sessile (*Quercus petraea* Liebl) en France. Variabilité inter-régionale et effet de la période récente (1959-1993). *Ann. Sci. For.*, 54 : 611-634.
- NEVEUX M., DUHEN L.M., CORTI J.M., DEVALLOIS P., FONTANEL J.L. & BOISEAU P., 1986. Plaidoyer pour une sylviculture du pin d'Alep par les techniciens de terrain. *Forêt méditerranéenne*, 8 (1) : 13-18.
- ONF & CRPF PACA, 1992. Sylviculture du pin blanc. *Forêt méditerranéenne*, 13 (3) : 204-206.
- ONF & CRPF PACA, 1992. Le pin blanc : une espèce provençale en plein essor. *Forêt méditerranéenne*, 13 (3) : 207-215.

- PARDÉ J., 1957. La productivité des forêts de pin d'Alep en France. *Annales de l'École nationale des Eaux et Forêts*, 15 (2) : 365-414.
- PAUWELS D., THIBAUT A., LEJEUNE P. & RONDEUX J., 1999. Élaboration de courbes de croissance en hauteur dominante pour les mélèzes (*Larix decidua* Mill. et *Larix kaempferi* (Lamb.) Carr.) en Belgique méridionale. *Ann. For. Sci.*, 56 : 27-34.
- QUÉZEL P. & BARBERO M., 1992. Le pin d'Alep et les espèces voisines : répartition et caractères écologiques généraux, sa dynamique récente en France méditerranéenne. *Forêt méditerranéenne*, 13 (3) : 158-170.
- RIPERT C. & NOUALS D., 1998. *Proposition de découpage inter-régional en secteurs écologiques homogènes dans la zone méditerranéenne française*. CEMAGREF, Aix-en-Provence.
- RICHARDS FJ., 1959. A flexible growth function for empirical use. *J. Exp. Bot.*, 10 : 290-300.
- VENNETIER M., RIPERT C., BROCHIERO F. & CHANDIOUX O., 1999. Évolution à court et long terme de la croissance du pin d'Alep en Provence, conséquence sur la production de bois. *Forêt méditerranéenne*, 20 (4) : 147-156.

Évolution de la végétation steppique dans le sud-ouest de l'Oranie (Algérie)

Evolution of steppic vegetation in the south-west Oran (Algeria)

Mohamed Bouazza¹, Noury Benabadi², Roger Loise³ & Gérard Metge⁴

1-2. BP119, Département de biologie, Faculté des sciences, Univ. Tlemcen, 13000 Algérie

3. Université d'Aix-Marseille III-Paul Cézanne, Faculté des sciences et techniques de Saint-Jérôme, case 462, 13397 Marseille, cedex 20, France

4. Laboratoire d'écologie, place de la République, Archevêché, 13200 Arles, France

219

Résumé

Cette étude a pour objectif de comparer sur le plan physiognomique l'évolution des formations végétales steppiques du bassin versant d'El-Aouedj, dans le sud-ouest de l'Oranie (Algérie). Cette comparaison diachronique, réalisée sur trois périodes de référence (1973, 1990 et 2003), permet de cerner l'évolution de la végétation dans le temps et dans l'espace. Souvent dominés par le semi-nomadisme, les terrains de parcours de cette région sont exploités communément et uniformément par tous les membres de la collectivité, et ces écosystèmes entrent actuellement dans une phase de dégradation qui prend une allure fort inquiétante. En effet, les territoires steppiques du bassin versant d'El-Aouedj au sud de Sebdoù s'avèrent en voie de désertification, et les processus de déforestation, de démantèlement et de désertisation semblent s'accélérer.

Les bonnes nappes à *Stipa tenacissima* (Sp. 1) ont été les plus affectées par ces changements ; elles occupaient 6,61 % du territoire en 1973, mais seulement 2,24 % en 1990, et elles ont totalement disparu de la zone cartographiée en 2003. Les surfaces occupées par *Artemisia herba-alba* et *Stipa tenacissima* diminuent considérablement le long de l'axe routier Sebdoù, El-Aouedj, El-Aricha. Les formations herbacées basses où dominent les nitratoxytes et les thérophytes remplacent les steppes à *Artemisia herba-alba* entre El-Aouedj et El-Aricha, sur le piémont du Djebel Mékaidou. Le surpâturage et le piétinement intense favorisent dans certains secteurs l'interpénétration des peuplements à *Stipa tenacissima* et *Artemisia herba-alba*. De plus, la sécheresse croissante depuis plus de dix années a contribué au délabrement des nappes alfatières, lesquelles éprouvent d'énormes difficultés de régénération.

Mots-clés

Étude diachronique, évolution de la végétation, steppes, *Stipa tenacissima* L., *Artemisia herba-alba* Asso., action anthropique, surpâturage, Algérie occidentale

Abstract

The aim of this study is to compare, from a physiognomic point of view, the evolution of the steppic plant communities located on the basin of El-Aouedj, in the south-west part of the Oran region (Algeria). This comparison is based upon three cartographic surveys performed in 1973, 1990, and 2003, in order to quantify the evolution of these ecosystems. Often dominated by the semi-nomadism, the rangelands of this region are exploited generally and uniformly by all the socio-economical groups. These drastic human disturbances induce severe and worrying land degradation. The steppic plant communities are threatened by an increase of the magnitude of diverse ecological processes (desertification, deforestation, demantelling and desertisation).

The intact communities with *Stipa tenacissima* (Sp. 1) decrease in surface, with 6.61 % of the surface studied in 1973, but only 2.24 % in 1990, and the total disappearance of these formations in 2003. The surfaces occupied by *Artemisia herba-alba* and *Stipa tenacissima* decrease considerably along the road of Sebdoù, El-Aouedj, El-Aricha. The overgrazing and human disturbance on the *Stipa tenacissima* and *Artemisia herba-alba* steppe favour in some places the colonisation of these habitats by ruderal plants and therophytes. Furthermore, the increase of dryness had induced the decay of huge surfaces with *Stipa tenacissima*, and the regeneration capacity of this keystone species is seriously jeopardized.

Keys-words

Diachronic study, plant dynamic, steppes, *Stipa tenacissima* L., *Artemisia herba-alba* Asso., human impact, overgrazing, occidental Algeria

INTRODUCTION

L'alfa (*Stipa tenacissima* L., Poaceae) constitue une espèce clé des steppes du sud de la Méditerranée (Le Houérou, 1995, par exemple). Cette graminée pérenne présente un intérêt économique certain puisqu'elle entre dans la fabrication de la pâte à papier, est utilisée en vannerie et sert de fourrage pour les troupeaux en période de disette. Cette exploitation drastique et irrationnelle a entraîné la régression de l'alfa dans de nombreuses régions du Maghreb (Kadi-Hanifi & Loisel, 1997 ; Kadi-Hanifi, 2003). De la « mer d'alfa » décrite par Trabut en 1889 et dont la superficie avait été évaluée à 3 976 174 ha par le gouvernement général d'Algérie en 1921, il ne reste que 2 025 864 ha (CNTS, 1989) ; en 70 ans, la nappe alfatière a donc régressé de moitié. En Tunisie centrale, Gharb (1981) estime que depuis une soixantaine d'années, les steppes d'alfa régressent de 1 % en moyenne par an. La steppe à alfa et à armoise s'avère aussi en voie de régression depuis de nombreuses années. Les causes majeures de ce phénomène semblent *a priori* être liées à une exploitation excessive des ressources offertes par ces écosystèmes. En effet, si les nappes alfatières constituent à la fois un parcours pour le troupeau et un réservoir de matières premières, les steppes à armoise subissent une exploitation très intense du seul fait du pâturage. De plus, la dégradation de cet écosystème peut être liée à une culture céréalière épisodique.

L'intérêt accru que l'on doit porter à ces milieux steppiques repose donc sur le mauvais état général de ces peuplements et sur leur nette régression depuis quelques décennies. La connaissance de la végétation spontanée en tant que reflet des conditions du milieu doit permettre un premier diagnostic sur la physionomie et l'évolution de ces écosystèmes steppiques. Cette dynamique de la végétation représente en un lieu et sur une surface donnée, la modification dans le temps de la composition floristique et de la structure de la végétation.

La possibilité de suivre qualitativement et quantitativement la végétation et de cartographier l'évolution des communautés végétales permet d'estimer la nature, l'ampleur et la célérité des changements phytoécologiques d'un territoire.

De manière tout aussi importante, cela permet de prévoir les états futurs de l'occupation des sols et de l'utilisation des terres, condition nécessaire pour faire des prédictions sur d'autres dimensions environnementales, sociales et économiques des changements qui s'opèrent. Instrument d'une valeur indéniable, la carte de végétation exprime clairement et objectivement le mode d'organisa-

tion des communautés végétales ; elle peut ensuite devenir, en biogéographie et en écologie de la conservation, un moyen d'interpréter le milieu naturel et aussi de prévoir son évolution (Ozenda, 1986).

Les travaux de cartographie ont pour but de nous renseigner sur les potentialités d'un territoire, son utilisation et ses aptitudes. La carte thématique peut également servir à préciser et mesurer les activités humaines. Selon certains auteurs, la cartographie de la végétation permet à la fois de réaliser un inventaire réel (aspects physiologiques des formations végétales) et d'associer dans un même document une constatation et une interprétation des éléments cartographiés.

De nombreux travaux ont cherché à estimer l'évolution des écosystèmes méditerranéens, à une échelle périméditerranéenne (Barbero *et al.*, 1990 ; Quézel, 1999 ; Mazzoleni *et al.*, 2004, par exemple). De multiples études phytoécologiques ont également été menées sur cette thématique au Maghreb et en Algérie (Barry & Faurel 1968 ; Stewart, 1969 ; Barry *et al.*, 1974 ; Aidoud *et al.*, 1980 ; Alcaraz, 1989 ; Quézel *et al.*, 1994 ; Benabadji, 1995 ; Bouazza, 1995 ; Le Houérou, 1995 ; Quézel, 2000). Cependant, les études diachroniques et cartographiques concernant l'évolution des écosystèmes steppiques du Maghreb restent très rares, et les éléments tangibles pour estimer leur dynamique sont donc ténus.

Dans ce contexte, le présent travail a pour objectif d'estimer l'évolution du couvert végétal d'une zone steppique d'Algérie, grâce à une étude diachronique de l'état de l'occupation du sol et de la végétation portant sur 30 ans et sur trois périodes de référence (1973, 1990, et 2003). L'état actuel de la zone steppique étudiée, située au sud de Sebdo en Oranie, résulte principalement de l'action conjuguée de l'homme et du climat.

Ce vaste écosystème naturel occupe une situation de transition entre les zones sahariennes au sud et la frange littorale méditerranéenne au nord. La steppe au sud de Sebdo constitue un cas de figure particulièrement intéressant : la population très faible et éparse utilise la plus grande part de ce plateau pour l'élevage ovin, généralement extensif.

Par ailleurs, le développement agricole, l'urbanisation souvent anarchique et l'augmentation du cheptel réduisent considérablement les zones naturelles situées à proximité des agglomérations d'El-Aricha et d'El-Aouedj. Pour évaluer l'importance isolée ou concomitante de ces facteurs sur l'écosystème steppique, une approche cartographique séquentielle simple d'évaluation du tapis végétal a été mise en place.

SITE ET MÉTHODES

Cadre de l'étude

L'espace retenu pour cette étude cartographique diachronique correspond à des hautes plaines steppiques situées le long de la route nationale 22, entre Sebdou, El-Aouedj et El-Aricha (sud-ouest de l'Oranie). Ce territoire représente une superficie de 53 119 ha, sur une tranche altitudinale variant entre 1 100 à 1 200 m. Sur le plan administratif, la région est partagée entre la *wilaya* de Tlemcen au nord et celle de Nama au sud. Elle est comprise entre 1° 20' et 1° 18' de longitude O et entre 34° 40' et 34° 10' de latitude N. Elle est limitée par les monts de Tlemcen au nord-ouest, en contact avec le djebel Tenouchfi (1 843 m) au Sud, par les monts d'El-Abed, à l'ouest et le djebel Mékaidou (1 436 m) à l'est.

Composées de glacis datant du Quaternaire ancien et de glacis de raccordement datant du Quaternaire moyen, ces hautes plaines présentent des accumulations calcaires sous forme d'encroûtements et sont souvent ensablées (Benest, 1985). La zone cartographiée se trouve globalement dans le bioclimat aride moyen, dans les variantes à hiver frais à froid, au sens d'Emberger.

MÉTHODOLOGIE

Le document cartographié doit être simple, et un allègement important consiste à limiter la partie traditionnelle réservée aux descriptions des parcelles. Comme l'on reconnaît généralement la nécessité de ces descripteurs, il faut donc chercher le moyen d'en réduire le volume sans perdre en précision. Ainsi, après avoir délimité des aires physionomiquement homogènes, grâce aux photographies aériennes et aux missions successives effectuées sur le terrain, ont été relevés les différents types de formation végétale steppiques (formation à *Stipa tenacissima*, à *Artemisia herba-alba*, à halophytes : *Lygeum spartum*, *Atriplex halimus*, *Tamarix gallica*), les pelouses, les formations à *Pinus halepensis* et les autres surfaces occupées par les cultures, les voies de communication, et les secteurs d'urbanisation. Les cartes physionomiques de végétation ont été dressées en 1973, 1990, et 2003 (fig. 1 à 7).

L'échelle suivante a été retenue pour désigner les types de physionomie végétale des formations végétales steppiques (nappes) :

— bonnes nappes : taux de recouvrement moyen de 30 à 40 %,

— nappes moyennement dégradées : taux de recouvrement moyen de 20 à 30 %,
— nappes dégradées à très dégradées : taux de recouvrement < à 20 %.

La cartographie des formations végétales s'est basée sur la hiérarchisation suivante :

- nappes à *Artemisia herba-alba* :
 - Ar. 1 : bonnes nappes d'*Artemisia herba-alba*,
 - Ar. 2 : nappes moyennement dégradées d'*Artemisia herba-alba*,
 - Ar. 3 : nappes dégradées d'*Artemisia herba-alba*.
- nappes de *Stipa tenacissima* :
 - Sp. 1 : nappes de *Stipa tenacissima*,
 - Sp. 2 : nappes moyennement dégradées de *Stipa tenacissima*,
 - Sp. 3 : nappes dégradées de *Stipa tenacissima*.
- nappes en mosaïques (*Artemisia herba-alba* et *Stipa tenacissima*) :
 - Mq. 1 : bonnes nappes,
 - Mq. 2 : nappes moyennement dégradées,
 - Mq. 3 : nappes très dégradées.
- Pelouses à graminées, crucifères : Pl.
- Steppes mixtes à *Artemisia herba-alba* et pelouses :
 - (Ar. + Pl)1 : steppes mixtes non dégradées,
 - (Ar. + Pl)2 : steppes mixtes dégradées.
- Peuplements à *Pinus halepensis* :
 - Pn : peuplement à *Pinus halepensis* naturel,
 - Pr : peuplement à *Pinus halepensis* reboisé.
- Peuplement à *Lygeum spartum* : Ly.
- Peuplement à *Atriplex halimus* : At.
- Peuplement à *Frankenia corymbosa* : Fr.
- Peuplement à *Tamarix gallica* : Tx.
- Sol nu : S.n.

RÉSULTATS ET DISCUSSION

Nappes à *Artemisia herba-alba*

Entre 1973 et 2003, les surfaces occupées par *Artemisia herba-alba* diminuent et les nappes en bon état disparaissent. En effet, les bonnes steppes à armoise (Ar. 1) occupaient 9,08 % de la surface du territoire cartographié en 1973, puis seulement 3,33 % en 1990, et cette structure de végétation ne figure plus en 2003. Les nappes moyennement dégradées (Ar. 2) occupaient 7,38 % de la surface en 1973, mais passent à 5,39 % en 1990 et à seulement 2,27 % en 2003 ; ce type de formation à *Artemisia herba-alba* régresse globalement entre 1973 et 2003. La super-

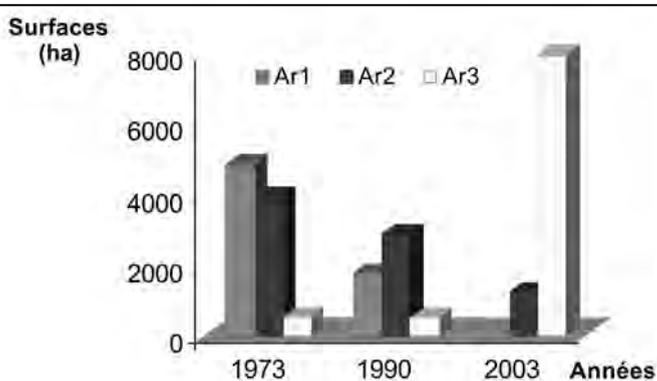


Figure 1. Evolution des nappes d'Artemisia herba alba en fonction du temps (années)

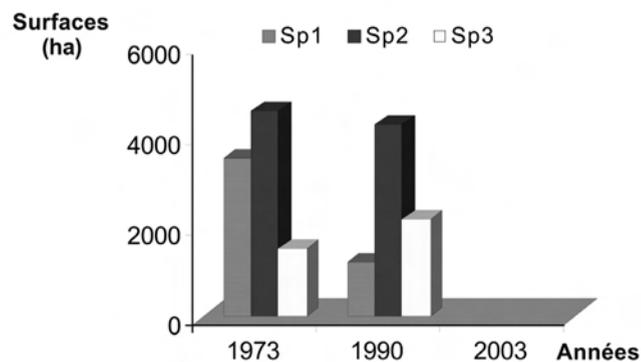


Figure 2. Evolution des nappes de Stipa tenacissima en fonction du temps (années)

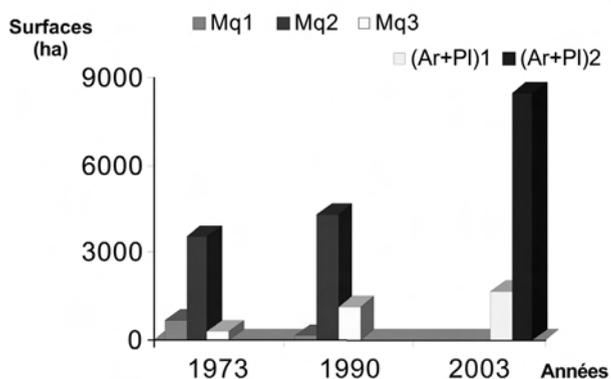


Figure 3. Evolution des nappes de mosaïques (Artemisia herba alba et Stipa tenacissima) en fonction du temps (années)

