

MEDITERRANEA

SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS

1997 Época II N° 16



COMITÉ EDITORIAL: Ch. P. BLANC
G.U. CARAVELLO
S.G. CONARD
A. FARINA
A. FERCHICHI
M. MANSOUR



UNIVERSIDAD DE ALICANTE
DEPARTAMENTO DE ECOLOGÍA. FACULTAD DE CIENCIAS.

Contenidos

- 05 LA DÉGRADATION ÉCOLOGIQUE AU RIF MAROCAIN: NÉCESSITÉS D'UNE NOUVELLE APPROCHE.
L. Taiqui
- 19 CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA HISTORIA DE LA VEGETACIÓN DE LA PROVINCIA DE SEVILLA. ANÁLISIS POLÍNICO DEL YACIMIENTO ARQUEOLÓGICO DE «LOS MOLARES».
Pilar López García, José Antonio López Sáez
- 23 ELÉMENTS HISTORIQUES D'ANALYSE ÉCOLOGIQUE DES PAYSAGES DU RIF OCCIDENTAL (MAROC).
Lahcen Taiqui, Carlos Martín Cantarino
- 37 LEAF AND CANOPY BOUNDARY LAYER CONDUCTANCES OF TWO SEMIARID SPECIES (*RETAMA SPHAEROCARPA* L. BOISS, AND *STIPA TENACISSIMA* L.)
F. Domingo, M.J.Moro, G. Sánchez, A.J. Brenner, P.R. van Gardingen
- 45 UNIDADES AMBIENTALES EN LOS AGROSISTEMAS DE MONTAÑA DE LA PROVINCIA DE ALICANTE. BASES DE SU CARACTERIZACIÓN
J. Martín, J.E. Martínez, E. Seva, L. Taiqui, V. Peiró, A. Pastor, C. Martín
- 57 LA COMUNIDAD ORNÍTICA ESTIVAL EN UN SISTEMA AGROFORESTAL DEL NORTE DE MARRUECOS. ANÁLISIS PRELIMINAR A ESCALA DEL PAISAJE
V. Peiró, A. Molina
- 65 STRUCTURE OF *QUERCUS SUBER* FORESTS IN CHEF-CHAOUEN BASIN (NE. MOROCCO). IMPLICATIONS ON MANAGEMENT AT A LANDSCAPE SCALE
Antonio Pastor-López, Lahcen Taiqui, Hassan Bouziane, Hassan Riadi, Joaquín Martín Martín

NOTES FOR THE AUTHORS / NOTAS PARA LOS AUTORES

SUBJECTS

Ecology
Natural Resources
Landscape
Environmental Management

Manuscripts typed on duplicate on one side of the sheet only, should be sent to the magazine direction: *Mediterranea. S.E.B.Dep. Ecologia. Universidad de Alicante. Ap. 99 (03080 Alicante) Spain.* All authors are kindly requested to send their papers in writing, but namely on MS DOS/IBM compatible disks, using MS-WORD or WORD PERFECT program. Every paper should conform to the following rules:

LANGUAGE: Spanish, English, French or Italian.

NAME OF THE AUTHORS: preceded by the full first name without abbreviations.

ADDRESS: Institutional address of author(s) (Institutions, Research Centre, University), telephone, fax..

TITLE: concise but detailed enough, without abbreviations (max. 60 strokes).

ABSTRACTS: in English and French, whatever it might be the language of the paper. The length should not exceed 1500 strokes.

PARAGRAPHS: should be arranged as follows: (contents) introduction without title, paragraphs with short titles (max. 50 strokes), conclusions, acknowledgments (if required), references.

REFERENCES: should include only publications mentioned in the text. References to unpublished informations (reports, personal communications, etc.) should be included between parentheses in the text. The bibliography should be presented in conformity with the following patterns:

GOSZ, J.R. and SHARPE, J.H. 1989. Broad-scale concepts for interactions of climate, topography, and biota and biome transitions. *Landscape Ecology* 3:229-243.

PIANKA, E. 1986. Ecology and natural history of desert lizards. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

GOLDSMITH, V. 1979. Coastal dunes. In: R.A. Davis (ed.), *Coastal sedimentary environments*. New York:Springer-Verlag.

CORRECTIONS TO THE PROOF: will be done by the editorial staff. Authors are kindly requested to submit a clear and final paper.

TABLES: each table should be on a separate sheet, numbered consecutively, with a legend. The writing method admitted is: computer writing in TIF files.

GRAPHICS AND DRAWINGS: separated from the text, should be lettered on white or glossy paper, in black and white in compatible disks. TIF format. They should be clearly "constructed", with sufficiently big letters within the block of the graph.

ILLUSTRATIONS: photographs (slides preferably), rigorously in black and white, should be numbered and lettered.

NOTES: they should be numbered and referred to in the text. They should be compiled on separate sheets.

LENGTH: preferably between 5 (min.) and 25 (max.) typed pages. The number of illustrations, tables and graphs should be proportional to the length of the text.

REPRINTS: the publisher provides 10 free copies of review on request.

The articles are reviewed by the editorial staff to be conformed for their publication.

LOS TRABAJOS VERSARÁN SOBRE ASPECTOS DE ECOLOGÍA, RECURSOS NATURALES, PAISAJE, GESTIÓN AMBIENTAL, EN LOS ECOSISTEMAS DE LA CUENCA MEDITERRANEA.

Los manuscritos mecanografiados a doble espacio y por una sola cara se enviarán a la dirección del Departamento de Ecología de la Universidad de Alicante, Ap. 99 (03080 Alicante, España) -Revista *Mediterranea*-. Los autores deberán enviar original y dos copias, así como en disquette compatible en programas de tratamiento de texto MS-WORD o WORD PERFECT.

LENGUA: redactados en español, inglés, francés o italiano.

NOMBRE DE AUTORES: apellidos y nombres sin abreviaciones.

DIRECCION: dirección profesional (Organización, Centro de Investigación, Universidad,...)teléfono, telefax.

TÍTULO: conciso y completo, sin abreviaciones (max. 60 espacios).

RESÚMEN: después del título, un resumen en inglés y otro en francés, de 1500 espacios como máximo, independientemente de la lengua utilizada en el texto del trabajo PARÁGRAFOS: El manuscrito debe respetar el siguiente orden: (contenido) introducción sin título, párrafos con títulos cortos (max. 50 espacios), conclusiones, agradecimientos (si procede), referencias bibliográficas.

REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS: obligatorias para las publicaciones citadas en el texto. Las referencias de información no publicada (informes, comunicación personal...) se incluyen en el texto entre paréntesis. La bibliografía se presentará según los modelos siguientes:

GOSZ, J.R. and SHARPE, J.H. 1989. Broad-scale concepts for interactions of climate, topography, and biota and biome transitions. *Landscape Ecology* 3:229-243.

PIANKA, E. 1986. Ecology and natural history of desert lizards. Princeton University Press. Princeton, New Jersey.

GOLDSMITH, V. 1979. Coastal dunes. In: R.A. Davis (ed.), *Coastal sedimentary environments*. New York:Springer-Verlag.

CORRECCIÓN DE PRUEBAS: será realizada por la redacción de la revista, aunque los autores deben enviar un texto muy claro y definitivo. Si se hallan deficiencias notorias en el texto, el trabajo será remitido a los autores de inmediato.

TABLAS: cada tabla en página por separado, numeradas siguiendo el orden de aparición en el texto y llevarán leyenda. El método de escritura admitido es la escritura de ordenador en formato TIF.

GRÁFICAS Y DIBUJOS: presentados en papel blanco no reciclado, exclusivamente en blanco y negro. Las láminas en color deberán ser costeadas por los autores. Gráficas y dibujos deben ser presentados de forma que, modificando su dimensión, no se vea modificada su comprensión. Deberán acompañar las leyendas al gráfico, suficientemente grandes e incluidas en la caja del mismo. Es obligatorio acompañar archivo en disco compatible y formato TIF.

ILUSTRACIONES: las fotografías (preferible diapositivas), exclusivamente en blanco y negro, separadas del texto, con leyenda y número de orden, posición en el texto, etc.

NOTAS: excepcionalmente se incluirán notas a pie, pero éstas deben ir en hojas separadas y debidamente numeradas.

EXTENSIÓN: el texto comprenderá una extensión de 5 (min.) a 25 (max.) páginas mecanografiadas. El número de gráficos, dibujos y fotografías debe ser proporcional al tamaño del texto.

SEPARATAS: el editor suministrará 10 copias por artículo a los autores.

La dirección de la revista se reserva el derecho de revisar los trabajos presentados con el fin de adaptarlos a la publicación

MEDITERRANEA. Serie de Estudios de Ecología Terrestre de ámbito mediterráneo.
ANALES DE LA UNIVERSIDAD DE ALICANTE

COMITÉ CIENTÍFICO:

Ch. P. BLANC. *Lab. Zoogéographie. Université Montpellier III. Francia.*
S.G. CONARD. *USDA Forest Service. Riverside. U.S.A.*
A. FARINA. *Lab. Ecologia del Paisaje. Museo Historia Natural. Aulla. Italia.*
A. FERCHICHI. *I.R.A. Medenine. Túnez.*
M.MANSOUR. *Institute of Ecological Chemistry. GSF-Munich. Alemania.*
G.U.CARAVELLO. *Istituto di Igiene. Università di Padova. Italia.*

COMITÉ EDITORIAL:

A. Pastor, J. Martín, G. López, E.Seva.

DIRECCIÓN:

Eduardo Seva. *Dep. Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.*

SECRETARÍA:

Antonio Pastor López. *Dep. Ecología. Universidad de Alicante.*

EDITA:

Servicio de Publicaciones. Universidad de Alicante.

CORRESPONDENCIA:

Departamento de Ecología. Fac. de Ciencias. Universidad de Alicante.
Ap. 99 03080 Alicante. España.
Teléfono de Secretaría: 96/5903400 ext. 3374
Fax: Rev. Mediterránea. Dep. Ecología. 96/5903464

I.S.S.N.0210-5004

Deposito Legal: A-1059-1984.....

Composicion e impresion: Gráficas ESTILO, s.c. Alicante

La dégradation écologique au Rif marocain: nécessités d'une nouvelle approche

L. Taiqui¹

RESUME:

Au Nord du Maroc, les paysages montagneux du Rif sont soumis aux grands changements socio-économiques du XXe siècle. Ces changements sont à l'origine des contraintes démographiques, économiques et politiques affectant les structures naturelles et culturelles des paysages rifains traditionnels. Trois principaux aspects permettent d'interpréter la complexité des interactions entre les systèmes écologiques et socio-économiques au Rif: (1) l'accroissement des besoins alimentaires et énergétiques des populations locales qui est lié à la croissance démographique continue, (2) l'extension des cultures illicites du kif qui représentent la principale ressource économique de la région et (3) la nature de la politique nationale centrale, illustrée par les orientations et les instruments de gestion forestière. Les interactions entre les systèmes écologiques et ces différentes composantes socio-économiques et institutionnelles déterminent divers processus de dégradation du sol et perte de biodiversité.

L'insoutenabilité de la situation actuelle au Rif marocain nécessite de nouvelles stratégies de développement et de nouvelles approches de recherche scientifique. Dans l'objectif d'un développement soutenable, la connaissance des modèles d'organisation, de fonctionnement et d'évolution des paysages rifains est fondamentale pour fournir à la recherche écologique de nouvelles perspectives théoriques et appliquées.

ABSTRACT:

In the North of Morocco, the mountain landscapes of the Rif are submitted to the strong socio-economic changes of the XXth century. These changes originate demographical, economical and political constraints that affect both natural and cultural structures of the traditional rifian landscapes. Three principal aspects permit to interpret the interactions complexity of ecological and socio-economical systems of the Rif: (1) the increase of nutritional and energetic needs of local populations who is connected to the continued demographic growth, (2) the illicit agriculture of the kif, who constitute the principal economic resource of the region, and (3) the nature of the central national politic, illustrated by

the orientations and instruments of forestry management. The interactions between ecological systems and these different socio-economic and institutional components determines various processes of soil degradation and biodiversity loss.

The unsustainable actual situation at the Rif mountains necesite new development strategies and new research approaches. In the objectif of a sustainable development, the knowledge of landscape patterns, function and changes is fundamental to provide new theoretic and applied perspectives for ecological research.

INTRODUCTION:

La dégradation écologique, au sens large du terme, est une propriété générale du système socio-économique actuel dont les impacts sont directement ou indirectement provoqués au niveau global (DI CASTRI & HANSEN, 1992). Dans les pays en développement, les conséquences écologiques de cette globalisation sont particulières. Caractérisés jusqu'à une date récente par l'étendue de grands systèmes naturels ou semi-naturels, ces pays sont actuellement épuisés par la déforestation, la surexploitation et leurs conséquences écologiques liées aux transformations brutales et rapides des conditions socio-économiques. En Afrique méditerranéenne, le surpâturage et la forte densité humaine sont souvent évoqués dans l'interprétation de l'avancée du désert dans ces régions arides et semi-arides.

Dans le cas des montagnes du Rif, au Nord du Maroc (fig.1), la déforestation et le surpâturage liés à des grandes pertes des ressources édaphiques résument la situation actuelle des paysages sud-méditerranéens. Cependant, ces paysages montagneux, jeunes par leur géologie et leurs reliefs contrastés et attirants par leurs mosaïques de forêts, matorrals et champs cultivés, maintiennent encore plusieurs aspects de leurs structures traditionnelles. Malgré la pression démographique intense, le recours aux cultures illicites du kif (haschish ou *Cannabis sativa* var. indica) constitue une ressource économique très considérable; sans aller jusqu'à devenir une monoculture, les petites parcelles du kif assurent la vitalité des paysages rifains et renforcent leurs structures traditionnelles tout en transformant la région en une plate-forme internationale des réseaux de narco-trafiquants. Aujourd'hui, alors que les rapports nationaux et internationaux se multiplient condamnant ce type de culture et ses conséquences, les différentes solutions envisagées sont purement économiques et sont présentées dans le cadre général du même modèle de développement qui en est à l'origine.

Dans cet article, la complexité écologique au Rif est abordée en trois étapes: (1) l'examen des principaux facteurs naturels et socio-économiques intervenant au niveau du paysage, (2) la révision des conséquences écologiques de ces interventions selon les interprétations écologiques courantes, et (3) la proposition d'un modèle hypothétique de recherche et d'aménagement écologique.

¹ Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université A. Essaâdi. B.P. 2121. 93000 TETOUAN, MAROC.

Adresse actuelle: Departamento de Ecología. Universidad de Alicante. Ap. C. 99. 03080 ALICANTE, ESPAÑA.

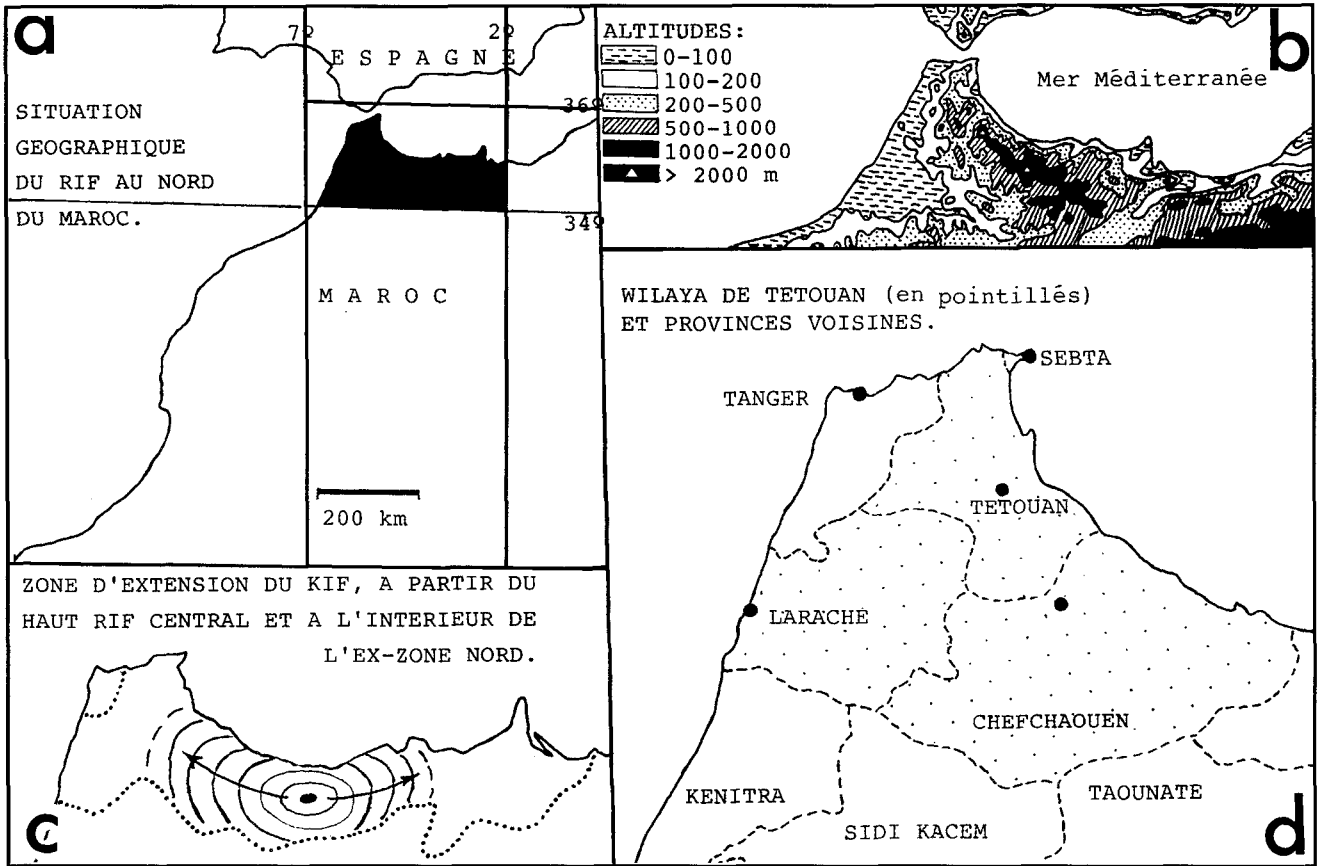


Fig. 1. Le Maroc, zone montagneuse d'extension du kif et provinces du Rif occidental.

A: Localisation du Rif au Nord du Maroc.

B: Représentation simplifiée des niveaux hypsométriques au Nord du Maroc.

C: Extension, à l'intérieur des limites de l'ex-zone Nord, des cultures du kif à partir des montagnes du Rif central.

D: Limites administratives des provinces du Rif occidental.

LES DETERMINANTS ECOLOGIQUES ET SOCIO-ECONOMIQUES DES STRUCTURES ET DYNAMIQUES DES PAYSAGES RIFAINS:

Typiquement méditerranéen, le Rif, sur la rive Sud de la Mer d'Alboran, s'individualise par sa nature, son histoire et ses problèmes. Sa situation latitudinale, sa géologie, son orographie et son exposition aux influences maritimes humides représentent les principaux facteurs de son originalité naturelle (BENABID, 1982). De même, l'ancienneté de la population humaine et ses caractéristiques historiques et culturelles sont étroitement liées à l'évolution des paysages semi-naturels du Rif. Leur transformation actuelle est la résultante des conflits entre les dimensions culturelles et écologiques face aux phénomènes socio-économiques et institutionnels provoqués depuis le début du siècle. L'intégration de la dynamique écologique régionale dans son contexte global est particulièrement marquée par l'im-

plication des forces du marché international des drogues (fig. 2).

1° Composantes naturelles et culturelles:

Par rapport à l'ensemble des montagnes nord-africaines, la situation géographique privilégiée du Rif entre l'Atlantique et la Méditerranée, lui confèrent une originalité climatique dont la combinaison avec la diversité orographique et géologique régionale favorisent une grande richesse écologique (BENABID, 1983a). Dans la partie occidentale et centrale de ces montagnes, l'élévation altitudinale exposée à l'humidité et à la douceur des influences climatiques atlantiques et méditerranéennes favorisent le développement d'une végétation forestière luxuriante. Du thermoméditerranéen à l'oroméditerranéen, l'étagement de cette végétation est très affecté par l'hétérogénéité des expositions et des substrats géologiques.

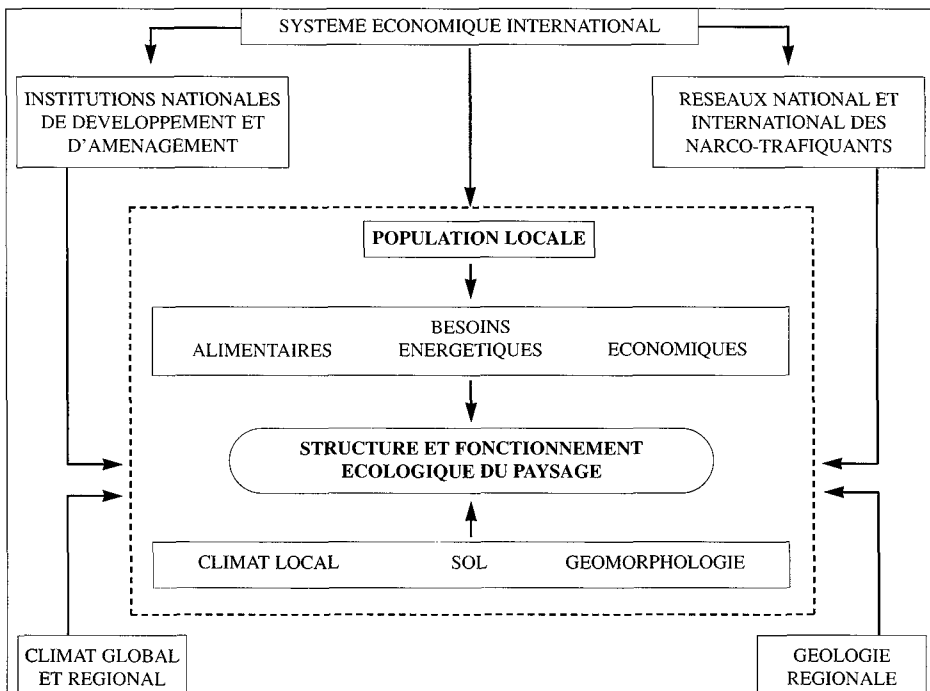


Fig. 2. Modèle schématique des principaux facteurs socio-économiques et écologiques intervenant dans la structuration et le fonctionnement des paysages rifs actuels.

En plus de ces facteurs naturels, l'ancienneté de la présence humaine constitue une composante fondamentale dans la structuration et le fonctionnement de ces paysages. Le conservationnisme caractéristique des montagnards, l'urbanisation historique qui remonte aux premières civilisations méditerranéennes, l'arabisation profonde et le rôle joué par la région dans le développement et l'épanouissement du sofisme marocain sont des constituants essentiels du paysage culturel rifain. A partir du XVI-XVIIe siècles, suite à la stagnation économique du Maroc et son repli sur lui-même, la région a subi une régression générale vers un système économique de subsistance (TAQUI & MARTIN, 1997). D'un système de demande de productions commerciales naturelles et agraires variées, le Rif est passé à une économie autarcique dont la relation avec l'extension de la végétation naturelle est démontrée par les analyses polliniques (REILLE, 1977). Ces changements ont représenté au niveau du paysage la disparition de plusieurs centres urbains et l'organisation spatiale des agrosystèmes traditionnels sur de petites étendues limitées autour des hameaux et des petites villes persistantes. En montagne, ces agrosystèmes bordés de matorrals étaient, jusqu'à la veille du protectorat espagnol, presque entièrement noyés dans une matrice forestière hétérogène. Ces unités répétitives rappelant la structure typique du modèle de Von Thünen sont encore reconnaissables (EL GHARBAOUI, 1981; FAY, 1979; MAURER, 1968). Malgré les transformations socio-économiques de ce siècle et leurs répercussions certaines au niveau du paysage, la population locale

semble, grâce à son passé historique, relativement mieux disposée à subir les conséquences du changement sans que cela entraîne une désintégration totale des agro-écosystèmes traditionnels.

En considérant l'exemple du seul paysage autour de Chefchaouen, ville-témoignage d'une histoire écologique riche et vivante, la haute diversité écologique, fortement concentrée dans l'espace, est représentée par une vallée majestueuse occupée par une subéraie étendue et dominée par les conifères et les forêts caducifoliées de montagne. Au niveau du massif calcaro-dolomitique de Talasemtane, QUEZEL et al. (1990), parlent, à propos du paysage endémique de la sapinière (*Abies maroccana*, *Cedrus atlantica*, *Pinus nigra* subsp. *mauritanica*, *Acer granatensis*, *Quercus rotundifolia*, *Pinus pinaster* subsp. *maghrebiana*), d'un véritable pôle de diversification des essences forestières en Afrique du Nord. Face à la dorsale calcaire, le massif gréseux de Bou-Hachem (*Cedrus atlantica*, *Quercus pyrenaica*, *Q. canariensis*, *Q. rotundifolia*, *Pinus pinaster* subsp. *maghrebiana*, *Alnus glutinosa*, *Prunus lusitanicum*, tourbières à *Sphagnum auriculatum*...) représente une valeur biologique exceptionnelle et un intérêt biogéographique irremplaçable (SAUVAGE, 1958).

La représentation verticale de ce paysage (fig. 3a) montre l'importance de l'hétérogénéité spatiale dominée par la couverture forestière. Elle indique l'étendue et l'étagement altitudinal de la végétation (du thermoméditerranéen au montagnard supérieur) liés aux variations climatiques naturelles (subhumide, humide et perhumide). La

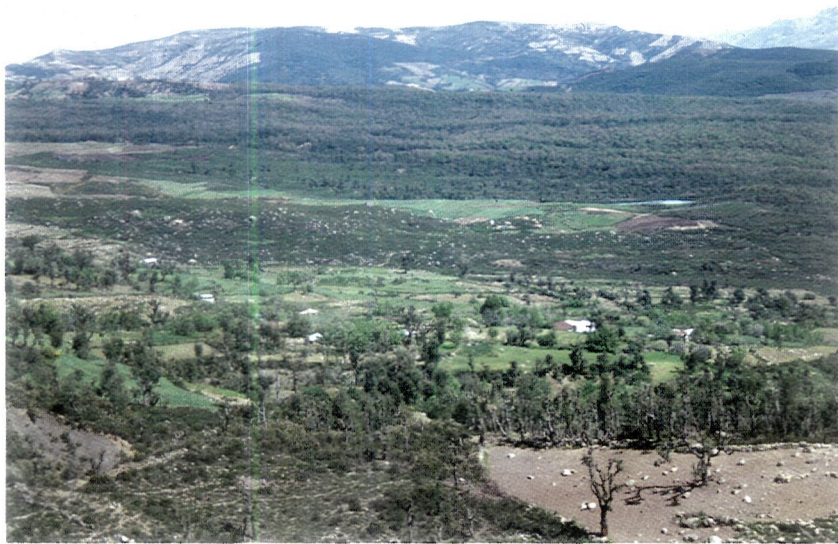
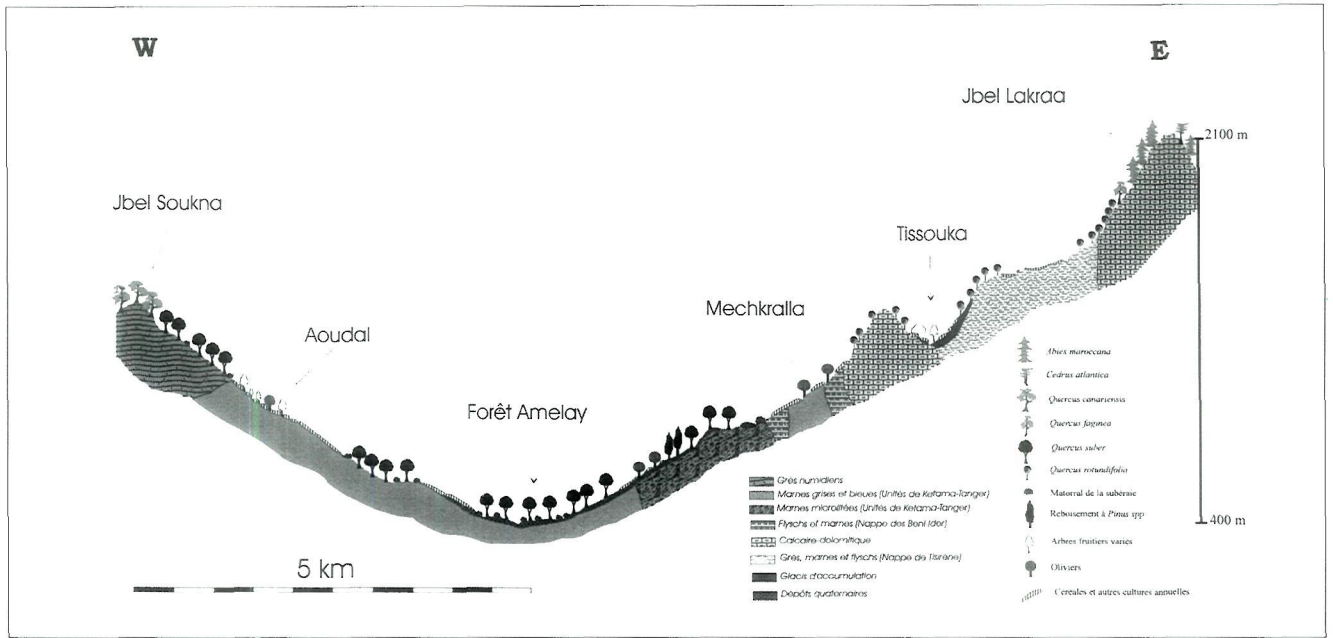


Fig. 3. Diversité horizontale et verticale au niveau du paysage de Chefchaouen. A: Transect, B: Diapositive 1.

variation lithologique contribue dans cette hétérogénéité en opposant la végétation calcifuge des terrains siliceux (*Quercus suber* et *Q. canariensis*) à la végétation calcicole des terrains calcaires (*Q. rotundifolia*, *Q. faginea* et *Abies maroccana*). Elle permet également de constater la position préférentielle des habitats humains et des occupations agricoles du sol au niveau du contact des roches dures avec les matériaux imperméables où jaillissent des sources d'eau permanentes. Ces habitats humains (*dshar-s*) dominent des cultures irriguées et fruitières auxquelles succèdent vers le bas des cultures extensives non irriguées.

Toutefois, l'observation directe de l'organisation hori-

zontale des occupations du sol permet une meilleure lecture des interactions écologiques qui traversent le paysage (fig. 3b). Au milieu de la photographie, autour du noyau d'habitat humain traditionnel (Dshar Boubyen sur le versant Est du Jbel Bou-Hachem), la grande hétérogénéité suggère la présence d'une importante diversité naturelle au sein du "jnan" irrigué (cultures variées, haies, terrasses, arbres fruitiers, marabout constitué d'arbres naturels sacrés, etc.). Autour de ce système bocager, s'étendent des matorrals et des cultures extensives de céréales et légumineuses dont le contact avec la végétation naturelle indique une éventuelle expansion des parcelles cultivées. C'est ce

que représente le premier plan de la photographie; la parcelle récemment défrichée contient encore quelques arbres de Chêne liège; à côté, le matorral à cistes est extrêmement appauvri par le pâturage. La subéraie, au dernier plan, est rendue très hétérogène par les incendies, le parcours et l'exploitation du bois.

2° Particularités démographiques des montagnes du Rif occidental:

Si du point de vue économique, l'accroissement démographique ne s'oppose pas à l'idée de croissance et de progrès continu, la vision globale de l'écologie affirme, au contraire, que cet accroissement est par définition incompatible avec un développement soutenable (EHRlich, 1995). Dans les pays en développement, la poussée démographique et la pauvreté du milieu rural se traduisent généralement par une pression destructive des sols dont les conséquences sont largement représentées par l'exode rural. Selon SOMMA (1991), il s'agit plutôt d'un exode écologique dont les dimensions peuvent être énormes pendant certaines périodes critiques; c'est le cas par exemple en Afrique du Nord où, suite à la sécheresse des années 1981-1983, environ dix millions de personnes ont quitté les campagnes vers les portes des villes.

Au Maroc, la population totale est passée d'environ 4.5 millions d'habitants en 1900 à plus de 26 millions en 1994; le taux de population urbaine qui ne représentait pas plus de 1% au début du siècle, a rapidement atteint 51.4% en 1994 (REFASS, 1988; BENCHEIKH, 1995). Cette

explosion démographique et l'exode rural qui l'accompagne concernent l'ensemble du territoire national. Cependant, la distribution humaine entre les milieux rural et urbain est très irrégulière d'une région à l'autre. A partir des données du recensement de 1994 (Direction de la Statistique, 1995), le taux de population rurale supérieur à 90% dans les Provinces de Chefchaouen et Taounate représente un cas extrême. Se maintenant si élevée et si opposée à la tendance nationale, la prédominance de la population rurale de ces deux provinces, occupant la majeure partie des montagnes du Rif central et occidental (fig. 1d), traduit des différences très prononcées relativement à l'ensemble du pays. Au niveau du Rif occidental, sans tenir compte de la population de la Province de Tanger (83,8% de population urbaine), les différences entre Chefchaouen et les deux autres provinces de la Wilaya de Tétouan (Tétouan et Larache) sont très significatives (fig. 4). La Province de Chefchaouen se caractérise par la majorité écrasante de sa population rurale sensiblement égale à la somme des populations rurales de Tétouan et Larache (fig.4a). Le rythme de croissance démographique de cette population rurale de Chefchaouen est accéléré: de 25% entre 1971 et 1982, il est passé à 42% entre 1982 et 1994. Cette accélération de la croissance démographique dans les montagnes de Chefchaouen est illustrée par l'évolution du taux d'accroissement moyen annuel (fig.4b). Son augmentation est très considérable dans le milieu rural chefchaounais par rapport aux milieux rural et urbain dans le reste de la Wilaya.

En considérant l'interdépendance entre les besoins en

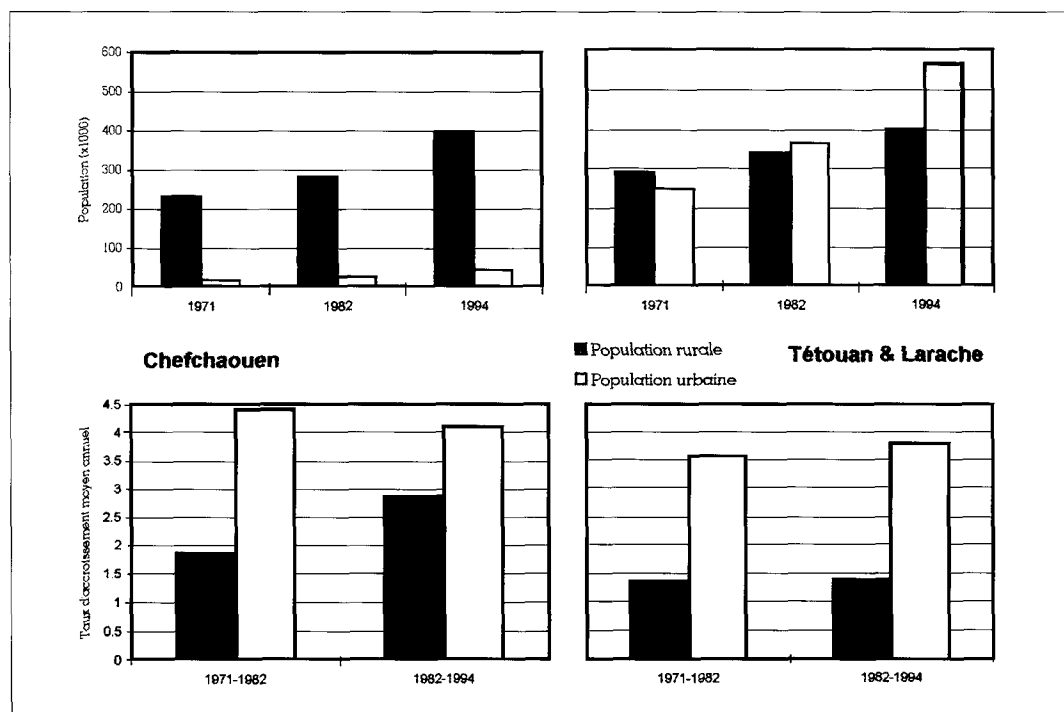


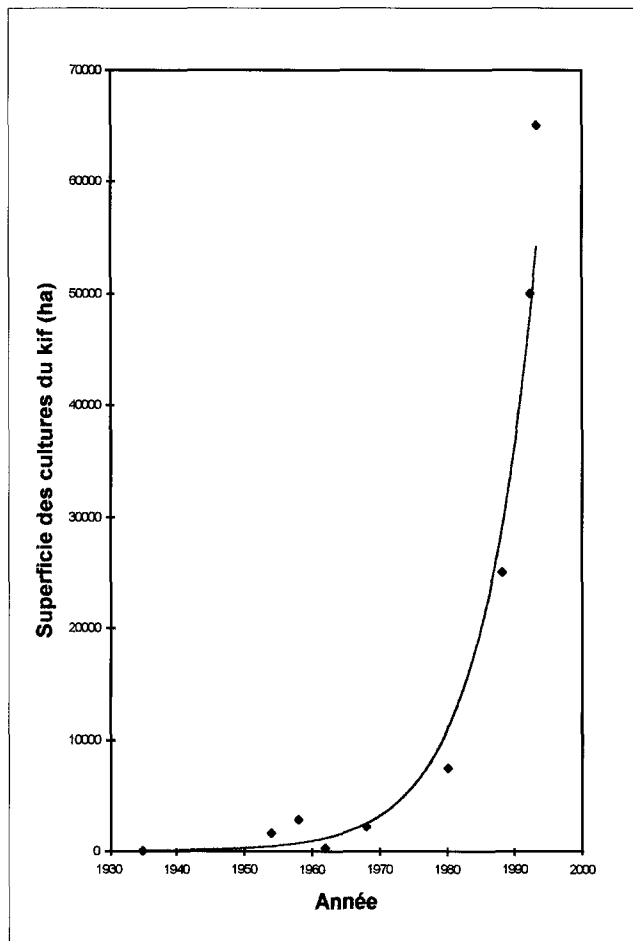
Fig. 4. -Particularités démographiques de la population rurale de la Province de Chefchaouen en comparaison avec les deux autres provinces de la Wilaya de Tétouan. A: Croissance des populations urbaine et rurale, B: Taux d'accroissement moyen annuel de la population.

ressources énergétiques et nutritionnelles (PIMENTEL *et al.*, 1986), cet accroissement démographique de la population rurale, sans altération émigratoire notable, implique l'accroissement de l'exploitation du bois et l'extension des champs de cultures agricoles. L'ensemble des activités agrosylvopastorales des paysans doit fournir également d'autres revenus économiques nécessaires pour la subsistance en montagne tels que l'approvisionnement en moyens d'exploitation, matériaux et besoins domestiques. Il est donc tout à fait logique de considérer que ces fortes demandes nutritionnelles, énergétiques et économiques doivent se traduire de façon insoutenable au niveau social. Pour les besoins en combustible et les compléments fourragers, les femmes doivent se procurer, dans des conditions insupportables, du bois et des branchages dont les quantités sont de plus en plus insuffisantes (HAJJARABI, 1991). Leur vie est tellement occupée par la recherche du bois, qu'elles n'ont plus de temps à consacrer à l'éducation et à la nutrition des enfants. Ces derniers, très tôt intégrés dans les charges pénibles du travail rural, ne font que perpétuer pour les générations futures des conditions de plus en plus difficiles à

résoudre. En ville, la détérioration des conditions de vie et les problèmes urbains d'eau potable, décharges et épuration, pour ne citer que les besoins les plus élémentaires d'une vie urbaine saine, sont devenus insurmontables.

3°/ Les ressources économiques:

Dans les montagnes rifaines, la grande densité humaine ne peut être expliquée que par la présence de ressources économiques capables de la supporter. Les paysans doivent subsister, et pour y parvenir, l'agriculture traditionnelle n'est plus suffisante. En fait, l'importante ressource économique des zones montagneuses du Rif central et occidental est incontestablement le haschish. Ses revenus d'environ 2000 kg/ha (McNEILL, 1992) sont "20 à 30 fois supérieurs (...) à ceux d'une bonne récolte d'orge ou le double de la somme moyenne transférée dans l'année par un émigré en Europe" (MAURER, 1992b). Grâce à leur adaptation à la géographie et aux circonstances du marché (McNEILL, 1992), ces cultures illicites se sont rapidement étendues à partir du Rif central humide vers le Rif occidental et les zones semi-arides du littoral méditerranéen



Année	Superficie (ha)	Source
1934-35	21	RODA JIMENEZ (1941) (In MAURER, 1968)
1954	1672	Enquête Officielle (In MAURER, 1968)
1958	2909	Enquête Officielle (In MAURER, 1968)
1961-62	290	DERRO (In MAURER, 1968)
1968	1500-3000	MAURER, 1968
1980	5000-10000	O.G.D. (1994)
1988	25000	McNEILL (1992)
1992	50000	DISCOURS ROYAL en 1993
1993	65000	O.G.D. (1994)

Tableau I. Différentes estimations des superficies des cultures du kif durant les soixante dernières années.

Fig. 5. Expansion des superficies cultivées par le Cannabis au Rif. Les Points représentent les valeurs du Tableau I. Pour la courbe d'ajustement exponentiel: $R^2=91\%$

(fig. 1c). A partir des estimations effectuées par différentes sources officielles et bibliographiques, l'ajustement exponentiel de l'expansion des cultures du kif en fonction du temps est hautement significatif (Fig. 5).

Par violation des lois officielles, les Jbala-s et les Rifains représentent peut être l'équivalent rural de l'explosion du secteur informel ou clandestin en ville, qui fait vivre des millions de personnes en démontrant "la défaillance du mode administratif de gestion et le prix trop élevé de la légalité" (SALAH DINE, 1991). Or, dans le cas du kif, il ne s'agit pas seulement d'une activité économique illicite. En effet, les dimensions des répercussions écologiques, culturelles, sociales, économiques et politiques du kif sont difficiles à cerner. Par sa grande rentabilité économique, il proportionne aux populations locales des revenus satisfaisants leur permettant de subsister tout en exposant la région aux dangers d'un système spécialisé et inflexible. Les dispositions gouvernementales prises dans les toutes dernières années et les pressions exercées par les pays européens pour trouver des solutions au problème du kif indiquent la gravité de la situation (ROYAUME DU MAROC, 1994).

Par ailleurs, plusieurs indices observés dans la région et rencontrés dans la littérature poussent à penser que les populations montagnaises investissent une partie importante des revenus du kif dans l'amélioration de l'agriculture et des conditions de vie en montagne. Une étude récente sur l'agriculture dans la Province de Chefchaouen indique, sans tenir compte des revenus des cultures du kif (difficiles à évaluer), que les différents types d'exploitations agricoles sont caractérisés par la diversité du cheptel et des cultures maraîchères, arboricoles, céréalières et légumineuses dont une grande partie est destinée au marché; la part des revenus hors exploitation ne dépasse pas 8% en moyenne (CHAKROUNI, 1994).

