ecologia mediterranea

Vol. 32 – 2006

Revue internationale d'écologie méditerranéenne

Mediterranean Journal of Ecology

Editor-in-Chief: Pr. Thierry Dutoit

Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP)
Mediterranean Institute of Ecology and Paleoecology

Naturalia Publications

ecologia mediterranea

Editeur-in-Chief : Pr. Thierry Dutoit

UMR CNRS IRD IMEP
Université d'Avignon, IUT
Site Agroparc BP 1207
84911 Avignon Cedex 09
France

Associate editors (UMR CNRS 6116 IRD IMEP)

Dr. Alex Baumel (Dynamique et génétique des populations), Universite Paul Cézanne.

Dr. Brigitte Talon (Pédo-anthracologie, écologie des écosystèmes forestiers), Universite Paul Cézanne.

Dr. Bruno Fady (Génétique des populations, écosystèmes forestiers), INRA, Avignon.

Dr. Cécile Claret (Ecologie des invertébrés aquatiques, hydrobiologie), Universite Paul Cézanne.

Dr. Elise Buisson (Ecologie de la restauration, interactions biotiques), Universite Avignon.

Dr. Eric Vidal (Interactions biotiques faune-flore, ornithologie, mammalogie). Universite Paul Cézanne.

Dr. Frédéric Guittet (Palynologie), Universite Paul Cézanne.

Pr. Frédéric Médail (Biogéographie, biologie de la conservation). Universite Paul Cézanne.

Dr. Isabelle Schwob (Bio-indicateurs, écophysiologie végétale), Universite Provence.

Dr. Jérôme Orgeas (Ecologie des invertébrés terrestres), Universite Paul Cézanne.

Dr. Philippe Ponel (Paléoécologie, écologie des invertébrés terrestres), CNRS, Universite Paul Cézanne.

Dr. Raphaël Gros (Ecologie et microbiologie des sols), Universite Paul Cézanne.

Pr. Thierry Dutoit (Ecologie des communautés végétales), Universite Avignon.

Pr. Thierry Gauquelin (Dendroécologie, écologie méditerranéenne), Universite Provence.

Review board

Dr. James Aronson, Montpellier, France
Pr. Marcel Barbero, Marseille France
Dr. Margaret Brock, Armidale Australia
Dr. Marc Cheylan, Montpellier, France
Dr. Max Debussche, Montpellier, France
Dr. Glenn A. Goodfriend, Washington, USA
Dr. Patrick Grillas, Arles ,France
Dr. Joël Guiot, Marseille, France
Dr. Richard J.Hobbs, Midland, Australia
Pr. Serge Kreiter, Montpelllier, France
Pr. Edouard Le Floc'h, Montpellier, France
Pr. N.S. Margaris, Mytilene, Greece
Dr. Carlos Ovalle, Chillàn Chile
Pr. Franco Pedrotti, Camerino, Italy
Dr. Juan M. Pleguezuelos, Granada, Spain
Dr. Philippe Ponel, Marseille, France
Dr. Roger Prodon, Banyuls, France
Pr. Dave M. Richardson, Cape Town, South Africa
Dr. F. Xavier Sans i Serra, Universitad de Barcelona, Spain
Pr. Avi Schmida, Jerusalem, Israel
Dr. Carlo Urbinati, Legnaro Italy

ISSN 0153-8756

Instructions to authors

ecologia mediterranea publishes original research reports and syntheses in the fields of fundamental and applied ecology of Mediterranean areas, except for descriptive articles or articles about systematic. The editors of ***ecologia mediterranea*** invite original contributions in the fields of: bioclimatology, biogeography, conservation biology, restoration ecology, populations biology, genetic ecology, landscape ecology, community ecology, microbial ecology, vegetal and animal ecology, ecophysiology, palaeoecology, palaeoclimatology, except marine ecology. Symposium proceedings, review articles, methodological notes, book reviews, Ph. D. thesis abstracts and comments on recent papers in ***ecologia mediterranea*** are also published.

Manuscript reviews

Manuscripts are reviewed by appropriate referees, or by members of the Editorial Board, or by the Editors. The final decision to accept or reject the manuscript is made by the Editors. Please send an electronic copy of your manuscript (doc or rtf files) to our journal (thierry.dutoit@univ-avignon.fr). When the article is accepted, the authors should take reviewer's comments into consideration. They will send back to the journal Editorial Office, within 3 months, an electronic copy of the corrected manuscript (doc or rtf). Pass this delay, the manuscrpt will be considered as a new submission. Enclose the original illustrations. Corrected proofs must be returned to the journal Editorial Office without delay. Books and monographs to be reviewed must be submitted to the Editor-in-chief.

Manuscript preparation

Text

Manuscripts (typewritten with double spacing and A4 size for paper) should be preferably written in French, English. If the language is not English, you should join an English short version and English titles of figures and tables. The manuscript must be complete: e.g. French and English titles, author(s) and address(es), French and English abstracts, an English short version (if English is not the language used in the article), key-words, text, references, acknowledgements, figures and tables. For research papers, the text should normally consist of 4 sections: introduction, methods, results, discussion. In typing the manuscript, please clearly distinguish titles from others paragraphs. Titles and subtitles should not be numbered. Avoid letters to number subtitles. Use lower-case letter type for names. Do not underline any word. In English, there is one blank after any punctuation, never before. Copy editing of manuscripts is performed by the journal.

Authors

The email address of the corresponding author should be mentioned on the manuscript. Each author's address should be specified. The first time, please precise the complete address of the correspondent author to which the proofs should be sent.

Abstracts, key-words and short version

Abstracts should be no longer than 300 words. The English short version should not exceed one page long (1000 words). Do not use more than six key-words. Key-words should not be present in the title.

References

All publications cited in the text should be presented in a list of references following the text of the manuscript. The list of references should be arranged alphabetically on author's names, and chronologically for each author. You should abbreviate the titles of periodicals mentioned in the list of references (except if you are not sure of it). Check the manuscripts to make sure that all references are cited and that all citations in the text are included in the references. Use following system to write the references:

Journal article

Andow D.A., Karieva P., Levin S.A. & Okubo A., 1990. Spread of invading organisms. *J. Ecol*. 4: 177-188.

Book

Harper J.L., 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London. 300 p.

Book chapters:

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In: Cherret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Blackwell Scientific Public. Oxford: 339-363.

Conference proceedings

Grootaert P., 1984. Biodiversity in insects, speciation and behaviour in Diptera. In: Hoffmann M. & Van der Veken P. (eds), Proceedings of the symposium on "*Biodiversity: study, exploration, conservation*". Ghent, 18 November 1992: 121-141.

Citations in-text

The words "figures" and "tables" announced in-text should be written in extenso and with lower-case letter type. In the text refer to the author's name and year of publication (followed by pages only if it is a quotation). If a publication is written by more than two authors, the name of the first author should be used followed by "*et al.*" (this indication, however, should never be used in the list of references: first author and co-authors should be mentioned in it). Examples: "Since Dupont (1962) has shown that…", or "This is in agreement with previous results (Durand *et al.* 1990; Dupond & Dupont 1997)…".

Abbreviates, nomenclature and Latin words

Explanation of a technical abbreviate is required when the first use. International convention codes for nomenclature should be used. Latin words should be in italic (*et al*., *a priori*, etc.), particularly for plants or animals'denomination (the first time, please precise author's name: for example, *Olea europaea* L.).

Figures and tables

All illustrations should be submitted separately and they should be preceded by the figures and tables legends on a separate page. Figures and tables should be sent ready to be printed so their size should be 16 x 22 cm or 8 x 22 cm maximum. All the illustrations being in-text should be cited, increasing numbered, and should have a legend. Computerised table columns should not be represented by signs (: or |).

Reprints

Twenty-five reprints and a pdf version will be supplied free of charge. By request, additional reprints can be ordered with charge.

SUBSCRIPTION
(contact: ecologia@naturalia-publications.com)

1 year = 1 issue

	Subscription	Postage	Total
France	**20 €**	**3 €**	**23 €**
Europe	**20 €**	**6 €**	**26 €**
World	**20 €**	**8 €**	**28 €**

Mail this subscription to:

SARL Transfaire
Immeuble Wanad
F-04250 TURRIERS

Bank: CA SISTERON
IBAN: FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062
BIC: AGRIFRPP891

ecologia mediterranea

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
Mediterranean Journal of Ecology

Vol. 32 – 2006

Sommaire/*Contents*

Éditorial – *Editorial*
Une nouvelle version *d'ecologia mediterranea* en 2006
T. Dutoit (éditeur en chef) 3

L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. dans le nord de la forêt de Bou-Taleb, Algérie
A. Madoui, J.-M. Gehu, D. Alatou 5

Écologie trophique de la Cigogne blanche (*Ciconia ciconia*) et du Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) en Kabylie (Algérie)
M. Boukhemza, N. Boukhemza-Zemmouri, J.-F. Voisin, B. Baziz 15

Priority Zones for Mediterranean protected agro sylvo pastoral landscapes
M. Terzi, M. Marvulli 29

A preliminary overview of the effects of seasonal drought and animal pressure around watering points on plant species using adaptative strategy analyses in the Tunisian arid zone
M. Tarhouni, A. Ouled Belgacem, B. Henchi, M. Neffati 39

Recherches sur les peuplements de macroinvertébrés des cours d'eau du Liban méridional (Aouali et Damour). Analyse biocénotique et essai de biotypologie
A. Dia 49

Évolution des habitats et changement climatique : quelles conséquences pour les populations de Lézard ocellé, *Lacerta lepida* (Saurien, Lacertidés), en limite nord de répartition ?
P. Grillet, M. Cheylan, F. Dusoulier 63

Comparaison et phytoécologie des Atriplexaies en Oranie (Algérie)
R. Aboura, D. Benmansour, N. Benabadji 73

Heavy Metals in Tailings,Soils and Vegetation of an Abandoned Lead Mine Land in Morocco
B. Baghdad, M. Naimi, A. Bouabdli, P. Sonnet, S. Lutts 85

Résumés de thèses – *Ph. D summaries*
Catherine Breton, Maria Guadalupe Pulido Avila, Katia Diadema, Karen Bourgeois, Vincent Ollivier, Remy Albrecht, Corinne Coquet 92

Remerciements

Le comité éditorial de la revue remercie les collègues qui ont participé à ce numéro pour leurs conseils, corrections et avis.

Dr Céline Duhem, université Paul Cézanne, Marseille
Dr Élise Buison, université d'Avignon, IUT
Dr Éric Vidal, université Paul Cézanne, Marseille
Dr Errol Véla, université Paul Cézanne, Marseille
Dr Esperanza Ursúa Sesma, université de Barcelone, Espagne
Dr Gérard de Belair, université d'Annaba, Algérie
Dr Isabelle Laffont-Schwob, université de Provence, Marseille
Dr Jacques Rabier, université de Provence, Marseille
Dr Jérôme Orgeas, université Paul Cézanne, Marseille
Dr Juan M. Pleguezuelos, université de Grenade, Espagne
Dr Loic Marion, CNRS, Rennes
Dr Lucien Tessier, CNRS, Marseille
Dr Rathgeber Cyrille, INRA, Nancy
Dr Régine Verlaque, CNRS, Marseille
Dr Toni Sánchez-Zapata, université Miguel Hernández, Alicante, Espagne
Pr Jean Giudicelli, université Paul Cézanne, Marseille
Pr Thierry Dutoit, université d'Avignon, IUT
Pr Thierry Tatoni, université Paul Cézanne, Marseille

© ecologia mediterranea
Fabrication : Transfaire, 04250 Turriers
Imprimé en Europe

Éditorial

Pr Thierry DUTOIT
Éditeur en chef

Avec le volume 32 de l'année 2006, *ecologia mediterannea* entame un nouveau tournant grâce à une nouvelle collaboration avec Naturalia Publications (http://www.naturalia-publications.com). Suite à la fin de notre collaboration avec Édisud qui ont soutenu la parution de huit fascicules entre 2002 et 2005, le professeur Frédéric Médail, éditeur en chef de la revue entre 2000 et 2005, a souhaité me passer le relais pour les années à venir. Ce passage de témoin a également été l'occasion d'un renforcement du comité éditorial composé essentiellement de chercheurs et d'enseignants-chercheurs de l'Umr Cnrs Ird 6116 Imep (Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie). Tout le comité éditorial se joint à moi pour rendre hommage au travail considérable de Frédéric Médail au cours des six dernières années. Il a notamment maintenu le régime de parution de notre revue, professionnalisé sa mise en forme, animé le comité éditorial et assuré de nombreuses tâches ingrates relatives à la parution d'un journal scientifique dans un contexte difficile. Sans lui, la revue n'aurait pu se maintenir et espérons que nous pourrons prolonger son investissement. Cette reprise n'aurait pas non plus été possible sans le soutien du Pr Thierry Tatoni, directeur de l'Umr Cnrs Ird 6116 Imep qui avait déjà donné une nouvelle impulsion à la revue en 1996. De même, les contacts ont pu être établis avec Naturalia Publications grâce au travail prospectif du Dr Élise Buisson. Merci à eux pour leur soutien et leur investissement. L'université d'Avignon, nouvelle tutelle de l'Umr au 1er janvier 2008, soutient également cette revue, et son service communication devrait mettre en ligne un site internet entièrement consacré à *ecologia mediterranea* en 2009. À terme, nous espérons que tous les articles publiés depuis 1975 seront téléchargeables sur ce site.

Ecologia mediterranea demeure à ce jour la seule revue scientifique d'écologie méditerranéenne. Elle constitue toujours une passerelle entre les deux rives de la Méditerranée au regard de l'origine des articles publiés qui se partagent pour moitié entre le Maghreb et l'Europe du Sud. Notre objectif demeure de publier des travaux à l'interface entre écologie et biologie de la conservation *sensu lato* dans le domaine méditerranéen. Nous invitons donc tous les auteurs potentiels à nous soumettre leur manuscrit et notamment nos collègues d'Afrique du Sud, de Californie, du Chili et d'Australie dont les contributions nous font encore défaut. Le comité éditorial d'*ecologia mediterranea* s'est prononcé pour le maintien d'une version papier bilingue (français, anglais) permettant également la publication de tableaux de données en annexes qui constituent d'importantes sources pour les collègues du futur. Nos objectifs pour les années à venir sont de relancer le flux de soumission d'articles et de parvenir de nouveau à la publication de deux fascicules par an. Nous espérons que tous les membres de l'Imep seront les porte-drapeaux de la revue de leur Umr, qu'ils auront à cœur d'y publier leurs travaux ou ceux des étudiants qu'ils encadrent. Que lors de leur participation aux congrès nationaux et internationaux, ils penseront à diffuser l'information sur l'existence de notre revue. Sans ce soutien, nous ne pourrons amplifier l'impact de notre revue au niveau international et envisager un jour son indexation.

L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill.
dans le nord de la forêt de Bou-Taleb, Algérie

Fire effects on the composition of Pinus halepensis *communities in the North of Bou-Taleb forest, Algeria*

Amar MADOUI[1], Jean-Marie GEHU[2] et Djamel ALATOU[3]

1. Département de biologie, Faculté des sciences, Université Ferhat Abbas de Sétif, 19000 Sétif, Algérie
Email : amar.madoui@gmail.com

2. Centre régional de phytosociologie, Conservatoire national botanique de Bailleul, France

3. Département de biologie, Faculté des sciences, Université Mentouri de Constantine, Algérie

Résumé

L'effet du feu sur la composition des pinèdes à Pinus halepensis *Mill. du versant nord de la forêt domaniale de Bou-Taleb (Algérie) a été étudié par la méthode des tableaux. Des relevés floristiques ont été réalisés selon la méthode sigmatiste dans des pinèdes brûlées par des feux sauvages à différentes dates. D'autres relevés réalisés dans des peuplements non brûlés ont été pris pour témoin. La méthode comparative a montré une reconstitution progressive des pinèdes sans variation dans leur composition floristique. Ce sont les mêmes espèces qui existaient avant le feu qui réapparaissent après. Cette reconstitution se réalise par trois groupes d'espèces. Le premier groupe se rencontre à l'état juvénile, il est dominé par les thérophytes ; le deuxième caractérise les états adultes, il est représenté essentiellement par les chaméphytes et les nanophanérophytes ; le dernier correspond à des espèces indifférentes au passage du feu et qui se rencontrent à tous les stades (+ 76 %). Une comparaison entre les différents états en utilisant le coefficient de similitude de Sörensen montre une grande variation entre l'état II (4 ans) et l'état IV (33 ans – témoin), avec un coefficient de 38,29 %, il atteint son maximum aux stades III (7-8 ans après feu) et IV (33 ans et témoin) avec un coefficient de 59,37 %. Cependant cette similitude floristique est beaucoup plus importante si on considère uniquement les espèces dont la fréquence est égale ou supérieure à 2. Elle atteint une valeur maximale de 73,78 % entre les états III et IV. Cette différence entre les états est due beaucoup plus aux nouvelles espèces étrangères aux pinèdes qui ont profité de l'espace laissé libre par le passage du feu.*

Mots clés : feu de forêts, reconstitution végétale, indice de similitude, *Pinus halepensis*, types biologiques, mont du Hodna, Algérie.

Abstract

The effect of forest fire on the vegetation of the domanial forest of Bou-Taleb (Algeria) was studied in the Pinus halepensis *ecosystems by the method of tables. These communities which were burned at different dates and other ones unburned (older) are located in north part of the forest. The comparative method showed a post-burn progressive recovery of vegetation without a great modification in their floristic composition. This post-fire recovery is realised by three groups of species : the first group, met in the young stages after fire, is dominated by therophytes; the second which characterizes the adult stages is represented essentially by perennials species (chamaephytes and phanaerophytes), and the last one represented by the species indifferent to fire is met at all the stages. A comparison between the different states using Sörensen coefficient shows a great differ-*

Keywords: Forest fires, recovery vegetation, *Pinus halepensis*, Life forms, Hodna mountain, Algeria.

ence between state II (4 years) and state IV (over 33 years) with 38.29%, so it reaches 59.37% between the states III and IV. However this similarity is more important when we exclude taxa which are present only one time (f >1); in this case, it can reach the 73% between the states III and IV. This shows the role of exogenous species in post-burn recovery of Pinus ecosystems.

Introduction

Le feu joue, depuis longtemps, un rôle prépondérant dans la dynamique des communautés végétales dans le bassin méditerranéen (Trabaud 1980, 1992 ; Trabaud & Lepart 1980). Les études réalisées par Kunholtz-Lordat (1938, 1958 ; Braun-Blanquet 1936 ; Barry 1960 in Trabaud 1980a) ont permis de situer l'évolution de la végétation après le feu dans les séries régressives, sous la forme d'une succession de stades sans qu'ils suivent réellement le devenir des communautés végétales après le passage du feu. C'est à la suite des travaux de Trabaud (1970-1992), sur la végétation de la région de Montpellier en France que le rôle réel du facteur feu dans l'écosystème méditerranéen a pu être défini. D'autres études dans le même sens ont été suivies dans les autres pays du bassin méditerranéen (Arianoutsou 1984 ; Rego *et al.* 1987 ; Calvo *et al.* 1992 ; Götzenberger *et al*. 2003). En Algérie, à part les travaux de Moravec (1990) et de Meddour (1992) sur les reboisements, très peu d'études ont été publiées sur le devenir de la végétation perturbée par le feu. Pour apporter une contribution à ce sujet et combler ce manque d'information, nous avons diagnostiqué la végétation brûlée en Algérie et plus précisément les pinèdes de *Pinus halepensis* Mill., après le passage du feu. Nous avons réalisé une étude synchronique dans le nord du massif forestier de Bou-Taleb où le feu a joué un rôle important dans son histoire (Madoui 2000), sachant que l'Algérie perd annuellement 37 000 ha de boisement (1979-1985). Ce chiffre a dépassé les 55 000 ha durant les années 1992-2001 (DGF 2002) et le pin d'Alep reste l'essence la plus affectée par le feu (Boudy 1955 ; Moravec 1990 ; Madoui 2002).

Matériels et méthodes

La zone d'étude

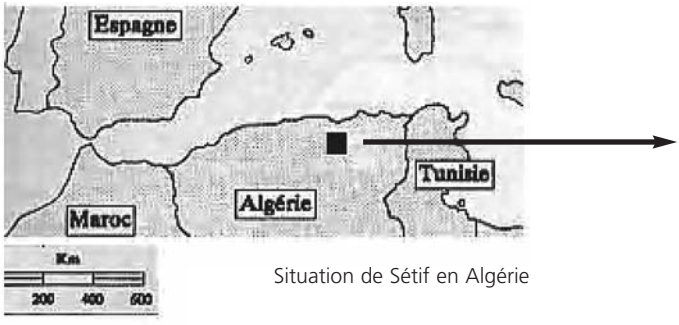
Le massif forestier de Bou-Taleb, région bien individualisée des monts du Hodna, se situe le long de la limite sud du département de Sétif, entre les hautes plaines sétifiennes et le chott el Hodna (figure 1). Son altitude oscille entre 1 000 et 1 886 m. Il est caractérisé par une importante hétérogénéité topographique et floristique (Madoui & Gehu 1999).

Du point de vue climatique et après extrapolation à partir des anciennes données de Seltzer (1946) et des données plus récentes, la pluviométrie se trouve comprise entre 300 et 700 mm et la température minimale du mois le plus froid (m) au point haut peut atteindre – 4,8 °C au sud du massif, et – 3,3 °C au nord. Quant à la moyenne maximale du mois le plus chaud (M) au point haut, elle n'excède pas 25 °C au nord et 29 °C au sud ; alors qu'elle peut atteindre 31 °C au nord et 34 °C au sud aux basses altitudes.

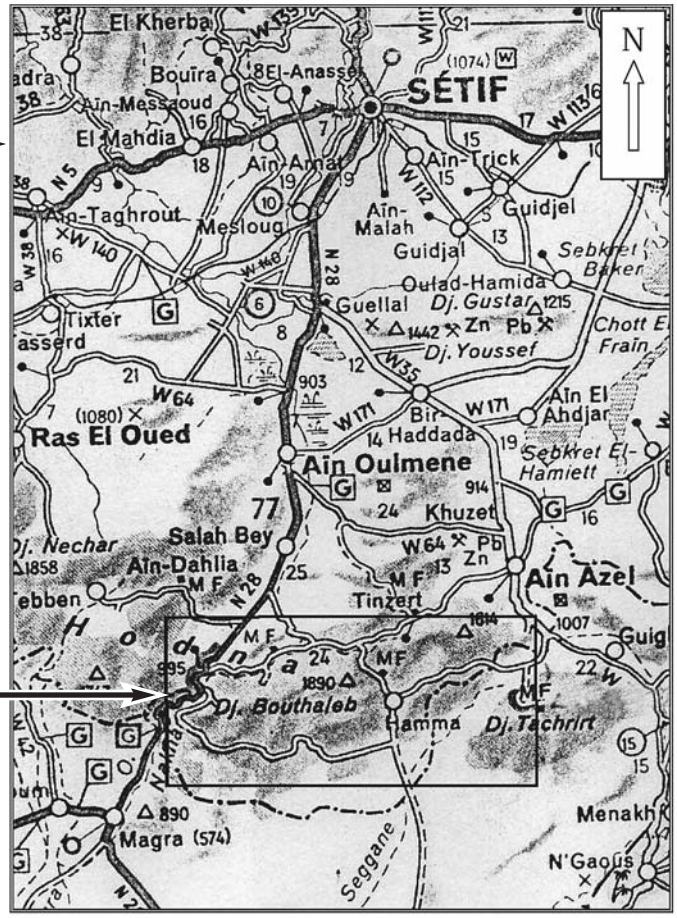
Le régime saisonnier des précipitations est de type APHE et PHAE respectivement au nord-est et nord-ouest du massif et de type HAPE au sud. Pendant l'été, saison sèche, il ne tombe que 33 mm de pluie au nord du massif aux basses altitudes et 72 mm aux hautes altitudes ; alors qu'au sud du massif, il ne tombe respectivement que 29 et 61 mm. Un fort contraste pluviométrique et thermique caractérise donc le territoire étudié.

Le bioclimat est de type semi-aride aux basses altitudes à hiver frais au nord et froid au sud, alors que le subhumide à hiver très froid domine les parties altitudinales. La saison sèche dure cinq mois aux basses altitudes, et trois mois aux hautes altitudes.

La végétation de la forêt domaniale de Bou-Taleb est très marquée par l'empreinte humaine. Le paysage que connaît actuellement la forêt de Bou-Taleb témoigne d'une charge anthropique importante exercée depuis longtemps et intensifiée occasionnellement. Trois formations végétales partagent la totalité du massif : la cédraie, la chênaie verte et la pinède de pin d'Alep avec leurs différents états qui dépendent de leur histoire dans la région. Le pin d'Alep, espèce en expansion dans la forêt de Bou-Taleb (Madoui & Gehu 1999), couvre en Algérie 35 % de la superficie forestière nationale (Service des forêts 1966 in Kadik 1983).



Situation de Sétif en Algérie



Zone d'étude

Figure 1 – Carte de situation du massif de Bou-Taleb. Extrait de la carte routière Michelin au 1/100 000.

Figure 1 – Location of Bou-Taleb forest.

Echantillonnage

Vingt relevés ont été réalisés pour l'inventaire floristique. Seize sont spécifiques aux parcelles brûlées ; les autres sont effectués dans des sites servant de témoin, représentant une végétation non brûlée. Dans la majorité des cas la végétation témoin est celle qui n'a pas été touchée par le feu (végétation résiduelle), ou bien celle qui est périphérique à la végétation brûlée. Dans cette étude comparative le relevé de végétation qui consiste essentiellement à la liste floristique est réalisé selon la méthode de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet 1964) en suivant un échantillonnage subjectif. Le nombre de relevés effectués dans chaque parcelle est proportionnel à la superficie détruite par le feu, et aux conditions écologiques stationnelles. La surface échantillonnée varie entre 150 et 200 m^2. Chaque relevé floristique est accompagné d'un relevé des conditions stationnelles à savoir l'altitude, l'exposition et la pente. Les espèces sont affectées des coefficients d'abondance-dominance et de sociabilité (Gehu & Martinez 1980), bien que ce dernier coefficient n'a pas été pris en compte dans notre analyse. Le niveau taxonomique retenu est en général celui de l'espèce et parfois de la sous-espèce telles qu'elles sont décrites dans la *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques* (Quezel & Santa 1962-1963).

Quatre états (tableau 1) ont été identifiés : (i) l'état I regroupe les relevés effectués dans une végétation récemment brûlée depuis 2 à 3 ans, (ii) l'état II correspond à la végétation brûlée depuis 4 ans, (iii) l'état III correspond à celle brûlée depuis 7 à 8 ans et (iv) l'état IV regroupe les relevés relatifs à la végétation brûlée depuis 33 ans ainsi que celle qui n'a pas été brûlée (témoin). Par la méthode des tableaux, les relevés appartenant à chaque état ont été regroupés en un seul relevé « synthétique » qui représente chaque état après feu (tableau 2). Ainsi, la présence de l'espèce est notée selon sa fréquence dans chaque état en

Tableau 1 – Nombre de relevés floristiques utilisés dans chaque État.

Table 1 – Number of flora data used for each state.

	Années après feu	Nombre de relevés
État I	2-3 ans	4
État II	4 ans	5
État III	7-8 ans	5
État IV	33 ans-Témoin	6

Tableau 2 – Tableau synthétique des pinèdes de pin d'Alep.
Table 2 – Synthetic table of* Pinus halepensis *ecosystems.