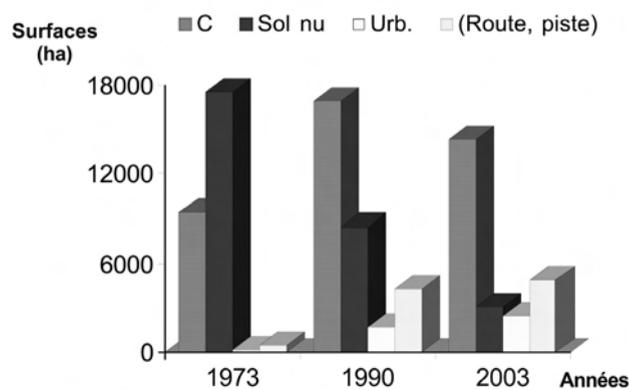


Figure 4. Evolution des surfaces (cultures, sol nu, urbanisation, routes, pistes) en fonction du temps (années)

Liste des abréviations utilisées

- Ar : Artemisia herba-alba
- Sp : Stipa tenacissima
- Mq : Mosaïques à Stipa tenacissima et à Artemisia herba-alba
- Pn : Pinus halepensis naturel
- At : Atriplex halimus
- Pr : Pinus halepensis reboisé
- Fr : Frankenia corymbosa
- Ly : Lygeum spartum
- Tx : Tamarix gallica
- C : cultures
- Sn : Sol nu
- Urb : Urbanisation
- R,P : Routes et pistes

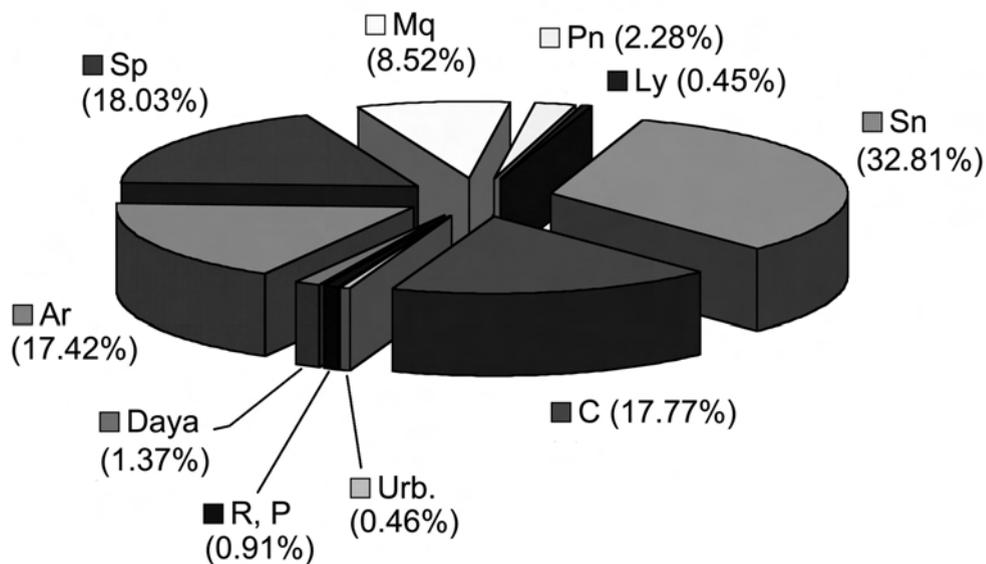


Figure 5. Occupation du sol en % (végétation, cultures et autres) en 1973

ficie des nappes dégradées (Ar. 3) reste constante entre 1973 et 1990 (0,96 %) mais augmente significativement en 2003, pour atteindre 14,8 %. À la limite méridionale de la zone d'étude, les Chenopodiaceae deviennent de plus en plus importantes et *Artemisia herba-alba* est fréquemment associée à *Noaea mucronata* qui tend, dans de nombreuses stations, à occuper l'intégralité du recouvrement de cette formation. Généralement, les zones de contact pré-sahariennes se distinguent, notamment par la présence de *Noaea mucronata*. Certains auteurs comme Celles (1975), Le Houérou *et al.* (1975), Djebaili (1978) et Pouget (1980) s'accordent pour caractériser *Noaea mucronata*, *Artemisia herba-alba* dans l'étage aride sur sol à texture fine à moyenne (limoneuse). Selon Le Houérou *et al.* (1975), Djebaili (1978) et Pouget (1980), *Noaea mucronata* indique aussi la présence de sols en croûtes.

Nappes à *Stipa tenacissima*

Les formations à alfa accusent une sensible diminution en surface, en particulier pour les bonnes nappes

alfatières (Sp. 1) qui occupaient 6,61 % de la zone en 1973, passent à 2,2 4% en 1990, et ont totalement disparu en 2003, remplacées successivement par la steppe à armoise puis par les pelouses. Les groupes d'espèces observées dans ces nappes témoignent de la progression de la steppe à *Artemisia herba-alba* aux dépens des steppes à *Stipa tenacissima*. La présence d'*Adonis dentata* renseigne sur les mécanismes de cette progression. D'autre part, on remarque que certaines espèces post-culturelles persistent, telles *Hordeum murinum*, *Muricaria prostrata*, *Brachypodium distachyum*, etc.

Par ailleurs, la forte présence d'*Erucaria uncatata* dans la majorité des relevés effectués sur les zones planes (El-Aouedj) montre le lien étroit existant entre la steppe à armoise et les défrichements réalisés pour les cultures (Benabadi, 1995). Dans les secteurs très fortement perturbés par les animaux, en particulier entre les agglomérations d'El-Aouedj et El-Aricha, *Artemisia herba-alba* est progressivement remplacée par des espèces peu appétantes comme *Atractylis serratuloides* et *Peganum harmala* qui peuvent, selon les stations, dominer.

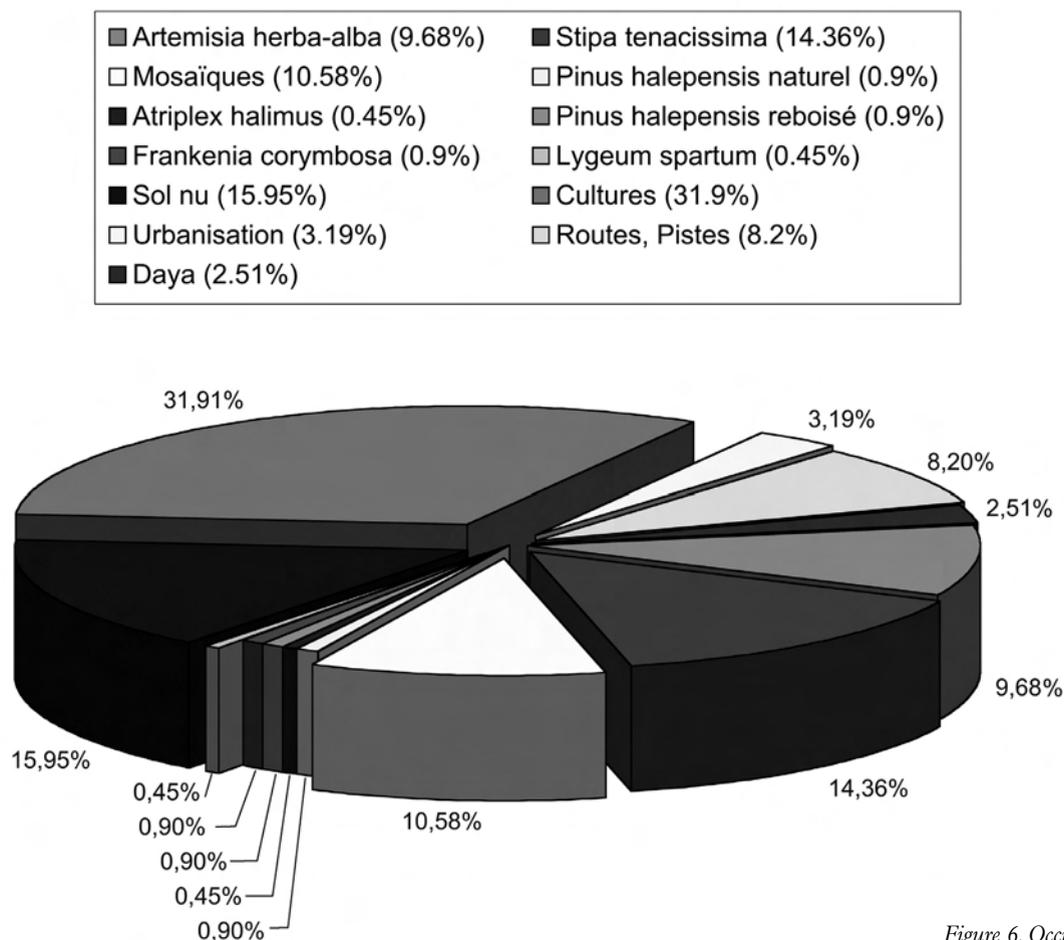


Figure 6. Occupation du sol en % (végétation, cultures et autres) en 1990

- Artemisia herba-alba (17.07%)
- Artemisia herba-alba + Pelouse (19.12%)
- Pelouse (11.38%)
- Atriplex halimus (0.34%)
- Pinus halepensis naturel (0.79%)
- Pinus halepensis reboisé (1.7%)
- Frankenia corymbosa (0.11%)
- Lygeum spartum (0.22%)
- Tamarix gallica (0.34%)
- Sol nu (5.92%)
- Cultures (27%)
- Urbanisation (4.56%)
- Routes, Pistes (9.34%)
- Daya (2.05%)

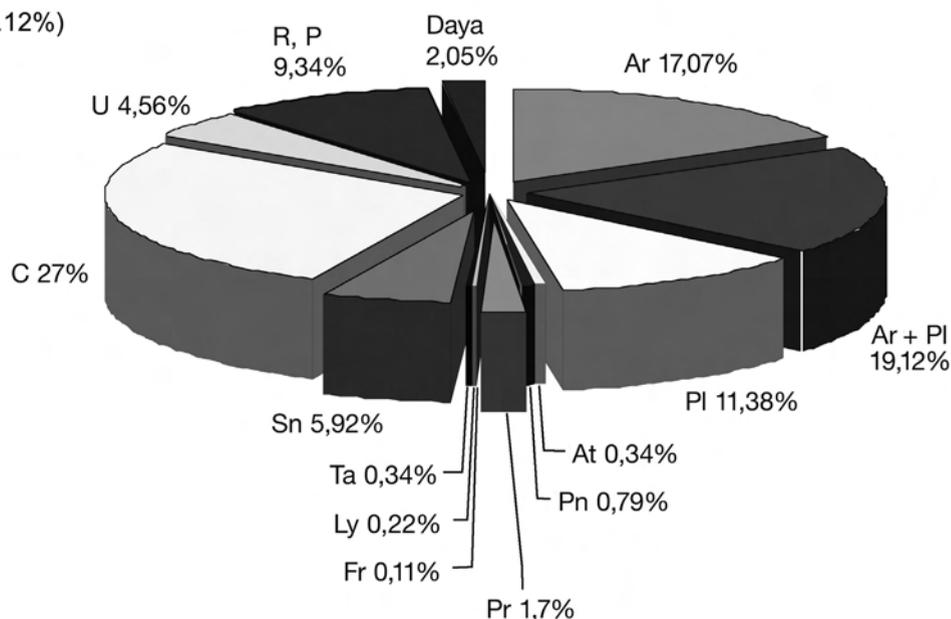


Figure 7. Occupation du sol en % (végétation, cultures et autres) en 2003

Nappes mixtes à *Stipa tenacissima* et *Artemisia herba-alba*

Occupant 1,28 % en 1973, ces bonnes nappes régressent à une superficie de 0,38 % en 1990 ; ceci n'est pas le cas pour les nappes dégradées qui gagnent en surface, passant de 0,57 % en 1973 à 2,11 % en 1990.

Peuplements d'halophytes

Les formations à halophytes (*Lygeum spartum*, *Frankenia corymbosa* et *Tamarix gallica*) s'installent essentiellement autour de la Daya El-Ferd. Elles ont très peu augmenté de surface sur les trente dernières années : 0,45 % en 1973, 0,8 % en 1990 et 0,67 % en 2003. Les parties les plus basses des dépressions (Daya El-Ferd, Chott El-Gharbi au sud), où les mécanismes d'évaporation favorisent le développement d'efflorescences de gypse et de nitrate, sont colonisées par des espèces comme *Lygeum spartum* ou des nitratophytes comme *Salsola vermiculata*, et, dans les situations plus méridionales, par *Hamada scoparia* (= *Arthrophytum scoparium*). Selon Aidoud *et al.* (1982), *Hamada scoparia* réagit à un sol à texture sablo-limoneuse. Le Houérou *et al.* (1975), Djebaili (1978, 1990) et Pouget (1980) indiquent aussi la présence d'espèces gypsophytes ou gypsovagues dans la steppe à *Hamada scoparia*.

Atriplex halimus et *Frankenia corymbosa* occupent des superficies non négligeables, surtout à Hassi El-Mellah

(ouest de la région) et autour de Daya El-Ferd. Elles colonisent les surfaces planes à texture limono-sableuse. Les deux facteurs édaphiques de salinité et de texture sont à l'origine de la répartition des espèces en forme de nappes ouvertes assez homogènes. Au sud d'El-Aricha (Chott El-Gharbi), *Atriplex halimus* domine le paysage. Les exigences écologiques de cet arbuste sont déterminées par l'influence des substrats à tendance sableuse (gros sables 30 à 50 % , limons 2 à 6 %), par l'aridité du climat et par l'amplitude thermique (M-m) supérieure à 35 °C (Benabadji, 1999). D'après Aidoud *et al.* (1982), ce groupe d'espèces correspond aux formations à halophytes des bordures de Chotts, dans les étages arides moyen et supérieur froid et frais.

Peuplements à *Pinus halepensis*

Les peuplements à *Pinus halepensis* accusent une légère augmentation en surface (de 1,18 % en 1990 à 2,49 % en 2003), explicable par les reboisements effectués vers le début des années 1990 dans le cadre du barrage vert. D'une manière générale, ces peuplements pré-forestiers présentent toutefois des faciès de dépérissement inquiétants. Selon Zine El-Abidine (2003), ce phénomène résulte d'une détérioration générale et graduelle des arbres pouvant se produire à cause de plusieurs facteurs biotiques et abiotiques ou de leur interaction. Deux unités très différentes peuvent y être distinguées, un ensemble pré-forestier dégradé occupant les monts du Mékaidou

à proximité de l'agglomération d'El-Aricha où quelques rares pieds de *Quercus ilex* subsistent encore, et un autre en bordure des routes (RN 22, route El-Aricha El-Gor et El-Aricha Sidi-Djilali). Dans ce deuxième ensemble, les individus de *Pinus halepensis* ressemblent plus à des buissons qu'à des arbres, car leurs bourgeons terminaux sont souvent broutés à la naissance par des troupeaux d'ovins qui échappent la plupart du temps aux gardes forestiers. Ces pins poussent alors en largeur, à ras du sol. Ce phénomène est visible entre El-Aouedj et El-Aricha et entre El-Aricha et Mecheria (sud de la région).

Cultures et pelouses

Les surfaces cultivées progressent nettement en trente ans (17,77 % en 1973 ; 31,90 % en 1990 et 27 % en 2003). Une agriculture traditionnelle et aléatoire est pratiquée dans des régions où règnent des conditions climatiques et édaphiques assez sévères. Il a été possible de relever une extension importante de la céréaliculture (27 % de la surface totale, soit 14 339 ha), y compris dans les plaines de texture sablo-limoneuses, lesquelles sont extrêmement sensibles à l'érosion éolienne. L'extension des superficies cultivées est particulièrement visible de part et d'autre de la RN 22. Ces terres de parcours à l'origine n'ont pas la faculté de production durable, ce qui pousse les agropasteurs à les abandonner au fil des ans ; c'est ainsi que celles-ci sont remplacées par l'armoise et les pelouses (formant 49 % de surface en 2003). Ces dernières sont constituées de graminées (*Brachypodium distachyum*, *Hordeum murinum*), de crucifères (*Muricaria prostrata*, *Matthiola longipetala*) et de cistacées (*Helianthemum virgatum*). Benmohammadi *et al.* (2000) remarquent qu'au Maroc l'abandon de ces espaces laisse à l'érosion éolienne la primauté sur ces aires dénudées. Plus au sud, ces sols sont fragilisés par les labours au polydisque (*cover crop*) à sec, et souffrent d'un décapage de l'horizon superficiel marqué ; cette situation existe en allant vers Mecheria et Ain Sefra (sud de la région).

Le mouvement de défrichement s'est poursuivi en Algérie, et dans la région d'étude en particulier, pendant la période post-coloniale. Ce grignotage incessant a été favorisé par des mesures administratives, notamment la création des coopératives mécanisées (1973-1974) qui sont responsables des derniers défrichements dans le sud de l'Oranie (cote, 1983 in Aidoud-Lounis, 1997). Selon ce même auteur, l'espace cultivé est passé de 2 millions d'hectares environ à 7,8 millions d'hectares, dont 90 000 ha en montagne et 1 500 000 ha en zone steppique.

Urbanisation et répartition de la population

Les douars et les regroupements d'habitations marquent le paysage et conduisent à une anthropisation voisine de celle des zones péri-urbaines. Leur extension s'effectue à un rythme plus rapide que celui des centres urbains (Sebdou, El-Aouedj, El-Aricha). En nous limitant à la définition géographique de la plaine et de la montagne, on remarque que la plus grande partie de la population vit au bas des piémonts sud des monts de Tlemcen, là où les conditions de vie (climat, qualité des sols, niveau des ressources naturelles, etc.) sont relativement favorables. Elle se concentre aussi le long des limites nord-ouest et surtout à proximité des routes d'El-Gor, Ras El-Ma, El-Aricha. En dehors du bassin versant d'El-Aouedj et des populations éparses, on peut considérer que la partie centrale du haut plateau est quasiment inhabitée. La densité s'élève à 7 habitants au km², avec un maximum relatif de 8 habitants / km² dans la commune de Sidi-Djilali (ouest de la région). Cette densité devient plus faible et atteint un minimum de 6 habitants / km² dans la commune d'El-Gor (est de la région) dont une grande partie se trouve sur le plateau steppique (Bouazza & Benabadji, 1998).