4^o/ La politique de gestion forestière:

Datant du siècle dernier, longtemps avant l'apparition du concept de développement soutenable, le thème de la conservation des ressources environnementales n'est pas nouveau. Il n'est pas du tout étrange que, partout dans les pays en développement, les premières lois coloniales relatives à la législation forestière considéraient l'appropriation des domaines forestiers comme oeuvre "civilisationnelle" de protection du patrimoine naturel contre l'exploitation "anarchique" des indigènes. Dans ce cadre, la loi forestière marocaine, ordonnée autour du Dahir du 10-10-1917 relatif à la délimitation du domaine privé de l'Etat, a été "élaborée dans un souci de conservation et de développement, et renforcée par une fonction de contrôle qui assoie l'exercice du pouvoir de l'Etat" (Colloque National sur la Forêt, 1996). Selon PLIT (1983), à cette première phase

d'élaboration du système législatif d'interdictions et d'ordonnances, succède la phase des travaux de Défense et Restauration des Sols par la dépossession des populations locales de leurs terres communales suivie de l'accélération des reboisements dont les travaux du projet Développement Economique et Rural du Rif Occidental (DERRO). Cette succession continue entre l'époque coloniale et post-coloniale a été soldée par un large échec (PLIT, 1983) dû à la nature des objectifs et aux contraintes imposées aux montagnards par l'administration au nom de l'intérêt national (MAURER, 1992a). C'est ce qui explique l'extension des défrichements permanents, les résultats médiocres des oliviers du DERRO ou leur refus par des villages et l'échec presque total de la tentative de "reconstitution du vignoble rifain" des années 1959-1964 (FAY, 1979).

Au Maroc, "à l'égard des projets et des idées techniques des administrateurs et des ingénieurs, la société rurale, dans son ensemble, manifeste une prudence expectative et une ferme résistance à des bouleversements dont elle ne voit pas clairement l'issue et à la participation desquels elle ne préside pas" (PASCON, 1977). Selon FAY (1979), il faut redonner aux collectivités locales "une partie du pouvoir dont elles étaient dépossédées depuis la période coloniale"; "toutes les connaissances empiriques qui existent dans la paysannerie doivent être revivifiées; il faut encourager les initiatives créatrices capables de rendre aux Jbala, sous des formes nouvelles, quelque chose de l'autonomie dont ils disposaient dans le passé". En réalité, ce genre d'appels à la participation des paysans, partout connu dans les pays en développement soumis aux recommandations des puissances économiques internationales (FUNNELL, 1994; STOCKING, 1995) a été précédé, au Maroc, par la naissance du Dahir du 20-9-1976 relatif à la participation de la population au développement de l'économie forestière. Malgré l'absence de textes d'application de ce Dahir, il s'agit bien d'une troisième phase des programmes d'aménagement sylvo-pastoral mais dont les résultats ne sont pas plus que des rapports et des recommandations (PLIT, 1983). Un de ces programmes sans effets durables est le projet Tanghaya au sud de Chefchaouen, où les apparences de réussite ont été rapidement démenties par l'incourable invasion du kif (FAY, 1984).

A l'occasion du dernier Colloque National sur la Forêt (1996), le thème central était toujours le partenariat et l'appel à la participation des collectivités locales et des associations non gouvernementales. L'Administration forestière a rappelé également la carence dans l'aspect dissuasif et en matière de contrôle du matériel forestier tout en remettant en cause le droit d'usage qui, en raison de la pression démographique, n'est plus en équilibre avec les ressources forestières. Ses principaux objectifs demeurent ceux défi-

nis par le Plan National de Reboisement (PNR) où l'on considère le Rif de façon particulière pour ses grandes potentialités forestières (BENABID, 1983b). Dans ce programme, le but stratégique de la politique nationale des reboisements est satisfaire les besoins nationaux par la création de 1970 jusqu'à l'an 2000 de 660000 hectares de peuplements artificiels dont les 2/3 pour la production de bois d'oeuvre et d'industrie et le tiers restant pour la protection; le bois de feu n'est pas pris en considération (BENABID, 1991; HOLLOWAY, 1991).

PROCESSUS DE TRANSFORMATION DES PAYSAGES RIFAINS ET LEURS CONSEQUENCES ECOLOGIQUES:

Les contraintes socio-économiques et institutionnelles évoquées ci-dessus déterminent les différents proces-

sus de dégradation écologique qui transforment les structures du paysage rifain et modifient son fonctionnement. La complexité des mosaïques actuelles du paysage et leur dynamisme sont largement contrôlés par le défrichage, les incendies, la surexploitation du bois et le surpâturage. Les principales conséquences écologiques sont représentées par des pertes considérables des ressources génétiques et édaphiques.

1° Principaux processus de dégradation au Rif:

La coupe systématique pour l'exploitation industrielle ou commerciale protégée par les lois officielles est une forme directe, rapide et souvent irréversible de dégradation des écosystèmes forestiers rifains (fig. 6). La mise en culture par la coupe et le feu qui était autrefois une pratique courante et localement planifiée dans le système tradi-



Fig. 6. Deux exemples d'exploitation forestière protégés par les lois. A droite, la zénaie (*Q. canariensis*) de Bou-Hachem est dévastée par les services forestiers espagnols lors du Protectorat. A gauche, la subéraie (*Q. suber*) d'Amegri est confiée aux charbonniers après incendie, les systèmes racinaires des arbustes ne sont pas épargnés. Dans les deux cas, une même logique: répondre aux besoins socio-économiques insoutenables, et un même résultat: pertes irréversibles et incalculables du sol et de la biodiversité. Photographies prises en 1995.

tionnel des cultures itinérantes à longue rotation, est remplacée par des défrichements permanents. Les différents écosystèmes naturels sont également appauvris et déstructurés par le surpâturage essentiellement caprin et par la surexploitation de biomasse végétale pour les différents besoins énergétiques et commerciaux. En ce qui concerne les prélèvements du bois de feu et de chauffage, les quantités estimées dépassent 6 tonnes par foyer et par an (MAURER, 1992b). De façon générale, on considère officiellement que 42% des forêts rifaines ont disparu lors des deux dernières décennies, ce qui correspond à 25 mille hectares par an. A ce rythme, bientôt il n'y aura plus de forêt rifaine (NACIRI, 1991). Dans le cas particulier des incendies, la région nord-ouest du Maroc perd environ 1185 ha/an, soit 43% de la superficie globale incendiée au niveau national (Colloque National sur la Forêt, 1996). En 1995, la superficie ravagée par le feu a atteint 6824 ha au niveau national dont 5800 ha concernent la seule région du Rif occidental.

2° L'érosion des sols:

La première grande conséquence de ces différentes formes de déforestation est représentée par l'érosion des sols. Toutes les estimations effectuées au Maroc montrent que les valeurs les plus élevées de l'érosion sont enregistrées au Rif occidental et central. En fonction des bassins rifains et des méthodes d'estimation, ces valeurs varient entre 20 et 90 T/ha/an (Colloque National sur la Forêt, 1996; BROOKS et al., 1988). Si ces estimations sont discutables et ne donnent aucun renseignement ni sur la pédogenèse et la régénération édaphique ni sur les degrés d'irréversibilité de la dégradation du sol ni sur la part des activités humaines par rapport aux origines naturelles de l'érosion, il est par ailleurs certain que les quantités de sol qui envasent les barrages de la région et qui sont exportées vers la mer sont énormes. En ce qui concerne les risques et les conséquences de l'envasement des barrages rifains, elles sont catastrophiques (MARA & MEFPFC, 1988). Quant aux sédiments exportés annuellement vers la mer, ils s'élèvent à 10,5 millions de tonnes pour les bassins méditerranéens et à environ 35,8 millions de tonnes pour les bassins de l'extrémité nord atlantique du Maroc (PROBST & AMIOTTE SUCHET, 1992). Ces décharges augmentent de façon tragique lors des crues, comme c'est le cas pendant la catastrophe de Janvier-Février 1996.

Tout en considérant le caractère jeune et instable des reliefs, la fragilité du milieu naturel et sa forte susceptibilité à la pluviosité (BEAUDET et al., 1964), les différentes formes d'érosion sont largement amplifiées par les interventions humaines (EL GHARBAOUI, 1981). Cependant, peu de mesures défensives du sol, y compris les plantations forestières au niveau des versants, sont réellement protec-

trices dans les conditions du Rif où les principaux phénomènes d'érosion représentés par le sapement des berges et les glissements de terrains nécessitent la stabilisation et la fixation biologique des réseaux hydriques (ROOSE, 1990). En plus de la protection du sol, les bénéfices des réseaux de végétation ripisylve sont nombreux et multiples. En permettant l'utilisation d'espèces autochtones et d'arbres fruitiers ou arbustes fourragers, de tels réseaux biologiques, peuvent rentabiliser le coût des aménagements et bénéficier de l'appui des populations riveraines tout en sauvegardant la biodiversité, la qualité des eaux et la stabilité écologique des paysages.

3° Les pertes de biodiversité:

Les conséquences de la dégradation au niveau de la biodiversité sont innombrables. Depuis le début du siècle, la majorité des grandes espèces de différents groupes faunistiques ont disparu ou sont en voie d'extinction (ALAOUI, 1994). En plus du braconnage et différents modes de perturbation, les quelques espèces de Vertébrés qui sont actuellement protégées par la loi, sont surtout menacées par la réduction de leurs habitats naturels. L'état des Invertébrés est largement ignoré (DAKKI & al., 1987).

En ce qui concerne les végétaux, parmi les grands écosystèmes forestiers du Rif, les oléastraies (*Olea europaea* var. *silvestris*) qui occupaient les sols fertiles à basses altitudes sont totalement éteintes et ne sont épargnées qu'au niveau des vestiges maraboutiques (BENABID, 1987). Les cocciferaies qui formaient de véritables forêts au Rif occidental ne sont plus visibles qu'au niveau des marabouts ou sous-forme de matorrals (BENABID, 1984). La situation des tétraclinaies et des pinèdes naturelles n'est pas très différente. Quant aux subéraies et chênaies vertes rifaines, elles restent assez étendues, mais fortement dégradées par différents modes d'exploitation et de dégradation. A haute altitude, la sapinière risque de disparaître dans un avenir très proche (BENABID, 1987, 1991). En plus de la déforestation et du surpâturage, les capacités de régénération naturelle de cette formation endémique sont fortement affaiblies par le dessèchement des semis (MELHAOUI, 1990). QUEZEL (1991) considère que plus de la moitié de la superficie de la sapinière de Tazzaot a été perdue au cours des deux dernières décennies suite à des "incendies criminels". Si les sapinières et les cédraies, bénéficient d'un intérêt conservacionniste particulier, les forêts caducifoliées de *Q. canariensis* qui ont été exploitées de façon régulière et systématique par les services forestiers espagnols semblent irrécupérables. La destruction de leurs sols humides et profonds empêche l'installation de toute végétation. Les quelques forêts caducifoliées qui persistent au Rif sont paradoxalement les plus étendues et les plus dégradées à l'échelle nationale (ZINE EL ABIDINE, 1988).

De façon générale, les différents travaux concernant la biodiversité au Maroc ne cessent d'insister sur les nécessités de protection et de conservation. Toutefois, de nouvelles approches concernant la conservation écologique doivent être élaborées. Les appels à la création de parcs, réserves et collections vivantes d'espèces doivent élargir leur conception de l'écodiversité pour intégrer les dimensions biologiques, écologiques et culturelles des paysages semi-naturels.

POUR UNE NOUVELLE APPROCHE D'ETUDE ET D'AMENAGEMENT DU PAYSAGE:

Le Rif résume les grands problèmes que le Maroc du XX^e siècle hérite d'une longue période de stagnation achevée par un siècle de bouleversements. Les quelques aspects présentés dans cet article ne constituent en fait qu'une partie de cet héritage incompatible avec la survie et la persistance des systèmes socio-écologiques. Si la stabilité du Maroc et son avenir dépendent du développement de sa façade méditerranéenne (NACIRI, 1990), ce développement ne peut être conçu selon les modèles économiques classiques et insoutenables. La solution des problèmes et des conflits traversant les paysages rifains, dépendent de la société entière et nécessitent, entre autres, une haute considération des apports de la recherche scientifique. La technologie n'est pas la solution, mais peut être une partie de la solution (NAIMAN, 1992).

1^o Développement soutenable et principes de précaution:

Le développement soutenable, devenu largement utilisé par les chercheurs, les politiciens et le public informé, est un concept très problématique et difficile à définir et à prédire (COSTANZA & PATTEN, 1995). Selon COCKLIN (1995), il s'agit d'un débat universel entre philosophies, idéologies et disciplines telles que l'environnementalisme et l'écologie, la science des ressources, l'économie néo-classique, les économies écologiques, l'économie politique et le postmodernisme.

Au niveau des études scientifiques, la littérature est dominée par des approches purement techniques au développement soutenable (GRAAF et al., 1996). Dans le cas des problèmes de l'érosion, par exemple, les résultats contradictoires de telles approches, dans les pays en développement, peuvent être attribués aux choix méthodologiques directement exposés aux influences de différents modèles idéologiques colonialistes (STOCKING, 1995). Certainement, l'élaboration d'une méthodologie d'approche scientifique à l'étude de la soutenabilité ne peut qu'être tributaire des divergences théoriques présentes. Etant donné la complexité des relations écologiques et socio-économiques au niveau du paysage, l'importance des connaissances

scientifiques est fondamentale en tant qu'instrument de développement mais sans imposer les prescriptions scientifiques à la place des choix sociaux (LEE et al., 1992). Ces connaissances scientifiques doivent être basées sur l'ensemble des disciplines sociales, économiques et écologiques (PARK & SEATON, 1996).

La complexité relative au concept de soutenabilité ou développement soutenable est beaucoup plus difficile à affronter par les services d'aménagement. Les réponses aux questions qui surgissent dans la réalité sont généralement risquées, incertaines, indéterminées ou le plus souvent ignorées. Tout en considérant les différences des institutions et des capacités technologiques et scientifiques entre les pays riches et les pays pauvres, ces degrés d'incertitude ne sont pas propres aux derniers; les systèmes naturels et leurs interactions avec les systèmes humains sont tellement complexes qu'ils échappent aux moyens courants de modélisation mathématique et prédiction informatique de la soutenabilité (MOIR & TODD MOWER, 1995). Devant le dilemme "we have no answers, so what should we do?" (LUDWIG et al., 1993), le recours aux principes de précaution s'impose (DOVERS & HANDMER, 1995). Les alternatives de restauration et de réhabilitation doivent avoir une perspective à long terme où les actions à entreprendre ne doivent pas dépendre des circonstances actuelles, mais de leurs retombées sur le futur. Cela suggère, dans le cas du kif par exemple, une extrême sensibilité vis-à-vis des conséquences certaines et éventuelles, immédiates et prolongées, que peuvent entraîner des mesures dictées par les circonstances actuelles.

2^o Implications scientifiques:

Considérés dans le cadre de la complexité des réalités écologiques, l'approche holistique et hiérarchique implique la présence, au niveau du paysage, de groupes d'écosystèmes interactuants, répétés de forme similaire et dont les propriétés sont supérieures à la somme des propriétés des écosystèmes constitutifs (FORMAN & GODRON, 1986; FORMAN, 1994). Cette définition écologique du concept de paysage offre de nouvelles perspectives théoriques à une problématique spatiale largement débattue par les géographes et les agronomes (LEFEUVRE & BARNAUD, 1988).

Quelles pourraient être ces systèmes répétitifs dans le cas des paysages rifains? Si plusieurs approches sont possibles en fonction des objectifs et des échelles de travail, dans le cas du Rif, et à partir des descriptions formulées plus haut, la considération des agro-écosystèmes traditionnels organisés autour des hameaux et des villages offre toutes les possibilités d'intégration des systèmes humains et naturels. A tous les niveaux scientifiques, la caractérisation de l'hétérogénéité de ces agro-écosystèmes, leur évolu-

tion dans le temps et l'étude des différents processus écologiques et leurs effets sur la dégradation de la biodiversité et du sol sont capables d'intégrer la recherche dans les problèmes d'aménagement et de développement du milieu rural rifain. A cette échelle spatiale, l'échelle temporelle correspondant aux séries de photographies aériennes disponibles qui couvrent environ un demi-siècle peuvent fournir une analyse complète de la stabilité ou instabilité des systèmes écologiques rifains. A la lumière d'une telle analyse, et en considérant différents aspects de l'hétérogénéité et sa relation avec la distribution des espèces, il est possible de prédire la sensibilité de ces systèmes par comparaison entre le capital biologique observé et la probabilité de le voir disparaître (GODRON, 1995).

Pour cela, le recours à l'élaboration de systèmes intégrés d'information géographique, capables d'incorporer les modèles de prédiction à des sources de données aussi variées que les images satellites, les photos aériennes, la documentation bibliographique et les recherches de terrain, est nécessaire. Cela permettra en plus d'un développement accéléré des connaissances relatives aux grandes lacunes sur les paysages rifains menacés, la quantification et la localisation précises des mutations spatiales ainsi qu'une véritable contribution scientifique aux alternatives de gestion, d'aménagement et de restauration.

CONCLUSIONS:

Des solutions idéales pour un développement idéal relèvent du domaine de l'utopie; les défis sont réels et imposent la recherche urgente d'alternatives réelles. Celles-ci doivent être globales; les remèdes partiels et aléatoires ne font qu'approfondir la crise. A partir des différents aspects examinés dans cet article, trois objectifs primordiaux sont concernés par un programme de développement économiquement et écologiquement soutenable au Rif: (1) freiner l'invasion rapide des paysages rifains par le kif, (2) améliorer les productions agro-sylvo-pastorales soutenables et (3) développer les connaissances scientifiques relatives aux interdépendances entre les systèmes naturels et humains.

En ce qui concerne le premier objectif, parler de "substitution" du kif est une formulation erronée du problème car aucune activité économique légale ne peut lui résister dans les conditions concrètes du marché. A court terme, la situation est tellement compliquée qu'il n'est plus possible d'espérer plus que freiner la tendance actuelle. Compte tenu de son extension exponentielle et des incertitudes scientifiques actuelles, l'application des principes de précaution s'impose si l'on veut éviter des catastrophes sociales et écologiques imprévues.

En ce qui concerne l'amélioration de la production des systèmes agro-sylvo-pastoraux, elle doit être orientée vers

l'objectif primordial visant à satisfaire les besoins alimentaires et énergétiques de la population. Pour cela, l'augmentation de la productivité des systèmes traditionnels d'irrigation et d'arboriculture et le développement de l'agroforesterie dirigée vers la production du bois de feu, l'aménagement des pâturages et la protection des infrastructures écologiques constituent des objectifs de base tout comme le sont les projets d'installation des infrastructures physiques et sociales. Ce changement des conditions actuelles n'est nullement une affaire technocrate.

D'une part, les aspects socio-culturels doivent être hautement considérés; les premières préoccupations à ce propos doivent tourner autour de la scolarisation et la lutte contre l'analphabétisme, l'exploitation des femmes et la poussée démographique. D'autre part, le développement des connaissances scientifiques sur les structures et les dynamiques actuelles de fonctionnement des systèmes socio-écologiques du Rif doit être fortement intégré au processus de changement. En fait, les études descriptives font aboutir à des systèmes d'idées attractifs en théorie, coûteux et néfastes lors de leur confrontation avec la réalité. Les biologistes, écologues, agronomes, forestiers, pédologues et géographes, parmi les spécialistes les plus attachés aux thèmes de la conservation des ressources environnementales et l'amélioration des productions agricoles, doivent manifester leurs préoccupations par des recherches scientifiques concrètes. L'Université de Tétouan, principal établissement scientifique dans le Rif peut et doit jouer un rôle moteur à ce niveau. L'expérience du Groupe d'Ecologie de cette université dans le développement d'une activité scientifique collective, la coopération avec d'autres départements, services publics et établissements étrangers et l'acquisition d'une infrastructure de recherche constitue un bon exemple des possibilités d'action malgré l'atmosphère générale décourageante.

Remerciements:

L'auteur remercie E.SEVA-ROMÁN et C. MARTIN pour leurs remarques et corrections du manuscrit. Cet article a bénéficié de l'appui du Projet Med-Campus C-251 de la U.E..

BIBLIOGRAPHIE :

- ALAOUI Y., 1996. Statut actuel de la faune sauvage en Afrique du Nord. Stratégie adoptée pour la protection des espèces rares et menacées d'extinction. In V. PEIRO & E. SEVA (Eds.), *Conservación y explotación de la fauna en ecosistemas mediterráneos*, Instituto de Cultura "Juan Gil-Albert", Alicante, 43-124.
- BEAUDET G., MARTIN J. & MAURER G., 1964. Remarques sur quelques facteurs de l'érosion des sols. *Revue de Géographie du Maroc*, 6: 65-72.
- BENABID A., 1982. *Etude phytocéologique, biogéographique et dynamique des associations sylvatiques du Rif occidental. Problèmes*

- posés par la reforestation et l'aménagement des peuplements forestiers actuels. Thèse Doctorat, Univ. St Jérôme-Marseille, 199p.
- BENABID A., 1983a. Etudes biogéographique et dynamique des peuplements forestiers du Rif (Maroc). *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, t.23: 49-129.
- BENABID A., 1983b. Problèmes posés par l'aménagement sylvo-pastoral et la reforestation dans le Rif centro-occidental (Maroc). *Annales de la Recherche Forestière au Maroc*, t.23: 385-423.
- BENABID A., 1984. Etude phytoécologique des peuplements forestiers et préforestiers du Rif centro-occidental (Maroc). *Trav. Inst. Sc., série Botanique*, n°34: 1-64.
- BENABID A., 1987. Les grands écosystèmes terrestres et leur préservation. *G.E.M.*, Rabat, Vol. 4, 177-190.
- BENABID A., 1991. La préservation de la forêt au Maroc. In M. REJDALI & V.H. HEYWOOD Eds., *Conservation des ressources végétales*, Actes Editions, Rabat, p.97-104.
- BENCHEIKH A., 1995. Population marocaine à travers les recensements. *Revue Marocaine de Droit et d'Economie du Développement*, 36: 29-44.
- BROOKS K.N., GREGERSEN H.M., BERGLUND E.R. & TAYAA M., 1982. Economic evaluation of watershed projects - An overview methodology and application. *Water Resources Bulletin*, 18 (2): 245-250.
- CHAKROUNI A., 1994. *Agriculture en zones de montagne et voies d'amélioration (région de Chefchaouen)*. Mém. Fin d'Etudes, I.A.V.Hassan II, Rabat, 211p.
- COCKLIN C., 1995. Agriculture, society and environment: discourses on sustainability. *Int. J. Sustain. Dev. World Ecol.*, 2: 240-256.
- COLLOQUE NATIONAL SUR LA FORET, 1996. *Rapport des commissions préparatoires*. Ifrane, Mars 1996.
- COSTANZA R. & PATTEN B.C., 1995. Defining and predicting sustainability. *Ecological Economics*, 15: 193-196.
- DAKKI M., THEVENOT M., MEKOUAR M.A. & KARMOUNI A., 1988. La protection de la faune. *G.E.M.*, Rabat, vol. 10: 223-232.
- DI CASTRI F. & HANSEN A.J., 1992. The environment and development crises as determinants of landscape dynamics. In A.J. HANSEN & F. DI CASTRI (Ed.), *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*, Springer-Verlag, New York, 3-18.
- Direction de la Statistique, 1995. *Population légale du Maroc. D'après le recensement général de la population et de l'habitat (Septembre 1994)*. Ministère Chargé de la Population, Rabat, 309p.
- DOVERS S.R. & HANDMER J.W., 1995. Ignorance, the precautionary principle, and sustainability. *Ambio*, 24(2): 92-97.
- EHRILCH A.H., 1995. Implications of population pressure on agricultural and ecosystems. *Advances in Botanical Research*, 21: 79-104.
- EL GHARBAOUI M., 1981. *La terre et l'homme dans la Péninsule Tingitane. Etude sur l'homme et le milieu naturel dans le Rif occidental*. Trav. Inst. Sc., Série Géologie et Géographie physique, n°15, 439p.
- FAY G., 1979. L'évolution d'une paysannerie montagnarde: les Jbalas Sud-Rifains. *Méditerranée*, n°1-2: 81-91.
- FAY G., 1984. Tanghaya. Un projet agro-sylvo-pastoral pour le Rif Occidental. *Revue de Géographie du Maroc*, n°8, Nouvelle Série, 3-22.
- FORMAN R.T.T., 1994. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge Univ. Press, Cambridge, 632p.
- FORMAN R.T.T. & GODRON M., 1986. *Landscape Ecology*. John Wiley, New York.
- FUNNELL D.C., 1994. Intervention and indigenous management. The geography of small-scale irrigation development in Morocco and Swaziland. *Land Use Policy*, 11 (1):45-54.
- GODRON M., 1995. Paysages méditerranéens sometidos a perturbación. Consideraciones básicas. In A. PASTOR-LÓPEZ & E. SEVÁROMÁN (Ed.), *Restauración de la cubierta vegetal en ecosistemas mediterráneos*, Instituto de Cultura "Juan Gil-Albert", Alicante, 13-20.
- GRAAF H.J. de, MUSTERS C.J.M. & KEUS W.J. ter, 1996. Sustainable development: looking for new strategies. *Ecological Economics*, 16: 205-216.
- HAJJARABI F., 1991. Sauver la forêt ou sauver les femmes: La corvée de bois chez les Ghmara. In Groupe Pluridisciplinaire d'Etude sur les Jbala éd., *Jbala - Histoire et Société. Etude sur le Maroc du Nord-Ouest*. Ed.CNRS-Paris, Wallada-Casablanca, 373-394.
- HOLLOWAY C., 1991. La foresterie au Maghreb. In M. REJDALI & V.H. HEYWOOD Eds., *Conservation des ressources végétales*, p.81-96, Actes Editions, Rabat.
- LEE R.G., R. FLAMM R., TURNER M.G., BLEDSOE C., CHANDLER P., DEFERRARI C., GOTTFRIED R., NAIMAN R.J., SCHUMAKER N. & WEAR D., 1992. Integrating sustainable development and environment vitality: a landscape ecology approach. In R.J. NAIMAN (Ed.), *Watershed Management. Balancing Sustainability and Environmental Change*, Springer-Verlag, New York, 499-521.
- LEFEUVRE J.-C. & BARNAUD G., 1988. Écologie du Paysage: mythe ou réalité. *Bull.Ecol.*, t.19, 4, 493-522.
- LUDWIG D., HILBORN R. & WALTERS C., 1993. Uncertainty, resource exploitation, and conservation: lessons from history. *Science*, 260: 17, 36.
- MARA (Ministère de l'Agriculture et de la Réforme Agraire) & MEFPFC (Ministère de l'Équipement, de la Formation Professionnelle et de la Formation des Cadres), 1988. *Séminaire national sur l'aménagement des bassins versants. Diagnostic de la situation actuelle*. Rabat.
- MAURER G., 1968. Les paysans du haut Rif central. *Revue de Géographie du Maroc*, n°14: 3-70.
- MAURER G., 1990. Facteurs physiques et aménagement dans la montagne rifaine. *Revue Fac.Lettres Tétouan*, 4e année, n°4: 93-101.
- MAURER G., 1992a. Agriculture in the Rif and Tell mountains of North Africa. *Mountain Research and Development*, 12 (4):337-347.
- MAURER G., 1992b. Montagnes et montagnards au Maghreb (Maroc, Algérie, Tunisie). Evolution récente du milieu rural. *Les Cahiers d'URBAMA*, n°7: 36-61.
- McNEILL J.R., 1992. Kif in the Rif: a historical and ecological perspective on marijuana, markets, and manure in Northern Morocco. *Mountain Research and Development*, 12 (4):389-392.
- MELHAOUI Y., 1990. *Etude phytoécologique, productivité et classes de croissance du Sapin du Maroc (Abies maroccana Trab.)*. Problématique de la régénération naturelle des peuplements de la sapinière marocaine. Thèse de doctorat, Univ. Aix-Marseille III, 200p.
- MOIR W.H. & TODD MOWRER H., 1995. Unsustainability. *Forest Ecology and Management*, 75: 239-248.
- NACIRI M., 1990. Le Maroc méditerranéen: l'envers du décor. *Groupement d'Etude et de Recherche sur la Méditerranée, Rencontre de Tétouan*, Rapport n°1, 17p.
- NACIRI M., 1991. Rapport de synthèse. SOMADE, Rencontre: Eau et Environnement. *Revue Marocaine de Droit et d'Economie du Développement*, 26: 61-67.
- NAIMAN R.J., 1992. New perspectives for watershed management: Balancing long-term sustainability with cumulative environmental change. In R.J. NAIMAN (Ed.), *Watershed Management. Balancing Sustainability and Environmental Change*, Springer-Verlag, New York, 3-11.
- O.G.D. (Observatoire Géopolitique des Drogues), 1994. *Etat des drogues, Drogue des Etats*. Hachette-Pluriel, Série "Intervention", p.31-55.
- PARK J. & SEATON R.A.F., 1996. Integrative research and sustainable agriculture. *Agricultural Systems*, 50: 81-100.
- PASCON P., 1977. *Le Haouz de Marrakech*. Ed. Marocaines et Internationales, Tanger, 2 tomes.
- PIMENTEL D., DAZHONG W., EIGENBRODE S., LANG H., EMER-

- SOM D. & KARASIK M., 1986. Deforestation: interdependency of fuelwood and agriculture. *OIKOS*, 46: 404-412.
- PLIT F., 1983. La dégradation de la végétation, l'érosion et la lutte pour protéger le milieu naturel en Algérie et au Maroc. *Méditerranée*, 3: 79-88.
- PROBST J.L. & AMIOTTE SUCHET P., 1992. Fluvial suspended sediment transport and mechanical erosion in the Maghreb (North Africa). *Hydrol.Sc.J.*, 37(6): 621-637.
- QUEZEL P., BARBERO M. & LOISEL R., 1990. Les reboisements en région méditerranéenne. Incidences biologiques et économiques. *Forêt méditerranéenne*, t.12 (2): 103-114.
- QUEZEL P., 1991. Structures de végétation et flore en Afrique du Nord: leurs incidences sur les problèmes de conservation. In M. REJDA-LI & V.H. HEYWOOD (Eds.), *Conservation des ressources végétales. Proceedings*. Actes Editions, Rabat, 19-33.
- REFASS M., 1988. La population. *G.E.M.*, Rabat, Vol.9: 8-36.
- REILLE M., 1977. Contribution pollenanalytique à l'histoire holocène de la végétation des montagnes du Rif (Maroc Septentrional). *Rech. franç. sur le Quaternaire, INQUA 1977, Suppl. Bull. A.F.E.Q.*, 1977-1(50): 53-76.
- ROOSE E., 1990. Conservation des sols en zones méditerranéennes. La G.C.E.S., une nouvelle stratégie de lutte antiérosive, In U.I.M.P. (Ed.), *Soil erosion in Mediterranean environments*, Valencia, 34p.
- ROYAUME DU MAROC, 1994. *Livre Blanc. La politique générale du Maroc dans le domaine de lutte contre les drogues et pour le développement économique des provinces du Nord*. Version arabe, 149p.
- SALAH DINE M., 1991. *L'emploi invisible au Maghreb. Etudes sur l'économie parallèle*. SMER, Rabat, 213 p.
- SAUVAGE CH., 1958. Intérêt biogéographique du Bou-Hachem (Rif occidental). *Société des Sciences Naturelles et Physiques du Maroc*, t.38(1er trimestre): 17-26.
- SOMMA M., 1991. Ecological flight: explaining the move from country to city in developing nations. *Environmental History Review*, 15 (3): 1-26.
- STOCKING M., 1995. Soil erosion in developing countries: where geomorphology fears to tread! *Catena*, 25: 253-267.
- TAIQUI L. & MARTIN C.C., 1997. Elements historiques d'analyse écologique des paysages montagneux du Rif Occidental (Maroc). *Mediterranea*. Serie de estudios biológicos, 16: 23-35.
- ZINE EL ABIDINE A., 1988. Analyse de la diversité phyto-écologique des forêts du chêne zeen (*Quercus faginea Lamk.*) au Maroc. *Bull. Inst. Sci.*, Rabat, 12: 69-77.

Contribución al conocimiento de la historia de la vegetación de la provincia de Sevilla: Análisis polínico del yacimiento arqueológico de «Los Molares»

Pilar López García* y
José Antonio López Sáez*

Resumen:

Los resultados del análisis polínico llevado a cabo en el yacimiento de Los Molares (Sevilla), ponen de manifiesto un fuerte impacto antropogénico sobre el paisaje vegetal. La secuencia polínica obtenida se encuadra en la transición entre los periodos climáticos Subboreal a Subatlántico.

Palabras clave: Palinología, Acción antrópica, Arqueobotánica, Holoceno, Sevilla, España.

Abstract: The results of pollen analysis from Los Molares (Sevilla) site are presented. After considering the present vegetation and the data collected on the history of vegetation, the conclusion reached is that the pollinic sequences established belong to the transition from the Subboreal to the Subatlantic periods.

Key words: Palynology, Human influence, Archaeobotany, Holocene, Sevilla, Spain.

INTRODUCCION

A pesar de la estrecha relación existente entre la evolución del paisaje vegetal y los distintos modelos climáticos acaecidos durante el Holoceno, los diversos fenómenos derivados de acciones antropógenas han quedado impresos en dicha dinámica vegetacional. La acción huma-

na sobre la vegetación se hace especialmente importante a partir del Neolítico (7500 B.P.) (BERNARD & REILLE, 1987; AIRA & SAA, 1989) intensificándose a partir de la llegada de los tiempos históricos (2500 B.P.).

Por ello, la realización de análisis paleopalinológicos en contextos arqueológicos, fuente de información directa de la evolución seguida por el paisaje junto a poblaciones humanas, cubre un vacío importante en el conocimiento de la historia de la vegetación y facilita la comprensión de la dinámica vegetacional directamente relacionada con los fenómenos de antropización.

En particular, para toda Andalucía, el número de trabajos realizados en este sentido ha sido particularmente bajo (ASQUERINO, 1987, LOPEZ GARCIA & LOPEZ SAEZ, 1994a y 1994b), no tanto así los referentes a depósitos higroturbosos, también escasos en comparación con otras zonas de la geografía ibérica.

La realización del análisis espora-polínico en el yacimiento arqueológico de Los Molares adquiere mayor importancia, por cuanto la provincia de Sevilla se encuentra prácticamente inédita en cuanto a estudios paleopalinológicos se refiere.

EL PAISAJE ACTUAL

El yacimiento de Los Molares se encuentra situado en el piso bioclimático termomediterráneo (RIVAS MARTINEZ, 1987). La vegetación potencial correspondiente en el territorio es la representada por la serie termomediterránea bética y algarviense seco-subhúmeda-húmeda y basófila de la encina (*Smilax mauritanicae-Querceto rotundifoliae* S.).

Los bosques que representan la climax o cabeza de serie son formaciones dominadas básicamente por la encina (*Quercus rotundifolia*), haciéndose relativamente frecuente el acebuche u olivo silvestre (*Olea europaea subsp. sylvestris*), que prospera en los ambientes más termófilos y suelos más livianos del encinar. Situación similar ocurre con el algarrobo (*Ceratonia siliqua*), más propio en los biotopos rupestres del encinar. En depresiones y laderas orientadas al norte, el clima se hace más fresco y húmedo, permitiendo la instalación de formaciones caducifolias dominadas fisionómicamente por el quejigo africano híbrido (*Quercus x marianica*). Especies como *Smilax aspera* y el palmito (*Chamaerops humilis*) suelen acompañar al encinar cuando éste está relativamente bien conservado. Su degradación conduce a formaciones arbustivas espinosas con coscojas (*Quercus coccifera*) y lentiscos (*Pistacia lentiscus*) de la asociación Asparago albi-Rhamnetum oleoidis. Si la deforestación se hace más patente, el matorral espinoso cede en densidad, dejando paso a los tomillares de *Teucrium lusitanicum* y *Phlomis purpurea*. La presión humana y ganadera ha extendido aún

* Laboratorio de Arqueobotánica. Centro de Estudios Históricos (C.E.H.). CSIC.

más la presencia de pastizales, en los cuales se hacen frecuentes *Brachypodium ramosum*, *B. distachyon* e *Hyparrhenia hirta subsp. pubescens*.

La persistencia en la actualidad del encinar climático es relictual, quedando escasos vestigios de los bosques primitivos. Sobre el territorio se asentaron una serie de civilizaciones que lo han utilizado de manera extensiva, determinando la práctica desaparición del encinar, reconocible únicamente en ciertos puntos de difícil utilización agrícola y de ecología desfavorable. La cercanía a zonas ribereñas, principalmente las vegas de los ríos Guadalquivir, Guadaira y Guadairilla, han favorecido el desarrollo de cultivos variados, gracias al alto valor agrícola de estos suelos. Tales labores se realizan básicamente en régimen de secano, tanto herbáceo (cereal) como arbóreo (olivares), con más escasa dedicación a huertos y regadíos. La presión antropógena sobre el medio y la consiguiente deforestación, junto a la entrada de cultivos, permiten que la realización del análisis palinológico adquiera mayor relevancia, por cuanto puede poner de manifiesto estos hechos.

MATERIAL Y MÉTODOS

El yacimiento de Los Molares se haya situado en la localidad del mismo nombre, en la provincia de Sevilla. Sus coordenadas son 5° 43' long. W y 37° 05' lat. N.

Se tomaron un total de nueve muestras para aná-

lisis polínico, desde los 12 a los 195 cm de profundidad, con intervalos aproximados de 20 cm entre cada una de las muestras, excepto las correspondientes a 87-120 y 160-195 cm.

El tratamiento químico utilizado ha sido el clásico (CIH, FH, KOH) con las modificaciones pertinentes según LOPEZ GARCIA (1984), con concentración del polen mediante flotación en licor denso de Thoulet (GOEURY & BEAULIEU, 1979), y montaje en glicerol para su observación al microscopio óptico.

La determinación de los tipos polínicos se realizó de acuerdo a MOORE & WEBB (1978), y con la ayuda de la palinoteca del C.E.H. (Madrid).

Con los resultados obtenidos se ha elaborado el diagrama polínico correspondiente (Fig. 1), en el que figuran el número de palinomorfos por nivel arqueológico, los porcentajes relativos de cada uno de los táxones, así como la curva que relaciona el polen arbóreo y no arbóreo (AP/NAP). De la Suma base polínica se excluyeron los táxones higrófitos y acuáticos así como las esporas.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Un fuerte efecto deforestador, marcado por los bajos porcentajes de polen arbóreo (A.P.) a lo largo de todo el diagrama polínico (Fig. 1) es la primera información que nos ofrecen los resultados del análisis espora-polínico. Solamente *Pinus* y *Quercus* presentan valores apreciables

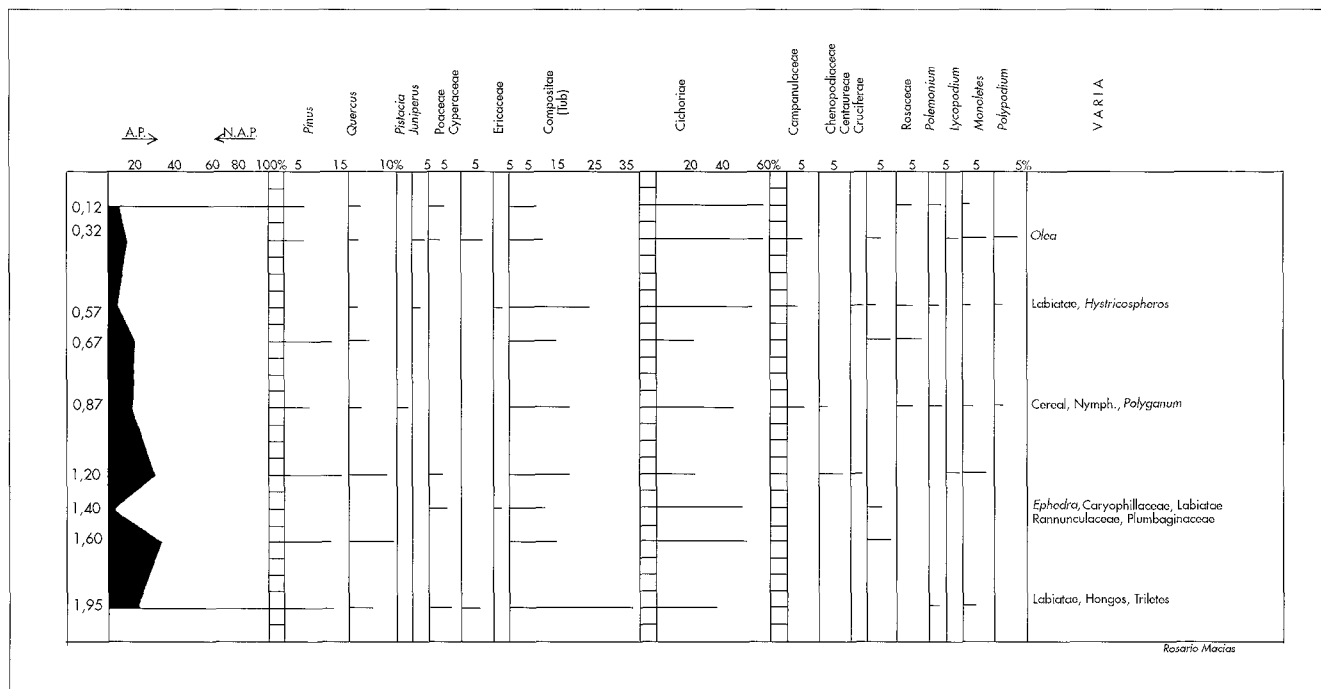


Fig. 1. Diagrama polínico de porcentajes relativos del yacimiento arqueológico de Los Molares (Sevilla)

dentro del A.P., con máximos coincidentes en distintos momentos de la cronología del perfil. Es notable la ausencia en todo momento de polen de *Corylus*, taxón representativo del periodo climático atlántico (7000 B.P.) (CARATINI & VIGUIER, 1973; STEVENSON, 1984). *Juniperus t.* y *Pistacia* se presentan con porcentajes relativamente bajos, inferiores al 5%, y muy puntualmente.

Por otra parte, y en contraposición a lo antes expuesto, las especies propias de ámbitos nitrófilos, caso de las *Asteraceae liguliflorae t.* y *Asteraceae tubuliflorae t.* adquieren cierta importancia en relación al resto de taxones del N.A.P. gracias a sus altos porcentajes, superiores incluso al 60% en el caso de las primeras.

La coexistencia durante todo el perfil tanto de *Pinus* como de *Quercus* permite considerar la existencia de bosques de coníferas junto a caducifolios, aunque bien podrían albergarse en ciertos enclaves formaciones mixtas conífera-frondosa. En cualquier caso, se trataría de formaciones relativamente abiertas correspondiendo el dominio fisionómico a pastizales de gramíneas o compuestas de medios nitrófilos y ruderales. La evolución paralela de los niveles porcentuales de *Quercus* y *Pinus* es indicativa del grado de deforestación del bosque, más marcado en aquellos niveles en los que no aparece polen de tales taxones. No pueden concluirse fluctuaciones climáticas notables, pues cabría esperarse en tal caso, una evolución inversa, al menos, de los niveles de polen de pino y de quercineas.

La disminución de las temperaturas y una mayor sequedad en el ambiente, como consecuencia de la disminución de la humedad relativa, permitiría un mayor progreso de los matorrales seriales en formaciones más abiertas con dominio de especies heliófilas. El nivel 87 cm parece ser el momento más óptimo para dichos taxones, pues *Pistacia*, *Juniperus t.* y *Rosaceae* presentan sendos máximos. La ausencia generalizada de *Pistacia* a partir de ese momento, aunque es indicativa de una menor tennicidad. En dicho nivel se produce también un aumento de las *Asteraceae liguliflorae t.* hasta el 40% del N.A.P., junto a un descenso en los valores tanto de *Pinus* como de *Quercus*. A los 57 cm se vuelve a repetir el mismo fenómeno. En cambio, anteriormente, a los 195 y 160, y luego a los 67 cm, ocurre lo contrario: tanto *Pinus* como *Quercus* elevan sus porcentajes frente a la disminución de los de *Asteraceae tubuliflorae t.* y *Asteraceae liguliflorae t.*

La presencia de *Juniperus t.* en los momentos finales del perfil polínico (57 a 32 cm) es indicativa de una transición climática, no muy drástica, que supondría el consabido retroceso del bosque y proliferación de heliófitas. Este hecho contrasta con la aparición de quistes algales (*Hystricospheros*), reflejo de un retroceso momentáneo aunque relativamente rápido del nivel de agua, y por tanto, del aumento consabido de la xericidad. La presencia de

taxones de tendencia higrófila en momentos previos al descrito (*Polygonum*, *Polypodium*, *Monoletes*, *Polemonium*, *Nymphaea*) apoya lo anteriormente expuesto. La mayor xericidad que posteriormente se detecta provoca la desaparición o retroceso de tales taxones.