T	Pinède du versant nord					
Y	État après feu	I	II	III	IV	P
P	Années depuis le feu	2-3	4	7-8	33-T	R
E	Recouvrement moyen (%)	65	74	76	70	E
	Superficie moyenne (m^2)	188	180	190	140	S
B	Altitude moyenne (m)	1 250	1 300	1 160	1 200	E
I	Nombre d'espèces moyen	26,25	41,8	24,4	22,66	N
O	Nombre d'espèces total par état	63	122	62	66	C
L	Nombre d'espèces total par état dont f>1	52	60	53	50	E
	Espèces des jeunes stades					
nPh	*Lonicera implexa*	1^{+}	4^{1+}			2
Ch	*Elychrysum stoechas ssp scandens*	1^{1}	2^{+1}			2
Ch	*Phagnalon saxatile ssp saxatile*	2^{+1}	1^{+}			2
He	*Paronychia argentea*	2^{+1}	2^{+}			2
He	*Centaurea acaulis*	2^{1}	1^{2}			2
He	*Catananche coerulea*	2^{12}	1^{1}			2
Ge	*Sedum sediforme*	3^{+1}	1^{+}			2
Th	*Diplotaxus harra*	1^{1}	1^{1}			2
Th	*Euphorbia falcata*	1^{1}	1^{1}			2
Th	*Filago spathulata*	1^{1}	2^{+1}			2
	Espèces absentes dans les vieux stades					
Ch	*Lotophyllis argenteus ssp argenteus*	1^{+}	3^{+}	1^{1}		3
Th	*Scleropoa rigida*	1^{+}	2^{1}	1^{1}		3
Th	*Carlina lanata*	1^{1}	1^{1}	1^{1}		3
Th	*Avena sterilis*	2^{+1}	2^{1}	1^{1}		3
	Espèces intermédiaires					
nPh	*Calycotum spinosa*		3^{1}	1^{1}		2
nPh	*Cistus salvifolius*		1^{1}	1^{1}		2
nPh	*Pistacia lentiscus*		4^{1}	2^{1}		2
Ch	*Fumana thymifolia*		1^{1}	1^{+}		2
He	*Silene nocturna*		1^{1}	1^{1}		2
He	*Sideritis incana*		2^{+}	1^{+}		2
Th	*Kentranthus calcitrapa*		1^{+}	1^{+}		2
Th	*Galium viscosum ssp viscosum*		1^{+}	1^{1}		2
Th	*Arenaria serpyllifolia*		3^{+}	1^{+}		2
	Espèces absentes dans le premier stade					
He	*Thapsia villosa*		1^{+}	2^{+}	1^{+}	3
He	*Galium mollugo ssp corrudifolium*		2^{+}	3^{1}	2^{+1}	3
He	*Anarrhinum fruticosum*		2^{+2}	1^{1}	3^{+1}	3
Th	*Cirsium acarna*		2^{+1}	1^{1}	1^{1}	3
	Espèces des vieux stades					
Ch	*Helianthemum croceum*			2^{1}	1^{1}	2
Th	*Bromus madritensis*			4^{1}	3^{+1}	2
Th	*Alyssum parviflorum*			1^{+}	1^{+}	2
Th	*Arabis auriculata*			1^{+}	1^{+}	2
	Espèces indifférentes (pyrophytes)					
Ph	*Juniperus phoenicea*	1^{+}	2^{1}	1^{1}	1^{+}	4
Ph	*Juniperus oxycedrus*	1^{1}	2^{+}	3^{+1}	2^{+}	4
Ph	*Quercus rotundifolia*	4^{12}	3^{+}	3^{1}	6^{12}	4
Ph	*Pinus halepensis*	4^{124}	5^{+12}	5^{123}	5^{+12}	4
nPh	*Phillyrea angustifolia ssp angustifolia*	3^{1}	2^{1}	4^{1}	3^{+1}	4
nPh	*Rosmarinus tournefortii*	4^{+12}	2^{1}	4^{123}	6^{12}	4
nPh	*Cistus villosus*	4^{12}	5^{+12}	5^{234}	5^{+12}	4
nPh	*Genista pseudo-pillosa*	2^{1}	1^{+}	2^{1}	2^{12}	4
Ch	*Genista microcephala*	3^{+1}	1^{1}	5^{+1}	6^{124}	4
Ch	*Teucrium pollium ssp capitatum*	1^{1}	2^{+1}	3^{1}	4^{12}	4
Ch	*Helianthemum cinerea ssp rubellum*	2^{1}	3^{+1}	3^{+1}	4^{+1}	4
He	*Aster linosyris*	4^{1}	3^{1}	1^{1}	3^{1}	4
He	*Centaurea parviflora*	4^{+12}	2^{1}	4^{123}	6^{12}	4
He	*Asperula hirsuta*	2^{1}	5^{+1}	2^{1}	3^{+1}	4
He	*Avena bromoides*	2^{1}	2^{1}	3^{+1}	2^{+1}	4
He	*Carex halleriana*	2^{1}	2^{+1}	1^{1}	2^{+1}	4
He	*Dactylis glomerta*	1^{1}	4^{1}	2^{1}	2^{1}	4
Ge	*Ampelodesmos mauritanicum*	1^{1}	5^{+1}	2^{+1}	2^{+1}	4
Ge	*Allium paniculatum var typicum*	1^{1}	2^{12}	3^{1}	3^{+1}	4
Th	*Helianthemum ledifolium*	4^{1}	2^{1}	2^{1}	2^{1}	4
Th	*Micropus bombycinus*	3^{1}	4^{12}	3^{12}	4^{+1}	4
Th	*Cynosurus elegans*	2^{+1}	2^{1}	1^{2}	4^{12}	4
Th	*Senecio leucanthemifolius*	1^{+}	1^{+}	1^{+}	1^{+}	4
Th	*Linum strictum*	1^{1}	3^{+1}	1^{+}	1^{+}	4
nPh	*Jasminum fruticans*	1^{1}	3^{+1}		1^{1}	3
Ch	*Polygala rupestris*	1^{+}	1^{1}		1^{+}	3
He	*Teucrium pseudo-chamaepytis*	1^{+}	2^{+1}		1^{+}	3
nPh	*Globularia alypum*	3^{+1}		5^{1}	4^{+1}	3
He	*Stipa tenacissima*	4^{+1}		3^{1}	4^{+1}	3
Ch	*Thymelaea virgata*	1^{1}		2^{1}	1^{+}	3
He	*Leuzea conifera*	1^{+}		2^{+1}	2^{+1}	3
Th	*Brachypodium distachyum*	1^{+}		1^{+}	5^{+12}	3
Th	*Linaria simplex*	1^{1}		2^{1}	2^{1}	3
He	*Lotus creticus ssp collinis*	1^{1}		2^{1}		2
He	*Centaurea incana*	1^{1}		2^{1}		2
He	*Dianthus caryophyllis ssp virgineus*	2^{+}			1^{1}	2
He	*Linum suffriticosum*	1^{+}			2^{1}	2
Th	*Ebenus pinnata*	1^{+}			1^{+}	2
Ch	*Santolina rosmarinifolia*		2^{+}		1^{1}	2
Ch	*Helianthemum pilosum*		2^{+1}		3^{1}	2
He	*Ferula communis*		2^{1}		1^{+}	2
Ge	*Ammoides atlantica*		2^{+}		1^{+}	2
Th	*Polycarpon tetraphyllum*		2^{+}		1^{+}	2
Th	*Anagallis arvensis ssp parviflora*		1^{1}		1^{+}	2

les affectant par les coefficients d'abondance-dominance. Par exemple *Bromus rubens* 3^{+2} signifie que l'espèce est présente trois fois avec des coefficients d'abondance-dominance (+) et (2). Cette technique permet d'étudier l'évolution de la richesse floristique au cours du temps et de calculer les indices de similitude floristique entre les différents états qui se sont développés après incendie. Par but de clarté, seules les espèces dont la fréquence est égale ou supérieure à 2 sont maintenues dans le tableau.

Résultats et discussions

Évolution de la richesse floristique

L'observation de la figure 2 et du tableau 3 montre que la richesse floristique est maximale à l'état II (4 ans) qui suit le feu avec 122 espèces, soit 70,52 % de la totalité des espèces inventoriées. Cette richesse floristique décroît de moitié avec un nombre de 62 espèces enregistrées à l'état III (7 et 8 années après feu), soit 35,83 %. À partir de cet état, il y a tendance à une stabilisation du nombre d'espèces. Ce résultat suit le modèle général tel qu'il a été constaté par Trabaud (1980a) et Trabaud & Lepart (1980) sur la rive nord de la Méditerranée ; les espèces apparaissent graduellement ; elles sont peu nombreuses pendant les premières années après feu, puis cette richesse floristique atteint son maximum pour diminuer par la suite et se stabiliser à la fin. Le nombre généralement élevé d'espèces pendant les premières années peut être attribué à l'ouverture du couvert végétal créé par le passage du feu, à la disparition des espèces concurrentes et à la richesse minérale de la couche supérieure du sol. Ce sont des conditions parmi d'autres qui offrent un milieu d'accueil propice à de nombreuses espèces (Boudy 1950 ; Biswell 1974 ; Harper 1977).

L'histogramme, tracé uniquement avec les espèces dont la fréquence est égale ou supérieure à deux, présente la même tendance mais moins prononcée et avec un léger pic au niveau de la quatrième année. Ceci démontre clairement que se sont les espèces étrangères aux pinèdes qui sont responsables de la richesse floristique importante remarquée essentiellement aux premières années suivant le feu. Trabaud (2000) abonde dans le même sens pour les pinèdes de l'ouest méditerranéen. Ce sont donc ces mêmes espèces qui disparaîtront par la suite au fur et à mesure que le peuplement avance en âge et que la végétation se referme (Trabaud 1970, 1980b). Cette évolution du nombre d'espèces n'est pas due à l'ensemble de la flore comme le montre la figure 3. Afin d'illustrer cela, il est intéressant de représenter l'évolution de la richesse floristique en tenant compte des différents types biologiques. Ce sont les types potentiels, c'est-à-dire les formes de plantes qu'elles atteindraient en absence de toute perturbation, qui sont considérés dans le présent travail (Raunkiaer in Ellenberg & Mueller-Dombois 1966).

Le tableau 4 relatif aux espèces ligneuses, vivaces et annuelles représente clairement l'importance de chaque type biologique à chaque stade et leur rôle dans l'évolution de la richesse floristique post-incendie.

Figure 2 – Évolution post-incendie de la richesse floristique au cours du temps.

Figure 2 – Post-burn dynamics of flora species richness across time.

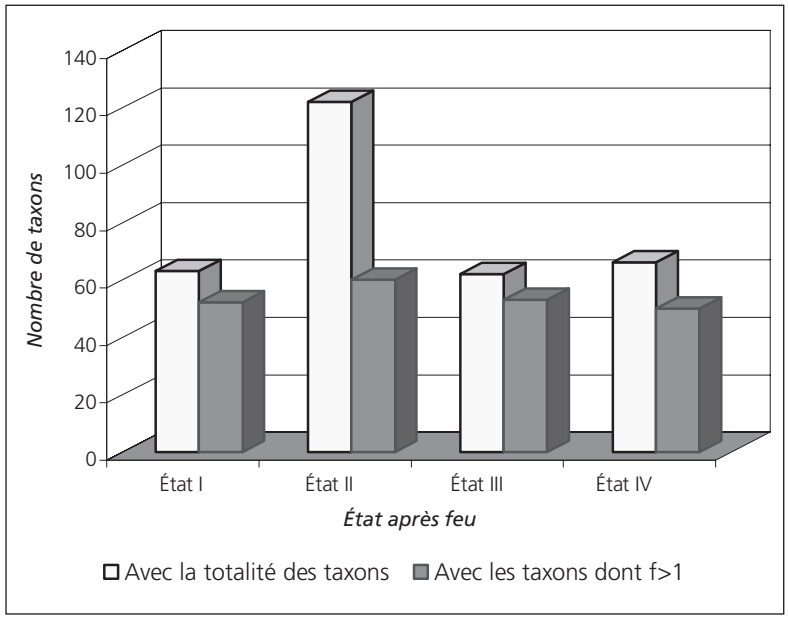


Tableau 3 – Nombre d'espèces rencontrées dans chaque état après incendie.

Table 3 – Number of species recorded in each state after fire.

	Avec la totalité des espèces	Avec les espèces dont f>1	Nombre moyen des espèces
État I	63	52	26,25
État II	122	60	41,80
État III	62	53	24,40
État IV	66	50	22,66

Tableau 4 – L'évolution post-incendie des types biologiques au cours du temps.
Table 4 – Post-burn dynamics of life forms across time.

	Thérophytes		Hémicryptophytes		Géophytes		Chaméphytes		Nanophanérophytes		Phanérophytes	
État I (2-3 ans)	21	14*	18	16*	05	03*	08	08*	07	07*	04	04*
État II (4 ans)	46	18*	30	16*	08	04*	23	10*	10	08*	05	04*
État III (7-8 ans)	20	17*	17	15*	03	02*	09	07*	09	08*	04	04*
État IV (33 ans-T)	24	14*	19	15*	05	03*	08	08*	06	06*	04	04*

(*) Avec les espèces dont f>1

Figure 3 – Évolution post-incendie des types biologiques au cours du temps pour la totalité des espèces.
Figure 3 – Post-burn dynamics of life forms across time, for all species.

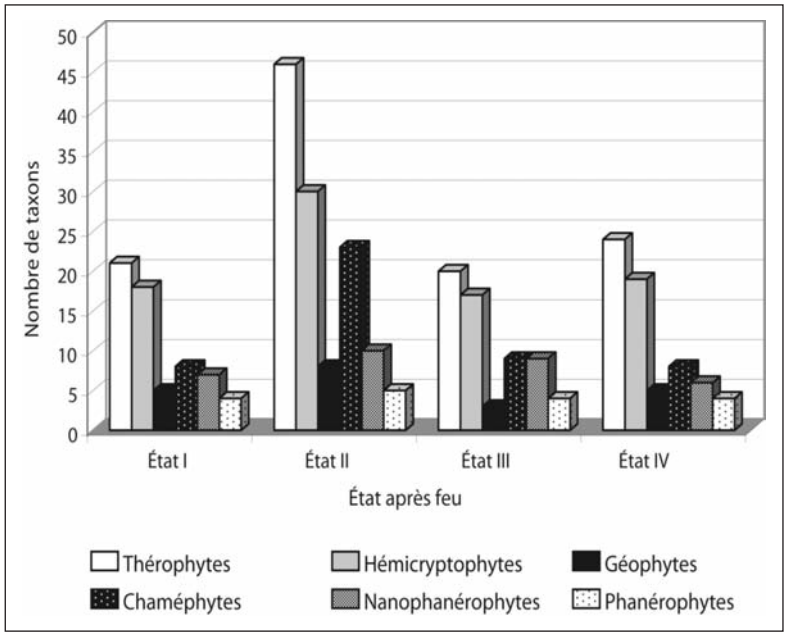
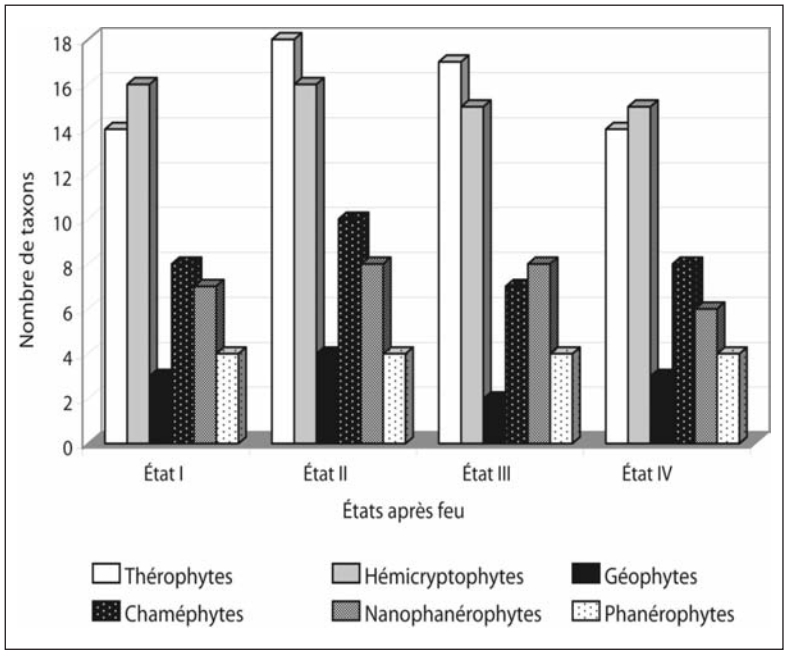


Figure 4 – Évolution post-incendie des types biologiques au cours du temps, pour les espèces dont f>1.
Figure 4 – Post-burn dynamics of life forms across time, for species to which f>1.



La figure 3, présentant l'ensemble du cortège floristique, montre la constance relative de la composante pérenne dans la reconstitution post-incendie des pinèdes au niveau des états adultes dès les premières années. Il est nettement plus clair pour les nanophanérophytes et les phanérophytes mais légèrement moins pour les géophytes. Par contre les thérophytes, les hémicryptophytes et les chaméphytes montrent la même tendance après une augmentation au niveau de l'état II (4 ans) après incendie, ils diminuent à l'état III (7-8 ans) puis évoluent par la suite.

En tenant compte uniquement des espèces dont la fréquence est égale ou supérieure à deux (figure 4), on remarque encore la même tendance mais de très faible fluctuation pour les différents types biologiques. L'accroissement des espèces à l'état II est favorisé par les conditions du milieu créées après le passage du feu, à savoir l'enrichissement en éléments minéraux de la couche superficielle du sol et l'élimination de la strate épigée qui permet aux espèces héliophiles, étrangères à la communauté, de profiter du milieu ouvert temporairement ; alors que leur régression à partir de 7-8 ans est due essentiellement à la concurrence interspécifique imposée aux herbacées par le sous-bois des pinèdes.

L'histogramme illustrant les espèces ligneuses montre une stabilisation depuis la deuxième année suivant le feu. Après une légère augmentation à l'état II (4 ans), les ligneux augmentent pour atteindre un maximum de 22 pour les états vieux et témoins. Cette diminution peut être attribuée au développement des ligneux hauts de type phanérophyte qui gagnent de plus en plus de recouvrement avec l'âge, ce qui provoque l'élimination du sous-bois en raison de nouvelles conditions de milieu créées.

Étude comparative des différents régimes d'incendie

En utilisant l'indice de similitude floristique de Sörenson (in Gounot 1969), l'analyse de la matrice de similitude (tableau 5) entre les différents états révèle que le degré de ressemblance entre eux varie entre 38 et 59 %. Il atteint son maximum entre les états de 7-8 ans après feu et celui de 33 ans et du témoin avec un coefficient de 59,37 %. La similitude la plus faible est observée entre les états de 4 ans et l'état final (33 ans et témoin) avec un coefficient de 38,29 %. Toutefois, la similitude est beaucoup plus importante si on considère uniquement les espèces dont la fréquence est égale ou supérieure à 2. Dans ce cas, elle est toujours supérieure à 65 % et atteint une valeur maximale de 73,78 entre l'état 7-8 ans après feu et celui de 33 ans et le témoin. C'est un fait capital de noter l'importance des espèces extérieures au cortège floristique dans la reconstitution post-incendie des peuplements de pin d'Alep. Des similitudes de plus en plus importantes au cours de la succession montrent que, plus les pinèdes du versant nord avancent en âge, plus elles se ressemblent et retrouvent leur état antérieur et qu'à partir de 7 ans, leur reconstitution est totale. Du point de vue floristique, et en ne tenant compte que des espèces dont la fréquence est égale ou supérieure à deux, on a 70,58 % de similitude entre le premier état (2-3 ans) et le dernier (33 ans et témoin). Le fait que ces deux extrêmes états se ressemblent, démontre sans doute que se sont les mêmes espèces existantes avant le passage du feu qui réapparaissent par la suite, ce qui rejoint les constatations de Moravec (1990) à l'ouest algérien. Marc (1916) et De Beaucoudrey (1938) parlaient déjà d'une forêt algérienne qui renaît de ses cendres.

Tableau 5 – Matrices des indices de similitude de Sörensen calculés entre les différents états après incendie.

Table 5 – Matrix of Sörensen's similarity index between different post-burn stages.

	État I	État II	État III
État I (2-3 ans)	///		
État II (4 ans)	44,32 73,21*	///	
État III (7-8 ans)	57,60 68,57*	44,56 72,56*	///
État IV (33 ans–T)	55,81 70,58*	38,29 65,45*	59,37 73,78*

(*) Avec les espèces dont f>1

Impact du feu sur la composition floristique

Sur le tableau 2, apparaissent différents groupes d'espèces qui caractérisent différents stades de végétation. Un nombre important d'espèces semblent indifférentes au passage du feu et sont présentes à tous les états.

1 – Le premier groupe représente l'état jeune correspondant aux troisième et quatrième années après feu. Les espèces dominantes à ce stade sont essentiellement des annuelles qui représentent plus de 72 %. Les plus caractéristiques sont : *Cirsium acarna, Linum strictum, Carlina lanata, Minuartia montana, Hirschfeldia incana, Galactites tomentosa.* Ce pourcentage est proche de celui trouvé par Trabaud (1970) dont 78 % d'annuelles des surfaces incendiées des pinèdes du Bas Languedoc ont germé au laboratoire contre seulement 22 % pour les vivaces.

2 – Le deuxième regroupe les espèces qui caractérisent un état beaucoup plus mature et se rencontrent à partir de la deuxième année jusqu'à la huitième. Parmi ces espèces, nous trouverons *: Scleropoa rigidum, Lotus creticus ssp collinis, Filago spathulata.*

3 – Le troisième groupe concerne les espèces de l'état avancé, depuis 4 ans et qu'elles se rencontrent aussi dans la végétation non brûlée. Nous citerons : *Paronychia argentea, Dianthus caryophyllis ssp virgineus, Helianthemum croceum, Echinaria capitata, Genista pseudo-pillosa.*

4 – Le dernier groupe concerne les espèces qui paraissent indifférentes au passage du feu ou s'y trouvent plutôt favorisées. Ce sont des pyrophytes au sens de Trabaud (1970). Elles sont présentes à tous les états. Citons : *Teucrium pollium ssp capitatum, Pinus halepensis, Phillyrea angustifolia, Juniperus oxycedrus, Quercus rotundifolia, Cistus villosus, Genista microcephalla, Allium paniculatum var typicum, Helianthemum cinerea ssp rubellum, Centaurea parviflora, Cynosurus elegans.* Parmi les 26 espèces ayant une présence à tous les stades, 20 espèces, soit 76,9 %, sont des pérennes et dont la moitié d'entre elles sont des plantes ligneuses.

Conclusion

En Algérie, la reconstitution végétale post-incendie répond parfaitement au modèle tel qu'il est constaté dans les pays du bassin méditerranéen et confirmé récemment par

Bonnet & Tatoni (2003). Après le feu, la majorité des espèces végétales des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. du nord de la forêt domaniale de Bou-Taleb apparaissent dès les premières années qui suivent le passage du feu. La similitude floristique entre les états atteint son maximum entre l'état III après feu et l'état IV alors que le minimum s'observe entre l'état II et l'état IV. Cependant la similitude est beaucoup plus importante si on considère uniquement les espèces dont la fréquence est égale ou supérieure à deux ; dans ce cas, la similitude inter-état est très forte ; elle atteint une valeur maximale de + 73 % entre l'état III après feu et l'état IV.

Ce sont les mêmes espèces qui existaient avant le passage du feu qui s'installeraient progressivement après ; sans toutefois qu'il y ait réellement succession de communautés, comme cela été observé dans tout le bassin méditerranéen. L'effet de l'exposition nord sur la reconstitution post-incendie semble évident et une comparaison avec celle du sud de la forêt s'impose lors des prochaines études. Cette recolonisation se réalise selon trois étapes principales :

• 1re étape : elle concerne toutes les espèces qui apparaissent après les premiers mois du passage du feu. Elles caractérisent les stades jeunes jusqu'à la quatrième année. Les thérophytes, espèces dont la majorité est étrangère à la communauté, dominent ce stade.

• 2e étape : elle a trait aux espèces plus ou moins « intermédiaires » qui ne se rencontrent qu'après plusieurs années après le feu. Toutefois, celles-ci sont absentes dans les stades adultes. Nous recommandons cependant une prudence quant à la lecture du résultat concernant ces espèces. Il faut rappeler que notre étude provient d'une comparaison synchronique et que plusieurs facteurs, non contrôlés, peuvent avoir une influence ; facteurs liés en partie à l'histoire des sites. Par ailleurs, il est possible qu'elles constituent une communauté permanente maintenue par la périodicité d'une perturbation que ce soit le feu et/ou le pâturage (*cf.* Madoui & Gehu 2002).

• 3e étape : ce sont les espèces d'âge adulte mais aussi celles relatives à la végétation témoin « non brûlée ». Il s'agit essentiellement des espèces ligneuses de type phanérophytes, nanophanérophytes et chaméphytes. Ces espèces ne sont pas étrangères à la communauté mais, c'est à ces stades qu'elles apparaissent en abondance et acquièrent un bon développement. Ceci indique, qu'après un certains temps (7 ans), les pinèdes brûlées du versant nord de Bou-Taleb retournent à leur état antérieur au feu et leur composition floristique semble, en outre, identique à celle des parcelles non brûlées.

En dehors de toutes ces espèces caractérisant les différents états post-incendie, signalons l'existence dans les pinèdes étudiées d'un groupe important d'espèces qui se montrent indifférentes au passage du feu et ce à tous les états. Elles constituent le fond même de la végétation du massif et représentent la physionomie dominante du paysage. Même si leur nombre est faible, elles sont dominantes par leur abondance. Il s'agit, essentiellement des espèces vivaces ligneuses douées d'un grand pouvoir de régénération par voie végétative à partir de souches (*Quercus, Phillyrea*), ou par voie sexuée à partir des semences (*Pinus, Cistus*).

Références

Arianoutsou M., 1984. Post-fire successional recovery of fryganic (east mediterranean) ecosystem. *Acta Oecologica Oecologia Plantarum,* 5: 387-394.

Beaucoudrey P. de, 1938. Les forêts. Extrait du volume *Algérie et Sahara*. Paris, 24 p.

Biswell H.H., 1974. Effects of fire on chaparral. *In*: Kozlowski & Ahlgren (eds), *Fire and ecosystems*. Academic Press, New York, p. 321-364.

Bonnet V. & Tatoni T., 2003. Analyse spatiale et fonctionnelle de la réponse de la végétation après incendie en basse Provence calcaire. *Forêt méditerranéenne*, 24(4) : 385-402.

Boudy P., 1950. *Économie forestière nord-africaine*. II. *Monographie et traitement des essences forestières*. Larose, Paris, 887 p.

Boudy P., 1955. *Économie forestière nord-africaine*. IV. *Description forestière de l'Algérie et de la Tunisie*. Larose, Paris, 483 p.

Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie*. 3. ed. Wien: Springer.

Calvo L., Tarrega R. & Luis E., 1992. The effect of human factors (cutting, burning and uprooting) on experimental heatland plots. *Pirineos*, 140: 15-27.

Direction générale des forêts, 2002. *Bilan décennal des incendies de forêts en Algérie* (1992-2002). Ministère de l'Agriculture, Alger.

Ellenberg H. et Mueller-Dombois D., 1966. A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. *Separatduck aus Ber-geobot*. Inst. Eth, Stiftg Rübel, Zurich, 37: 56-73.

Gehu J. M. & Rivas-Martinez S., 1980. Syntaxonomie. *Berichte der inter. Symp. Der Inter. Vereinigun für vegetations Kunde*, p. 5-33.

Götzenberger L., Ohl C., Hensen I. & Sanchez Gomez P., 2003. Postfire regeneration of a thermomediterranean shrubland area in south-eastern Spain. *Anales de Biologia*, 25: 21-28.

Gounot M., 1969. *Méthodes d'étude quantitative de la végétation*. Masson, Paris, 314 p.

Harper J. L., 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London.

Kadik B., 1983. *Étude du pin d'Alep en Algérie. Écologie, dendrométrie, morphologie*. Thèse doct. d'État, Faculté Aix-Marseille III, 313 p. + annexes.

Kunholtz-Lordat G., 1938. *La terre incendiée. Essai d'agronomie comparée*. Maison carrée, Nîmes, 361 p.

Kunholtz-Lordat G., 1958. L'écran vert. *Mémoires du Muséum national histoire naturelle*, (B) 9 : 276 p.

Madoui A. & Gehu J.-M., 1999. État de la végétation dans la forêt du Bou-Taleb. Mont du Hodna, Algérie. *Forêt méditerranéenne*, 20(4) : 162-168.

Madoui A., 2000. Forest fires in Algeria and case of domanial forest of Bou-Taleb. *Inter. Forets Fires News*, April, 22: 9-15.

Madoui A., 2002. Les incendies de forêts en Algérie. Historique, bilan et analyse. *Forêt méditerranéenne*, 23(11) : 23-30.

Madoui A. & Gehu J. M., 2002. Effect of forest fire on the reconstitution of Aleppo pine forest in some sites in the domanial forest of Bou-Taleb, Mount of Hodna, Algeria. *The 4rd International Conference on Forest Fires Research*, Luso (Portugal), 18-23 November 2002.

Marc P., 1916. Les incendies de forêts en Algérie. *In* : *Notes sur les forêts de l'Algérie.* Typographie Adolphe Jourdan, Alger, p. 203-328.

Meddour R., 1992. Régénération naturelle de *Cedrus atlantica* Man. et de divers pins après incendie dans l'arboretum de Meurdja (Algérie). *Forêt méditerranéenne*, 13(4) : 275-287.

Moravec J., 1990. Regeneration of N.W. African *Pinus halepensis* forests following fire. *Plant Ecology*, 87(1): 29-36.

Quezel P. & Santa M., 1962-1963. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. IGN, Paris.

Rego A., Botelho H. & Bunting S., 1987. Prescribed fire effects on soils and vegetation in *Pinus pinaster* forests in northern Portugal. *Ecologea Mediterranea*, 13(4):189-195.

Seltzer P., 1946. *Le climat de l'Algérie*. Trav. Inst. Météo. et Phys. Globe. Université d'Alger, Typo. Litho, Alger, 219 p., 54 tab., 53 fig.

Trabaud L., 1970. Quelques valeurs et observations sur la phyto-dynamique des surfaces incendiées dans le Bas-Languedoc. (Premiers résultats). *Naturalia Monspeliensia*, *Sér. Bot*. Fasc. 21 : 213-242.

Trabaud L., 1980a. *Impact biologique et écologique des feux de végétation sur l'organisation, la structure et l'évolution de la végétation des garrigues du Bas-Languedoc*. Thèse doc. État. Sciences, Université Sci. Tech. du Languedoc, Montpellier, 288 p.

Trabaud L., 1980b. Influence du feu sur les semences enfouies dans les couches superficielles du sol d'une garrigue de chêne kermes. *Naturalia Monspeliensa*, 39 : 1-12.

Trabaud L. & Lepart J., 1980. Diversity and stability in garrigue ecosystems after fire. *Vegetatio*, 43: 49-57.

Trabaud L., 1992. Réponses des végétaux ligneux méditerranéens à l'action du feu. *Pirineos*, 140 : 89-107.

Trabaud L., 2000. Post-fire regeneration of *Pinus halepensis* forests in the west mediterranean. *In*: Ne'eman and Trabaud (eds), *Ecology, Biogeography and Management of Pinus halepensis and* Pinus brutia *Forest Ecosystems in the Mediterranean Basin*. Leiden, Netherlands, p. 257-268.

Écologie trophique
de la Cigogne blanche (*Ciconia ciconia*) et du Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) en Kabylie (Algérie)

*Trophic ecology of the white Stork (*Ciconia ciconia*) and the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) in Kabylia (Algeria)*

Mohamed BOUKHEMZA[1],
Nabila BOUKHEMZA-ZEMMOURI[2],
Jean-François VOISIN[3]
et Belkacem BAZIZ[2]

1. Laboratoire d'ornithologie et d'écologie des vertébrés, Département des sciences agronomiques, Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, BP 17 RP, Tizi Ouzou, DZ-15000, Algérie
e-mail : boukhemza@ hotmail.com

2. Laboratoire de zoologie agricole et forestière, Institut national agronomique, Hassan Badi, El-Harrach, DZ-16000 Algérie

3. UMS 0305 « Suivi, gestion et restauration des populations », Muséum national d'Histoire naturelle, CP 51 (mammifères et oiseaux), 57, rue Cuvier, F-75005 Paris, France

Résumé

*Les divers milieux fréquentés par la Cigogne blanche (*Ciconia ciconia*) de janvier à août 1995 et le Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) de novembre 1994 à octobre 1995 dans la vallée du Sébaou ont été caractérisés par des indices de fréquentation. L'activité de chasse et d'alimentation de ces deux espèces a été suivie par observation directe de mars à juillet 1995, et leurs proies ont été classées en catégories selon les habitats occupés. Une approche quantitative du régime et de l'activité alimentaire (nombre de pas) de ces deux espèces a été également abordée en fonction des saisons et des milieux trophiques fréquentés.*

Pour ces deux espèces et en une même localité, les indices de fréquentation des milieux varient d'une saison à l'autre en fonction des disponibilités alimentaires, qui sont elles-mêmes fonction du cycle biologique des proies. L'attractivité des champs labourés est toujours très forte. Dans les deux cas, les insectes dominent largement en effectifs toutes les autres classes animales consommées. Du point de vue biomasse, ils n'occupent qu'une petite partie du poids ingéré. Les vertébrés, bien que faiblement représentés en nombre, représentent à eux seuls la quasi-totalité de la biomasse ingérée. Les variations temporelles des différents paramètres de l'effort de capture montrent que ses proportions sont les plus élevées pendant le mois d'avril, période de nidification et d'élevage des jeunes, donc de forte activité. Ces valeurs baissent quand les jeunes prennent leur indépendance. L'activité alimentaire, exprimée en nombre de pas, est également maximum durant le mois d'avril, puis baisse. L'efficacité de chasse exprimée par le pourcentage d'échecs est maximale en été. Les variations des différents paramètres de l'effort de capture en fonction des biotopes montrent que ses proportions sont les plus élevées dans les labours, et les plus basses dans les terrains fauchés et les milieux humides. L'activité alimentaire est maximum dans les friches. L'efficacité de chasse exprimée est maximum dans les labours et minimum dans les milieux humides.