Sur les hauts plateaux, la densité de population est d'une manière générale inférieure à celle de toute la Daïra de Sebdou qui compte 13 habitants / km², celle de la wilaya atteint 59 habitants / km², aussi considère-t-on comme rurale la totalité de la population de notre zone d'étude en raison de la faible importance des agglomérations. Les habitants restent assez dispersés sur le terroir. Partout ailleurs, les densités communales apparaissent nettement plus faibles en liaison avec la forte dispersion des populations. La densité de population ne dépasse pas 3 à 4 habitants / km² dans la région. Par contre, la surface occupée par les habitations de cette zone (Sebdou, El-Aouedj, et El-Aricha) est en nette augmentation (242 ha en 1973, 1694 ha en 1990 et 2420 ha en 2003), comme l'est la surface improductive en liaison avec l'habitat humain.

Voies de communication

Aux alentours des constructions, on remarque que l'extension des parcours de ces territoires est souvent utilisée en même temps comme surface de détente des troupeaux. Chaque habitation isolée est desservie par au moins 2 ou 3 pistes. Elle est entourée par une clôture qui limite la surface dépendante nécessaire à l'organisa-

tion de la surveillance du troupeau, à proximité de cette habitation. L'évolution de ce réseau est préoccupant en nombre, en diversification et en surface (0,91 % en 1973, 2,51 % en 1990, et 9,34 % en 2003). Cette augmentation du réseau des pistes et des routes constitue une contrainte pour la végétation, en étant aussi un vecteur de progression de végétaux rudéraux ou exotiques à caractère souvent envahissant.

CONCLUSION

Les écosystèmes arides d'Afrique du Nord sont marqués par l'impact drastique et croissant des activités humaines (Le Floch, 1995 ; Quézel, 2000). Les écosystèmes ont été fortement perturbés au cours des dernières décennies sous l'effet d'une longue histoire d'exploitation intensive des ressources naturelles (Le Houérou, 1985, 1995). L'examen des cartes physiologiques diachroniques réalisées sur les trente dernières années (1973 à 2003) dans cette zone du sud-ouest de l'Oranie vérifie ce constat alarmant et montre bien la dégradation significative des formations à *Stipa tenacissima*. En 1847, le général Cavaignac (cité par Chamberet) signalait la présence d'une forte abondance de touffes épaisses d'alfa et d'armoïse autour de la Daya El-Ferd.

Actuellement, si les touffes d'alfa arrivent à se maintenir sur les versants montagneux matorralisés à l'ouest de la zone, elles ne figurent dans notre territoire cartographié en 2003. Par ailleurs, les peuplements à *Artemisia herba-alba* accusent une sensible augmentation en surface au détriment des formations végétales de plus grande qualité pastorale. Les modifications floristiques des écosystèmes pastoraux des régions arides et désertiques, sous l'effet de la pression animale et du déficit hydrique, affectent en premier lieu les graminées (*Stipa tenacissima*) et les chamaephytes palatables (*Artemisia herba-alba*).

Dominés par le semi-nomadisme, les terrains de parcours sont dans une phase de déperdition qui trouve son origine dans deux pratiques humaines irrationnelles : le défrichement qui affectait 17,77 % de la surface en 1973, puis 27 % en 2003 – soit 1 % de surface défrichée tous les trois ans – et le surpâturage. De plus, la xéricité croissante depuis une vingtaine d'années a contribué au délabrement des nappes alfatières. L'aridité du climat de la région est essentiellement marquée par une pluviosité faible et des mois d'été très chauds (Benabadji & Bouazza, 2000). Cette région du sud-ouest de l'Oranie a d'ailleurs, par le passé, été victime d'une sécheresse spectaculaire-

ment longue qui aurait eu lieu vers 1880 et qui aurait duré onze années.

La plupart des sécheresses du XX^e siècle sont restées dans la mémoire des populations, et l'année 1945, particulièrement sèche, fut accompagnée d'épidémies. Les causes de cet état de dégradation des écosystèmes steppiques d'Oranie sont donc multiples : sécheresse prolongée, défrichement des nappes d'alfa et d'armoïse, surpâturage et mise en culture, puis abandon, etc. Ce phénomène provoque dans tous les cas une recrudescence de l'érosion et un appauvrissement des sols en zones sèches.

Or, plus un système écologique est perturbé, plus il perd son élasticité et plus sa vitesse de cicatrisation (capacité de résilience) est lente (Godron, 1984). Sous de telles conditions, le maintien de la productivité biologique du milieu demeure liée à l'apparition d'un nouveau type de végétation, peu productif mais en équilibre avec ce nouvel environnement (Floret & Pontannier, 1982). La préservation de ce patrimoine phytogénétique steppique de la région à vocation agro-pastorale nécessite donc une gestion raisonnée, basée sur une réglementation adéquate de son exploitation (choix de l'animal, charge pastorale, mode de rotation, mise en défens, etc.), mais aussi sur une restauration du couvert végétal, avec préservation de l'originalité de ces nappes à alfa et à armoïse.

La réhabilitation des zones dégradées et le choix des solutions de conservation reviennent le plus souvent au "politique", qui doit tenir compte des impératifs de sauvegarde des milieux en équilibre fragile, de la réhabilitation des milieux dégradés, et des aspirations légitimes des populations locales à l'amélioration de leurs conditions de vie et à l'accroissement de leurs revenus. Cette approche, appelée « technico-agro-pastorale », conduit progressivement les populations concernées à prendre conscience de la nécessité de sauvegarder le milieu d'où ils tirent leur subsistance. L'approche participative, aujourd'hui préconisée par tous les acteurs intervenant dans les actions de conservation des eaux, des sols et de la biodiversité, prend tout son sens si la planification, la programmation et l'exécution des opérations appréhendent et étudient le milieu à aménager comme un système dans lequel s'imbriquent facteurs physiques et socio-économiques, donc politiques, et au centre duquel se trouve l'homme.

REMERCIEMENTS

Nous remercions Frédéric Médail (IMEP, université Paul-Cézanne / Aix-Marseille III) et Errol Véla pour leurs commentaires et aides lors de la finalisation de cet article.

Bibliographie

- AIDOU D A., BOUZENOUNE A., MEDIONI K., & NEDJRAOUI D., 1980. Carte pastorale de l'Algérie: Mecheria. *Serv. Cart. Ech. 1/200 000*, Alger. 1 carte.
- AIDOU D LOUNIS F., 1997. *Le complexe à alfa-armoise-sparte des steppes arides d'Algérie ; structures et dynamique des communautés végétales*. Thèse doct. sciences, univ. Aix-Marseille III, Marseille, 263 p.
- AIDOU D LOUNIS F., DAHMANI M., DJEBAILI S., & KHELIFI H., 1982. Synthèse écologique sur la végétation des hautes plaines steppiques de la wilaya de Saida. *Biocénoses*, 2 : 133-167.
- ALCARAZ C., 1989. Contribution à l'étude des groupements à *Quercus ilex* et *Quercus faginea* subsp. *tlemcenensis* des monts de Tlemcen. *Ecol. Médit.*, 15 : 15-32
- BARBERO M., BONIN G., LOISEL R., & QUÉZEL P., 1990. Changes and disturbances of forest ecosystems caused by human activities in the Western part of the Mediterranean basin. *Végétatio*, 87 : 151-173.
- BARRY J.-P. & FAUREL L., 1968. Carte de la végétation, Ghardaia, *Serv. Cart. Ech. 1/500 000*, Alger, 1 carte.
- BARRY J.-P., CELLES J.-C., & FAUREL L., 1974. Carte internationale du tapis végétal. *éch: 1/1000 000*, Alger, 1 carte.
- BENABADJI N., 1995. *Etude phyto-écologique des steppes à Artemisia herba-alba Asso. et à Salsola vermiculata L. au sud de Sebdo (Oranie-Algérie)*. Thèse doct. es-sciences, univ. Tlemcen, Tlemcen, 153 p + annexes.
- BENABADJI N., 1999. Physionomie, organisation et composition floristique des atriplexaies au sud de Tlemcen (Chott El-Gharbi), Algérie. *Jour. Rés. Int. Atriplex In-Vivo*, 8, Paris XI, Orsay : pp. 1-7.
- BENABADJI N., & BOUAZZA M., 2000. Quelques modifications climatiques intervenues dans le sud-ouest de l'Oranie (Algérie occidentale). *Rev. En. Ren. Alger*, 3 : 117-125.
- BENEST M., 1985. *Evolution de la plateforme de l'ouest algérien et du nord-est marocain au cours du Jurassique supérieur et au début du Crétacé : stratigraphie, milieux de dépôt et dynamique sédimentaire*. Fascicules 1 et 2, 95, Lyon, 585 p.
- BENMOHAMMADI A., BENMOHAMMADI L., BALLAIS J.-L., & RISER J., 2000. Analyse des inter-relations anthropiques et naturelles : leur impact sur la recrudescence au sud-est du Maroc. *Sécheresse*, 11 : 297-309.
- BOUAZZA M., 1995. *Etude phyto-écologique de la steppe à Stipa tenacissima L. et à Lygeum spartum L. au sud de Sebdo (Oranie-Algérie)*. Thèse doct. es-sciences, univ. Tlemcen, 133 p. + annexes.
- BOUAZZA M. & BENABADJI N., 1998. Composition floristique et pression anthropozoïque au Sud-Ouest de Tlemcen. *Rev. Sci. Techn., Constantine*, 10 : 93-97.
- CHAMBERET G., 1847. *Souvenirs de l'expédition dans le Sud, subdivision de Tlemcen*. Expédition militaire, Cahiers du Ministère de la Guerre, 59 p.
- CELLES J.-C., 1975. *Contribution à l'étude de la végétation des confins saharo-constantinois (Algérie)*. Thèse Doct. Etat Univ. Nice, Nice 364 p.
- CNTS., 1989. Cartographie et inventaire des nappes alfatières sur l'ensemble des wilayates. Rapport CNTS, 15 p.
- DJEBAILI S., 1978. *Recherche phytosociologique et phytoécologique sur la végétation des hautes plaines steppiques de l'Atlas algérien*. Thèse Doct. Etat Univ. Sci. Languedoc, Montpellier, 229 p.
- DJEBAILI S., 1990. Syntaxonomie des groupements pré-forestiers et steppiques de l'Algérie aride. *Ecol. Médit.*, 16 : 231-244.
- FLORET C. & PONTANNIER R., 1982. *L'aridité en Tunisie pré-saharienne*. Cahiers ORSTOM, Paris. 544 p.
- GHARB S., 1981. Étude de la variabilité éco-phénologique de l'alfa en Tunisie centrale. Application en vue de la sauvegarde et de l'amélioration des nappes alfatières. Thèse doct. Ing. Univ. Aix-Marseille III, Marseille, 135 p.
- GODRON M., 1984. *Ecologie de la végétation terrestre*. Masson, Paris, 196 p.
- GOUVERNEMENT GÉNÉRAL DE L'ALGÉRIE, 1921. *Essai d'un inventaire des peuplements de l'Algérie. Situation au 1^{er} janvier 1921 avec cartes*. P. Fister, Alger, 20 p.
- KADI-HANIFI H., 2003. Diversité biologique et phytogéographique des formations à *Stipa tenacissima* L. de l'Algérie. *Sécheresse*, 14 : 169-179.
- KADI-HANIFI H. & LOISEL R., 1997. Caractéristiques édaphiques des formations à *Stipa tenacissima* L. de l'Algérie en relation avec la dynamique de la végétation. *Ecol. Médit.*, 23 : 33-43.
- LE FLOC'H E., 1995. Les écosystèmes des zones arides du nord de l'Afrique, orientation pour l'établissement d'un réseau de réserves de biosphère. In : Nabli M.A (éd.). *Ouvrage collectif sur le milieu physique et la végétation*. Unesco, M.A.B., pp. 309-321.
- LE HOUÉROU H.N., 1985. Forage and fuel plants in the arid zone of North Africa, the Near and Middle East. In : Wickens G.E. & Goodins J.R. (eds.). *Plant for arid lands*. Royal Bot. Garden, Kew, p. 117-141.
- LE HOUÉROU, H.N., 1995. Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique ; diversité biologique,

- développement durable et désertisation. *Options médit., série B*, 10, 1-396.
- LE HOUÉROU H.N., CLAUDIN J., HAYWOOD M., & DONADIEU J. 1975. *Etude phytoécologique du Hodna (Algérie), étude des ressources naturelles et expérimentation agricole dans la région du Hodna, Algérie*. AGS. 66/509, rapport technique n° 3. FAO, Rome, 154 p. + 1 carte.
- MAZZOLENI S., G. DI PASCALE, O. DI MARTINO, F. REGO & MULLIGAN M. (EDS.), 2004. *Recent dynamics of Mediterranean vegetation and landscape*. John Wiley and Sons, London, 306 p.
- OZENDA P., 1986. *La cartographie écologique et ses applications*. Masson, Paris, 160 p.
- POUGET M., 1980. *Les relations sol-végétation dans les steppes sud-algéroises*. Thèse Doct. Etat, Univ. Aix-Marseille III, Marseille, 555 p.
- QUÉZEL P., 1999. Les grandes structures de végétation en région méditerranéenne: facteurs déterminants dans leur mise en place post-glaciaire. *Geobios*, 32 : 19-32.
- QUÉZEL P., 2000. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen*. Ibis Press. Paris, 117 p.
- QUÉZEL P., BARBERO M., BENABID A., & RIVAS-MARTINEZ S., 1994. Le passage de la végétation méditerranéenne à la végétation saharienne sur le revers méridional du Haut-Atlas oriental (Maroc). *Phytocoenologia*, 22 : 537-582.
- STEWART PH., 1969. Carte bioclimatique de l'Algérie : échelle 1/1500 000. *Rev Ministère Agriculture, Alger*.
- TRABUT L., 1889. *Etude sur l'alfa (Stipa tenacissima)*. A. Jourdan, Alger. 98 p.
- ZINE EL-ABIDINE A., 2003. Le dépérissement des forêts au Maroc : analyse et stratégies de lutte. *Sécheresse*, 14 : 209-218.

CARTE PHYSIONOMIQUE
DE LA VÉGÉTATION
DU BASSIN VERSANT D'EL-AOUEJ
1973



Position de la carte physionomique



0 2km

1973

Steppe à *Artemisia herba-alba*

- Ar.1** Bonne nappe *Artemisia herba-alba*
- Ar.2** Moyenne nappe *Artemisia herba-alba*
- Ar.3** Nappe *Artemisia herba-alba* dégradée à très dégradée

Steppe à *Stipa tenacissima*

- Sp. 1** Bonne nappe de *Stipa tenacissima*
- Sp. 2** Moyenne nappe de *Stipa tenacissima*
- Sp. 3** Nappe de *Stipa tenacissima* dégradée à très dégradée

Steppe à *Stipa tenacissima*
et à *Artemisia herba-alba*

- Mq. 1** Bonne nappe de mosaïque de *Stipa tenacissima* et *Artemisia herba-alba*
- Mq. 2** Moyenne nappe de mosaïque de *Stipa tenacissima* et *Artemisia herba-alba*
- Mq. 3** Nappe dégradée de mosaïque de *Stipa tenacissima* et *Artemisia herba-alba*

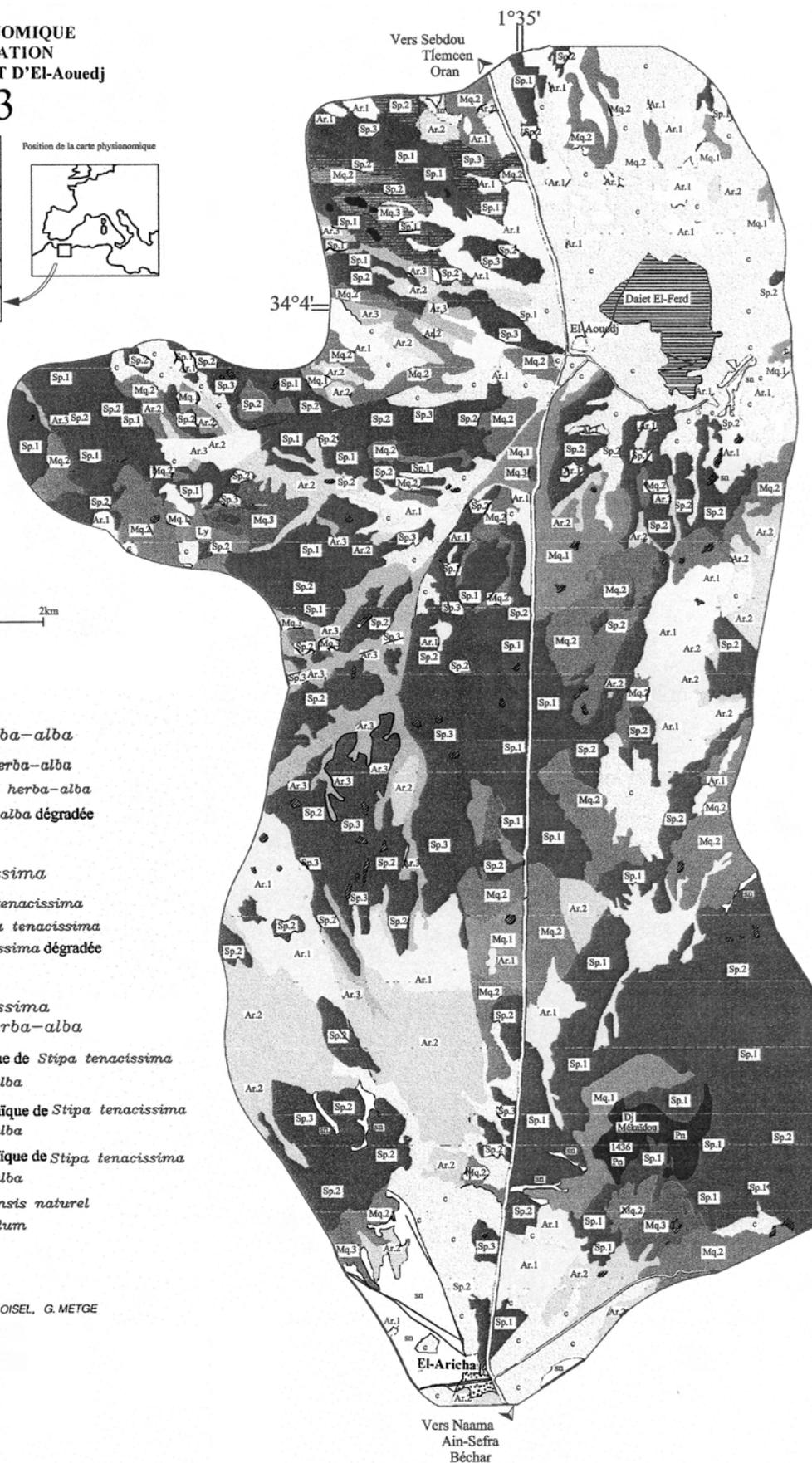
Pn Peuplement *Pinus halepensis* naturel