Junto a la dinámica climática no muy marcada, pues todas las características generales del clima en ese momento ya se habían implantado, la mano del hombre tuvo que jugar un papel importante en la evolución del bosque. La ausencia generalizada incluso, del propio matorral subserial y la proliferación de compuestas, gramíneas y otras especies pratenses, así como de plantas nitrófilas (*Chenopodiaceae / Amaranthus*, *Campanulaceae*, etc), podría ser la consecuencia de las actividades humanas, encaminadas al aprovechamiento del bosque bajo distintos puntos de vista: alimentario y/o ganadero. La presencia muy puntual de polen de *Cerealia* a los 87 cm, coincide con una mayor presencia de nitrófilas (compuestas, crucíferas, campanuláceas), pero no puede concluirse la instalación masiva de cultivos cerealísticos en la zona de estudio, pues su procedencia podría ser alóctona, aunque en cualquier caso siempre relativamente cercana. Algo semejante ocurre con el polen de *Olea europaea*, puntual a los 32 cm, cuya aparición podría deberse bien al cultivo de olivares o a la presencia del acebuche en la zona.

CONCLUSIONES

El estudio polínico del yacimiento arqueológico de Los Molares muestra que, durante la cronología abarcada por el diagrama polínico, existirían en la zona formaciones de coníferas (pinares) y frondosas (encinares o quejigares), no excesivamente densos, sino como formaciones abiertas, en las cuales el matorral subserial jugaba un importante papel. Estas formaciones ocuparían pisos bioclimáticos distintos, aunque en zona de vaguada cabría la posibilidad de formaciones mixtas.

La degradación del bosque original a causa de la antropización del medio, supuso un aumento significativo en la aparición de un elenco de taxones, generalmente herbáceos de la familia de las Compuestas, propios de medios de marcada nitrofilia, que sustituirían en la serie de degradación a los matorrales subseriales de la climax. La acción deforestadora del hombre y la introducción puntual de cultivos de cereal es puesta de manifiesto, aunque no puede achacarse a esta última la desaparición paulatina del bosque. La proliferación de prados y el mantenimiento del estrato arbóreo podrían explicarse, de acuerdo a la utilización del bosque por el hombre como fuente de alimentos o energía (piñones, bellotas, madera, etc.) o como consecuencia de la intensificación del pastoreo, coincidente además con una menor disponibilidad hídrica.

La ausencia de ciertos taxones como *Corylus*,

Betula, *Tilia* y *Ulmus*, abundantes durante el periodo atlántico e inicios del subboreal en otros análisis palinológicos andaluces (ASQUERINO, 1987; LOPEZ GARCIA & LOPEZ SAEZ, 1994a y 1994b), la mayor sequedad ambiental y ligero enfriamiento detectados, así como la expansión del pinar junto al encinar/quejigar, nos permitiría situar cronológicamente la secuencia estudiada dentro de la segunda mitad del periodo climático del Subboreal e inicios del Subatlántico. Estas dataciones coinciden con las de otros estudios realizados en Andalucía, que poseen una dinámica de la vegetación semejante para el mismo periodo considerado (ASQUERINO, 1987; LOPEZ GARCIA & LOPEZ SAEZ, 1994b).

BIBLIOGRAFIA

- AIRA RODRIGUEZ, M.J. & M.P. SAA OTERO. 1989. Contribución al conocimiento de la vegetación Holocena (3000-2210 B.P.) de la provincia de Pontevedra a través del análisis polínico. *Anal. Jard. Bot. Madrid*, 45 (2): 461-474.
- ASQUERINO, M.D. 1987. Contribución de la palinología a la reconstrucción del medio en la prehistoria andaluza: la Cueva del Nacimiento (Pontones, Jaén). *An. Asoc. Palinol. Leno. Esp.*, 3: 91-100.
- BERNARD, J. & M. REILLE. 1987. Nouvelles analyses polliniques dans l'Atlas de Marrakech, Maroc. *Pollen et Spores*, 29 (2-3): 225-240.
- CARATINI, C. & C. VIGUIER. 1973. Etude palynologique et sédimentologique des sables holocenes de la falaise littorales d'El Asperillo (province de Huelva). *Est. Geol.*, 29: 325-328.
- GOEURY, C.L. & J.L. BEAULIEU. 1979. A propos de la concentration du pollen a l'aide de la liqueur de Thoulet dans les sédiments minéraux. *Pollen et Spores*, 21 (1-2): 239-251.
- LOPEZ GARCIA, P. 1984. Aplicaciones de la Palinología a la Prehistoria: métodos utilizados y resultados. *Actas Primeras Jornadas de Metodología de Investigación Prehistórica*, 309-317. Soria.
- LOPEZ GARCIA, P. & LOPEZ SAEZ, J.A. 1994a. Comparison of peats and archaeological samples in the Andalusian region, Spain. *AASP Contributions Series*, 29: 127-139.
- LOPEZ GARCIA, P. & LOPEZ SAEZ, J.A. 1994b. El Paisaje Andaluz en la Prehistoria: datos paleopalinológicos. *Rev. Esp. Micropal.*, 26 (2): 49-59.
- MOORE, P.D. & WEBB, J.A. 1978. *An illustrated guide to Pollen Analysis*. Hodder & Stroughton. London.
- RIVAS MARTINEZ, S. 1987. *Memoria del MAPA de Series de Vegetación de España*. MAPAICONA. Madrid.
- STEVENSON, A.C. 1984. Studies in the vegetational history of S.W. Spain. III. Palynological investigations at El Asperillo, Huelva. *J.*

Eléments historiques d'analyse écologique des paysages montagneux du Rif Occidental (Maroc)

Lahcen Taiqui¹ et
Carlos Martín Cantarino²

RESUME:

Dans la région méditerranéenne, l'économie de subsistance qui caractérise les paysages de montagne constitue une composante fondamentale de leur opposition générale par rapport aux paysages de plaine. Au niveau de ces derniers, l'exploitation agricole est souvent intense et liée à la présence des villes, centres d'accumulation des richesses et sièges du pouvoir politique.

A la veille de l'époque coloniale, les paysages montagneux de la Péninsule Tingitane présentaient, aux yeux des premiers voyageurs européens, les caractéristiques d'un système économique autarcique. Pourtant, dans cette partie du Nord-Ouest du Maroc, la pénétration historique de l'urbanisation remonte à l'antiquité. Son apogée durant l'époque de prospérité musulmane, est largement démontrée par différents travaux archéologiques et historiques. Si les effets socio-culturels et écologiques de cette époque médiévale caractérisent la région Jbala et doivent être considérés par l'écologie du paysage, ses conséquences écologiques nécessitent une nouvelle interprétation.

Les écosystèmes forestiers qui dominent les paysages actuels et qui étaient probablement plus étendus avant l'époque coloniale, ne sont pas des milieux naturels vierges. Plusieurs aspects d'intensification de l'agriculture et d'exploitation proto-industrielle des ressources permettent d'insister sur l'importance des transformations écologiques durant la période de développement du système urbain musulman. Cependant, à cause de sa dépendance des réseaux de commerce à grande distance, la déviation de ces derniers vers l'Atlantique, était rapidement suivie par l'extinction de plusieurs centres urbains de la région et la régression de leurs effets écologiques. Postérieurement, une longue période de stagnation économique dura jusqu'au XIXe siècle. Ses principales conséquences écologiques résident dans la régression des pressions humaines.

Les conséquences écologiques de ces changements historiques sont discutées. Les représentations symbolico-idéologiques du maraboutisme, profondément enracinées au niveau du paysage, sont également analysées. Ces caractéristiques sont toujours vivantes et

témoignent d'une profonde dualité économique et d'une importante capacité de résilience sociale et écologique.

RESUMEN:

En la región mediterránea, ha existido históricamente una dualidad general entre los paisajes de montañas, ligados a una economía orientada a la subsistencia o autárquica, y los paisajes de las llanuras, dominados por las ciudades y caracterizados por procesos de intensificación de la producción.

En vísperas del periodo colonial, los paisajes montañoses de la Península Tingitana presentaban las características típicas de un sistema económica autárquico. Sin embargo, en esta zona del NO. de Marruecos, la penetración histórica de la urbanización se remonta a la antigüedad. Su apogeo durante la época medieval viene demostrado por diferentes trabajos arqueológicos, históricos y paleoambientales. De esta forma, los ecosistemas forestales que dominan los paisajes presentes no son medios naturales vírgenes. Varios aspectos de la intensificación de la agricultura y de la explotación protoindustrial de los recursos permiten comprender la importancia de las transformaciones ecológicas acaecidas durante esta fase de desarrollo del sistema urbano musulmán. La crisis por causas externas de este sistema a partir del s.XVI vendrá acompañada de una serie de fenómenos de regresión como consecuencia de la disminución de la presión humana.

Se discuten las consecuencias ecológicas de tales cambios históricos. Igualmente se analiza el significado ecológico del sistema ideológico-simbólico del maraboutismo. Todo ello testimonia una profunda dualidad económica y una alta capacidad de resiliencia social y ecológica.

INTRODUCTION:

1. Ecologie du paysage et analyse historique:

Par leur organisation propre et générale de l'espace, les systèmes socio-économiques agissent au niveau des systèmes écologiques en modifiant leurs configurations spatiales et en régulant leurs flux de matière et d'énergie. Le paysage résultant représente donc la combinaison des systèmes naturels avec leurs utilisations par la société humaine (HABER, 1990). Son étude écologique ne peut être abordée sans recours à la transdisciplinarité et à l'apport des différentes sciences naturelles et sociales (CROW, 1991).

Dans le temps, les modèles socio-économiques changent et entraînent, par conséquent, le changement des paysages. La structure et le dynamisme de la relation société-paysage sont donc un produit historique dont l'analyse est fondamentale pour comprendre les paysages actuels (BOYDEN, 1979; DORNEY & HOFFMAN, 1979). Parfois, les faits observés à l'échelle du paysage montrent une relation plus évidente avec l'histoire passée qu'avec les paramètres actuels. C'est le cas, par exemple, de certains paysages du Maroc central, où la disposition alternée de cordons forestiers avec de grandes surfaces défrichées ne peut être expliquée ni par les conditions naturelles ni par le mode de production actuel (BEAUDET, 1979). C'est le cas également des entomocénoses de certains agro-écosystèmes européens dont la distribution actuelle dépend plus des processus de transformation historique que des caractéristiques actuelles du paysage (BUREL, 1992).

¹ Département de Biologie, Faculté des Sciences, Université A. Essaâdi, B.P. 2121, 93000 TETOUAN, MAROC.

² Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, Ap. C. 99, 03080 ALICANTE, ESPAÑA.

Pour l'écologie du paysage, l'importance de l'analyse historique est largement démontrée (FORMAN & GODRON, 1986; NAVEH & LIEBERMANN, 1984; LEPART & DEBUSCHE, 1992). Elle n'est pas seulement fondamentale pour comprendre les paysages actuels; la restauration ou la réhabilitation écologiques peuvent être extrêmement dépendantes de l'amplitude écologique des changements historiques (ARONSON & LE FLOC'H, 1996a). C'est le cas au niveau des paysages méditerranéens où l'histoire particulière de l'exploitation humaine autour de la Méditerranée, suggère des stratégies de restauration écologique différentes à celles qu'on peut appliquer dans d'autres régions à climat méditerranéen (ARONSON & LE FLOC'H, 1996b). Cependant, la nature, la longévité et l'intensité de l'exploitation humaine ne sont pas partout homogènes au niveau des paysages du pourtour méditerranéen. Si les effets des périodes de prospérité ou de décadence des civilisations méditerranéennes successives sont généraux, leurs variations régionales et locales peuvent être très profondes.

2. Un cadre général pour l'analyse historique des paysages méditerranéens:

L'histoire des paysages méditerranéens est l'histoire des perturbations qui ont affecté leurs écosystèmes et qui sont liées à différents niveaux d'intensification de l'extraction des ressources. On suppose ici que ces niveaux sont généralement faibles ou modérés chez des communautés plus ou moins autarciques et qu'ils augmentent nécessairement avec la croissance des niveaux d'échange de produits commercialisables avec l'extérieur. En fonction de cette externalisation, l'augmentation de l'extraction des ressources est due beaucoup plus aux demandes externes qu'aux propres besoins du milieu rural. Les périodes de grande pression sont des périodes de connexion fonctionnelle intense avec l'extérieur.

Les villes constituent les noeuds des réseaux d'échanges (DE VRIES, 1984) et se localisent nécessairement au centre de contrôle des flux qui traversent les paysages qui leur sont connectés. Elles sont généralement liées aux processus de changement du milieu rural en stimulant les transformations socio-économiques capables d'augmenter les niveaux d'exploitation des ressources environnementales (HABER, 1990). Plus la connexion de la campagne à la ville est forte, plus il faut chercher dans cette dernière, et non à l'échelle de l'exploitation rurale, les causes du modèle de flux et du principe structurant du paysage.

Il existe donc, du point de vue de l'écologie du paysage, une différence fondamentale entre les espaces ruraux plus ou moins autonomes et les espaces connectés à un réseau urbain. Dans le premier cas, la production se limite aux besoins d'auto-suffisance puisqu'il y a absence

de contraintes extérieures imposant un grand investissement d'énergie et de travail humain dans des modifications spatiales capables de créer et de maintenir des paysages fortement anthropisés. Il s'agit, dans ce cas, d'une économie de subsistance ajustée aux processus naturels sans nécessité de transformations spatiales coûteuses. Dans le deuxième cas, la production des bénéfices est nécessaire pour le maintien du système urbain composé d'un réseau de rétro-alimentation positive impliquant l'intensification de la production et, par conséquent, une artificialisation croissante du paysage. Pour cela, la consommation énergétique pour la génération et le maintien des structures anthropogènes est importante et se traduit généralement par une grande homogénéisation du paysage qui acquiert souvent un caractère géométrique accentué.

Les montagnes, à l'instar d'autres espaces marginaux (marais p.ex.), peuvent être considérées comme un "conservatoire du passé", appartenant au monde conservateur, autarcique ou, mieux encore, constituent le domaine historique de "longue durée" (BRAUDEL, 1987). Par leur relative indépendance des centres économiquement plus actifs des plaines, elles se caractérisent par la survie de modes et caractères économiques anciens dirigés à la subsistance. A l'opposé, dans les plaines, l'importance de l'anthropisation des paysages ruraux se traduit généralement par l'accumulation des richesses et la concentration du pouvoir au niveau des villes.

Au Maroc, l'opposition forte entre plaines et montagnes acquiert une signification encore plus transcendante par l'idée commune, centrale dans le débat historique marocain, de l'éternelle dichotomie entre Blad-el-Makhzen et Blad-es-Siba. Comme partout autour de la Méditerranée, mais d'une forme plus nette, le Maroc oppose des paysages de type plus ou moins commercial, générateurs de bénéfices et relationnés avec un système de pouvoir urbain à des paysages autarciques, repliés sur eux-mêmes et défenseurs acharnés de leur indépendance. Cette dualité séculaire, largement débattue et toujours insuffisamment élucidée par les historiens (SADKI, 1989), offre une grande opportunité pour son analyse du point de vue de l'écologie du paysage.

I. "AUTARCIE" PRÉ-COLONIALE DES PAYSAGES DU RIF OCCIDENTAL:

Les témoignages et les écrits des premiers voyageurs et explorateurs scientifiques européens qui eurent l'occasion de visiter le Rif occidental au XIXe siècle, offrent d'importants renseignements sur le paysage et la société à la fin de cette période d'autarcie. Avant la mise en marche des processus de transformation provoqués par les politiques coloniales, le milieu rural au Nord du Maroc, à l'exception des cultures maraîchères péri-urbaines de

Tétouan et d'autres villes, leur apparaissait comme "énormément arriéré", "primitif" et "barbare". Derrière de tels qualificatifs, retenons ici que la montagne rifaine ne s'ajustait pas aux stéréotypes paysagistiques de la culture européenne de l'époque. En effet, les populations Jbala présentaient à la veille du XXe siècle, un paysage de type clairement autarcique, caractérisé par un modèle spatial qui laisse supposer un manque relatif des échanges avec l'extérieur. Les caractéristiques de cette autarcie sont résumées de la forme simplifiée suivante:

- Le réseau de communications se réduit à des pistes et chemins muletiers. Il n'existe presque pas de ponts ou autres infrastructures routières.
- Les noyaux urbains, à l'exception de Tétouan, Chefchaouen et des villes côtières, sont inexistantes en zone montagneuse. La population rurale se concentre dans des

petits hameaux, *dshar-s*, souvent situés à mi-versant. Presque aucune différenciation hiérarchique entre ces noyaux d'habitat rural n'est visible.

- La disposition des usages du sol indique également une consommation centrée dans le *dshar* (Fig.1). Autour des habitats humains existent des petits jardins et vergers irrigués; plus loin s'étendent les champs de céréales à sec, entourés à leur tour par les terrains *zbir* ou cultures itinérantes (slash-and-burn). Les parcours et les forêts encerclent l'ensemble. Cette disposition, qui s'ajuste parfaitement au modèle des anneaux ou *isolierte staat* de Von Thünen, indique un faible niveau d'échanges avec le monde extérieur. A une échelle supérieure à celle du *dshar*, on ne peut distinguer aucun type d'organisation humaine de l'espace.
- Les cultures prédominantes et les techniques agraires

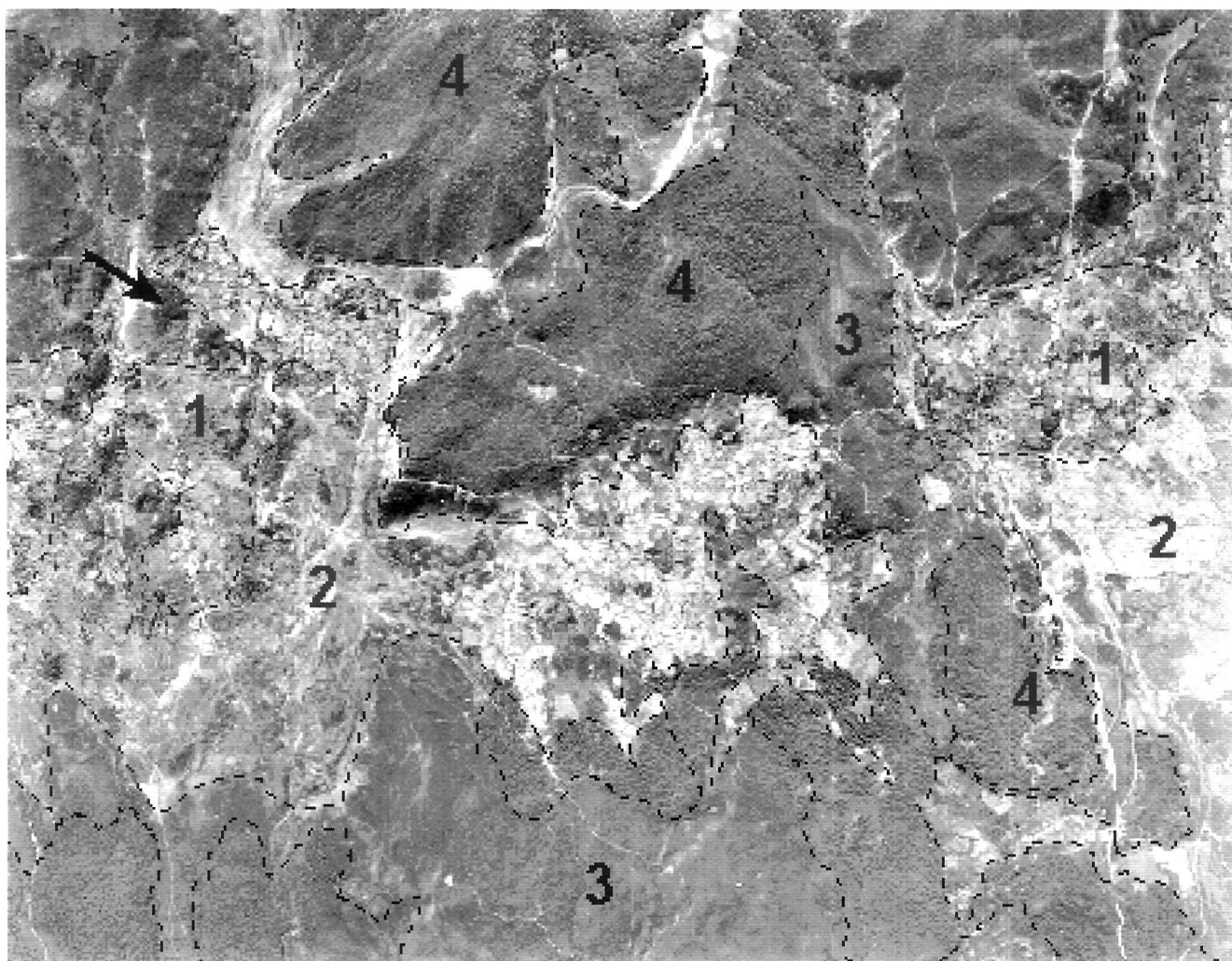


Fig. 1. Principaux types d'occupation traditionnelle du sol autour des noyaux d'habitat rural (Dshars Boubyen et Maouzkir, versant Est du Jbel Bouhachem, Pr. Chefchaouen): 1- habitat humain entouré de petites terrasses de cultures irriguées, 2- cultures céréalières extensives; 3- matorrals; 4- formations forestières. La flèche indique un îlot de végétation maraboutique sacrée. Photographie aérienne série UAM 0182, 07-5-86, échelle 1/20.000).

indiquent un type d'économie de subsistance, dirigée à l'autoconsommation et avec un très bas niveau d'exportation des ressources. Les cultures de type commercial sont rares ou absentes.

- La proportion de superficie occupée par la végétation naturelle (forêts et matorrals hauts) est importante. Le Nord marocain, selon les termes des écrits européens, "est insuffisamment exploité". La persistance de grandes étendues forestières est l'expression de la sous-exploitation du territoire qui est caractéristique des modes de production domestique.

- En fin, du point de vue social, l'égalitarisme relatif de la société, la persistance d'usages communaux et un modèle de gestion des ressources régit par les coutumes et par les décisions de la *jma'a* ou assemblée de la communauté du *dshar*, sont des traits d'un système socio-économique incompatible avec l'accumulation des ressources par une élite gouvernante.

Ces témoignages suggèrent une relative déconnexion fonctionnelle entre le milieu montagnoux et le milieu urbain; c'est-à dire, une dualité montagnes-villes plus ou moins marquée. En effet, plusieurs témoignages historiques convergent dans ce sens. L'hostilité des *Jbala* contre les centres urbains illustre bien cette dualité. An-Naciri rapporte que la fondation de Tétouan par Al-Mandri nécessita vaincre l'opposition des Beni Hozmar, qui se considéraient propriétaires légitimes du territoire. Le Sultan autorisa à Al-Mandri et ses compagnants andalous le droit de construire une muraille pour se défendre contre ces *Rouafa* (R'HONI, 1953). A Chefchaouen, la structure défensive de la kasba, fondée au XVe siècle, en même temps que la ville, semble être construite pour faire face à la fois aux menaces étrangères comme à de possibles attaques des *Jbala* (TOURI et al., 1988). Quant à Ouazzane, depuis l'installation de son fondateur le Wali Moulay Abdellah (1678), la violence de la relation de sa grande *zaouia* avec la tribu voisine n'a jamais cessé (AMRANI, 1995).

En 1860, après la défaite des troupes du Makhzen face aux armées espagnoles, les notables de Tétouan, se retrouvant sans défense et sous la menace des bombardements, demandèrent aux espagnols d'occuper rapidement la ville avant qu'elle ne soit saccagée par les tribus voisines (RUIZ DE CUEVAS, 1951). En 1902-1903, Tétouan devait se défendre à nouveau contre l'attaque des *Jbala* motivée par la révolte de Bou Hmara; après des pertes énormes, les Tétouanais ont pu protéger la ville sans pouvoir pour autant éviter la destruction et le pillage de leurs vergers et jardins (RUIZ DE CUEVAS, 1951; R'HONI, 1953; SAOUD, 1996). Entre 1875 et 1899, les attaques des *Jbala* contre Ouezzane étaient presque annuelles et nécessitèrent plusieurs interventions militaires du Makhzen pour défendre la ville (AMRANI, 1995). En 1924, en pleine

guerre du Rif, FRANCO (1925) rapporte que des Chefchaouenais se sont plaints contre les Ajmas et autres tribus voisines qui cherchaient à profiter du retrait espagnol de Chefchaouen pour l'attaquer.

II. LA PENINSULE TINGITANE: UN MONDE AUTARCIQUE DANS LA MEDITERRANEE OCCIDENTALE ?

Cependant, le témoignage historique indique la présence d'une importante urbanisation dans la Péninsule Tingitane. Depuis l'aube de l'histoire, cet espace a toujours représenté une voie principale du commerce régional. Les montagnes de cette partie occidentale du Rif, en tenant compte de leur disposition et orographie, ne constituent nullement une barrière infranchissable au passage des hommes et des marchandises.

L'importante urbanisation du Rif occidental est une conséquence évidente de ces particularités. Historiquement, trois types de centres urbains peuvent être distingués (fig. 2):

- des villes très anciennes, d'origine phénicienne, maurétanienne ou romaine, toujours vivantes et se situent au niveau du littoral méditerranéen ou atlantique (Larache, Asilah, Tanger, Ksar-El-Kebir, Belyounech, Sebta);

- des villes islamiques disparues ou devenues marginales dès le haut Moyen-Age, essentiellement dues aux Idrissides et se situent au sud et sur la côte méditerranéenne du Rif occidental (Basra, Asjen, Tigras, Targha, Al-Jabha, Badis);

- des villes relativement récentes dont l'apparition est liée à l'arrivée des réfugiés andalous et au développement des zaouias (Chefchaouen, Tétouan à côté de l'emplacement de l'ancienne Tamuda, et Ouazzane près de l'ancienne Asjen).

Selon plusieurs auteurs, cette urbanisation occupe une position centrale dans l'étude sociologique et historique au Rif occidental. Elle détermine les caractéristiques d'une société dont plusieurs aspects ne permettent pas d'aborder ce territoire en considérant ses habitants comme une simple communauté paysanne (REFFASS & ZOUGGARI, 1995). Face aux autres populations montagnardes du Maroc, celles du Rif occidental présentent une double originalité. En premier lieu, leur arabisation; ce sont le seul grand groupe montagnard non berbérophone, même si l'histoire et la linguistique démontrent suffisamment leur origine berbère. En deuxième lieu, le nom même de ces populations (*Jbala*: montagnards) est typiquement dialectique. Il ne peut avoir de sens que s'il est considéré en tant que terme relatif dans une opposition qui implique l'existence de la relation avec les autres, les habitants des villes. Si les *Jbala* sont les descendants des Rhomara arabisés (EL GHARBAOUI, 1981; VIGNET-ZUNZ, 1991), le changement de nom, en relation avec le changement lin-

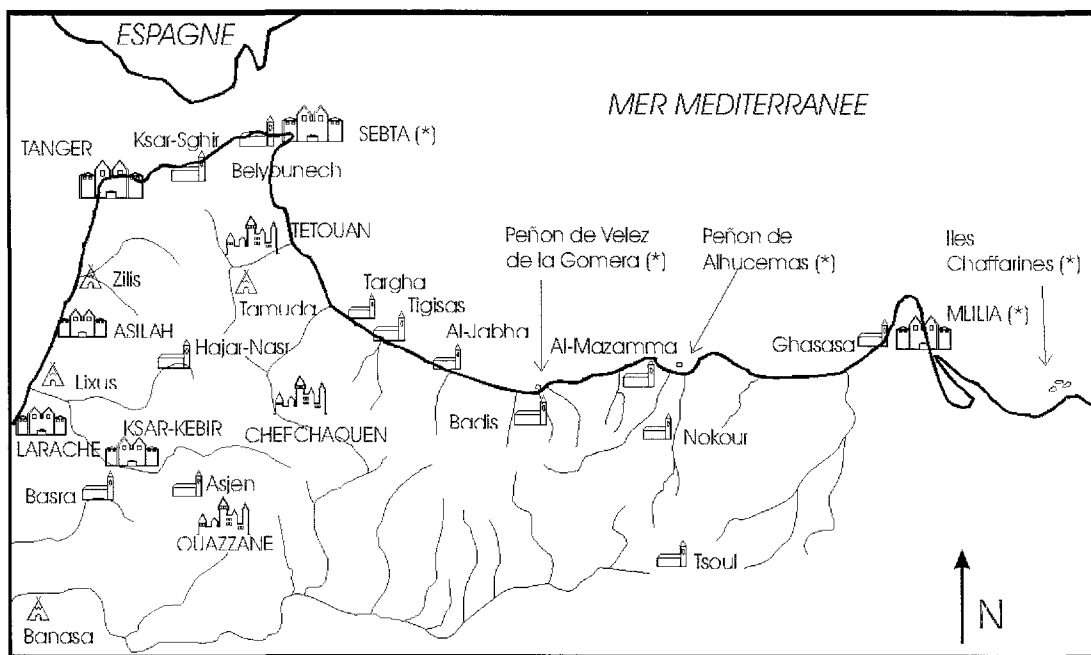






Fig. 2. Centres urbains historiques du Nord du Maroc.

-  Villes de l'antiquité disparues
-  Villes islamiques disparues
-  Villes apparues avant le XIIe siècle
-  Villes apparues ou reconstituées après le XVe siècle
- (*) Sous contrôle espagnol

guistique, signifie beaucoup plus que la simple situation géographique; non seulement ils sont montagnards, sinon qu'ils le sont surtout relativement aux autres. Une relation, par conséquent, suffisamment intense pour qu'ils adoptent la langue des habitants des villes.

Ces remarques sur la société *Jbala* signifient une influence culturelle précoce et profonde des villes islamiques du Moyen-Âge. Il est donc très intéressant de vérifier que les répercussions écologiques de cette urbanisation étaient de même importance. Toutefois, le fait que la dualité villes-montagnes avait atteint des niveaux d'opposition violente laisse supposer une régression historique vers une déconnexion importante entre les deux milieux.

Dans cet article, on essaie de montrer comment l'histoire des paysages du Rif, et par conséquent une importante partie de leurs caractéristiques actuelles, est liée aux oscillations dues à une grande ou faible dépendance des centres urbains et du commerce extérieur. L'objectif de cette analyse des aspects et des facteurs historiques de la pression humaine sur l'environnement est

fournir une base adéquate à l'étude de la structure et du fonctionnement des paysages actuels.

III. URBANISATION, COMMERCE TRANSMEDITERRANEE ET CONSEQUENCES AU NIVEAU DES PAYSAGES DE LA PENINSULE TINGITANE:

1. Ancienneté de l'urbanisation au Rif occidental:

Les villes et les structures du pouvoir de la région tingitane semblent être liés, dès l'origine de l'histoire, à l'établissement de routes commerciales de dimensions transcontinentales. Les premiers indices de différenciation sociale parmi les populations maurétaniennes coïncident avec l'établissement de relations commerciales à travers le Détroit, dont les témoignages archéologiques correspondent aux produits africains de luxe (ivoire, oeufs d'autruche) retrouvés dans la Péninsule Ibérique et aux céramiques d'origine espagnole des gisements marocains (GILMAN, 1975). La stratégie phénicienne était en fait orientée vers le contrôle de ces réseaux commerciaux préexistants. Pour cela, les Phéniciens établirent une série de

comptoirs (*emporia*) qui seront les premiers noyaux urbains de la région (Lixus, Tingis). Le commerce développé avec ces comptoirs consolidera les bases du réseau urbain de la Tingitanie et, en renforçant le pouvoir des classes dominantes locales, permettra l'émergence des royaumes maurétaniens. Rome, après une période de tutelle ou protectorat sur ces royaumes, passera à contrôler directement ces axes commerciaux qui communiquaient la riche zone comprise entre Lixus, Sala et Volubilis (où une véritable colonisation agricole a eu lieu) avec les ports du Détroit comme Tingis ou Septem. Dans les zones contrôlées, et spécialement dans les plaines riches du Gharb, Rome imposa un modèle de paysage agraire fortement dirigé à la culture de produits commercialisables, en particulier l'huile d'olive, introduite dans les réseaux mercantiles de l'Empire romain. Pour les romains, la richesse du pays, tant évoquée par les écrivains de l'époque, n'était pas représentée uniquement par les produits agricoles (céréales, vignes et olives) ou la pêche. En plus des forêts (oléastres) qui ont été défrichées en plaine pour assurer l'extension des champs de cultures, l'exploitation directe des richesses naturelles (grands Mammifères, bois de Thuya...) était très active (BRIGNON *et al.*, 1994).

Dans les zones montagneuses où la relation de l'occupation romaine avec les populations locales était régie par des pactes de non-agression (SHAW, 1986), Rome ne semble pas avoir réussi à imposer des transformations profondes du paysage. En absence d'information suffisante, il est vraisemblable que les populations sédentaires de ces zones montagneuses tingitane ont maintenu durant l'époque phénicienne et jusqu'à l'occupation romaine un régime de vie traditionnel, centré sur l'élevage et l'agriculture de subsistance. Cependant, la régression des forêts de Cèdre et de Chêne zéen, enregistrées dans les diagrammes polliniques des montagnes du Rif occidental (REILLE, 1977) suggèrent l'existence d'une importante exploitation humaine durant l'époque phénicienne, maurétanienne et romaine (du VIIe siècle avant J.-C. au IIIe après J.-C.). L'influence de cette période de développement commercial et agricole est tout à fait différente par rapport à l'époque suivante dont la régression de l'exploitation économique s'est traduite par une recolonisation forestière naturelle des paysages abandonnés. Les forêts caducifoliées de Chêne zéen récupérèrent les terrains perdus par le Cèdre de l'Atlas (REILLE, 1977).

2. Le système économique de commerce à grande distance échelle:

Suite aux trois siècles de stagnation qui succédèrent la décadence et l'abandon par Rome de la Maurétanie Tingitane, l'évènement le plus important fut représenté, au début du VIIIe siècle, par la conquête islamique. Pendant

les premiers temps de l'Islam au Maroc, il n'y avait pas d'apports importants de populations arabes; l'opposition était contre la domination politico-religieuse et les charges d'impôts qui en découlaient. Avec l'arrivée d'opposants arabes (les Kharijites puis les Idrissides), cherchant à échapper au pouvoir central de l'Empire musulman, la situation est relativement stabilisée.

L'importance de l'époque des Idrissides (de la fin du VIIIe au Xe siècle) dans le développement historique de la région est capitale. Le pouvoir idrisside s'est basé sur la fortification des anciens réseaux commerciaux et la fondation de plusieurs centres urbains. Ces réseaux ne communiqueront pas seulement le Nord du Maroc au Sahara, sinon que, grâce à la conquête islamique de l'Espagne, ils permettront à la région du Détroit de jouer un rôle de grande importance stratégique, reliant le sud marocain et le Soudan à l'Europe occidentale. Malgré leur décadence rapide face aux grands Califes Fatimide et Omeyyade qui disputaient au Maroc le règne de la Méditerranée occidentale, leur influence politique et religieuse s'est profondément enracinée dans la région. Significativement, après la tombée de leur capitale Fés, ils se réfugièrent dans leur bastion Hajar-Nasr, entre le littoral atlantique et les hautes montagnes de la Péninsule Tingitane. Ils formèrent plusieurs principautés au Nord du Maroc, d'abord soumises aux Omeyyades puis prétendantes à l'héritage de Cordoue (Hammoudites). L'arabisation, dont les foyers sont représentés par un réseau urbain de plus en plus dense, a eu lieu chez les *Jbala* au cours de cette période précoce de l'Islam au Maghreb (MARÇAIS, 1956; CAMPS, 1983). Durant toute cette époque, à l'origine des évènements politiques et militaires qui se sont succédés sous couverture religieuse, les motivations économiques étaient fortement présentes. La prise du pouvoir politique marocain était, en fait, étroitement liée au contrôle des grandes routes commerciales et des villes avoisinantes. Ainsi, ce n'est que suite au contrôle des routes du commerce saharien de l'or, que les dynasties marocaines (Almoravides, Almohades et Mérinides) ont pu prospérer et étendre leur pouvoir sur l'ensemble du Maghreb et de l'Espagne.

3. Effets de la période d'activité commerciale sur l'intensification de l'exploitation des ressources naturelles:

Malgré la pénétration idéologique et la densité urbaine, une certaine déconnexion fonctionnelle, hiérarchique, entre les villes et leur environnement rural caractérise toujours l'histoire de la région. Cette hypothèse signifie que le pouvoir, et par conséquent sa capacité de contrôle du territoire, semblent plus dépendantes des revenus obtenus par le commerce transrégional que de l'extraction d'un excédent de ressources de leur entourage géographique. Les villes n'agissent que sur un territoire strictement limi-

té au *fahs* (périphérie urbaine) où l'on peut considérer qu'un modèle de paysage intensif, générateur d'excédents, est imposé par les centres urbains. Or, cette affirmation doit être convenablement nuancée car, même en absence d'une connexion originale entre le développement urbain et l'intensification de la production rurale, le pouvoir économique (et par conséquent militaire) accumulé dans les villes n'a jamais cessé d'affecter les milieux ruraux adjacents. Lorsque les villes disposent d'un pouvoir suffisant (c'est-à-dire, lorsque le commerce transrégional permet le maintien de la force des structures du pouvoir), les classes urbaines dirigeantes sont capables d'exploiter une partie des ressources de l'espace rural. Cependant, le fait que la force de la ville ne provient pas de l'intensification de l'exploitation de son entourage constitue une grande source d'instabilité du système urbain. Il suffit qu'il y ait crise du commerce pour que les villes perdent leur force et que les milieux ruraux retournent à leur fonctionnement autarcique.

Du point de vue écologique, il est intéressant de vérifier cette connexion supposée entre réseaux commerciaux, croissance urbaine et intensification de l'extraction des ressources. L'information dont on dispose sur l'évolution historique des écosystèmes rifains est pauvre. Nonobstant, les sources historiques permettent d'avoir une idée, si elle n'est pas très précise, elle est tout de même assez concordante avec ce qu'on a mentionné jusqu'à présent.

Par ses conditions physiques, une grande partie de la Péninsule Tingitane constitue une excellente zone de production ligneuse. Aujourd'hui même, les produits forestiers constituent, sans doute, la principale ressource naturelle de la région. La persistance de grandes étendues forestières jusqu'à nos jours peut être considérée comme négativement corrélée aux processus d'intensification de l'exploitation humaine. D'une part, parce qu'une intensification liée à une augmentation de la rentabilité agraire implique une demande de terres de culture qui est souvent satisfaite au dépens des surfaces forestières. D'autre part, l'augmentation des besoins en ressources forestières produit facilement leur surexploitation et par conséquent la réduction des espaces forestiers. Historiquement, cette surexploitation de la forêt avait deux causes principales liées à la croissance économique: (1) la consommation de bois nécessaire au développement de l'industrie navale (dû à son tour aux nécessités du commerce, que ça soit pour la construction de bateaux mercantiles ou de guerre nécessaires à la protection des intérêts économiques), (2) la consommation de combustible (généralement sous forme de charbon végétal) par les noyaux urbains et, surtout, par les proto-industries et différentes utilisations domestiques et publiques.

a. *Agriculture commerciale:*

Malgré le fait qu'à la veille du Protectorat, l'agriculture d'exportation était concentrée aux alentours des villes (orangers de Tétouan, huile de Chefchaouen), les descriptions médiévales (Al-Içt'akhri, Ibn Hawkal) montrent en général, parallèlement à la floraison urbaine, un plus grand degré de commercialisation de l'agriculture (MIQUEL, 1973). L'introduction des produits agraires dans les échanges commerciaux est très liée aux charges fiscales fréquemment citées par différentes références historiques. Comme indice du degré de commercialisation de l'agriculture, on peut utiliser le niveau d'importance acquéri par les récoltes de type mercantile. Des cultures exigeantes comme le coton, la canne à sucre ou la soie, actuellement inexistantes ou très localisées, étaient abondantes aux environs des villes. Dans les zones montagneuses, les cultures commerciales méditerranéennes typiques, la vigne et l'olivier, avaient beaucoup plus d'importance qu'aujourd'hui. Si ces deux types de cultures peuvent être intégrées dans l'économie domestique, leurs productions à une certaine échelle ne peuvent être justifiées que dans le cadre d'une économie dirigée au marché. L'oléiculture et, surtout, la viticulture, dont la valeur purement alimentaire est inférieure par rapport aux céréales, requièrent un effort de travail très supérieur (CHISHOLM, 1962). L'extension de ces deux types de cultures peut donc être également considéré comme un indice d'externalisation (dans le sens de dépendance de l'extérieur) d'une économie rurale. Le fait que AL-WAZZAN (1526), dit LEON L'AFRICAIN, mentionne dans plusieurs villages des *Jbala* la présence d'une production importante de raisins secs et de vin, ainsi que l'huile d'olive (et même des produits dérivés, comme le savon), tout en évoquant avec fréquence l'importance des impôts et l'existence de certains réseaux de commercialisation, est sans doute un témoignage clair de la nature de l'économie qui était plus externalisée au XVI^e siècle par rapport à celle observée par les européens aux débuts du XX^e siècle.