Abstract

*The various habitats attended by the white Stork (*Ciconia ciconia*) from January to August 1995 and the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) from November 1994 to October 1995 in the valley of*

Mots clés : Cigogne blanche, Héron garde-bœufs, lieux d'alimentation, effort de capture, Kabylie.

Keywords: white Stork, Cattle Egret, Feeding areas, Feeding effort, Kabylia.

Sébaou were highlighted by frequentation indexes. Direct observations on the hunting and feeding activities of these two species from March to July 1995 were also carried out. We distinguished several categories of preys according to the occupied habitats. In addition, a quantitative approach of the diet and feeding activity of these wading birds was also approached according to the seasons and of the attended trophic habitats.

Within locality, the frequentation indexes of the habitats by these two species varied from one season to another according to food availability, which was function of the biological cycle of preys. The species were both very highly attracted by plowed fields. Insects largely dominated all other animal classes in the diet of both birds, but accounted only for a small part of biomass intake. Although represented by small numbers, Vertebrates represented most of all the consumed biomass. The temporal variation of the feeding effort parameters showed the highest intake values during April, nesting and breeding period for the young. These values dropped at the time when the young become independent from their parents. Feeding activity, expressed in numbers of steps, was also maximum in April, then dropped therafter. Hunting efficiency, expressed in terms of failure percentage, was maximum in summer. The variations of the feeding effort parameters according to habitats show that energy intake was highest in plowlands, and least in the mown meadows and wetland. Feeding activity, expressed in step numbers, was maximum in waste lands. Hunting efficiency, expressed in failure percentage, was maximum in ploughings and minimal in the wetlands.

Abriged english version

In Algeria, Cattle Egret *Bubulcus ibis* lives in almost all the tellian area. In the Mediterranean region, except for of Franchimont's work in 1986b, few data are available about the food locations from which the successfully reproduction of Cattle Egret depends, contrary to what occurs for nesting sites (Bredin 1981, 1983; Hafner & Fasola 1992). The white Stork *Ciconia ciconia,* is considered as a one of the declining species in the Western part of its distribution area (Reinwald *et al.* 1989). In Europe, several works on feeding ecology have been carried out (*e.g.* Pinowska & Pinowski 1989; Dziewiaty 1992; Thomsen & Struwe 1994). In Algeria, many studies were undertaken (Boukhemza *et al.* 1997; Boukhemza 2001; Boukhemza *et al.* 2004), but there is a lack of quantitative data on feeding activity. The White stork and Cattle Egret live together in the Sébaou valley. It seemed convenient enough to see how these two species, the one (Cattle Egret) which is described as ubiquist and the other being rare and in the regression phase, do share food space and resources during their annual cycle, from the expenditure and energy profits points of vues.

The various habitats attended by the white Stork (*Ciconia ciconia*) from January to August 1995 and the Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) from November 1994 to October 1995 in the Sébaou valley were highlighted by frequentation indexes. Direct observations on the hunting and feeding activities of these two species from March to July 1995 were also carried out. We distinguished several categories of preys according to the places of capture. In addition, a quantitative approach of the diet and feeding activity of these wading birds was also achieved during the same period. It related to the relative estimation of the expenditure and energy contributions through some parameters according to seasons and attended trophic habitats.

In the same area, the frequentation indexes of the habitats by these two species fluctuated from one season to the other depending on food availability, this was function of the preys biological cycle. In both cases, it is mostly in June, which corresponds to the take-off time of the young generation that the frequentation indices are highest. It is also at that time of the year that the most significant activity of these birds is observed.

The white Stork finds most of its food in the temporary meadows, the ponds, the ploughed grounds and the cultures which it attends all the year. The other habitats, like the refuse tips, are frequented only in winter. Ploughed fields were always very highly attractive. This diagram of frequentation is found in the European countries such as Denmark, Spain and Germany (Skov 1991; Coppa 1991; Lestan 1991; Thomsen 1995; Thomsen & Struwe 1994; Marchamaldo de Blas 1995). These choices of frequentation seem to be dictated by good conditions such as the preys detection along with the possibility of moving without being stopped by the vegetation.

In Kabylie, the Cattle Egret all along the year attend ploughings, the meadows, the low cultures, the wetlands and the temporary ponds. In the Camargue, it is also present all along the year in the marshes (Voisin 1991), and the other habitats such as the discharges are frequented only in periods of food (Hafner 1977;

Franchimont 1985). Ardeidae at the delta of the Senegal river, the Cattle Egret in particular exploit primarily the grassy meadows (Voisin 1991). Hafner & Fasola (1992) showed that, in France, Spain and Italy, Cattle Egret uses only a rather narrow range of dry and wetlands. Everywhere, they are strongly attracted by the cattle and the horses.

Insects largely dominated all other animal classes in these birds diet, but they represent only a small part of the consumed biomass. Earthworms occupy a good place in these birds diet in number as well as in biomass. Although represented by small numbers, Vertebrates represented almost all the consumed biomass. The same tendency is noticed by Struwe & Thomsen (1991) in Germany, where the vertebrate add up to 75% of the biomass introduced by the white Stork. In North Germany, the earth batrachians and worms (Lumbricidae) constitute the greatest part of the introduced biomass (Thomsen 1995; Thomsen & Struwe 1994). In Dannenberger Marsch in Low Saxony, the vertebrate ones occupy 80% in weight of the menu of the white Storks with rodents especially (Dziewiaty 1992). In Denmark, White stork food is made up exclusively of lumbricus, frogs, mammals and insects (Skov 1991). The Stork nourishes itself in Spain at period of wintering of crayfish *Procambarus clarkii* and carpi *Cyprinus carpio* present in abundance (Sánchez *et al.* 1995).

The Cattle Egret is also insectivorous with a more or less marked carnivorous tendency according to the situations (Bredin 1983), mainly when it niches, because its young generation needs vertebrates (Voisin 1991). In addition, Britton & Moser (1982) & Voisin (1991) in the Camargue region reported, the presence of *Gambusia affinis* in the menu of the Cattle Egret.

The temporal variation of the feeding effort parameters showed that the highest energy intake during April, nesting and breeding period of the young generation. These values fell significantly when the young birds got independent from their parents. Hunting efficiency, expressed in number of steps, is also maximum in April, and drops there after. Hunting efficiency, expressed in terms of failure percentage, increased in summer. The variations in feeding effort parameters according to biotopes showed that energy intake was highest in ploughings, and lowest in the mown meadows and wetlands. Hunting efficiency, expressed in step numbers, is high in waste lands. Hunting efficiency, expressed as failure percentage, was maximum in ploughings and minimal in the wet biotopes.

In the Sébaou valley, the white Stork and Cattle Egret have a broad ecological niche, depending mainly on the human activities. They attend different biotopes and modify their frequentation according to the seasons in order to meet their energy needs and nutritional balance. But they tend to limit the competition between them, while attending as much as possible different biotopes, or the same biotopes at differing degrees, by adopting different techniques of hunting.

Introduction

En Algérie, le Héron garde-bœufs *Bubulcus ibis* se rencontre dans toute la région tellienne, où il est l'Ardéidé le plus commun tout au long de l'année (Heim de Balsac & Mayaud 1962 ; Etchécopar & Hüe 1964 ; Ledant & Van Dijk 1977 ; Metzmacher 1979 ; Ledant *et al.* 1981 ; Franchimont 1986a). Dans la région méditerranéenne, au contraire de ce qui se passe pour les sites de nidification (Bredin 1981, 1983 ; Hafner & Fasola 1992), nous manquons de données sur les lieux d'alimentation dont dépend le succès de la reproduction du Héron garde-bœufs (Franchimont 1986b).

La Cigogne blanche *Ciconia ciconia* est une espèce en déclin dans la partie occidentale de son aire de répartition (Reinwald *et al.* 1989). En Europe, son écologie trophique est très documentée (*e.g.* Pinowska et Pinowski 1989 ; Dziewiaty 1992 ; Thomsen et Struwe 1994). En Algérie, plusieurs travaux mettant en relation l'alimentation de *C. ciconia* avec les types de biotopes fréquentés et leurs disponibilités en ressources trophiques, ont été entrepris (Boukhemza *et al.* 1997 ; Boukhemza 2001 ; Boukhemza *et al.,* 2004). Toutefois, nous manquons de données quantitatives sur le régime et l'activité alimentaire.

Ces deux espèces vivant en sympathie dans la zone d'étude présentent des dissemblances fortes en termes d'effectifs locaux et de statut de protection dans leur aire de répartition. L'objet de cet article est de comparer l'écologie alimentaire et l'utilisation du milieu par la Cigogne blanche et le Héron garde-bœufs en Kabylie, essentiellement par observation

directe à distance (transects en voiture) du nombre d'individus. Sur certains d'entre eux, une observation plus détaillée des proies consommées (converties en biomasses) et du nombre de pas effectués.

Matériel et méthodes

Cette étude a été menée dans la vallée de l'oued Sébaou, une région sublittorale caractérisée par une importante activité agricole, notamment dans la production d'agrumes et le maraîchage. On y trouve des prairies, des friches et des bosquets où pâture du bétail. Cette région a été décrite en détail par Boukhemza *et al*. (1995). Elle est comprise entre les parallèles 36 et 44º N et les méridiens 3 et 5º E.

L'échantillonnage des espèces proies des deux espèces étudiées a été conduit en cinq stations types bien représentatives des milieux fréquentés par ces oiseaux. Plusieurs techniques ont été utilisées. Les invertébrés vivant sur le sol, essentiellement les coléoptères, ont été échantillonnés avec des pièges de Barber dont 10 étaient installés sur une surface de 10 m^2 dans chaque station, et relevés au début de chaque mois. Les orthoptères ont été capturés au début de chaque mois, dans 10 carrés de 10 m^2 chacun situés sur chaque station (Voisin 1986). Les insectes aquatiques ont été récoltés au filet troubleau à faible profondeur dans l'eau le long de la berge de l'oued Sébaou, en suivant les recommandations de Lamotte & Bourlière (1969). Les vertébrés ont été capturés par piégeage.

Le régime étant fondé sur les prises alimentaires, la manière la mieux adaptée pour exprimer les ressources d'un milieu serait de les exprimer en « prises alimentaires disponibles » pour ces oiseaux, ce qui est d'autant plus difficilement réalisable que ces espèces sont éclectiques. Afin de nous en approcher le plus, nous avons utilisé « l'indice mensuel d'abondance des ressources » de Bredin (1983, 1984) en nous fondant sur nos prélèvements de proies. Cet indice correspond au pourcentage d'individus d'une espèce donnée capturés dans un milieu donné, rapporté au nombre total de captures. Il comprend quatre niveaux : absence ($n\,\% = 0$), petit nombre ($n\,\% \leq 10$), abondance ($10 < n\,\% \leq 50$), abondance maximum ($50 < n\,\% \leq 100$).

La fréquentation des différents milieux par la Cigogne blanche et le Héron garde-bœufs a été suivie sur trois itinéraires-échantillons longs de respectivement 10, 15 et 20 km. Ils ont été parcourus une fois par semaine à vitesse modérée (45 km/h), de janvier à août 1995 en ce qui concerne la Cigogne blanche et de novembre 1994 à octobre 1995 pour le Héron garde-bœufs. Tous les groupes de Cigognes blanches et de Hérons garde-bœufs aperçus posés étaient dénombrés, éventuellement en faisant un arrêt. Il ne fut pas tenu compte des individus observés en vol. Les caractéristiques de chaque milieu fréquenté par les oiseaux (type de milieu, superficie et pratiques agricoles) ont été notées. L'indice de fréquentation d'un biotope donné est défini comme le quotient du nombre d'oiseaux recensés dans celui-ci par sa superficie en % de la superficie totale de la zone de référence fréquentée par ces oiseaux (Ellison *et al.* 1977).

Des observations directes sur l'activité de chasse et d'alimentation des deux échassiers ont été réalisées en suivant aux jumelles une Cigogne ou un Héron garde-bœufs et en notant attentivement les proies qu'il capturait. Ce travail a nécessité un certain apprentissage, car la détermination aux jumelles des invertébrés, proies essentielles de la Cigogne blanche et du Héron garde-bœufs, est délicate. Pour limiter cet inconvénient, nous avons recherché ces proies sur le terrain, entre autres lors des labours. De mars à juillet 1995, nous avons effectué 100 heures d'observation cumulées sur l'activité de chasse de chacune des deux espèces, correspondant à 320 observations avec une durée moyenne de 18 minutes pour chacune d'elles. Cette méthode a déjà été employée sur diverses espèces de hérons, dont le Héron garde-bœufs, notamment par Siegfried (1971), Grubb (1976), Voisin (1978, 1991), Hafner *et al.* (1982) et Bredin (1983).

En outre, une approche quantitative de l'activité d'alimentation de la Cigogne blanche et du Héron garde-bœufs, elle aussi fondée sur des observations directes, a été également abordée de mars à juillet 1995 en fonction des milieux trophiques fréquentés et des saisons. Cette approche partielle « coût-bénéfice » a pris en compte :

– le nombre de proies capturées avec succès par minute et le poids sec ingéré (en g par minute) ;
– le nombre d'échecs par minute et le nombre de pas effectués par minute.

Le pourcentage d'échecs des captures est calculé comme suit :

$$\text{Pourcentage d'échecs} = \frac{\text{Nombre de proies manquées x 100}}{\text{Nombre de proies capturées + nombre de proies ratées}}$$

Toutefois, nous n'avons pas pu prendre en compte les autres paramètres du coût de l'alimentation (vol, capture des proies, valeur énergétique des proies et coefficient d'assimilation).

Ces paramètres ont été calculés à chaque observation, et nous avons établi la moyenne mensuelle de chacun d'entre eux.

Les masses sont exprimées en poids sec, après 24 heures de déshydratation à 90 ºC. Les biomasses sont calculées par référence à la masse de spécimens frais capturés dans la nature, ou bien, lorsque cela n'a pas été possible, à partir de données de la littérature.

Résultats

Phénologie de la fréquentation des aires de gagnage par la Cigogne blanche

Dans la vallée du Sébaou, la Cigogne blanche s'alimente dans des milieux très divers.

Globalement, c'est au mois de juin, époque de l'envol des cigogneaux, que les indices de fréquentation sont les plus élevés (tableau 1).

En hiver, la Cigogne blanche fréquente surtout les mares temporaires et les prairies, ce qui est probablement la conséquence de l'appauvrissement des autres biotopes en proies potentielles (figure 1). Ces milieux offrent en cette saison une abondante faune d'insectes et de batraciens. Bien que plutôt pauvres en hiver, les cultures basses et les vergers offrent toutefois une petite faune utilisable par la Cigogne blanche, sous la forme de coléoptères et d'orthoptères. Il en est de même des labours, qui, bien que faiblement fréquentés, offrent une faune importante de rongeurs et d'orthoptères. Les décharges publiques, qui ne sont fréquentés qu'au mois de mars, abritent une importante faune de coléoptères coprophages et détritivores en plus de déchets urbains. Les friches sont démunies de végétation en hiver et n'attirent plus la cigogne. Quant aux bois, ils n'offrent pas la sécurité nécessaire pour attirer la Cigogne durant cette saison, faute d'une bonne visibilité. Il faut

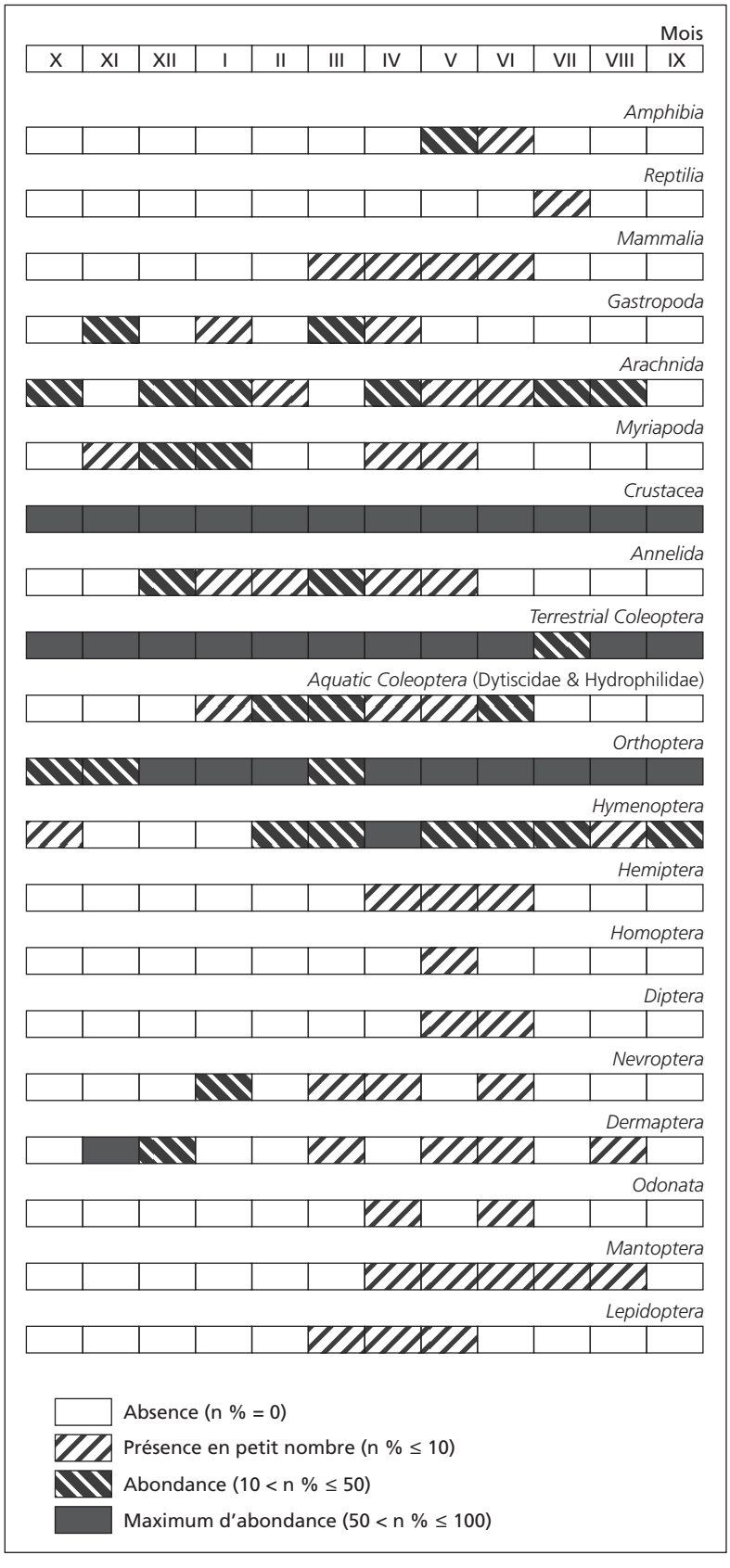
Tableau 1 – Indices de fréquentation des divers milieux de la vallée du Sébaou par la Cigogne blanche (*Ciconia ciconia*) en 1995 (X : moyenne arithmétique ; σ : écart type de la moyenne).

Table 1 – Frequentation indices of the various habitats of the Sébaou valley by the white Stork (*Ciconia ciconia*) in 1995 (X: arithmetic mean; σ: standard deviation).

Saisons	Hiver (40 individus)			Printemps (111 individus)			Été (161 individus)		Total
Mois	I	II	III	IV	V	VI	VII	VIII	
Types de milieux									
Cultures basses	0,00	0,25	1,25	2,00	0,50	0,00	0,00	0,00	4,00
Vergers	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	3,50
Champs labourés	0,50	0,20	0,20	1,50	0,25	2,50	0,00	0,70	5,85
Friches	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	3,50	0,00	0,00	3,75
Prairies	0,00	2,25	0,50	4,25	0,20	1,50	1,50	0,00	10,20
Mares temporaires et bords des oueds et ruisseaux	1,00	0,50	1,50	0,50	0,75	2,00	0,00	0,00	6,25
Immondices	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,25
Bois	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08
X	0,06	0,50	0,74	1,03	0,21	1,37	0,18	0,08	
σ	0,06	0,26	0,26	0,53	0,09	0,46	0,18	0,08	
Total mois	**1,50**	**3,28**	**5,95**	**8,25**	**1,70**	**11,00**	**1,50**	**0,70**	
Total saisons		**10,73**			**20,95**			**2,20**	**33,88**

Figure 1 – Disponibilités en proies animales actives dans les cinq stations échantillonnées aux différents mois de l'année, d'octobre 1994 à septembre 1995.
(n % : abondance relative du taxon considéré en nombre.)

Figure 1 – Availabilities in active animal preys in the five stations sampled during the different months of the year, from october 1994 to september 1995.
(n %: Relative frequency in number of those taxa considered.)



toutefois noter les faibles effectifs hivernaux de Cigognes blanches, qui se limitent aux premiers migrateurs arrivés à partir du mois de janvier qui s'ajoutent aux rares individus hivernants (40 individus observés au total).

Au printemps, la Cigogne blanche fréquente les prairies et les champs labourés où elle trouve des orthoptères et des coléoptères. Elle visite encore les friches, les cultures basses et les mares temporaires, mais dédaigne les décharges et les bois. Les friches pâturées offrent beaucoup de coléoptères. Les biotopes humides attirent les cigognes du fait de leur faune diversifiée, notamment des coléoptères aquatiques. Cent onze cigognes ont été observées.

En été, avec l'envol des jeunes, l'effectif des cigognes augmente pour atteindre 161 observations au mois d'août. La Cigogne ne fréquente plus guère que les prairies et les labours où elle trouve une abondante faune de coléoptères et d'orthoptères, notamment dans les prairies amendées de fauche ou de pâture. La fréquentation assidue de ces dernières montre les relations qui existent entre les grands herbivores, les prairies hygrophiles qu'ils pâturent et les grands échassiers, cigognes et hérons, qui se nourrissent entre autres de coprophages, relations encore intactes dans la région. Les labours offrent de leur côté une variété de proies exhumées par la charrue (myriapodes, formicidés et rongeurs).

Phénologie de la fréquentation des aires de gagnage par le Héron garde-bœufs

Dans la vallée du Sébaou, le Héron garde-bœufs fréquente lui aussi des lieux de gagnage très diversifiés. D'une manière générale, c'est au mois de juin, époque de l'envol des héronneaux, que les indices de fréquentation sont les plus élevés (tableau 2). En automne, le Héron garde-bœufs fréquente essentiellement les cultures basses et les labours, surtout après les premières pluies. En effet, le passage de la charrue met à jour une quantité de proies potentielles, entre autres des grenouilles et des rongeurs, parfois blessés, et les indices de fréquentation mensuels de ces milieux sont à l'image de l'intensité du travail du sol. Les cultures attirent certains insectes, notamment des orthoptères, dont le maximum de captures se situe au début de l'automne, conformément à leur disponibilité.

Tableau 2 – Indices de fréquentation des divers milieux de la vallée du Sébaou par le Héron garde-bœufs en 1994/1995 (X : moyenne arithmétique ; σ : écart type de la moyenne).

Table 2 – Frequentation indices of the various habitats of the Sébaou valley by Cattle Egret in 1994/1995 (X: arithmetic mean; σ: standard deviation).

Périodes	**d'hivernage**					**de reproduction**							**Total**
Saisons	**Automne (40 ind.)**		**Hiver (80 ind.)**			**Printemps (120 ind.)**			**Été (150 ind.)**				
Mois	**XI**	**XII**	**I**	**II**	**III**	**IV**	**V**	**VI**	**VII**	**VIII**	**IX**	**X**	
Types de milieux													
Cultures basses	1,50	0,50	0,00	0,25	1,25	2,00	0,50	0,00	1,00	0,50	0,00	2,00	9,50
Vergers	0,00	0,00	0,00	0,00	2,00	0,00	0,00	1,50	0,00	0,00	0,00	0,00	3,50
Champs labourés	3,00	0,00	1,50	0,20	0,20	1,50	0,25	3,50	0,00	0,70	0,00	2,50	13,35
Friches	0,00	0,20	0,00	0,00	0,25	0,00	0,00	3,50	0,00	0,00	0,00	0,00	3,95
Prairies	0,00	0,00	0,00	2,25	0,50	4,25	0,20	1,50	1,50	0,00	0,00	0,00	10,20
Mares temporaires et bords des oueds et ruisseaux	0,35	0,75	1,00	0,50	1,50	0,50	0,75	1,20	0,20	0,20	0,75	0,10	7,80
Immondices	0,00	0,00	1,50	0,75	0,25	0,50	0,20	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	3,20
Bois	0,00	0,00	0,00	0,08	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,08
X	0,60	0,18	0,50	0,59	0,74	1,09	0,23	1,40	0,33	0,17	0,02	0,57	
σ	0,38	0,10	0,25	0,26	0,26	0,52	0,09	0,51	0,20	9,77	0,02	0,36	
Total mois	**4,85**	**1,45**	**4,00**	**4,03**	**5,95**	**8,75**	**1,90**	**11,20**	**2,70**	**1,40**	**0,75**	**4,60**	**51,58**
Total saisons	**6,30**		**13,98**			**21,85**			**4,85**			**4,60**	**51,58**

Cependant, les effectifs du Héron garde-bœufs diminuent sensiblement en automne et leur distribution devient irrégulière, et c'est sans doute pour cela qu'en cette saison la fréquentation des prairies et des décharges devient nulle, et celle des friches et mares temporaires faible.

En hiver, la plupart des biotopes s'appauvrissent en proies potentielles, et les Hérons garde-bœufs qui restent dans la vallée du Sébaou fréquentent les mares temporaires, les prairies et les décharges. Les mares temporaires et surtout les prairies humides offrent à ce moment une abondante faune de coléoptères aquatiques et d'amphibiens. Les décharges publiques, que les Hérons garde-bœufs fréquentent au maximum en hiver, abritent une importante faune de coléoptères coprophages et détritivores. Bien que plutôt pauvres en hiver, les vergers et les cultures basses offrent cependant une petite faune utilisable sous la forme de coléoptères et d'orthoptères hivernant à l'état adulte. Il en est de même des labours, qui connaissent une baisse de fréquentation, bien qu'ils offrent encore une faune importante, par exemple de rongeurs et d'orthoptères. En début d'hiver, des troupes allant jusqu'à 80 Hérons garde-bœufs, parfois accompagnés de Cigognes blanches et de Goélands argentés *Larus argentatus,* ont été observés cherchant ces proies mises au jour par la charrue. Toujours en hiver, le garde-bœufs ne s'aventure que très rarement dans les maquis et les bosquets, où il semble attiré par le bétail.

Au printemps, les proies sont généralement abondantes, et le Héron garde-bœufs fréquente beaucoup les prairies hautes, où il trouve tant des orthoptères que des coléoptères. À ce moment, les labours sont dans la région aussi intense qu'en automne, et, comme à cette saison, on peut l'observer suivant la charrue en compagnie de Goélands argentés et de Cigognes blanches. Il fréquente aussi les friches, les cultures basses et les mares temporaires, mais a tendance à délaisser les décharges.

En été, au contraire, le Héron garde-bœufs ne chasse plus guère que dans les cultures basses irriguées et dans les prairies. Dans la vallée du Sébaou, ces milieux sont très étendus et riches en proies, notamment les insectes dont le maximum d'abondance se situe de juillet à octobre, à un moment où les autres sources de nourriture ont tendance à devenir moins abondantes et même à se tarir. À cette époque, le Héron garde-bœufs fréquente aussi beaucoup les biotopes humides, notamment le bord des oueds, où il vient boire et chasser des proies enfouies dans le sable, comme des dermaptères, des coléoptères dytiscidés et de rares reptiles. Enfin, il visite les quelques labours encore effectués en cette saison.

Composition des régimes alimentaires de la Cigogne blanche et du Héron garde-bœufs déterminée par observation directe

Numériquement, les insectes représentent les deux tiers des proies capturées par la Cigogne blanche, mais ne comptent cependant que pour une part infime de la biomasse ingérée (tableau 3). Ce sont surtout les espèces épigées qui sont prélevées, représentant près de la moitié des captures. Les lombrics sont assez bien représentés tant en nombre (près d'une proie sur cinq) qu'en biomasse (10,5 %). Capturés en faible quantité, les insectes souterrains et aquatiques représentent une biomasse très faible. Les myriapodes sont représentés par des effectifs et une biomasse négligeables. Les vertébrés, bien que faiblement représentés en nombre avec un peu plus d'une capture sur dix, représentent à eux seuls les trois quarts de la biomasse ingérée (84,82 %), avec surtout des batraciens.

Les insectes épigés représentent un peu moins de la moitié des proies capturées par le Héron garde-bœufs, mais moins d'un dixième de la masse totale. Ils sont capturés dans tous les milieux fréquentés. En revanche, les lombrics et les batraciens, qui constituent respectivement plus du quart et de la moitié des proies capturées en terme de biomasse, ne représentent qu'une proportion très faible, voire négligeable du nombre des captures. Ils proviennent exclusivement des prairies humides et des labours. Les insectes aquatiques sont encore moins représentés, tant en nombre qu'en biomasse. Bien que représentant plus du quart des proies, les insectes aériens ne représentent qu'une biomasse négligeable. Ils proviennent de tous les milieux, mais sont capturés essentiellement dans les friches. Les insectes souterrains ne représentent qu'un dixième des proies capturées, mais une biomasse comparable à celle des insectes épigés. Ils sont capturés uniquement dans les friches et les labours.

Fluctuations mensuelles de l'effort de capture de la Cigogne blanche et du Héron garde-bœufs

Le nombre moyen de proies capturées par minute par la Cigogne blanche baisse de mars à avril puis augmente et culmine en mai (tableau 4). Chez le Héron garde-bœufs, la valeur la plus élevée est atteinte au mois d'avril, suivi par les mois de mars et mai (tableau 5). Chez ces deux espèces, les valeurs maximum coïncident avec l'élevage des jeunes, quand les besoins énergétiques sont les plus élevés, et les minimums après l'émancipation des juvéniles. La reprise constatée en juillet pour la cigogne correspond à l'engraissement préalable à la migration.

Parallèlement, le poids sec des proies ingérées par minute par la Cigogne blanche et le Héron garde-bœufs atteint ses valeurs les plus élevées pendant l'élevage des jeunes, et les plus basses après l'émancipation de ceux-ci. Une légère reprise s'observe encore en juillet chez la Cigogne blanche. La taille des proies per-

Tableau 3 – Composition des régimes alimentaires de la Cigogne blanche et du Héron garde-bœufs d'après les observations directes (n : nombre de spécimens ; b : biomasse (poids sec en g) ; n % et b % : abondance relative en nombre et en biomasse du taxon considéré).

Table 3 – Composition of the diets of the white Stork and Cattle Egret obtained after direct observations (n: number of specimens; b: biomass (dry weight in g); n% and b%: relative frequency and biomass percentage).