Ly Peuplement *Lygeum spartum*

c Cultures

s.0 Sol nu

N. BENABADJI, M. BOUAZZA, R. LOISEL, G. METGE



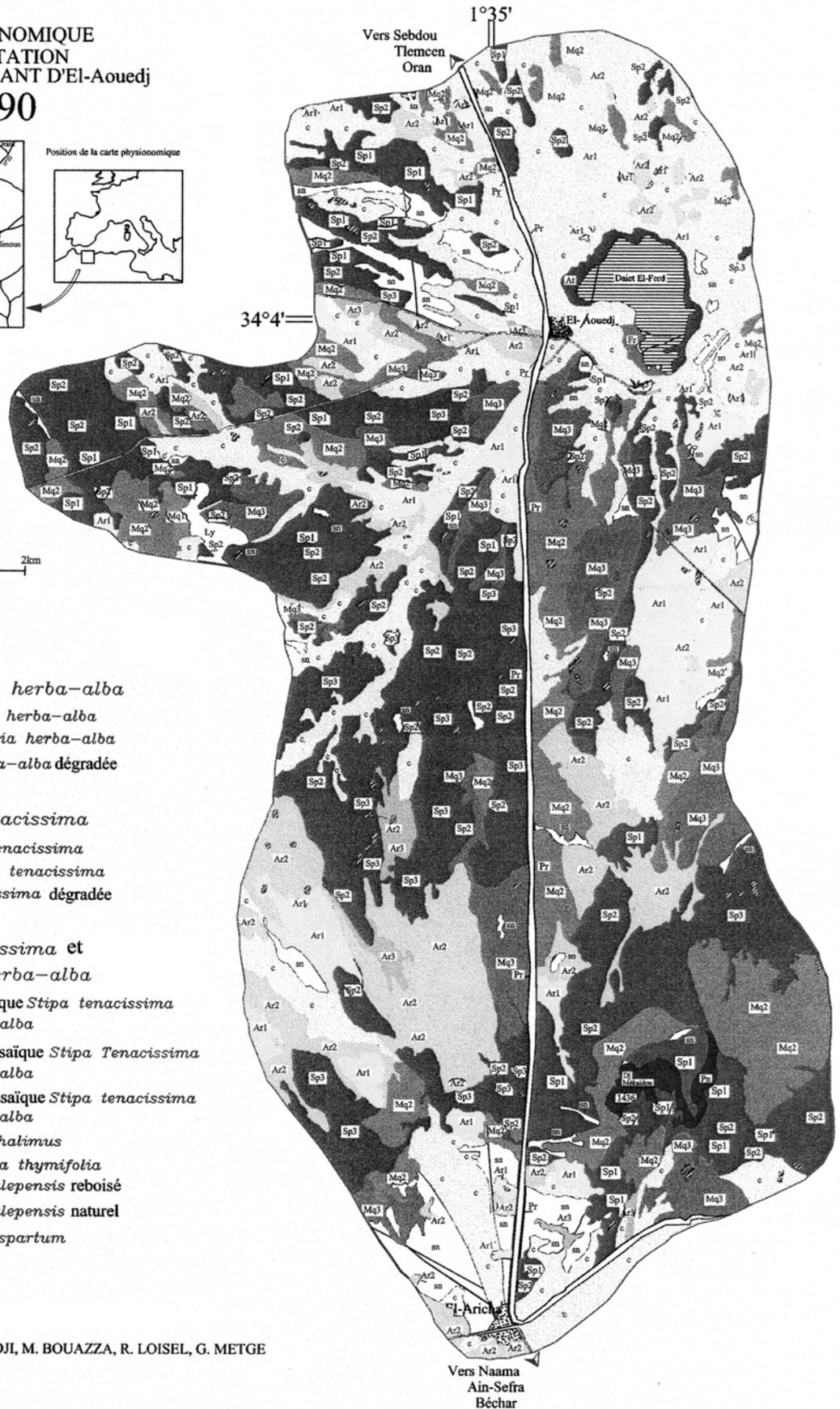
CARTE PHYIONOMIQUE
DE LA VEGETATION
DU BASSIN VERSANT D'El-Aouedj
1990



230

- Steppe à *Artemisia herba-alba***
- Ar.1** Bonne nappe *Artemisia herba-alba*
 - Ar.2** Moyenne nappe *Artemisia herba-alba*
 - Ar.3** Nappe *Artemisia herba-alba* dégradée à très dégradée
- Steppe à *Stipa tenacissima***
- Sp. 1** Bonne nappe *Stipa tenacissima*
 - Sp. 2** Moyenne nappe *Stipa tenacissima*
 - Sp. 3** Nappe *Stipa tenacissima* dégradée à très dégradée
- Steppe à *Stipa tenacissima* et à *Artemisia herba-alba***
- Mq. 1** Bonne nappe de mosaïque *Stipa tenacissima* et *Artemisia herba-alba*
 - Mq. 2** Moyenne nappe de mosaïque *Stipa Tenacissima* et *Artemisia herba-alba*
 - Mq. 3** Nappe dégradée de mosaïque *Stipa tenacissima* et *Artemisia herba-alba*
- At** Peuplement à *Atriplex halimus*
 - Fr** Peuplement à *Frankenia thymifolia*
 - Pr** Peuplement à *Pinus halepensis* reboisé
 - Pn** Peuplement à *Pinus halepensis* naturel
 - Ly** Peuplement à *Lygeum spartum*
 - c** Cultures
 - s.n** Sol nu

N. BENABADJI, M. BOUAZZA, R. LOISEL, G. METGE



Faits de conservation en Méditerranée

Mediterranean Conservation News

How to survive in suburban areas? Amphibian persistence and isolation

Lowlands are some of the most exploited landscapes worldwide: the largest cities, the industrial areas and the most fertile fields concentrate in the lowlands. In southern Europe, the human exploitation of natural landscapes has been intensive since many centuries ago and animal communities are now over-simplified: how can animals survive, if natural patches are only few and small? Several processes cause the loss of biodiversity in the residual natural fragments embedded in the anthropogenic matrix. First, the interaction between human activities and natural habitats can decrease habitat quality and therefore the suitability for animals and plants. Moreover, the increased isolation among residual patches can cause a more subtle effect. In low-mobility animals, isolation can hinder the flow of individuals between populations living in different patches, and thus can destroy the meta-population system. Therefore, populations living in isolated patches are facing a higher risk of extinction caused by environmental, demographic and genetic stochasticity, also in high-quality patches. Again, it is unlikely that isolated patches where a species was extinct in the past will be re-colonised by dispersal, even if the habitat quality would be rather high. Therefore, isolation reduce the landscape level persistence of species. Is it possible to distinguish between the negative effects of habitat degradation and isolation on community structure?

We studied the distribution of amphibians in the suburbs of the city of Milan, one of the areas in southern Europe with the largest agricultural and industrial development. Amphibians are a taxon with high endemism in Italy and with conservation concern worldwide.

After the census of amphibian distribution, we used a two-blocks approach in our analysis. First, we evaluated how the features of wetlands determine the amphibian distribution. However, only a low percentage of variability in the amphibian distribution was explained by differences in habitat quality among wetlands. Could differences in isolation among wetlands explain amphibian distribution? To test this hypothesis, we analysed the effect of wetland isolation on species distribution and community richness. We considered a population isolated if it was far from conspecific populations, and a community isolated if it was far from rich communities.

Our results confirmed the expectations: the distributions of many species appear to be clustered, and the richest communities are close to other rich communities. Interesting, this “clustering”

does not seem to be caused by the clustering of suitable habitats. Each cluster could represent the habitat network of a meta-population, and the existence of several close populations allows their long-term survival.

What does it imply for the persistence of species? If the isolation effect is an important factor for species persistence, the species able to cross the anthropic matrix should experience a lower isolation among populations than less mobile species, and therefore they should have higher persistence probability and be the commonest ones. Again, our results confirmed this hypothesis. The commonest species are the pool frog *Rana synklepton esculetta* and the Italian agile frog *Hyla intermedia*. The abundance of pool frog is not surprising, since this species is able to move long distances using water bodies – like the complex web of agricultural ditches crossing this area – and it is very adaptable, living also in polluted water or with predatory fish presence. The abundance of Italian tree frog is most striking. This species is not very adaptable – it is listed in the European Union Habitat Directive as species “requiring rigorous protection”. But the tree frog during the post-breeding season lives on trees and shrubs, and can move over long distances using canopies. This area holds a complex network of hedgerows that were traditionally used as boundaries between fields. Therefore, the hedgerows network can allow the dispersion of tree frogs and the persistence of wide scale populations network, enhancing the persistence probability of this species: this species is relatively common at regional scale, likely since it can reach the suitable wetlands spread across the landscape.



Fig. 1. *Hyla intermedia*, a threatened species of tree frog. Likely it can survive in a fragmented landscape crossing the anthropic areas using the hedgerows web.

The situation of less mobile species – like newts and toads – is more critical. Newts and toads use mainly terrestrial habitats for dispersal, and are very sensitive to the presence of barriers. In the suburbs of Milan now newts and toads are very rare, and they survive only in the few, least isolated patches. Isolated populations, despite living in suitable patches, are facing a high risk of extinction, and could be more sensitive to future alterations of habitats, without the possibility to colonise other patches.

Demographic projections forecast an increasing growth of conurbations in the 21st century. Only the conservation of interconnected natural patches could allow the persistence of small fauna – like small mammals, reptiles and amphibians – in lowlands landscapes.

GENTILE FRANCESCO FICETOLA,
Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Milano,
V. Celoria 26, 20133 Milano Italy.
e-mail: francesco.ficetola@unimi.it

234

Reference

Ficetola, G.F. & De Bernardi, F. (2004) Amphibians in a human-dominated landscape: the community structure is related to habitat features and isolation. *Biological Conservation*, 119(2): 219-230.

Assessing red kite *Milvus milvus* requirements and conservation problems with habitat modelling glasses

The red kite, *Milvus milvus*, is a European raptor that has suffered population declines in its main strongholds during the last decade. The Iberian Peninsula, comprising 600 000 km² situated at the southern edge of red kite distribution, maintained a population of just somewhere between three or four thousands breeding pairs in 1994. Unfortunately, by that time most populations were declining due to illegal hunting and poisoning; a risky trend that has been continuing up until now.

An analysis of the 1994 red kite national road census results for Spain allowed us to unveil some environmental requirements for the species, and to suggest where it should be more abundant... and why it is not. We linked both the distribution and abundance of red kites with broad-scale explanatory variables obtained from satellite imagery, thematic digital cartography and climatic data. Rough measures such as mean altitude, mean annual rainfall, and percentage occupied by a few land uses proved to be useful to build a habitat model for red kite that gives accurate predictions.

Climate and topography largely explained the *distribution* of red kite in Spain (fig. 1), with the species avoiding the arid areas of the country (but also the wettest) and selecting mid-mountain

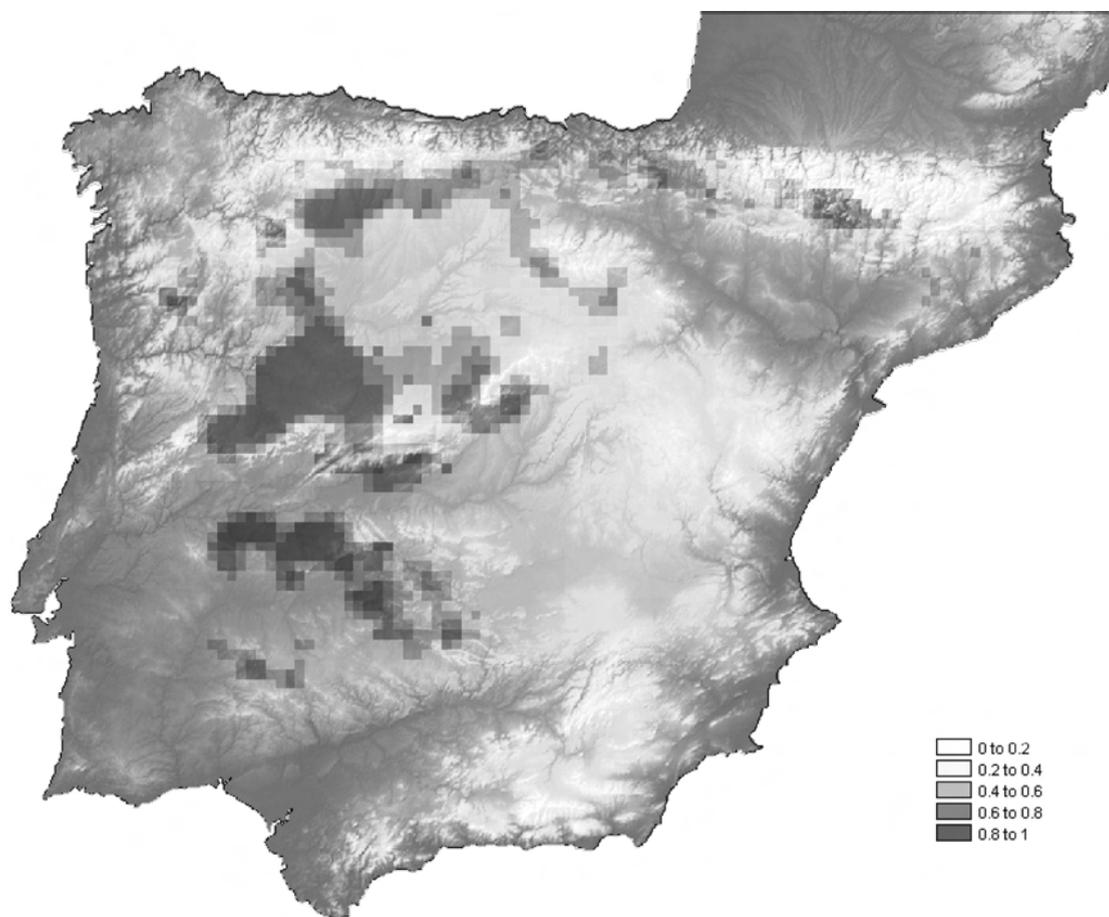


Fig. 1. Predictions of red kite occurrence (probability of presence) in 10x10 km UTM squares in the Iberian Peninsula.

areas. Contrastingly, land uses were relatively more important to predict the *abundance* of the species in those areas in which it was present, with the surface occupied by pastures being positive for red kite, and the extension of irrigated cultures and olive groves being negative.

Overall the models were satisfactory. However, it is the analysis of the unfitted data or, simply, the model failures, what really helps to understand the situation of the species under scrutiny. For example, the two models disagree in some areas, such as the south of the Cantabric mountains (northern Spain), that we predicted to be extensively occupied by red kites but only in low density. In fact, the habitat seems good for the species but it is currently inhabited by only scarce populations or isolated pairs. We think this is due to the effect of factors related to human activities (not considered in the models) such as intensive poisoning. Similarly, other areas that, according to the models, should harbour wider populations than they really do are, for example, the Sierra Morena, where small game hunting has a high economic importance, and illegal predator control may be hindering the recuperation of the species. In the past, the range of red kite reached currently unoccupied areas at southern and eastern Spain that the models identify as poorly suitable. Perhaps these historical, bordering, populations lived in sub-optimal habitats and were prone to extinction.

Valuable as it is, this study is only an example of habitat modelling, which suggested some answers and opened new questions about red kites in the Iberian Peninsula. But this is precisely one of the juiciest fruit of habitat modelling: provoking thought. Let's do more then, please.

JAVIER SEOANE
Universidad Autónoma
de Madrid (Spain)
e-mail: javier.seoane@uam.es

For more information, read :

Seoane, J., Viñuela, J., Díaz-Delgado, R. and Bustamante, J. (2003) The effects of land use and climate on red kite distribution in the Iberian peninsula. *Biological Conservation*, 111: 401-414.

Ne m'oubliez pas...

Considérée comme une espèce en danger critique d'extinction selon les derniers critères UICN, la buglosse crépue (*Anchusa crispa* Viv., Boraginaceae) mériterait encore un peu d'attention. Appartenant à un groupe d'espèces strictement méditerranéen (*A. undulata* L.), cette petite borraginée protégée ne se rencontre que dans très peu de stations, d'effectifs variés (de moins de cinq à quelques centaines d'individus), à l'embouchure de cours d'eau sur les petites dunes littorales. Ainsi, sept populations en Corse du Sud (France) et quatorze sur le littoral nord-ouest de



Anchusa crispa Viv., détails du tube floral et du calice (dessin R. Ferris).

la Sardaigne (Italie) abritent cette endémique à fleurs bleues. En Sardaigne, deux sous-espèces ont été décrites (*A. crispa* ssp. *crispa* et *A. crispa* ssp. *maritima*). En Corse, la buglosse crépue se répartit en cinq populations dans le golfe de Propriano (côte ouest) et deux autres populations sur la côte est, chacune dans une petite baie. Chacune de ces populations est soumise à un fort impact anthropique.