De leur part, les témoignages archéologiques mettent également en évidence l'importance qu'avaient, jusqu'au début du XVI^e siècle, les paysages agraires de type intensif dans le Rif occidental. Des restes de systèmes plus ou moins complexes d'irrigation (nourias et même une sorte de barrages) apparaissent liés aux effets de l'urbanisation existante dans la Péninsule Tingitane (BAZZANA *et al.*, 1991).

b. *Industrie navale:*

Depuis l'époque idrisside, la principauté de Nekkour n'a pas seulement maintenu des chantiers navals actifs, sinon qu'en plus, elle exportait le bois aux chantiers installés par les Omeyyades à Almeria et autres ports anda-

lous (GLICK, 1991). Durant tout le Moyen-Age, les villes portuaires du Rif sont des consommatrices actives de bois destiné à l'industrie navale. Aussi bien MARMOL (1867) comme AL-WAZZAN (1526) indiquent qu'à Badis on ne consommait pas seulement une grande quantité de bois de chêne liège et *al-arz* (thuya, pin ou cèdre) pour la construction de navires, sinon que les habitants de la région se sont spécialisés dans l'exportation du bois vers différents pays de la Méditerranée occidentale. AL-WAZZAN (1526) signale la disparition d'extensions forestières importantes, en parlant des Anjera dont le territoire était fortement déboisé à cause de l'intense consommation de bois par les chantiers de Qsar-Sghir. Les résidus dégradés de chêne liège (*Quercus suber*) qu'on peut rencontrer actuellement entre Khemis-Anjera et Qsar-Sghir témoignent d'une résistance relativement faible de cette espèce par rapport au Thuya (*Tetraclinis articulata*) de la région de Badis qui a également subi une longue exploitation (GARCIA-FIGUERAS, 1949). Cette variation dans la résistance écologique des deux espèces peut être mise en relation avec la différence de capacités biologiques de régénération.

c. Charbon de bois:

En ce qui concerne la production de charbon de bois, on dispose de peu d'informations, même si certaines sources évoquent une consommation considérable de la part des villes. Ainsi, AL-WAZZAN (1526) mentionne comment Asilah, juste avant d'être occupée par les Portugais, nécessitait l'importation de grandes quantités de charbon à partir de Larache, car son arrière-pays était presque complètement déboisé. On sait également que vers la fin du XIXe siècle, le charbonnage était l'une des activités principales des tribus qui entourent Tétouan telles que les Anjera ou Beni Hozmar (RUIZ DE CUEVAS, 1951). Les territoires de ces tribus présentent un degré significatif de déforestation beaucoup plus important que chez les tribus plus éloignées des noyaux urbains.

d. Axes commerciaux:

La liaison entre villes et déforestation est bien visible sur la carte de la région Tingitane. Autour des villes, les zones déboisées s'étalent sur plusieurs kilomètres en fonction de l'importance économique du centre et de l'accessibilité du terrain. En plus, au long des principaux axes commerciaux, de larges bandes déboisées, localement interrompues par quelques masses forestières au niveau des parties élevées, sont facilement reconnaissables. S'il est certain que les zones actuellement boisées occupent préférentiellement les terrains montagneux, ceci

n'est vrai que dans la mesure où ces derniers s'écartent notablement des réseaux commerciaux traditionnels. En considérant l'axe Tanger-Tétouan, la seule tache forestière d'importance qui existait jusqu'à la première moitié du XIXe siècle était celle qui occupait les versants montagneux au Nord de Tétouan jusqu'au Jbel Mousa et Belyounech. De toute évidence, cette zone, totalement écartée de la route reliant Tétouan et Tanger, n'a pas été déboisée à cause de l'absence forcée de toute communication de Sebta, sous occupation espagnole, avec son arrière-pays. Lorsque la zone de Belyounech fut annexée par les espagnols durant la guerre de 1859-60, la disparition de ses subéraies était immédiate à cause de la demande urbaine de bois et charbon.

e. Apport des analyses polliniques:

La relation historique entre croissance urbaine et déboisement peut être observée également dans les diagrammes polliniques obtenus par REILLE (1977) dans les environs de Chefchaouen. Il est intéressant d'y constater que le début de la raréfaction du pollen des chênaies coïncide, en général, avec l'apparition de la courbe continue de pollen d'*Olea*. Les datations absolues proportionnent des dates de ca. 1000 années BP, c'est-à-dire, autour du Xe siècle. REILLE (1977) attribue ces faits à une intensification agricole suite à la fuite forcée des berbères des plaines et leur concentration dans ces montagnes comme conséquence de l'"invasion arabe". Cependant, les faits observés sont difficilement interprétables de cette manière. Les datations ne coïncident avec aucune invasion arabe de type dévastateur: l'arrivée des arabes hilaliens est postérieure. D'autre part, une extension à grande échelle des cultures de l'olivier n'est pas possible dans une zone de refuge et d'isolement. L'huile d'olive est un produit commercial et non de subsistance; sa production à grande échelle n'a de sens que dans le cas d'un système agraire externalisé, c'est-à-dire, dominé par les réseaux mercantiles. Pour cela, les datations polliniques résultent, chronologiquement et socio-économiquement, beaucoup plus concordantes avec la situation d'intensification de la production agricole, c'est-à-dire, non pas avec une époque de dévastation et décadence économique, sinon avec une époque d'essor mercantile et pouvoir politique.

D'une évidence moins claire, la décadence du système peut être interprétée par certains diagrammes de REILLE (1977), où l'on observe une certaine augmentation du pollen des chênaies dans les sédiments datés de 200-300 ans BP (XVI-XVIIe siècles). Cette récupération est éphémère, parce qu'à partir du XIXe siècle, les niveaux polliniques des chênaies subissent une réduction rapide pour atteindre les niveaux actuels.

IV. ORIGINES ET PARTICULARITES DU SYSTEME ECONOMIQUE ET RELIGIEUX DE L'EPOQUE PRECOLONIALE:

1. Origines et conséquences de l'effondrement du système urbain médiéval:

a. *Décadence du commerce transméditerranéen:*

Les crises économiques et politiques du début du XVI^e siècle annonçaient au Maroc le début d'une longue ère de régression. Etroitement liées à la déviation du commerce africain caravanier au profit des Ottomans à l'Est et des Européens vers l'Ouest et la découverte des richesses du nouveau monde, ces crises signifient la destruction du système économique qui était à l'origine de la prospérité marocaine de l'époque précédente.

Les efforts déployés par les Etats Saâdien et Alaouite (réouvertures sur le Sahara, impulsion de la course, réorganisations militaires et fiscales, libération de plusieurs places côtières, essais de relance commerciale, etc.) étaient donc structurellement limités et essentiellement consacrés à contenir l'expansion européenne. Les conséquences étaient lourdes: occupation chrétienne des ports atlantiques et méditerranéens, morcellement territorial et instabilité politique, abandon de nombreux métiers et techniques, régression de la vie urbaine, recul de l'agriculture et reprise de la transhumance et du nomadisme... Les épidémies, les sécheresses et la famine qui s'abattèrent de façon cyclique sur le pays du XVI^e au XIX^e siècle ont significativement contribué dans cette décadence générale. Le système économique est par conséquent largement dominé par la régression de l'urbanisation et le retour à un système d'économie d'auto-subsistance.

Sans véritables bases économiques, la conquête du pouvoir s'est convertie en une oeuvre purement idéologique. Le pouvoir est réservé, contrairement au cas des dynasties précédentes (Almoravides, Almohades et Mérinides), aux *Chorfa-s*, descendants réels ou présumés du prophète de l'Islam, appuyés par leurs confréries maraboutiques (*zaouia-s*). La force politique et militaire permettant l'accès et le maintien de l'état doit être démontrée par le *Jihad* (guerre sainte) et la défense de l'unité du pays, de plus en plus menacée par les attaques externes et les révoltes internes. A partir du XV^e siècle, *zaouia-s* et *Jihad* sont devenues des constantes politiques et idéologiques, présentes partout et à tous les niveaux de la société marocaine, et plus particulièrement déterminantes à l'occasion des interrègnes comme dans le cas du passage d'une dynastie à l'autre (Ouattassides, Saâdiens, Alaouites).

b. *Chute de l'Andalousie musulmane et occupation chrétienne des ports marocains:*

Avant même sa prise par les chrétiens en 1492, les interventions de Granada dans les problèmes de succession

des Mérinides et ses tentatives de contrôle du Détroit en occupant Sebta se sont multipliés pour garantir la coulée de l'or et du blé. Cependant, la conquête chrétienne des royaumes de Murcia, Valencia, Baléares et surtout de Sevilla marque une nouvelle relation du Maroc avec la Péninsule ibérique. Bien entendu, les échanges commerciaux ne s'interrompent pas, mais la situation devient complètement différente. Maintenant, de l'autre côté du Détroit, il s'agit d'une civilisation ennemie. La course substitue partiellement le commerce transcontinental. En 1399, les Castillans détruisent Tétouan et massacrent sa population. Face à la "démission" *de facto* de l'Etat mérinide (MEZZINE, 1988), le Rif se révolte en 1411, mais les attaques militaires chrétiennes sont rapidement couronnées par une occupation solide des principaux ports marocains. Les Portugais s'emparent de Sebta en 1415, de Qsar Sghir en 1458 puis de Tanger et Asilah en 1471. Larache (1489) et la Mamora (1515) sont attaquées par les Portugais et passeront respectivement sous occupation espagnole en 1610 et 1614. Granada assiégée, elle tombe dans les mains des chrétiens en 1492. Une année après (1493), la ville de Targha est conquise et sa flotte de 25 barques est détruite par le Gouverneur de Sebta. Quatre ans après, les Espagnols occupent Melilia, suivie en 1508 par Badis, dont le Rocher est définitivement soumis en 1564. En 1673, la baie du Nekor est finalement contrôlée suite à l'envahissement du Rocher d'Alhoceima. En 1680, les Espagnols remplaceront les Portugais à Sebta. Privé de ses ports, le système urbain et commercial du Rif est asphyxié.

Aujourd'hui même, malgré la récupération de plusieurs villes avant la guerre de Tétouan (1860), Sebta, Melilia et plusieurs points stratégiques de la côte méditerranéenne sont toujours sous occupation espagnole. Depuis le XV^e siècle, le Maroc méditerranéen n'est plus qu'une appartenance géographique à «une vieille Méditerranée déchirée, délaissée et affaiblie». La région tingitane et l'ensemble du Rif, en dépit de l'amplitude de son littoral, apparaît particulièrement déconnectée de la mer (TROIN, 1986). A l'exception de Tanger, il n'existe plus de villes proprement maritimes sur la façade méditerranéenne du Maroc (Nador et Alhoceima ont été reconstruites par le Protectorat espagnol).

2. La nouvelle relation campagne-ville:

Au niveau de la Péninsule Tingitane, à l'exception des villes portières qui étaient détruites ou occupées, presque tous les centres urbains de l'époque idrisside étaient vidés et abandonnés; ceux qui ont vu le jour au cours de ce processus ont difficilement maintenu le patrimoine urbain de la région. Que ce soit Ouazzane, Tétouan ou Chefchaouen, elles ont toutes persisté par une relation particulière avec leur environnement à travers leurs *zaouia-s*, tout en maintenant leurs qualités urbaines profondes que

reflètent l'artisanat de Tétouan, les broderies de Chefchaouen et l'oléiculture de Ouazzane. Si ces centres urbains prétendent parfois plus de pouvoir, c'est à la base de compromis économiques qui n'arrivent jamais à les mettre en contradiction avec les structures socio-économiques tribales qui ont récupéré toutes leurs forces conservatrices. Pourtant, les conflits se déclenchent souvent suite à la pression citadine sur les ressources rurales (propriété des terrains de culture, parcours, exploitation du bois) ou suite aux années de sécheresse et pénuries du milieu rural. Lorsque l'opposition entre les deux mondes menace sérieusement les villes, seul l'appel aux forces du *Makhzen* peut arrêter le désastre des villes par un désastre des campagnes. Les conséquences ne sont alors que alimentation de l'hostilité des *Jbala* face aux villes qui ne représentent donc pas seulement un autre mode de vie mais également le symbole du pouvoir politique répressif. La pauvreté et l'oppression n'ont fait donc que renforcer la résistance et l'autarcie économique rurale.

L'Andalousie et les ports rifains étant occupés, des populations humaines importantes sont refoulées vers l'intérieur. Les réfugiés andalous reconstruisent Tétouan. A son arrière-pays, les Idrissides émergent de la résistance nationale et religieuse; Chefchaouen prend naissance dans une situation montagnaise qui ne peut être justifiée que par le rôle qu'elle s'est donnée. S'agissant plus d'un centre de direction du *Jihad* qu'une expression d'un épanouissement économique de la montagne, Chefchaouen reflète également l'influence urbanisatrice des andalous dans la région. Son rayonnement politique qui s'est rapidement confirmé avec la mise en place de la principauté des Banou Rachid était éphémère. De la situation des villes et des compagnes des provinces du Habt et du Rif, AL-WAZZAN (1526) dresse dans sa "Description de l'Afrique" un tableau riche d'informations sur un monde aux portes de la crise. Parmi une vingtaine de villes décrites, celles qui ne sont pas occupées ou qui n'ont pas été abandonnées sont noyées dans un espace montagneux contrasté. Entre les habitants des montagnes libres et celles soumises aux lourdes contributions, les différences sont énormes dans la productivité agricole, l'activité commerciale et les styles de vie et d'habillement. La majorité des paysans sont soumis à l'oppression pour l'exploitation de leurs récoltes, que ça soit dans les *iqta'* (ou les *a'zib-s*), par les impôts des *Chorfa* (de Bni Arouss comme le rapporte AL-WAZZAN (1526) ou de Ouazzane plus tard), des principautés locales, du pouvoir central ou le pillage des Bédouins. Les quelques montagnes qui en échappaient sont les restes de l'époque antérieure; leurs habitants ne tarderont pas à perdre leurs richesses. Chez eux, à l'époque décrite par AL-WAZZAN (1526), les productions fruitières très variées sont exportées à Fès pour les échanger contre le blé et d'autres besoins;

certain villages (Bni Yarzou p.ex.), en plus de leur économie florissante, sont de véritables centres scientifiques. Si la consommation des poissons salés et du vin sont encore partout répandus, les habitants des montagnes appauvries par les impôts ne trouvent rien de plus pour se nourrir que de l'oignon et de la soupe de fève. Il n'est pas étonnant par conséquent que les conflits se déclenchent entre les groupements humains voisins, profitant ainsi au *Makhzen* qui augmente ses rentes en imposant les indemnités aux deux parties.

V. EXPRESSIONS ET INTERPRETATION DU SYSTEME RELIGIEUX:

L'importance théorique de la relation culture-paysage, insuffisamment examinée (NASSAUER, 1995), mérite une grande attention chez les *Jbala*. En fait, les systèmes humains de cette société ne peuvent être réduits au *dshar* autarcique, stéréotypé dans la *isolierte Staat* de Von Thünen ou dans le hameau montagnais écarté par l'histoire de BRAUDEL (1987). Au dessus de cet ensemble de cellules autonomes, il y a une structure de pouvoir qui impose sa présence originelle au niveau des paysages rifains.

Les Idrissides utilisaient leur qualité de descendants du Prophète pour construire ou renforcer un réseau commercial transcontinental appuyé par une série de nouveaux centres urbains. Ils n'auraient peut être jamais pu contrôler ce réseau sans l'appui du système idéologique représenté par le Chérifisme. La viabilité de ce système religieux est sans doute le résultat d'une adaptation originelle de l'Islam aux besoins socio-politiques et aux croyances naturalistes pré-islamiques des berebères. La *baraka* transmise à travers les générations des descendants, supposés ou réels, de Moulay Idriss, n'est pas seulement une grâce de type religieux ou une sorte d'autorité morale: c'est la raison de l'ordre de la nature pour les *Jbala*. Ce sont les saints (*Chorfa-s*), détenteurs de la *baraka*, qui permettent, par leur prodiges et leur pouvoir d'intercession, le bon fonctionnement du monde. Comme l'a affirmé Sidi Mohammad ben Ja'far Al-Kattani, "sans eux (les saints), le ciel ne donnera pas de pluie, la terre ne produira pas de plantes et la disgrâce s'abattra sur les hommes" (Nasihah ahl al-Islam, 1899, cit. in MUNSON, 1993).

Le système symbolique du Chérifisme est particulièrement intéressant par ses traductions spatiales qui marquent le paysage des *Jbala* de forme éloquente. Face à la répétitivité des structures agro-forestières autour des *dshar-s*, une série d'éléments paysagistiques, en rapport avec l'univers symbolico-religieux, suivent leur propre hiérarchie. Il s'agit des sanctuaires ou marabouts, cimetières ou lieux de vénération du tombeau d'un saint, qui prennent la forme de petits îlots forestiers constitués d'arbres cente-

naires où la végétation naturelle est strictement protégée. Au niveau du paysage, l'importance de ces forêts sacrées ne réside pas seulement dans leur considérable intérêt écologique *per se*; elles constituent l'expression visible du système culturel ou idéologique de la région. D'autre part, et à l'opposé du paysage qu'on pourrait appeler "utilitaire" ou "économique", dominé par la répétitivité ou manque de hiérarchie claire entre les *dshar-s*, les sanctuaires ne présentent pas tous la même importance: certains sont vénérés par un *dshar* ou une fraction de tribu constituée de quelques *dshar-s*, alors que d'autres ont une importance régionale traversant toute une tribu ou ensemble de tribus. Au sommet de la hiérarchie se situe le grand sanctuaire de Moulay Abdesselam, qui domine la montagne sacrée du Jbel Alam et dont l'influence rayonne au delà des limites nationales.

On est donc face à une dualité entre, d'une part, l'ensemble des cellules villageoises autonomes, égalitaires, avec une structure explicable selon des modèles écologico-économiques et, d'autre part, la disposition et la hiérarchisation d'éléments symboliques liés, selon des principes différents, au monde religieux ou idéologique (les sanctuaires). Cette dualité peut être mise en parallèle avec les travaux des anthropologues, en particulier anglosaxons, sur la structure sociale des zones montagneuses marocaines. Pour GELLNER (1969), par exemple, au modèle segmentaire d'organisation sociale se juxtaposent les lignages religieux comme éléments nécessaires pour garantir l'équilibre et la cohésion globale. Ces lignages assurent, par ailleurs, la connexion des populations montagneuses au monde musulman.

Dans le cas des *Jbala*, la particulière densité du sacré (VIGNET-ZUNZ, 1991) octroie une importance spéciale à l'influence du système religieux sur le monde profane. Ce système religieux ou idéologique est un système externalisateur puisque la provenance des *chorfa-s*, la formation des religieux dans les centres urbains, l'importance des *msid* (écoles coraniques) ruraux, la célébrité nationale des *foqha-s* des *Jbala*, etc. ouvrent nécessairement la montagne à un espace de relations plus larges. Cela veut dire que le monde *Jbala*, même si ce n'est que par ce système idéologique, est fortement connecté à l'extérieur; il est symboliquement constitué comme partie d'un vaste ensemble civilisationnel, urbain et musulman. L'incapacité de ce système religieux à donner lieu à une structure de pouvoir stable est liée au système économique dirigé beaucoup plus vers le commerce que vers le contrôle de la terre.

Le fait que le chérifisme est une expression idéologique de l'externalisation économique s'est clairement manifesté à l'occasion des dites "invasions hilaliennes". Indépendamment des discussions polémiques sur l'influence de ces tribus nomades (ABUN-NASR, 1987), il est peut

être très significatif de signaler que ce n'est qu'après l'effondrement des bases économiques du pouvoir central, que les nomades ont pu étendre leurs agressions sur les villes et les populations sédentaires. Le pouvoir religieux qui s'est dressé alors contre eux, ne s'est pas contenté de condamner leurs attaques. En légitimisant leur persécution et en faisant appel au *Jihad*, les religieux de l'époque (*Al-Maqsad* rédigé au XII-XIIIe siècle), ont clairement exprimé leur alliance au pouvoir économique, en déclarant ouvertement la guerre sainte contre eux (GARCIA ARENAL, 1990).

En conclusion, le modèle segmentaire, qui peut constituer une description simplifiée d'une situation concrète, à un moment historique déterminé, lié à la décadence et à l'isolement, présente la débilité d'avoir négligé le caractère circonstanciel d'une telle situation (LAROUÏ, 1993). Le monde *Jbala* n'est pas statique et ne peut être expliqué sans considérer le dynamisme et la dialectique historique entre un modèle socio-économique originellement segmentaire-autarcique et une structure idéologique qui l'attache à l'extérieur et, par conséquent, le pousse vers l'intensification de l'exploitation des ressources. La variable historique dans l'interprétation du paysage est donc fondamentale dans l'explication des oscillations dans un sens ou dans l'autre.

CONCLUSION:

Les paysages actuels du Rif occidental, tout en partageant plusieurs de leurs caractéristiques avec les paysages montagneux et méditerranéens en général, présentent une grande originalité. En fait, le contexte régional à proximité du Détroit de Gibraltar constitue, en plus de ses particularités écologiques naturelles, une composante fondamentale dans l'analyse historique de ces paysages. Grâce à son importance stratégique dans les réseaux d'échanges commerciaux intercontinentaux, la Péninsule Tingitane a été le siège d'une urbanisation profonde dont les effets écologiques et culturels sont nombreux et multiples.

À la veille du protectorat, ces paysages montagneux, dominés encore par d'importantes étendues forestières, caractérisaient une société presque complètement autarcique. En contradiction avec la pénétration urbaine ancienne, cette autarcie rurale pré-coloniale cachait un grand changement historique antérieur. Pour une analyse complète de la société et du paysage *Jbala*, l'histoire de longue durée s'impose.

La capacité de générer des excédents commercialisables, sans pour autant abandonner la stratégie générale autarcique, est une caractéristique que les *Jbala* partagent avec l'ensemble des sociétés intégrées dans ce qu'on appelle "mode de production paysanne" (WOLF, 1966). Comme on a pu vérifier, et face à d'autres populations

montagneuses plus isolées, une telle stratégie "duelle" a été une constante historique chez les *Jbala* dont les structures socio-économiques traditionnelles et le système idéologique étaient, sans doute, bien adaptés. L'habituelle relation avec le monde urbain et commercial, sans perte totale de leur indépendance, leur avait proportionné une meilleure résilience face aux différents changements historiques. Il paraît donc qu'au moins dans une certaine mesure, le paysage "autarcique" pré-colonial est le fruit d'une régression et non d'une permanence de conditions primitives.

Aussi est-il, les paysages des *Jbala*, fortement exploités sans destruction irréversible de leurs capacités naturelles, sont, comme c'est le cas pour l'ensemble des paysages méditerranéens, le résultat d'une longue "coévolution" historique (NAVEH & LIEBERMAN, 1984). L'exemple des tétraclinaies des environs de Badis et Alhuceimas, récupérés par régénération naturelle après la diminution historique de la pression humaine, illustre leur résilience face à de hauts niveaux de perturbation anthropogène. En même temps, l'analyse des zones dégradées (cas du Qsar-Sghir Anjera p.ex.) montre quelles sont les circonstances qui ont provoqué historiquement des situations insoutenables de l'exploitation des écosystèmes forestiers.

Les répercussions écologiques de ces conclusions sont importantes. Les écosystèmes forestiers et préforestiers qui occupent encore une importante superficie du territoire *Jbala*, ne sont pas des milieux naturels vierges. Leur conservation doit être, par conséquent, strictement liée à la présence de régimes de perturbation appropriée. Les propositions classiques de réserves naturelles fermées doivent être substituées par une nouvelle conception holistique de conservation globale des paysages culturels et semi-naturels du Rif.

BIBLIOGRAPHIE:

- ABUN-NASR J.M., 1987. *A history of the Maghrib in the Islamic period*. Cambridge University Press, Cambridge.
- AL-WAZZAN H. (J.-L. LEON L'AFRICAIN), 1526. *Description de l'Afrique*. Trad. en Arabe M. HAJJI & M. LAKHDAR, 1988, 2e éd., Dar Al-Gharb Al-Islami, Beyrouth.
- AMRANI M., 1995. Les Chorfa ouazzanais et les tribus voisines à la ville de Ouezzane vers la fin du XIXe siècle. In GROUPE PLURIDISCIPLINAIRE D'ETUDE SUR LES JBALA (éd.), *Les rapports villes-campagnes sur la bordure méridionale du pays Jbala*. Rabat, 35-44.
- ARONSON J. and LE FLOC'H, 1996a. Vital Landscape Attributes: Missing tools for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4(4): 377-387.
- ARONSON J. and LE FLOC'H, 1996b. Hierarchies and landscape history: Dialoguing with Hobbs and Norton. *Restoration Ecology*, 4(4): 327-333.
- BAZZANA A., CRESSIER P. et TOURI A., 1991. Archéologie et peuplement: Les mutations médiévales (le cas de Targha). In GROUPE PLURIDISCIPLINAIRE D'ETUDE SUR LES JBALA (éd.),
- Jbala, Histoire et Société. Etudes sur le Maroc du Nord-Ouest*, Casablanca, Paris, 307-329.
- BEAUDET G., 1979. Un problème géographique: les aires asylytiques du Maroc central. *Méditerranée*, 1-2: 9-14.
- BOYDEN S., 1979. *An integrative ecological approach to the study of human settlements*. UNESCO, Paris.
- BRAUDEL F., 1967. *La Méditerranée et le Monde méditerranéen à l'époque de Philippe II*. Paris, 2e édition.
- BRIGNON J., AMINE A., BOUTALEB B., MARTINET G., ROSENBERGER B. et TERRASSE M., 1994. *Histoire du Maroc*. Hatier, Casablanca.
- BUREL F., 1992. Effect of landscape structure and dynamics on species diversity in hedgerow networks. *Landscape Ecology*, 6(3): 161-174.
- CAMPS G., 1983. Comment la Berbérie est devenue le Maghreb Arabe. *R.O.M.M.*, 35: 7-24.
- CHISHOLM M.D.I., 1962. *Rural settlement and land use: An essay in location*. London.
- CROW T.R., 1991. Landscape ecology: The big picture approach to resource management. In DECKER D.J., KAASNY M.E., GOFF G.R., SMITH C.R. & GROSS D.W. (éds.), *Challenges in the conservation of biological resources. A practitioner's guide*. Westview Press.
- DE VRIES J., 1984. *La urbanización de Europa 1500-1800*. Ed. Crítica, Barcelona.
- DORNEY R.S. & HOFFMAN D.W., 1979. Development of landscape planning concepts and management strategies for an urbanizing agricultural region. *Landscape Planning*, 6: 151-177.
- EL GHARBAOUI A., 1981. *La Terre et l'Homme dans la Péninsule Tingitane. Essai sur l'Homme et le milieu naturel dans le Rif occidental*. Travaux de l'Institut Scientifique, Série géologie et géographie physique, n°15, Rabat.
- FERHAT H., 1993. *Sabta des origines au XIVe siècle*. Al Manahil, Rabat.
- FERHAT H., 1995. Heurs et malheurs des cités du Nord-Ouest: réflexions sur l'urbanisation médiévale des Jbala. In GROUPE PLURIDISCIPLINAIRE D'ETUDE SUR LES JBALA (d.), *Les rapports villes-campagnes sur la bordure méridionale du pays Jbala*, Rabat, 512.
- FORMAN R.T.T. & M. GODRON, 1986. *Landscape Ecology*. Wiley, New York.
- FRANCO, F. 1925. Política bereber. *Rev. Tropas Coloniales*, 3: 6-7.
- GARCIA ARENAL M., 1990. En Marruecos: arabes, berberes y hombres de religión. *AlQantara*, 11: 489-508.
- GARCIA FIGUERAS T., 1949. *Miscelánea de estudios históricos sobre Marruecos*. Ed. Marroquí, Larache.
- GELLNER E., 1969. *Saints of the Atlas*. Weidenfeld and Nicolson, London.
- GILMAN A., 1975. *A later prehistory of Tangier, Morocco*. American School of Prehistoric Research, Cambridge, Mass.
- GLICK T.F., 1991. *Cristianos y musulmanes en la España medieval (711-1250)*. Alianza, Madrid.
- HABER W., 1990. Basic concepts of landscape ecology and their application in land management. *Physiol. Ecol. Japan*, 27: 131-146.
- IBN KHALDOUN A., (m. 1406). *Al-Muqaddima*. Dar Ihya' Atturat Al'arabi, Beyrouth, (rééd.).
- LAROUÏ A., 1992. *Esquisses historiques*. Centre Culturel Arabe, Casablanca.
- LAROUÏ A., 1993. *Les origines sociales et culturelles du nationalisme marocain (1830-1912)*. Centre Culturel Arabe, Casablanca.
- LEPART J. & DEBUSSCHE M., 1992. Human Impact on Landscape Patterning: Mediterranean Examples. In A.J. HANSEN & F. di CASTRI (éds.) *Landscape Boundaries. Consequences for Biotic Diversity and Ecological Flows*. Springer-Verlag, New York, pp.76-106.
- MARÇAIS W., 1956. Comment l'Afrique du Nord a été arabisée. *Ann. Inst. Etudes Or. Alger*, 14: 6-17.

- MARMOL, C., 1867. *L'Afrique*. Trad. N.P. d'Ablacourt. Paris, 3 vol.
- MEZZINE M., 1988. Des Idrissides aux Saâdiens. *G.E.M.*, 8: 40-96.
- MIQUEL A., 1973. La description du Maghreb dans la géographie d'AlIçt'akhri. *R.O.M.M.*, 1516: 231-239.
- MUNSON H., 1993. *Religion and Power in Morocco*. Yale University Press, Yale.
- NASSAUER J.I., 1995. Culture and changing landscape structure. *Landscape Ecology*, 10(4): 229-237.
- NAVEH Z. & LIEBERMAN A.S., 1984. *Landscape Ecology. Theory and Applications*. Springer-Verlag, New York.
- REFASS M. & ZOUGGARI M., 1995. Présentation. In GROUPE PLURIDISCIPLINAIRE D'ETUDE SUR LES JBALA (éd.), *Les rapports villes-campagnes sur la bordure méridionale du pays Jbala*, Rabat, 3-4.
- REILLE M., 1977. Contribution pollenanalytique à l'histoire holocène de la végétation des montagnes du Rif (Maroc septentrional). In Recherches françaises sur le Quaternaire, INQUA 1977. *Suppl. Bull. AFEQ*, 1977-1, 50: 53-76.
- R'HONI, 1953. *Historia de Tetuán*. Ed. Marroquí, Tetuán.
- RUIZ DE CUEVAS T., 1951. *Apuntes para la historia de Tetuán*. Madrid.
- SADKI A., 1990. La montagne marocaine et le pouvoir central: un conflit séculaire mal élucidé. *HespérisTamuda*, 28: 15-28.
- SAOUD M., 1996. *Tétouan durant le XIXe siècle*. Smir, Tétouan.
- SHAW, B.D. 1986. Autonomy and tribute: mountain and plain in Mauretania Tingitana. *R.O.M.M.*, 41-42: 66-89.
- TOURI A., BAZZANA A. & CRESSIER P., 1988. La Qasba de Shafshawn. *Castrum*, 3: 153-162.
- TROIN, J.F., 1986. Montagnes et villes dans le nord-ouest du Maroc. *R.O.M.M.*, 41-42: 209-215.
- VIGNET-ZUNZ J., 1991. Treize questions sur une identité. In GROUPE PLURIDISCIPLINAIRE D'ETUDE SUR LES JBALA (éd.), *Jbala, Histoire et Société. Etudes sur le Maroc du Nord-Ouest*, Casablanca-Paris, 133-199.
- WOLF E.R., 1966. *Peasants*. Prentice-Hall, London.

Leaf and canopy boundary layer conductances of two semiarid species (*Retama sphaerocarpa* L. Boiss, and *Stipa tenacissima* L.)

F. Domingo¹(*), M.J. Moro²,
G. Sanchez¹, A.J. Brenner³ and
P.R. van Gardingen⁴

SUMMARY

Canopy boundary layer conductance was calculated in the field by measuring the evaporation from artificially wet canopies of two main semi-arid species found in the Rambla Honda (Almería, South East of Spain), *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss, and *Stipa tenacissima* L. *R. sphaerocarpa* is a leafless perennial shrub having cylindrical cladodes arranged on randomly orientated stems constituting an open canopy. In contrast *S. tenacissima* is a perennial tussock grass having a dense canopy and leaves that can roll during periods of water stress. Values of leaf boundary layer conductance, taken from a previous study on the same species, obtained by the construction of cylindrical leaf replicas were extrapolated to the canopy.

The results from the current study emphasise the importance of shelter effects influencing wind speed and then boundary layer conductance. The comparison between the two species reflects the interaction between leaves in *Stipa*, sheltering each other, producing a lower boundary layer than for *R. sphaerocarpa*. Our results showed that the

extrapolation from a leaf to the whole of the canopy is not simply the addition of leaf boundary layer conductances in dense canopies as *S. tenacissima*. However for *R. sphaerocarpa* the interaction between leaves is not significant and the extrapolation from a leaf to the whole canopy is possible.

RESUMEN

La conductancia aerodinámica a escala de copa en dos especies dominantes del área de Rambla Honda (Almería), *Retama sphaerocarpa* L. Boiss y *Stipa tenacissima* L., ha sido calculada en condiciones naturales a partir de la medida de la evaporación directa de copas saturadas de agua. *R. sphaerocarpa* es un arbusto perenne de copa abierta, con cladodios cilíndricos localizados en tallos que se distribuyen de forma aleatoria. *S. tenacissima* es una gramínea perenne de densa copa, con hojas que se enrollan sobre sí mismas en los periodos de estrés hídrico. La conductancia aerodinámica a escala foliar fue calculada a partir de réplicas foliares artificiales y extrapolada posteriormente al conjunto de la copa.

Los resultados de este estudio permiten incidir en la relevancia del efecto barrera entre las hojas de la copa, el cual ejerce una influencia significativa sobre la velocidad del viento y, en consecuencia sobre la conductancia aerodinámica. La comparación de los dos especies refleja una mayor interferencia entre las hojas de *Stipa*, produciendo una menor conductancia aerodinámica que en *Retama*. La comparación de los dos métodos de estima de conductancia aerodinámica a nivel de copa muestran que ésta no es simplemente la suma de las conductancias aerodinámicas foliares individuales en *Stipa*. Sin embargo en *Retama*, la interacción entre cladodios no es significativa y por tanto, esta extrapolación puede considerarse una aproximación válida.

Key words. Artificial replicas, boundary layer conductance, *Retama sphaerocarpa*, scaling-up, semi-arid Spain, *Stipa tenacissima*.

Palabras clave. Réplicas artificiales, conductancia aerodinámica, *Retama sphaerocarpa*, escalado, semiárido español, *Stipa tenacissima*.

INTRODUCTION

Estimations of boundary layer conductance at the scale of the individual leaf, using measurements of heat or water flux from leaves or replica leaves, have been made by many workers (Landsberg and Ludlow, 1970; Grace, Fasehun and Dixon, 1980; Leuning and Foster, 1990; Brenner and Jarvis, 1995, Domingo *et al.*, 1996). However the complexity of scaling this information to a canopy level depends upon the interactions between leaves in the canopy, and canopies in a stand and will depend on the extent to which plant elements interact with themselves and the atmosphere (Jarvis and McNaughton, 1986; McNaughton and Jarvis, 1991).

Heterogeneity of boundary layer conductance within the canopy has been investigated using heated leaf replicas to measure leaf conductance in various locations inside and outside the canopy (Grace, Fasehun and Dixon 1980). A steady state method for calculation of boundary layer conductance from heated leaf replicas was developed for continuous use by Leuning and Foster (1990) and Brenner and Jarvis (1995).

The main objective of the current study was to experimentally determine rules for scaling-up measure-

¹ Estación Experimental de Zonas Áridas (C.S.I.C.), Almería 04001, Spain.

² Departamento de Ecología, Universidad de Alicante, Alicante, Spain

³ Department of Pure and Applied Biology, University of Leeds, Leeds LS2 9JT, UK.

Current address:

School of Natural Resources and Environment, The University of Michigan

Ann Arbor, MI 48109-115, USA

⁴Institute of Ecology and Resource Management, University of Edinburgh, Edinburgh EH9 3JG, UK

(*) Corresponding author.

ments of leaf boundary layer conductance to the level of a canopy for plants of contrasting growth forms. The study was focused on *Retama sphaerocarpa*, a woody perennial with an open canopy, and *Stipa tenacissima*, a perennial tussock grass with a dense canopy. These species were chosen for their contrasting canopy characteristics and constitute two of the three main perennial species found in the Rambla Honda, Almería Province, south-east Spain (Fig. 1). A previous work on the same species (Domingo *et al.*, 1996) presented data collected in the field describing the transfer of heat and mass from *S. tenacissima* tussocks and *R. sphaerocarpa* bushes using leaf replicas. The study found very different relationships between leaf boundary layer conductance and wind speed for the two species studied. These differences were related to differences in leaf shape and canopy structure. The present study tried to investigate how information gained at the leaf level can be combined to give realistic estimates of canopy level conductances. Therefore, the results presented in Domingo *et al.* (1996), at the level of leaf, are here compared with estimates of whole canopy boundary layer conductance by measuring the evaporation of water from wet canopies (Teklehaimanot and Jarvis, 1991).

MATERIALS AND METHODS

Measurements of leaf boundary layer conductance by energy balance of heated leaf replicas

Cylindrical leaf replicas were constructed and placed within the canopies of *R. sphaerocarpa*, and *S.*

tenacissima (Domingo *et al.*, 1996), semi-arid species found in the Rambla Honda (Almería, south-eastern Spain, 37° 8'N, 2° 22'W, 630 m altitude) (Fig. 1). *R. sphaerocarpa* is a leafless leguminous shrub, up to 4 m tall, with cylindrical evergreen stems (cladodes). It has a deep root system which can penetrate to depths of > 25 m (Haase *et al.* 1995), giving access to deep, moist soil layers. *Stipa tenacissima* is a tall tussock grass, up to 1.5 m tall, with long narrow cylindrical evergreen leaves. The basic units of the tussock structure are the stems which are formed by a succession of rigid internodes and more plastic nodes. Each node supports one leaf. Sanchez and Puigdefábregas (1994) have observed that leaves are produced from autumn until late spring and that in general do not survive the next summer. After drying the leaves bend down to the soil and may persist for years tied together forming a rigid mat.

The boundary layer conductance of the leaf can be calculated based on a simple energy balance approach (Leuning and Foster, 1990; Monteith and Unsworth, 1990; van Gardingen and Grace, 1991; Brenner and Jarvis, 1995, Domingo *et al.*, 1996). Transfer characteristics of individual leaf replicas were measured and evaluated in controlled conditions for a range of wind speeds in a wind tunnel at The University of Edinburgh (Domingo *et al.*, 1996).

Pairs of replicas were attached to a square metal frame (400 mm x 400 mm) with nylon fishing line (diameter = 0.3 mm). A reference set of replicas was always mounted outside the canopies at the same height than the

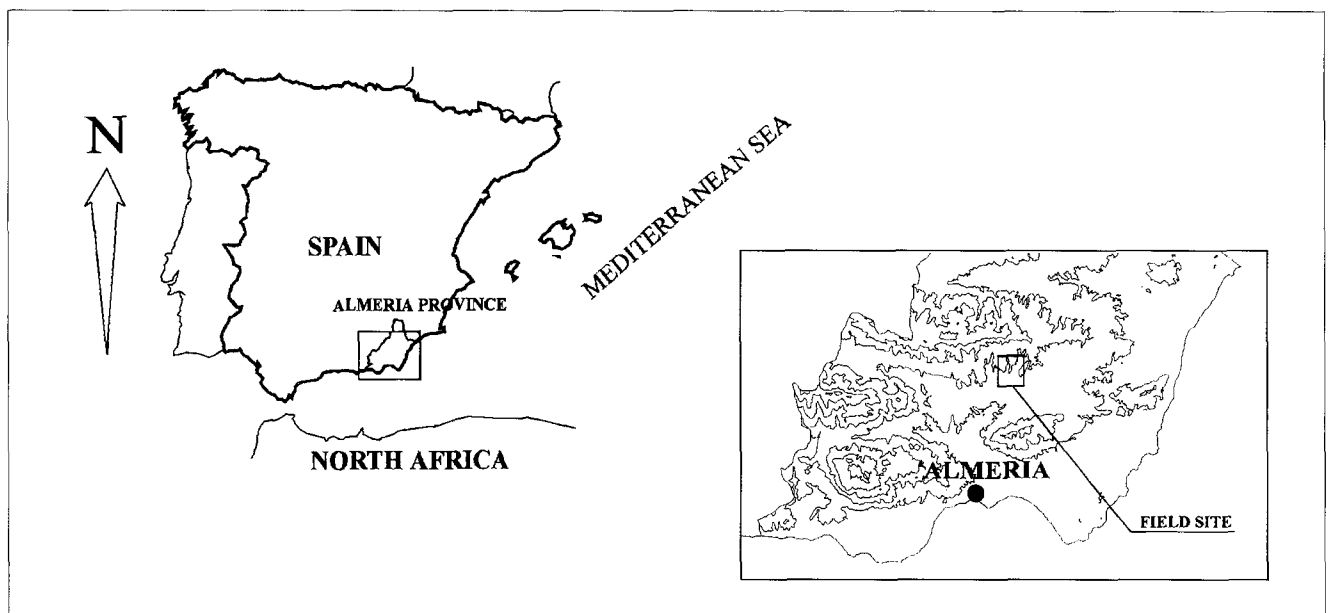


Figure 1. Location of the study area.

others at least 1 m away from the edge of the canopy. For the *R. sphaerocarpa* bushes pairs of replicas were positioned on vertical and horizontal transects through the canopy. For the *S. tenacissima* canopies, replicas were placed at three different heights, and positioned in the canopy at green or live part (two heights) and in standing dead/litterfall part. For a detailed description of the construction and operation of the leaf replicas see Domingo *et al.* (1996).

Cup anemometers (A100G, Vector Instrument, Rhyl, UK; starting speed 0.2 m s^{-1}) recorded horizontal wind speed (u) close to the replicas, at the height of the middle of the canopy, 1.25 m for *R. sphaerocarpa* and 0.6 m for *S. tenacissima*. Horizontal turbulence intensity was measured inside and outside canopies with four heated bead anemometers (AVM501, Prosser Scientific Instruments Ltd, Ipswich, UK) that had previously been calibrated against a pitot tube anemometer in a wind tunnel. The positions of the heated beads corresponded to those of the pairs of replicas. Turbulence intensity was calculated as $\frac{\sigma_u}{u}$. Measurements were recorded by a CR10 datalogger.

Measurements of canopy boundary layer conductance by evaporation from wet canopy

Whole canopy boundary layer conductance was calculated by measuring the drying rate of wetted canopies suspended from a load cell (Teklehaimanot and Jarvis, 1991). Tussocks of *S. tenacissima* and bushes of *R. sphaerocarpa* were cut at ground level, suspended from a load cell (25 kg, RS components Ltd., U.K.) connected to a data-logger (CR10). Mass of the plant was measured at a frequency of 0.125 seconds and the average calculated every 10 seconds. Plants were wetted using a hand-held sprayer, until the increase in mass of the plant stopped and remained constant for several seconds. The change of mass of the plant was recorded as the plant dried out. Times when wetting of plant started and stopped, and when the rate of dripping became negligible and stopped were noted.

Simultaneous measurements of air temperature, vapour pressure (ventilated psychrometer, Allen *et al.*, 1994) windspeed (A100G), and surface temperature of canopy (0.3 mm copper-constantan thermocouples, type T, Omega Engineering, Leicestershire, UK) (4 on the inner leaves and 4 on the outer leaves).

The canopy boundary layer conductance was calculated from:

$$g_c = PE / [M\rho_a(e_1^* - e_a)] \quad (7)$$

where g_c is canopy boundary layer conductance, P is atmospheric pressure, M is the ratio of molecular weights of water and air ($=0.622$), E is the rate of evaporation from

the wet crown, ρ_a is density of air, e_1^* is the saturated vapour pressure at the temperature of the surface of the canopy and e_a is vapour pressure of the air.

RESULTS

The relationship $g_a = au^b$ was fitted to field data using non-linear regression analysis from the package Sigmaplot for Windows (Kuo and Fox, 1993). Measured values for leaf boundary layer conductance obtained in canopies of *R. sphaerocarpa* and *S. tenacissima* are presented in Table 1 (extracted from Domingo *et al.* (1996). Replicas placed in the canopy of *R. sphaerocarpa* suggest that there was no significant effect of horizontal position within canopy on the boundary layer conductance of an individual leaf replica. Data for the vertical transect appear to show leaf boundary layer conductance increasing with height for a given wind speed. These results seem inconsistent with those obtained with the horizontal transect, but they reflect the expected pattern of increasing wind speed with height (Grace, 1983). The apparent diffe-

	a	b	R ²
Open field	0.89±0.001*	0.49±0.017	0.55
<i>R. sphaerocarpa</i> canopy	a	b	R²
Top	0.103±0.001*	0.51±0.02	0.56
Centre	0.095±0.001*	0.52±0.02	0.54
Edge	0.093±0.002*	0.54±0.04	0.58
Bottom	0.076±0.001*	0.52±0.02*	0.66
<i>S. tenacissima</i> canopy	a	b	R²
Green foliage	0.061±0.008	0.45±0.02	0.75
Between bushes	0.069±0.001	0.32±0.03*	0.51
Dead foliage	0.052±0.001*	0.32±0.03*	0.46

Table 1. Values of the parameters a and b for the relationship $g_a = au^b$ obtained in different locations in the canopies of *R. sphaerocarpa* and *S. tenacissima* and in open field (table extracted from Domingo *et al.*, 1996). Curves were fitted to field data using non linear regression. Figures of a and b marked (*) are significantly different ($p < 0.05$) from the coefficients of engineering equation ($a = 0.068$, $b = 0.47$). The reported values for the parameters are those obtained from the regression \pm standard error.

rences in conductance between replica positions would be expected to be smaller if data had been available for wind speed for the vertical transect at the heights of the replicas.