	Cigogne blanche				Héron garde-bœufs			
Taxons	**n**	**n %**	**b en g**	**b %**	**n**	**n %**	**b en g**	**b %**
Vertebrata	**39**	**13,88**		**84,82**	**12**	**1,77**		**56,54**
Amphibia	33	11,74	148,50	75,64	12	1,77	54,00	56,54
Aves, œufs de Columbidés	3	1,07			0	0,00	0,00	0,00
Mammalia sp. ind.	3	1,07	18,00	9,17	0	0,00	0,00	0,00
Invertebrata	**242**	**86,12**		**15,18**	**667**	**98,24**		**43,42**
Annelida, Lumbricidae	50	17,79	22,50	11,46	60	8,84	27,00	28,29
Myriapoda	4	1,42	1,68	0,85	0	0,00	0,00	0,00
Insecta	188	66,90		2,87	607	89,40		15,14
Insectes terrestres	132	46,97	3,96	2,02	295	43,45	8,85	9,27
Insectes aquatiques	20	7,12	0,60	0,30	52	7,66	1,56	1,63
Insectes souterrains	36	12,81	1,08	0,55	72	10,60	2,16	2,26
Totaux et pourcentages	281	100,00	196,32	100,00	679	100,00	95,45	100,00

Tableau 4 – Variations mensuelles de la moyenne des paramètres de l'effort de capture de la Cigogne blanche (X : moyenne arithmétique ; σ : écart type de la moyenne ; C.V. : coefficient de variation).

Table 4 – Monthly variations of the average of the feeding effort parameters of the white Stork (X: arithmetic mean; σ: standard deviation; C.V.: variation coefficient).

Mois	III	IV	V	VI	VII	X	σ	C.V.
Paramètres								
Nombre de proies/mn	3,20	3,00	4,30	1,20	2,70	2,88	0,49	34,68
Poids sec (g/mn)	0,14	0,24	0,08	0,02	0,06	0,10	3,82	70,85
Pourcentage d'échecs/mn	37,25	25,00	28,33	47,80	54,23	38,52	5,57	28,93
Nombre de pas/mn	47,80	97,70	36,70	31,40	30,20	43,36	15,44	71,25

Tableau 5 – Variations mensuelles de la moyenne des paramètres de l'effort de capture du Héron garde-bœufs (X : moyenne arithmétique ; σ : écart type de la moyenne ; C.V. : coefficient de variation).

Table 5 – Monthly variations of the average of the feeding effort parameters of Cattle Egret (X: arithmetic mean; σ: standard deviation; C.V.: variation coefficient).

Mois	III	IV	V	VI	VII	X	σ	C.V.
Paramètres								
Nombre de proies/mn	5,00	6,20	4,86	2,80	1,33	4,03	0,87	43,09
Poids sec (g/mn)	0,23	0,35	0,24	0,07	0,03	0,18	5,89	64,08
Pourcentage d'échecs/mn	9,58	3,12	8,64	8,49	8,90	7,74	1,17	30,24
Nombre de pas/mn	26,26	27,80	24,90	25,30	20,60	21,37	4,71	44,16

met d'expliquer une partie de ces variations : de mars à mai, des lombrics atteignant 0,42 g de poids sec par individu sont fréquents parmi les proies des deux espèces, et absents en juin et juillet.

Chez la Cigogne blanche, le pourcentage moyen d'échecs par minute baisse de mars à avril puis augmente pour culminer en juillet. Chez le Héron garde-bœufs au contraire, ce paramètre est presque constant, avec cependant des valeurs un peu plus fortes en mars, mai, juin et juillet. La plus faible se situe en avril quand l'oiseau consomme davantage de lombrics, faciles à repérer et à capturer.

Le nombre moyen de pas par minute effectués par les deux espèces au gagnage augmente à partir de mars pour culminer en avril et atteindre un minimum en juillet. Le maximum printanier se produit lorsque les oiseaux suivent la charrue pour se nourrir, d'où une forte dépense d'énergie. Le minimum estival correspond à la période de post-reproduction, et peut s'interpréter comme une baisse de l'effort de chasse.

Fluctuations de l'effort de capture de la Cigogne blanche et du Héron garde-bœufs en fonction des biotopes fréquentés

Le nombre moyen de proies capturées par minute par la Cigogne blanche est très élevé dans les biotopes humides, et au contraire le plus faible dans les vergers (tableau 6). Pour

Tableau 6 – Variations de l'effort de capture de la Cigogne blanche en fonction des biotopes fréquentés (X : Moyenne arithmétique ; σ : écart type de la moyenne ; C.V. : coefficient de variation).

Table 6 – Variations of the feeding effort of the white Stork according to the attended biotopes (X: arithmetic mean; σ: standard deviation; C.V.: variation coefficient).

Biotopes	Labours	Cultures	Vergers	Prairies	Friches	Milieux humides	Immondices	X	σ	C.V.
Paramètres										
Nombre de proies/mn	2,33	2,75	1,26	1,77	2,81	4,70	2,87	2,64	0,41	38,11
Poids sec (g/mn)	0,45	0,08	0,05	0,03	0,14	0,08	0,06	0,12	0,05	106,66
Pourcentage d'échecs/mn	42,90	36,36	52,38	58,75	71,17	48,93	84,91	56,48	6,34	27,52
Nombre de pas/mn	65,71	32,20	35,66	26,90	16,94	16,10	2,40	27,98	7,58	66,41

Tableau 7 – Variations de l'effort de capture en fonction des biotopes fréquentés par le Garde-bœufs dans le Haut Sébaou (X : moyenne arithmétique ; σ : écart type de la moyenne ; C.V. : coefficient de variation)

Table 7 – Variations of the feeding effort parameters according to the biotopes attended by the Cattle Egret in High Sébaou (X: arithmetic mean; σ: standard deviation; C.V.: variation coefficient).

Biotopes	Labours	Cultures	Vergers	Prairies	Friches	Milieux humides	Immondices	X	σ	C.V.
Paramètres										
Nombre de proies/mn	3,66	3,05	1,22	2,43	5,83	3,58	3,25	3,35	0,52	38,58
Poids sec (g/mn)	0,46	0,05	0,02	0,06	0,21	0,05	0,05	0,12	6,00	114,41
Pourcentage d'échecs/mn	1,61	2,20	3,20	6,53	4,11	8,43	2,90	4,14	0,93	55,30
Nombre de pas/mn	19,13	18,20	15,00	16,66	30,25	14,91	6,00	13,30	2,33	42,98

le Héron garde-bœufs, la valeur la plus élevée est notée dans les friches, où sont prises de nombreuses petites proies, et plus faible dans les terrains fauchés (tableau 7). Variable selon les milieux, le nombre de proies capturées par minute n'est pas lié au poids sec ingéré. Ceci s'explique tant par des différences de la taille des proies que par leur abondance dans les différents milieux.

En ce qui concerne la biomasse ingérée, les biotopes les plus favorables pour les deux espèces sont les labours où elles trouvent surtout de grosses proies peu mobiles comme les lombrics, et donc un apport énergétique fort. Pour la Cigogne blanche, les décharges, les vergers et les prairies sont les sites de gagnage les moins favorables. Ce sont les milieux humides et les terrains fauchés qui conviennent le moins au Héron garde-bœufs, qui ne les fréquente que pendant la période de post-reproduction, lorsque son activité alimentaire est la plus faible.

Chez la Cigogne blanche, la plus forte valeur du pourcentage moyen d'échecs par minute est enregistrée dans les friches, où l'herbe haute la gêne pour chasser. Au contraire, le plus grand taux d'échecs est enregistré pour le Héron garde-bœufs dans les milieux humides où il recherche des proies aquatiques difficiles à capturer. Le taux d'échecs par minute est faible chez les deux espèces dans les labours, là où elles capturent des proies souterraines mises à jour par la charrue, comme les lombrics. Leur efficacité y est donc meilleure.

C'est dans les décharges que la Cigogne blanche effectue le moins de pas par minute, et en suivant les charrues dans les labours qu'elle en effectue le plus. Au contraire, c'est dans les friches, alors qu'il accompagne le bétail et chasse les petits animaux effrayés par ce dernier que le Héron garde-bœufs en effectue le plus. Un nombre de pas par minute plus important se traduit par une dépense d'énergie plus forte, mais qui peut être largement compensée par un nombre de prises plus importantes. Le faible nombre de pas par minute enregistré en particulier chez le garde-bœufs dans les milieux humides paraît essentiellement dû à la difficulté d locomotion dans ce milieu.

Discussion

En une même localité, les indices de fréquentation des milieux par la Cigogne blanche et le Héron garde-bœufs varient d'une saison à l'autre en fonction des disponibilités alimentaires, qui sont elles-mêmes fonction du cycle biologique des proies.

La Cigogne blanche trouve la plus grande partie de son alimentation dans les prairies, les mares temporaires, les terrains labourés et les cultures qu'elle fréquente toute l'année. Les autres milieux, comme les décharges publiques, ne le sont qu'en hiver. On retrouve ce schéma de fréquentation dans les pays européens : au Danemark, les exploitations agricoles extensives sont visitées à 63 % et intensives à 37 % (Skov 1991), en Allemagne du Nord, les cigognes exploitent de préférence les habitats à végétation basse et ceux où des travaux agricoles sont en cours (Thomsen 1995 ; Thomsen & Struwe 1994). Dans le nord-est de la France, ce sont les prairies, notamment les prairies de fauche, et les étangs qui constituent les milieux préférentiels (Coppa 1991, Lestan 1991). En Espagne, de fortes concentrations de cigognes se forment sur les décharges pendant la période d'hivernage (Marchamaldo de Blas 1995). Ces choix semblent dictés par de bonnes conditions de détection des proies, ainsi que par la possibi-

lité de se déplacer sans être entravé par la végétation. Ces dernières années, on a observé toujours plus de cigognes qui cherchaient leur nourriture sur les dépôts d'ordures. C'est peut-être dans le nombre croissant de ces décharges publiques et dans la destruction des ressources naturelles d'alimentation des cigognes qu'il faut voir les causes du changement de comportement de ces oiseaux (Martinez Rodríguez & Fernández 1995). D'après Martinez Rodríguez (1995), les décharges publiques constituent des ressources alimentaires nouvelles en Espagne pour la Cigogne blanche, les milans, les mouettes, les étourneaux, les renards, les sangliers et les goélands.

En Allemagne (région de l'Elbe moyen), Dziewiaty (1994) a noté que les cigognes fréquentent assidûment les prairies (> 85 %), surtout les pâturages humides. De même dans le nord-est de la Pologne, les lombrics sont consommés dans les pâturages et prairies humides (Pinowski *et al.* 1991). D'après Pinowska & Pinowski (1989) en Pologne, la biomasse consommée par unité de temps est importante en raison du type de proie capturée (amphibiens et rongeurs). Il en ressort que la présence de milieux avec une forte densité de batraciens et de micromammifères détermine la distribution des nids et le succès de la reproduction.

En Kabylie, le Héron garde-bœufs trouve la plus grande partie de son alimentation dans les labours, les prairies, les cultures basses, les zones humides et les mares temporaires, qui sont fréquentés toute l'année. Par contre, en Camargue, il est présent toute l'année dans les marais (Voisin 1991), et les autres milieux ne sont fréquentés qu'en période de disette, comme par exemple les décharges (Hafner 1977 ; Franchimont 1985). Les Ardéidés du delta du fleuve Sénégal, le Héron garde-bœufs en particulier, exploitent essentiellement les prairies herbeuses et à un degré moindre les zones marécageuses (Voisin 1991). Hafner & Fasola (1992) ont montré que, en France, Espagne et Italie, le Héron garde-bœufs n'utilise qu'une gamme assez étroite de biotopes secs et humides. Partout, il est fortement attiré par le bétail et les chevaux. Dans la vallée du Sébaou, sur 500 observations de Hérons garde-bœufs au gagnage, 72 % se trouvaient en association avec du bétail, dont 52 % avec des bovins, 17 % avec des moutons et 3 % avec des chèvres. Neuf pour cent suivaient des tracteurs et 1 % des moissonneuses-batteuses.

Dans ses grandes lignes, le régime alimentaire du Héron garde-bœufs et celui de la Cigogne blanche se ressemblent beaucoup dans la vallée du Sébaou. Dans les deux cas, les insectes dominent largement en nombre toutes les autres classes animales, tout en ne représentant qu'une petite partie de la biomasse ingérée. Les lombrics occupent une bonne place tant en nombre qu'en biomasse, et les vertébrés, bien que peu nombreux, comptent à eux seuls pour la quasi-totalité de la biomasse ingérée. La même tendance est remarquée par Struwe & Thomsen (1991) en Allemagne, où les vertébrés totalisent 75 % de la biomasse ingérée par la Cigogne blanche. En Allemagne du Nord, les batraciens et les vers de terre (Lumbricidés) constituent la plus grande part de la biomasse ingérée (Thomsen 1995 ; Thomsen & Struwe 1994). Dans le Dannenberger Marsch en Basse Saxe, les vertébrés occupent 80 % en poids du menu de la Cigogne blanche avec surtout des rongeurs (Dziewiaty 1992). Au Danemark, la nourriture exclusive de la Cigogne blanche est composée de lombrics, de grenouilles, de mammifères et d'insectes (Skov 1991). La Cigogne se nourrit en Espagne en période d'hivernage d'écrevisses *Procambarus clarkii* et de carpes *Cyprinus carpio* présentes en abondance (Sánchez *et al*. 1995).

Concernant le régime alimentaire du Héron garde-bœufs, les insectes terrestres représentent également l'essentiel des proies capturées en nombre. Ils sont capturés dans tous les milieux fréquentés. En revanche, les batraciens et les lombrics qui constituent l'essentiel des proies capturées en termes de biomasse, ne représentent que peu de captures. Ils proviennent exclusivement des prairies humides et des labours. La faible proportion de batraciens dans le Sébaou s'explique par l'assèchement de la région qui est soumise à une exploitation intensive des herbages. Britton & Moser (1982) et Voisin (1991) signalent en Camargue la présence dans le régime alimentaire du Héron garde-bœufs de *Gambusia affinis*. Le Héron garde-bœufs est un insectivore (consommant surtout des coléoptères et des orthoptères) avec une tendance carnivore plus ou moins marquée suivant les situations (Bredin 1983), entre autres lorsqu'il niche, car ses jeunes ont besoin de vertébrés (Voisin 1991).

Concernant l'effort de capture, la Cigogne blanche capture en Kabylie, en moyenne, 2,88 proies par minute. En guise de compa-

raison, en Allemagne, elle capture en moyenne 1,6 proie par minute, et jusqu'à 24 par minute lorsque la nourriture est très abondante (Lohmer *et al.* 1980 in Pinowska & Pinowski 1989). Selon Struwe & Thomsen (1991), toujours en Allemagne, l'effort de capture varie d'un mois à un autre et en fonction des milieux. À titre d'exemple, le nombre de proies capturées/mn est de 9,1 dans les prés et prairies (soit 7,1 g/mn). En Allemagne du Nord, le succès de capture des proies était le plus élevé sur les prés fauchés et les terres ouvertes mais ce type d'habitat n'est disponible que temporairement et ne permet pas de couvrir les besoins alimentaires durant toute la période de reproduction (Thomsen 1995 ; Thomsen & Struwe 1994). Selon Carrascal *et al.* (1990), le « peck success » est de 60 %. Dans le Dannenberger Marsch en Basse Saxe, la Cigogne blanche consomme en moyenne dans les prairies humides environ 5 g de proies par mn (Dziewiaty 1992).

Les variations de l'effort de capture en fonction des biotopes chez le Héron garde-bœufs montrent que les biomasses ingérées les plus élevées sont prises dans les labours, et les moins élevées dans les terrains fauchés et les milieux humides. Les milieux qui permettent des biomasses ingérées moyennes pour un effort de capture moyen sont les terrains fauchés. L'effort de capture exprimé par le nombre de pas est maximal dans les friches. L'efficacité de chasse exprimée par le pourcentage d'échecs est maximale dans les labours et minimale dans les milieux humides. Les seules données existantes pour les besoins alimentaires du Héron garde-bœufs proviennent du travail de Siegfried (1969) réalisé en Afrique du Sud sur des oiseaux captifs. Ces oiseaux nourris de viande fraîche ont consommé en moyenne sur 114 jours : 68 g/jour/individu, ce qui représente une consommation journalière correspondant à environ 18 % du poids de l'oiseau. Taux voisin de celui observé chez les oiseaux captifs ayant peu de dépenses énergétiques. Le maximum de consommation correspond comme on devait s'y attendre à l'hiver (pour des oiseaux n'ayant pas de jeunes à nourrir). Si l'on transcrit cette consommation moyenne en calories, on arrive à une ingestion de 105 kcal/jour/individu, ce qui est logiquement nettement supérieur aux valeurs du métabolisme basal que l'on peut calculer d'après la formule proposée par King & Farner *in* Bredin (1983) et qui donne un métabolisme basal de 36 kcal/jour/oiseau.

Les résultats de l'étude permettent de formuler certaines recommandations à appliquer pour la conservation des habitats de la Cigogne blanche et du Héron garde-bœufs en Algérie, à l'instar de ce qui est fait pour la Cigogne blanche au Danemark (Skov 1991). En Suisse, la conservation de la Cigogne est soutenue par une politique régionale s'étendant au paysage tout entier : extensification de l'agriculture et constitution de réseaux de biotopes ; entretien ou exploitation extensive des surfaces naturelles, mesures de compensation écologique ; revitalisation écologique de parcelles appartenant à l'État ; promotion de l'agriculture biologique ; intégration de la revitalisation de surfaces cultivées et des cigognes blanches dans le cadre d'exploitations sélectionnées (Zingg 1995). En Algérie, les ressources alimentaires doivent également être disponibles continuellement dans les environs immédiats des nids ; pour remplir ces conditions, il faut une mosaïque de petites parcelles de prés exploités en continu durant toute la saison de reproduction ; l'inondation périodique de prairies extensives doit être réalisée à proximité de sites de reproduction des batraciens ; un réseau de friches et d'autres structures fonctionnant comme réservoir de proies variées doit être réalisé. À ce propos, Hafner *et al.* (1997) ont montré que la distribution des colonies d'oiseaux d'eau n'était pas le fruit du hasard ; elle dépend de l'étendue et de la qualité des zones propices à l'alimentation. C'est dans ces zones que l'on doit veiller au maintien et à la gestion des bosquets et des bois utilisés traditionnellement par les Ardéidés. C'est pour cela que la protection et la gestion des sites de reproduction sont des mesures importantes. Dans certains secteurs méditerranéens, des plantations pourraient s'avérer nécessaires à moyen terme, comme cela se fait déjà avec succès en Italie et ailleurs (Fasola & Alieri 1992 ; Hafner & Fasola 1997 ; Kushlan & Hafner 2000).

Bibliographie

Boukhemza M., 2001. *Étude bio-écologique de la Cigogne blanche* (*Ciconia ciconia* L., 1775) *et du Héron garde-bœufs* (*Bubulcus ibis* L., 1775) *en Kabylie. Analyse démographique, éthologique et essai d'interprétation des stratégies trophiques*. Thèse de doctorat d'État, Institut national agronomique d'El Harrach, Alger. 189 p.

Boukhemza M., Doumandji S. & Bentamer N., 1997. Sur l'importance des insectes dans le spectre alimentaire de la Cigogne blanche *Ciconia ciconia* L.,

1775 dans la vallée du Sébaou, région de Kabylie, Algérie. *Rev. Sci. Technol.* 8 : 1-8.

Boukhemza M., Righi M., Doumandji S. & Hamdine W., 1995. Le régime alimentaire de la Cigogne blanche (*Ciconia ciconia* L., 1775) dans la vallée du Sébaou, région de Kabylie, Algérie. *Alauda* 63 : 199-207.

Boukhemza M., Doumandji S., Voisin C. & Voisin J.-F., 2000. Disponibilités des ressources alimentaires et leur utilisation par le Héron garde-bœufs *Bubulcus ibis* en Kabylie, Algérie. *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 55 : 361-381.

Boukhemza M., Doumandji S., Voisin C. & Voisin J.-F., 2004. Comparative utilization pattern of trophic resources by White Storks *Ciconia ciconia* and Cattle Egrets *Bubulcus ibis* in Kabylia (Algeria). *Rev. Ecol. (Terre Vie)* 59: 559-580.

Blaker D.,1969. Behaviour of the Cattle Egret *Ardeola ibis*. *Ostrich* 40: 75-129.

Bredin D., 1981. *Étude sur écologie alimentaire hivernale du Héron garde-bœufs (*Ardeola ibis *L.) en Camargue.* Rapport de DEA, Université Paul Sabatier, Toulouse, France.

Bredin D., 1983. *Contribution à l'étude écologique d'*Ardeola ibis *L. : Héron garde-bœufs de Camargue*. Thèse de doctorat, Université Paul Sabatier, Toulouse. 315 p.

Britton R.H. & Moser M.E., 1982. Size Specific Predation by Herons and its Effect on the Sex-Ratio of Natural Populations of the Mosquitoe Fish *Gambusia affinis* Baird & Girard. *Oecologia* 53: 146-151.

Carrascal L.M., Alonso J.C. & Alonso J.A., 1990. Aggregation size and foraging behaviour of White Storks *Ciconia ciconia* during the breeding season. *Ardea* 78: 399-404.

Coppa G., 1991. Historique de la nidification de la Cigogne blanche *Ciconia ciconia* en Champagne-Ardenne et état actuel. *In :* Mériaux J.-L. *et al.* (eds), *Actes du Colloque international*, *Les Cigognes d'Europe.* Institut européen d'écologie/Association multidisciplinaire des biologistes de l'environnement, Metz (France) : 67-70.

Dusi J.L. & Dusi R.T., 1968. Ecological factors contributing to nesting failure in a heron colony. *Wilson Bull.* 80: 458-466.

Dziewiaty K., 1992. Nahrungsökologische Untersuchungen am Weißstorch *Ciconia ciconia in* der Dannenberger Elbmarsch (Niedersachsen). *Die Vogelwelt* 113 : 133-144.

Dziewiaty K., 1994. Nahrungsräume des Weißstorchs *(Ciconia ciconia)* an der mittleren Elbe unter Berücksichtigung der Rühstädter Storchenkolonie. *Artenschutzreport* 94 : 31-35.

Etchécopar R. D. & Hüe F., 1964. *Les oiseaux du Nord de l'Afrique*, Éd. Boubée et C^{ie}, 606 p.

Ellison L.N., Bernard-Laurent A., Magnani Y., Gindre R. & Corti R., 1977. *Le Tetras Lyre* (Lyrirus tetris) *: Dynamique des populations, chasse et biotope de reproduction dans les Alpes-Françaises.* Office national de la chasse, France : 50-74.

Fasola M. & Alieri R., 1992. Conservation of heronry (Ardeidae) sites in north Italian agricultural landscapes. *Biological Conservation* 62: 219-228.

Franchimont J., 1985. Biologie de la reproduction du Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) dans une héronnière mixte du nord-ouest marocain. *Aves* 22 : 225-247.

Franchimont J., 1986a. Aperçu sur la situation du Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) en Afrique du Nord dans le contexte de l'expansion mondiale de l'espèce. *Aves* 23 : 121-134.

Franchimont J., 1986b. Les lieux d'alimentation du Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) dans le Nord-Ouest marocain. *Aves* 23 : 216-224.

Grubb T. C. Jr., 1976. Adaptiveness of foraging in the Cattle Egret. *Wilson Bull.* 88: 145-148.

Hafner H., 1977. *Contribution à l'étude écologique de quatre espèces d'Ardéidés (*Egretta g. garzetta *L.,* Ardeola r. ralloides *Scop*., Ardeola i. ibis *L,* Nycticorax n. nycticorax *L.) pendant leur nidification*. Thèse, Université Paul Sabatier, Toulouse.

Hafner H. & Moser M., 1980. Les hérons et la pisciculture en Camargue. *Bull. Mens. ONC, N.S. Sci. Tech. : Zones humides littorales, aquaculture et faune sauvage* : 255-260.

Hafner H., Boy V. & Gory G., 1982. Feeding methods, flock size and feeeding success in little egret (*Egretta garzetta*) and the squacco heron (*Ardeola ralloides*) in Camargue, Southern France. *Ardea* 70: 45-54.

Hafner H. & Fasola M., 1992. The relationship between feeding habitat and colonially nesting Ardeidae. *In*: *Managing Mediterranean wetlands and their birds,* C.M. Finlayson, G.E. Hollis & T.J. Davis (eds). p. 194-201. *International Waterfowl and Wetlands Research Bureau*, Special Publication 20, Slimbridge, UK.

Hafner H. & Fasola M., 1997. Long-term Monitoring and Conservation of Herons in France and Italy. *Colonial Waterbirds*, 20: 298-305.

Haitz G., 1995. Vogelschutz an Freileitungen aus der Sicht der Deutchen Energieversorgungsunternehmen. *In:* Biber O., P. Enggist C. Marti & T. Salathé (eds), *International Symposium on White Storks,* 7-10 April 1994, Basle (Schweiz): 101-103.

Heim de Balsac H. & Mayaud N., 1962. *Les oiseaux du Nord-Ouest de l'Afrique*. Éd. P. Lechevalier, Paris. 486 p.

Kushlan J.A. & Hafner H., 2000. *Heron conservation*. Academic Press, London. 480 p.

Lamotte M. & Bourlière F. 1969. *Problèmes d'écologie, l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres.* Masson, Paris. 303 p.

Ledant J.P. & Van Dijk G., 1977. Situation des zones humides algériennes et de leur avifaune. *Aves* 14 : 217-232.

Ledant J.P., Jacobs J.P., Malher F., Ochando B. & Roche J., 1981. Mise à jour de l'avifaune algérienne. *Le Gerfaut* 71 : 295-398.

Lestan S., 1991. La Cigogne blanche en Lorraine : historique et évolution. *In : Actes du Colloque international*, *Les Cigognes d'Europe*. Institut européen d'Écologie/Association multidisciplinaire des biologistes de l'environnement. Metz (France) : 59-66.

Marchamaldo de Blas J., 1995. La invernada de la Cigüeña Blanca en España. *In*: Biber O., P. Enggist, C. Marti & T. Salathé (eds), Conservation of the White stork western population. *Proceedings of International Symposium on White Storks*, 7-10 April 1994, Basle (Schweiz), p. 77-78.

Marion L., 1990. *Les oiseaux piscivores et les activités piscicoles. Impacts et protection*. Ministère de l'Environnement, Paris. 28 p.

Martinez Rodríguez E., 1995. El uso de vertederos por la Cigüeña Blanca como nuevas fuentes de alimentación. *In*: Biber O., P. Enggist, C. Marti & T. Salathé (eds), Conservation of the White stork western population. *Proceedings of International Sympo-*

sium on White Storks, 7-10 April 1994, Basle (Schweiz), p. 159-162.

Martinez Rodríguez E. & Fernández R., 1995. Calidad del habitat de nidification de la Cigüeña blanca. *In*: Biber O., P. Enggist, C. Marti & T. Salathé (eds), *Conservation of the White stork western population. Proceedings of International Symposium on White Storks*, 7-10 April 1994, Basle (Schweiz): 4-12.

Metzmacher M., 1979. Les oiseaux de la Macta et de sa région (Algérie) : non passereaux. *Aves* 16 : 89-123.

Pinowska B. & Pinowski J., 1989. Feeding ecology and diet of the White Stork (*Ciconia ciconia)* in Poland. *In:* Rheinwald G., J. Ogden & H. Schulz (Hrsg.): *Weißstorch. Proc. I. Int. Stork Conserv. Sympo.* Schriflenreihe des DDA, 10: 381-396.

Pinowski J., Pinowska B., De Graaf R., Visser J. & Dziurdzik B., 1991. Influence of feeding habitat on prey capture rate and diet composition of White Stork *Ciconia ciconia* (L.). *Studia Naturae-Seria A*, Nr 37: 59-85.

Rheinwald G., Ogden J. & Schulz H., 1989. *Weißstorch. Proc. I. Int. Stork Conserv. Sympo.* Schriflenreihe des DDA 10.

Sánchez F., Máñez M. & Barcell M., 1995. Invernada de la Cigüeña Blanca de España en 1991 y 1992. *In*: Biber O., Enggist P., Marti C. & Salathé T. (eds), *Conservation of the White stork western population. Proceedings of International Symposium on White Storks*, 7-10 April 1994, Basle (Schweiz): 81-82.

Siegfried W. R., 1969. Energy metabolism of the Cattle Egret. *Zool. Africana* 4: 265 - 273.

Siegfried W. R., 1971. Feeding activity of the Cattle Egret. *Ardea* 59: 38-46.

Skov H., 1991. Population studies on the White Stork *Ciconia ciconia* in Denmark. *In*: Mériaux J.-L. *et al.* (eds), *Actes du Colloque international*, *Les Cigognes d'Europe*. Institut européen d'écologie/Association multidisciplinaire des biologistes de l'environnement. Metz (France) : 119-124.

Struwe B. & Thomsen K.M., 1991. Untersuchengen zur Nahrungsökologie des Weißstorchs (*Ciconia ciconia*, L. 1758) in Bergenhusen 1989. *Corax* 14 : 210-239.

Thomsen K.M., 1995. Auswirkungen moderner Landbewirtschaftung auf die Nahrungsökologie des Weißstorchs. *In*: Biber O., P. Enggist, Marti C. & Salathé T. (eds), *Conservation of the White stork western population. Proceedings of International Symposium on White Storks*, 7-10 April 1994, Basle (Schweiz): 121-134.

Thomsen K.M., & Struwe B., 1994. Vergleichende nahrungsökologische Untersuchungen an Weißstorch-Brutpaaren (*Ciconia ciconia*) in Stapelholm und im Kreis Herzogtum Lauenburg. *Corax* 15 : 293-308.

Voisin, C., 1978. Utilisation des zones humides du delta rhodanien par les Ardéidés. *L'Oiseau et la Revue française d'ornithologie* 48 : 217-380.

Voisin C., 1991. *The Herons of Europe*. T. & A. D. Poyser, London, 364 p.

Voisin J.-F., 1986. Une méthode simple pour caractériser l'abondance des Orthoptères en milieu ouvert. *L'Entomologiste* 42 : 113-119.

Zingg R., 1995. Die situation der Lebensräume und Möglichkeiten der ökologiischen Aufwertung im Tal des Alpenrheins. *In* : Biber O., Enggist P., Marti C. & Salathé T. (eds), *Conservation of the White stork western population*. *Proceedings of International Symposium on White Storks*, 7-10 April 1994, Basle (Schweiz): 143-145.