Après différents essais de restauration des populations corses, souvent infructueux, l'étude de la biologie de cette espèce est financée par le programme européen LIFE¹. Cette étude montre que l'espèce est pluriannuelle, à durée de vie assez brève (entre trois et quatre ans) et produit une grande quantité de graines qui peuvent germer tout de suite après dissémination ou bien constituer une banque de graines sous le sable. Le suivi démographique réalisé tout au long de l'étude indique que les populations connaissent une forte mortalité des plantules au printemps. Les

1. Quilichini A. 1999. Biologie et écologie d'une espèce endémique corso-sarde rare et protégée : *Anchusa crispa* Viv. (Boraginaceae). Implications pour sa conservation. Thèse, Université de Corse, Corte. 142 pp.

individus se répartissent en petites goupes au sein des populations. Ceux-ci sont adaptés à leur micro-environnement de sorte que l'arrivée de migrants d'un autre groupe d'individus de la population – donc l'arrivée de nouveaux gènes par les grains de pollen ou les graines, peut entraîner le phénomène de dépression d'allo-fécondation (valeur sélective réduite chez la descendance produite par croisements aléatoires par rapport à celle des individus issus de croisements consanguins². Cette micro-adaptation est maintenue par l'existence de flux de gènes très réduits. D'autre part, la buglosse crépue est une espèce auto-féconde et auto-compatible. Ainsi, les fleurs, dont le stigmate et les anthères sont très proches, peuvent s'autopolliniser², réduisant ainsi la fréquence des croisements aléatoires. D'autre part, le transport des graines est principalement assuré par les fourmis, donc accompli sur de courtes distances³.

Cependant, les graines peuvent aussi flotter et conserver leur pouvoir de germination après une semaine passée sur l'eau douce ou sur l'eau de mer. Ainsi, les derniers résultats de l'étude⁴ indiquent que les populations des deux entités corses (côte ouest et côte est) sont différenciées sur la base de mesures enzymatiques et morphologiques, notamment florales, certainement du fait même d'un isolement historiquement long entre les deux entités géographiques. Ces différences ne se retrouvent pas entre les populations d'une même entité. De plus, selon les mêmes critères d'analyse, les individus corses sont morphologiquement et génétiquement plus proches des individus sardes de la sous-espèce *crispa*. Ces résultats ont une application directe pour la gestion des populations de la buglosse en Corse ainsi que pour éclaircir l'histoire évolutive de ces populations. D'une part, afin de maintenir le potentiel évolutif de cette espèce, ces résultats suggèrent qu'il est préférable de conserver les graines de chaque population, voire de différents groupes d'individus d'une population de façon distincte pour d'éventuelles restaurations de populations. D'autre part, il est possible d'émettre l'hypothèse d'une colonisation de la Corse à la suite d'événements indépendants sur chaque côte corse par quelques propagules de la sous-espèce *crispa* (la buglosse crépue n'est-elle pas auto-féconde ?) ayant traversé le détroit de Bonifacio (les graines pouvant flotter). Un goulot d'étranglement génétique durant chaque événement de colonisation, suivi d'une dérive génétique chez cette espèce auto-féconde, aurait pu faciliter la différenciation entre les deux côtes.

Toutefois, le dernier recensement, réalisé cette année en Corse, fait état d'un déclin dangereux de l'effectif des différentes populations, dont une semble avoir disparu. Peignant d'un bleu vif quelques plages corses au printemps, ces petites fleurs ressemblant étrangement à celles de leur grand cousin le Myosotis, semblent

nous envoyer le même message : ne-m-oubliez-pas...

ANGÉLIQUE QUILICHINI
Laboratoire d'évolution et diversité biologique,
Université Toulouse III, Bât. 4R3, 118 route de Narbonne,
31062 Toulouse cedex 4, France.
angelique.quilichini@cict.fr

Introduced honeybees on islands: impacts on native pollination interactions

Honeybees *Apis mellifera* L. are native to Europe, Africa and western Asia, but have spread throughout most of the world following the colonisation by Europeans. Recently, concerns have been expressed about intentional introduction of *A. mellifera* and their potential impact on native pollinators (competition) and plant species (reducing plant reproductive success). Island ecosystems are particularly sensitive to introduction of alien species because native plant and animal populations are inherently small. In a study in Mauritius we found that introduced honeybees may compete with endemic nectarivorous passerines. Negative impacts of *A. mellifera* may be pronounced on islands, because social bees are rare or absent and generalist pollination interactions are predominant.

We investigated if and how introduced honeybees affect native plant-flower-visitor interactions in *Echium wildpretii* ssp. *wildpretii*, a plant endemic to the sub-alpine mountain region of Tenerife, Canary Islands. Honeybees are naturally absent from this high altitudinal zone of Tenerife. However, beehives are introduced in large numbers by beekeepers during the short subalpine summer. We observed patterns of visitation by native and introduced flower-visitors, nectar secretion and fruit set in two study populations of *E. w.* ssp. *wildpretii*. One population was located close to managed beehives (pop1), while the other population was isolated from beehives by a crater rim (pop2). In pop1, two species of passerine birds, *Phylloscopus collybita* and *Serinus canarius*, visited the large red inflorescences frequently in early flowering season, but visits decreased abruptly in mid season. The opposite pattern was found for honeybees, which were the dominant flower-visitor species in mid and late season. Visitation by native insects remained low throughout the flowering period. Following the onset of honeybee activity, flowers were completely depleted of nectar. In contrast, visitation rate of native insects was significantly higher than introduced honeybees in pop2. Furthermore, passerines occasionally visited flowers for nectar throughout the season. Although standing nectar crop was lowered during the activity period of flower-visitors, inflorescences were never completely

2. Quilichini A., M. Debussche & J.D. Thompson, 2001. Evidence for local outbreeding depression in the Mediterranean island endemic *Anchusa crispa* Viv. (Boraginaceae). *Heredity* 87, 190-197.

3. Quilichini A. & M. Debussche, 2000. Seed dispersal and germination patterns of a rare Mediterranean island endemic, *Anchusa crispa* Viv (Boraginaceae), on Corsica. *Acta Oecologica* 21 (6), 303-313.

4. Quilichini A., M. Debussche & J.D. Thompson. 2004. Geographic differentiation of morphological traits and isozymes in the Mediterranean island endemic *Anchusa crispa*: implications for the conservation of a protected species. *Biological Conservation*, 118(5), 651-660.

depleted of nectar. Thus, the high abundance of honeybees in pop1 may have resulted in exploitative competition between honeybees and native flower-visitors. Contrary to native insects and birds, honeybees visited many flowers per inflorescence and rarely moved between plants. Hence the foraging pattern of honeybees may promote geitonogamy and thus inbreeding. However, seed set and seed viability did not differ significantly between pop1 and pop2. In conclusion, honeybees appear to be strong competitors of native flower-visiting animals in the sub-alpine zone of Tenerife. Furthermore, although pollination by honeybees does not appear to adversely affect seed set, inbreeding effects on later life stages of the plant cannot be ruled out.

The sub-alpine zone of Tenerife is characterised by few and distinct plant and animal species. During the short flowering season, we investigated patterns of interactions between flowering plants and flower-visiting animals. A total of 11 plant species

(91% endemic) and 37 species of animals (62% endemic) formed 108 interactions. Locally abundant animal species tended to interact with many plant species including rare ones. A similar pattern was found for the plants. Thus, the sub-alpine pollination network may be structured by species abundances. Moreover, generalist species are important resources of rare species. The most generalised plant species was *Echium w. ssp. wildpretii*, which attracted 19 species of animals. Many animals, including introduced *Apis mellifera*, had a high level of generalisation. Because *A. mellifera* is introduced in large numbers, they may compete heavily with many native animal species for floral resources. However, lack of a control site without *A. mellifera*, precludes observation of network structure in the absence of introduced honeybees.

Further reading:

Dupont Y. L., Hansen D. M., Olesen J. M. (2003) Structure of a plant - flower-visitor network in the high-altitude sub-alpine desert of Tenerife, Canary Islands. *Ecography* 26: 301-310.

Dupont, Y. L., Hansen, D. M., Valido, A. and Olesen, J. M. (2004). Impact of introduced honey bees on native pollination interactions of the endemic *Echium wildpretii* (Boraginaceae) on Tenerife, Canary Islands. *Biological Conservation* 118: 301-311.

Hansen, D. M., Olesen, J.M. and Jones, C. G. (2002) Trees, birds, and bees in Mauritius: exploitative competition between introduced honey bees and endemic nectarivorous birds? *Journal of Biogeography* 29: 721-734.

Valido, A., Dupont, Y. L. and Hansen, D. M. (2002). Native birds and insects, and introduced honey bees visiting *Echium wildpretii* (Boraginaceae) in the Canary Islands. *Acta Oecologica* 23: 413-419.

YOKO L. DUPONT^{1,2}, DENNIS M. HANSEN^{1,3},
ALFREDO VALIDO^{1,4} AND JENS M. OLESEN¹

Department of Ecology and Genetics,
University of Aarhus, Ny Munkegade Building 540, 8000

1. Aarhus C, Denmark, tel: +45 8942 3127, fax: +45 8612 7191

2. Author of correspondence e-mail: bioyd@biology.au.dk

3. Present address: Institute of Environmental Sciences,
University of Zurich, Winterthurerstrasse 190, 8057 Zurich, Switzerland

4. Present address: Estación Biológica de Doñana (CSIC),
Apdo. 1056. E-41013, Sevilla, Spain



Endemic plants of the southern Iberian Peninsula

The south of the Iberian Peninsula, with an altitudinal range varying from sea level to 3 482 m, has 516 vascular endemic species or subspecies, i. e., an endemism rate of 13 %. This survey deals with parameters such as species richness, originality, life forms and dispersal modes of these plants, in relation to altitudinal and rainfall gradients. Although most of the endemic plants occur between 600 and 1 400 m a.s.l. and in the range of 600 to 1 000 mm annual average rainfall, floristic originality (rate of endemic taxa per area unit) increases exponentially with altitude (fig. 1).

The biological spectrum of this endemic flora does not follow the usual patterns observed either in local floras in the south of the Iberian Peninsula or in other regions of the Mediterranean Basin (fig. 2). Chamaephytes (46.08 %) and hemicryptophytes

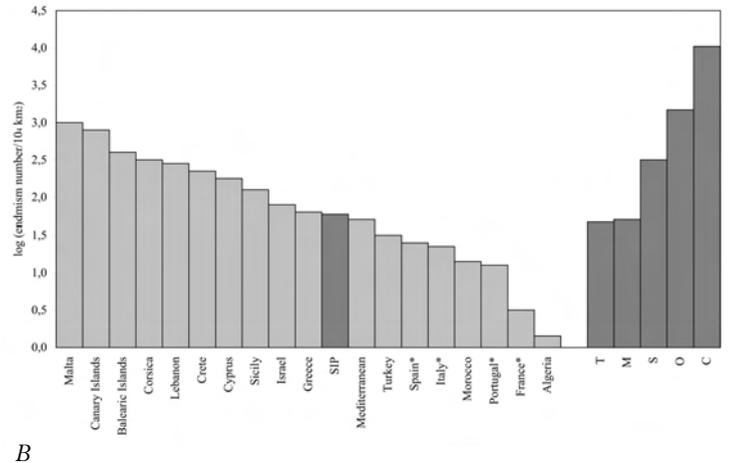
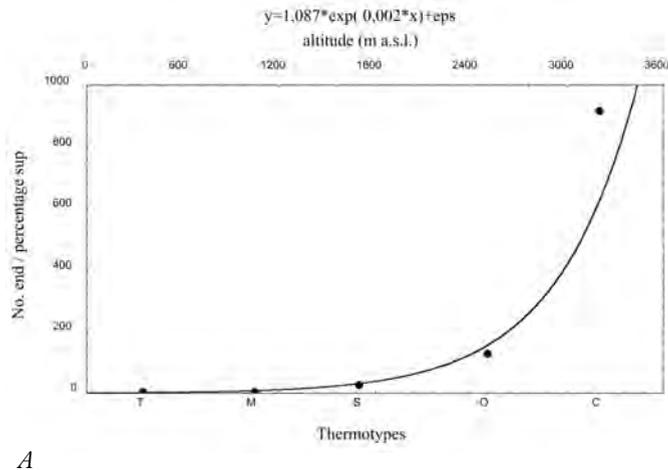


Fig. 1. Floristic originality (rate of endemic taxa per area unit) in the south of the Iberian Peninsula related to the altitudinal gradient (A). Endemism density of the south of the Iberian Peninsula (SIP) as a whole and by altitudinal belts in comparison with different countries and archipelagos of near areas (B). The continental part of the respective countries is indicated by an *. T = thermomediterranean, M = mesomediterranean, S = supramediterranean, O = oromediterranean, C = cryoromediterranean.

(31.37 %) are very abundant, whereas therophytes (11.96 %) and phanerophytes (0.98 %) are comparatively rare. There is a statistically significant correlation between life form and both altitudinal and rainfall gradients. Chamaephytes reach their highest density rates within 1 400 and 2 000 m a.s.l., but these records tend to decrease as rainfall rates increase. Abundance of hemicryptophytes is directly dependent on rainfall rates and inversely dependent on temperature. The altitudinal distribution pattern of therophytes is opposite to that of hemicryptophytes, but there is no clear correlation as far as rainfall gradient is concerned. This biological spectrum can not be exclusively explained by the distribution patterns; other factors such as taxonomic composition or dispersal mode must be taken into account.

Considering both the endemic plants as a whole and each of the life-form groups, the relationships between the dispersal modes used and the altitudinal and rainfall gradients are analysed. Up to 44.51 % of the endemic plants do not present evident adaptations to promote the dispersion of their diaspores. The geographical and ecological isolation plays a much more important role in the speciation and endemism of the south of the Iberian Peninsula flora than the limitations of the dispersal strategies. However, only in the group of therophytes, whose occurrence is positively related to areas of minor altitude, this difficulty of dispersion does play a significant role in the maintenance of stenochory.

Major efforts for the conservation of the south of the Iberian Peninsula flora must be centred in the high mountain areas

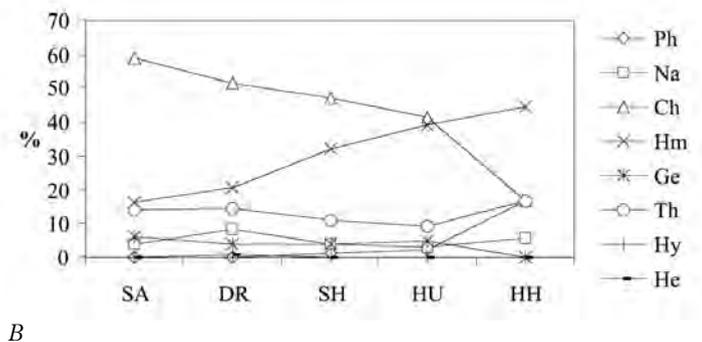
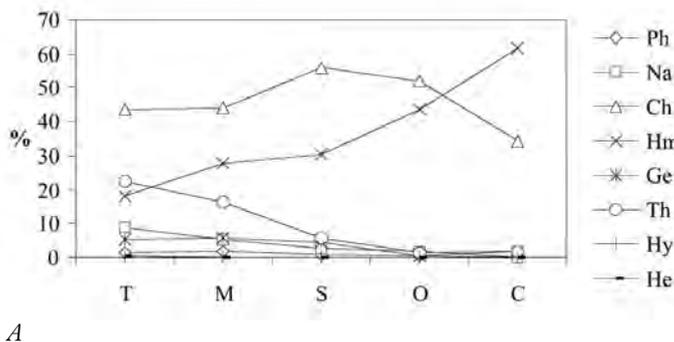


Fig. 2. Life-form spectrum of the endemic taxa in the south of the Iberian Peninsula along an altitudinal gradient (A). Life-form distribution along a rainfall gradients (B). Ph = phanerophytes, Na = nanophanerophytes, Ch = chamaephytes, Hm = hemicryptophytes, Ge = geophytes, Th = therophytes, Hy = hydrophytes, He = helophytes. T = thermomediterranean, M = mesomediterranean, S = supramediterranean, O = oromediterranean, C = cryoromediterranean. SA = semiarid, DR = dry, SH = subhumid, HU = humid, HH = hyperhumid.



Photo 1. Summits of Sierra Nevada.

(photo 1). Most of these areas have been declared as Natural Park or National Park (Sierra Nevada), but there are still interesting areas without legal protection, such as Sierra de Gádor. Other areas of great interest for the conservation of this endemic flora are the semiarid depressions of the southeast of the Iberian Peninsula (photo 2). Anyhow, conservation policies for each area must be established according to the peculiar features, life forms and dispersal modes of its endemic flora.

MANUEL MELENDO,
Dpto. Biología Animal, Vegetal y Ecología, Universidad de Jaén,
Campus Las Lagunillas, E-23071 Jaén, Spain,
e-mail: mmelendo@ujaen.es



Photo 2. Semiarid depression of Tabernas.

For more information, read:

MELENDO M., GIMÉNEZ E., CANO E., GÓMEZ-MERCADO F. & VALLE F., 2003. The endemic flora in the south of the Iberian Peninsula: taxonomic composition, biological spectrum, pollination, reproductive mode and dispersal. *Flora* 198: 260-276.

GIMÉNEZ E., MELENDO M., VALLE F., GÓMEZ-MERCADO F. & CANO E., 2004. Endemic flora biodiversity in the south of the Iberian Peninsula: altitudinal distribution, life forms and dispersal modes. *Biodiversity and Conservation*, 13(14): 2641-2660.