The results obtained for the *S. tenacissima* contrast with those obtained for *R. sphaerocarpa* in that a significant effect is observed of canopy position on leaf boundary layer conductance (Table 1). The measured leaf

boundary layer conductance was lower for all positions in the canopy when compared to values obtained in the open field. For any wind speed the highest boundary layer conductance was observed in the open field and lowest in dead foliage and litter (Domingo *et al.*, 1996).

The canopy of *R. sphaerocarpa* did not significantly influence the velocity or turbulence of the air flow impinging on individual cladodes within the canopy. In contrast the canopy of *S. tenacissima* seemed to reduce the mean velocity. Wind speeds measured outside and inside the *R. sphaerocarpa* and *S. tenacissima* canopies by heated bead anemometers (Fig.2) indicate that wind speed is

much lower inside the *S. tenacissima* canopy than in open field and than in the *R. sphaerocarpa* canopy, for a given wind speed. Results also showed that the turbulence intensity measured inside the *S. tenacissima* (Fig. 3 and 4) is similar to that measured in open field. Therefore, measurements from the heated bead anemometer confirmed that the dense canopy of *S. tenacissima* was creating shelter and reduced mean wind speed at the location of the leaf replicas (Fig. 2). The importance of shelter in modifying the observed relationship leaf between boundary layer conductance and wind speed was previously suggested by Dixon and Grace (1984) based on results from a wind tun-

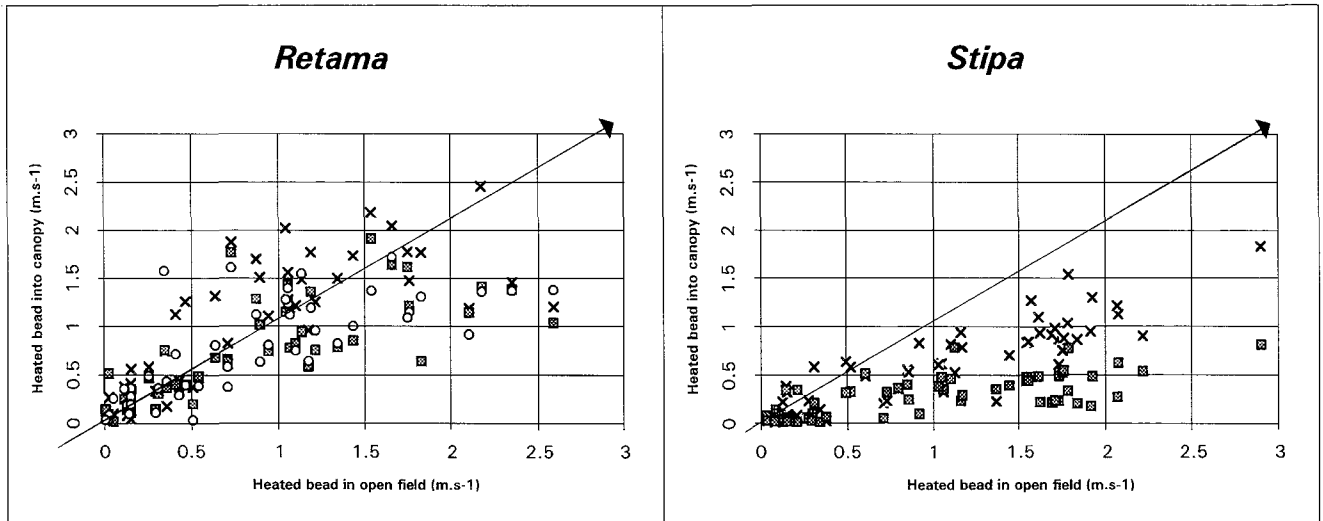


Figure 2. Figures comparing wind speeds measured outside and inside the canopies measured by heated bead anemometers for the two species. In the figure for *R. sphaerocarpa*, the symbol X is for the heated bead positioned at the 'edge' of the canopy, □ at the 'middle' and ○ at the other 'edge' of the canopy in the horizontal transect. In the figure for *S. tenacissima*, the symbol X is for the heated bead positioned at the 'live' part and □ at the 'dead' (densest) part.

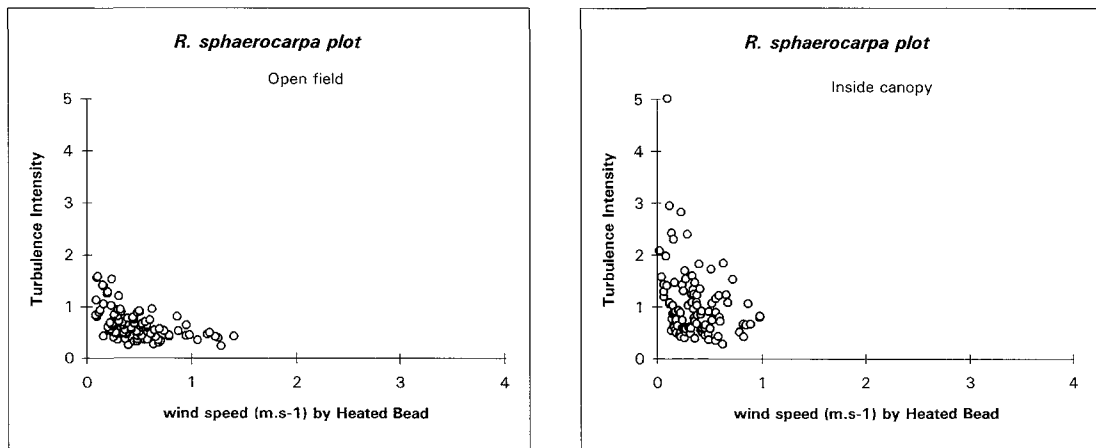


Figure 3 Figures showing turbulence intensity in open field and inside the canopies vs wind speed measured inside the canopies by the heated bead anemometers for *R. sphaerocarpa*.

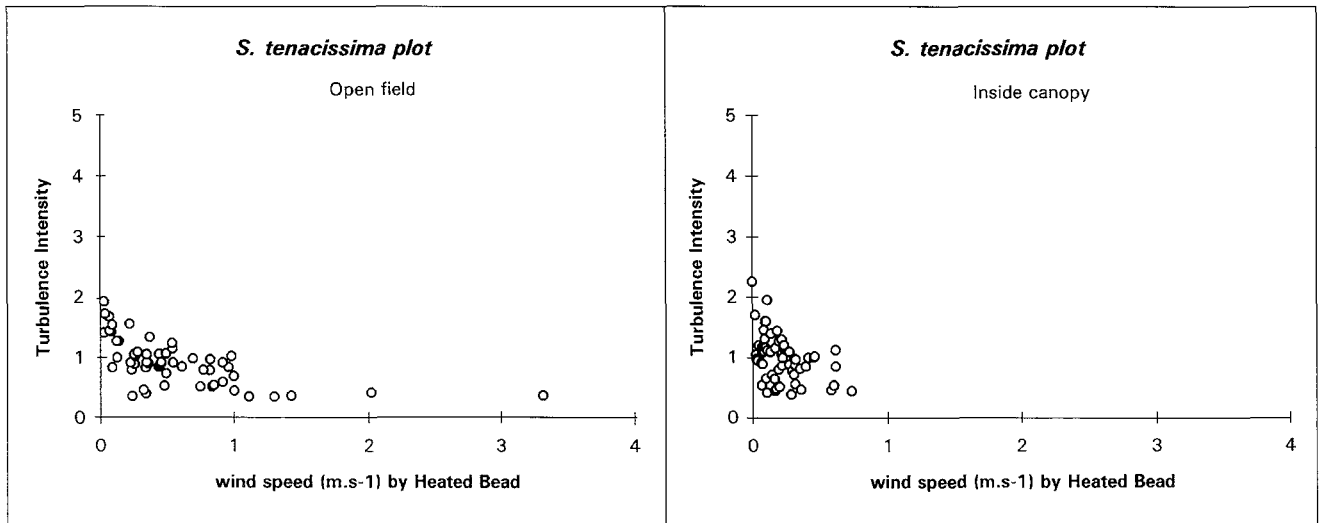


Figure 4 Figures showing turbulence intensity in open field and inside the canopies vs wind speed measured inside the canopies by the heated bead anemometers for *S. tenacissima*.

nel study. The current field based observations serve to reiterate their point.

Assuming conductances in parallel, the boundary layer conductance for the whole canopy (g_c) will be the addition from the individual leaf boundary layer conductances (g_a) measured by leaf replicas. Therefore

$$g_c = \sum 3.1416Lg_a$$

where L is the leaf area index, and g_a is obtained averaging the parameters a and b of the relationship between leaf boundary layer conductance and wind speed from all the positions and configurations of the replicas into the canopy and individual plants studied by Domingo *et al.* (1996) (see Table 1). In the case of *R. sphaerocarpa* the parameters were $a = 0.094$ and $b = 0.53$ (considering just the horizontal transect) and for *S. tenacissima* $a = 0.060$ and $b = 0.363$. For L , planar leaf area index, were used the values of 0.7 and 4 for *R. sphaerocarpa* and *S. tenacissima* respectively. The values of L corresponded to the average leaf area index of plants used for applying the Teklehaimanot and Jarvis (1991) method of measuring canopy boundary layer conductance. Values of L were multiplied by 3.1416 to transform projected leaf area to total leaf surface area index, assuming that the cladodes were cylindrical.

This way of adding leaf boundary layer conductances is probably not correct since the real g_a is more like the sum of the g_a of different layers, i.e.

$$g_c = \sum 3.1416L_i g_{ai}$$

$i = 1$ to $i = n$, where n is the number of layers, L_i and g_{ai} are the leaf area index and boundary layer respectively of the layer i . Because of the lack of information on verti-

calstructure of these studied species, it was assumed that every layer was uniform.

Figure 5 presents relationships between boundary layer per plant and wind speed obtained by the two methods, i.e. adding leaf conductances measured by leaf replicas and evaporation from wet canopy (Teklehaimanot and Jarvis, 1991). For instance for a wind speed of 2 $m.s^{-1}$, the second method gives a canopy boundary layer of 0.17 $m.s^{-1}$ for *R. sphaerocarpa* and 0.08 $m.s^{-1}$ for *S. tenacissima*. Calculating g_a for the same wind speed from the relationships between g_a and wind speed obtained with the leaf replicas, the average figures are 0.20 $m.s^{-1}$ and 0.83 $m.s^{-1}$ for *R. sphaerocarpa* and *S. tenacissima* respectively. Therefore the values of g_a from the method of Teklehaimanot and Jarvis (1991) are more similar to those calculated from the leaf replicas in the case of *R. sphaerocarpa*, but quite different for the case of *S. tenacissima* (about 950% lower).

DISCUSSION AND CONCLUSIONS

The observed results for field measurement of boundary layer conductance can be explained in terms of the structure of canopies of *R. sphaerocarpa* and *S. tenacissima*. Plants of *R. sphaerocarpa* have an open canopy allowing a better penetration of the wind and creating less shelter for leaves. The canopy of *R. sphaerocarpa* does not significantly influence the velocity or turbulence of the air flow impinging on individual cladodes within the canopy (Fig. 3 and 4). In contrast the canopy of *S. tenacissima* reduces the mean velocity (Fig. 3 and 4). There is indirect

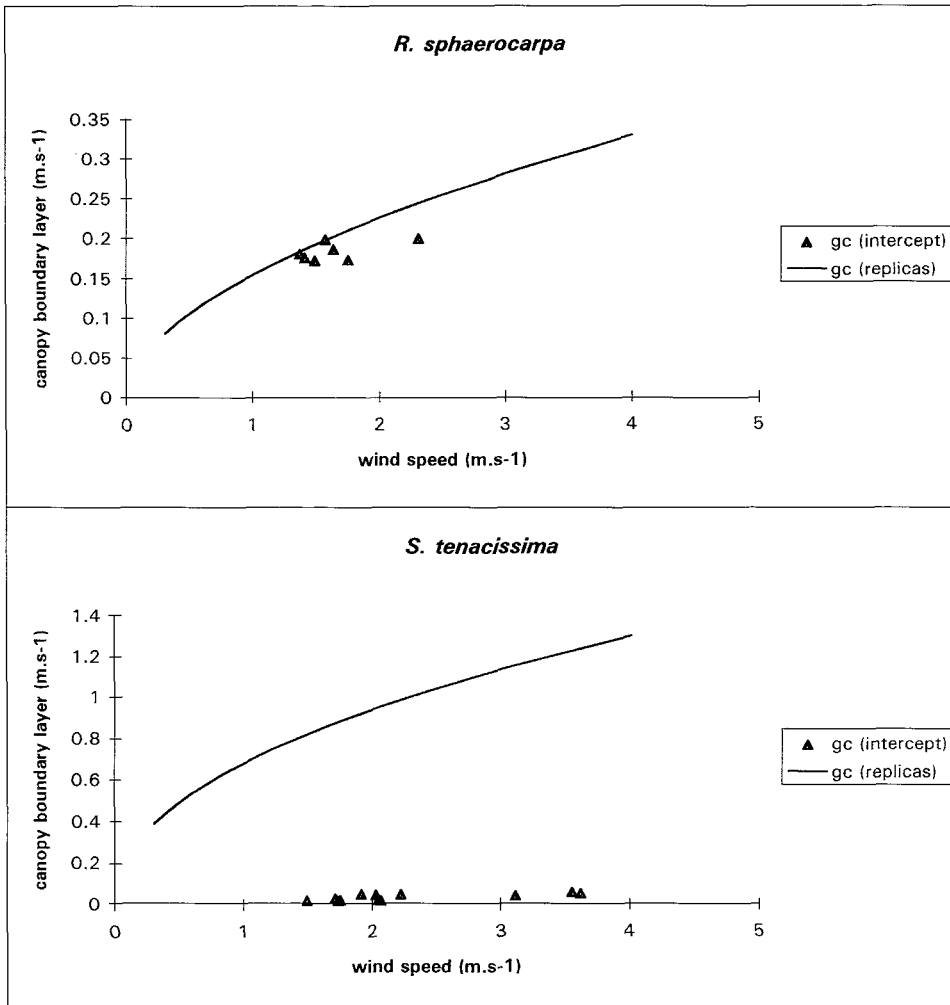


Figure 5. Relationship between canopy boundary layer conductance and wind speed for the two methods used for scaling up from leaf to whole canopy: energy balance of heated leaf replicas (g_c.replicas), and evaporation of water from wet canopy (Teklehimanot and Jarvis, 1991) (g_c.intercept).

evidence that turbulence intensity within canopies of *S. tenacissima* is not affected, since the values of the parameter *b* decrease (Domingo *et al.*, 1996). These would be expected to increase with increased turbulence.

Differences found between these species can be explained by their structural differences. *S. tenacissima* has a relatively dense canopy near the ground with a large accumulation of litter. The total biomass area index of *S. tenacissima* is higher compared with *R. sphaerocarpa*. The dense accumulation of dead foliage or litter under canopies of *S. tenacissima* may further increase the effective leaf area index for shelter and be up to six times higher (Puigdefábregas *et al.*, 1995) than the green area index. The velocity of the incident air flow is then reduced more effectively inside canopies of *S. tenacissima* than in canopies of *R. sphaerocarpa*.

The results from the current study emphasise the importance of shelter effects influencing wind speed and then boundary layer conductance. The comparison of the

two methods of estimating canopy boundary layer conductance reflects the interaction between leaves in *Stipa*, sheltering each other, producing a lower boundary layer than for *R. sphaerocarpa*. The extrapolation from a leaf to the whole of the canopy is not simply the addition of leaf boundary layer conductances in dense canopies as *S. tenacissima*. However for *R. sphaerocarpa* the interaction between leaves is not significant and the extrapolation from a leaf to the whole canopy is possible.

ACKNOWLEDGEMENTS

This work has been funded by a postdoctoral grant of the Consejo Superior de Investigaciones Científicas (C.S.I.C.) of Spain, at The Institute of Ecology and Resource Management of The University of Edinburgh and the MEDALUS II project (Mediterranean Desertification and Land Use) funded by the European Community under its Environment Programme contract number EV5V CT92-0164. It was also partially funded by

the Natural Environment Research Council project number GR3/8169 and the British Council in Spain.

REFERENCES

- Allen, S.J., Brenner, A.J. and Grace, J. 1994. A low cost psychrometer for field measurements of atmospheric humidity. *Plant Cell and Environment*, 17: 219-225.
- Brenner, A.J. and Jarvis, P.G. 1995. A heated leaf replica technique for determination of leaf boundary layer conductance in the field. *Agricultural and Forest Meteorology*, 72:261-275.
- Dixon, M. and Grace, J. 1984. Effect of wind on the transpiration of young trees. *Annals of Botany*, 53: 811-819.
- Domingo, F.; Van Gardingen, P.R. and Brenner, A.J. (1996). Leaf boundary layer conductance of two native species in South-East Spain. *Agricultural and Forest Meteorology*.(in press)
- Domingo, F. and Van Gardingen, P.R. (1994). The importance of leaf shape and canopy structure in determining water use of natural vegetation in semi-arid regions of Southern Spain. *The Bulletin of the British Ecological Society*. vol. XXV:4, 251-252.
- Domingo, F.; Brenner, A.J. and Van Gardingen, P.R. (1994). Variation of leaf boundary layer conductance in sparse canopies of *Retama sphaerocarpa* and *Stipa tenacissima*. *Journal of Experimental Botany*, supp. vol. 45, pp. 3.
- Grace, J., Fasehun, F.E. and Dixon, M. 1980. Boundary layer conductance of the leaves of some tropical timber trees. *Plant Cell and Environment*, 3: 443-450.
- Grace, J. 1983. Plant-atmosphere relationships. Chapman and Hall: London. 92 pp.
- Haase, P., Pugnaire, F.I., Fernández, E.M., Puigdefábregas, J., Clark, S.C. and Incoll, L.D. 1996. An investigation of rooting depth of the semi-arid shrub *Retama sphaerocarpa* (L.) Boiss. by labelling of ground water with a chemical tracer. *Journal of Hydrology*, 177: 23-21.
- Jarvis, P.G. and McNaughton, K.G. 1986. Stomatal control of transpiration: scaling up from leaf to region. *Advances in Ecological Research*, 15: 1-49.
- Kuo, J. and Fox, E. 1993. Transforms and curvefitting. Sigmaplot scientific graphing software. Computer Manual. Jandel Scientific GmbH, Erkrath, Germany
- Landsberg, J.J. and Ludlow, M.M. 1970. A technique for determining resistance to mass transfer through the boundary layers of plants with complex structure. *Journal of Applied Ecology*, 7: 187-192.
- Leuning, R. and Foster, I.J. 1990. Estimation of transpiration by single trees comparison of a ventilated chamber, leaf energy budgets and a combination equation. *Agricultural and Forest Meteorology*, 51: 63-86.
- McNaughton, K.G. and Jarvis, P.G. 1991. Effects of spatial scale on stomatal control of transpiration. *Agricultural and Forest Meteorology*, 54: 279-302.
- Monteith, J.L. and Unsworth, M.H. (1990). Principles of environmental physics. (2 nd edn.). London: Edward and Arnold, 241 pp.
- Puigdefábregas, J., Aguilera, C., Alonso, J.M., Brenner, A.J., Clark, S.C., Cueto, M., Delgado, L., Domingo, F., Gutiérrez, L., Incoll, L.D., Lázaro, R., Nicolau, J.M., Sánchez, G., Solé, A. and Vidal, S. (1996). The Rambla Honda field site. Interactions of soil and vegetation along a catena in semi-arid SE Spain. In: J. Brandt and J.B. Thornes (eds.). Mediterranean Desertification and Land Use, John Wiley and Sons, London, 137-168.
- Teklehimanot, Z. and Jarvis, P.G. (1991). Direct measurement of evaporation of intercepted water from forest canopies. *Journal of Applied Ecology*, 28, 603-618. and, 123: 261-278.
- Van Gardingen, P.R. and Grace, J. 1991. Plants and wind. *Advances in Botanical Research*, 18: 189-253.

Unidades ambientales en los agrosistemas de montaña de la provincia de Alicante. Bases de su caracterización¹

J. Martín, J.E. Martínez, E. Seva,
L. Taiqui, V. Peiró, A. Pastor, C. Martín

*Departamento de Ecología
Universidad de Alicante.*

Resumen

Las áreas marginales de montaña suponen en la provincia de Alicante más de la quinta parte de su extensión. El proceso de abandono de tierras que vienen sufriendo desde la década de los 50 en favor de otras economías en otras comarcas, introduce diversos modos de riesgos medio-ambientales (incendios, erosión, pérdida de diversidad paisajística y biológica,...etc.). Para calibrar el grado de sostenibilidad en la explotación de recursos (Proyecto AMB96-1059 de CICYT) se ha delimitado un área de trabajo de 496 Km². Para poder trabajar esta superficie se ha utilizado como herramienta cartográfica un GIS. En este inicio de proyecto, se exponen los primeros resultados obtenidos de la información contenida en la cartografía oficial existente, como base de la caracterización de los distintos ambientes y la problemática asociada a cada uno de ellos.

Palabras clave: unidades ambientales; ordenación territorial; abandono de tierras; GIS; Alicante.

Résumé.

Les terres marginales de montagne occupent plus du cinquième du territoire de la province d'Alicante. Dans ces terres, les processus d'abandonnement des cultures datent des années 50 et entraînent diverses conséquences environnementales (incendies, érosion, perte de diversité paysagistique et biologique,...etc.). Dans cette étude, on délimite une zone montagneuse d'une superficie de 496 Km² au nord de la province, pour la recherche d'une exploitation soutenable des ressources écologiques (Projet AMB96-1059 de CICYT). En utilisant un Système d'Information Géographique (GIS), on expose les premiers résultats de l'analyse de l'information contenue dans la cartographie officielle disponible comme base de caractérisation des différents systèmes agro-écologiques et des problèmes associés.

Mots clés: unités de territoire; abandonnement de terres; aménagement du territoire; GIS; province d'Alicante.

INTRODUCCIÓN

Mientras asistimos a una progresiva y amplia fragmentación de los sistemas naturales en muchos de los países en vías de desarrollo del planeta, existe una tendencia opuesta que se experimenta en bastantes de los paisajes del ámbito mediterráneo -sobre todo en la orilla norte-, acentuándose, principalmente, en las áreas y paisajes rurales montañosos. Las consecuencias del abandono de estas tierras se concretan en los efectos sobre la biodiversidad específica y estructural, sobre los riesgos geológicos y ambientales del despoblamiento y sobre las comunidades de la fauna vertebrada (FARINA, 1991).

El abandono de las tierras, significa el cambio del uso tradicional del territorio hacia un patrón menos intensivo de actividad agropecuaria. Las tierras cambian de valor en una transición dominada por un grupo muy heterogéneo de factores, entre los que el cambio en la socioeconomía de zona, el avance tecnológico y el uso de combustibles fósiles se perfilan como principales agentes de este proceso (BAUDRY, 1991). El fenómeno es de carácter colectivo, transfronterizo, no se ciñe a países concretos; sirvió, en su día, para que el Parlamento Europeo centrara la mirada en la recuperación y mantenimiento de estas áreas, dadas las graves consecuencias previsibles a largo plazo, y han sido la diana de muchos programas y proyectos que encaran los problemas de las áreas rurales y que se recogen en las publicaciones que confecciona la Dirección General para el Ordenamiento Regional y Cohesión (DG XVI).

Las consecuencias a medio-largo plazo de esta cadencia de desestructuración de paisajes que durante milenios han pervivido con la actividad humana, manteniendo esquemas sostenidos y sobrepasando catástrofes históricas, deben verse sobre tres aspectos de diferente interés y que afectan a niveles de escala diferentes: 1. las condiciones físicas y su relación con los riesgos; 2. la perspectiva paisajística; 3. las características individuales de algunas especies.

Uno de los principales efectos negativos del abandono de actividades agrícolas en la montaña es la erosión. En la región mediterránea, una de las prácticas usuales sobre terrenos de gran declive y con materiales deleznable es el aterrazamiento, componiendo uno de los paisajes de mayor riqueza de formas, de elementos y de composición específica. La óptima distribución de los recursos hídricos mediante estas estructuras abancaladas ha alejado durante siglos la amenaza de la pérdida de suelos, ha incrementado los nutrientes contenidos en ellos y ha hecho perdurar una estructura mosaical agraria en estratos altitudinales, marcada por su alta diversidad en todos los niveles. En

¹ Trabajo realizado en el marco del Proyecto de la Comisión Interministerial de Ciencias y Tecnología AMB96-1059

este caso, el abandono favorece y acelera la erosión cambiando las condiciones físicas de los suelos en una dinámica colectiva de desestabilización que, incluso, afecta a la economía comarcal (BRIDGES & CATIZZONE, 1996).

En ese mismo orden de cosas, los taludes del aterrazamiento y los márgenes de bancales desempeñan un importante papel como reserva de futuros propágulos en fases de recolonización tras el abandono. Constituyen una potencialidad latente de fases intermedias de la sucesión. Numerosos estudios sobre los márgenes y setos han puesto de manifiesto (ver p.e. LA POLLA & BARRETT, 1993) la relevancia de estas estructuras como banco de semillas complementario al del mismo suelo, y la función de corredor para el caso de la fauna vertebrada. Cuando existen taludes de abancalamiento, se alcanzan las series sucesionales elevadas en plazos notoriamente más cortos de tiempo (BUREL & BAUDRY, 1995).

Si bien el abandono desemboca en el desmoronamiento de un porcentaje alto de estas estructuras, ellas mismas ayudan al establecimiento de estructuras vegetales complejas en el proceso de recolonización por parte del matorral o del bosque. Las malas hierbas iniciales y el banco de semillas local, aseguran índices altos de diversidad en las etapas inmediatas al abandono, pero conducen a un descenso del mismo cuando la biomasa del sistema rebasa cierto umbral.

Pero sin duda, uno de los factores que más influencia tienen en la comprensión de estos fenómenos y las posibles vías de solución o alternativas a la minoración de riesgos, es el de la escala a la que suceden y el de la escala a la que sometamos los problemas. A entender de muchos ecólogos, la estructura espacial a escala de paisaje proporciona un sentido único a la función de cada uno de los fragmentos en los que se divide (FORMAN & GODRON, 1986), promocionando flujos de especies, de agua, de nutrientes... Las antiguas estructuras cambian a través del tiempo llevadas por diversos tipos de perturbaciones (una de ellas, el cambio socio-económico vs. abandono) y la heterogeneidad de los espacios va a estar íntimamente relacionado con el nivel de fragmentación y, por tanto, con el tamaño de grano de las unidades. La diversidad paisajística y el modo de agrupación de los elementos va a acondicionar un buen número de acontecimientos en el devenir del abandono (calidad de los suelos, erosión, biomasa, diversidad específica, contenido en nutrientes, fragilidad de los sistemas, e incluso, facilidad en la propagación de fuegos, son cualidades y riesgos que dependen de la estructura mosaical).

Para el mantenimiento de las metapoblaciones de la mayoría de las especies de la fauna vertebrada, la disposición de manchas y corredores eficaces, la distancia entre ellos, las dimensiones de esos elementos y la presencia de

núcleos de dispersión, son atributos de singular interés, y la aproximación al estudio a través de la jerarquización de elementos y fenómenos -*Landscape Ecology*- resulta imprescindible. A gran escala, la Ecología del Paisaje facilita el estudio de los problemas, delimitando un contexto en el que se pueden comprender las funciones de los distintos ecosistemas (FARINA, 1995; GOLLEY *et al.*, 1989).

Por último, es indispensable de igual manera el retorno a la pequeña escala para el estudio de ciertos fenómenos ligados al grano fino de trabajo, pero que sin duda alguna desvelan conexiones con el resto de niveles de escala. La composición florística de los taludes del aterrazado, la de las "islas" agrícolas abandonadas en una matriz extensa de matorral, el papel desempeñado por el antiguo pastoreo, y el que desempeñan las estrechas vías de comunicación y los cursos de agua en el mantenimiento de cierto tipo de fauna, son algunas de las vertientes atractivas de la escala menor, pero que resultan incomprensibles sin el marco textural de un paisaje sometido a una historia, a un determinado patrón de explotación, y a un proceso reciente de abandono.

LA ZONA DE ESTUDIO

En el noreste de la provincia de Alicante, en lo que se conoce como la Comarca de La Marina Alta, se definen los valles de Alcalá, Ebo, Gallinera y Laguart. Sus límites geográficos se establecen al norte a lo largo de las sierras de La Safor, del Almirante y de Mostalla y el curso de los ríos Bullent y Molinell. Por el sur, actúa como barrera natural, la sierra de Bernia, límite que continúa con la sierra del Ferrer, el Carrascal de Parcent, el Coll de Rates y las sierras del Xortá y Serrella.

Como se explicará más adelante en el capítulo metodológico, se han elegido unos límites de trabajo rectilíneos que incluyen diversas unidades de valle o fracciones, ya que la comparación entre las mismas es una de las finalidades de este trabajo dirigido desde la concepción de Ecología del Paisaje. Así, las coordenadas U.T.M. de los vértices de la zona seleccionada como de estudio son: 30S 726 4292, 726 4308, 757 4292, 757 4308. La extensión contenida en el rectángulo es de 496 Km², con un total de 41 municipios, de los que 9 se hallan completamente integrados. La localización geográfica de la zona de estudio queda representada en la fig. 1.

La Marina Alta, comarca en la que se incluye la zona de estudio, ha pasado de un censo poblacional de 96.261 habitantes en 1981 a 110.113 en 1991. Este aumento de población es debido al incremento que han sufrido las poblaciones costeras como consecuencia de las actividades de carácter turístico, mientras que en el interior, la evolución es inversa, asistiendo en las dos últimas décadas a un

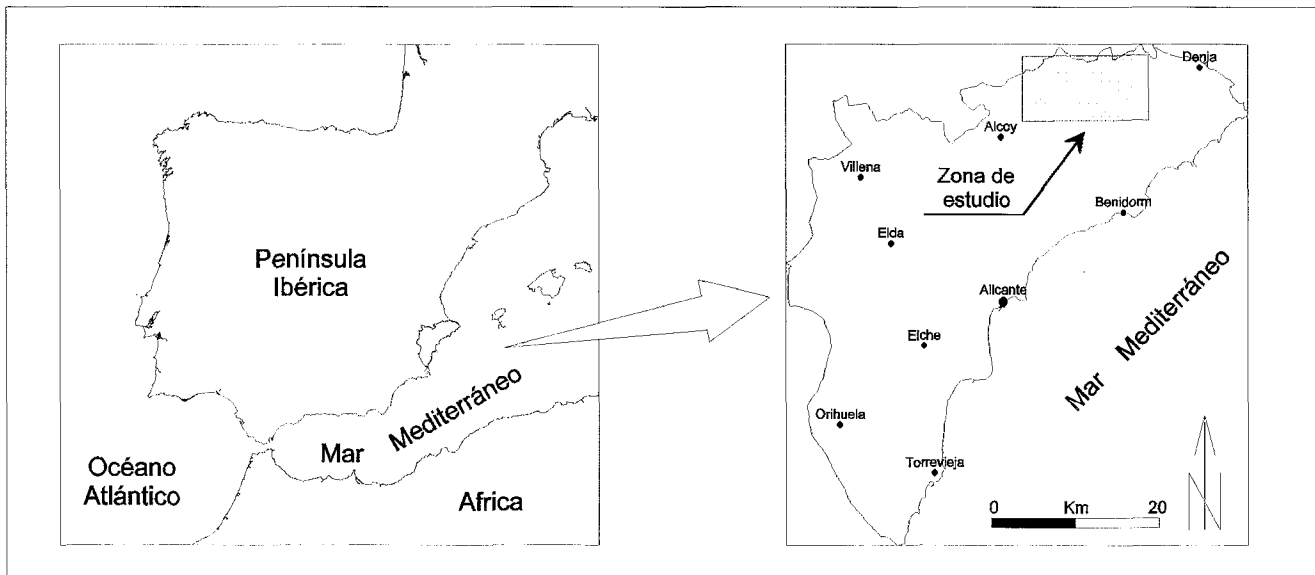


Fig. 1. Localización de la zona de estudio.

despoblamiento progresivo que ha conducido al envejecimiento de la población residente. Las causas hay que buscarlas en los procesos de migración hacia áreas más prósperas del litoral durante el período comprendido entre 1950 y 1989 (MAS, 1995). En la fig.2, pirámide de edades del municipio de Vall de Gallinera.

El origen de estos poblamientos diseminados se remonta a los primeros momentos de la cultura ibérica y lo que hallamos en la actualidad no es sino la huella de los últimos reductos de la población morisca que desarrolló

una rica economía agrícola dotada de eficaces sistemas de abancalamiento, irrigación, conjugada con una actividad ganadera ovina y caprina. El aprovechamiento de los recursos naturales debió seguir al pie de la letra un modelo óptimo de racionalización, puesto que estos valles constituían unidades autoabastecidas sin apenas intercambio económico entre ellas, y en donde se repiten los modelos de usos del territorio en cuanto a agricultura, ganadería, recursos energéticos, etc.²

Orográficamente, la zona muestra un relieve accidentado, con contrastes entre abruptas sierras y pequeños valles paralelos de orientación predominante NE-SW, en los que se pasa de las llanuras costeras hasta altitudes de 1.100 m. en tan sólo 15 Km.

Su clima es el resultado del frente general oceánico muy debilitado y de la influencia de las bajas presiones centradas en las islas Baleares que, unido a la complejidad orográfica, produce una heterogeneidad local en lo que a precipitación se refiere y que muestra diferencias notables en escasos kilómetros. Toda el área muestra un régimen mediterráneo subhúmedo húmedo, mesotérmico, con un déficit hídrico centrado en los meses estivales que va, de importante en la franja costera a moderado hacia el interior, según ascendemos. Los valores de la precipitación

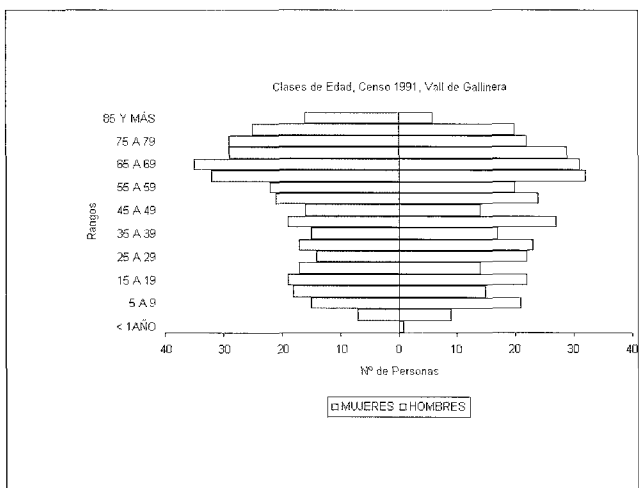


Figura 2. Representación, por clases de edad y sexo, de la población en La Vall de Gallinera en el Censo oficial de 1991.

² MADDOZ, P. Diccionario Geográfico-Estadístico-Histórico de Alicante, Castellón y Valencia. Edición facsímil Instituto Alfons el Magnánim. Diputación Provincial de Valencia. 2 Vol. (1845-55).

alcanzan volúmenes superiores a los 800 mm. en las zonas de menor altitud (Pego =816 mm., fig 3.) y como pauta general van disminuyendo con la altitud (Beniarres = 643 mm.; Almudaina = 629 mm). El patrón de precipitación es de Otoño-Invierno-Primavera-Verano, variando la precipitación acumulada en los tres meses de verano entre 6-10 % del total anual.

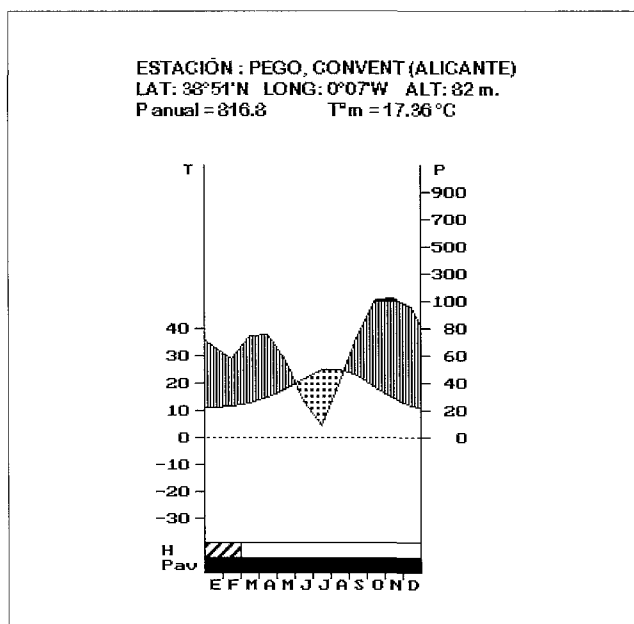


Figura 3. Diagrama ombrotérmico que corresponde a la estación meteorológica Pego-Convent.

La temperatura media anual oscila de los 17.4 ° de Pego a los 16.2° - 16.5° de las partes más internas, con medias de las máximas de 21.8° a 21.2° y medias de las mínimas de 12.9° a 10.2°.

El territorio objeto de estudio pertenece al conjunto estructural de la Cordillera Bética; está enmarcado, en su totalidad, dentro de las zonas externas de la misma. Dominan los materiales carbonáticos mesozoicos que constituyen los relieves, cuyo basamento triásico forma, en ocasiones, el nivel de despegue tectónico. Aparecen conjuntos detríticos y margosos que forman rellenos en las depresiones, entre los que cabe destacar por su representatividad las facies Tap del Neógeno. El Cuaternario continental queda limitado a las formaciones aluviales de los ríos Serpis y Gallinera y a la depresión litoral de la marjal de Pego-Oliva.

El dominio de la vegetación corresponde a los bosques de carrasca en las partes altas. Cuando se descende, se entra en un matorral denso, típico de la maquia

mediterránea que va perdiendo entidad según nos aproximamos a las áreas antropizadas de los cultivos. Parte del dominio potencial está ocupado por diferentes repoblaciones de pino carrasco de buen desarrollo que, en algunos casos y debido a su propia historia frente a diferentes impactos, empiezan a constituir masas forestales seminaturalizadas. La presencia de barrancos y cauces de aguas intermitentes, enriquece la vegetación con especies propias de suelos más húmedos, formando corredores bien conservados con dominio de adelfas y rosáceas. La solana, sin embargo, sometida históricamente a una explotación ganadera y de leño y carboneo, presenta un aspecto más degradado. Los incendios de las últimas décadas han dejado la vegetación reducida a pequeños islotes con las especies principales y el resto no está cubierto siquiera en un 30%.

La vegetación potencial viene representada por la asociación *Rubio longifoliae-Quercetum rotundifoliae* Costa Peris y Figuerola, 1982, con especies típicas como *Quercus ilex*, *Smilax aspera*, *Rhamnus alaternus*, *Rubia longifolia*, *Lonicera implexa*, *Ruscus aculeatus*, *Pistacia lentiscus*, *Juniperus phoenicea*... y se ve representada en las partes más altas de las sierras donde no llega el cultivo ni el pastoreo.

Como etapa degradativa, y ocupando las solanas de las sierras, aparece un matorral de *Rosmarinio-Ericion*, con un conjunto de especies de carácter termófilo como son *Rosmarinus officinalis*, *Erica multiflora*, *Globularia alypum*, *Thymus* sp., *Cistus albidus*, *Cistus monspeliensis*....

El conjunto faunístico, al ser zonas que mantienen la estructura fisionómica de la vegetación en un buen grado de conservación y el hecho de que no se hayan sometido hasta ahora a niveles fuertes de impacto ambiental, se convierte en uno de los más destacables de la provincia de Alicante. Las comunidades de mamíferos y de aves arrojan elevados índices de diversidad y las especies raras actualmente protegidas por la legislación, pueden destacarse como "abundantes" en estos territorios (L.RICO, com.pers.).

La agricultura tradicional de estos valles ha resido en cultivos de secano (olivo, algarrobo, almendro y algo de cereal), conjugados con maíz, hortalizas y frutales en pequeñas áreas de regadío. Por ejemplo, al principio de la década de los ochenta, la superficie del término municipal de Vall de Gallinera dedicada a la agricultura era del 18%, con 896 Ha. de secano y 42 Ha. de regadío que pasan en el 95 a 1002 Ha. de secano y 81 Ha. de regadío, lo que supone un aumento del 2% sobre el término municipal. Este incremento lo protagonizan, fundamentalmente, la duplicación de cultivos de regadío -citrícolas-, que han ido acompañados por el cambio de los cultivos tradicionales de

olivo-almendro-algarrobo por la fuerte introducción de la cereza, principal factor económico renovador de la agricultura de la zona.

Los procesos de abandono comenzaron en la época de la despoblación de este valle. Desde esos años 50, los cultivos abancalados más elevados y progresivamente hacia el fondo de valle han ido dejando paso a la colonización por parte de los propágulos de las masas de matorral y bosque más cercano, para constituir hoy un mosaico revegetado cuya heterogeneidad viene cadenciada por los sucesos de abandono y de exiguos impactos de la mano del pastoreo, breves incendios, talas selectivas y/o reacondicionamiento de algunos bancales. Los límites de la actividad agrícola del arbolado de secano, la principal actividad rural del área, vienen marcados por el contingente de población dedicado a tareas agrícolas, es decir, tan sólo el 15% y a la edad media de los mismos, superior a los 50 años.

De los inmensos rebaños de las épocas de esplendor de la ganadería regional -de la que quedan todavía símbolos inequívocos de su potencialidad en el tamaño y número de apriscos-, se ha pasado actualmente, y aunque no se dispone de datos oficiales, a sólo unos rebaños de invernada que pastan sobre las solanas de los valles. La actividad melífera es una industria floreciente en la comarca y, a título de ejemplo, se cifran en 1280 las colmenas situadas a lo largo de Gallinera, gracias a la riqueza florística del valle.

La actividad cinegética en la zona de estudio está representada por un total de 36 cotos privados pertenecientes, en su mayoría, a sociedades de cazadores locales, con una superficie total de 53.000 ha. y una superficie media por coto de 1474 ha. Esta actividad se dirige, principalmente, al aprovechamiento de la caza menor con un total de 6 grupos de piezas: conejo, liebre, perdiz, paloma torcaz, tórtola y zorzales+estorninos, mientras que la caza mayor únicamente está representada por el jabalí y el zorro. Estas dos últimas especies se las caza principalmente para el control de daños a la agricultura en el primer caso, y control de la depredación de especies cinegéticas en el segundo. La perdiz, el conejo y los zorzales son las especies más importantes en número de capturas. Se dispone de la evolución del número de piezas cazadas para cada especie desde el año 1982, y que serán objeto de un análisis en otros trabajos.

La actividad turística no merece reseñas importantes ya que está relegada a los tramos finales de los valles, en áreas próximas a la línea litoral. Ha habido intentos de hacer remontar este tipo de industria a los parajes de montaña, pero afortunadamente los planes de ordenación de los municipios son restrictivos a este respecto.