Priority Zones for Mediterranean protected agro sylvo pastoral landscapes

Les zones prioritaires pour les paysages agro-sylvo-pastoraux méditerranéens

Massimo TERZI[1], Marco MARVULLI[2]

1. Institute of Plant Genetics, CNR, via Amendola 165/a Bari, Italy
2. Dept. Plant Production Science, University of Bari, via Orabona, 4 Bari, Italy

Address for correspondence: Terzi Massimo, Institute of Plant Genetics, CNR, via Amendola 165/a Bari, Italy
phone: +39 0805583400 (ext: 242)
fax: +39 0805587566
e-mail: massimo.terzi@igv.cnr.it

Abstract

*The conservation of Mediterranean protected agro sylvo pastoral landscapes very often has to reconcile conflicting forces related to socio-economic interests on the one hand and the needs of biodiversity protection on the other. These latter can be relevant in defining the environmental ranges and the biological constraints on which a sustainable use of protected landscapes should be developed. In this regard, the design of protected areas and their zoning play a pivotal role determining where and which activities should or should not be carried out. This paper considers two neighbouring parks in southern Italy, both characterized by large expanses of Mediterranean steppe grasslands and inhabited by the largest Italian population of the lesser kestrel (*Falco naumanni*). In the study area, the lesser kestrels nest mainly in the historical centres of the towns surrounding the parks and feed in large open areas occupied mainly by cereal crops and steppe grasslands. Given the ecological role and the high conservation value of the lesser kestrel, the design of the two parks should encompass those areas needed to preserve the local population. In order to determine whether steppe variables (amount and types, at different distances from nest sites) were significant predictors of the colony sizes (dependent variables) of the lesser kestrel, a multiple linear regression analysis was conducted. The analysis showed colony size to be correlated significantly with the amount of steppe within a radius of 7.5 km of the nesting site. On the basis of these results, we identified and delimited in each park the so-called "Priority Zones", that is the zones that should be the major focus of conservation efforts. We then compared the boundaries of these "Priority Zones" with those of the parks, as they were already defined, highlighting the implications for biodiversity conservation.*

Résumé

La conservation des paysages agro-sylvo-pastoraux protégés en Méditerranée doit très souvent concilier, d'une part, les conflits relatifs aux intérêts socio-économiques et, d'autre part, les besoins de protection de la biodiversité. Ces derniers peuvent constituer des éléments pertinents dans la définition des mesures environnementales et des contraintes biologiques à partir desquelles un usage approprié des territoires protégés peut être développé.

Dans ce cadre, les projets d'espaces naturels protégés et la détermination de leurs superficies jouent un rôle fondamental en déterminant où et quelles activités devraient ou ne devraient pas être effectuées. Ce travail considère deux parcs proches, dans l'Italie méridionale, tous les deux caractérisés par de grandes surfaces de steppes méditerranéennes et habitées par les

Keywords: conservation, lesser kestrel, park, zoning.

Mots clés : conservation, faucon crécerellette, Méditerranée, parc naturel, zonation.

*plus grandes populations italiennes de faucon crécerellette (*Falco naumanni*). Dans la zone étudiée, les faucons crécerellettes nichent pour la plupart dans les centres historiques des villes autour des parcs et se nourrissent dans des grandes zones ouvertes, occupées principalement par les récoltes de céréales et par les prairies. De par son rôle écologique et la grande valeur de conservation de cette espèce, le projet des deux parcs devrait inclure ces zones afin de préserver la population locale. Afin de déterminer si les variables de la steppe (superficie et type, à différentes distances des sites de nidification) étaient des variables prédictrices significatives de la taille des colonies de faucons crécerellettes, une régression linéaire multiple a été réalisée. Cette étude a démontré que la taille des colonies était corrélée à l'abondance de la steppe dans un rayon de 7,5 km autour du lieu de nidification. Sur la base de ces résultats, nous avons identifié et délimité dans chaque parc les « Zones prioritaires », c'est-à-dire les zones qui devraient être le point crucial des efforts de conservation. Ensuite nous avons comparé les limites de ces « Zones prioritaires » avec celles des parcs, telles qu'elles étaient déjà définies, en mettant en évidence les implications pour la conservation de la biodiversité.*

Introduction

The Mediterranean Basin, cradle of ancient civilizations, has a long history of coevolution between human and biophysical systems (Naveh & Dan 1973; Naveh 1982). Agro sylvo pastoral landscapes, such as dehesas or Mediterranean steppe, are an exemplary synthesis of this interrelationship. In these landscapes, moderate interference by traditional human activities has allowed the preservation of a high level of biodiversity, with several threatened species (Delpech 1989; Joffre *et al*. 1991; Pineda & Montalvo 1995; Suàrez *et al*. 1997; Blondel & Aronson 1999; Verdù *et al*. 2000; Le Houérou 2001; Muller 2002; Perrino *et al*. 2006). The importance of these landscapes is confirmed by the fact that a high percentage (25%) of Mediterranean protected areas belongs to the IUCN V category, whose particular objective is the safeguard of the traditional people nature interaction (IUCN 1994, 2004; Phillips 2002). However, following departures from the traditional way of life and the development of new demographic, economic and social trends (Naveh 1998), conflicting views on protected areas may arise, privileging either conservation or socio-economic development issues. A compromise may lie in the concept of "sustainable use of protected areas". According to this concept, the use of natural resources should take place within the environmental ranges and constraints imposed by conservation needs and not cause a decline in biodiversity (Perrino *et al*. 2006). First, the environmental ranges are defined through the careful design and zoning of protected landscapes in order to determine where and which activities should or should not be carried out. Several criteria have been proposed in order to design and zone protected areas. Among them, the protection of large native carnivores, *i.e.* "rewilding", is one of the latest advances in the history of scientific conservation (Soulé & Noss 1998; Soulé & Terborgh 1999). Obviously, "rewilding" is not advisable as a primary criterion in the Mediterranean Basin, where the protection of ecosystem types and of endemic, rare and threatened species may take precedence instead (Noss *et al*. 1999). However, given the importance of top predators in top-down regulating and their controlling role over the diversity of the lower trophic levels (Soulé & Terborgh 1999; Terborgh *et al*. 1999; Schmitz 2003), an approach based on the remaining Mediterranean top predators, even if not large carnivores, may yet be considered important and complementary to the other criteria. The need to protect remaining top predators partially corresponds to the keystone species conservation approach.

This paper takes into consideration the study case of two neighbouring parks, both sited in the Murge hills (SE Italy), that harbour the largest Italian population of the lesser kestrel (*Falco naumanni*). The lesser kestrel is a top predator whose main trophic areas are the large expansions of Mediterranean steppe grassland where *Pamphagus marmoratus*, its most important prey, lives (Pantone 2001), while its breeding sites are located in the historical centres of the towns surrounding the parks (Palumbo 2001).

In accordance with the criterion of protecting the remaining Mediterranean top predators, the purpose of this paper is to identify the steppe zones that, given the present landscape structure, require immediate protection and management in order to preserve and possibly increase the local population. It is evident that several factors could threaten the lesser kestrel. However, with the aim of designing and zoning the parks, we examine which

zones of the steppe range play a pivotal role for the present population and need to be the focus of conservation efforts. These zones are called "Priority Zones".

The focus on the lesser kestrel is supported by several reasons. First, it is a top predator and presumably prevents the demographic explosion of several phytophagous populations and, in a broader sense, it influences the regulating mechanisms of the entire ecosystem. Second, it has a high international conservation value (BirdLife International 2004). Third, the studied area accounts for 70-80% of the total Italian population (the fourth largest in Europe), highlighting its importance for national and international conservation programmes (Palumbo 2001). Fourth, the lesser kestrel is recognized as a good target species for conservation strategies in this kind of habitat (Tella *et al*. 1998). Fifth, raptors are considered indicators of habitat quality and their inclusion in management and conservation plans has been already recommended (Newton 1979; Rodriguez-Estrella *et al*. 1998).

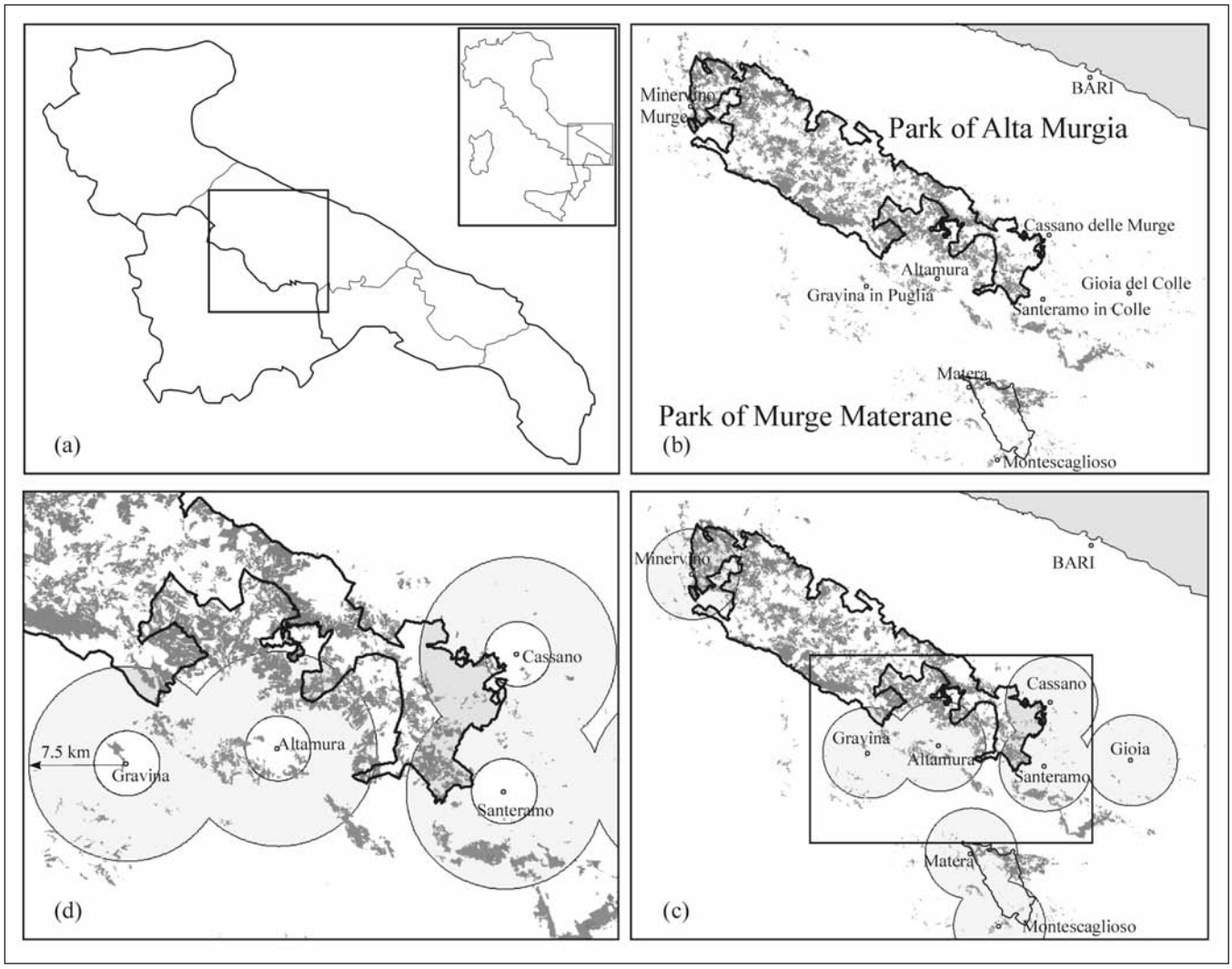
Study site

The National Park of Alta Murgia and the Regional Park of Murge Materane (Figures 1a and 1b) lie in the Murge district, a low mountain range (Torre Disperata 687 m a.s.l.; Monte Caccia 679 m a.s.l.) in south east Italy. The parks offer typical karstic landscapes, slightly hilly with crops and small and degraded oak woods at lower altitude and large areas of pastures and sown lands. Human settlements are concentrated but the towns are far one from one another and connected by a limited, large-mesh road network; landscape porosity is greater than that of nearby landscapes (Mininni 1996). The pastures consist of wide expanses of Mediterranean steppe grasslands, recently described by a new endemic alliance, *Hippocrepido glaucae Stipion austroitalicae* Forte et Terzi (Forte *et al*. 2005), of *Scorzonero Chrysopogonetalia* Horvati et Horvat (1956) 1958 (class Festuco Brometea Br.-Bl. et Tx. 1943). This type of vegetation has been variously termed with "pseudo steppe", "seminatural grassland", "Mediterranean steppe", "substeppe" and so on. We have preferred to refer to it as "Mediterranean steppe grassland", or in abbreviated forms as "steppe grassland" or "steppe", with the aim of indicating grasslands in a Mediterranean bioclimate dominated by perennial caespitose grasses, spaced or not, and populated in particular by xerophytes.

Lesser kestrel

The lesser kestrel is a migratory falcon with a Palearctic breeding distribution (Biber 1996). Apart a small number of residents in the south of Spain, the main winter quarters of the European population are in Africa (Tella & Forero 2000). The lesser kestrel used to be one of the most common birds of prey on the European continent. However, in the second half of the last century, its population suffered a dramatic decline (Tella *et al*. 1998; Biber 1996). It is now included in the IUCN Red List of Threatened Species with the status of "vulnerable" because the world population has probably declined by more than 30% in the last 10 years and a similar trend is predicted for the coming decade (BirdLife International 2004). This species is mentioned in Annex I of the Bird Directive, and also in the Bern Convention, Bonn Convention, CITES and in the African Convention on the Conservation of Nature and Natural Resources. The main ecological causes of the population decline have been identified in the relatively recent changes in structural (and functional) aspects of the rural landscapes inhabited by this falcon. The reduction in the extent and quality of its foraging area is considered the main cause of its demographic trend (Donazar *et al*. 1993; Parr *et al*. 1995; Biber 1996; Bustamante 1997; Tella *et al*. 1998; Liven-Schulman *et al*. 2004; Franco & Sutherland 2004). The lesser kestrel prefers warm or hot areas with short vegetation, such as pastures and steppe-like habitats, where it can easily find its prey, consisting of invertebrates (Gryllidae, Acrididae, Tettigoniidae, Gryllotalpidae and Coleoptera), chiefly large Orthoptera and lizards and small mammals (Biber 1996). The relationships between the lesser kestrel and its foraging sites have been studied by direct and indirect (radio-tracking procedures) observations in different geographical contexts (Donazar *et al*. 1993; Parr *et al*. 1995, 1997; Bustamante 1997; Tella *et al*. 1998; Franco & Sutherland 2004). All those studies highlight the importance of semi-natural grassland as a foraging site but

Figure 1 – Study area (1a); boundaries of the parks and steppe-grassland range (shaded areas) in the study area (1b); circles of 7.5 km radius around the nest sites (1c); priority zones in the south-eastern part of the Alta Murgia park (1d).



also show different behaviours in relation to local landscape structures (Franco & Sutherland 2004).

The European population is estimated at 15000-20000 pairs. In decreasing order, the largest populations are those of Spain, Turkey, Greece and Italy (Biber 1996). In Italy, the Murge hills are the most important breeding site with about 2000 pairs, that is 70-80% of the total for Italy (Palumbo 2001). Here, the lesser kestrel nests mainly in the historical centre of towns in old buildings or single trees, while it feeds in the large open areas around the towns covered mainly by cereal crops and steppe-grasslands (Palumbo 2001).

Methods

The overall features of the Murge steppes are in some ways close to garrigue and pseudo-garrigue; in others, especially at the edge of the range, the grasslands take on a savannah-like appearance. As the increasing cover of shrubs and trees can reduce steppe foraging value (Donzar *et al*. 1993; Biber 1996; Bustamante 1997; Tella *et al*. 1998; Franco & Sutherland 2004), according to Bianco (1962), we distinguished three physiognomic steppe types: (i) shrub steppe (S-steppe), with scattered shrubs; (ii) steppe woodland (W-steppe), with scattered small trees (tree cover

< 10%); and (iii) barren steppe (B-steppe), without shrubs and trees.

Starting from aerial photographs taken in 1998, we digitized and georeferenced the range of the three types of steppe in the study area using GIS technology (Figure 1b). Adding the types, we obtained another three categories: barren plus shrub steppe (BS-steppe); shrub steppe plus steppe woodland (SW-steppe); and total steppe cover (T-steppe). Given that the steppes harbour the main prey of the lesser kestrel and represent its most important trophic areas, we assumed their extents to be a useful surrogate for food resources. Moreover, we also considered the distances of foraging areas from the nesting sites as distance could play an important role in the balance between the energy gained from prey and the energy employed to find it.

In order to determine whether steppe variables (extent and types, and at different distances from nest sites) were significant predictors of the colony sizes (dependent variables), a multiple linear regression analysis (MLR) was conducted.

Palumbo (2001) estimated the sizes of the colonies in the Murge district in 1997 and 1998. We performed three sets of analyses using, separately, the estimated number of pairs (pre-reproductive census) of 1997, 1998 (Table 1) and their average. However, the results were not significantly different. Therefore, we report only the analysis performed using the average.

In its pre-reproductive stage, the lesser kestrel travels 11-13 km to reach foraging areas (Liven-Schulman *et al*. 2004). Therefore, we considered the surfaces of the three steppe types within a 12.5 km of radius of every colony. These surfaces were then divided into five adjoining circular crowns (the first is a circle), each one 2.5 km in width. As the distances between colonies were not always farther than 25 km, we assumed that a given steppe area reachable by two or more subpopulations was used mainly but not exclusively by the nearest one. Every time two or more subpopulations potentially shared a steppe area, this was divided in percentages among them, using the inverse of the mean radius of every circular crown. In this way, we obtained the (potentially useful) steppe areas inside the five circular crowns around every nest site for the categories considered (Table 1).

We performed a MLR between the logarithm of the census data (dependent variable) and the logarithm of the steppe areas (explanatory variables) in the five crowns for each category. The logarithmic transformation of both variables was obtained by applying the Box-Cox (1964) method. For each steppe category, the explanatory variables were indicated as $x_1 - x_5$ in relation to the five circular crowns. Using a stepwise procedure, we tested all the possible models with the explanatory variables, from a simple linear regression for each variable to all their possible combinations. We selected the ones whose partial regression coefficients were significant. We did not consider the meaningless models from an ecological point of view, such as those relating to two or more non-consecutive circular crowns.

The only variables with partial regression coefficients significantly different from zero were x_2 and x_3 of the categories including the barren steppes (B-, BS- and T-steppe). However, owing to collinearity, in the MLRs with only these two variables, their partial regression coefficients were not significantly different from zero. Therefore, we grouped the data of the circular crowns 2.5-5 and 5-7.5 km and obtained a new variable, indicated as x_{23}.

Results

Results referring to shrub steppes and steppe woodlands both alone and in their reciprocal combinations (S-steppe, W-steppe and SW-steppe) were of no statistical importance in accounting for colony size. For the other categories, all including the barren steppes (B-steppe, BS-steppe and T-steppe), only the partial regression coefficients of x_2 and x_3 were significant at the 0.05 level. The simple linear regressions using, separately, these two computed variables were always highly significant but the strength of the relationship was weaker for x_3 than for x_2. The new explanatory variable (x_{23}), grouping together the steppe surfaces inside the crowns of 2.5-7.5 km, was always correlated significantly ($p < 0.01$) with the dependent variable (Table 2). In all the cases, the determination coefficients were relatively high (for x_{23}: $r^2 > 0.71$), despite the analysis being carried out without considering other likely important factors (*e.g.* factors related to nest sites). Thus, steppe distribution and extent explain variance in colony size to a considerable degree. The results show that the hypothesised relation-

Table I – Estimated number of pairs of lesser kestrel (1997 and 1998 census) and steppe area in the five circular crowns around the nest sites. B-steppe = barren steppe; S-steppe = shrub steppe; W-steppe = woodland steppe; x1-x5 = steppe area in circular crowns delimitated by the radius 0-2.5 km (circle); 2.5-5 km; 5-7.5 km; 7.5-10 km; 10-12.5 km; number of pairs from Palumbo (2001).

Colonies	Number of pairs		B-steppe area (ha)				
	1997	1998	x1	x2	x3	x4	x5
Altamura	850-950	1 000-1 100	231.8	720.0	1 889.3	1 516.9	1 220.6
Gravina	775-825	700-750	58.6	169.8	283.0	643.4	1 765.7
Cassano	130-140	100-120	0.0	2.5	59.1	240.6	398.6
Santeramo	1 050-1 200	950-1 050	0.0	350.5	965.4	396.2	752.6
Gioia	80-100	60-80	0.0	1.9	2.2	0.0	170.5
Minervino	600-700	400-500	26.3	329.6	269.0	486.7	493.2
Matera	1 150-1 200	880-940	340.4	231.8	430.2	307.0	340.4
Montesc.	35-40	53-55	185.4	6.7	76.2	199.9	426.1

Colonies	S-steppe area (ha)					W-steppe area (ha)				
	x1	x2	x3	x4	x5	x1	x2	x3	x4	x5
Altamura	0.0	0.0	0.0	93.4	478.6	0.0	0.0	5.9	86.4	809.8
Gravina	0.0	1.9	0.0	0.0	49.7	18.4	37.5	71.5	110.8	0.3
Cassano	28.2	3.6	2.0	62.6	26.0	62.3	99.1	23.7	159.1	230.1
Santeramo	0.0	0.0	73.7	4.8	8.4	9.0	133.1	99.7	59.1	130.2
Gioia	0.0	14.1	0.6	0.0	0.0	0.0	10.9	85.1	163.8	313.5
Minervino	687.9	777.6	1 170.6	1 958.5	1 270.0	12.5	206.9	135.3	25.7	354.0
Matera	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	77.4	32.7	54.8	173.6	152.7
Montesc.	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0	27.0	43.8	212.4	129.7

ships between colony size and steppe areas including the barren ones (B-steppe, BS-steppe and T-steppe) within the 2.5-7.5 km range can be accepted, while in the other cases the null hypothesis cannot be rejected.

However, the importance of the area within a 2.5 km radius of the nest sites remains unclear. In the Murge district, probably because of the expansion of buildings and the development of human activity on the edges of towns, lesser kestrels find suitable foraging conditions only at a certain distance from the built-up area.

A comparison of steppe surfaces up to 7.5 km from the breeding sites with the ones included inside the park boundaries yielded two different situations. The Murge Materane park includes the bulk of the steppe of its Priority Zones, while the Alta Murgia park does not include almost 50% of the steppe (and 70% of the barren steppe alone) of the Priority Zones (Figures 1c and 1d).

Discussion

The design of a park should encompass all the areas of a certain relevance to protecting biodiversity, and zoning should differentiate priority among zones. With regard to the ecological requirements of the lesser kestrel, the results for the Murge district show that the barren steppe ranges in the circular crowns (0) 2.5-7.5 km far from the nests are very important areas, and they were classified as Priority Zones. Obviously, zoning should be viewed as a dynamic process, and ongoing monitoring programmes may lead to successive refining of park boundaries, zones and management. Even so, the results suggest the immediate need to concentrate various conservation efforts in the identified Priority Zones. In particular, the steppes around the smaller colonies (*i.e.* south-eastern part of the Alta Murgia park, Figure 1d) deserve specific attention. In fact, small colonies are more prone to extinction owing to inbreeding depression, genetic drift, demographic stochasticity and random environmental variations (Shafer 1981). Moreover, given the fact that lesser kestrel dispersal is more likely to

Tableau 2 – Results of regression analyses (explanatory variables: x_2, x_3 or x_{23}) for the categories barren steppe (B-steppe), barren plus shrub steppe (BS-steppe) and total steppe cover (T-steppe).

Steppe type	variab.	r2	F	p		coeff.	S.D.	t	p	confidence limits (95%)	
B-steppe	x2	0.85	34.7	0.001	intercept	1.68	0.17	10.1	0.000	1.27	2.09
					x2	0.49	0.08	5.9	0.001	0.29	0.69
	x3	0.64	10.6	0.018	intercept	1.44	0.36	4.0	0.007	0.56	2.33
					x3	0.49	0.15	3.3	0.018	0.12	0.86
	x23	0.71	15.0	0.008	intercept	1.28	0.34	3.7	0.010	0.44	2.12
					x23	0.52	0.14	3.9	0.008	0.19	0.86
BS-steppe	x2	0.80	24.2	0.003	intercept	1.44	0.24	6.0	0.001	0.85	2.04
					x2	0.55	0.11	4.9	0.003	0.28	0.83
	x3	0.63	10.4	0.018	intercept	1.43	0.37	3.9	0.008	0.53	2.33
					x3	0.47	0.15	3.2	0.018	0.11	0.83
	x23	0.74	17.4	0.006	intercept	0.99	0.39	2.6	0.044	0.04	1.93
					x23	0.61	0.15	4.2	0.006	0.25	0.96
T-steppe	x2	0.72	15.6	0.008	intercept	0.73	0.47	1.6	0.173	– 0.43	1.88
					x2	0.79	0.2	4.0	0.008	0.30	1.28
	x3	0.71	14.6	0.009	intercept	0.35	0.59	0.6	0.577	– 1.09	1.78
					x3	0.85	0.22	3.8	0.009	0.30	1.39
	x23	0.73	16.0	0.007	intercept	0.15	0.61	0.3	0.808	– 1.33	1.64
					x23	0.86	0.21	4.0	0.007	0.33	1.38

occur from small subpopulations rather than in the opposite direction (Serrano & Tella 2003), the risk of extinction for the smaller colonies is further exacerbated by the negative migration balance. The fact that the boundaries of the National Park of Alta Murgia do not include nearly 50% of the steppe areas of the identified Priority Zone, especially around the smaller colonies, calls for particular attention.

This study highlights a different situation from the ones observed in other geographical contexts characterized by distinct landscape structures (*e.g.* Bustamante 1997; Parr *et al*. 1997; etc.). In south Portugal, the colonies are associated with uninhabited buildings, and the lesser kestrels avoid human settlements, remaining closer to their nest sites (Franco & Sutherland 2004). In central Turkey, the percentage of steppe-grasslands within 1-2 km of the nest site is associated significantly with colony size (Parr *et al*. 1997). In the Murge district, the lesser kestrel shows a different behaviour and, consequently, specific priorities arise. Conservation efforts and economic resources should focus on three main aspects. First, the park boundaries *(i.e.* the legislative measures) should better encompass the Priority Zones, at least where they overlap the barren-steppe range. Clearly, if these areas were fully included within the parks, they would be specifically protected by laws limiting inappropriate human activities.

Second, the management of the Priority Zones should concentrate on the conservation of B-steppe. Phytohistorical studies have documented the fact that grazing activities (mainly extensive sheep pastures) have been ongoing for thousands of years, since the pre-Roman age (Amico 1954). The management of domestic-herbivore grazing has been recognized as an important conservation strategy because its intensity and frequency can affect habitat structure and biodiversity (Noy-Meir *et al*. 1989; Bignal & McCracken 1996; Noy-Meir 1998; Watkinson & Ormerod 2001; Labaune & Magnin 2002; Verdù *et al*. 2000; Verdù & Galante 2002). Our results show the pivotal role of barren steppe, suggesting that grazing activities should be managed to favour this vegetation-structure type. On the other hand, several studies have demonstrated how landscape heterogeneity (that is a mosaic of open grassland, shrub steppe and steppe

woodland) can favour biodiversity conservation in agro-sylvo-pastoral landscapes (*e.g.* birds: Delgado & Moreira 2000; snails: Labaune & Magnin 2002; insects: Steffan-Dewenter & Tscharntke 2002; Kati *et al*. 2003; plants: Maestre 2004; and lizards: Martin & Lopez 2002). However, Atauri and de Lucio (2001) have emphasized that landscape heterogeneity should be considered with caution as a high level of richness could be due to the greater presence of generalist species.

The third aspect concerns steppe restoration. Although the re-development of formerly cultivated fields into Mediterranean steppe is unlikely or, at least, would take a very long time (Romermann *et al*. 2005), the enlargement of the existing steppes could be favoured by species and gene flows (Muller *et al*. 1998). From this point of view, an *ex situ* conservation strategy, aimed at accession reintroduction in the wild, would also support the process.

Moreover, the identification of the Priority Zones enables better integration of other conservation activities with species-level targets. For example, Mediterranean agro-pastoral landscapes have an important function in protecting landraces and, in the studied area, the conservation of the Altamura lentil (Lens culinaris Medik. ssp. macrosperma [Baumg. pro var.] Barul) has been suggested (Perrino *et al*. 2006). Because on-farm strategies are the best way to safeguard the evolutionary processes of native genetic resources (Bellon *et al*. 1997; Meilleur & Hodgkin 2004), we believe it is reasonable to locate these interventions in the park areas but outside the Priority Zones. In the same way, all the other *in situ* conservation measures focused on species target could be integrated and subordinated to the conservation needs of the remaining top predator. The zoning approach based on the ecological requirements of the remaining Mediterranean top predator should be used as a complementary strategy to those focusing on ecosystems and species targets. From this point of view, the three criteria could be ordered in a hierarchical way: first, protection of ecosystem types (acting as a coarse filter); second, protection of Priority Zones; and third, safeguarding of special elements, even those as yet unprotected (Noss & Scott 1997; Perrino *et al*. 2006).

Acknowledgements

Special thanks are due to Prof. S. Vannella, Prof. F. Macchia, dott. Barbara Piermaria and Gianni Palumbo. This research was in part supported by the Grant POR – Basilicata 2000-2006; Asse 1, Misura 1.4, "Centro Tematico per la Conservazione e la Difesa della Biodiversità".

References

Amico A., 1954. Fitostoria descrittiva della provincia di Bari. Atti e Relazioni Acc. Pugliese delle Scienze. n.s. *Cl. Sc. Fis. Med. Nat.* 12: 365-640.

Atauri J.A. & de Lucio J.V., 2001. The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscape. *Landscape Ecol.* 16: 147-159.

Bellon M.R., Pham J.L. & Jackson M.T., 1997. Genetic conservation: a role for rice farmers. *In*: Maxted N., Ford-Lloyd B.V. & Hawkes J.G. (eds.), *Plant genetic conservation – the* in situ *approach*. Chapman & Hall. London, New York, Tokyo, Melbourne, Madras: 254-289.

Bianco P., 1962. Flora e vegetazione delle Murge di Nord-Ovest. *Ann. Fac. Agr. Univ. Bari* 16: 459-640.

Biber J.P., 1996. International action plan for the Lesser kestrel (*Falco naumanni*). *In*: Heredia B., Rose L. & Painter M. (eds.), *Globally threatened birds in Europe: action plans*. BirdLife International. Council of Europe Publisching: 191-203.

Bignal E.M. & McCracken D.I., 1996. Low intensity farming systems in the conservation of the countryside. *J. App. Ecol.* 33: 413-424.

BirdLife International, 2004. Falco naumanni. *In*: IUCN 2004. 2004 IUCN Red List of Threatened Species.

Blondel J. & Aronson J., 1999. *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press.

Box G.E.P. & Cox D.R., 1964. An analysis of transformations. *J. Roy. Statist. Soc. Ser. B.* 26: 211-243.

Bustamante J., 1997. Predictive models for Lesser Kestrel *Falco naumanni* distribution, abundance and extinction in southern Spain. *Biol. Conserv.* 80: 153-160.