Gypsophilous flora and quarries: some remarks on the preservation and restoration of gypsum outcrops

As happens with other bizarre rocks (*e.g.* serpentines, dolomites), gypsum outcrops have a vascular flora with a high variety of exclusive species restricted to this kind of substrates (gypsophytes). In addition to vascular plants, the catalogue of biological rarities on gypsum soils also includes lichens and briophytes. The role of cryptogamic crusts is almost unrivalled in other world ecosystems and, consequently, it is not surprising that they cover up to 90 % of the soil, especially crystalline gypsum substrate. This is probably one of the most remarkable features of the “aljezar” (a Spanish word of Arabic origin for gypsum outcrop): the motley of its vegetal cover. All these circumstances have made gypsum outcrops priority habitats for the European Habitats Directive. However, gypsum is also an industrial rock widely exploited all over the world by multinational companies. The effect of quarrying on gypsum ecosystems is easily predictable. By contrast, the worked-out quarries have given us the chance to study the autogenous primary succession. The surveys have revealed the extraordinary resilience of gypsophilous vegetation, that is, its great recovery potential after perturbation. This fact, together with the laws passed in many countries, including Spain, which impose the restoration of mines after exploitation could lead us to feel very optimistic. However, restorations rarely take into account the peculiar ecological background of gypsum soils. Thus, if exploitation results in a complete depletion of gypsum, the ecosystem is never again able to restore itself. Even when quarrying does not lead to a total depletion of gypsum, there are serious risks if restoration is not carried out with the correct well-documented ecological approach. Even with well-intentioned attempts the original ecosystem is at risk of being replaced by another fully alien one. Almost all restoration attempts aim at increasing the fertility and the water retention capacity of the soil. However, the gypsophilous flora is adapted to the opposite conditions. This is an extremely stress-resistant flora, not very productive and loyal to gypsum, even when it is an unaltered rock. This is not well understood by managers who normally aim at a quick restoration process. These attempts, however, are likely to cause the substitution of one ecosystem by another completely alien one or lead to only a partial rehabilitation, not an ecological restoration. By burying the gypsum outcrops under tons of fertilized soil we simply submerge a priority habitat. In addition,



Photo 1: Abandoned gypsum quarry at initial successional state (J. F. Mota).

gypsum soils share some of the features peculiar to insular ecosystems. For example, the floras tend to vary from one outcrop to the next because these frequently have local endemic species while some gypsophytes are missing. Each outcrop can exhibit a unique species combination and, consequently, the larger outcrops tend to concentrate a higher number of different species. From this point of view, before taking any decision on the species to be used for restoration, it is essential to know the species composition of each outcrop. However, this is not the only problem. The origin of the plant species, even if these are the appropriate ones, is also very important. There is the risk of introducing alien species into the outcrops. The wise selection of the species does not necessarily rule out the risk of introducing alleles, new to the local populations. Although this subject has been little studied as yet, we must take it into consideration. At the moment we have found gypsophytes invading the exploited areas of some outcrops with no record of them in the neighbouring unexploited gypsum zones. In this sense, the most remarkable species is *Gypsophila struthium*, with its well known, high invasive power.

Having made these remarks, these are our guidelines and recommendations to ecologically restore the *aljezares*:

1. Gypsum outcrops are EU priority habitats and must be preserved by means of an adequate network of natural reserves.
2. Restoration must be seen as a complementary task to conservation, rather different from the latter. In this respect, we must primarily find out and evaluate approaches alternative to natural gypsum exploitation, giving preservation due priority over restoration.
3. The gypsum outcrops already altered by quarrying must be restored.
4. The restoration of *aljezares* must be ecological and encompass the complete system, that is, with all relevant processes and components. Thus, we must bear in mind that the *aljezares* are mosaic habitats and that all species must be used, especially those peculiar to the gypsum outcrop and, among these, those most vulnerable.
5. The ecological restoration must rule out the introduction of alien species into the system, especially of other gypsophytes.
6. The direct autogenous succession processes recorded in worked-out quarries must inspire the ecological restorations.
7. In this respect, it is wise not to completely deplete gypsum deposits and leave unaltered remnants of the gypsophilous vegetation as a reserve of propagules.



Photo 2: Gypsum quarry (J. F. Mota).

In addition, we also support:

1. The permanent feedback and improvement of the restoration attempts on gypsum soils by the analysis of results. By so doing, each attempt could produce new data useful for future methodological approaches.
2. The correct planning of the exploitation as the first step to an adequate ecological restoration.
3. The monitoring of each attempt, with a technical assessment of results.
4. The compulsory restoration of gypsum mines by law. The law should clearly state the guidelines, procedures and aims of the operations. It should also impose the complete study of the flora and vegetation prior to exploitation.

J.F. MOTA¹, A.J. SOLA, M.L. JIMÉNEZ-SÁNCHEZ,
F.J. PÉREZ-GARCÍA & M.E. MERLO

¹. Dpto. Biología Vegetal y Ecología, Universidad de Almería
E-04120 La Cañada de San Urbano, s/n Almería (Spain)
e-mail: jmota@ual.es

For more information, read:

J. F. Mota, A. J. Sola, M. L. Jiménez-Sánchez, F. J. Pérez-García and M. E. Merlo (2004) *Gypsicolous flora*, conservation and restoration of quarries in the southeast of the Iberian Peninsula. *Biodiversity and Conservation*. Vol. 13(10): 1797-1808.

Quel avenir pour la vipère d'Orsini en France ?

La vipère d'Orsini *Vipera ursinii* (Bonaparte, 1835) est un des reptiles les plus menacés en Europe (Corbett, 1989). Elle figure sur la liste rouge de l'UICN des espèces mondialement menacées (catégorie "menacé d'extinction"), à l'annexe I de la Convention de Washington (espèces menacées d'extinction) et à l'annexe II de la Directive habitat. Il s'agit donc d'une espèce hautement prioritaire, d'où sa prise en compte dans le programme d'action pour la diversité biologique en France (ministère de l'Environnement, 1998).

En Europe, sa distribution est clairement relictuelle. Elle est constituée de 7 populations ou groupe de populations situées en France, Italie, ex-Yougoslavie, Grèce, Roumanie, Hongrie (Nilson & Andren, 2001).

Les populations de Hongrie sont aujourd'hui proches de l'extinction malgré les importants moyens dévolus à sa protection. Les populations d'Autriche se sont éteintes récemment (Corbett, 1989).

En France, le statut de l'espèce était peu connu jusqu'à présent en dehors de la population du mont Ventoux, bien étudiée par Baron (1997). Depuis 1994, un programme de conservation a été initié par le Conservatoire Études des Écosystèmes de Provence

(CEEP) grâce à des financements du ministère de l'Environnement (DIREN-PACA) et de l'Office National des Forêts. Les études scientifiques sont coordonnées par l'École Pratique des Hautes Études à Montpellier.

La première phase du programme a consisté à évaluer l'importance exacte des populations françaises et à identifier les menaces qui pèsent sur celles-ci (Penloup *et al.*, 1998). Les prospections menées de 1994 à 2002 sur l'ensemble des massifs pré-alpins ont permis la découverte de 6 nouvelles populations, ce qui porte à 15 le nombre de populations connues. Parmi ces 15, 2 n'ont pas pu être confirmées par des observations récentes et 6 présentent un statut préoccupant (très faible taille, menace à court ou moyen terme). Ces populations se situent entre 900 et 2 150 m d'altitude, sur des sommets ou des plateaux dénudés isolés par les vallées et par la forêt. Leur extension varie entre 20 ha pour la plus petite et 1100 ha pour la plus grande (la moyenne se situant à 240 ha). La plupart sont situées dans des zones inhabitées et peu accessibles, ce qui les soustrait à bon nombre d'activités humaines. La principale menace est la progression du couvert forestier, particulièrement active à basse et moyenne altitude. Sur trois sites tests, la perte d'habitats favorables a été de 64 %, 46 % et 17 % au cours de la période 1950-1990, avec une disparition probable dans 20-30 ans sur un des trois sites étudiés. Ce recul des espaces ouverts résulte de plusieurs phénomènes : déclin du pastoralisme, déclin de l'exploitation forestière, réchauffement climatique. La poursuite du phénomène devrait se traduire par la disparition de plusieurs populations dans les décennies prochaines. Les actions de conservation mises en œuvre sont encore expérimentales : acquisition de terrains, convention de gestion avec des propriétaires, restauration d'habitats.

La seconde phase du programme devrait permettre d'approfondir un certain nombre de questions, notamment pourquoi l'espèce manque-t-elle sur un grand nombre de sites *a priori* favorables ? quelles techniques de suivi des populations peut-on préconiser ? Quelle est le degré de divergence et de variabilité génétique des différentes populations ? quelles sont les capacités des populations à conquérir de nouveaux espaces ? comment réagissent les populations face aux brûlages dirigés ?

MARC CHEYLAN ET ARNAUD LYET¹,
PHILIPPE ORSINI², AURA PENLOUP³,

1. Ecole Pratique des Hautes Etudes,
université Montpellier 2, place E. Bataillon, 34095 Montpellier

2. Muséum d'Histoire naturelle,
113 boulevard Maréchal-Leclerc, 83000 Toulon

3. Station Biologique de la Tour-du-Valat,
13200 Le Sambuc, Arles

Références

- BARON J.-P., 1998. *Démographie et dynamique d'une population française de Vipera ursinii ursinii* (Bonaparte, 1835). Thèse de doctorat (EPHE, Montpellier). 201 p.
- CORBETT K., 1989. *Conservation of European Reptiles and Amphibians*. Christopher Helm Ed. 274 p.
- NILSON, G & C. ANDREN, 2001. The Meadow and steppe vipers of Europe

and asia – The Vipera (acridophaga) ursinii complex. *Acta Zoologica Academiae Hungaricae*, 47(2-3): 87-267

PENLOUP A., ORSINI P. & CHEYLAN M., 1998. *Orsini's viper Vipera ursinii in France: Present status and proposals for a conservation plan*. SEH-MIAUD C. & GUYETANT R. (éds) – Le Bourget-du-Lac / France : 363-369.

MINISTÈRE DE L'ENVIRONNEMENT, 1997. *La diversité biologique en France. Programme d'action pour la faune et la flore sauvages*. Ministère de l'environnement, 318 p.

Birds are not breeding upwards despite warmer springs in the French Alps

Over the last twenty years, climate became progressively warmer. For instance, a 2.3 °C increase in spring temperatures was observed in the French Alps between 1973 and 2001. It was not illogical to think that birds may have progressively bred at higher elevations as habitats at low elevation may progressively become unsuitable whilst habitats at high elevation may inversely become suitable. This was tested using bird data recorded in the 1970s along two contrasted elevational gradients in the French northern (Giffre valley, Haute-Savoie) and southern Alps (mont Ventoux, Vaucluse) and repeating the same surveys at the same points in 2000-2002.

Comparison of the mean elevation of species records between the two periods showed that bird communities did not shift their distribution upwards: only eight of 24 species in the northern alpine site shifted their distribution in elevation, five downwards and three upwards, and two of 17 species on mont Ventoux, one downwards (Crested Tit *Parus cristatus*), one upwards (Blackbird *Turdus merula*). The Crested Tit *Parus cristatus* was the only species that shifted downwards at both sites, suggesting that local changes that occurred in the two sites were mainly responsible for the changes in elevational distributions (e.g. on mont Ventoux, mean height of tree stands increased from 9.3 m to 10.4 m and woodland areas covered by conifers increased from 54 % in 1973 to 65 % in 1996). Instead of breeding at higher elevations, birds may have responded to the observed spring warming by breeding earlier.

Contact:

FRÉDÉRIC ARCHAUX
Cemagref, Domaine des Barres,
45290 Nogent-sur-Vernisson
e-mail : frederic.archaux@cemagref.fr

Risk of Iberian lynx mortality under different hunting regimes: implications for the selection of reintroduction sites

Monitoring large-scale changes in the distribution of a species requires much effort. Not to say recording attributes other than distribution, such as the dynamics of local abundance and mortality. This difficulty partly explains why species declines are rarely supported by long-term series of data. As a remarkable

exception, enough retrospective information has been collected to reconstruct a strong and quick contraction of the geographic range of the Iberian lynx during the second half of the 20th century (Rodríguez and Delibes, 2002). Lynx maps at five-year intervals were built with reports of sightings and deaths directly attributed to humans, mainly gunshots, traps, road casualties and kills by dogs. The mortality ratio, defined as deaths/total reports, was used as a measure of the intensity of non-natural mortality (Rodríguez and Delibes, 2004).

The Iberian lynx strictly depends upon a single trophic resource, the European rabbit. High lynx mortality was observed in areas where rabbits and other small game were a valuable resource, as compared with estates managed for big game. Furthermore, rabbit populations have suffered pronounced declines in western areas of the lynx core range, which may have prompted higher lynx mobility and, consequently, increased exposure to non-natural mortality.

Local relative lynx abundance was fairly stable over time, and did not show an inverse relationship with mortality ratio. Therefore, it is unlikely that spatial variation of lynx abundance was influenced by the intensity of non-natural mortality. Contrary to what would be expected from edge effects, in small lynx populations we did not find higher mortality ratios than in larger populations.

The mortality ratio decreased over time, but there is indication that significant reduction of lynx deaths may be related more to changes in land uses (emergence of big game plus changes caused by human migration to urban areas) than to the legal protection of the Iberian lynx in 1973. Losses to leg-hold traps decreased over the study period which may reflect decreasing extraction of rabbits with traps as well as a parallel general reduction of predator control, performed mostly with snares in recent times. Road casualties arised as an important cause of mortality only after 1980.

The suggested relationship between land uses (and associated hunting regimes) and the risk of lynx mortality may be applied to the selection of sites for lynx reintroduction. Provided that illegal predator control is eradicated, reintroduction attempts would give best results in the eastern half of the former lynx core range, which is naturally favourable for rabbits. In the long-term, management oriented to the enhancement of rabbit abundance should lead to a sustainable exploitation of rabbit populations compatible with coexisting lynx populations. Alternatively, low mortality risks occur in big game estates, but appropriate habitat management is required there to increase rabbit density above the threshold necessary to make reintroduced lynx populations viable.

ALEJANDRO RODRÍGUEZ
Department of Applied Biology
Estación Biológica de Doñana, CSIC
Avda. de Maria Luisa s/n, 41013 Sevilla, Spain.
e-mail address: alrodr@ebd.csic.es

References:

- Rodríguez, A. and Delibes, M. (2002) Internal structure and patterns of contraction in the geographic range of the Iberian lynx. *Ecography*, 25: 314-328.
Rodríguez, A. and Delibes, M. (2004) Patterns and causes of non-natural mortality in the Iberian lynx during a 40-year period of range contraction. *Biological Conservation*, 118(2): 151-161.

Where did the Mediterranean's common dolphin go ?

The World Conservation Union (IUCN) has recently described the Mediterranean “subpopulation” of short-beaked common dolphins as Endangered in its Red List of Threatened Animals. This listing highlights how urgent it has become to do something to prevent the complete disappearance from the area of a species that until recently was considered “common” in the Mediterranean. Indeed, common dolphins were one of the most abundant cetacean species – and possibly the most abundant of all cetaceans living in the Mediterranean – until as recently as the 1960s. So, what prompted such a rapid decline? Why did these incredibly beautiful animals leave, die or otherwise disappear? We don't know for sure.

A recent review of their status suggests that the decline may be at least partly the result of large-scale habitat changes over the past 30-40 years, and particularly the reduced availability of key prey caused by overfishing and habitat degradation. Other factors that may have contributed to the species' decline include contamination by man-made chemicals, potentially resulting in debilitating effects on their health and ability to reproduce successfully, and incidental mortality in fishing gear, especially gill nets.

Environmental changes such as those associated with global warming also may have played a role, for example by influencing the amount or distribution of the dolphins' prey. Although the exact cause or causes are uncertain, there is no doubt about the fact that a large-scale population decline has occurred, and that common dolphins now survive only in relatively small portions of their former Mediterranean range. These latter include the Alborán Sea, in the western Mediterranean, where thousands of animals are still present, and the northern Aegean Sea, where data are scarce but it appears that densities remain fairly high.

The relative importance and interplay of potential threats such as prey depletion, contamination and bycatch are not well understood, so designing and implementing appropriate measures to counteract them is a daunting task. Calling for “more research” (and then yet some more) feels inadequate, perhaps even irresponsible.

Although continued monitoring of the last surviving common dolphin communities is important, what we know right now may be sufficient to gain some understanding of the problems and should provide the basis for at least a few precautionary actions. If there is to be any hope of preserving viable numbers of common dolphins throughout much of their historic range in the

Mediterranean basin, it will require the timely implementation of carefully planned measures.

This is why the Agreement on the Conservation of Cetaceans of the Black Sea, Mediterranean Sea and contiguous Atlantic Area (ACCOBAMS), with support from WDCCS and from ASMS (Marine Mammal Protection), have endorsed a project for the conservation of Mediterranean common dolphins that was presented by the Tethys Research Institute during the first meeting of the ACCOBAMS Scientific Committee. This 26-month project will include the preparation of a Conservation Plan, the analysis of 10 years of existing data, and the design of a web site dedicated to Mediterranean common dolphins. These initiatives are aimed at defining priority actions to protect this endangered dolphin population in key parts of its range.

In some cases, it is now very difficult to conduct meaningful field studies on the species because only rare, scattered individuals remain. However, a thorough review of the existing historical literature may teach us a lot. For instance, in places such as the northern Adriatic Sea, research based on both literature and field surveys has shown that common dolphins and bottlenose dolphins used to be seen regularly in the region. Today, only the latter remain. Why are there no more common dolphins? At least as far as this region is concerned, it appears that the decline was triggered by intensive hunting, particularly in the 1950s when dolphins were slaughtered off the former Yugoslavia because of the perceived high levels of competition with local fisheries. Bounties had been offered to promote the killing of dolphins in the Adriatic beginning in the 19th century.

Early hunting campaigns may not have had a major impact on the reportedly abundant dolphin populations, but in the first half of the 20th century institutional campaigns aimed at complete extermination increased in intensity and resulted in the deaths of many hundreds of dolphins. The animals were depicted as “ichthyophagous monsters”, “noxious pirates” and “man’s worst enemies.”. By the time such systematic campaigns came to an end, probably in the early 1960s, Adriatic dolphins must have been severely depleted. Unfortunately, habitat degradation was well underway by then, and it quickly became a source of concern

for all of the Adriatic wildlife. Overfishing, eutrophication, anoxia, sea-floor degradation and chemical contamination are some of the threats that have faced the northern Adriatic ecosystem in the last 30 years. It appears that although the remarkably resilient bottlenose dolphins manage to survive at their current low densities, common dolphins – still present in the northern Adriatic until the 1970s – were unable to cope with yet another threat, and disappeared.