Problemática de los valles

En un acercamiento sintético que trata de reunir los principales problemas que hoy sostienen el conjunto de valles comprendidos en la Marina Alta, destacaremos a continuación los que parecen ser causa principal de la depresión socio-económica que ha venido dominando a gran parte de la montaña alicantina. La problemática puntual de Gallinera es perfectamente extrapolable a un buen número de enclaves similares del área mencionada y en donde los patrones agrícolas y sociales se repiten.

1. El envejecimiento poblacional, sin renovación de las clases de edad de jóvenes, es la causa fundamental del proceso de abandono de tierras, sobre todo las más inaccesibles situadas en cotas altas, y de los trabajos de acondicionamiento y mantenimiento de las estructuras agrícolas ahora en activo.

2. Como una consecuencia de lo anterior, se abren diversos puntos de erosión que comienzan en los pequeños derrumbes de estructuras de bancal abandonado pero que, debido a las pendientes pronunciadas de las vertientes, desembocan en casos alarmantes de acarcavamientos con una considerable pérdida de suelo fértil.

3. La conjunción de estos factores favorece un incremento de la biomasa y necromasa forestal de alto poder de combustibilidad, debido a la falta de atención del monte por parte de los pobladores, lo que ha conducido en las últimas décadas a una alta incidencia de los incendios forestales.

4. Un inadecuado plan de gestión de los residuos urbanos y, en algunos casos, un inapropiado uso de los pesticidas utilizados en la agricultura, que suponen en muchos casos dosis desmedidas en relación al terreno tratado, puede llegar a ser gravemente problemático.

5. Captación de parte de las aguas del subsuelo del valle para el abastecimiento de poblaciones costeras, lo que redunda en el abastecimiento propio y en el cambio de la humedad de los suelos agrícolas.

6. Carencia de un verdadero plan de gestión de los espacios de montaña, que requieren puntos de vista transdisciplinarios y adecuados a territorios que conservan valores naturales de gran interés. La falta de una asesoría y de una tutoría por parte de los Organismos oficiales que permiten canalizar las Ayudas Comunitarias que en el sentido de conservación de áreas sensibles de montaña se han propiciado, han llevado a los valles del norte provincial a un estado de inestabilidad socio-económica que redunda en el decaimiento de la actividad y en su progresivo abandono por falta de personas que vayan renovando la falta de pobladores originales.

El presente artículo solamente trata de ofrecer los primeros resultados del proyecto AMB96-1059 de la Comisión Interministerial de Ciencia y Tecnología, y

entendidos como la confección de bases de datos iniciales para el desarrollo de objetivos ligados al desarrollo sostenible de áreas marginales de montaña en la provincia de Alicante, y que pueden resumirse en los que siguen:

1. Diagnosticar los usos actuales en las regiones, tanto en lo referente a la agricultura, ganadería y recursos forestales, como a las áreas de vegetación natural y su estado de conservación. Caracterizar los patrones de desarrollo urbanos, en base a los PGOU's.

2. Elaborar una cartografía ecológica a dos niveles de detalle, uno del conjunto de los macizos y otro a nivel de cuencas medianas piloto, basada en una metodología sistémica que ponga de manifiesto la estructura de relaciones territoriales (vegetación, usos, geomorfología, suelos, agua,..etc.).

3. Caracterizar y tipificar la evolución de los usos del suelo y su influencia sobre el medio natural y socio-económico.

4. Cuantificar y explicar el comportamiento de la diversidad ecológica y cultural por medio de la variación paisajística.

5. Determinación y valoración de los impactos por actividades sobre el biotopo y la biocenosis. Consecuencias económicas y sociales.

6. Diagnóstico de la vulnerabilidad en base a lo anterior respecto a parámetros de producción y biodiversidad. Propuestas de soluciones.

7. Estrategias para el manejo que supongan soluciones alternativas en cuanto a conservación, restauración, rehabilitación y producción de los ambientes.

METODOLOGÍA

El proyecto fluirá, fundamentalmente, a través de la idea de la diversidad biológica y cultural como centro gravitacional de la metodología a emplear, tal y como últimamente se tratan los estudios de gran escala (NAVEH, 1995). La diversidad constituye un buen parámetro del grado de complejidad y organización de los paisajes y ecosistemas (TILMAN et al. 1996), así como indicador de las modificaciones introducidas por el hombre, dando explicación a los efectos de pérdida de estructura según el grado y modo de manejo.

Estos estudios de diversidad tendrán como base espacial una clasificación cartográfica de las unidades de paisaje que puedan agrupar elementos reconocibles (BLANKSON & GREEN, 1991) en la estructura de las eco-relaciones entre un conjunto amplio de variables -litología, vegetación, suelos, usos, hidrología, mesoclima,...-. El estudio de la evolución de los usos del territorio resulta particularmente interesante para explicar la diferencia en los parámetros ecológicos, económicos y culturales entre áreas que han sufrido tratamientos diferentes.

Las fuentes de información para la elaboración de mapas temáticos han sido:

– Mapas topográficos, escala 1:50.000 del I.G.N.

– Mapas topográficos, escala 1:10.000 de la Consellería de Agricultura y Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana.

– Mapa de Cultivos y Aprovechamientos, escala 1:50.000 del Ministerio de Agricultura.

– Mapas geológicos y geotectónicos, escala 1:50.000 del Instituto Tecnológico y Geominero de España.

– Cartografía de Cotos provinciales del Servicio de Caza de la Consellería de Agricultura y Medio Ambiente.

Como material documental complementario se dispone de los vuelos sobre la zona correspondientes a los años 1956, 1977, 1989 y 1993, a escalas comprendidas entre 1:33.000 y 1:18.000. Asimismo, se han obtenido del Servicio Catastral del Ministerio de Hacienda los ortofotogramas, escala 1:5.000, del territorio de término de Vall de Gallinera, designado como cuenca de experiencias piloto. Finalmente, las imágenes satélite en soporte digital LANDSAT TM correspondiente a Diciembre de 1982 y LANDSAT MSS de Julio de 1993, son herramientas utilizadas también en la confección de cartografía temática.

Para incorporar digitalmente todo este tipo de información de soporte papel, se ha procedido a la digitalización de los mismos por medio del Programa TOSCA, utilizando como nivel de resolución el pixel de 30 m. x 30 m. Por medio del Sistema de Información Geográfica y el Análisis de Imagen IDRISI, se ha procedido a realizar las imágenes correspondientes a:

1. Mapa de isohipsas y modelo digital del territorio (MDT), a partir del cual se han elaborado las imágenes correspondientes a pendientes y orientaciones.

2. Mapa geológico, unión de tres calidades de información discrónicas y que ha requerido un cierto soporte de labor de campo.

3. Mapas de usos y aprovechamientos, a partir de las hojas nº 795, 796, 821 y 822, donde vienen representados los diferentes cultivos -tanto de secano como de regadío-, pastizales, matorrales sin diferenciar, coníferas e improductivo.

4. Mapa de estructuras antropógenas, que comprenden carreteras de todo orden, pistas, caminos forestales y caminos de herradura.

5. Cartografía de los núcleos de población y casas aisladas.

6. Cartografía de los cursos de agua, intermitentes y permanentes.

7. Mapa de unidades de cuenca.

8. Mapa de límites de cotos de caza.

9. Mapa político de los límites de término municipal.

Modelo Digital del Territorio

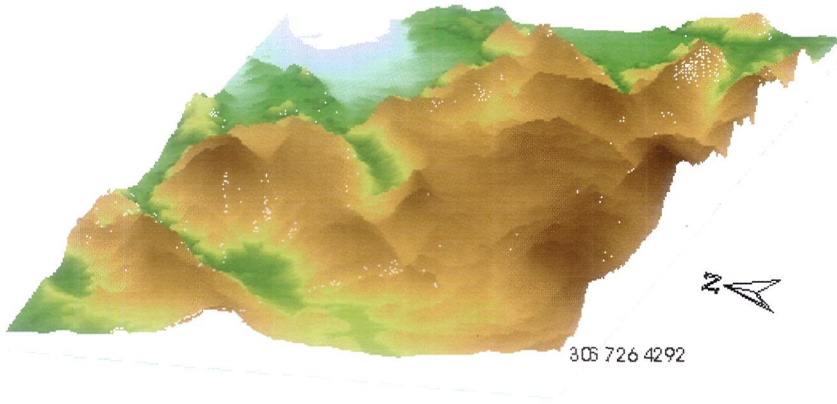


Fig. 4. Modelo digital del territorio en pixels de 30 x 30 m

RESULTADOS

En esta primera aproximación al estudio de la zona de montaña del Norte de Alicante, los resultados han quedado referidos a la demarcación rectangular completa, sin hacer límites por cuencas hidrológicas, términos municipales,etc. con el fin de iniciar una clasificación basada en la estructura paisajística (Land Units, VOS, 1990), fraguada por los seculares usos territoriales.

El punto de partida ha sido la digitalización del mapa topográfico, escala 1:50.000, a partir del cual se ha construido el Modelo Digital del Territorio (MDT) que aparece en la figura 4, y del que se han podido obtener las imágenes correspondientes a altitudes, pendientes y exposiciones. La imagen de pendientes fue reclasificada entre los límites precisados, con criterios agrológicos, en LOPEZ CADENAS y BLANCO CRIADO (1976), que consta de 9 clases y a la que se ha vuelto a reclasificar en los siguientes intervalos expresados porcentualmente (presente estudio), buscando su correspondencia con la dedicación potencial del suelo:

- clase 1. pendiente < del 3%: **suelos agrícolas**
- clase 2. pendiente entre 3% y 20%: **cultivo ocasional**
- clase 3. pendiente entre 20% y 35%: **suelo forestal**
- clase 4. pendiente superior al 35%: **suelo forestal**

De la digitalización de los mapas geológicos escala 1:50.000, los tipos de materiales han sido reclasificados en 14 categorías, llevados por el similar comportamiento de los mismos, sin atender a edades geológicas. Esta imagen inicial ha sido, a su vez, reclasificada en las siguientes 5 categorías:

- 1. materiales sueltos y conglomerados

- 2. alternancia de calizas y margas
- 3. margas
- 4. calizas
- 5. dolomías, con calizas y margas alternadas

La cobertura actual del territorio se ha obtenido a partir de los mapas de Cultivos y Aprovechamientos, escala 1:50.000 que, tras la digitalización, ha dado una imagen de 11 categorías y que ha sido reclasificada en las unidades siguientes:

- | | |
|------------------------|----------------------|
| 1. cultivos de regadío | 6. matorral |
| 2. frutales de secano | 7. pastizal |
| 3. olivar | 8. barbecho |
| 4. viñedo secano | 9. pastizal-matorral |
| 5. coníferas | 10. improductivo |

que aparecen representados en la figura 5 y de la que se obtiene, posteriormente, una imagen individual para cada variable-uso.

Con el fin de comprobar las tendencias de ocupación de usos en base al sustrato geológico y al declive del terreno, se ha realizado una nueva imagen, fruto del cruce de información litológica y la de situación topográfica, con el resultado de 20 categorías (fig.6).

La etapa que ha seguido consiste en superponer los usos individualizados con la imagen sintética topo-litológica, y de cuyas imágenes ha podido extraerse la tabla nº 1, síntesis porcentual de ocupación que figura a continuación y en la que se han omitido valores de ocupación inferiores al 5% para permitir el matiz de las tendencias más sugestivas. Se comentan brevemente las características que reúnen cada uno de estos usos.

Identificador (A/B)	Regadío	Viñedo	Olivar	Frutal de secano	Pinar	Matorral
1 / 1	45.01					
3 / 1		5.59				
5 / 1	28.90	13.43				
1 / 2	15.64		12.94	16.34	7.43	
2 / 2		74.26			14.73	6.84
3 / 2			39.56	32.85	8.13	6.65
4 / 2						5.31
5 / 2						8.46
1 / 3					8.74	
2 / 3					8.95	5.80
3 / 3			16.52	18.51	6.04	8.48
4 / 3						7.67
5 / 3					8.46	7.44
1 / 4					7.35	
3 / 4				7.78		10.05
4 / 4						10.26
5 / 4					8.74	7.57

Tabla 1. Distribución porcentual de los usos territoriales por clases combinatorias de materiales geológicos reclasificados y pendientes reclasificadas, excluyendo valores inferiores al 5% [A = clase litológica; (1): materiales sueltos y conglomerados (2): calizas y margas (3): margas (4): calizas (5): dolomías + calizas y margas. B = clases de pendiente; (1): pendiente <3% (2): pendiente entre 3 y 20% (3): pendiente entre 20 y 35% (4): mayor del 35%.]

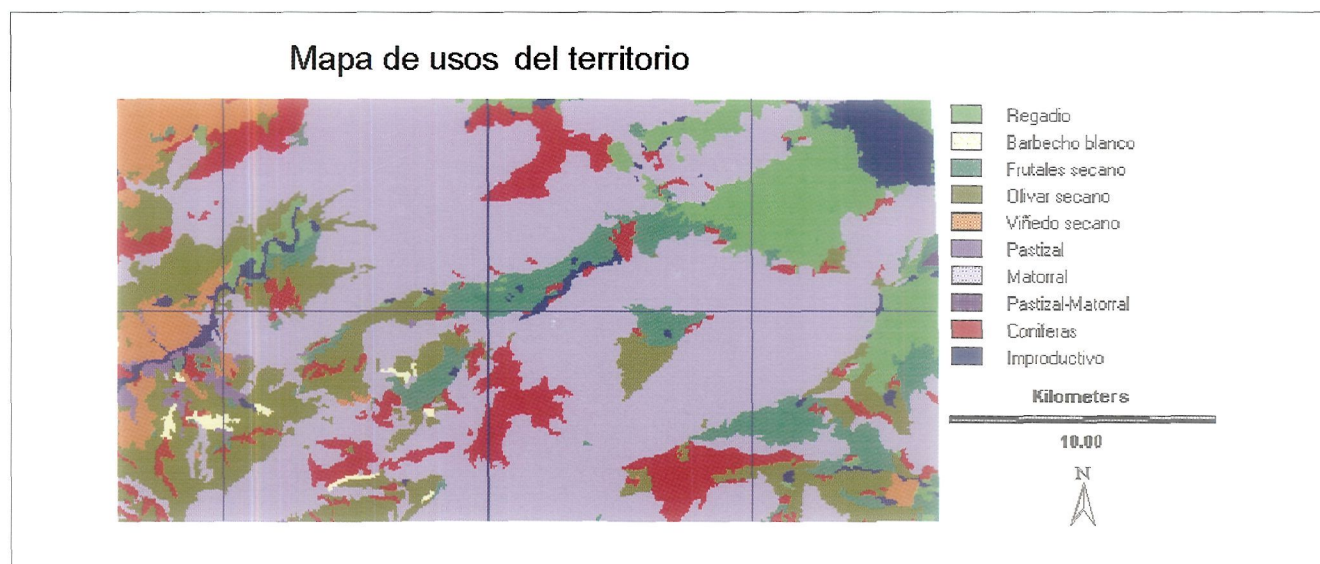


Fig. 5. Mapa de usos del territorio (ver texto).

Regadío

El 74% de los cultivos de regadío se encuentran en zonas llanas de pendientes inferiores al 3%, de los que el 61% se asientan sobre materiales preferentemente sueltos y conglomerados; el resto, sobre áreas mixtas de dolomías, calizas y margas. Un 15.6% se hallan comprendidas en la clase de pendientes suaves (3%-20%) de materiales sueltos y que corresponden a las parcelas aterrazadas cerca de los cursos de agua. Gran parte del total de la extensión de regadío se localiza en la plana litoral, rodeando la marjal de Pego-Oliva.

Viñedo

Con preferencia, su localización son las áreas comprendidas en pendientes de 3%-20% y sobre materiales que alternan calizas y margas (en un 74.3%), situadas en el extremo occidental de la zona de estudio. Un 19% de este tipo de cultivo se encuentra sobre zonas llanas (< 3% de pendiente), sobre dolomías y alternancia de calizas y margas.

Olivar

El sustrato preferente para el cultivo arbóreo del olivo son las margas de la formación Tap, que suponen un

Imagen reclasificada de categorías geológicas y pendientes

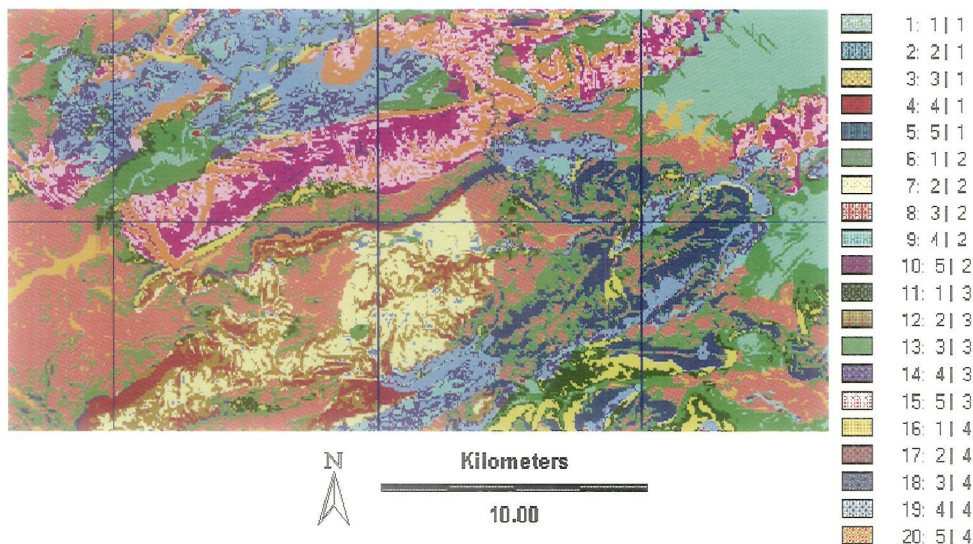


Fig. 6. Mapa de cruce de variables litológicas y tipográficas (descripción detallada en el texto).

56% del total. El hecho de que estos cultivos se superpongan a zonas con pendiente por encima del 3% (y hasta un 35% de inclinación), aclara que se trata de parcelas aterrazadas, amplias en los terrenos de cuenca que circunda el embalse de Beniarrés, y estrechos cuando remontan las umbrías de los valles.

Frutal de secano

Se hace referencia casi en exclusiva a cultivos abancalados de cerezo, almendro y algarrobo. Un 60% de estos cultivos coincide con sustrato de margas, preferencia que obliga, por lo deleznable del material, al aterrazado forzado en pendientes por encima del 20% (que supone un 44.4% sobre aquella cifra), con terrazas que, en ocasiones, no superan un ancho de 2-3 m. en los declives más pronunciados, cerca de las cimas (ver foto en la fig. 7). El proceso de abandono de tierras se ceba preferentemente sobre estos enclaves de difícil acceso y distantes de los núcleos de población. La calidad de los materiales y la inclinación del terreno, los convierte en puntos señalados de fuerte riesgo erosivo.

Pinar

El reparto de este uso es bastante equitativo en cuanto a clases de pendiente (un 36% en la clase 3-20%; un 35% en la clase 20-35%; un 28% en >35%). Es de des-

tacar que el 41% se deposita sobre materiales no seleccionados por la agricultura, es decir, calizas, dolomías y calizas y margas entremexcladas. Básicamente se trata de grandes repoblaciones que datan de las décadas de los '40 y '50, aunque la progresión en la colonización de terrazas abandonadas ha hecho que podamos hallar ciertas manchas con poblaciones semi-naturalizadas. Los incendios reiterados del final de la década de los '70 y principios de la de los '90, han debilitado las masas forestales y han introducido una gran dosis de heterogeneidad a las mismas (MEDIÁVILLA, 1995).

Matorral

Las áreas de litología marginada por las labores agrícolas en terraza y/o cultivos de regadío, y que no permiten el establecimiento de estructuras por la falta de espesor del suelo, déficit de nutrientes, ..etc, están ocupadas por formaciones heterogéneas de matorral, cuyo grado de diversidad estructural surge como consecuencia de una larga nómina de impactos, entre los que destacan las antiguas prácticas de leñeo, pastoreo, carboneo y los actuales incendios y extracciones.

A pesar de ocupar una gran extensión en la zona de estudio, son las vertientes de orientación Sur y las de pendientes por encima del 20%, las que mayoritariamente sostienen este tipo de formación vegetal.

	Regadio	Viñedo	Olivar	Frutal de secano	Pinar	Matorral
Superficie Ha.	4234.7	2103.6	6852.5	3311.8	4821.1	25382.9
% de ocupación	9.06	4.5	14.67	7.09	10.3	54.34
nº de manchas	31	18	75	48	104	24
nº de manchas > 100 Ha.	5	4	13	7	7	4
% ocupado por manchas > 100 ha.	89	90	83	83	69	98.6
Diversidad	1.66	1.55	2.99	2.45	3.09	0.33

Tabla 2. Resultados obtenidos a partir de la imagen de usos reclasificada, para el total de la zona de estudio (ver texto).

En la tabla que sigue a continuación (tabla 2), se exhiben los resultados obtenidos a partir de una imagen de usos reclasificada (ver cap. Metodología); en ella figuran el nº de hectáreas ocupadas por cada uno de ellos, su porcentaje sobre el total exceptuando los terrenos improductivos, el número de manchas totales en las que se divide su extensión, el de aquéllas que superan una superficie por encima de 100 ha., el porcentaje que acumulan éstas últimas y el índice de diversidad que ofrece su distribución espacial (TURNER, 1989).

La mayor dedicación del territorio la cubre la formación de matorral, cuya superficie representa el 54.3 % fraccionada en 24 manchas, de las que una sola de ellas acumula el 94% de su extensión, siendo, por ello, que el valor de diversidad espacial es tan bajo ($H' = 0.33$).

El matorral es uno de los tipos de usos en los que más se ha de acentuar la atención en este proyecto, ya que contiene muy diversa tipología debido a la extensa relación de impactos recibidos (fundamentalmente incendios, leñeo y pastoreo). La cartografía de los posibles 3-4 tipos de matorral, se confeccionará en base al estudio fotogramétri-

co y a la definición de sus límites con el empleo de GPS diferencial. Su interés básico está ligado a la distribución mosaicada de sus tipos, sus contactos con manchas de otros usos, etc., con el grado de heterogeneidad de las superficies de cotos de caza. A través de esta línea de trabajo, conjeturar acerca del papel desempeñado por la gran superficie de matorral como lugar de reproducción y reservorio de las especies cinegéticas, resulta atractivo (PEIRÓ *et al.*, 1993).

Las manchas de coníferas representan un 10.3% del total de la zona. Se trata de un uso muy repartido por el territorio ($H' = 3.09$), aunque 7 de sus 104 manchas son capaces de acumular casi un 70% de su superficie. La atomización del reparto del resto de manchas y su patrón de distribución sobre distintas matrices (olivar, frutal de secano, matorral, así como la relación perímetro/superficie), va a permitir el estudio de la dinámica poblacional de las especies más íntimamente ligadas a la estructura arbórea de masas forestales (grandes vertebrados terrestres, avifauna del bosque, áreas de campeo de micromamíferos, ...etc.).



Fig. 7. Desde el fondo hasta casi la cumbre de los montes se ven campos de anfiteatros, y en ellos la hermosa confusión que resulta de la variedad de árboles y de producción. (Cavanilles, 1797). Observación sobre la Historia Natural, Geografía, Agricultura, Población y Frutos del Reyno de Valencia).

La superficie total de cultivos representa un 35% del territorio. De ellos, el viñedo y el regadío arrojan cifras de diversidad para el tipo de manchas muy similares, y tanto el olivar como el frutal de secano abancalados, cultivos de larga tradición en estos valles, se hallan mucho más fragmentados ($H' = 2.99$ para el olivar; $H' = 2.45$ para frutal de secano). De todas formas, el 83% del territorio en uso para ambos casos están recogidos por 13 y 7 manchas, respectivamente; corresponden a las extensas unidades de aterrazado de margas en pendientes medias que quedan incluidos en cada conjunto paisajístico de valle. El resto de ambos usos quedan salpicadas en diversas matrices (desde parcelas abandonadas en el dominio del matorral, hasta matrices de cultivos mixtos olivar-frutal).

El interés fundamental del estudio en estos usos es el proceso de abandono que, aunque se centra como se ha dicho anteriormente en los bancales de máxima inclinación y mínima accesibilidad, resulta ser un fenómeno ubícuo. Son la vía de penetración de la vegetación natural circundante -las obras de muro de aterrazado y el contramuro, resultan ser el refugio de un alto porcentaje de especies leñosas y excelentes corredores para la fauna-, cuyo papel en la fijación de las mencionadas estructuras estabilizadoras pero abandonadas, es de suma importancia cuando se pretenden evitar fenómenos erosivos a gran escala, desencadenado por el derrumbe de las mismas.

Muy pocas manchas corresponden a viñedo y a regadío. Son los cultivos menos fragmentados -y no por ello menos extensos- en la zona de estudio; 4 y 5 manchas, respectivamente, acumulan el 90% de cada uno de ellos (diversidades en la ocupación $H' = 1.55$ para viñedo y $H' = 1.66$ para regadío).

El arbolado de regadío (cítricos en su mayoría) albergan una avifauna rica y diversa, muy propia de estos usos, y comunidades de micromamíferos y fauna reptiliana abundantes. La distribución de albercas y encauzamientos de agua de diverso calibre en el contexto del mosaico de usos en matriz homogénea, centrará el interés en algunos decriptores de las poblaciones de la batracofauna. El resto del regadío se alinea en las terrazas de los cursos fluviales de cada valle, y su papel fundamental en el mantenimiento de la estabilidad de la fauna más ligada al elemento agua, es básico.

Quizás la principal conclusión de este trabajo sea que el ordenamiento territorial propuesto por los usos multiseculares aplicados en el sistema agroecológico de la montaña de Alicante tiene un nivel de acierto notablemente elevado y que, en sí, constituye una de las mejores alternativas al mantenimiento de la diversidad biológica, de las formas del paisaje y de los recursos en este ambiente rural, ya que la optimización de los mismos se halla jerarquizada. Las series de abandono que ahora vemos menosprecian

la energía y el esfuerzo invertidos en la ordenación y pueden ser el preludio de una larga lista de riesgos medioambientales que, encabezada por la erosión, pasan por los incendios masivos, aumento de la homogeneidad y acaban en la desolación de una comarca. La riqueza a todos los niveles de los sistemas marginales de montaña deben sostenerse en criterios de racionalización que permitan un desarrollo sostenible de cuantos recursos posea y, en este sentido, el tratamiento integrado de la información como base de la aproximación holística de un extenso territorio es pieza clave de su continuidad en el éxito.

AGRADECIMIENTOS

Queremos agradecer la colaboración de las personas que, en mayor o menor medida, han intervenido en alguna parte del trabajo escrito o en apoyo logístico de campo y gabinete. Son: J.A. Pina, J. Delgado y A. Murcia. También a la Delegación Provincial de la Consellería de Medio Ambiente de la Generalitat Valenciana por los datos de incendios suministrados.

BIBLIOGRAFÍA

- BAUDRY, J. (1991). Ecological consequences of grazing extensification and land abandonment: Role of interactions between environment, society and techniques. *CIHEAM. Options Méditerranéennes. A*, 15:13-19.
- BLANKSON, E.J. & B.H. GREEN (1991). Use of landscape classification as an essential prerequisite to landscape evaluation. *Landscape and urban planning* 21: 149-162.
- BRIDGES, E.M. & M. CATIZZONE (1996). Soil science in a holistic framework: discussion of an improved integrated approach. *Geoderma* 71:275-287.
- BUREL, F. & J. BAUDRY (1995). Species biodiversity in changing agricultural landscapes: a case study in the Pays d'Auge, France. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55:193-200.
- FARINA, A. (1991) Recent changes of the mosaic patterns in a montane landscape (north Italy) and consequences on vertebrate fauna. *CIHEAM. Options Méditerranéennes. A*, 15:121-134.
- FARINA, A. (1995). El abandono de tierras en un paisaje mediterráneo y las nuevas perspectivas de gestión holística. In: A. Pastor & E. Seva (Eds.) *Restauración de la cubierta vegetal en ecosistemas mediterráneos*. Pub. Diputación de Alicante. p. 193-212.
- FORMAN, R.T.T. & M. GODRON (1986). *Landscape Ecology*. John Wiley and Sons, N.Y., 619 pp.
- GOLLEY, F.B., BELLOT, J. & E. PODUM (1989) Análisis dinámico del comportamiento de dos sistemas ecológicos. *CIHEAM. Options Méditerranéennes. A*, 3: 249-252.
- LA POLLA, V.N. & G.W. BARRETT (1993). Effects of corridor width and presence on the population dynamics of the meadow vole (*M. pennsylvanicus*). *Landscape Ecology* 8(1):25-37.
- LOPEZ, F. & M. BLANCO (1976). *Hidrología Forestal*. ETS Ing. de Montes. Madrid.
- MAS, M.A. (1995) Cambios económicos y espaciales en la montaña prelitoral del norte de Alicante. *Textos Universitarios*. Consellería de Cultura, Educación y Ciencia. Generalitat Valenciana. Diputación de Alicante. 262 pp.
- MEDIAVILLA, A. (1995). Evaluación de los tipos y magnitud de las perturbaciones que afecta a la vegetación forestal en la Comunidad Valenciana (España). Provincia de Alicante. In: A. Pastor & E. Seva

- (Eds.) Restauración de la Cubierta Vegetal en Ecosistemas Mediterráneos. Diputación de Alicante. 212 pp.
- NAVEH, Z. (1995). Interactions of landscapes and cultures. *Landscape and urban planning*. 32: 43-54
- PEIRÓ, V.; SEVA, E. Y M. ALMIÑANA (1993). Selección de habitat de una población de Perdiz Roja (*Alectoris rufa*) en una zona de sierra del Sur de la provincia de Alicante. *Mediterranea* 14: 5-22.
- TILMAN, D., WEDIN, D. & J. KNOPS (1996). Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379:718-720
- TURNER, M.G. (1989). Landscape Ecology: the effect of pattern on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197.
- VOS, W. (1990). Cluster analysis and mutual information assessment applied to landscape pattern studies. IUCN-TASK Force on Threatened Mediterranean Landscapes. Camarques (France). 40 pp.

La Comunidad Ornítica estival en un sistema agroforestal del Norte de Marruecos: Análisis preliminar a escala del paisaje

V. Peiró¹ y A. Molina²

RESUMEN

Este trabajo presenta el análisis de los descriptores de la comunidad ornítica en un sistema agroforestal del norte de Marruecos y su relación con la heterogeneidad del paisaje analizada a diferentes escalas (elementos y unidades del paisaje). Las aves se han censado mediante itinerarios homogéneos y heterogéneos en su composición de los elementos del territorio. La comunidad ornítica presenta una abundancia total de 60,4 aves/km., con 52 especies, una diversidad de 3,7, una equitabilidad de 0,7 y una dominancia del 47,8 %. Esta alta abundancia está determinada por el gregarismo de las especies dominantes. Las mayores riqueza y diversidad aparecen en el corredor de vegetación riparia. La heterogeneidad vertical (número de estratos) de los elementos del paisaje está relacionada con la riqueza, la diversidad y la dominancia en los itinerarios homogéneos, pero dicha heterogeneidad no se muestra explicativa de estos descriptores orníticos cuando también es considerada la heterogeneidad horizontal (número de elementos del territorio). Los elementos del paisaje con homogeneidad horizontal y representativos de ecosistemas más maduros presentan los mayores valores de riqueza y diversidad orníticas. Respecto a las unidades del paisaje, los mayores valores de abundancia y dominancia de aves aparecen en la unidad de cereal y las mayores riqueza y diversidad en la unidad de olivar. Ninguno de los descriptores orníticos está relacionado significativamente con las heterogeneidades horizontal y vertical de las unidades del paisaje.

PALABRAS CLAVE: Comunidad ornítica, Itinerarios de censo, Elementos del territorio, Unidades del paisaje, Heterogeneidad espacial, Norte de Marruecos.

SUMMARY

Avian community in relation to two levels of landscape heterogeneity was analysed in an agroforestry system in Northern Morocco. We have used the line transect census for analysing avian community parameters and these transects were grouped into homogeneous or heterogeneous land element composition. The overall avian abundance is 61.4 birds/km, with 52 species, a diversity of 3.7, an evenness of 0.7 and a dominance index of 47.8 %. The gregarious and dominant species account this high abundance. The avian richness and diversity are higher in the riparian corridor. The vertical heterogeneity (number of land layers) is related to richness, diversity and dominance of birds, but the horizontal heterogeneity (number of land elements) is not explicative of these avian parameters. The horizontal homogeneous elements that represent the more mature ecosystems have higher avian richness and diversity. The highest dominance is in cereal landscape unit and the highest richness and diversity are in olive one. The avian parameters are not correlated with horizontal and vertical heterogeneities at landscape unit level.

KEYWORDS: Avian community, Line transect census, Land elements, Landscape units, Spatial heterogeneity, Northern Morocco.

INTRODUCCIÓN

Conocer y predecir las consecuencias de estrategias alternativas en la gestión del territorio son aspectos críticos si se desea desarrollar políticas sostenibles sobre la gestión de los recursos naturales. Dicha gestión adquiere un mayor nivel de complejidad a medida que la población humana aumenta en países en vías de desarrollo, como Marruecos, con una demanda creciente por el uso de los limitados recursos naturales renovables, compitiendo por ellos con otros animales.

Un postulado general en ecología del paisaje es que el grado de heterogeneidad espacial de un paisaje es uno de los factores determinantes de la estructura y funcionamiento de las poblaciones y comunidades animales (FORMAN y GODRON, 1986; DOBROWOLSKI *et al.*, 1993). Así, la relación entre la estructura de la vegetación y la organización de una comunidad animal ha sido objeto de múltiples estudios. Esto es debido a que los hábitats más complejos ofrecen un mayor número de nichos potenciales y por lo tanto deberían albergar una mayor variedad de especies (MACARTHUR *et al.*, 1962). La relación positiva entre complejidad vertical (ej. número de estratos) intra-hábitat y diversidad de especies ha sido observada frecuentemente (MACARTHUR y MACARTHUR, 1961; KARR y ROTH, 1971; AUGUST, 1983). Sin embargo, la complejidad vertical no ha sido siempre la causa explicativa de la riqueza específica animal. El grado de parcelación (*patchiness*) horizontal inter-hábitat influye también sobre los patrones de riqueza específica (WIENS *et al.*, 1987; GERELL, 1988, KOTLIAR y WIENS, 1990).

Las comunidades orníticas son uno de los grupos faunísticos prioritarios en el estudio sobre el mantenimiento de la biodiversidad compatible con la gestión sostenible del paisaje, y de los ecosistemas y recursos naturales reno-

(1) Dept. de Ecología, Facultad de Ciencias, Universidad de Alicante, 03080-Alicante (España).

(2) Dept. de Biologie, Faculté de Sciences, Université de Tétouan, Tétouan (Maroc).

vables que lo constituyen. La elección de las aves en el estudio de dicha temática se fundamenta en su importante papel como indicadores del valor ecológico de los ecosistemas y el paisaje. La utilización de las aves como indicadores ecológicos de los cambios en la estructura y función de los paisajes rurales se debe a que ellas son extremadamente sensibles a cambios de la estructura ambiental (FARINA, 1986; FARINA y MERCHINI, 1986). Además, las aves presentan una alta detectabilidad (ritmos de actividad principalmente diurnos, con abundantes señales visuales y sonoras y alta movilidad), lo que permite utilizar técnicas de muestreo (censos) relativamente menos costosas en esfuerzo, tiempo y presupuesto económico (TELLERIA, 1986).

Los objetivos, y las hipótesis generales a contrastar, de este trabajo son las siguientes:

1. Análisis de los descriptores principales de la comunidad ornítica (abundancia, riqueza, diversidad, equitabilidad y dominancia) en el conjunto del área de estudio.

2. Análisis comparativo de dichos descriptores entre unidades del territorio homogéneas y heterogéneas según su composición de los elementos del paisaje. Dos hipótesis se pretenden comprobar:

- 2.1. Las unidades con heterogeneidad espacial horizontal presentan comunidades de aves más ricas y diversas que las unidades homogéneas.

- 2.2. Las unidades homogéneas representativas de ecosistemas más complejos y maduros presentan comunidades más ricas que aquellas con ecosistemas más degradados.

3. Análisis de los descriptores orníticos en unidades del paisaje. La hipótesis inicial es que la heterogeneidad espacial favorece el aumento de los descriptores orníticos.

MATERIAL Y MÉTODOS

Área de estudio

La zona de estudio está localizada en la península Tingitana (Norte de Marruecos), en el sistema montañoso del Rif y concretamente en los alrededores de la ciudad de Chaouen (35° 00'-35° 25' N; 05° 00'-05° 30' W). El área, con una superficie de 42.280 ha., está constituida por una cuenca con materiales calcáreos y silíceos en las partes altas de las vertientes Este u Oeste, respectivamente, y en las partes bajas dominan las margas y los depósitos aluviales. La zona constituye un sistema con usos agrícola, ganadero y forestal. Las características generales del medio físico (clima, meteorología, topografía, geología, hidrografía, vegetación natural y cultivos), así como los usos del territorio, están representados en TAIQUI (1997).

Los elementos del paisaje considerados para el estudio de la avifauna se corresponden con los usos del territorio-vegetación y se han clasificado en las siguientes

categorías: masas forestales de quercíneas, principalmente de alcornoque (*Quercus suber*), masas de repoblación de coníferas con *Pinus radiata* o con *Pinus halepensis*, matorrales (alto y bajo según estado de degradación), cultivos cerealistas, olivares (*Olea europaea*), cultivos tradicionales de huerta (arbóreos y herbáceos con irrigación), cultivos herbáceos y pastizal húmedo en embalse, vegetación riparia (río), medio urbano (ciudad de Chaouen) y acantilados rocosos.

Métodos

La fragmentación del paisaje en la cuenca de Chaouen, como ocurre en muchos agroecosistemas mediterráneos (BUNCE *et al.*, 1993), nos obliga a estudiar la comunidad de aves en un área amplia que contenga los principales tipos de mosaicos de usos del territorio según el enfoque propuesto en la ecología del paisaje (FORMAN y GODRON, 1986; FARINA, 1990; HANSON *et al.*, 1995). La comunidad de aves ha sido analizada mediante 17 itinerarios de censo (FERRY y FROCHOT, 1958, TELLERIA, 1986) de 1 km de longitud cada uno y recorridos a pie una sola vez al final del verano (9 a 17 de septiembre) de 1994. El número y distribución espacial de los itinerarios se determinó en base al tipo y distribución de los usos del territorio, mediante la utilización de fotogramas aéreos y cartografía, y de forma que estuvieran representados la mayoría de los patrones generales de distribución espacial de éstos. Se consideró como itinerarios homogéneos a los localizados en áreas relativamente grandes de un sólo tipo de uso y como itinerarios heterogéneos a los situados en áreas con manchas (*patch*) de dos o más de dichos usos. El número de itinerarios obtenidos fue de 8 homogéneos y 9 heterogéneos (ver tabla 1). Uno de los itinerarios homogéneos (I17) fue localizado en un río con vegetación riparia, representativo del tipo de corredor más importante en el área de estudio. Las áreas de matorral no poseen suficiente extensión en la zona, por lo que no ha sido posible definir itinerarios homogéneos en ellas. Todos los itinerarios fueron localizados sobre fotograma aéreo.

El análisis posterior de la distribución espacial de los tipos de usos del territorio-vegetación y de las características geomorfológicas y litológicas ha permitido agrupar los itinerarios en cuatro unidades del paisaje (alcornocal, olivar, cereal y pantano). Estas unidades han sido definidas (TAIQUI, com.pers.) en base a una caracterización cualitativa de la matriz del paisaje según los criterios presentados en FORMAN y GODRON (1986).

La matriz de la unidad de alcornocal viene definida por el predominio de las formaciones forestales de *Quercus suber* y está localizada en laderas de exposición dominante Este con areniscas y margas. La unidad de oli-

Itinerarios	NUT	NEV	Tipos de usos del territorio-vegetación
Homogéneos			
I1	1	4	Alcornocal (<i>Quercus suber</i>)
I2	1	3	Pinar de repoblación de <i>Pinus radiata</i>
I3	1	2	Medio urbano (Ciudad de Chaouen)
I4	1	4	Huerta tradicional
I5	1	2	Cultivo cerealista
I6	1	3	Olivar
I14	1	3	Pinar de repoblación de <i>Pinus halepensis</i>
I17	1	6	Vegetación riparia (río)
Heterogéneos:			
I7	3	4	Cereal, huerta tradicional y matorral bajo
I8	3	2	Matorral alto, matorral bajo y cereal
I9	3	3	Matorral (alto y bajo), cereal y roquedo
I10	2	2	Cereal y olivar
I11	2	3	Cereal y matorral bajo
I12	3	4	Alcornocal, matorral alto y pastizal
I13	3	4	Huerta tradicional, cereal y olivar
I15	3	3	Matorral alto, pinar de <i>P. radiata</i> , y olivar
I16	2	2	Pastizal húmedo y huerta de embalse

Tabla 1. Descripción de los itinerarios de censo de la avifauna según la estructuración espacial de los usos del territorio-vegetación.

var está definida por la dominancia de los cultivos de *Olea europaea*, se sitúa en laderas de exposición dominante Oeste y en fondo de valle, con calizas y margas, y en ésta se incluye en único núcleo urbano importante (ciudad de Chaouen). La unidad de cereal está dominada por cultivos cerealistas extensivos localizados en laderas, colinas y fondo de valle de la parte Norte de la cuenca y con litología dominada por margas. La unidad de pantano está constituida por un embalse (Ali Thelat) prácticamente colmatado, con cultivos de huerta y pastizales húmedos en los depósitos aluviales del fondo del valle, y por las laderas circundantes, de exposición variable, con calizas dolomíticas formando acantilados rocosos en la parte superior y con depósitos cuaternarios en el resto de la ladera.

Para el análisis de la comunidad ornítica se ha utilizado el índice kilométrico de abundancia (IKA=aves/km.), la riqueza específica (número de especies), la diversidad según la fórmula de SHANNON (SHANNON y WEAVER, 1949, H' en bits), la equitabilidad (J') según la fórmula presentada por PIELOU (1975) y el índice de dominancia (ID) propuesto por MCNAUGTON y WOLF (1970). Estos parámetros han sido calculados por itinerarios, por unidades del paisaje y para el total del área de estudio.