Delgado A. & Moreira F., 2000. Bird assemblages of an Iberian cereal steppe. *Agric. Ecosyst. Environ.* 78: 65-76.

Delpech R., 1989. Espèces rares et menacées des prairies et paturages de France. Natures des menaces. Mesures conservatoires à envisager. *In*: Olivier L. (éd.), *Plantes sauvages menacées*. Bureau des ressources Génétiques, Paris: 403-410.

Donazar J.A., Negro J.J. & Hiraldo F., 1993. Foraging habitat selection, land-use changes and population decline in the lesser kestrel *Falco naumanni*. *J. App. Ecol.* 30: 515-522.

Forte L., Perrino E.V. & Terzi, M., 2005. Le praterie a Stipa austroitalica Martinovsky *ssp*. austroitalica dell'Alta Murgia (Puglia) e della Murgia Materana (Basilicata). *Fitosociologia* 42: 83-103.

Franco A.M.A. & Sutherland W.J., 2004. Modelling the foraging habitat selection of lesser kestrels: conservation implications of European Agricultural Policies. *Biol. Conserv.* 120: 63-74.

IUCN, 1994. *Guidelines for Protected Area Management Categories.* CNPPA with the assistance of WCMC. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK. X + 216 p.

IUCN, 2004. Protected Area Coverage in the Mediterranean Region. Draft. IUCN Mediterranean members meeting, 19-22 June 2004, Naples, Italy. (http://iucn.org/places/medoffice/Documentos/MedPAsreport.doc).

Joffre R., Hubert B. & Meuret M., 1991. *Les systèmes agro-sylvo-pastoraux méditerranéens : enjeux et réflexions pour une gestion raisonnée*. Dossier MAB 10, UNESCO, Paris, France, 96 p.

Kati V., Dufrene M., Legakis A., Grill A. & Lebrun P., 2003. Conservation management for Orthoptera in the Dadia reserve, Greece. *Biol. Conserv.* 115: 33-44.

Labaune C. & Magnin F., 2002. Pastoral management *vs*. land abandonment in Mediterranean uplands: impact on land snail communities. *Global Ecol. Biogeogr.* 11: 237-245.

Le Houérou N.H., 2001. Biogeography of the arid steppeland north of the Sahara. *J. Arid Environ.* 48: 103-128.

Liven-Schulman I., Leshem Y., Alon D. & Yom-Tov Y., 2004. Causes of population declines of the lesser kestrel Falco naumanni in Israel. *Ibis* 146: 145-152.

Maestre F.T., 2004. On the importance of patch attributes, environmental factors and past human impacts as determinants of perennial plant species richness and diversity in Mediterranean semiarid steppes. Divers. *Distrib.* 10: 21-29.

Martin J. & Lopez P., 2002. The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. *Biol. Conserv.* 108: 213-219.

Meilleur B. A. & Hodgkin T., 2004. In situ conservation of crop wild relatives: status and trends. *Biodivers. Conserv.* 13: 663-684.

Mininni M., 1996. Risorse ambientali. *In*: Grittani G. (ed.), *Un approccio metodologico alla pianificazione di area vasta*. Ed. Franco Angeli, Milano: 35-86.

Muller S., 2002. Diversity of management practices required to ensure conservation of rare and locally threatened plant species in grasslands: a case study at a regional scale (Lorraine, France). *Biodivers. Conserv.* 11: 1173-1184.

Muller S., Dutoit T., Alard D. & Grévilliot F., 1998. Restoration and Rehabilitation of Species-Rich Grassland Ecosystems in France: a Review. *Restor. Ecol.* 6: 94-101.

Naveh Z., 1982. Mediterranean landscape evolution and degradation as multivariate biofunctions: theoretical and practical implications. *Landscape Planning* 9: 125-146.

Naveh Z., 1998. From biodiversity to ecodiversity: holistic conservation of the biological and cultural diversity of Mediterranean landscapes. *In*: Rundel O. W., Montenegro G. & Jaksic F. (eds.), *Landscape degradation and Biodiversity in Mediterranean-type ecosystem*. Springer-Verlag, Berlin-Heidelberg, Ecological Studies, 136: 23-53.

Naveh Z. & Dan J., 1973. The human degradation of Mediterranean landscapes in Israel. *In*: Di Castri F., Mooney H.A. (eds.), *Mediterranean-type ecosystems: origin and structure*, Academic Press, New York: 401-434.

Newton I., 1979. *Population ecology of raptors*. Poyser, London, UK.

Noss R.F., Dinerstein E., Gilbert B., Gilpin M., Miller B.J., Terborgh J. & Trombulak S., 1999. Core areas: where nature reigns. *In*: Soulé M.E. & Terborgh J. (eds.), *Continental Conservation, scientific foundations of Regional Reserves Networks*. Island Press, Washington, DC: 99-128.

Noss R.F. & Scott J.M., 1997. Ecosystem protection and restoration: the core of ecosystem management. *In*: Boyce M.S. & Haney, A. (eds.), *Ecosystem management*. Yale University Press: 239-264

Noy-Meir I., 1998. Effects of grazing on Mediterranean grasslands: the community level. *In*: Papanastasis V.P. & Peter D. (eds.), *Proceedings of the International Workshop on "Ecological basis of livestock grazing in Mediterranean ecosystems"*, Thessaloniki, Greece, 23-25 October 1997: 27-39.

Noy-Meir I., Gutman M. & Kaplan Y., 1989. Responses of Mediterranean grassland plants to grazing and protection. *J. Ecol.* 77: 290-310.

Palumbo G., 2001. El Cernìcalo primilla (Falco naumanni) en Italia: distribuciòn y consistencia de las colonias. Descripciòn de los métodos de censo de la poblaciòn. *In*: Toledano J.F.G. & Matesanz M.C. (eds.), *Proceedings of the IV Lesser Kestrel National Congress*, Madrid, Spain, 29 october-1 november 1999: 294-304.

Pantone N., Bux M. & Scillitani G., 1999. Dieta del Grillaio Falco naumanni nell'Italia Peninsulare. *Avocetta* 23: 171.

Parr S., Collin P., Silk S., Wilbraham J., Williams N. P. & Yarar M., 1995. A baseline survey of Lesser Kestrels Falco *naumanni* in central Turkey. *Biol. Conserv.* 72: 45-53.

Parr S., Naveso M. A. & Yarar M., 1997. Habitat and potential prey surrounding Lesser Kestrel *Falco naumanni* colonies in central Turkey. *Biol. Conserv.* 79: 309-312.

Perrino P., Laghetti G. & Terzi M., 2006. Modern concepts for the sustainable use of plant genetic resources in the Mediterranean natural protected areas: the case study of the Alta Murgia Park. *Genet. Resour. Crop Ev.* 53: 695-710.

Phillips A., 2002. *Management Guidelines for IUCN Category V Protected Areas: Protected Landscapes/Seascapes*. IUCN Gland, Switzerland and Cambridge, UK. XV + 122 p.

Pineda F.D. & Montalvo J., 1995. Dehesa systems in the western Mediterranean: biological diversity in traditional land use systems. *In*: Halladay P. & Gilmour D.A. (eds), *Conserving biodiversity outside protected areas – the role of traditional agro-ecosystems*. IUCN, Gland, Switzerland: 107-122.

Rodriguez-Estrella R., Donazar J.A. & Hiraldo F., 1998. Raptors as indicators of environmental change in the scrub habitat of Baja California Sur, Mexico. *Conserv. Biol.* 12: 921-925.

Romermann C., Dutoit T., Poschold P. & Buisson E., 2005. Influence of former cultivation on the unique Mediterranean steppe of France and consequences for conservation management. *Biol. Conserv.* 121: 21-33.

Schmitz O.J., 2003. Top predator control of plant biodiversity and productivity in an old-field ecosystem. *Ecol. Lett.* 6: 156-163.

Serrano D. & Tella J.L., 2003. Dispersal within a spatially structured population of lesser kestrels: the

role of spatial isolation and conspecific attraction. *J. Anim. Ecol.* 72: 400-410.

Shaffer M.L., 1981. Minimum population sizes for species conservation. *BioScience*, 31: 131-134.

Soulé M.E. & Noss R., 1998. Rewilding and biodiversity as complementary tools for continental conservation. *Wild Earth* 8: 18-28.

Soulé M.E. & Terborgh J., 1999. The Policy and Science of Regional Conservation. *In*: Soulé M.E. & Terborgh, J. (eds.), *Continental Conservation, scientific foundations of Regional Reserves Networks*. Island Press, Washington, D.C. Covelo, California: 1-17.

Steffan-Dewenter I. & Tscharntke T., 2002. Insect communities and biotic interactions on fragmented calcareous grasslands – a mini review. *Biol. Conserv.* 104: 275-284.

Suárez F., Naveso M.A. & de Juana E., 1997. Farming in drylands of Spain: birds of the pseudosteppes. *In*: Pain D. J. & Pienkowski M.W. (eds.), *Farming and Birds in Europe*. Academic Press, London, UK: 297-330

Tella J.L. & Forero M.G., 2000. Farmland habitat selection of wintering lesser kestrel in a Spanish pseudosteppe: implications for conservation strategies. *Biodivers. Conserv.* 9: 433-441.

Tella J.L., Forero M.G., Hiraldo F. & Donázar J.A., 1998. Conflicts between lesser kestrel conservation and European Agricultural Policies as identified by habitat use analysis. *Conserv. Biol.* 12: 593-604.

Terborgh J., Estes J.A., Paquet P., Ralls K., Boyd-Heger D., Miller B.J. & Noss, R.F., 1999. The role of top carnivores in regulating terrestrial ecosystems. *In*: Soulé M.E., Terborgh J. (eds.), *Continental Conservation, scientific foundations of Regional Reserves Networks*. Island Press, Washington, DC: 39-64.

Verdù J.R., Crespo M.B. & Galante E., 2000. Conservation strategy of a nature reserve in Mediterranean ecosystems: the effects of protection from grazing on biodiversity. *Biodivers. Conserv.* 9: 1707-1721.

Verdú R.J. & Galante E., 2002. Climatic stress, food availability and human activity as determinants of endemism patterns in the Mediterranean region: the case of dung beetles (Coleoptera, Scarabaeoidea) in the Iberian Peninsula. *Divers. Distrib.* 8: 259-274.

Watkinson A.R. & Ormerod S.J., 2001. Grasslands, grazing and biodiversity: editors'introduction. *J. App. Ecol.* 38: 233-237.

A preliminary overview of the effects of seasonal drought

and animal pressure around watering points on plant species using adaptative strategy analyses in the Tunisian arid zone

Un aperçu préliminaire des effets de la sécheresse saisonnière et de la pression animale autour des points d'eau sur les stratégies adaptatives des espèces végétales en zone aride tunisienne

Mohamed TARHOUNI[1*], Azaiez OULED BELGACEM[1], Belgacem HENCHI[2], Mohamed NEFFATI[1]

1. Laboratoire d'écologie pastorale. Institut des régions arides 4119 Médenine – Tunisie
Azaiez.Ouledbelgacem@ira.rnrt.tn (Ouled Belgacem A.) ; Neffati.Mohamed@ira.rnrt.tn (Neffati M.)

2. Faculté des sciences. Campus universitaire. 2092 Tunis – Tunisie
Tel: 00 216 71 87 26 00
Fax: 00 216 71 87 16 66

* *Corresponding author*:
Tel: 00 216 75 63 30 05/00 216 97 86 20 02 (mobile)
Fax: 00 216 75 63 30 06
E mail: medhtarhouni@yahoo.fr

Abstract

Throughout the arid environment, vegetation is submitted to many stresses (edaphic and climatic) and to human disturbances (overgrazing, cultivation, wood cutting, etc.). In order to minimize the effect of these constraints, plant species have developped several adaptative strategies. We study the effects of seasonal drought and overgrazing around watering points on these strategies. For this purpose we employ the point intercept method on four transects around three wells in southern Tunisia. The main results are: (1) The covers of chamaephytes, hemicryptophytes and therophytes increase in spring; (2) hemicryptophyte and chamaephyte covers increase with increasing distance from wells while the cover of therophytes do not; (3) in spring, arido-passive and arido-active species covers are more important; (4) arido-active species cover increases with increasing distance from wells while the arido-passive species cover is not influenced by this grazing gradient; (5) The covers of CRS and RS plants increase in spring and (6) CS, CRS and S covers increase with increasing distance from wells while the RS cover is not influenced by this gradient.

Keywords: arid zone, Tunisia, Watering points, Overgrazing, Vegetation, Adaptative strategies.

Résumé

Au sein des zones arides, la végétation naturelle est soumise à l'action de plusieurs stress (édaphique et climatique) ainsi que des perturbations anthropiques (surpâturage, mise en culture, éradication des ligneux…). Dans le but de minimiser l'effet de ces contraintes, les espèces végétales développent plusieurs stratégies adaptatives. Nous étudions les effets de la sécheresse saisonnière et du surpâturage autour des points d'eau sur les espèces végétales et leurs stratégies adaptatives. Pour atteindre cet objectif, nous employons la méthode des points quadrats au sein de quatre transects rayonnant autour de trois points d'eau situés au sud tunisien. Les principaux résultats sont : (1) les recouvrements des chaméphytes, des hémicryptophytes et des thérophytes augmentent au cours du printemps ; (2) les recouvrements des chaméphytes et des hémicryptophytes augmentent

Mots clés : zone aride, Tunisie, points d'eau, surpâturage, végétation, stratégies adaptatives.

en fonction des distances par rapport aux puits alors que celui des thérophytes ne varie pas ; (3) au cours du printemps, les recouvrements des arido-passives et des arido-actives sont plus importants ; (4) le recouvrement des arido-actives augmente avec la distance par rapport aux puits mais celui des arido-passive ne varie pas ; (5) le recouvrement des CRS et celui des RS sont plus importants au cours du printemps et (6) les recouvrements des CS, des CRS et des S augmentent avec la distance par rapport aux puits à l'exception de celui des RS.

Introduction

Spontaneous plants are submitted to many constraints such as abiotic stress and human disturbance, particularly in arid environments. The harsh climatic conditions are high temperatures in summer and cool in winter. These inter-seasonal variations constitute an important thermal stress (Le Houerou 1995) and affect plant germination, a crucial stage in their establishment (Gilbert & Haferkamp 1989). Water stress, which characterizes the arid bioclimates (including the Mediterranean one), induces a decrease in the total dry weight and leaf area of plants, as well as in the dry weight and length of roots (Munns 2002; Banon *et al*. 2004). Human activities and grazing pressure affect floristic diversity (Jauffret & Visser 2003; Mahamane & Mahamane 2005; Tarhouni *et al*. 2006). Grazing induces a change in the ecological balance because animals make a consumption choice which favors no consumed plants to the detriment of the appreciated ones (Waechter 1982; Boudet 1984).

In southern Tunisia, characterized by elevated stresses and strong human disturbances, the flora is mainly constituted by resistant and adapted species. However, for most north-African steppic species, comparative and specific data describing plant adaptative strategies are rare, and the information in the regional flora books (Cuenod *et al*. 1954; Quezel & Santa 1962, 1963; Ozenda 1977; Pottier-Alapetite 1979, 1981) is insufficient to study these mechanisms. The combination of biologic types (life forms) in a biologic spectrum, *sensu* Raunkiaer (1934), corresponds to the analysis of vegetation structure and its biologic characters (Godron 1971). The biologic spectrum is considered as a flora adaptation strategy to environmental conditions especially to climatic ones (Daget 1980; Box 1987). This spectrum is an ecosystem vital attribute and describes the structure and the function of ecological systems; usually the rank of life forms in the ecosystem decreases with the degradation degree (Aronson & Le Floc'h 1996). On the other hand, Evenari *et al*. (1975) proposed a classification permitting to assign species functional criteria in relation with their adaptation to the harsh climatic conditions. Indeed, these authors classified, in accordance with Noy-Meir (1973), the arid zone plant species in two categories: (i) the "*arido-passive*" species which do not possess a photosynthetic activity during the dry period and (ii) the "*arido-active*" species which maintain such activity, even reduced, during this period. The C-S-R Grime model completes the classification of plants to climatic constraints and human disturbances (Grime 1974, 1977; Grime *et al*. 1988). This model classify plants to three groups: (1) Competitive (C) plants monopolizing resources with their strong vegetative development; (2) Stress-tolerant (S) plants occupying habitats poor in nutrients and (3) Ruderal (R) plants growing where the natural vegetational cover has been disturbed.

In order to reduce the loss of plant diversity and the loss of ecosystem resilience, it is necessary to better understand and predict the behaviour of various response groups within plant communities (Aronson *et al*. 2002). It seems that the C-S-R model, extensively used by Grime and his collaborators to establish management plans and make restoration recommendations, determines vegetation response to all the abiotic and biotic changes. Grime's concept is very attractive as it describes plant species adaptation in particular to their environment and along of disturbance and stress gradient (Jauffret 2001). However, the use of the CSR strategies, conceived on the herbaceous vegetation of temperate Europe, required an adapted interpretation to the north-African steppe because of the knowledge missing on the majority of its species (Jauffret & Visser 2003).

In this study, we evaluate the influence of a disturbance gradient and of seasonal drought on plant species depending on their classification in various types. The aims are to understand: (i) What is the impact of seasonal drought and disturbance degree on species biologic spectrum (Raunkiaer 1934)? (ii) What is the impact of seasonal drought and

disturbance degree on Noy-Meir types? (iii) What is the impact of seasonal drought and disturbance degree on the CSR species strategies (Grime types)?

Material and Methods

Studied zone

El Ouara communal rangelands

El Ouara region is a part of Presaharian Tunisia following Floret and Pontanier's definition (1982); this region corresponds roughly to the Tunisian part of the lower arid zone of North-Africa, comprised between the isohyets of 100 and 200 mm of annual rainfall (Figure 1). Rainfall pattern and temperature regime are Mediterranean. The rainfall (256 mm) recorded in Sidi Toui National Park during the studied period (from fall 2003 to spring 2004) exceeds the annual averages of the region (100 mm). The unique land use of the area is rangeland. Topographically, this region is mainly composed of vast encrusted glacis with a thin sandy top layer (CNEA 1991). The vegetation, essentially constituted of dwarf shrub steppe with perennial grasses, covers about 12%, 23% and 37% during a dry, medium and rainy year, respectively. Potential productivity, which varies with dominant plant species, is between 15 and 60 UF ha^{-1} an^{-1} (CNEA 1991) with 1UF: the equivalent of the energy produced by 1 kg of barley.

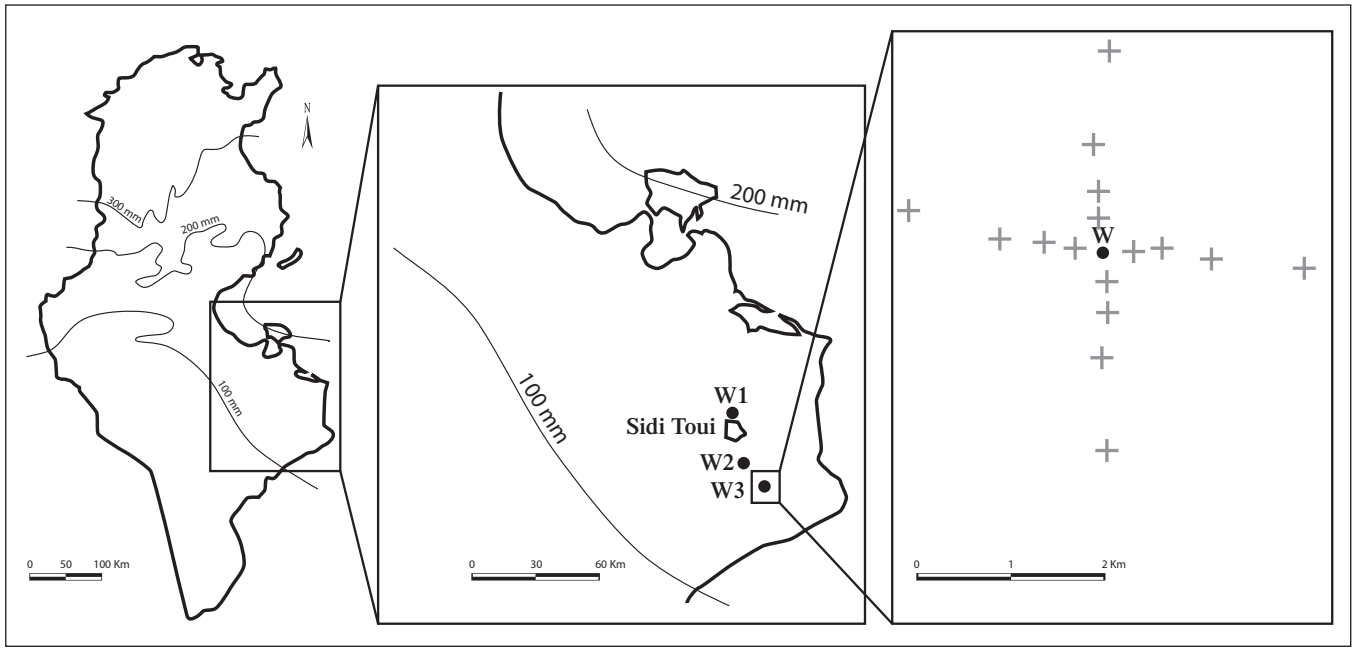
Watering points

Three watering points situated in El Ouara communal rangeland were retained for this study. These wells differ by the duration of exploitation, their geographical locations, the nature of surrounding vegetation and the grazing pressures. The first watering point (well 1, exploited for 150 years) is located in the North of the studied zone, the second (well 2, exploited for 100 years) and the third (well 3, exploited for 5 years) are located in the south of Sidi Toui National Park. Well 1 is located on a stony soil with truncated top layer and surfacing rock due to erosion with plants, such as *Anthyllis sericea* Lag. subsp. *henoniana* (Coss.) Maire and *Gymnocarpos decander* Forssk. The east of this watering point is occupied by *Stipagrostis pungens* (Desf.) de Winter and *Hammada schmittiana* (Pomel) Iljin. Wells 2 and 3 are located on a sandy substratum with plants, such as *S. pungens* and *H. schmittiana*. *A. sericea* is absent there because of soil characteristics.

Data collection

Four transects were laid out in the four cardinal directions and sampling points were located at 250 m, 500 m, 1 km and 2 km from each watering point (Figure 1). The choice of

Figure 1 – Location of the three studied watering points (W1 = Well 1; W2 = Well 2; W3 = Well 3), Sidi Toui National Park and the sampling design around them.



distances is explained by the fact that while in the grazed woodlands the cover of perennial plant patches remains low for a considerable distance from water (5-8 km), in grasslands, like in our case, plant cover reaches its expected maximum within 2 km from water (Ludwig *et al*. 2001). Two perpendicular measuring tapes, 20 m of length each, were installed at each sampling point. Eight 20-meter transects by distance and 32 20-meter transects by well were sampled and monitored during the spring (rainy season) and fall (dry season) 2004 using the point intercept method as define by Daget & Poissonnet (1971) and Floret (1988). A fine pin was descended to the ground every 20 cm along the tape. Each of the 100 hits per tape was recorded according to the plant species and type of ground touched. The specific frequency of presence (SFP) is the number of hits of the specific species: $SFP_i = (n_i/N) * 100$ with n_i: the number of hits of species *i* and N: the total number of hits (100 hits in our case). The Grime adaptive strategies were determined according to Jauffret (2001), Jauffret & Visser (2003). Plant species and their nomenclature are identified with flora books (Cuenod *et al*. 1954; Quezel & Santa 1962, 1963; Ozenda 1977; Pottier-Alapetite 1979, 1981).

We ran one-way ANOVA on two separate models: one testing the effects of season on plant types and one testing the effects of distance on plant types (SPSS Inc 2002). The various plant types were treated as categorical explanatory variables. When significant, ANOVA were followed by Fisher LSD Posthoc tests. The Multivariate General Linear Model Test was used to show the crossed effect of season and distance on plant strategies.

Results

The cover of chamaephytes, hemicryptophytes and therophytes increase in the spring (rainy season) compared to the fall (dry season) (Figure 2). This is significant at well 3 for chamaephytes, at wells 3 and 2 for hemicryptophytes and at wells 1, 2 and 3 for therophytes (Table 1). During the dry season, when animals frequent wells one day every three days and induce the destruction of vegetation cover, the flora is mainly composed of hemicryptophytes at wells 2 and 3.

Both chamaephyte and hemicryptophyte covers increase significantly with increasing distance from the watering point at wells 1 and 2, particularly between 250 m and 500 m from the wells (Table 1; Figure 3). Therophytes are not significantly influenced by distance from watering points. The cover of hemicryptophyte plants was the highest (24%) in the spring far from well 2 while it was the lowest close to this well in both the rainy and the dry season (Table 1; Figure 4). Contrarily the cover of therophyte plants was the highest (28%) in the spring close to well 3 while it was the lowest far from this well. During the dry season the cover of therophyte plants is null (Table 1; Figure 5).

Figure 2 – Percent cover of plants classified with Raunkiaer biologic spectrum depending on the season. See Table 1 for ANOVA results. Values are means ±IC. a/b indicate differences for Therophyte plants; 1/2 indicate differences for Hemicryptophyte plants and α/β for chamaephyte plants.

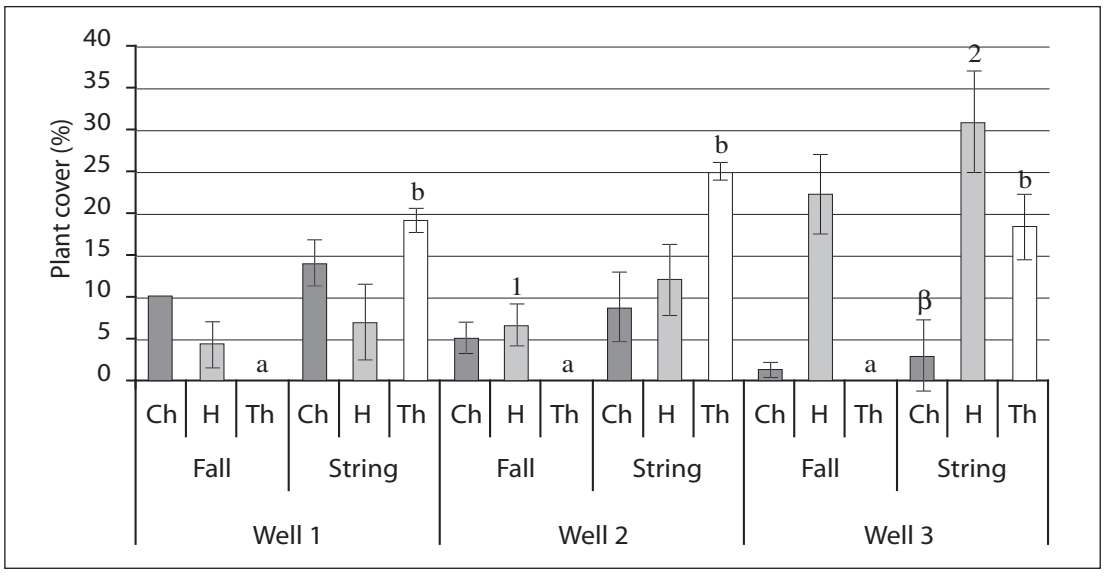
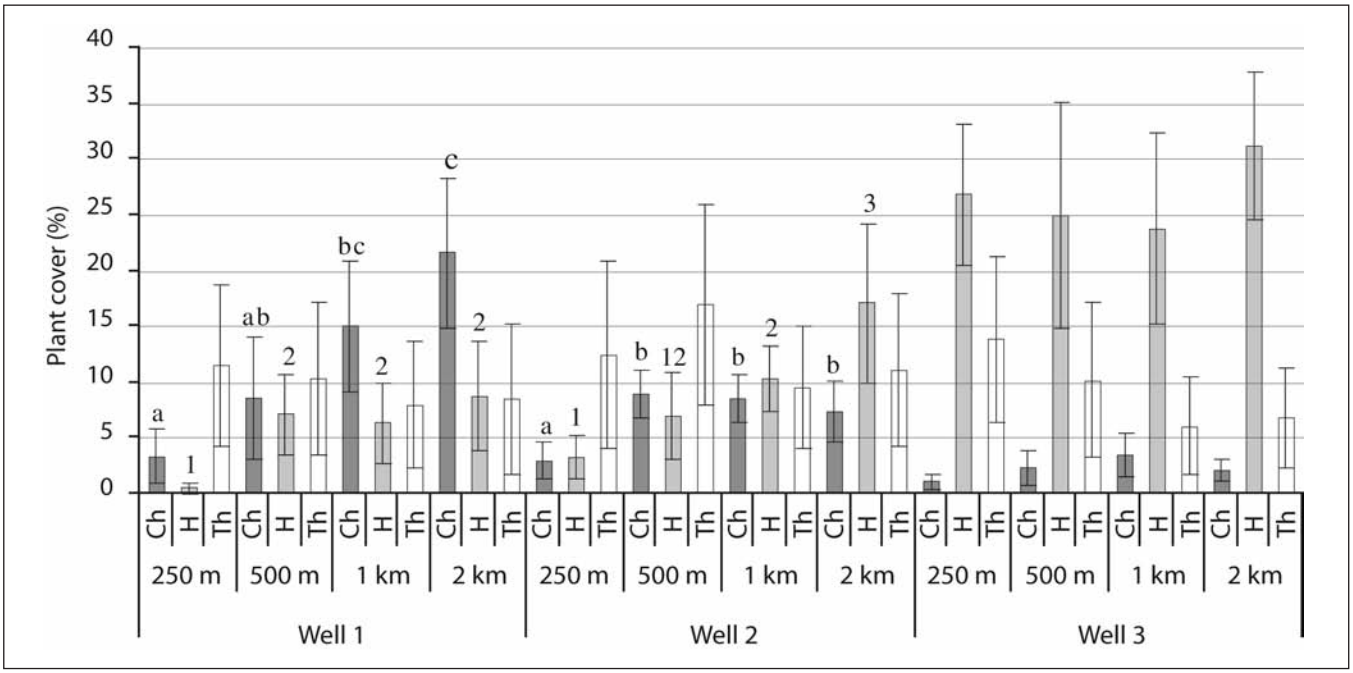


Table 1 – Results of one way ANOVA of the effects of seasonal drought and distance from water and their interaction carried with General Linear Model on Raunkiaer biologic spectrum, Noy-Meir types and Grime types. CH: Chamaephyte; H: Hemicryptophyte; TH: Therophyte; AA: Arido-Active; AP: Arido-Passive; C: Competitive; R: Ruderal; S: Stress tolerant. p<0.05* and p<0.01**.