What can we do besides lament the disappearance of these magnificent creatures? Sadly, not as much as we would like to. For instance, the forces that cause climate change and chemical contamination are unlikely to be influenced in a major way by concern for common dolphins in the Mediterranean. Our current lifestyle choices, entrenched patterns of overconsumption, human overpopulation and political gamesmanship militate strongly against the types of changes needed to reverse what are essentially global trends. However, at a time when the stark evidence of wide-scale overfishing and the consequent need for immediate and decisive measures to reduce fishing pressure is finally capturing the attention of European decision makers, the goal of conserving common dolphins may converge with, and in fact add to, the momentum building in the direction of improved ecological conditions for the benefit of both humans and wildlife. In this context, the decline of common dolphins provides one more signal that our collective actions can have large-scale, unforeseen, unintended, and intractable consequences.

GIOVANNI BEARZI¹ & RANDALL R. REEVES²

1. Tethys Research Institute, c/o Acquario Civico,
Vial G.B. Gadio 2, 20121 Milano, Italy.
e-mail : bearzi@inwind.it

2. Okapi Wildlife Associates, 27 Chandlers Lane,
Hudson, Quebec J0P 1H0, Canada

For more information read:

BEARZI, G., REEVES, R.R., NOTARBARTOLO DI SCIARA, G., POLITI, E., CAÑADAS, A., FRANTZIS & A., MUSSI, B., 2003. Ecology, status and conservation of short-beaked common dolphins (*Delphinus delphis*) in the Mediterranean Sea. *Mammal Review* 33(3):224-252.

Recent dynamics of Mediterranean vegetation and landscape

**S. Mazzoleni, G. Di Pascale, O. Di Martino,
F. Rego & M. Mulligan (eds.)**

John Wiley and Sons, London, 306 p. (2004)

Modelés par l'action humaine depuis des millénaires, les écosystèmes du bassin méditerranéen connaissent des trajectoires dynamiques récentes contrastées qui varient selon les régions en fonction du poids combiné des contraintes environnementales et des modes d'usage des terres. L'essence de cet ouvrage a pour origine un projet de recherche (ModMED), soutenu par la Commission européenne, et dont l'objectif était d'analyser l'évolution récente durant les 50 dernières années des paysages végétaux méditerranéens. Il se situe clairement à des échelles spatio-temporelles intermédiaires et a pour ambition de faire le pont entre l'écologie historique et l'écologie contemporaine, par une étude des patrons et des processus s'exerçant à une échelle régionale. Les contributions initiales issues de ce programme concernaient l'Italie, la Grèce et le Portugal, mais les participants à ModMED ont voulu confronter leurs résultats à d'autres territoires (France, Espagne, Maroc, Israël), ce qui explique la présence de plusieurs travaux extérieurs au projet initial.

L'ensemble forme un tout cohérent, divisé en sept parties d'inégale importance et regroupant 23 contributions. Après deux présentations générales sur les types de végétation méditerranéenne (P. Quézel) et l'histoire des forêts méditerranéennes (G. Di Pasquale *et al.*), sont traitées les dynamiques des paysages du sud de la Méditerranée (parties 2 et 3), et celles de la portion septentrionale (parties 4 et 5), puis apparaissent de façon assez surprenante des études concernant les dynamiques forestières en Suisse méridionale et en Slovénie (partie 6) ; l'ouvrage s'achève par un épilogue de deux contributions qui remettent en question le « mythe » (?) de la désertification de l'Europe méditerranéenne, constat qui n'est pas vraiment une nouveauté... En effet, la progression des matorrals, des pré-forêts et des forêts aux franges septentrionales de la Méditerranée est soulignée depuis au moins une quinzaine d'années !

L'ouvrage est correctement édité et de lecture facile, mais on peut regretter que certaines figures, notamment celles concernant les images satellitales, n'aient pas été mises en couleurs. La bibliographie de tous les chapitres est regroupée en fin de texte, mais il est surprenant que les titres des articles parus dans les revues scientifiques ne soient pas mentionnés, pratique qui prive d'une information bien utile ! L'écueil le plus sérieux réside dans le fait

que l'édition de cet ouvrage ait duré de nombreuses années après la finalisation des chapitres par les divers auteurs ; ce handicap oblitère les comparaisons avec les travaux plus récents, et les références postérieures à l'an 2000 s'avèrent ainsi très peu nombreuses. On saura gré toutefois aux éditeurs scientifiques d'avoir persévéré dans leur tâche, pour finalement faire paraître une somme utile, dont la richesse en études de cas permet de dresser un bon panorama de l'évolution des paysages et de la végétation d'Europe méditerranéenne.

FRÉDÉRIC MÉDAIL

*Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléocologie
(IMEP, UMR CNRS 6116), Université Paul Cézanne | Aix-Marseille III.*

245

The Mediterranean world, environment and history

E. Fouache (ed.)

Elsevier, Paris : 485 p. (2003)

Cet ouvrage collectif constitue le recueil des articles issus d'un colloque international tenu en avril 2002 à l'Université de Paris-Sorbonne sur le thème "*Environmental dynamics and history in mediterranean areas*", sous l'égide de l'IAG Working Group on Geo-archaeology. Il regroupe 37 articles en anglais ou en français, sélectionnés par le comité scientifique du colloque et organisés en 5 sections, au demeurant assez disparates.

Dans la première partie concernant "*the Mediterranean instability from yesterday to today*", on notera les intéressantes contributions de G. Arnaud-Fassetta & C. Landuré sur les événements hydrologiques capricieux que subit le delta du Rhône, de C. Flez & P. Lahousse sur le rôle des facteurs anthropiques et climatiques dans l'activité torrentielle de cours d'eau de la vallée de l'Ubaye en Haute-Provence, et de J.F. Berger, J.L. Fiches & M. Gazenbeek sur l'origine des fluctuations fluviales de la rivière Vidourle en Hérault.

La deuxième partie "*vegetal landscapes and ecological indicators*" s'avère très hétérogène sur le plan thématique, et plusieurs contributions - comme celle de C. Neff sur la présence d'un étage de végétation thermo-méditerranéen dans les Corbières - restent beaucoup trop descriptives. Il faut cependant souligner la bonne et utile synthèse de S. Teillier sur les forêts méditerranéennes du Chili, car les données publiées à l'échelon international sur ces écosystèmes restent assez rares. S. Martin, F. Magnin & L. Kiss illustrent bien l'importance de l'analyse des malacofaunes, bien

corrélées aux successions végétales, qui s'avèrent très utiles pour appréhender finement les changements paléoenvironnementaux de l'Holocène.

La troisième partie "*ancient urban placement and environmental representations*" regroupe un ensemble de contributions relatives à l'archéologie et à l'histoire méditerranéennes, intéressantes mais assez éloignées des préoccupations des écologues "actualistes".

Dans la quatrième partie consacrée au thème "*land occupation and environment dynamics*", les contributions traitent de l'évolution de l'anthropisation et des paysages méditerranéens grâce à une approche archéologique ou géomorphologique. On remarquera la synthèse de J.L. Ballais, M.T. Benazzouz & A. Benmohammadi concernant les fluctuations climatiques et anthropiques holocènes au Maghreb, aux marges du Sahara.

La dernière partie "*swamp areas and seashores dynamics*" aborde l'ancienneté et l'ampleur de l'anthropisation responsable de la très nette régression des zones humides méditerranéennes, avec l'article de J.-L. Abbé sur l'assèchement des étangs languedociens au Moyen Âge et celui de M. Caldara *et al.* concernant l'influence de l'occupation humaine dans l'évolution d'un marais du sud-est de l'Italie à l'âge du Bronze. Les conséquences des changements de la ligne des rivages sont illustrées dans divers cas d'études régionaux (sud de l'Espagne, Crète, Grèce, Croatie et sud de la Turquie).

Au final, la structure hétérogène de ce recueil ne déroge pas au constat fréquemment observé dans les ouvrages collectifs, inhérent à ce type de regroupement assez artificiel de travaux d'horizons divers. Cependant, le mérite de cette publication réside dans la présence de plusieurs synthèses qui peuvent contribuer à une meilleure perception de la complexité des processus à l'origine des changements environnementaux du bassin méditerranéen.

FRÉDÉRIC MÉDAIL

*Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie
(IMEP, UMR CNRS 6116), université Paul-Cézanne | Aix-Marseille III.*

Oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine (1960-2000)

Cadiou B., Pons J.-M. & Yésou P. (Éds.)

Editions Biotope, Mèze. ISBN 2-914817-03-7, 218 p. (2004)

L'avifaune marine française comptait à la fin du XX^e siècle, 26 espèces nicheuses régulières pour un total d'environ un quart de million de couples reproducteurs répartis sur les façades littorales de la Manche, de l'Atlantique et de la Méditerranée ainsi qu'en France continentale.

Avec la publication de ce travail collectif dont ils ont dirigé la rédaction et l'édition, Bernard Cadiou, Jean-Marc Pons et Pierre Yésou, trois grands connaisseurs de l'avifaune marine française, livrent à la communauté ornithologique un ouvrage d'importance, qui fournit une analyse globale et détaillée de l'évolution des effectifs et de la répartition des différentes espèces d'oiseaux marins nicheurs de France métropolitaine sur la période 1960-2000.

Placé sous l'égide du GISOM (Groupement d'intérêt scientifique oiseaux marins), cette publication rassemble les écrits de plus d'une trentaine d'auteurs qui ont synthétisé et analysé les résultats d'une impressionnante enquête de recensement national ayant mobilisé plus de 500 observateurs amateurs ou professionnels durant quatre décennies.

L'ouvrage s'articule en trois parties distinctes. La première section, d'une quarantaine de pages, présente de façon particulièrement claire et pédagogique, différents textes de synthèse concernant, pêle-mêle, l'avifaune marine française, la systématique des oiseaux marins, les milieux littoraux, continentaux français et marins français, les mécanismes de régulation des populations, ou encore les techniques de recensement pour chaque groupe systématique. La deuxième section propose un texte de quelques pages pour chacune des 26 espèces nicheuses (présentation de l'espèce, histoire générale avant 1969, évolution récente, mécanismes d'évolution numérique, gestion et conservation), accompagné d'une carte de distribution des populations ainsi que d'un tableau de synthèse des effectifs par département et de leur évolution durant la période 1960-2000. La troisième section, bibliographique celle-ci, rassemble plus de 700 références utilisées et citées dans les textes. Enfin, plusieurs dizaines de dessins au trait et de photographies agrémentent l'ouvrage.

L'ornithologue méditerranéen trouvera dans ce document de nombreux éléments intéressants et utiles, puisque les côtes méditerranéennes françaises hébergent plus de la moitié des espèces nicheuses (dont différentes espèces ou sous-espèces endémiques de Méditerranée) et dans la mesure aussi où les eaux méditerranéennes accueillent en période d'hivernage ou de migration la quasi-totalité des espèces citées.

ÉRIC VIDAL

*Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie
(IMEP, UMR CNRS 6116), université Paul-Cézanne | Aix-Marseille III.*

Atlas y libro rojo de la flora vascular amenazada de España

A. Bañares, G. Blanca, J. Güemes, J.C. Moreno & S. Ortiz (eds.)

Dirección General de Conservación de la Naturaleza, Madrid : 1072 p. (2003)

L'Espagne est l'un des pays méditerranéens parmi les plus riches en nombre d'espèces de plantes vasculaires, dont un nombre important d'espèces endémiques. Les connaissances sur la structuration de cette biodiversité et sur les aspects liés à la biologie et à l'écologie des espèces végétales rares et menacées ont progressé de façon très substantielle depuis le premier *Libro rojo de especies vegetales amenazadas de España peninsular e Islas Baleares* édité en 1987 sous la direction de C. Gomez-Campo. Le présent ouvrage est la démonstration éclatante du dynamisme et de l'extraordinaire vivier de compétences de la communauté des écologues et biologistes de la conservation en Espagne, réseau sans doute inégalé à l'heure actuelle en Europe et sur le pourtour méditerranéen !

Ce nouveau Livre rouge de la flore menacée d'Espagne, est donc un monument de plus de 1 000 pages, qui inclut cette fois-ci non seulement les taxons d'Espagne péninsulaire et des îles Baléares, mais aussi les taxons les plus menacés de cette singulière flore des îles Canaries. 478 espèces et sous-espèces sont analysées, dont 321 endémiques, en se focalisant sur les taxons qui encourent les plus grands risques (EX, EW, CR, EN), selon la classification de l'UICN. Parmi ceux-ci, 21 taxons (dont 7 endémiques) ont disparu (EX) et 3 sont éteints dans la nature (EW), les végétaux en danger critique d'extinction (CR) sont au nombre de 248 et 150 taxons sont en danger (EN). Chaque taxon de ces deux dernières catégories est analysé en détail sur une double page où sont synthétisées les données sur l'identification, la distribution (avec cartographie et détail de l'occurrence au sein de carrés UTM de 1 km), la biologie, l'habitat, la démographie, les menaces et les mesures de conservation actuelles et proposées.

L'ouvrage s'achève par trois chapitres qui dressent le bilan de l'état de conservation de la flore espagnole, en mettant en exergue les secteurs importants pour la flore menacée et les risques engendrés par les invasions biologiques. Toutefois, ce risque semble encore relativement limité puisque la compétition par les végétaux exotiques ne menacerait que 8 % des 2 223 populations de végétaux du livre rouge...

Nul ne doute que ce livre rouge va constituer une référence incontournable et un modèle à suivre dans d'autres pays périméditerranéens afin d'asseoir la biologie de la conservation sur des bases scientifiques et objectives plus solides.

FRÉDÉRIC MÉDAIL

Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP, UMR CNRS 6116), université Paul-Cézanne | Aix-Marseille III.

Flore et végétation du Sahara

P. Ozenda

CNRS, Paris : 665 p. (2004)

Flore et végétation du Sahara de Paul Ozenda représente sans doute l'ouvrage permettant la meilleure introduction à la connaissance des milieux désertiques sahariens. Depuis sa première édition, ce travail a été régulièrement réimprimé et le présent volume correspond à une simple réimpression de la troisième édition mise à jour et augmentée... en 1991 ! Le lecteur désireux d'avoir une information taxonomique, biogéographique et écologique récente et à jour restera donc entièrement sur sa faim puisque tous les travaux postérieurs à 1991 ne sont pas pris en compte. À l'heure du traitement informatique des textes, il est vraiment regrettable qu'une édition entièrement refondue n'ait pas été mise au point, et l'on est encore obligé de subir les compléments en marge du texte de l'édition initiale et de consulter en dernière partie d'ouvrage les suppléments à la troisième édition... L'ensemble reste donc d'une consultation bien peu aisée, y compris sur le plan de la nomenclature des espèces où les précisions et modifications taxonomiques sont perdues dans ce dédale de compléments. Il faut donc constamment jongler avec les diverses parties pour essayer d'avoir un aperçu cohérent de la thématique recherchée !

Pourtant, certaines données récentes sur la végétation du Sahara auraient été importantes à signaler, comme les analyses polliniques de M. Thion, A. Ballouche & M. Reille (1996, *The Holocene*, 6) au Sahara central qui conduisent à tempérer le caractère méditerranéen de cette végétation durant la période humide de l'Holocène moyen, ou le travail de F. Abdoun & M. Beddiaf (2002, *C.R. Biologies*, 325) sur la répartition et la démographie du rarissime *Cupressus dupreziana* au Tassili n'Ajjer. Les indications sur l'utilisation des plantes sahariennes auraient été utilement complétées par la prise en compte des ouvrages de M. Gast (*Moissons du désert*, Ibis Press, 2000) et de A.C. Benchelah *et al.* (*Fleurs du Sahara*, Ibis Press, 2000).

On ne peut donc que vivement souhaiter une 4^e édition entièrement refondue et sérieusement mise à jour de cet ouvrage indispensable à la connaissance du monde saharien, et qui n'a pas d'équivalent à l'heure actuelle.

FRÉDÉRIC MÉDAIL

Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP, UMR CNRS 6116), université Paul-Cézanne | Aix-Marseille III.

Annnonce de colloque

Colloque International « *Conservation de la flore méditerranéenne dans un environnement changeant* »

International Symposium « *Mediterranean plant conservation in a changing world* »

29 septembre / 2 octobre 2005 –

29 September / 2 October 2005, Hyères (Var, France)

Objectifs / Aims

248

Le bassin méditerranéen représente l'un des 25 "points chauds" (*hotspot*) de biodiversité à l'échelle mondiale, en raison d'une forte richesse floristique combinée à un endémisme élevé. Mais cette région subit aussi un impact anthropique très important et ancien. Le bassin méditerranéen sera l'une des régions du globe les plus affectée par les changements environnementaux globaux. Conserver la diversité végétale méditerranéenne dans ces environnements changeants pose donc un sérieux défi aux biologistes de la conservation et aux gestionnaires d'espaces naturels.

L'objectif principal de ce colloque est d'examiner comment résoudre l'apparent dilemme de conserver de façon optimale une biodiversité qui deviendra *a priori* plus vulnérable et fluctuante dans l'espace et dans le temps.

Vingt ans après la première synthèse coordonnée par C. Gómez-Campo en 1985 (*Plant conservation in the Mediterranean area*) et à l'occasion des 25 ans du Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles, il convient de réaliser un bilan actualisé de l'état de conservation de la flore circum-méditerranéenne, en insistant sur les progrès réalisés mais aussi sur les lacunes. Parallèlement, l'émergence et le développement de nouvelles disciplines (génétique de la conservation, phylogéographie, écologie du paysage, modélisation écologique) a entraîné des avancées conceptuelles et pratiques qu'il convient d'intégrer dans les opérations de conservation et d'évaluation de la biodiversité méditerranéenne.

La confrontation d'exposés synthétiques et des résultats de projets novateurs devrait contribuer à dresser de nouvelles perspectives et donc de fournir des éléments tangibles pour insérer la conservation de la flore méditerranéenne dans le cadre de la Stratégie Globale de Conservation des Végétaux.

The Mediterranean Basin represents one of the 25 biodiversity hotspots identified across the world, due to its high plant richness and endemism. However this region has also been subject to long term and intense human impact, and the likely consequences of global change seem to be particularly worrying. Thus, the

conservation of the Mediterranean plant diversity in this changing world constitutes a key issue for conservation biologists and land managers.

The main objective of this symposium is to examine how to solve the apparent dilemma of conserving most effectively a plant diversity which is likely to become more vulnerable and fluctuating in space and time.