Una limitación metodológica a nuestro análisis concierne a que los censos de la comunidad estival han sido realizados a finales del verano, a diferencia de otros estudios que se centran en la época reproductora (primavera-principios de verano), con lo que hemos podido considerar especies en fase de dispersión postnupcial o en migración y que no se reproducen en el área de estudio. El tamaño de muestra (número de itinerarios) puede haber acarreado problemas de exclusión de especies reproductoras poco abundantes, por lo que en un futuro sería recomendable aumentar el tamaño de muestra mediante la repetición de censos. Por lo tanto, este artículo no pretende determinar la totalidad de la comunidad ornítica, sino su composición parcial en base a un esfuerzo de muestreo homogéneo, que permita el análisis comparativo entre las diferentes unidades del territorio.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Análisis de la Comunidad Ornítica en la Cuenca de Chaouen

La tabla 2 presenta las especies de aves y sus abundancias en el conjunto de la cuenca de Chaouen. La comunidad ornítica presenta una abundancia total de 60,35 aves/km. y está compuesta por 52 especies (riqueza), con

Especie	nº individuos	IKA (indiv/km)
<i>Circaëtus gallicus</i>	2	0,12
<i>Hieraëtus pennatus</i>	1	0,06
<i>Buteo buteo</i>	3	0,18
<i>Circus aeruginosus</i>	1	0,06
<i>Circus cyaneus</i>	1	0,06
<i>Accipiter gentilis</i>	2	0,12
<i>Milvus migrans</i>	2	0,12
<i>Falco peregrinus</i>	2	0,12
<i>Falco tinnunculus</i>	2	0,12
<i>Bubulcus ibis</i>	182	10,71
<i>Egretta garzetta</i>	1	0,06
<i>Charadrius dubius</i>	1	0,06
<i>Alectoris barbara</i>	17	1,00
<i>Columba palumbus</i>	7	0,41
<i>Columba oenas</i>	6	0,35
<i>Columba livia</i>	308	18,12
<i>Alcedo atthis</i>	2	0,12
<i>Merops apiaster</i>	7	0,41
<i>Dendrocopos major</i>	2	0,12
<i>Apus apus</i>	8	0,47
<i>Riparia riparia</i>	1	0,06
<i>Delichon urbica</i>	38	2,24
<i>Hirundo rustica</i>	40	2,35
<i>Corvus corax</i>	15	0,88
<i>Garrulus glandarius</i>	5	0,29
<i>Galerida cristata</i>	60	3,53
<i>Alauda arvensis</i>	5	0,29
<i>Emberiza calandra</i>	3	0,18
<i>Motacilla alba</i>	3	0,18
<i>Parus major</i>	13	0,76
<i>Parus caeruleus</i>	1	0,06
<i>Regulus ignicapillus</i>	5	0,29
<i>Turdus merula</i>	8	0,47
<i>Monticola solitarius</i>	2	0,12
<i>Erithacus rubecula</i>	6	0,35
<i>Sylvia melanocephala</i>	25	1,47
<i>Sylvia undata</i>	2	0,12
<i>Sylvia communis</i>	2	0,12
<i>Hypollais pallida</i>	9	0,53
<i>Hypolais polyglota</i>	2	0,12
<i>Cisticola juncidis</i>	1	0,06
<i>Cettia cetti</i>	5	0,29
<i>Ficedula hypoleuca</i>	6	0,35
<i>Saxicola torquata</i>	10	0,59
<i>Oenanthe hispanica</i>	4	0,24
<i>Oenanthe oenanthe</i>	1	0,06
<i>Fringilla coelebs</i>	6	0,35
<i>Serinus serinus</i>	1	0,06
<i>Carduelis Carduelis</i>	17	1,00
<i>Passer domesticus</i>	150	8,82
<i>Petronia petronia</i>	7	0,41
<i>Pycnonotus barbatus</i>	16	0,90

Tabla 2. Composición y abundancias específicas de la comunidad ornítica.

un índice de diversidad de 3,69 bits, una equitabilidad media (0,65), y un índice de dominancia medio (47,77 %).

Las dos especies dominantes en la comunidad son *Columba livia* y *Bubulcus ibis*, ambas con abundancias superiores a las 10 aves/km, 18,12 aves/km. y 10,71 aves/km. respectivamente. La tercera especie más abundante es *Passer domesticus* (8,82 aves/km.) y la mayoría del resto de las especies presentan abundancias relativas muy bajas, inferiores a 1 ave/km. La alta abundancia de estas tres especies se debe a que presentan distribuciones contagiosas en los datos de censo, como consecuencia de su alta tendencia social al gregarismo, formando bandos con bastante número de individuos. *Galerida cristata* es la cuarta especie de mayor abundancia (3,53 aves/km.) y presenta un escaso gregarismo (79 % de los contactos de la especie con 1 ó 2 individuos).

La equitabilidad o uniformidad representa el componente de la diversidad que no depende tanto del número de especies, sino de la distribución de los individuos entre ellas. Su valor medio es debido a una influencia destacable del importante número de especies con abundancia baja, que aumentan desproporcionadamente la riqueza con respecto a la abundancia, y producen un descenso de la equitabilidad.

Análisis de la Comunidad Ornítica por Itinerarios Homogéneos y Heterogéneos

La tabla 3 muestra los descriptores de la comunidad ornítica por itinerarios agrupados en homogéneos y heterogéneos. De los itinerarios homogéneos, el realizado en el medio urbano (I3) presenta las mayores abundancia, equitabilidad y dominancia, y los menores valores de riqueza y diversidad específicas. La mayor riqueza y diversidad aparecen en el corredor de vegetación riparia (I17), y como era esperable presenta el menor índice de dominancia, y además la segunda menor equitabilidad y la segunda abundancia más alta. La menor equitabilidad aparece en el itinerario de huerta tradicional (I4) con una abundancia todavía alta y la segunda riqueza más elevada.

Erithacus rubecula es la especie claramente dominante en el alcornocal (I1), *Regulus ignicapillus* lo es en el pinar de *Pinus radiata* (I2), *Carduelis carduelis* lo es en el de *Pinus halepensis* (I14), *Bubulcus ibis* lo es en la huerta tradicional irrigada (I4) y en la vegetación riparia (I17), *Sylvia melanocephala* lo es en el olivar (I6), *Columba livia* lo es en el cereal (I5) y *Passer domesticus* lo es en el medio urbano (I18).

En los itinerarios heterogéneos, la abundancia más elevada y el índice de dominancia más alto, junto con las menores diversidad y equitabilidad, pero con una riqueza media, se presentan en un itinerario con manchas (*patches*) de cereal y de olivar (I10). Esta alta abundancia es

Itinerarios	IKA	Riqueza	Diversidad	Equitabilidad	Dominancia
I1	13,0	8	2,66	a0,89	53,85
I2	12,0	7	2,45	0,87	58,33
I3	163,0	3	1,46	0,91	77,30
I4	70,0	10	2,44	0,73	64,28
I5	22,0	6	2,21	0,85	63,64
I6	13,0	4	1,74	0,87	76,92
I14	26,0	6	2,22	0,86	61,54
I17	72,0	18	3,44	0,82	43,06
Media	48,88	7,75	2,33	0,85	62,37
Heterogéneos:					
I7	55,0	7	2,78	0,75	54,55
I8	13,0	4	1,83	0,94	69,23
I9	18,0	3	1,22	0,77	88,89
I10	356,0	6	0,93	0,36	91,85
I11	18,0	5	1,52	0,65	83,33
I12	20,0	5	2,01	0,87	70,00
I13	47,0	11	3,04	0,88	42,55
I15	15,0	6	2,42	0,94	53,33
I16	116,0	8	1,94	0,65	76,72
Media	73,11	6,11	1,97	0,76	70,05

Tabla 3. Descriptores de la comunidad ornítica por itinerarios homogéneos y heterogéneos.

determinada por la alta dominancia de *Columba livia*, que forma bandos con alto número de individuos. Las mayores riqueza y diversidad, y por lo tanto menor dominancia, aparecen en un itinerario con huerta tradicional, cereal y olivar (I13).

Petronia petronia es la especie claramente dominante en la zona de cereal, matorral bajo y huerta tradicional (I7), *Alectoris barbara* lo es en la de matorral, cereal y acantilado rocoso (I9), *Galerida cristata* lo es en las áreas de cereal, olivar, matorral bajo y/o huerta tradicional (I11, I13), y *Bubulcus ibis* lo es en la de pastizal y huertas de embalse (I16). *Parus major* y *Carduelis carduelis* son dominantes en la zona de Pinar de *Pinus radiata*, matorral alto y olivar (I15), *Alauda arvensis* y *Bubulcus ibis* lo son en la de matorral (alto y bajo) y cereal (I8), y *Apus apus* y *Hirundo rustica* lo son en la de alcornocal, matorral alto y pastizal (I12).

Los valores medios de estos descriptores orníticos han sido calculados para los itinerarios homogéneos y para los heterogéneos (ver tabla 3). Las diferencias entre ambos tipos de itinerarios no son significativas en ningun-

no de los parámetros (t de Student, $p > 0,05$). No obstante, la abundancia media y el índice de dominancia medio son mayores en el grupo de itinerarios heterogéneos y la riqueza, diversidad y equitabilidad medias son más altas en el grupo de los homogéneos. Este resultado es opuesto a la idea generalmente aceptada que los agroecosistemas mediterráneos heterogéneos presentan mayor riqueza y diversidad ornítica que los homogéneos. Sin embargo, también habría que considerar la tan citada hipótesis de la perturbación intermedia (HUSTON, 1994; WIENS, 1995), que postula mayores heterogeneidad espacial y diversidad biológica con niveles intermedios de perturbación.

Un análisis sencillo de la correlación de los descriptores de la comunidad ornítica con la heterogeneidad espacial horizontal del paisaje puede realizarse considerando el número de diferentes usos del territorio (FATHLER *et al.*, 1992) en cada itinerario heterogéneo (ver NUT en tabla 1). La transformación logarítmica ha sido aplicada a dicho número y a la riqueza específica para normalizar los datos. Sólo se ha obtenido correlación significativa

con la equitabilidad ($r_p = 0,821$, $p < 0,01$) y próximo al nivel de significación ($P=0,05$) con el índice de dominancia ($r_p = 0,612$, $p < 0,10$).

La importancia de la diversidad de la estructura vertical de los tipos de vegetación en la estructura de las comunidades de aves ha sido ampliamente reconocida (MACARTHUR y MACARTHUR, 1961; KARR y ROTH, 1971; AUGUST, 1983). Un parámetro sencillo de la diversidad estructural vertical utilizado en este tipo de estudios (STREETER et al., 1983; SHORT, 1988; FLATHER et al., 1992) es el número de estratos en cada uso del territorio. Siguiendo el concepto de nicho, la comunidad de aves puede ser estructurada según la partición de los recursos entre los diferentes estratos de vegetación en función de los requerimientos de reproducción y alimentación (VERNER, 1984; SZARO, 1987). Los estratos considerados han sido suelo desnudo, herbáceo, arbustivo y arbóreo. Cuando aparecen especies que se alimentan en el medio aéreo, éste se considera como un nuevo estrato a añadir a los de vegetación. En el itinerario de río se considera la masa de agua como otro estrato (nicho) diferente. El logaritmo del número de estratos ha sido calculado para normalizar los datos.

Este descriptor de la heterogeneidad vertical (ver NEV en tabla 1) está correlacionado con la riqueza ($r_p = 0,862$, $p < 0,01$), la diversidad ($r_p = 0,843$, $p < 0,02$) y el índice de dominancia ($r_p = -0,747$, $p < 0,05$) en los itinerarios homogéneos. En los itinerarios heterogéneos, la correlación sólo se aproxima al nivel de significación para la diversidad de aves ($r_p = 0,609$, $p < 0,10$). Esta ausencia de relación es indicativa de una cierta influencia distorsionadora de la heterogeneidad horizontal, creada por el patrón espacial del mosaico de los diferentes usos del territorio. En este mismo sentido, la relación significativa obtenida en los itinerarios homogéneos nos indica que la complejidad vertical del hábitat sólo es explicativa de la variación de ciertos descriptores (riqueza y diversidad) ornífticos en

ausencia de heterogeneidad horizontal. Esta conclusión fue también obtenida por otros autores (SHORT, 1988; FLATHER et al., 1992), analizando la riqueza específica.

Para estudiar la influencia exclusiva de la heterogeneidad vertical también se pueden analizar las diferencias de los descriptores ornífticos de los itinerarios homogéneos según representen ecosistemas más maduros (mayor heterogeneidad vertical) o más degradados (menor heterogeneidad vertical). Así, se observa que los itinerarios de vegetación riparia y de alcornocal, como representativos de la vegetación con mayor complejidad de la estructura vertical (más maduros) en la zona, presentan los mayores valores de riqueza y diversidad orníftica. Si exceptuamos el medio más antropizado (urbano), los itinerarios con vegetación más degradada (cereal y olivar) presentan los valores más bajos de riqueza y diversidad de aves. El resto de parámetros ornífticos no muestran una tendencia clara.

Análisis de la Comunidad Orníftica por Unidades del Paisaje

La tabla 4 presenta los descriptores de la comunidad orníftica en las cuatro unidades del paisaje definidas. Los mayores valores de abundancia y dominancia aparecen en la unidad de cereal, junto con los menores resultados de diversidad y equitabilidad. Los valores más altos de riqueza, diversidad y equitabilidad se presentan en la unidad de olivar. Las menores abundancia y dominancia se observan en la unidad de alcornocal y la menor riqueza en la unidad de pantano.

Columbia livia y *Galerida cristata* son las especies dominantes en la unidad de cereal. *Passer domesticus* y *Bubulcus ibis* son dominantes en las unidades de olivar y de pantano. *Apus apus*, y en segundo lugar *Erithacus rubecula* y *Hirundo rustica*, son dominantes en la unidad de alcornocal.

Los parámetros de la comunidad orníftica no están relacionados significativamente ($r_p, p > 0,05$) con las hete-

Descriptor	Alcornocal	Olivar	Cereal	Pantano
IKA	15,0	58,0	92,8	67,0
Riqueza	16	36	22	11
Diversiad	3,60	3,69	2,07	2,41
Equitabilidad	0,90	0,71	0,46	0,70
Dominancia	31,13	48,78	74,14	66,42
NUT	4	8	5	5
NEV	4	6	4	4
NIT	3	7	5	2

Tabla 4. Descriptores de la comunidad orníftica, la estructura de los usos del territorio y los itinerarios de censo por unidades del paisaje.

rogeneidades horizontal (log n°. usos del territorio) y vertical (log n°. de estratos) presentes en las diferentes unidades del paisaje. Sin embargo, la riqueza específica presenta una alta correlación no significativa ($r_p = 0,856$, $p > 0,05$) con la heterogeneidad vertical, muy por encima de la presentada por los otros descriptores. La riqueza está significativamente correlacionada ($r_p = 0,987$, $p < 0,02$) con el número (log) de itinerarios en cada unidad, lo que indica una clara influencia del tamaño de muestra sobre el valor de este descriptor, aspecto ya destacado por NOSS (1990).

Perspectivas Metodológicas para un Análisis Detallado de los Descriptores de la Estructura del Paisaje

La ausencia de correlaciones significativas de la riqueza y la diversidad orníticas con los parámetros de heterogeneidad vertical y horizontal en los itinerarios heterogéneos y en las unidades del paisaje definidas indica que deberán ser analizados otros descriptores del patrón espacial del paisaje, que sean más explicativos de la estructura de la comunidad de aves.

La ecología del paisaje analiza los patrones espaciales de los mosaicos de usos del territorio, como se han formado estos mosaicos y como éstos afectan a la distribución y movimiento de los componentes del ecosistema (ej. especies animales) dentro de un paisaje (URBAN *et al.*, 1987; SWANSON *et al.*, 1988; HANSON *et al.*, 1995). Los sistemas de información geográfica (SIG) constituyen una poderosa herramienta tecnológica para los estudios ornitológicos (SHAW y ATKINSON, 1990) y su relación con los diferentes descriptores del patrón espacial del paisaje. Entre estos descriptores se encuentran los índices de diversidad, dominancia y contagio (O'NEILL *et al.*, 1988), la dimensión fractal (KRUMMEL *et al.*, 1987; MILNE, 1991), el número y tamaño medios de las manchas (*patches*) (FLATHER *et al.*, 1992; MCINTYRE, 1995), ver también las revisiones de FORMAN y GODRON (1986), NOSS (1990). La futura utilización de un SIG (IDRISI) con una cartografía detallada de los usos del territorio permitirá realizar el análisis de relación entre estos índices y los descriptores orníticos.

El hecho que las dos mismas especies (*Passer domesticus* y *Bubulcus ibis*) sean dominantes en las unidades de olivar y pantano y que la riqueza específica esté correlacionada positivamente con el tamaño de muestra podría llegar a cuestionar la validez de la unidad de pantano desde la perspectiva de la comunidad de aves, sobre todo si se considera que es la unidad que presenta el menor número de itinerarios (2). La utilización de métodos cuantitativos (ver TURNER y GARDNER, 1991) en la definición de las unidades del paisaje, junto con un aumento en el tamaño y distribución espacial de la muestra (itinerarios)

de esta unidad permitirá esclarecer esta cuestión, así como mejorar el conocimiento de las relaciones explicativas entre el patrón espacial del paisaje y la comunidad de aves en otras unidades.

Por último, el estudio a nivel de la ecología del paisaje está estrechamente relacionado con los problemas de escala (ver revisión de WIENS, 1995). Así, varios estudios empíricos han demostrado que los patrones en la organización de la comunidad o en la complejidad del paisaje varían con el cambio de la escala de análisis. En nuestro estudio, el análisis de los descriptores de la comunidad ornítica y de las heterogeneidades horizontal y vertical se ha realizado a dos escalas diferentes: a una escala más amplia definida por unidades del paisaje según su matriz, o a una escala más reducida considerando unidades espaciales (itinerarios) homogéneas o heterogéneas. Si comparamos los valores medios de los descriptores orníticos entre los dos escalas de análisis, sólo se detectan diferencias significativas de la riqueza específica (21,25 vs 6,88; $t=4,38$, $p < 0,001$) y de la diversidad ornítica (2,94 vs 2,14; $t=2,12$, $p < 0,05$). Sin embargo, la heterogeneidad horizontal, medida por el número de usos del territorio, no ha presentado relación significativa con los descriptores orníticos en ninguno de los dos niveles de escala, y la heterogeneidad vertical sólo ha mostrado dicha relación a la escala más fina de los itinerarios homogéneos. Similar análisis deberá realizarse utilizando otros descriptores más precisos de la heterogeneidad.

CONCLUSIONES

Nuestro análisis simple a nivel del paisaje en relación con la estructura de la comunidad ornítica ha permitido establecer los siguientes puntos principales:

Primero, una alta abundancia de la comunidad ornítica está determinada por el fuerte gregarismo de las especies dominantes. Este aspecto social y la importancia de la heterogeneidad vertical en los itinerarios homogéneos condicionan los resultados poco esperables de los descriptores orníticos de riqueza y diversidad en la comparación entre zonas homogéneas y heterogéneas.

Segundo, las zonas con homogeneidad horizontal y representativas de ecosistemas más maduros presentan los mayores valores de riqueza y diversidad orníticas.

Tercero, la heterogeneidad vertical, medida por el número de estratos, no se muestra explicativa de la riqueza y diversidad orníticas cuando la heterogeneidad horizontal es incluida en el análisis. No obstante, el número de diferentes usos del territorio, como descriptor de este segundo tipo de heterogeneidad, tampoco se ha mostrado explicativo de estos dos parámetros orníticos, y la relación con otros descriptores ampliamente utilizados en la ecología del paisaje deberá ser analizada.

AGRADECIMIENTOS

Este trabajo se ha desarrollado durante una estancia de investigación aplicada dentro del proyecto MED-CAMPUS C-251 de la Unión Europea. Agradecemos a M. Senhaji por su colaboración en alguno de los censos.

BIBLIOGRAFÍA

- AUGUST, P.V. (1983). The role of habitat complexity and heterogeneity in structuring tropical mammal communities. *Ecology*, 64: 1495-1507.
- BUNCE, R.G.H.; RYSZKOWSKI, L. & PAOLETTI, M.G. (Eds) (1993). *Landscape ecology and agroecosystems*. Lewis Publishers. Boca Raton, Florida.
- DOBROWOLSHI, K.; BANACH, A.; KOZAKIEWICZ, A. & KOZAKIEWICZ, M. (1993). Effect of habitat barriers on animal populations and communities in heterogeneous landscapes. In: *Landscape ecology and agroecosystems*, Bunce, R.G.H.; Ryszkowski, L. & Paoletti, M.G. (Eds.). Lewis Publishers, Florida. pp. 61-70.
- FARINA, A. (1986). Le comunita' di uccelli come indicatori ecologici. *Atti III Conv. Orn.*, Salice, Terme, 1984: 185-190.
- FARINA, A. (1990). Rapporto tra l'ecologia del paesaggio et le altre teorie ecologiche. *Econ. Mont. Linea Ecol.*, 22(4): 27-39.
- FARINA, A. & MESCHINI, E. (1986). The Tuscany breeding bird survey and the use of bird habitat description. *Proc. IX Int. Conf. Bird Census and Atlas Work*, Dijon, 1985. *Acta Ecol. Oecol. Gen.*, 8: 145-155.
- FLATHER, C.H.; BRADY, S.J. & INKLEY, D.B. (1992). Regional habitat appraisals of wildlife communities: a landscape-level evaluation of a resource planning model using avian distribution data. *Landscape Ecology*, 7(2): 137-147.
- FERRY, C. & FROCHOT, B. (1958). Une méthode pour dénombrer les oiseaux nicheurs. *La Terre et la Vie*, 12: 85-102.
- FORMAN, R.T.T. & GODRON, M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & Sons. New York.
- GERELL, R. (1988). Faunal diversity and vegetation structure of some deciduous forest in South Sweden. *Holarc. Ecol.*, 11: 87-95.
- HANSSON, L.; FAHRIG, L. & MERRIAM, G. (Eds.) (1995). *Mosaic landscapes and ecological processes*. Chapman & Hall. London.
- HUSTON, M.A. (1994). *Biological diversity: the coexistence of species*. Cambridge University Press. Cambridge.
- KARR, J.R. & ROTH, R.R. (1971). Vegetation structure and avian diversity in several new world areas. *Am. Nat.*, 105: 423-435.
- KOTLIAR, N.B. & WIENS, J.A. (1990). Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, 59: 253-260.
- KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; O'NEILL, R.V. & COLEMAN, P.R. (1987). Landscape pattern in a disturbed environment. *Oikos*, 48: 321-324.
- MACARTHUR, R.H. & MACARTHUR, J.W. (1961). On birds species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
- MACARTHUR, R.H.; MACARTHUR, J.W. & PREER, J. (1962). On bird species diversity II. Prediction of bird census from habitat measurements. *Am. Nat.*, 96: 167-174.
- MCINTYRE, N.E. (1995). Effects of forest patch size on avian diversity. *Landscape Ecology*, 10(2): 85-99.
- MACNAUGHTON, S.J. & WOLF, L.L. (1970). Dominance and the niche in ecological systems. *Science*, 167: 131-139.
- MILNE, B.T. (1991). Lessons from applying fractals models to landscapes patterns. In: *Quantitative methods in landscape ecology*. Turner, M.G. & Gardner, R.H. (Eds.). Springer Verlag. New York. pp. 199-235.
- NOSS, R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation Biology*, 4(4): 355-364.
- O'NEILL, R.V.; KRUMMEL, J.R.; GARDNER, R.H.; SUGIHARA, G.; JACKSON, B.; DEANGELIS, D.L.; MILNE, B.T.; TURNER, M.G.; ZYMUNT, B.; CHRISTENSEN, S.W.; DALE, V.H. & GRAHAM, R.L. (1988). Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 1: 153-162.
- PIELOU, E.C. (1975). *Ecological diversity*. John Wiley & Sons. New York.
- SAW, D.M. & ATKINSON, S.F. (1990). An introduction to the use of geographic information systems for ornithological research. *Condor*, 92: 564-570.
- SHANNON, C.E. & WEAVER, W. (1949). *The mathematical theory of communication*. Univ. Illinois Press. Urbana.
- SHORT, H.L. (1988). A habitat structure model for natural resource management. *J. Environ. Manage.*, 27: 289-305.
- STREETER, R.G.; CHALK, D.E.; THOMAS, C.H. & KROHN, W.B. (1983). National appraisal for wildlife habitat-from inventory to management. In: *Renewable resource inventories for monitoring changes and trends*. Bell, J.F. & Atterbury (Eds.). Oregon State University. Corvallis, Oregon. pp. 674-677.
- SWANSON, F.J.; KRATZ, T.K.; CAINE, N. & WOODMANSEE, R.G. (1988). Landforms effects on ecosystem pattern and process. *BioScience*, 38: 92-98.
- SZARO, R.C. (1987). Guild management: an evaluation of avian guilds as a predictive tool. *Environ. Manage.*, 10: 681-688.
- TAIQUI, L. (1997). La dégradation écologique au Rif marocain: nécessités d'une nouvelle approche. *Mediterranea* 16: 5-17.
- TELLERIA, J.L. (1986). *Manual para el censo de los vertebrados terrestres*. Ed. Raíces. Madrid.
- TURNER, M.G. & GARDNER, R.H. (Eds.) (1991). *Quantitative methods in landscape ecology*. Springer Verlag. New York.
- URBAN, D.L.; O'NEILL, R.V. & SHUGART, H.H. (1987). Landscape ecology: a hierarchical perspective can help scientist understand spatial patterns. *BioScience*, 37: 119-127.
- VERNER, J. (1984). The guild concept applied to management of bird populations. *Environ. Manage.*, 8: 1-14.
- WIENS, J.A. (1995). Landscapes mosaics and ecological theory. En: *Mosaic landscapes and ecological processes*. Hansson, L.; Fahrig, L. & Merriam, G. (Eds.). Chapman & Hall. London. pp. 1-26.
- WIENS, J.A.; ROTENBERRY, J.T. & VAN HORNE, B. (1987). Habitat occupancy patterns of North-American shrub-steppe birds: the effects of spatial scale. *Oikos*, 48: 132-147.

Structure of *Quercus suber* forests in Chefchaouen basin (NE. Morocco). Implications on management at a landscape scale

Antonio Pastor-López¹,
Lahcen Taiqui²,
Hassan Bouziane²,
Hassan Riadi²,
Joaquín Martín Martín¹

ABSTRACT

An structural characterization of the *Quercus suber* forests and its derived formations is defined for the Chefchaouen basin in NE. Morocco. Four structural types identified from aerial photographs interpretation were related to site conditions defined by three variables (lithology, slope and aspect) by means of a GIS. Five patterns resulted from the cluster analysis of the percentages of the area -per site condition- covered by each structural type. Forests on numidian sandstones lithologies, oriented to the east or north, and slopes from 15% to 50% were the most susceptible to complete deforestation. On the detailed description of 15 stands the deforestation process of the cork oak (*Quercus suber*) forests is discussed. Suggestion for more sustainable management practices were stated after comparison with other similar systems.

RESUMEN

Los bosques de *Quercus suber* y sus formaciones derivadas tras perturbación fueron caracterizados para la Cuenca de Chefchaouen en el NE. de Marruecos. Cuatro tipos estructurales, identificados por fotointerpretación, se relacionaron con las condiciones ambientales, definidas mediante un Sistema de Información Geográfica. Cinco patrones resultaron del análisis cluster de los porcentajes del área -por condición ambiental- cubiertos por cada tipo estructural. Los bosques sobre litología de areniscas numídicas, expuestos al este o norte y con pendientes del 15 al 50% son los más susceptibles de sufrir una deforestación completa.

En base a una descripción detallada de 15 parcelas, se procede a una discusión sobre los procesos de deforestación de los alcornoques (*Quercus suber*). Tras una comparación con otros sistemas similares, se proponen varias sugerencias de manejo sostenible.

INTRODUCTION

The Mediterranean Sea separates its Basin in two sectors that although rather similar from a climatic point of view present important differences from a more integrative perspective. The socioeconomic characteristics and the interaction between man and its biotic and abiotic environment are markedly distinct. This contrasting reality is the result of different land uses by man under a relatively homogeneous environmental framework. Different authors (DI CASTRI, 1979; LE HOUEROU, 1979) point out that despite their proximity in distance their main environmental concerns on a short and middle term perspective are not the same. On the other hand the need for sustainable solutions to the use or exploitation of natural resources is a shared concern. This new and reinforced goal (LUBCHENKO et al., 1991) has implications not just on the preservation of the wealth of each one of the states but on their interactions. The pronounced differences on the socioeconomic conditions between the South and the North impede a sustainable development in all mediterranean countries. The reason being the need to maintain and promote to its maximum, systems that are sociologically, economically and ecologically sound. From this perspective the promotion of economic and technical support from the economically stronger countries of the northern mediterranean must give priority to the implementation of politics directed to reach these sustainable systems in every country.

In the Rif region of Morocco the risk of deforestation is one of the main concerns related to lost of sustainability of the rural landscapes. Erosion and lost of soil productivity can be observed in important areas. A demographic boom in combination with a marked dependence on wood, as an energy source, threatens the sustainability of once extensive cork oak (*Quercus suber*) forested areas.

The introduction of the spanish forest exploitation philosophy by the Spanish Protectorate initiated a process that has led to a progressive reduction in the extension of closed canopy forests. The persistence of the exploitation of charcoal to fulfil the requirements from the larger cities in the vicinity, like Tetouan (BOUKIL, 1989), and wood gathering by the local people are not sustainable at the actual rates of extraction.

In the Rif region, *Quercus suber* forests are extensive and represent the dominant forest type in comparison with those from other species. For the Mediterranean countries, Morocco includes 347.000 ha. approximately 15.4 % of the total. From an internal perspective the cork oak forest in the Rif represent 30.5 % (BENABID, 1989) of the

¹ Dpto. Ecología, Fac. Ciencias, Univ. Alicante, Ap.C.99, 03080 Alicante, Spain. ² Dept. Biologie, Fac. Sciences, Univ. A. Essaâdi, B.P.2121, 93000 Tétouan, Morocco.

national ones. Important both for cork and wood production its management requires a deeper knowledge on its productivity and its response to the dominant exploitation or utilization systems. This is a basic step to maximize its productivity reducing the risk of regression. From a functional point of view the persistence of the extension of these forests and the appropriate management of their structure is basic to maintain the richness of these systems from a biodiversity as well as a cultural perspective.

This paper characterizes the structure for cork oak forests and derived communities after exploitation in the Chefchaouen Basin as a representation of this type of systems in the mountains of the western Rif. This description focuses on two main points: First, the definition of the trends or tendencies in the deforestation of these stands, in the search for an indication of the type of stands that are more susceptible to degradation. Second, the estimation of the amount of biomass as a fundamental descriptor in the management of these forests.

This contribution should be considered as a preliminary approach to the analysis of Chefchaouen basin in order to define a hierarchy of subjects to address more deeply in future studies. The definition of a sustainable system managing the use of cork oak forest in this area can not be produced now. The discussion centers on evaluating the consequences of the actual trends of exploitation, and on the need for specific data that will allow to fulfil this goal. These topics are analyzed in the search for a landscape perspective, for it is the scale we believe that best will allow the definition of the mentioned sustainable systems.

STUDY AREA.

The study area is included in the upper part of the Laou Basin, located in the Eastern sector of the Tingitane Peninsula, in the Northern part of Morocco. With an extension of 442 Km² belongs to the provinces of Chefchaouen

and Tetouan. Geomorphologically describes an elongated basin which main axis runs from N to S. It is flanked by calcareous ranges in the eastern side that include the highest elevations (2159 m.) at Djbel Lakraâ and by siliceous materials in the western sectors. Numerous streams run from both slopes to the lowlands located at altitudes of about 300 meters. The climatic conditions are predominantly mediterranean warm subhumid (BENABID, 1982). The values for the main descriptors for the existing thermopluviometric stations are included in Table 1.

All the riparian systems flow out of the basin in the vicinity of the village of Oued Lau. Through the steep and narrow Tamrabet canyon, the Laou river heads north-eastward to the Mediterranean Sea just 30 km. away. The Ali Thelat dam built in 1931 retains the water before this exit canyon and is an evident proof of the deforestation and erosion for it is almost completely silted. This accumulation of fine materials allows that during most of the year the new deposits are cultivated for corn and other vegetables crops, being used as rangelands during the remaining time. Most of the western sector of the basin with a wide bajada of relatively soft slopes include the larger extension of *Quercus suber* forests. To the north in the vicinity of the village of Rinfine, extensive areas of land mainly dedicated to wheat and barley production reflect the consequences of the degradation of the cork oak and other thermomediterranean forests by intense human pressure. To the south in the steeper and undulated terrains between the city of Chefchaouen and the village of Bab Taza different levels of degradation of the cork oak forests indicate the type of practices that are causing the regression. As in most of the Rif, the kif (*Cannabis sativa*) is produced in cleared areas inside and outside the forests playing a fundamental role in the socioeconomic activity in the area. The degradation thresholds for these forests are essential in the definition of sustainable management strategies.

CLIMATIC STATIONS OF THE CHEFCHAOUEN						
Location and main descriptors						
Name	Lat N	Long W.Gr.	Alt (m)	P (mm)	M (C)	m (C)
Ali Thelat	35 15'	5 18'	250	681	31.9	6.1
Bab Taza	35 03'	5 12'	880	1482	32.5	2.5
Chefchaouen CT	35 11'	5 19'	280	1005	33.5	5.5
Chefchaouen Ville	35 10'	5 16'	630	949	33.1	5.9

Table 1.- Characteristics of meteorological stations located in the Chefchaouen basin: Lat. N.= north latitude; Long. W. Gr.= longitude west of Greenwich; Alt= Altitude over sea level; P= average annual precipitation; M= average maximum temperature; m= average minimum temperature.

METHODOLOGY

The information gathered for the cork oak forests is the result of two basic processes. First, the cartographic representation of the structural types of these forests that can be defined from a qualitative description of the whole basin. Second, the dendrometric characterization of different stands representative of the dominant structural types. This information was processed to determine the range of biomass accumulated as an useful indicator for comparison purposes with other stands of this and other species better known.

Four types of cork oak forest were defined: Q1 (forest with an open tree canopy where many crown contact each other, and with a high shrub cover); Q2 (forest with an open tree canopy where most crown are isolated, with a closed and high shrub understory); Q3 (tall shrubs with some openings); Q4 (short and scattered shrubs). Each structural type was identified from the analysis of aerial photographs (E 1:20000; 1986) for the whole basin. The areas covered by each type were delimited and represented by stereoscopic interpretation on topographic maps (E 1:50000; Division de la Cartographie - M.A.R.A. Rabat). From these topo maps they were digitized and incorporated to the G.I.S. IDRISI Windows 1.0 (1995).

From the digitalisation of hypsography data a Digital Elevation Model was obtained for the production of slope and aspect maps. The 10 slope classes considered match in part with the US Soil Survey slope classification classes, allowing their comparison. The slope intervals limits that match between both classification are 3% , 20% and 50% . The aspect categories defined were N, S, E, W and leveled. From geological maps (Division de la Geologie - M.E.M. Rabat), 6 lithological classes were defined: litho1 (coluvial detritic materials: glacis); litho2 (quaternary); litho3 (cretaceous marls: Tanger and Melloussa units); litho4 (flyschs of Beni Ider unit); litho5 (flyschs of Tizirène unit); litho6 (numidians sandstones). The combination via GIS of these three variables showed the heterogeneity for the main physical abiotic conditions.

In order to define the relation between the resulting combinations of environmental conditions and the cork oak forest degradation, the area covered by each one of the above mentioned structural types was determined for every environment. We assumed that the perturbations on the forests would affect more severely those environments more susceptible to perturbation or with a lower regeneration capacity as well as those that had suffered a higher pressure. Therefore those environments would have a lower percentage of their area covered by cork oak forest with a better structure and more derived shrublands. To make easier the comparison of the different environments we searched for similar patterns in the percentages of areas

covered by each one of the four structural types considered. This step was completed by using a cluster analysis PKM of BMDP (DIXON, 1983) which establishes a certain number of homogeneous groups of cases. The resulting clusters were used as a synthetic descriptor of the structural patterns present and allowed the establishment of similarities or trends in the consequences of the perturbation regime.

On the other hand, a series of stands, selected as representative of the dominant structural types in the basin, were more precisely quantified. Stem perimeters at 1.3 meters in height were determined for all the trees in plots 1000 square meters in area. For the shrub layer description, both in stands with and without *Quercus suber* tree canopy, line transects were completed. Each plot was sampled with five 20 meters parallel line transects separated 10 meters from each other. Cover values and number of contacts in 100 meters were measured for all the vegetation and for those species that can be used as a fuel source by the local people.

Biomass was considered the most appropriate structural descriptor. In this study, it was directly related to the potential amount of wood, available as an energy source.

The estimation of biomass for *Quercus suber* was the main goal, for it is much more susceptible to deforestation. Once the tree canopy is removed, degradation is accelerated. Characterizations for cork oak stands are commonly based on cork productivity and quality. More integrated analysis of aboveground productivity are scarce, but they are basic for management purposes. To determine the values of dry weight for different tree fractions we applied the allometric equations developed by CARITAT et al. (1992) to the d.b.h. determined for every tree in the plot. The biomass for the different plots was estimated and used as an indication of the order of magnitude that would be expected at a landscape scale.

From the equations to determine dry weight obtained by CARITAT et al. (1992), we used those for the site named Fitor. Between the two available set of equations one for Fitor and another for St. Hilari we choosed the former one for the range of d.b.h. includes the values obtained for the trees measured by us. The equations for St. Hilari were developed for larger trees and therefore the use of those equations in our sample would overestimate the dry weights. Basal areas were also more similar to those observed in our plots. Precipitation was higher in the Chefchaouen sites. Fitor and St. Hilari received a mean annual precipitation of 659 and 858 mm. Fitor had more thermophilous conditions with a mean annual temperature of 15.1 degrees Celsius, what is more similar to the Chefchaouen basin.

The equations used for dry weight determination used were:

$$\begin{aligned} \log \text{TADW} &= 2.7615 * \log \text{d.b.h.} - 1.3934 \quad (R^2 = 0.9766) \\ \log \text{BDW} &= 1.1809 * \log \text{d.b.h.} + 0.3905 \quad (R^2 = 0.5641) \\ \log \text{PBDW} &= 4.7367 * \log \text{d.b.h.} - 4.6567 \quad (R^2 = 0.8007) \\ \log \text{SBDW} &= 0.6280 * \log \text{d.b.h.} + 0.9248 \quad (R^2 = 0.4050) \\ \log \text{BKDW} &= 1.2226 * \log \text{d.b.h.} + 0.0581 \quad (R^2 = 0.8390) \\ \log \text{LDW} &= 0.6274 * \log \text{d.b.h.} - 0.4784 \quad (R^2 = 0.3987) \end{aligned}$$

TADW = total aboveground dry weight; BDW = bole dry weight; PBDW = primary branches dry weight; SBDW = secondary branches dry weight; BKDW = bark dry weight (includes the bark for the whole tree); LDW = Leaves dry weight. All dry weights are expressed in Kg. and all d.b.h. are in cm.

RESULTS

1. Characteristics of The Chefchaouen basin at a landscape scale:

For the Chefchaouen basin several landscape units could be initially defined from a visual inspection. In order of magnitude or area covered forests by *Quercus suber* and derived formations after perturbation or management represents 28.4% whilst cerealistic fields covers 33% of the total surface basin.

Deforestation is one the main causes that generates regressive processes as increased erosion and lost of soil structure and productivity. Although the peak of erosion and soil degradation occurs at faster rates in other landscape units (as the cerealistic fields in the northern sector of the basin) the main concern in the search for sustainable systems in this area must focus on sustainable ways of managing the *Quercus suber* forests. To describe the different landscape elements present, an structural characterization was considered the best way. A classification of the vegetation units was postponed. Biomass was the descriptor that better could connect the theoretical description of these stands to the demands for charcoal, fuel wood or fodder, resources extracted from these systems, driving therefore their progressive deterioration.

Describing this landscape unit, two were our main concerns. First, how to relate the structural types observed to specific perturbation agents and/or regimes?. Second, would the resulting structure be an effect of the type of perturbation or of the topographic and physico-chemical characteristics of the lands covered by the forest?. The search for information on the perturbation types and regimes gave such a variety of possibilities that we considered there was not enough information to proceed in this direction. We focused our interest in the second question.

The availability of a GIS and the existence of a relatively recent 1986 flight allowed a wide characterization of the different habitats where *Quercus suber* appeared or had appeared in the basin. We considered *Quercus suber* formations all those that evidence its actual presence or previous existence, either if they were physical (dead stumps) or biologically related (plant species characteristics of cork oak vegetation communities). Due to the lack of easy to obtain information (basic or thematic cartography) it was decided that a first approach to define the heterogeneity of the habitats could be done by combining the information on three main descriptors: lithology, slope and aspect. The fact that the basin -as well as an important part of the Rif- had subhumid mediterranean climate conditions led us to believe that the weight of the climatic variables would not be as important as in semiarid or arid mediterranean climates. Therefore other edaphic and water-economy related variables would have higher importance than in semiarid conditions where precipitation and temperature normally outweigh the former variables.

Based on this approach the analysis of the structural characteristics for cork oak at a landscape scale was initiated by generating with GIS the coverages for those descriptors and using the classes mentioned in the methodology. From the analysis and quantification of the area resulting of the combination of each coverage with that of cork oak formations we obtained the following results. The total area covered by cork oak formations was of 12551 ha. In relation to the four physiognomic or structural types considered; Q1 represented 53.1% of the cork oak formations area, being therefore dominant. The other three types: Q2, Q3 and Q4 contribute with a 34.3% , 10.3% and 2.3% respectively.

The lithological classes defined showed different representation. The tendencies for the percentage of surface covered by each one of the structural types is compiled in table 2.1. Three groups could be defined with similar extension litho1 and litho3 as the most abundant; litho2 and litho6 as the intermediate and litho4 and litho5 as the least represented. The percentage for each structural type showed important differences for litho6 respect to the other lithologies.

The slope intervals analyzed showed, as can be seen in table. 2.2 a dominance of areas with slope3 and slope4 (7% to 12% and 12% to 15% respectively). The least represented classes were in both ends of the spectrum. Around 81% of the cork oak forest formations considered appeared in terrain with slopes between 7% and 28% . Slope3 has the maximum percentage in formations that retained a tree canopy (Q1 and Q2 together). Q1 structural type reached a 92% for the steepest slope class.

TOTAL AREA AND PERCENTAGES COVERED BY <i>QUERCUS SUBER</i> OR DERIVED FORMATIONS FOR DIFFERENT LITHOLOGIES						
LITHOT	TOTSUR Ha	Q1 %	Q2 %	Q3 %	Q4 %	TOT %
litho1	4178.65	54.45	38.27	4.48	2.80	33.29
litho2	1549.90	59.08	38.39	0.56	1.97	12.35
litho3	3619.80	55.04	33.02	8.70	3.24	28.84
litho4	1006.08	59.69	28.72	10.34	1.25	8.02
litho5	684.06	56.98	26.96	15.99	0.08	5.45
litho6	1512.40	32.36	29.49	37.40	0.74	12.05
total	12550.89	53.09	34.33	10.28	2.30	100.00

Table 2.1.- Percentages of area covered by the four structural types present. litho1 = coluvial detritic materials (glacis); litho2 = quaternary; litho3 = cretaceous marls; litho4 = flyschs of B1; litho5 = flyschs of Tz; litho6= numidians sandstones. (TOTSUR= total surface); (TOT % = percentage that represent every lithological type from all the area covered by cork oak related vegetation).

TOTAL AREA AND PERCENTAGES COVERED BY <i>QUERCUS SUBER</i> AND DERIVED FORMATIONS FOR DIFFERENT SLOPE CONDITIONS						
SLOPE	TOTSUR Ha	Q1 %	Q2 %	Q3 %	Q4 %	TOT %
slo1	445.34	59.12	35.73	4.46	0.69	3.55
slo2	936.19	55.99	37.60	3.47	2.95	7.46
slo3	4158.23	53.71	42.41	1.75	2.12	33.13
slo4	2310.42	56.51	34.49	5.92	3.08	18.41
slo5	1423.17	53.79	31.41	11.81	2.98	11.34
slo6	665.89	43.79	30.51	22.79	2.90	5.31
slo7	1435.04	48.60	23.69	26.76	0.95	11.43
slo8	714.37	47.08	22.89	29.14	0.89	5.69
slo9	422.85	49.48	19.59	26.87	4.06	3.37
slo10	39.40	92.01	2.28	5.71	0.00	0.31
total	12550.89	53.09	34.33	10.28	2.30	100.00

Table 2.2.- Percentages of area covered by the four structural types of cork oak vegetation formations for each of the ten slope classes present. The interval upper limits for each slope class expressed in percentage are: slo1(3%); slo2(7%); slo3(12%); slo4(15%); slo5(18%); slo6(20%); slo8(35%); slo9(50%) and slo10(over 50%).