	Well 1			Well 2			Well 3		
	Season	Distance	Interaction	Season	Distance	Interaction	Season	Distance	Interaction
CH	0.53	0.001**	0.93	0.06	0.002**	0.55	0.01*	0.13	0.72
H	0.18	0.012*	0.46	0.03*	0.001**	0.02*	0.03*	0.6	0.88
TH	0.001**	0.87	0.27	0.001**	0.56	0.23	0.001**	0.26	0.002**
AA	0.78	0.001**	0.62	0.05*	0.005**	0.54	0.32	0.18	0.5
AP	0.001**	0.79	0.99	0.001**	0.33	0.4	0.001**	0.95	0.45
CRS	0.38	0.02*	0.12	0.001**	0.004**	0.001**	0.001**	0.96	0.71
CS	0.91	0.001**	0.68	0.8	0.63	0.74	0.25	0.22	0.5
RS	0.001**	0.95	0.43	0.001**	0.45	0.57	0.001**	0.95	0.32
S	0.56	0.001**	0.71	0.01*	0.02*	0.5	0.71	0.1	0.29

Figure 3 – Percent cover of plants classified with Raunkiaer biologic spectrum depending on the distance from watering points. See Table 1 for ANOVA results. Values are means ± IC. a/b/c indicate differences for Chamaephyte plants and 1/2/3 indicate differences for Hemicryptophyte plants.



The cover of *arido-passive* species increases significantly at the three wells in the spring compared to the fall (Table 1; Figure 6). *Arido-passives* species are mainly formed by *S. pungens* and *H. sessiliflorum* during the dry season (fall) in addition with annual plants during the rainy season (spring). *Arido-passive* species covers are not significantly influenced by distance from watering points. At well 1, *arido-active* species cover increases significantly with increasing distance from watering point. The covers of *arido-active* species at well 2 is lower in the spring (Table 1; Figure 6). At well 2, *arido-active* species cover increases particularly between 250 m and 500 m (Table 1; Figure 7). There is no significant crossed effect of seasons and distances from watering points on *arido-active* and *arido-passive* species.

The covers of CRS and RS plants increase in the rainy season compared to the dry season (Figure 8). This is significant at well 1 for RS and for CRS and RS at wells 3 and 2 (Table 1). CS cover increases significantly with increasing distance from the watering point at wells 1 (Table 1; Figure 9). CRS cover also increases significantly with increasing distance from watering point at well 2, while it increases and then decreases at well 1 (Table 1; Figure 9). The cover of CRS plants was the highest (14%) in the

Figure 4 – Percent cover of plants depending on the season drought and the distance from watering points combined at well 2. See Table 1 for ANOVA results. Values are means ± IC. a/b/c indicate differences for Hemicryptophyte plants and 1/2 for CRS plants.

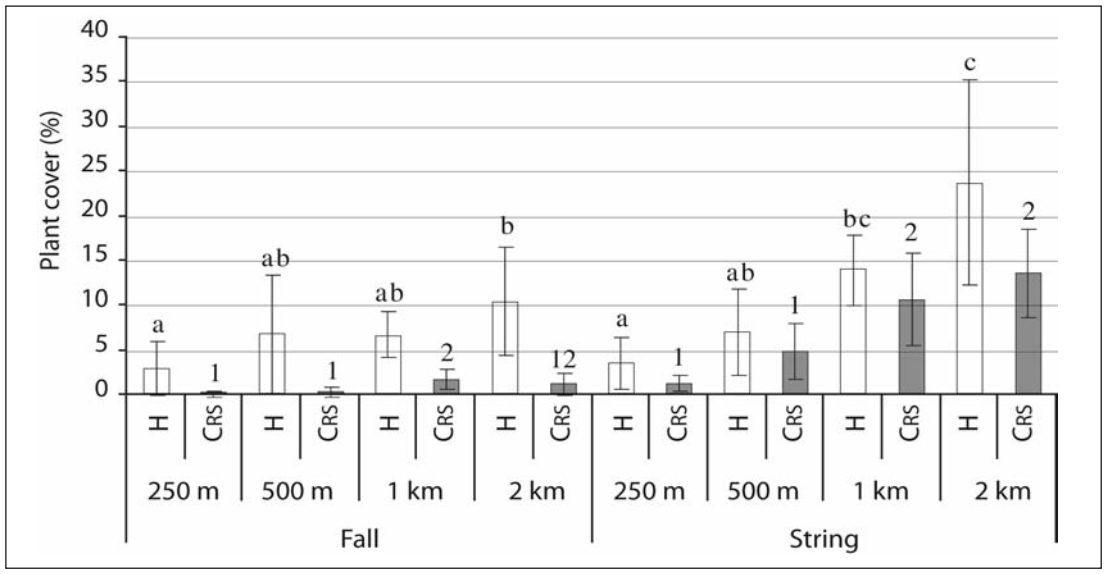
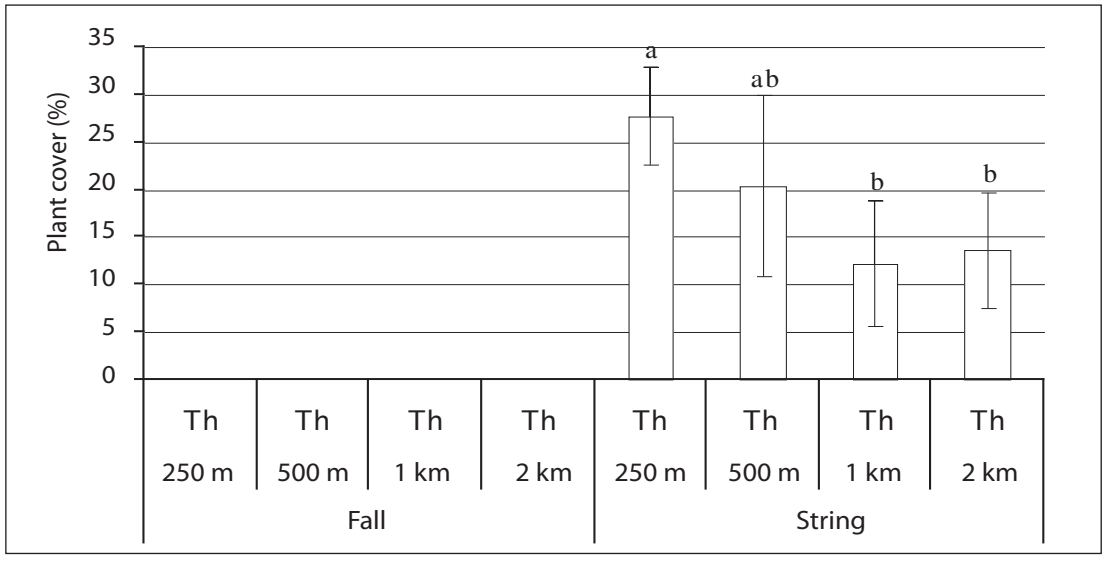


Figure 5 – Percent cover of plants depending on the season drought and the distance from watering points combined at well 3. See Table 1 for ANOVA results. Values are means ± IC. a/b indicate differences for Therophyte plants.



spring far from well 2 while it was the lowest close to well 2 in both the rainy and the dry season (Table 1; Figure 4). RS covers are not significantly influenced by distance from watering points. S cover increases significantly with increasing distance from watering point at well 1, while it increases and then becomes relatively stable at well 2.

Discussion

The main results of this study show that Therophyte, *arido-passive*, RS and CRS plants are particularly adapted to drought as they increase greatly in the rainy season (spending the dry season as seeds, etc.). Chamaephyte, *arido-active*, S and CS plants are particularly sensitive to disturbance and thus not adapted to high trampling and grazing. Hemicryptophyte and CRS plants are also sensitive to disturbance but to a lesser extent than previous species.

Figure 6 – Percent cover of plants classified with Noy-Meir types depending on the season. See Table 1 for ANOVA results. Values are means ± IC. a/b indicate differences for AP plants and 1/2 indicate differences for AA plants.

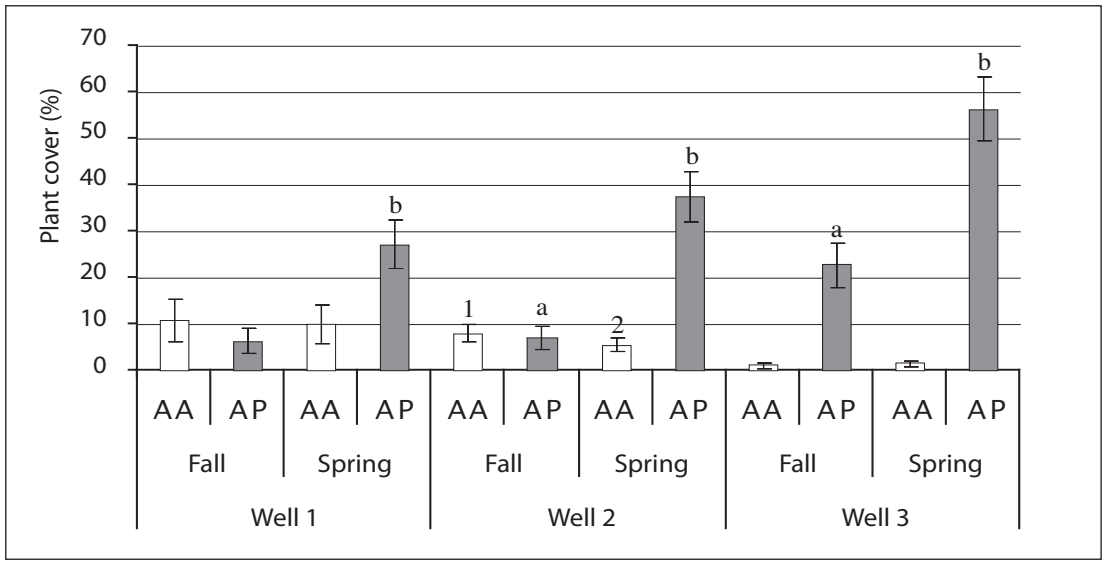
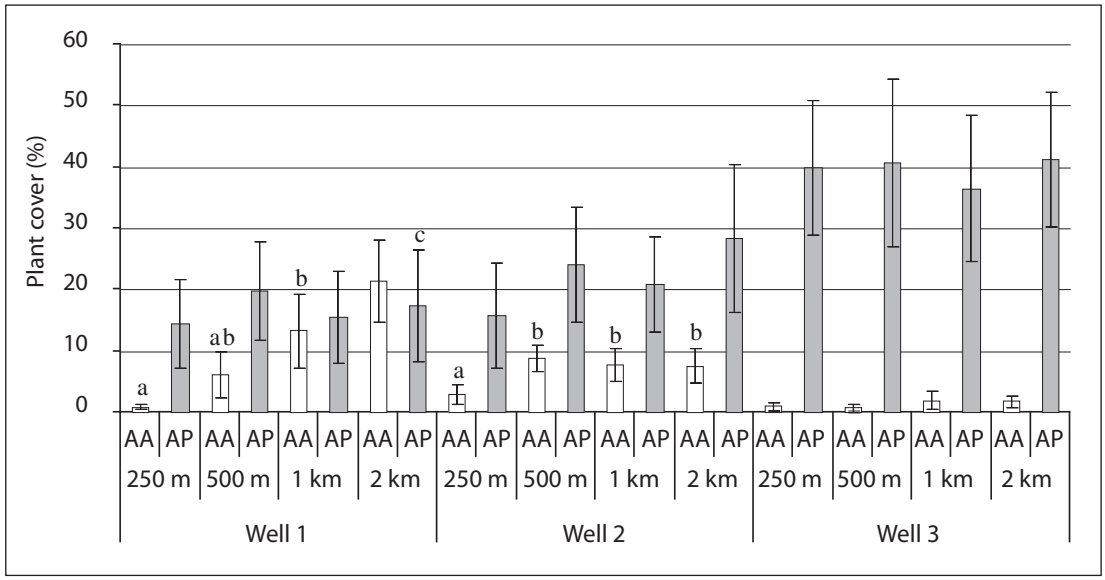


Figure 7 – Percent cover of plants classified with Noy-Meir types depending on the distance from watering points. See Table 1 for ANOVA results. Values are means ± IC. a/b/c indicate differences for AA plants.



Chamaephyte species are better adapted to seasonal drought because they reduce their transpiration and assimilation organs particularly in summer (Raunkiaer 1934). Our results seem confirm this because we show that the Raunkiaer biologic spectrum is dominated by chamaephytes and hemicryptophytes during the dry period. Likely, therophytes seem to be more resistant to the fall drought than hemicryptophyte plants because they spend the dry period in dormancy (seeds), germinate since the first rain and dominate other plants whereas chamaephytes conserve their vegetative organs (Box 1987). For this reason therophytization phenomenon can be a characteristic of plant communities in the arid zone or in a contrasted climate with an arid season (Floret & Pontanier 1982). Therophytization also seems to be a major phenomenon that characterizes the degraded arid zone because annual plants are dominant in the more disturbed zone particularly around watering points (Tarhouni *et al*. 2007). Besides the therophytization, in the Tunisian arid zone, is aggravated by the domination of no/few palatable species in particular some hemicrypto-

Figure 8 – Percent cover of plants classified with Grime types depending on the season. See Table 1 for ANOVA results. Values are means ± IC. a/b indicate differences for RS plants; 1/2 indicate differences for CRS plants and α/β for S plants.

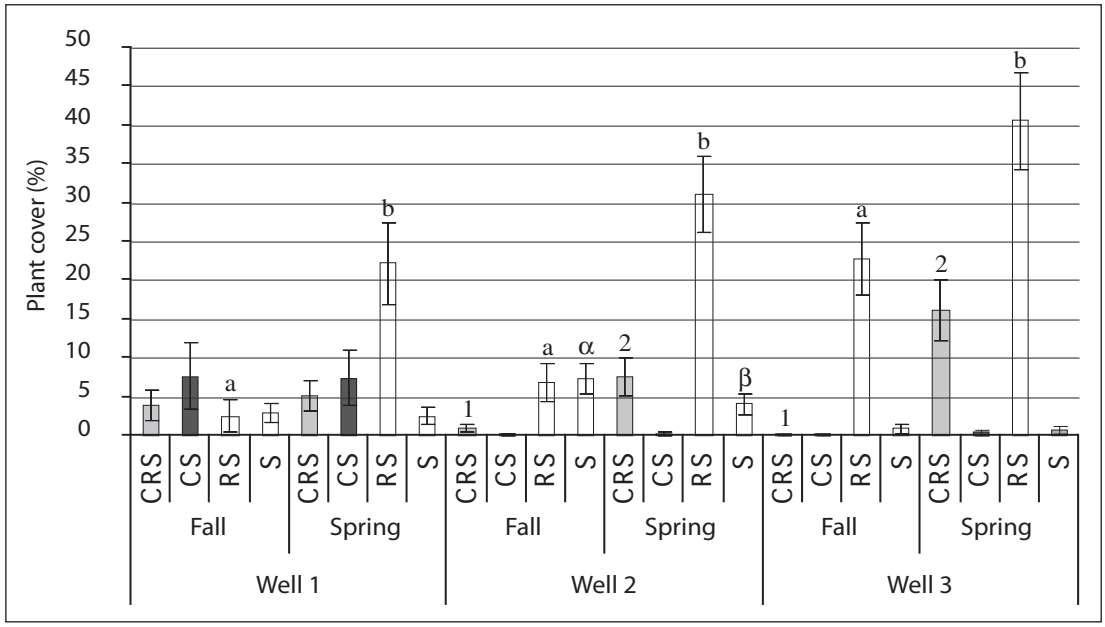
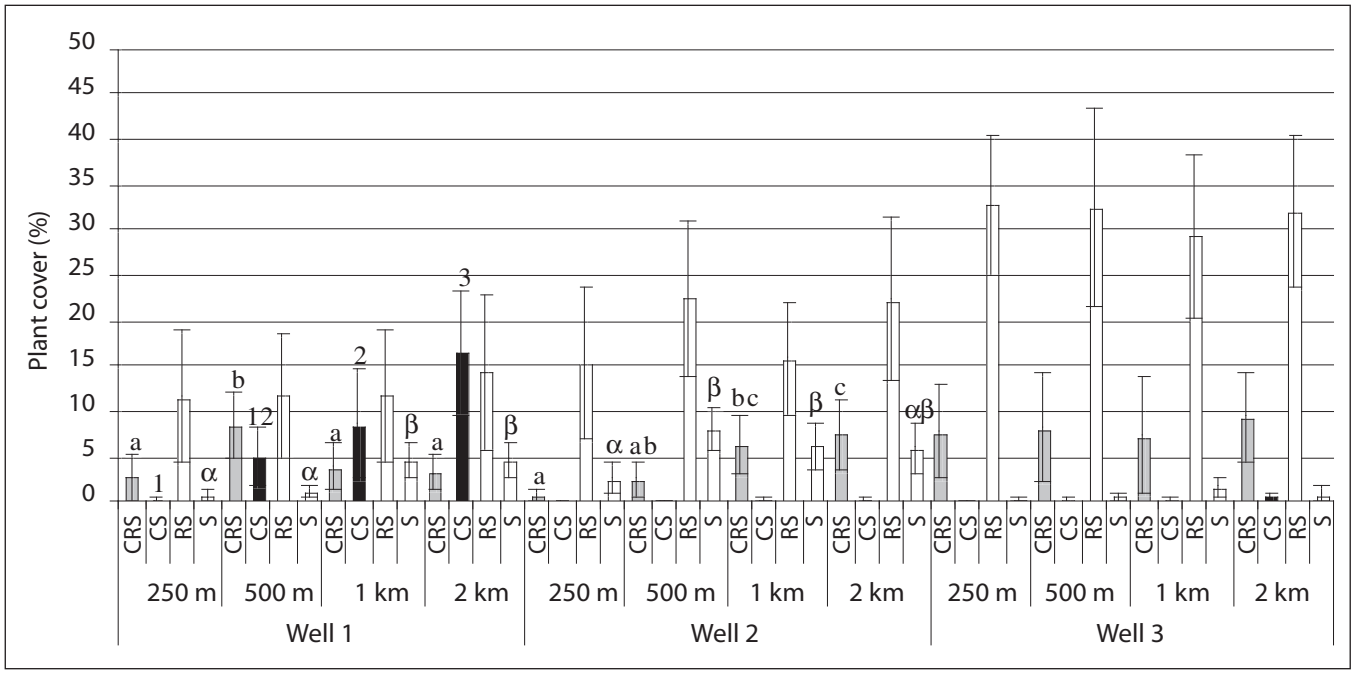


Figure 9 – Percent cover of plants classified with Grime types depending on the distance from watering points. See Table 1 for ANOVA results. Values are means ± IC. a/b/c indicate differences for CRS plants, 1/2/3 indicate differences for CS plants and α/β indicate differences for S plants.



phytes and chamaephytes (Waechter 1982). During the rainy season (spring), when animals can satisfy their water-needs by the consumption of the water-rich species (especially annual), the grazing activity around wells is reduced. Animal passages to water can be spaced by several months and permit to plants to regenerate. After the summer drought all annuals are died and survive only as seeds in the soil. Hence the biologic spectrum, in spring, is remarkably different from fall.

The *arido-active* species, in particular chamaephytes, are very sensitive to degradation. The number and abundance of the *arido-passive* species are not correlated with the degradation degree simulated by distance

from watering points. One third (1/3) of Tunisian flora is composed by *arido-active* species (chamaephytes and perennial grasses) *versus* 2/3 of *arido-passive* species (essentially annual plants) (Jauffret 2001). The ephemeral characters of *arido-passive* species and persistent characters of *arido-active* species represent the two major strategies to support the dry season by therophytes and chamaephytes respectively (Evenari *et al*. 1975). Our results indicate that the *arido-active* species are more affected by the degradation degree than by climatic drought. The *arido-passive* species avoid dry periods by various dormancy shapes and mark the sites with very advanced degradation (Glatzle 1985). Hence, flora seems to be more adapted to abiotic conditions than the disturbance degree. We show that *arido-passive* plants are not affected by disturbance degree around wells. This is can be explained probably by two reasons: (i) degradation around watering points is very advanced and the floristic cortege becomes homogeneous (Tarhouni *et al*. 2006) and (ii) animal activity around watering points contributes in seed dissemination, provoke the extinction of more competent species and encourage annuals development.

The plant species in Tunisian arid zones, in spite of some recent studies (Jauffret 2001; Jauffret & Visser 2003), are not yet classified following their adaptative strategies *sensu* Grime. The majority of the arid zone plant species, that occupy very drastic sites, are stress tolerant. In their study, Madon & Médail (1997) showed that annuals in Mediterranean grasslands are often S strategies but Jauffret (2001) concludes that annuals are only RS and never S strategies. These stress-tolerant and ruderal taxa (RS) are more adapted to climatic stress and human disturbances (Grime 1977). According to disturbance degree, plant species can develop different adaptative strategies. For example at intermediate disturbance the competitive plants (C) can survive, while at sufficiently high level of disturbance only fugitive species (annual) can survive (RS) (Jauffret & Visser 2003; Sagar *et al*. 2003). In our previous study, Tarhouni *et al*. (2007), we show the dominance of RS-species in the more disturbed sites (close to watering points), CRS- and CS-species at medium disturbance and CS- and S-species in lower disturbance sites (further from water).

The present results constitute valid hypotheses for future work which must study more wells on skeletal soils and more wells on sandy soils with more measured distances. The period of exploitation as well as the variation of geomorphologic substratum and the technical aspects of the water point (depth, daily water yield, water salt content, equipment, location, etc.) can play a determinant role in the vegetation repartition. The characteristics particular to each well can be considered as the key determinants of the animal-load (number of animals) in each site (Thebaut & Batterbury 2001).

Conclusion

In southern Tunisia, and especially in its hyperarid part, the floristic cortege is submitted to several constraints in relation with the edapho-climatic conditions and human disturbance. These combined factors lead to increase the degradation of plant communities. Such degradation cause changes in the physiognomy and structure of vegetation cover especially in sites submitted to a strong animal pressure like watering points. The main results of this study show that the covers of plant types are lower during the fall. Some plant types are altered by the grazing gradient around watering points but some others are more affected by the seasonal drought than the animal activity. This is explained by the strong animal stamping which is amplified by climatic and edaphic drought. During the rainy season, animal activity around watering points is reduced or null. Hence vegetation surrounding wells benefits from a temporary break. The strong contribution of annual plants to vegetation cover around wells can play a beneficial role by fixing the soil particles and improving its fertility.

References

Aronson J. & Le Floc'h E., 1996. Vital landscape attributes: Missing tools for restoration ecology. *Restoration Ecology*, 4 (4): 377-387.

Aronson J., Le Floc'h E., Gondard H. & Romane F., 2002. Environmental management in Mediterranean region: references and linked indicators to plant biodiversity. *Revue d'écologie* (Terre et Vie) Suppl. 9: 225-240.

Banon S., Fernandez J.A., Franco J.A., Torrecillas A., Alarcon J.J. & Sanchez-Blanco M.J., 2004. Effects of water stress and night temperature preconditioning on water relations and morphological and anatomical changes of *Lotus creticus* plants. *Scientia Horticulturae*, 101: 333-342.

Boudet G., 1984. *Manuel sur les pâturages tropicaux et les cultures fourragères*. 4e édition révisée. Institut d'élevage et de médecine vétérinaire des pays tropicaux. 237 p.

Box E.O., 1987. Plant life forms and mediterranean environments. *Annali di Botanica*, 15 (2): 7-42.

CNEA, 1991. *Projet d'amélioration des parcours naturels d'El Ouara soumis au regime forestier*. Vol. I et II, 91 p + annexes.

Cuénod A., Pottier-Alapetite G. & Labre A., 1954. *Flore analytique et synoptique de Tunisie : cryptogames vasculaires, gymnospermes et monocotylédones*, SEFAN, Tunis, 287 p.

Daget P. & Poissonet J., 1971. Une méthode d'analyse phytologique des prairies. Critères d'application. *Annales agronomiques*, 22 (1) : 5-41.

Daget P., 1980. Sur les types biologiques botaniques en tant que stratégies adaptatives (cas des thérophytes), *In* : *Actes du Colloque d'écologie théorique*, ENS, Paris, p. 89-114.

Evenari M., Schulze E.D., Kappen L., Buschbom V. & Lange O.L., 1975. Adaptative mechanism in desert plants. *In*: Vernberg F.J. (ed.), *Physiological Adaptation to the Environments*, p. 111-129.

Floret Ch. & Pontanier R., 1982. *L'aridité en Tunisie présaharienne : climat, sol, végétation et aménagement.* Travaux et document de l'ORSTOM, nº 150. Paris, 544 p.

Floret Ch., 1988. *Méthodes de mesure de la végétation pastorale. Pastoralisme et développement*. CIHEAM, Montpellier cedex, 95 p.

Gilbert I.J. & Haferkamp M.R., 1989. Temperature responses and calculated heat units for germination of several range grasses and shrubs. *Journal of Range Management*, 42: 41-45.

Glatzle A., 1985. Actual and potential role of arido active forage shrubs in Western Morocco, Communication, *In*: *IV meeting of FAO sub network on Mediterranean Pastures*, Portugal.

Godron M., 1971. *Essai sur une approche probabiliste de l'écologie des végétaux*. Thèse doct. sci., Univ. sc. et techn. du Languedoc, 247 p.

Grime J.P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature*, 250: 26-31.

Grime J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American Naturalist*, 111: 1169-1194.

Grime J.P., Hodgson J.G. & Hunt R., 1988. *Comparative Plant Ecology. A functional approach to common British species,* Allen et Unwin, London.

Jauffret S., 2001. *Validation et comparaison de divers indicateurs des changements à long terme dans les écosystèmes méditerranéens arides : Application au suivi de la désertification dans le Sud tunisien.* Thèse doc. univ. de droit, d'économie et des sciences, Aix-Marseille. 325 p + Annexes.

Jauffret S. & Visser M., 2003. Assigning life-history traits to plant species to better qualify arid land degradation in Presaharian Tunisia. *J. Arid Environ*., 55: 1-28.

Le Houérou H.N., 1995. Bioclimatologie et biogéographie des steppes arides du Nord de l'Afrique. Diversité biologique, développement durable et désertisation. CIHEAM, *Options méditerranéennes*, Série B, nº 10, Montpellier, France. 396 p.

Ludwig JA., Coughenour M.B., Liedloff A.C. & Dyer R., 2001. Modelling the resilience of Australian savanna systems to grazing impacts. *Environ. international*, 27: 167-172.

Madon O. & Médail F., 1997. The ecological significance of annuals on a Mediterranean grassland (mont Ventoux, France). *Plant Ecology*, 129: 189-199.

Mahamane L. & Mahamane S., 2005. Biodiversity of ligneous species in semi-arid to arid zones of southwestern Niger according to anthropogenic and natural factors. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 105: 267-271.

Munns R., 2002. Comparative physiology of salt and water stress. *Plant, Cell and Environment*, 25: 239-250.

Noy-Meir I., 1973. Desert ecosystems: environment and producers. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 4 : 25-51.

Ozenda P., 1977. *La flore du Sahara*. CNRS, Paris, 622 p.

Pottier-Alapetite G., 1979. *Flore de la Tunisie*. Tome I : *Angiospermes-dicotylédones. Apétales- dialypétales.* Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche, Ministère de l'Agriculture, Tunis, 1-651 p.

Pottier-Alapetite G., 1981. *Flore de la Tunisie*. Tome II : *Angiospermes-dicotylédones. Gamopétales*, Ministère de l'Enseignement supérieur et de la Recherche, Ministère de l'Agriculture, Tunis, 651-1190 p.

Quezel P. & Santa S., 1962. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Tome I, CNRS, Paris, 1-565 p.

Quezel P. & Santa S., 1963. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Tome II, CNRS, Paris, 567-1165 p.

Raunkiaer C., 1934. *The life-forms of plants and statistical plant geography*, Clarendon Press, Oxford.

Sagar R., Raghubanshi A.S. & Singh J.S., 2003. Tree species composition, dispersion and diversity along a disturbance gradient in a dry tropical forest region of India. *Forest Ecology and Management*, 186: 61-71.

SPSS Inc., 2002. Systat, version 11.5. SPSS Inc., Chicago, IL.

Tarhouni M., Ouled Belgacem A., Neffati M. & Henchi B., 2006. Validation of some ecosystem structural attributes under the effect of seasonal drought and animal pressure around watering points in the Tunisian arid zone. *Belgian Journal of Botany*, 139 (2): 188-202.

Tarhouni M., Ouled Belgacem A., Neffati M. & Henchi B., 2007. Qualification of rangeland degradation using plant life history strategies around watering points in southern Tunisia. *Pakistan Journal of Biological sciences*, 10 (8): 1229-1235.

Thebaut B. & Batterbury S., 2001. Sahel pastoralists: opportunism, struggle, conflict and negotiation, A case study from eastern Niger. *Global Environmental Change*, 11: 69-78.

Waechter P., 1982. *Étude des relations entre les animaux domestiques et la végétation dans les steppes du Sud de la Tunisie. Implications pastorales.* Thèse doc. ing. univ. sci. & techn. Languedoc, Montpellier, 293 p.

Recherches sur les peuplements de macroinvertébrés

des cours d'eau du Liban méridional (Aouali et Damour). Analyse biocénotique et essai de biotypologie

Aref DIA

Département des sciences naturelles,
Faculté des sciences, Université Libanaise, Hadath-Beyrouth, Liban

Résumé

Vingt-neuf stations d'études ont été retenues dans les réseaux hydrographiques de l'Aouali et du Damour (23 sur l'Aouali et 6 sur le Damour). Des mesures des paramètres physico-chimiques et des récoltes de faune benthique ont été réalisées. Les affinités écologiques et les rapports entre les stations et les espèces ont été déterminés par la méthode de l'analyse factorielle des correspondances sur l'ensemble des deux réseaux (29 stations) et 113 espèces ou taxa appartenant aux groupes faunistiques les mieux connus du point de vue taxonomique et écologique (Mollusques, Crustacés Amphipodes et Isopodes, Éphéméroptères, Plécoptères, Coléoptères Dryopoïdes, Trichoptères, Diptères). Trois groupements d'espèces et de stations ont été reconnus et analysés en vue de connaître la structure biotypologique et la zonation des réseaux hydrographiques. Le premier et le deuxième groupements réunissent les sources et les secteurs initiaux de l'Aouali et du Damour ; ils correspondent respectivement au crénal et au rhithral (épirhithral + métarhithral et hyporhithral). Le crénon est la communauté la mieux individualisée : 41 des 113 espèces sont strictement cantonnées dans les sources, ce qui souligne l'importance de ces dernières pour la biodiversité et l'endémisme des eaux courantes de la région.

Le troisième groupement se rapporte aux stations et aux communautés d'invertébrés des cours moyen et inférieur ; le biocénotype correspondant contient de nombreuses espèces caractéristiques du potamal – principalement de l'épipotamal.

Mots clés : Liban, rivières méditerranéennes, macroinvertébrés benthiques, écologie, biotypologie.

Investigations on the macroinvertebrate communities of Southern Lebanon river systems (Aouali and Damour). Studies on the biotypological structure of the rivers.