20 years after the seminal synthesis edited by C. Gómez-Campo in 1985 (*Plant conservation in the Mediterranean area*), and on the occasion of the 25th anniversary of the Conservatoire Botanique National Méditerranéen de Porquerolles, it seems essential to undertake a new assessment of the plant conservation status of the circum-Mediterranean flora, focusing particularly on recent progress but also pointing out the gaps. The emergence and rapid development of several new disciplines (conservation genetics, phylogeography, landscape ecology, ecological modelling) has led to several conceptual and practical advances which need to be integrated into our work on the assessment and conservation of the plant biodiversity in the Mediterranean region.

By means of state of the art overviews and the presentation of the results of innovative projects, this symposium should contribute to the launching of new perspectives for a dynamic conservation of the Mediterranean plant heritage within the framework of the Global Strategy for Plant Conservation.

Structure générale du colloque / General structure of symposium

◆ 29 septembre – 29th september :

Session 1

Etat des connaissances et bilan des actions de conservation dans les diverses régions du bassin méditerranéen.

State of the art, applied research and experiences in different regions around the Mediterranean basin.

Session 2

Identification des principales menaces pesant sur la diversité végétale méditerranéenne (processus d'extinction, conséquences des changements globaux, fragmentation, invasions biologiques).

Identification of major threats to Mediterranean plant diversity (extinction processes, consequences of global change, fragmentation, biological invasions).

◆ 30 septembre - 30th september :

Session 3

Nouvelles avancées thématiques dans la conservation de la diversité végétale méditerranéenne (phylogéographie méditer-

ranéenne appliquée à la conservation ; apports de la génétique de la conservation ; interactions biotiques et conservation des végétaux rares).

New thematic advances for the conservation of Mediterranean plant diversity (Mediterranean phylogeography applied to plant conservation; contribution of conservation genetics; biotic interactions and conservation of rare plants).

◆ 1^{er} octobre - 1st October :

Session 4

Opérations pilotes de conservation et de restauration des habitats et des végétaux méditerranéens.

Experimental programmes related to the conservation and restoration of Mediterranean habitats and plants.

◆ 2 octobre - 2nd October :

Sortie sur le terrain. *Field excursion.*

Langues des présentations orales ou des posters : anglais ou français ; Languages : English or French

Comités d'organisation / Organising Committees

◆ Secrétariat – Comité local d'organisation / Secretary:

Conservatoire botanique national méditerranéen de Porquerolles, Castel Sainte-Claire, rue Sainte-Claire, F-83418 Hyères cedex France. Contacts : François Boillot, Marie-Odile Cordier ; email : cbn.siege@pnpc.com.fr.

Fax: 33 (0)4 94 12 82 31.

◆ Secrétariat scientifique / Scientific secretary :

Institut Méditerranéen d'Ecologie et de Paléoécologie (IMEP, UMR CNRS 6116), Université Paul Cézanne (Aix-Marseille III). Europôle Méditerranéen de l'Arbois, BP 80, F-13545 Aix-en-Provence cedex 04, France.

Responsable : Dr Frédéric Médail,
email: f.medail@univ.u-3mrs.fr

◆ Website: <http://www.colloquemed.tk>

ÉDISUD

écologie ✱ nature

OUVRAGES GÉNÉRAUX

Quelle éthique pour la nature ?

Jean-Claude Génot

L'auteur clame, à partir d'exemples concrets récents – par exemple la tempête de décembre 1999 et ses effets sur les forêts –, que les gestionnaires de la nature doivent abandonner leur domination et laisser la nature évoluer dans une plus grande liberté.

17 x 24 cm • 192 p. • © 2003 • broché • 18,50 € • ISBN 2-7449-0403-1

PAYSAGE

Premier rapport sur l'état des Alpes

CIPRA (Commission Internationale pour la Protection des Alpes)

Ouvrage de référence à l'intention de tous les acteurs intervenant au sein de l'immense espace de nature que constitue l'arc alpin.

16 x 23 cm • 450 p. • © 1998 • broché • 16,70 € • ISBN 2-85744-997-6

Sainte-Victoire

À la découverte d'un sentier

Association pour le reboisement et la protection du Cengle - Sainte-Victoire

Découvrir le massif de Sainte-Victoire par son versant sud.

22,5 x 20 cm • 144 p. • © 1998 • broché • tout en couleur • 20,58 € • ISBN 2-7449-0012-5

Paysages de terrasses

R. Ambroise, P. Frapa, S. Giorgis

Photographies de V. Motte et R. Sauvairé

Très beau livre illustré, hommage au travail des paysans qui ont transformé une nature parfois hostile en d'immenses jardins cultivés.

24 x 30 cm • 192 p. • © 1989 • relié • nbr. photos N&B et couleur • 28,97 € • ISBN 2-85744-449-8

FLORE

La Végétation de la Corse

Jacques Gamisans

Un ouvrage de référence fondamental par le plus éminent spécialiste actuel sur la question.

16 x 24 cm • 408 p. • © 1999 - 2003 • broché • ill. N & B et 16 p. couleur • 24,39 € • ISBN 2-7449-0083-4

La Flore endémique de la Corse

Jacques Gamisans – Jean-François Marzocchi

Chaque espèce, identifiée par une photographie, est décrite avec ses noms latin, corse et français, l'indication de la famille, la période de floraison, son aire géographique, son indice de rareté, son écologie et sa répartition en Corse. Une liste exhaustive figure en fin d'ouvrage.

16 x 22,5 cm • 192 p. • © 1996-2003 • broché avec rabats • 14,94 € • ISBN 2-85744-777-9

La Flore des montagnes méditerranéennes

Christian Boucher

De l'Andalousie à l'Anatolie et au Proche-Orient, 250 plantes décrites et illustrées.

16 x 22,5 cm • 208 p. • © 2000 • 256 photos couleur • 3 cartes • broché avec rabats • 24,39 € • ISBN 2-7449-0146-6

Flore du Verdon

Un parc en fleurs

Parc naturel régional du Verdon – Georges Guende

Après présentation du parc, l'auteur décline, par secteur géographique, les espèces qui peuplent cette région.

16 x 22,5 cm • 192 p. • © 2004 • broché • ill. couleur • 20 € • ISBN 2-7449-0467-8

Flore du Luberon

Georges Guende

Nouvelle édition. Encore relativement bien préservé, le Luberon offre à sa flore une grande diversité de climat et de types d'habitat.

Coll. "Luberon Images et Signes" • 16,5 x 22,5 cm • 144 p. • © 1993-2004 • broché • nombr. ill. couleur • 15 € • ISBN 2-7449-0476-7

Orchidées sauvages du Luberon

Roland Martin

Le Luberon, en Provence, offre aux orchidées un habitat et un climat privilégiés. Découvrir ces trésors de la nature est un enchantement.

Coll. "Luberon Images et Signes" • 16,5 x 22,5 cm • 224 p. • © 2005 • broché • env. 200 photographies couleur • 15 € • ISBN 2-7449-0468-6

Fleurs de Vanoise

Parc national de la Vanoise

Un guide qui recense 615 espèces florales du massif de la Vanoise, dont 500 illustrées par des photographies couleur.

12 x 18 cm • 320 p. • © 1993 • cartonné • 19,81 € • ISBN 2-85744-653-5

Splendeur et harmonie des plantes libres

Pierre Vignes

Grâce à de magnifiques planches photographiques, inhabituelles et originales, démarche scientifique et sens artistique s'allient à la découverte esthétique.

22 x 30 cm • 160 p. • © 2004 • 28,50 € • ISBN 2-7449-0450-3

Herbier vagabond

Claude Meslay, Aquarelles de M.-F. Delarozzière

Une initiation variée et passionnante à la promenade botanique.

22,5 x 26,5 cm • 160 p. • © 2002 • cartonné • aquarelles • 29 € • ISBN 2-7449-0331-0

Herbier des bords de l'eau

Claude Meslay, Aquarelles de M.-F. Delarozzière

150 plantes des lacs, étangs, mares, ruisseaux, canaux d'irrigation et leur voisinage immédiat. Un regard sur les zones aquatiques à la flore si riche.

22,5 x 26,5 cm • 176 p. • © 2004 • cartonné • aquarelles • 29 € • ISBN 2-7449-0387-6

Le Monde des cactées et autres succulentes

Joël Lodé

Un fichier de référence pour tous les "succulentophiles". Étymologie, description, reproduction et culture, habitat d'origine, sous ces quatre volets se décline, sur chaque fiche, ce qu'il convient de savoir concernant chacune des milliers de variétés que constitue cette somme encyclopédique.

25 séries de 96 fiches parues. 2300 variétés décrites.

10 x 18 cm • © depuis 1986 • tout en couleur • renseignements fournis sur demande

FAUNE

Le Thon de Méditerranée

La saga d'un poisson mythique

Patrick Mouton

Le thon de Méditerranée effectue chaque année de grandes migrations de plusieurs milliers d'individus. Une saga passionnante illustrée d'une iconographie abondante et variée.

Coll. "Mémoire de mer" • 27 x 21 cm • 144 p. • © 2004 • cartonné sous jaquette • photos couleur et N&B • 26 € • ISBN 2-7449-0408-2

Les Cétacés de Méditerranée

Jean-Michel Bompar – Préface Nicolas Hulot – Illustrations Julien Vergne

Un livre qui répond à la demande des nombreux plaisanciers, mais surtout à celle des naturalistes, enseignants et étudiants.

Coll. "Mémoire de mer" • 27 x 21 cm • 192 p. • © 2000 • photos et dessins couleur • cartonné sous jaquette • 25,92 € • ISBN 2-7449-0152-0

Vie secrète au royaume montagne

Les quatre saisons de la faune alpine

Brys Bonnal – Préface Allain Bougrain Dubourg
Saison après saison, des images sans équivalent, mais aussi un texte alliant avec beaucoup de finesse les atmosphères poétiques et les faits scientifiques.

24 x 23 cm • 144 p. • © 1997 • cartonné • photos couleur • 22,10 € • ISBN 2-85744-917-8

Faune du Luberon

Max Gallardo

Le Luberon offre à sa faune une grande diversité de climat et de types d'habitat. Cet ouvrage permet d'en aborder la connaissance selon ses milieux les plus typés.

Coll. "Luberon Images et signes" • 16,5 x 22,5 cm • 144 p. • © 1993 • broché • 13,73 € • ISBN 2-85744-663-2

Le Luberon des insectes

Parc naturel régional du Luberon

Un aperçu des 17 000 espèces d'insectes répertoriées dans le Luberon. Environ 150 d'entre elles, parmi les plus significatives, sont citées, dont une centaine illustrées de dessins, d'aquarelles et de gouaches.

Coll. "Luberon Images et Signes" • 16,5 x 22,5 cm • 120 p. • © 1998 • broché • nbr. ill. couleur • 12,96 € • ISBN 2-7449-0058-3

Garrigue secrète

Patrick Lorne

D'innombrables instants de vie des insectes de la garrigue, rythmés selon les quatre saisons. Chaque partie est introduite par un texte dans lequel l'auteur dévoile les mœurs de cette micro-faune et ses propres observations.

26 x 23 cm • 144 p. • © 1998 • relié sous jaquette • tout en couleur • 22 € • ISBN 2-7449-0035-4

Les Insectes, amis de nos jardins

Pourquoi et comment les protéger

Vincent Albouy, Jean-Paul Delfino

Coll. "Que la nature est belle !" • 17 x 23 cm • 136 p. • © 1995 • broché • 13,73 € • ISBN 2-85744-776-0

L'ARBRE

L'Arbre familial en Provence

De la vocation du platane et de quelques autres arbres

Annie-Hélène Dufour

Photos Martin Johansen et Annie-Hélène Dufour

Au travers de cet aperçu historique, le lecteur découvrira si le platane est réellement devenu l'élément végétal dominant, et quelle place il occupe dans les pratiques et les représentations des Provençaux.

16 x 24 cm • 112 p. • © 2001 • broché • photos couleur et N&B • 15,50 € • ISBN 2-7449-0296-9

Le Livre de l'Olivier

Marie-Claire Amouretti, Georges Comet

Les aspects culturels, économiques et cultureaux de l'olivier en Méditerranée.

224 p. • © 1999 • 15 € • ISBN 2-7449-0198-9-7

Liège de Méditerranée

Gérard Dessain, Margaret Tondelier

Le liège, ses mythes, ses utilisations. Un livre où découvrir origines, transformations, utilisations passées ou présentes du liège.

21,5 x 29 cm • 80 p. • © 1991 • cartonné • 14,94 € • ISBN 2-85744-548-2

Le Tilleul – Arbre d'amour, arbre de liberté

Guy Bontempelli

Le point sur les croyances, superstitions, culture, utilisation du bois, vertus thérapeutiques de cet arbre symbole.

24 x 27,5 cm • 168 p. • © 1989 • relié • 22,87 € • ISBN 2-907836-00-5

Le Noyer et la noix

J.-J. de Corcelles, J.-Y. Catherin et Robert Mazin

Ce livre répond à toutes les questions que l'on peut se poser sur cet arbre et sur ce fruit secret et méconnu.

160 p. • © 1995 • 14,94 € • ISBN 2-85744-791-4

Châtaignes et châtaigniers

en régions méditerranéennes françaises

G. Briane, C. Catoire, P. Challaye, J.-J. Gianni, R. et A. Sauvezon

Tous les usages propres au châtaignier et à ses fruits, comment on peut sauver, aujourd'hui, le patrimoine qu'il constitue, en vivre, l'aimer.

168 p. • © 2001 • 15,10 € • ISBN 2-7449-0186-5

LA FORÊT

La futaie irrégulière

Théorie et pratique de la sylviculture irrégulière, continue et proche de la nature

Max Bruciamacchie, Brice de Turckheim

Max Bruciamacchie, enseignant-chercheur à l'Engref, Nancy, et Brice de Turckheim, praticien forestier, associent ici leurs compétences pour présenter aux praticiens sylvicoles et à tous ceux qui s'intéressent au devenir de nos forêts, ce livre destiné à guider leur réflexion.

17 x 24 cm • broché • N&B et couleur • 288 p. • 29,50 € • ISBN 2-85744-304-8

Incendies de Forêt et argent public

Paul-Henry Fleur

Quelles interventions ? Quelle prévention ?

Quels résultats ? Une enquête objective et sérieuse.

192 p. • © 2004 • 18 € • ISBN 2-7449-0484-8

La Forêt méditerranéenne française

Alexandre Seigue

Des diagnostics et des réflexions, souvent à contre-courant des idées reçues, qui interpellent tout lecteur soucieux du devenir de la forêt française.

16 x 24 cm • 192 p. • © 1987 • broché • 14,49 € • ISBN 2-85744-304-8

L'Écologie prend le maquis

Forêt, biomasse, énergie

Daniel Alexandrian, François Binggeli

La ressource ligneuse – résidus sylvicoles ou agricoles, de débroussaillage, d'élagage – constitue un "or vert" à valoriser.

16 x 24 cm • 224 p. • © 1984 • broché • 14,94 € • ISBN 2-85744-190-8

L'Économie de la forêt

Mieux exploiter un patrimoine

Henri Prévôt

Une nouvelle approche qui embrasse tous les aspects de la forêt. L'auteur explique le blocage dont souffre ce secteur économique. Puis, il propose de nouveaux outils financiers et de nouvelles relations commerciales.

16 x 24 cm • 176 p. • © 1993 • broché • 19,52 € • ISBN 2-85744-651-9

La Déforestation en Afrique

Situation et perspectives

Jean-Roger Mercier

L'auteur fait ici le bilan de données rassemblées au cours de vingt années de carrière. Balayant nombre d'idées reçues sur la forêt tropicale, il met à plat les mécanismes de l'un des phénomènes majeurs de l'Afrique actuelle : sa déforestation.

16 x 24 cm • 150 p. • © 1991 • broché • 18,29 € • ISBN 2-85744-521-0

Les Arbres qui cachent la forêt

La gestion forestière à l'épreuve de l'écologie

Didier Carbiener

Après une analyse scientifique et technique critique de l'évolution de la gestion forestière en France, l'ouvrage présente les avantages d'une gestion écologique de la forêt en faveur de la préservation et de la restauration de la biodiversité, de l'accueil du public et de l'exploitation économique, dans le cadre d'un développement durable.

16 x 24 cm • 144 p. • © 1995 • broché • 18,29 € • ISBN 2-85744-793-0

L'EAU – LA MER

Les Inondations en France

Marcel Masson

Peut-on éviter ces inondations catastrophiques qui chaque année affectent différentes régions de France, mais aussi d'autres pays européens et d'autres continents ? Souvent, l'ampleur du problème est telle qu'il est a priori considéré comme insoluble.

Et pourtant l'analyse technique de quelques catastrophes récentes montre que leurs causes sont parfaitement identifiables, et qu'elles relèvent pour l'essentiel de la méconnaissance du fonctionnement des cours d'eau et de l'impact des modifications apportées par l'homme à ce fonctionnement.

L'urgence s'accroît aujourd'hui de définir et de mettre en œuvre une politique rationnelle d'aménagement du territoire et de planification spatiale, complétée par une nouvelle politique de gestion du ruissellement pluvial et d'aménagement des cours d'eau.

C'est ce que cet ouvrage présente, au travers de cas concrets illustrant des solutions alternatives déjà expérimentées sur le territoire national.

(à paraître octobre 2005)

Fragile Méditerranée

À la reconquête d'un équilibre écologique

Collectif – Institut océanographique Paul Ricard

Les meilleurs spécialistes dressent ici un état des lieux remarquablement illustré concernant tous les aspects sensibles de cette mer tant sollicitée pour l'exploitation de ses ressources et pour les loisirs.

23 x 30 cm • 252 p. • © 1996 • relié • abondante ill. couleur et N&B, tableaux, schémas, cartes • 30,34 € • ISBN 2-85744-843-0

L'AIR

La Pollution de l'air

Causes, conséquences, solutions

Philippe Arquès

Effet de serre, pluies acides, couche d'ozone... L'homme de la rue découvre, effaré, que les conquêtes de la science menacent en retour l'équilibre de la planète et sa propre santé.

Qu'en est-il exactement ? Comment faire la part entre ce qui relève de l'information alarmiste et ce qui doit réellement être remis en cause ?

21 x 30 cm • 250 p. • broché • nombreux schémas • 22 € • ISBN 2-85744-986-0