TOTAL AREA AND PERCENTAGES COVERED BY <i>QUERCUS SUBER</i> OR DERIVED FORMATIONS BY ASPECT CLASSES						
ASPECT	TOTSUR Ha	Q1 %	Q2 %	Q3 %	Q4 %	TOT %
N	3192.82	54.16	34.61	9.56	1.67	25.44
E	6387.79	47.58	36.37	12.80	3.26	50.90
S	1492.34	64.90	25.69	8.48	0.92	11.89
W	1464.90	62.34	33.97	2.74	0.95	11.67
leveled	13.04	100.00	0.00	0.00	0.00	0.10
total	12550.89	53.09	34.33	10.28	2.30	100.00

Table 2.3.- Percentages of area covered by the four structural types of cork oak vegetation formations for each of the five aspect classes considered

When considering aspect, summarized in table 2.3 half of the formations are oriented to the East, a quarter to the North and the other two share a similar area. Leveled terrain represents just a 0.1% . When considering the structural type of cork oak formations Q1 is dominant in all aspects.

2. Relation between cork oak formations structure and combined habitat characteristics:

Several assumptions were made to analyse the trends in the regression of the cork oak formations: First, the minimum potential extension of Q1 type could be estimated from the summatory of all the structural types actually present. Second, by analyzing the area that appears now with a structural type Q1, Q2, Q3 or Q4 for specific site conditions (defined as a combination of abiotic properties: slope, aspect and lithology), those conditions more readily degradable will show lower percentages for Q1 and Q2. Third, on a basin basis the perturbation agents and regimes have affected the different site conditions in an homogeneous and not biased way.

Based on these assumptions we proceeded to analyse the variability in site conditions for the Chefchaouen basin.

The number of possible combinations for the three site variables: lithology, slope and aspect, considering the different categories defined for each one, generated 246 possible site conditions. To determine if there were any similar pattern in the percentages for Q1, Q2, Q3 and Q4 among different site conditions a cluster analysis was applied to all of them. Terrains with the same site conditions, although may appear in more than one location and in fragments of different size, were summed together. Just one set of values for Q1 through Q4 percentages was assigned per site condition. These values were obtained for the total area present for every site condition.

Five patterns were found significant in the cluster analysis. They are described in table 3 presenting the cluster means (or average from the values for the variables Q1 through Q4 for all the site conditions in each cluster) and their standard deviations respectively.

The five clusters identified by the mean percentage of area covered by each structural type were ordered along a degradation gradient. The order of cluster codes from less to more degraded patterns was 1, 5, 3, 4, and 2. Those less degraded had higher percentages for Q1 and Q2 (in which the tree overstorey is present) while in the more degraded ones type Q3 was dominant.

The reduced amount of clusters defined facilitated the search for trends in the relationship between site conditions and structural patterns. The relations observed are presented in table 4. Each cell or square of the table

CLUSTERS	Q1%	Q2%	Q3%	Q4%
1	92.1 ± 7.3	4.7 ± 5.8	2.3 ± 5.1	0.8 ± 2.9
2	15.2 ± 11.2	8.5 ± 8.8	74.2 ± 19.4	2.1 ± 7.0
3	22.7 ± 11.3	71.6 ± 10.3	4.1 ± 5.9	1.6 ± 4.0
4	38.6 ± 9.0	39.9 ± 11.3	18.4 ± 14.8	2.9 ± 5.1
5	63.4 ± 7.6	28.1 ± 11.2	7.0 ± 11.0	1.4 ± 5.3
GRAND MEAN	54.4	32.2	11.7	1.7

Table 3.- Mean values for percentages and Standard Deviations of area covered by the four cork oak formations structural types per cluster group.

N	SL1	SL2	SL3	SL4	SL5	SL6	SL7	SL8	SL9	SL10
L1	B	B	B	B	B	B	B	▲	▲	▲
L2	B	C	■	B	■	C	C	▲	▲	—
L3	B	B	B	B	C	C	■	■	■	—
L4	B	B	B	▲	▲	▲	▲	B	B	▲
L5	■	B	■	■	B	B	B	B	B	▲
L6	C	C	■	■	■	■	■	■	■	▲
E	SL1	SL2	SL3	SL4	SL5	SL6	SL7	SL8	SL9	SL10
L1	B	B	■	■	■	■	■	■	B	—
L2	B	■	B	B	B	B	C	—	—	—
L3	C	B	B	B	B	■	B	■	B	▲
L4	C	B	■	B	B	B	▲	▲	▲	—
L5	■	C	C	■	■	■	B	B	▲	—
L6	B	B	■	■	■	■	■	■	■	■
S	SL1	SL2	SL3	SL4	SL5	SL6	SL7	SL8	SL9	SL10
L1	▲	▲	▲	▲	B	■	B	■	—	—
L2	B	■	B	▲	▲	▲	B	▲	—	—
L3	C	B	B	B	▲	▲	▲	▲	▲	B
L4	C	B	C	C	■	■	B	B	■	—
L5	▲	C	C	■	C	B	B	B	B	—
L6	C	C	C	C	C	C	C	C	▲	—
W	SL1	SL2	SL3	SL4	SL5	SL6	SL7	SL8	SL9	SL10
L1	▲	B	B	B	B	B	▲	▲	▲	▲
L2	▲	B	B	■	■	■	▲	▲	—	—
L3	B	B	B	B	B	B	B	▲	—	—
L4	C	C	C	■	■	B	B	■	C	—
L5	■	■	B	■	■	B	B	B	▲	—
L6	C	C	C	■	■	■	■	C	C	C

Table 4.- Asociacion between cork oak formations structural clusters and site characteristics. The symbols indicate the cluster types. The symbols corresponding to each cluster type are: ▲=1, B=5, C=3, ■=4, ■=2. They are order from the less to the most degraded.

represents a different site condition. The table is divided in the four sections. Each one of them has in upper left hand side corner a letter indicating aspect, one of the three site variables considered. All the cells for the first sector are exposed to the north, the following three sectors included aspects to the east, south and west respectively. The ten slope categories considered, define the columns of the table and the six lithologies, the rows of the different sectors. Inside every cell a symbol indicates the pattern shown by the percentages of area of that specific site condition covered by each structural type (Q1, Q2, Q3 and Q4). This is the same as saying that each site condition was assigned the cluster code in which it was included. The symbols were used to make easier the reading of the table. The black square represents the conditions in which around 74% of their area is covered by Q3 structural type. Therefore, important degradation had occurred. On the other hand, those cells that present a spade sign indicate that around 92% of their area is covered by Q1 type forests, hence very well structured.

The trends observed in the structural patterns per site conditions could be summarized as follows:

a. The pattern defined for cluster 5 is the most frequent among different sites, while that for cluster 2 is the less frequent.

b. Those site conditions that show a lower structural disruption are located on slopes oriented to the south. They have the larger number of Q1 dominant patterns as well as the lowest frequencies of site conditions with patterns dominated by Q3 structural types.

c. Sites with better structural types are more frequent in areas with slope above 18% . They are less frequent in lithologies type 5 and 6. These same two lithologies show a higher accumulation of more degraded structural patterns (cluster codes 2, 4 and 3).

d. The best cork oak forest structure is maintained in sites on northern aspect with lithologies 1 and 4, as well as those oriented to the east and lithology type 4, southern aspect and lithology type 3, and western aspect and lithologies 1 and 3.

The trends observed in specific site characteristics for table 4 do not indicate which is the weight, in relation to the area covered, that the different site conditions have in the Chefchaouen basin. To solve this problem table 5 indicates which is the extension of each type of site condition with the same frame used in table 4. The symbols assigned make reference to the area present in the basin for every site condition. The frequency distribution for the total per site condition showed a unimodal structure with a high frequency in the very low sizes (areas smaller than 50 ha.) and with a long tail with one or two areas of very large size (above 500 ha.). The intervals defined to sum-

marize this information in table 5 are not homogenous in size to better reflect these tendencies. The hyphen signs in the table indicate those conditions that are not present in the basin. These lacking conditions are centered on slopes above 28%, but more than half of them belong to slopes above 50%. The cells that appear empty indicate that the area they occupy individually ranges between 1 and 50 hectares. These conditions add up to 2949 ha. what represents a 23.5% of all the cork oak formations present in the basin. The area included in each of the intervals defined, as well as what they represent in percentage, can be summarized as follows: sites conditions with extension greater than (GT) 50 ha. and less than or equal to (LE) 100 ha.: 2157

N	SL1	SL2	SL3	SL4	SL5	SL6	SL7	SL8	SL9	SL10
L1			☼	☼	▲		▲			
L2			☼	☼	▲		▲			—
L3		▲	☼	☼	☼	▲	▲			—
L4										
L5										
L6							☼	▲		
E	SL1	SL2	SL3	SL4	SL5	SL6	SL7	SL8	SL9	SL10
L1		☼	■	☼	☼	▲	☼			—
L2		▲	☼	☼	▲			—	—	—
L3		☼	■	☼	☼	▲	☼	▲		
L4				▲	▲		☼			—
L5							▲			—
L6					▲	▲	☼	☼	☼	
S	SL1	SL2	SL3	SL4	SL5	SL6	SL7	SL8	SL9	SL10
L1			☼	☼	▲				—	—
L2									—	—
L3		▲	☼	▲	▲					
L4							▲			—
L5										—
L6										—
W	SL1	SL2	SL3	SL4	SL5	SL6	SL7	SL8	SL9	SL10
L1			☼	▲						
L2	☼		▲	▲					—	—
L3	▲	☼	▲						—	—
L4										—
L5										—
L6										

Table 5.- Surface occupied by habitat type in the Chaouen basin: (GT=Greater than), (LE=LESS THAN OR EQUAL TO) / GT. 1000 HAS.=■; GT 500 and LE 1000 HAS. =■; GT 300 and LE 500 HAS. =☼; GT 100 and LE 300 HAS. =+; GT 50 and LE 100 HAS =▲; the empty square indicate surface occupied LE 50 Has; not present in the basin =—.

ha., 17.2%; GT 100 ha. & LE 300 has.: 3452 ha. , 27.5%; GT 300 ha. & LE 500 ha.: 1946 ha. , 15.5%; GT 500 ha. & LE 1000 ha.: 626 ha., 5 %; GT 1000 ha.: 1416 ha. and 11.3%. There are just 7 site conditions with large areas (GT 300 ha.) and they represent 31% of the cork oak formations. These areas belong to lithologies 1 and 3 for slope classes 3 and 4. This is the same as saying that the larger areas of cork oak formations with homogeneous site conditions in the basin show a northern or eastern aspect, have a lithology of colluvial materials (glacis) or cretaceous marls and have slopes between 7 and 15%. We will call these, group 1 conditions. These same lithologies and slopes have a high representation in south and west aspects. There is also a conspicuous area with north and east aspect and numidian sandstones (litho6) in higher slopes with values around 28% .We will call these, group 2 conditions.

When these more extended site conditions are checked against table 4, we see that group 1 presents a pattern of structural types defined by cluster code 5 for northern aspect and southern aspect for lithology 3. Nevertheless the structural pattern present in easter aspect site in lithology one show a higher degradation with a pattern where Q1 structure just reach a 39 % and Q3 almost a 20%. It is interesting to point out that this same lithology and slope class with a southern aspect presents a very well preserved cork oak formation (cluster code 1) with a dominant 92% Q1 structure. On the other hand group 2 conditions show the maximum degradation identified in our patterns with a dominance of up to 74% in Q3 structural type. This would indicate a complete lost of the tree canopy in conditions that have an important representation in area.

3. Detailed characterization of selected representative cork oak formations stands:

As a first approach to the study and quantification of the structure a number of stands where selected previously to the GIS analysis. They were representative of the most common physiognomic types that could be identified in a visual inspection of different *Quercus suber* formations of the area. The plots selected reflect the remaining cork oak forests, the shrublands derived from them that have lost nearly all the trees for this species, as well as the pine plantations mainly with *Pinus pinaster* that with a productive intention are introduced in completely cleared or very degraded cork oak forests and shrublands. In the following sections we describe the information obtained as a first approach. A broader and more detailed quantification will be needed in order to have the necessary basis for a rational management of these stands. In first place, we quantify structural characteristics for shrublands (matorrales) or for the shrub layer in the formations that present a

tree canopy. In second place, the tree component of the previous stands it are quantified. This section includes an estimation of aboveground biomass for the cork oak tree compartment.

a. Shrub compartment:

The description for total vegetation cover and for those species that have an interest as a possible fuel source is included in table 6. Besides cover, an indirect indication of the density of shrubs present is given by the number of contacts in 100 meters of line transect. It can be seen that both cork oak forests and matorrales have total cover values above 40%. While pine plantations have a wide range of possible cover values, between 8% and 80%. When we analyse the cover values for the different species, *Erica arborea* show the highest values in all the formations. *Arbutus unedo*, followed by *Cistus salvifolius*, *Cistus crispus* and *Myrtus communis* appear in cork oak forests. *Arbutus unedo*, *Myrtus communis* and *Cistus salvifolius* are not present in most of the pine plantations and matorral sites. *Cistus monspeliensis* reach the highest values in the matorral stands, while it is almost absent in the rest of stands. *Erica arborea* appears as the second species in the matorral and in most cases with a short difference in cover (around a 5%) with *Cistus monspeliensis*. After *Erica arborea*, *Cistus crispus* appears as the third species in importance among those considered.

b. Tree compartment:

The basic dendrometric tree populations descriptors are used to define both *Pinus pinaster* and *Quercus suber*. All this information is included in table 7. The range of density values for cork oak is included in that for *Pinus pinaster*. The maximum density values determined for cork oak and pine respectively were 700 and 860 trees/ha. Basal area for cork oak had a minimum of 18.4 m²/ha. and a maximum of 24.3 m²/ha. *Pinus pinaster* presents for all the cases basal area values higher than for any of the cork oak stands studied with a maximum in 34.3 m²/ha.. The most frequent cork oak tree has a d.b.h. between 16 and 22 cm. and heights between 7.4 m. and 11.5 m.. For *Pinus pinaster* the most common trees have a d.b.h. between 19.5 and 33 cm. and heights from 2.2 to 12.8 meters. Maximum heights attained by cork oak and pine differ in three meters when compared the two stands that appeared more mature.

Once that the basic parameters of the dominant trees have been characterized an estimation of the biomass was completed for the different stands described. The total aboveground biomass estimated as well as the division of it in the different fractions of the tree are important in order to quantify the possible amount of resource obtained from

VEGETATION COVER FOR DOMINANT SPECIES IN THE SHRUB LAYER OF <i>QUERCUS SUBER</i> STANDS OR DERIVED FORMATIONS											
VEGETATION FORMATION	CORK OAK FORESTS				PINE PLANTATIONS			MATORRAL			
PLOT NUMBERS	20	13	12	10	8	7	5	22	18	17	15
T. VEG. COVER / CONTACTS 100m.	97 216	66 191	70 136	41 216	8 42	22 86	80 127	77 272	43 194	115 196	89 249
<i>Erica arborea</i>	49 56	30 52	15 24	10 38	7 15	0 1	28 30	20 72	10 33	0 0	25 65
<i>Cistus monspeliensis</i>	0 0	0 0	0 1	7 21	0 0	4 13	0.3 1	35 81	15 45	81 228	29 68
<i>Arbutus unedo</i>	27 41	22 49	19 27	1 8	0 0	0 0	12 30	0 0	0 0	0 0	0 1
<i>Myrtus communis</i>	3 12	2 11	8 18	1 2	0 0	0 0	15 15	0 0	1.5 15	0 0	0 0
<i>Cistus crispus</i>	5 26	1 8	0 0	13 71	0 1	17 25	0.7 1	17 68	6 32	0.1 2	24 53
<i>Cistus salviifolius</i>	7 22	7 28	22 33	4 34	0 0	0 0	5 7	0.2 5	0 0	0 0	0.8 5

Table 6.- Description of vegetation cover and number of contacts in line transects 100 meters long for plots representative of the typical cork oak forests and derived formations after perturbation and management (pine plantations and matorral). Each cell contains an upper number that indicates cover (%) and a lower number indicating the contacts. T. VEG. COVER considers all the species together. Values are given for species that are collected as fuel wood by local people.

DENDROMETRIC CHARACTERIZATION OF STANDS WITH TREE OVERSTOREY											
Plot #	Sp.	Basal Area m ² /ha	Density trees/ha	D.B.H. (cm.)					TREE HEIGHT (cm.)		
				Min	Max	Avr	Mod	N	Max	Mod	N
20	Q.s.	21.3	700	6	35.5	18.5	16	70	1120	740	10
13	Q.s.	18.4	580	5.5	33	19	19	58	1479	1150	29
12	Q.s.	24.3	690	10	31	20.5	16	69	1680	860	32
10	Q.s.	18.8	470	14	35	22	22	47	1120	610	41
8	P.p.	34.3	730	14	32	24	25.5	73	1390	1280	39
7	P.p.	26.5	300	22.5	41.5	33	33	30	1950	1580	30
5	P.p.	25.7	860	6	33.5	18.5	19.5	86	1240	220	6

Table 7.- Dendrometric description of the tree compartment in cork oak or derived forest representative stands. Sp. = species; Q.s. = *Quercus suber*; P.p. = *Pinus pinaster*; D.B.H. = diameter at breast height; Min = minimum; Max = maximum; Avr = average; Mod = mode; N = number of trees measured.

ABOVEGROUND BIOMASS FOR <i>QUERCUS SUBER</i> STANDS AND PERCENTAGES ALLOCATED TO DIFFERENT FRACTIONS									
PLOT #	B.A.	T.A.B.	SUM.B.	PBTBS	PBB	PBPB	PBSB	PBBK	PBL
12	24.3	134.9	172.62	78.15	35.11	23.11	22.30	18.59	0.88
20	21.3	118.6	160.73	73.79	34.16	24.39	22.58	17.98	0.89
10	18.8	107.7	130.79	82.35	34.33	25.61	21.03	18.20	0.83
13	18.4	100.7	134.92	74.64	35.21	22.38	22.98	18.53	0.90

Table 8.- Aboveground biomass for *Quercus suber* stands and percentages allocated to each tree fraction. B.A. = basal area (m²); T.A.B. = total above-ground biomass obtained from the sum of the biomass estimated for the different fractions independently; PBTBS = Percentage of SUM.B. that represents T.A.B.; PBB = percentage of biomass in bole (not including bark); PBPB = percentage of biomass in primary branches; PBSB = percentage of biomass in secondary branches; PBBK = percentage of biomass in bark; PBL = percentage of biomass in leaves.

different extraction types. The range of biomass observed went from 100.7 to 135 Tm/ha. The amount accumulated for secondary branches would range between 23.1 and 30.1 Tm/ha. The biomass in leaves could range between 0.91 and 1.19 Tm/ha. The normal way in which consumption of both wood and fodder occurs makes necessary to consider individual trees. In fact, cork oak forests degradation initiates in the continuous cutting of the top of trees as fuel wood and forage. The most frequent trees available would range between 16 and 22 cm. d.b.h.. These trees would have individual dry weights for total, secondary branches and leaves respectively of: 85, 48 and 1.9 kg. and 204, 59 and 2.3 Kg. The largest d.b.h. measured was 35.5 and the dry weights for this tree for the same fractions would be 780, 79 and 3.1 kg.

If we consider the whole basin, an estimate for the amount of cork oak tree dry matter present could be obtained from the percentage of area covered with Q1 and Q2 structural types. We assigned the highest value of biomass estimated, to the area covered with Q1 type structure and the lowest value to the area with Q2 type structure. The total cork oak tree dry matter present in the basin was 1.332×10^6 Tm.

DISCUSSION

1. Environmental heterogeneity:

Lithology, slope and aspect were selected as the best environmental descriptor, for they act as synthetic variables and they were easy to obtain given the limitation in available information on the area. The different categories defined for these three characteristics had not homogeneous representation in the Chefchaouen basin. The combination of them allowed to typify the dominant site conditions. The graphic representation (Tables 4 & 5) allows to establish a quantitative method of comparison

with other basins in the Rif. On the other hand, this approach does not consider the spatial pattern that would be fundamental on a landscape ecology perspective. But to understand the meaning of the possible mosaics of these site conditions, on a landscape basis, it is necessary, before, to know which are their individual influence on vegetation structure.

2. Structural patterns in cork oak formations:

The structure of the cork oak formations is a result of many different perturbations interacting and with a wide variety of temporal regimes. The most important perturbations affecting the cork oak forests in the region are fire, biomass extraction as fuelwood or fodder, overgrazing and tillage. At a scale of the whole Mediterranean basin GRENON & BATISSE (1988) pointed out that from all the forests systems of the world, those in the Mediterranean Sea perimeter and in continental China are the ones with a higher degradation by human action. The combined action of tillage, overgrazing and use of wood as a fuel and construction material have caused incalculable damages. The conclusions to their analyses on the future of the Mediterranean basin estimate that till the year 2025 for all the Mediterranean countries together, wildfires could destroy 10 to 12 millions hectares of forests, tillage between 5 and 6 millions has., overgrazing between 2.5 and 3 millions has. and tree cutting for fuelwood between 0.5 and 1 millions has. Grenon & Batisse, also remark that some of the countries in the southern (Morocco) and in the eastern (Turkey) side of the Mediterranean basin have just partially satisfied their energy needs and provoke a very important pressure that in combination with overgrazing result in the main cause of degradation of these forests.

The environmental heterogeneity observed in the basin can be summarized as: sites with marls (Litho3 type)

with a broad slope range between 3% and 35% on east oriented terrains constraining its maximum slope on other aspects. Northern aspect followed by southern and western represent the progression. Glacis (Litho1) present a similar trend for slope though its minimum limit is one class higher. The range of slopes covered for each aspect follows the same progression as for litho3. Numidians sandstones (Litho6) is dominant on eastern aspect for slopes between 15% and a 50% . It is also conspicuous on northern aspects with slopes from 20% to 35% .

3. Relationship Environment-Structure:

The descriptive approach used to show the relationships between certain sites conditions and the structural pattern that dominated does not identify the causes that lead to that situation. If the assumptions stated in the methodology section are true, then those conditions more degraded would be more sensible to perturbation. The solution to this uncertainty will need further studies. However, the data presented would allow to define which site conditions presented a more degraded status. If attention would be placed first on environmental structure diversity the stands to protect would be those belonging to cluster type 2 and with low spatial representation. Nevertheless, there is a direct relation between the spatial area covered and its weight in the control of the functioning of a certain system. The site conditions that occupy areas larger than 50 hectares and present a cluster type 2 (this means that just $15.2\% \pm 11.2$ is covered Q1 structure) should be considered preferentially to avoid further degradation. The site conditions included in this later group were: areas with numidian sandstones in slopes between 15% and 28% and eastern aspect, as well as sites with the same lithology but oriented to the north and slopes from 28% to 35% .

The functional implications of the heterogeneity described depends clearly on the size of the organisms or scale of the processes that we might be interested in studying as well as in how significant the differences between these site conditions defined are in relation to the structure of the cork oak formations.

4. Trends in shrub compartment:

The percentage in cover observed show some trends that would be interesting to evaluate. The almost complete disappearance of *Arbutus unedo* in the matorrales (mainly Q3 shrublands) while it is the second species in importance in the cork oak forests. We believe this drastic change is related to the type of management that burnt cork oak forests suffer after fire goes through. This process allowed and controlled by the forest authorities permits the uprooting of the lignotubers of *Erica arborea*, *Arbutus*

unedo, *Myrtus communis* and other less represented species, as well as, the complete clear cut of the remaining aboveground biomass for *Quercus suber* trees that with most of the larger size shrub stems are transformed in charcoal on site. *Myrtus communis* shows a similar trend, while *Erica arborea* remains but with lower cover values. The much easier establishment capacity of *Erica* allows that a large number of small size lignotubers of this species remain in the ground after the process fire-charcoal production is completed. We consider this would be the cause of this difference. Once uprooted, the possibilities that both *Arbutus*, and *Myrtus* could get established are severely reduced. With fire recurrence the cork oak lignotubers die and there is a simplification in the species composition of the shrub layer. The lost of the tree layer represents a threshold of irreversibility (ARONSON et al. 1993) that once crossed has no real possibility of recovery given the type of forestry that can be seen in the area probably due to limited funding. Therefore the control of the shrub layer should be done as a preventive measure against wildfires in those areas that still keep a good tree canopy.

5. Trends in tree compartment:

MONTOYA, J.M. (1984) emphasized the need for forests typification from a silvicultural point of view to better adapt management processes to the type of stands and to the environment of an specific area. He pointed out that the ecological and silvicultural knowledge for the different types of cork oak forests seems to be the best way to reach the previous goal. ELENA et al.(1984) on the needs to reach an appropriate management for the "Dehesa" systems in southwestern Spain pointed out to the urgent need for information on the tree components and on the territory. Its goal would be the search for a more integrated land-use planning not just centered on urbanizing areas. CARITAT et al. (1991) summarized the structural characteristics for six cork oak forests stands in Gerona (northeast Spain) and showed that the density values determined ranged from 475 to 1024 trees per hectare (tr/ha.). The lowest value in Chefchaouen was 470 tr/ha. but the values for the remaining plots were included in the range observed for Gerona. Four of these stations had similar ranges for d.b.h. but Fitor was the most similar one.

When comparing the d.b.h. observed for our cork oak forests stands it was interesting to observed that given their size classes almost all the trees characterized were outside the lower limit defined by MONTOYA (1986) for d.b.h. classes to be included in a dendrometric survey. This advised lower limit is set at 30 centimeters of d.b.h. This same limit was also used by MONTERO et al. (1991). Of course, both of these papers consider as a priority goal the optimization of cork production. With this goal in mind,

and considering the dendrometric characteristics of our stands, it would be interesting to check if thinning would be an advisable procedure. Nevertheless, plot number 10, for example has almost the same density as the lowest value given by CARITAT et al. (1991) for the site named Cartellá. We consider that in our case it would be necessary to determine the amount of lignotubers in relation to stems density. This would improve the selection of stems to cut down, trying to maintain those whose lignotubers presented a higher vigor.

Data for basal area from CARITAT et al. (1991) showed values between 14 and 58 square meters per hectare ($m^2/ha.$) that include the values determined for the stands in Chefchaouen, although below the mean values. The most typical values for different *Quercus* species from California extracted from BOLSINGER (1987) suggested that similar values around 22.9 ($m^2/ha.$) are common for *Quercus chrysolepis*, *Quercus garryana*, *Quercus kelloggii*, and *Quercus agrifolia*.

Biomass determination obtained for cork oak trees ranged in our sites between 100.7 and 135 tons per hectare ($Tm/ha.$). For the two stations described by CARITAT et al. (1992) Fitor with 134 $Tm/ha.$ is the one that seems closer. The Biomass for St. Hilari. Was 328 $Tm/ha.$ The values obtained for Chefchaouen plots would have lower values of biomass. Two aspects should be considered the amount of biomass included in the shrub layer that in most sites will be important given the high cover observed and the fact that most of these stands result from resprouting and we have no information on whether they could be considered mature stands. When compared with other species like *Pinus halepensis*, it is interesting to observe, as it was shown in PASTOR-LOPEZ et al. (1995a) that mature stands in France in subhumid conditions reach values of up to 161.4 $Tm/ha.$ It is clear that pine plantations that are common in the basin include: young stands with densities of 860 trees per hectare, below the mean value used for *Pinus halepensis* afforestation in Spain (PASTOR-LOPEZ, 1995) that is around 1200 trees per hectare. The determined basal area for the stands is higher than for the cork oak stands what could be considered as sufficient reason for conversion of degraded cork oak forests to plantations. Although this is a possibility, evaluating other impacts on the ecosystem are necessary mainly in fire-prone ecosystems. Considering the maximum heights reached by these stands and an approximate age of 35 years, these stands would be included in the high quality classes identified by BELGHAZI et al. (1994). MONTERO et al. (1991) quantified the possible biomass extractable from a *Pinus pinaster* stand in the center of Spain by thinning. All these management options would have to be considered in the search for sustainable systems.

6. Implications on cork oak forests management:

GRENON & BATISSE (1988) pointed out that fuel wood productivity in the mediterranean natural forests ranged between 0.8 cubic meters per ha. and year ($m^3/ha.yr.$) for dense hardwoods and 0.1 $m^3/ha.yr.$ for the matorral formations. If we consider the Chefchaouen basin cork oak formations and assume that Q1 structural type had the maximum value 0.8 $m^3/ha.yr.$; the Q2 type have an intermediate value 0.45 $m^3/ha.yr.$ and the Q3 & Q4 have the minimum value suggested 0.1 $m^3/ha.yr.$ The annual production in relation to the area present in the Chefchaouen basin would be respectively: 5330.6 cubic meters per year ($m^3/yr.$); 1939 $m^3/yr.$; and 158 $m^3/yr.$ This would add up to 7427.5 $m^3/yr.$ GRENON & BATISSE (1988) also stated that the fuel wood needs are estimated between 0.5 and 1 cubic meter per person and year for the rural people (and even more in some areas from the Magreb or Turkey). If this is applied to the above mentioned value the cork oak formations in the Chefchaouen basin could sustain an energy demand for a population between 7427 and 14854 persons. The productivity will need to be better determined in order to verify the previous estimate, but if the population of Chefchaouen, just one of the cities in the area is more than 40,000 citizens. It seems that the actual exploitation policy of biomass extraction is clearly not sustainable and is reducing the extension of the cork oak forests. GRENON & BATISSE (1988) indicate that it is an interesting solution the plantations of trees as fuelwood or forage trees in perimeters around areas as a soil conservation, but these methods are not well developed yet.

It is clear that the management of these formations must consider fire as an important perturbation agent. MONTOYA (1982) indicates that the fire is present in many areas of cork oak forests and in some way their presence depends on the fire. This author noticed that if an area is protected against fire other competitive species may arrive to outcompete the cork oak eliminating them; in other cases fungi attacks destroy them. He also suggested alternative treatments as shrub clearing and tree thinning in case there was an active fire prevention.

MONTOYA & MONTERO (1984) found no significant difference in cork production in response to a series of treatments that combined shrub clearing with tillage or fertilization and with both of them. This trend was observed in five stations located in a wide region in the southwest of Spain with stands in the provinces of Cáceres, Badajoz, Huelva, Sevilla and Cadiz. Nevertheless the impact of certain management practices has been identified by MADEIRA & RIBEIRO (1995) as more important on the changes that soils may undergo than those caused by the respective leaf litter type. This conclusion was rea-

ched after comparing the effects of *Quercus suber*, *Pinus pinaster* and *Eucalyptus globulus* forest stands in Portugal after a ten-year period of observations.

As MASSON et al. (1994) indicated cork oak forest in northwestern mediterranean are commonly degraded as a result of abandoned exploitations, shrub overgrowth and repeated fires. These causes can be also observed in moroccan cork oak forests. Repeated fires coupled with strong postfire extractions, for fuel consumption, of *Quercus suber* aboveground biomass and lignotubers from the main sprouting shrubs, can be considered the perturbation with a higher impact and effects on the sustainability of these forest. Despite the negative effect associated with shrub understory development, most cork oak forests in Chefchaouen are protected by the forest authorities against shrub clearing. MASSON et al. (1994) emphasizes the positive effect of shrub clearing and the positive effect of animal herds that control the shrub sprouts with a positive effect to prevent wildfires. The tested and significative results from this study were: shoot elongation was between 28% and 14% greater than the control, for stands were shrubs had been cleared and pastured. In relation to radial growth the results were not homogeneous, a positive and significative increase was observed in the italian stands but not in the french and spanish ones. The effect on nutrient uptake were non significative for nitrogen but for phosphorous they were significative specially in plots sowed with leguminous. The improvement caused by the shrub clearing on the water status has positive consequences on production. The control of ligneous sprouts by range is not sufficient for fire prevention if it is done with herds that are not enclosed. Herds of cows, goats and horses with a range pressure from 2 to 4 UGB/Ha and in rotation among different sites allow a sufficient shrub control compatible with fire prevention. The negative effects that this type of treatment might have on the cork oak regeneration as argued by foresters was also tested. The results indicated that although there was a clear reduction in the regeneration density, the stands that had been cleared still kept up to 1500 trees per hectare. An individual protection of the young trees was suggested as a good solution to make compatible the regeneration capacity of the cork oak as well as the benefits of the silvopastoral management mentioned.

In relation to the extrapolation of these results to other areas the authors state that it is possible based on the fact that the geographical effect was not strong enough to hide the differences due to treatments. The management criteria for cork oak forests must favour a high overstory and reducing the understory shrub layer below 4 meters in height. An intermediate tree canopy cover of 20 to 30% is considered as a good point to allow the shrub regrowth control by animals at the same time that a herbaceous layer

can reach a sufficient production. To allow regeneration simultaneous to a shrub clearing and range utilization treatment the possibilities are: 1) protection of young shoots during their first years. 2) allowing growth of a high number of shoots thinning them when they have reached a certain diameter.

The consequences of different silvicultural and range treatments on cork oak forest in sample plots in France, Italy and Spain were tested by MASSON et al. (1994). Treatments included shrub clearing alone or in combination with range by different species as well as sowing of leguminous plants. After considerable shrub reduction they observed that an herbaceous vegetation of low quality appears with a production of 0.5 to 1 tons of dry matter per hectare and year. If range productive species were introduced (mainly *Trifolium subterraneum* and *Dactylis glomerata*) an herbaceous layer of better quality got established with a production ranging between 1 and 3 tons of dry matter per hectare and year. MASSON (1992) pointed out that this increase in herbaceous layer production was not the only benefit, there was also a N-fixation by these leguminous species of up to 50 kg/ha.yr.

It was frequently observed that shepherds in the Chefchaouen basin prune complete crowns of certain cork oak trees as a fodder and wood source. The area where these phenomena were observed was the transition between areas that retained sparse tree canopies and lands that had lost completely their trees and presented important erosion processes. The maximum leaf biomass obtainable from cork oak trees pruning would give between 0.91 and 1.19 Tm/ha. As indicated in the results, this is the leaf biomass estimated for the range of sites described in the present study. It seems clear that an appropriate protection of the tree compartment is needed and that at least similar fodder production could be obtained from an herbaceous layer obtained or created from shrub conversion. The main difference would be that continuing cork oak trees pruning provokes a continuous reduction of both the density and extension of cork oak forest in the basin, while the establishment of a well structured herbaceous layer generates a sustainable system.

ELENA et al. (1984) pointed out the need for integration between the biological and socioeconomic agents in order to look for solutions to the "Dehesa" ecosystems. Their proposal of the model "productive pruning versus root out" is a good example on this direction. It searches for solutions to the problem of *Quercus ilex* deforestation caused by the demand of holm oak charcoal that is provoking an important reduction in density of this species and the destruction of the "Dehesa".

The role that pine afforestations play in the degraded cork oak forests has not been studied but it is an impor-

tant topic, in dealing with the question of what it is the best management option for the matorral areas once *Quercus suber* has disappeared? We expect to deal with some of these questions in future studies.

Acknowledgements.- We thank Mohammed Ater, Luis Miguel Español, Mohamed Kadiri and Francisco Jose Perez Martinez for field work that allowed to get some of the information used in the discussion. Jose Antonio Pina helped in the field recognition of the lithological types. This work was indirectly supported by EU. MEDCAM-PUS program (MC256 & MB256).

References:

- ARONSON, J.; LE FLOC'H, E.; FLORET, C.; OVALLE, C. & PONTANIER, R. (1993). Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semiarid regions. A view from the south. *Restoration Ecology* 1:8-17.
- BELGHAZI, B.; ROMANE, F. (1994) Productivité du Pin maritime (*Pinus pinaster* Sol. var. *magh.*) en peuplements artificiels dans le Nord du Maroc. Forêt méditerranéenne. t.XV, n°4, octobre:391-396.
- BENABID, A. (1982). Etude phytoécologique, biogéographique et dynamique des associations et séries sylviques du Rif occidental (Maroc). Thèse de Doctorat, Fac. Sc. Tech. St. Jérôme, Univ. d'Aix-Marseille, 199p.
- BENABID, A. (1989). Ecologie, conservation et restauration des subéraies. C.R. Session de formation continue sur le liège, Juin 1985. Doc. E.N.F.I. Salé, 1-16.
- BOLSINGER, CH. L. (1987). Major findings of a Statewide Resource Assessment in California. in T.R. Plumb & N. H. Pillsbury, Multiple-Use Management of California's Harwood Resources. U.S.D.A. Forest Service, General Technical Report PSW-100. pp.:291-297.
- BOUKIL, A. (1989). La dégradation des groupements forestiers et préforestiers dans le Rif centro-occidental et ses conséquences socio-économiques. In Colloque "Montagnes rifaines: homme et espace", Tétouan, 33p.
- CARITAT, A.; MOLINAS, M.L.; OLIVA, M. (1991). Estructura y crecimiento del alcornoque gerundense. *Studia Oecologica*, VIII, (159-170)
- CARITAT, A.; OLIVA, M.; MOLINAS, M. (1992). Distribución de la biomasa en dos parcelas de alcornoque. *Scientia gerundensis*, 18: 131-142.
- DI CASTRI, F. (1981). Mediterranean-type shrublands of the World. Ch. 1; in *Ecosystems of the World*. vol. 11. Ed. Di Castri et al. Elsevier Pub. Amsterdam. 643 p.
- DIXON, W.J. (1983). B.M.D.P. Statistical Software. University of California Press, Berkeley.
- ELENA, M. & BORRALLO, J.M. (1984) Coste de producción de carbón de encina: el modelo "poda productiva vs. arranque" y su contribución a una política sectorial. *Anales I.N.I.A./Serie Economía y Sociología Agraria*. n°8:9-32.
- GRENON, M. & BATISSE, M. (1988). El Plan Azul: El futuro de la Cuenca Mediterránea. Monografías de la Secretaría General del Medio Ambiente. PNUMA-CAR/PB. Ministerio de Obras Públicas y Transportes. Madrid pp.496.
- LE HOUEROU, H.N. (1981). Impact of Man and his animals on Mediterranean Vegetation. Ch. 25; in *Ecosystems of the World*. 11. Elsevier Pub.
- LUBCHENCO, J. et al. (1991). The Sustainable Biosphere Initiative: an ecological research agenda. *Ecology* 72:371-412.
- MADEIRA, M.; RIBEIRO, C. (1995). Influence of leaf litter type on the chemical evolution of a soil parent material (sandstone). *Biogeochemistry* 29:43-58.
- MASSON, PH. (1992). Systèmes d'élevage et remise en valeur des subéraies des zones nord méditerranéennes. *Scientia gerundensis*, 18: 113-119.
- MASSON, PH.; ANTHELME, B.; ARRO, B.; BERTONI, G.; ROBERT, B.; MOLINAS, M.L.; CARITAT, A.; VILAR, L.; POLO, L.; DOMINGUEZ-PLANELLA, A.; SUNYER, D.; ABOS, L.; CAMPOS, M.; PINTUS, A.; RUIU, P.A.; PAMPIRO, F.; PRODON, R. (1994). Influence des traitements sylvicoles de la subéraie sur la production et la qualité du liège et sur la protection de la forêt contre les incendies. Rapport de Synthèse. Contrat MA2B CT 91 0019(DTEE). p.86.
- MONTERO, G.; SAN MIGUEL, A.; ALIA, R. (1991). Estructura y producción de los alcornoques (*Quercus suber* L.) del Sur de España. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*. I.N.I.A. n°0: 69-74.
- MONTERO, G.; GOMEZ, J.A.; ORTEGA, C. (1991). Estimación de la productividad aérea en una repoblación de *Pinus pinaster* Ait. en el Centro de España. *Investigación Agraria. Sistemas y Recursos Forestales*. I.N.I.A. n°0:191-202.
- MONTOYA, J.M. (1982). Selvicultura Mediterránea: Consideraciones ecológico-selvicolas sobre el alcornoque y su repoblación. *Boletín de la Estación Central de Ecología*. vol.11-n° 21:3-10.
- MONTOYA, J.M. (1984). Tipificación forestal de los bosques españoles. Los alcornoques (*Quercus suber*) (L.). *Boletín de la Estación Central de Ecología*. Vol.13,25:1-8.
- MONTOYA, J.M. (1986) Ecología, silvopascicultura y ordenación de los alcornoques. (Una síntesis práctica). *Boletín de la Estación Central de Ecología*. vol. 15, n°29:3-10.
- NAHAL, I. (1981). The Mediterranean climate from a biological viewpoint. In DI CASTRI, F., D.W. GOODALL, R.L. SPECHT (Eds.) *Mediterranean-type shrublands. Ecosystems of the World*. vol. 11. Ch. 3, pp. 63-86. Elsevier Scientific Publishing Company. Amsterdam.
- PASTOR-LOPEZ, A. (1995). Repoblaciones forestales con *Pinus halepensis* en la provincia de Alicante. Evaluación ecológica del método de revegetación habitual en la cuenca mediterránea española pp.81-120; en: Restauración de la cubierta vegetal en ecosistemas mediterráneos. In PASTOR-LOPEZ, A. & SEVA-ROMAN, E. (Eds.). Instituto de Cultura Juan Gil-Albert. Diputación Provincial de Alicante. 212 p.
- PASTOR - LOPEZ, A. & MARTIN, J. (1995). Ecuaciones de biomasa para *Pinus halepensis* en repoblaciones de la provincia de Alicante. *Studia Oecologica* XII (79-88).

MEDITERRANEA

SERIE DE ESTUDIOS BIOLÓGICOS
UNIVERSIDAD DE ALICANTE

Contenidos nº 16

- 05 LA DÉGRADATION ÉCOLOGIQUE AU RIF MAROCAIN: NÉCESSITÉS D'UNE NOUVELLE APPROCHE.
L. Taiqui
- 19 CONTRIBUCIÓN AL CONOCIMIENTO DE LA HISTORIA DE LA VEGETACIÓN DE LA PROVINCIA DE SEVILLA. ANÁLISIS POLÍNICO DEL YACIMIENTO ARQUEOLÓGICO DE «LOS MOLARES».
Pilar López García, José Antonio López Sáez
- 23 ELÉMENTS HISTORIQUES D'ANALYSE ÉCOLOGIQUE DES PAYSAGES DU RIF OCCIDENTAL (MAROC).
Lahcen Taiqui, Carlos Martín Cantarino
- 37 LEAF AND CANOPY BOUNDARY LAYER CONDUCTANCES OF TWO SEMIARID SPECIES (*RETAMA SPHAEROCARPA* L. BOISS, AND *STIPA TENACISSIMA* L.)
F. Domingo, M.J.Moro, G. Sánchez, A.J. Brenner, P.R. van Gardingen
- 45 UNIDADES AMBIENTALES EN LOS AGROSISTEMAS DE MONTAÑA DE LA PROVINCIA DE ALICANTE. BASES DE SU CARACTERIZACIÓN
J. Martín, J.E. Martínez, E. Seva, L. Taiqui, V. Peiró, A. Pastor, C. Martín
- 57 LA COMUNIDAD ORNÍTICA ESTIVAL EN UN SISTEMA AGROFORESTAL DEL NORTE DE MARRUECOS. ANÁLISIS PRELIMINAR A ESCALA DEL PAISAJE
V. Peiró, A. Molina
- 65 STRUCTURE OF *QUERCUS SUBER* FORESTS IN CHEF-CHAOUEN BASIN (NE. MOROCCO). IMPLICATIONS ON MANAGEMENT AT A LANDSCAPE SCALE
Antonio Pastor-López, Lahcen Taiqui, Hassan Bouziane, Hassan Riadi, Joaquín Martín Martín