Abstract

The Aouali and Damour watersheds include the main river systems of Southern Lebanon. Their drainage basins are developed on the western slopes of Mount Lebanon, between Beirut and Saida. This karstic area is rich in large rheocrene springs, and the upper reaches of the Aouali basin are fed by important spring systems. The Aouali is a river 48 km long ; its drainage area is 302 km^2. The head spring is a large rheocrene karst spring at 1100 m a.s.l. The Damour is a river 33 km long ; its drainage area is 288 km^2. Its head source is at 1080 m a.s.l. Twenty-nine sites were investigated (23 along the Aouali river system, 6 along that of the Damour). Physical, chemical, and biological sampling were performed monthly for a year. In total 323 species of benthic macroinvertebrates were identified. Ecological relations and faunistic affinities between the 29 stations and 113 selected species belonging to 8 major invertebrate groups (Mollusca, Crustacea Isopoda and Amphipoda, Ephemeroptera, Plecoptera, Coleoptera Dryopoidea, Trichoptera, Diptera) have been determined through of a Correspondence Analysis. Four clusters of species and stations were recognized and analysed in order to establish the biotypological structure of the rivers. The 1st and 2nd clusters include the springstreams and the upper reaches of Aouali and Damour ; they

Keywords : Lebanon, Mediterraneans rivers, benthic macroinvertebrates, ecology, biotypology.

correspond to the crenal and the rhithral (épi+métarhithral and hyporhithral). The macroinvertebrate community of the springs and springbrooks is the most characteristic one of those river systems : on the 113 selected species in the Aouali and Damour, 41 are restricted to the spring area ; this fact emphazises the interest and the importance of springs for biodiversity and endemism of the running waters of the region.

The 3rd cluster corresponds to the stations and to the invertebrate communities of the middle and lower reaches of Aouli and Damour ; the related biocenotypes are made up by many significant species of the potamal – mainly of the epipotamal.

Introduction

Le présent travail propose une synthèse des données acquises depuis plus de 15 ans sur la répartition des macroinvertébrés benthiques dans les deux réseaux hydrographiques du Liban méridional et d'établir une biotypologie de ces cours d'eau côtiers de la Méditerranée orientale, selon les typologies existantes et le schéma classique d'Illies & Botosaneanu (1963).

La connaissance des peuplements d'invertébrés des cours d'eau de Méditerranée orientale résulte pour l'essentiel d'études réalisées au Liban. Les recherches de Dia sur les réseaux hydrographiques de l'Aouali et du Damour (versant occidental du Mont Liban) ont débuté en 1980 et ont donné matière à une quinzaine de publications (description d'une trentaine d'espèces nouvelles pour la science, zonation écologique des cours d'eau). Les travaux de Moubayed (à partir de 1983) sont axés principalement sur les communautés d'Oligochètes et de Diptères Chironomides de deux réseaux hydrographiques, l'Oronte et le Litani, qui drainent le versant oriental du Mont Liban et la plaine de la Bekaa. Il faut aussi mentionner la contribution d'Alouf (1983), à la connaissance du peuplement des eaux courantes du Liban ; ses publications portent sur les Crustacés Amphipodes et Isopodes. Les invertébrés des cours d'eau du nord d'Israël, en particulier de la rivière Dan qui forme le cours supérieur du Jourdain, ont été étudiés par Por *et al.* (1986).

Matériel et méthodes

Physiographie et caractères physico-chimiques des cours d'eau

Les bassins versants du Damour et de l'Aouali se situent sur la façade occidentale du Mont Liban, entre Beyrouth et Saïda. Le Damour et l'Aouali sont les seules rivières côtières méditerranéennes permanentes du Liban méridional. Par leurs caractéristiques générales (topographie, hydrologie, géologie, climat, végétation), elles sont représentatives des hydrosystèmes lotiques de moyenne altitude du bassin de la Méditerranée orientale. Ces deux réseaux contigus appartiennent à une même unité géomorphologique (Liban méridional) et coulent sur les mêmes formations géologiques (terrains à dominance calcaire, calcaire marneux, grès de base et dépôts récents). Les sources frontales naissent du même réservoir karstique situé au pied du massif Barouk-Niha vers 1 100 m d'altitude ; leurs émissaires coulent dans une direction sud-ouest. L'Aouali a un bassin versant de 302 km^2. Sa longueur est de 48 km ; sa pente de 22 $m.km^{-1}$. La source principale est à 1 080 m d'altitude. La partie supérieure du bassin est alimentée par un important système de sources dont les émissaires coulent dans des petites vallées, longues de 1 à 3 km, perpendiculaires au cours principal avec une pente abrupte de 40 à 70 $m.km^{-1}$. Dans son cours inférieur, la rivière coule sur 18 km à travers une plaine alluviale (pente : 5-15 $m.km^{-1}$). Le Damour a un bassin versant de 288 km^2. Sa longueur est de 33 km ; sa pente de 33 $m.km^{-1}$. La source principale, située à 1 100 m d'altitude, est de type rhéocrène karstique. La rivière reçoit trois affluents principaux. Dans sa vallée alluviale, elle coule, avec une pente de 10 $m.km^{-1}$, sur une longueur de 9 km.

Tous les cours d'eau du Liban méridional sont soumis à un climat de type méditerranéen (été chaud et sec, hiver doux et humide). Les précipitations annuelles, comprises entre 680 mm près de la côte et 1 350 mm en montagne, sont concentrées sur un petit nombre de jours (60-80 jours), de novembre à mars. Les crues surviennent entre février et avril, les étiages entre juin et octobre. Le débit moyen annuel du cours inférieur de l'Aouali (près de Saïda) est de 16 $m^3.s^{-1}$, avec un maximum de 27 $m^3.s^{-1}$ en avril et un minimum de 8 $m^3.s^{-1}$ en novembre. Dans le cours inférieur du Damour,

le débit moyen annuel est de 4 $m^3.s^{-1}$, le maximum de 11 $m^3.s^{-1}$ (février) et le minimum de 0,15 $m^3.s^{-1}$ (septembre).

Les principales sources frontales sont alimentées par des nappes semi-captives situées dans des calcaires jurassiques karstifiés. Le débit de la source principale de l'Aouali varie entre 0,3 $m^3.s^{-1}$ (novembre) et 2 $m^3.s^{-1}$ (avril) ; celui de la source principale du Damour varie de 0,6 $m^3.s^{-1}$ (novembre) à 1,7 $m^3.s^{-1}$ (mars).

Les températures annuelles maximales des sources, de leurs émissaires et des cours supérieurs ne dépassent pas 15 °C ; elles dépassent 20 °C dans le cours inférieur. Les températures minimales ont été enregistrées en hiver (8 °C à 14 °C). Les températures maximales ont été mesurées en juillet (26 °C dans le cours inférieur du Damour, 29 °C dans le cours inférieur de l'Aouali). Le maximum thermique annuel varie de 13 à 24 °C dans les cours supérieurs, de 23 à 29 °C dans les stations des cours inférieurs (mesures réalisées sur une période de 3 années). La température des sources est stable sur le cycle annuel : entre 9,5 °C et 11 °C à la source principale de l'Aouali, entre 10 °C et 13 °C à la source principale du Damour.

Les cours d'eau du Liban méridional, alimentés par l'aquifère karstique, sont riches en substances dissoutes (conductivité = 200 à 500 $\mu S.cm^{-1}$; pH = 7,3 à 8,3 ; Ca++ = 40 à 100 $mg.l^{-1}$; alcalinité = 115 à 250 $mg.l^{-1}$). Les valeurs du pH, de la dureté totale, de l'alcalinité et de la conductivité augmentent de l'amont vers l'aval : la conductivité passe de 210 $\mu S.cm^{-1}$ dans les sources à 420-430 $\mu S.cm^{-1}$ dans les cours moyens et à 480-490 $\mu S.cm^{-1}$ dans les cours inférieurs. L'oxygène dissous est généralement à saturation dans toutes les stations, avec des valeurs comprises entre 80 % et 105 %.

Les deux rivières et leurs affluents reçoivent des rejets domestiques. En aval des villages (Jezzine, Aïn Zhalta, Boutmé, Aley, Barouk) on a mesuré les concentrations les plus élevées en nitrates (entre 4 et 12 $mg.l^{-1}$), en nitrites (entre 0,1 et 0,35 $mg.l^{-1}$), sels ammoniacaux (entre 0,5 et 2 $mg.l^{-1}$) et phosphates (entre 15 et 70 $\mu g.l^{-1}$).

Les sites d'étude

Au total 29 stations ont été prospectées (figure 1) :
– dans le réseau de l'Aouali : 10 stations sur le cours principal et 13 sur les affluents ;
– dans le réseau du Damour : 4 stations sur le cours principal et 2 sur les affluents ;

Chaque station est désignée par un binôme lettre-chiffre ; les lettres majuscules désignent les stations du cours principal (D = Damour, A = Aouali), et les lettres minuscules les stations des affluents (d = Damour, a = Aouali). Les sources et leurs émissaires sont précédées d'un S. La lettre « t » désigne un écoulement temporaire. Le chiffre qui suit la lettre indique un numéro d'ordre depuis l'amont vers l'aval (tableau I).

Nous avons indiqué pour chaque station : l'altitude (en mètres), la distance à la source (en kilomètres), la largeur du lit (en mètres), les températures minimale et maximale de l'eau (tableau I).

La majeure partie du rhithral du Damour n'a pu être prospectée en raison de l'inaccessibi-

Figure 1 – Carte des réseaux hydrographiques de l'Aouali et du Damour ; localisation des stations de prélèvements.
Map showing the river systems of Aouali and Damour, and location of sampling sites.

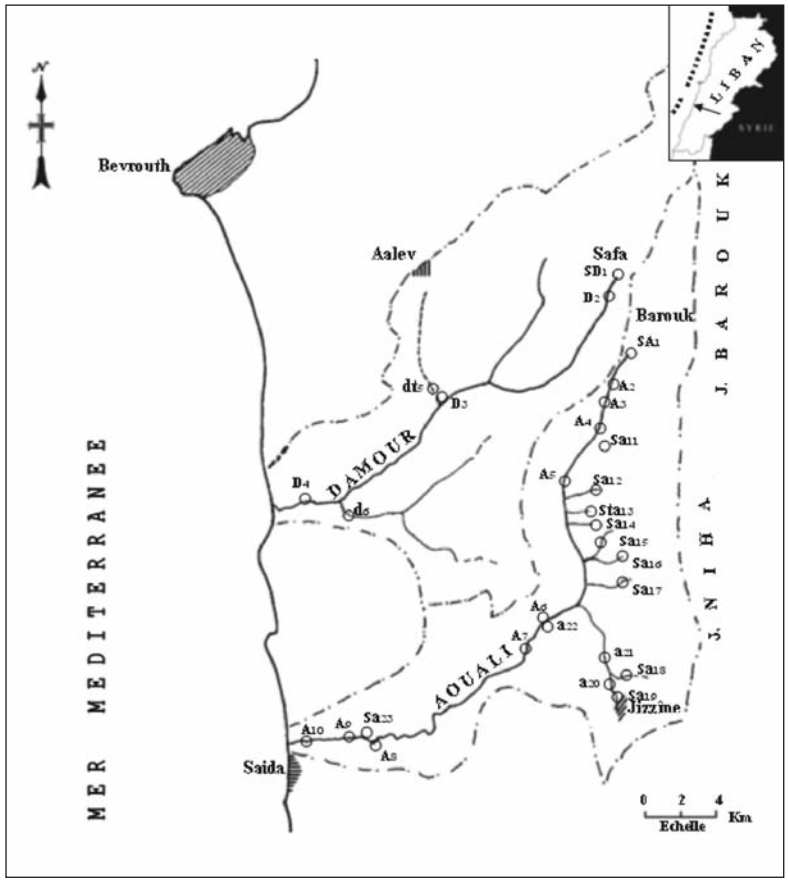


Tableau I – Récapitulatif des caractéristiques des stations étudiées (Aouali et Damour).
Table I – Overview of the study-site features (Aouali et Damour).

	Altitude (m)	Distance de la source (km)	Largeur (m)	Température mini (°C)	Température maxi (°C)
B.V. Aouali					
Cours principal					
SA1 Nabaa el Barouk	1 080		2-4	9,5	11
A2 aval Nabaa el Barouk	1 064	1	2-4	9,7	15,3
A3 Jisr el Misri	1 050	2	2-4	8	15
A4 Jisr Batloûn	980	4	2-4	9	18
A5 pont Jdaidet ech Choûf	710	11	4-6	11	19
A6 Jisr Bisri	380	28	6-8	9	29
A7 amont centrale hydroélectrique Aouali	230	30	6-10	9,5	26
A8 amont centrale hydroélectrique Joun	50	44	3-5	12	29
A9 aval centrale hydroélectrique Joun	36	44,5	10-12	9	23
A10 pont chemin de fer Saïda	5	48	8-12	11,5	23
Affluents : sources et ruisseaux					
Sa11 Nabaa Batloûn-el kharara	960		2-3	12	14,5
Sa12 Nabaa Mourched et son ruisseau	800		3-4	13,5	15
Sta13 Ain Chelouf (temporaire)	840		2-3	8,3	15,5
Sa14 Ras el Ain	850		1-2	14,5	16
Sa15 ruisseau de Nabaa Salman	800		3-4	11,5	18
Sa16 Nabaa Abou Kharma et son ruisseau	850		3-4	8	15
Sa17 Nabaa Bâter ech Choûf	820		2-3	13	14,5
– Nahr Aaray/Torrent Jezzîne					
Sa18 Nabaa Aazibi	990		3-4	5	15,5
Sa19 Nabaa Jezzîne	950		3-4	12,5	14
a 20 aval Nabaa Jezzîne	900	0,95	2-5	10	19
a 21 aval village Jezzîne (Oûadi Jezzîne)	690	2,25	2-5	10	21,5
– *ta22 Ouâdi Azour* (temporaire)	380		3-4	10,5	23
– Sa23 Nabaa Joun (Fouar es Saraaouniyé)	36		2-4	16	22,8
B.V. Damour					
Cours principal					
SD1 Nabaa es Safa et ruisseau d'Ain Dara = Nahr es Safa	1 000		3-5	10	13
D2 aval Nahr es Safa	950	2	2-4	9	17
D3 Jisr el Quâdi	260	18	6-8	11,5	23
D4 Jisr ed Damour	40	28	6-8	12	26
Affluents					
Dt5 Ouâdi el Ghâboun (temporaire)	260	10	4-6	11,5	24
d6 Nahr el Hammam	45	15	4-6	13,5	22

lité du cours moyen (gorges, sans voie d'accès).

Compte tenu de l'importance exceptionnelle du biotope des sources dans les réseaux étudiés, il convient d'accorder une attention particulière à cette zone de l'hydrosystème.

Dans les deux réseaux, trois types de sources peuvent être reconnus en fonction de leurs caractéristiques physiographiques.

– Les sources frontales : SD1 (Nabaa es Safa) pour le Damour, SA1 (Nabaa el Barouk) pour l'Aouali. Ce sont les sources principales des deux réseaux ; elles se situent entre 1 000 et 1 100 m d'altitude. Elles ont un débit important (entre 300 et 2 000 $l.s^{-1}$ selon la saison) à température presque constante (10 °C-13 °C).

– Les sources latérales (Sa11 à Sa19). Il s'agit de sources à débit plus faibles de température comprise entre 12 °C et 15 °C. Elles se répartissent sur le même versant ouest du massif Barouk-Niha, entre 800 et 1 100 m d'altitude.

Ces deux catégories de sources, caractérisées par des débits élevés à l'émergence et par des ruisseaux émissaires à forte pente et à écoulement rapide, sont représentatives d'un rhéocrénal.

– Une source de basse altitude (Sa23). Située à 36 m d'altitude, son débit est modéré, l'écoulement est lent, et la température plus élevée (16 °C-22,8 °C). Ce biotope correspond à un limnocrénal.

Échantillonnage

L'échantillonnage quantitatif de la faune benthique a été réalisé grâce à des échantillonneurs de type « Surber » permettant d'obtenir des prélèvements sur une surface de substrat de 0,1 m^2.

Sur un cycle annuel, de mai 1979 à avril 1980, 11 ou 12 séries de prélèvements ont été effectuées dans les 21 stations de la rivière Aouali (sauf aux stations temporaires S13 avec 8 séries de prélèvements et ta22 avec 4 séries). De mai 1980 à avril 1981, 12 séries de prélèvements ont été réalisées dans les 5 stations de la rivière Damour (sauf à la station temporaire dt5 avec 7 séries). Au total 1 973 échantillons ont été obtenus. La troisième année 1981-1982, des récoltes de faune générale benthique ont été faites pour les stades immatures et imagos et chasse de nuit par la lumière artificielle (lampes « petromax » donnant une lumière blanche très vive) pour les stades imagos. Au total, les prélèvements « qualitatifs » (plus de 800 échantillons ont été effectués). Ceci est fait pour compléter l'inventaire faunistique de toutes ces stations. Le matériel zoologique que nous avons récolté depuis 1980, dans l'Aouali et le Damour, a été identifié par nous-même et vérifié par divers spécialistes ; il a fait l'objet de plusieurs publications en collaboration : Dia & Henry (1984) pour les Crustacés Isopodes ; Thomas & Dia (1982a, 1983, 1984), pour les Éphéméroptères ; Berthélemy & Dia (1982), Sivec & Dia (2002), pour les Plécoptères ; Thomas & Dia (1982b) et Giudicelli & Dia (1986), pour les Diptères Limoniides, Simuliides ; Dia & Botosaneanu (1980, 1983) pour les Trichoptères.

Analyses statistiques

Les comptages sont consignés dans des tableaux à double entrée espèces/prélèvements. Afin d'étudier l'organisation des peuplements dans les deux réseaux hydrographiques, un traitement des données faunistiques a été réalisé par une analyse factorielle des correspondances (AFC) et une classification hiérarchique ascendante d'ordre 2 (réalisées avec le logiciel ADE 4 : Thioulouse *et al.* 1997).

Résultats

Analyse biocénotique et biotypologique du peuplement

L'étude biocénotique porte sur l'ensemble des espèces et la totalité des stations des deux réseaux hydrographiques. Sur 113 espèces recensées (tableau en annexe), 64 sont communes aux deux cours d'eau et représentent 90 % de la faune du Damour. Il est donc logique d'analyser les relations spécifiques (entre les espèces) et les relations coenotiques (entre les stations) pour l'ensemble des deux réseaux.

Afin de pouvoir comparer les résultats de l'échantillonnage, nous avons adopté le système de classes d'abondance proposé par Verneaux (1973) : l'abondance d'une espèce dans les stations où elle figure est représentée par 5 classes exprimées par des coefficients chiffrés de 1 à 5.

Tableau II – Densité (N.m^{-2}) des principaux groupes taxonomiques dans la source frontale et dans les stations supérieures du cours principal de l'Aouali et du Damour.

Table II – Density (N.m^{-2}) of the major invertebrate groups in the head spring and in the upper sampling sites of the Aouali and Damour rivers.

	Source el Barouk (station SA1)	Cours d'eau en aval de la source (station A2)	Source es Safa (station SD1)	Cours d'eau en aval de la source (station D2)
Mollusques	138	4	28	6
Amphipodes	3 802	33	949	8
Éphéméroptères	365	3 631	1 986	1 424
Plécoptères	5	79	253	9
Elmides	7	41	191	66
Trichoptères	1 181	238	1 462	56
Simuliides	68	2 179	5	1 092
Chironomides	380	947	334	1 100
Autres groupes	507	320	132	605
Total (N.m^{-2})	**6 453**	**7 472**	**5 340**	**4 366**

Figure 2 – Distribution et groupement des stations de prélèvements dans le plan F1 x F2 de l'AFC.

Clustering of sampling sites using FCA on the F1 x F2 factorial plane.

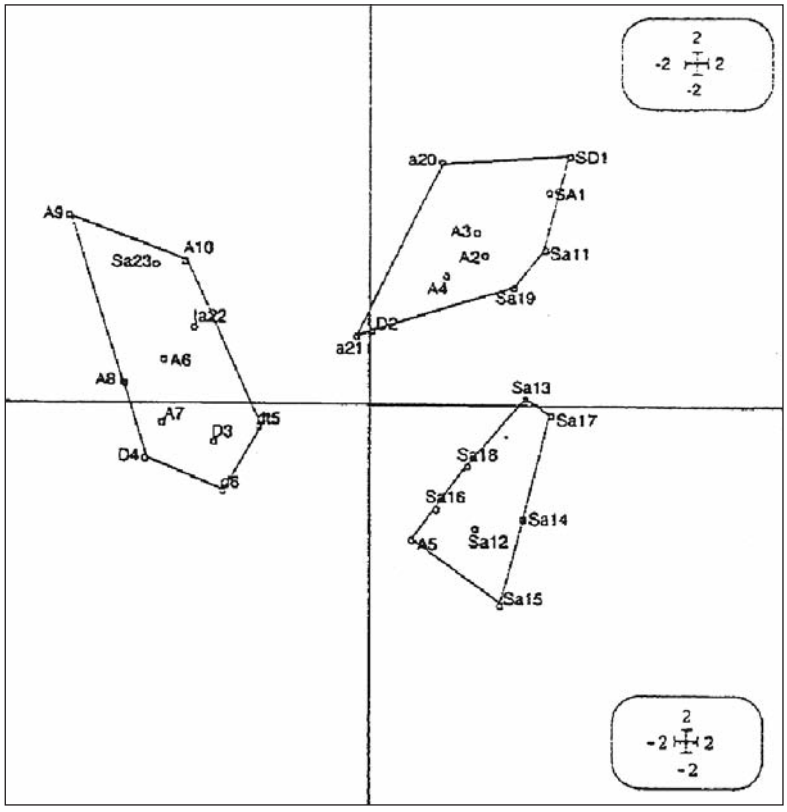
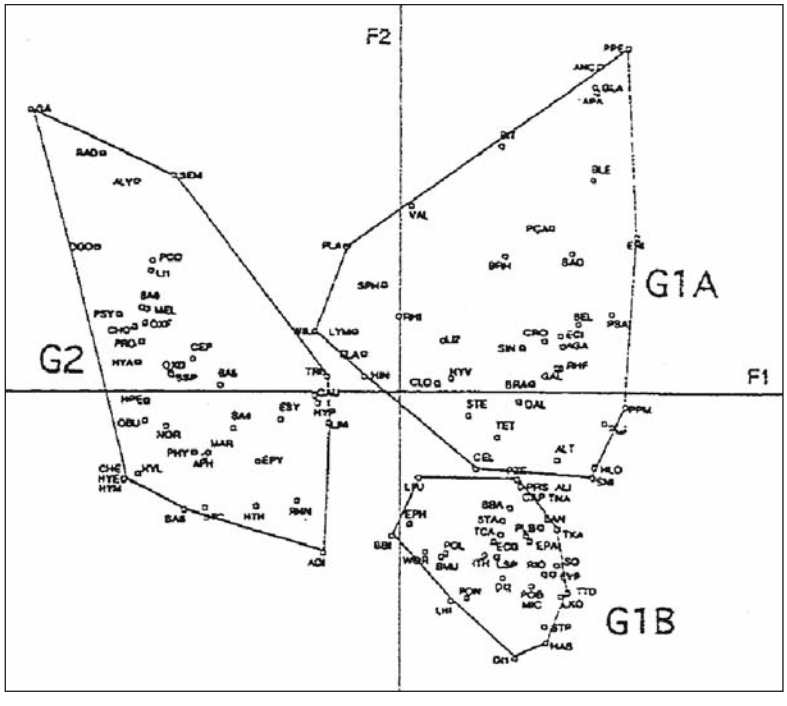


Figure 3 – Distribution et groupement des espèces dans le plan F1 x F2 de l'AFC.

Clustering of species using FCA on the F1 x F2 factorial plane.



La projection sur le plan F1 x F2 des points stations (figure 2) et des points espèces (figure 3) résulte du traitement des données concernant 29 stations et 113 espèces.

Les axes 1, 2, 3 extraient respectivement 14 %, 8,9 %, 7,7 % de l'inertie totale pour le Damour et l'Aouali. L'analyse des axes factoriels montre les tendances suivantes :

Axe 1. Sur cet axe, les stations sont réparties de gauche à droite dans un gradient altitudinal décroissant. Cet ordre est bien respecté pour le Damour et moins pour l'Aouali (en raison de particularités topographiques). L'axe 1 représente donc la succession amont-aval des stations et des espèces.

Axe 2. Cet axe représente un gradient de substrat, depuis le plus grossier jusqu'au plus fin. À l'extrémité de cet axe, on trouve les grandes sources frontales (SD1 et SA1) à pente moyenne, à substrat peu encroûté et meuble (graviers, sables). À l'extrémité opposée, on trouve les sources du massif Barouk-Niha caractérisées par une forte pente (A5-Sa18), un substrat grossier (dalles, blocs, pierres) et un lit formé d'une alternance de cascades et de fosses. Les contributions relatives majeures à l'inertie expliquée par cet axe (seuil > 90 %) sont égales à 37 % (SD1 : 14,5 %, Sa15 : 13 %, SA1 : 9,5 %).

Groupements d'espèces et de stations

L'analyse hiérarchique ascendante permet de distinguer sur les diagrammes deux groupements principaux de stations et d'espèces : G 1 et G 2 (figures 2 et 3).

Ces groupements correspondent à des unités écologiques majeures :

- le groupement des cours supérieurs (G 1) ;
- le groupement des cours moyens et inférieurs (G 2).

a. Groupement des cours supérieurs (G 1)

Ce groupement est constitué de 18 stations ; il englobe les sources et émissaires des sources, les quatre stations supérieures (A2, A3, A4, A5) de la rivière Aouali et les deux stations supérieures de la rivière Damour (SD1, D2). Cet ensemble de stations et leurs biotopes respectifs forment le secteur initial des deux réseaux hydrographiques. Le biocénotype correspondant réunit 73 espèces.

La classification hiérarchique fait apparaître des subdivisions au sein de ce vaste ensemble.

Un premier niveau de discrimination distingue deux sous-groupes.

– Sous-groupe G 1 A

Il concerne 10 stations ; elles correspondent aux grandes sources qui sont à l'origine des deux réseaux et aux cours supérieurs des deux rivières :

- 6 sources de débordement (sources vauclusiennes), caractérisées par leur débit fort (300 à 2 000 $l.s^{-1}$) et régulier ;
- 4 stations situées sur le cours principal des deux rivières.

Dans ce sous-groupe, deux stations (D2, a21), situées au voisinage de l'intersection des axes 1 et 2, s'isolent des huit autres (*cf.* cartes factorielles de la figure 2) ; ce sont des stations perturbées par les rejets organiques de deux agglomérations (Ain Zhalta et Jezzine).

– Noyau G 1 Aa

Le biocénotype correspondant réunit neuf espèces sténothermes d'eau froide. Trois sont exclusives des stations correspondant à ce groupement : *Protonemura pectinata, Glossosoma hazbanica* et *Apatania cypria*. Les six autres espèces (*Bithynia badiella, Ancylus fluviatilis, Pisidium casertanum, Proasellus coxalis aoualensis, Elmis rioloides, Blepharicera fasciata*) sont rhéophiles à large répartition géographique et écologique ; leur présence dans le secteur initial des deux réseaux est en rapport avec un fort hydrodynamisme.

Appartenant à la limite des deux sous-groupes, *Baetis rhodani,* l'éphémère le plus répandu, est très euryèce

– Noyau G 1 Ab

Le biocénotype correspondant réunit trente espèces. On peut y distinguer plusieurs types écologiques :

– des espèces eurytopes à l'échelle des réseaux étudiés : *Planorbis piscinarum, Valvata saulcyi, Lymnaea truncatula, Sphaerium corneum, Cloeon dipterum, Baetis rhodani, Centroptilum luteolum, Hydropsyche yahfufah, Hydroptila vectis, Dryops algiricus, Simulium bezzii, S. intermedium, S. pseudequinum, S. latizonum, Limnophora sp2* ;
– des espèces crénophiles : *Pisidium personatum, Belgrandiella libanica, Proasellus bardaunii, Protonemura zernyi, P. libanica, Hydropsyche longindex, Allotrichia teldanica* ;
– des espèces du crénal-rhithral : *Gammarus laticoxalis, Electrogena sp1, Brachyptera galeata, Rhyacophila fasciata, Agapetus caucasicus, Simulium niha, Grouvellinus coyei* ;
– une espèce (*Rhithrogena znojkoi*) qui vit dans le cours principal de l'Aouali et du Damour.

– Sous-groupe G 1 B

Il réunit les émissaires des sept sources à débit moyen et la station aval (A5) du cours supérieur de l'Aouali ; ces stations se répartissent sur un secteur altitudinal étroit (entre 710 et 990 m). Le biocénotype correspondant est caractéristique du peuplement des ruisseaux de moyenne altitude de la montagne libanaise. Il est le plus riche en espèces : 34 espèces appartenant à tous les groupes taxonomiques d'invertébrés benthiques.

Dans cet ensemble faunistique, on peut distinguer trois groupes écologiques :

- les espèces crénophiles : *Pisidium obtusale, Proasellus bardaunii, Leuctra kopetdaghi, Capnia turkestanica brevicula, Protonemura libanocypria, Isoperla berthelemyi, Tinodes kadiellus, T. negevianus, Micropterna coiffaiti, Stactobia pacatoria, Esolus parallelepipedus, Prosimulium petrosum, Antocha libanotica* ;
- les espèces du crénal-rhithral : *Electrogena galileae, Alainites muticus, Baetis baroukianus, Leuctra hippopus, Leuctra sp. gr. hipopus, Pontoperla sp, Tinodes caputaquae, T. tohmei, Polycentropus baroukus, Wormaldia subnigra, Ithytrichia lamellaris, Ernodes saltans, Lype reducta, Riolus syriacus, Stenelmis puberula* ;
- les espèces eurytopes plus fréquentes dans le rhithral que dans le crénal : *Ephemera sp, Baetis bisri, Leuctra fusca latior.*

b. Groupement des cours moyens et inférieurs (G 2)

Ce groupement se subdivise en deux sous-groupes.

– Sous-groupe G 2 A, 5 stations, 14 espèces.

Cet ensemble réunit les stations du cours moyen et inférieur de l'Aouali (en dessous de 400 m d'altitude), à l'exception de deux stations qui se placent dans l'autre sous-groupe.

L'ensemble faunistique correspondant se compose d'espèces thermophiles qui vivent

habituellement dans la partie terminale des réseaux hydrographiques : *Melanopsis praemorsa, Proasellus coxalis, Prosopistoma oronti, Choroterpes picteti, Baetis sp6, Psychomyia pusilla, Dryops goidanichi.*

Cinq espèces de ce sous-groupe sont strictement cantonnées dans le secteur influencé par l'usine hydroélectrique de Joun (stations A9 et A10) :

- *Semisalsa contempta* et *Gammarus pseudosyriacus*, trouvées aussi dans le bassin supérieur du Litani (il est probable qu'elles ont été amenées dans l'Aouali par la dérivation des eaux du Litani vers l'usine de Joun) ;
- *Allotrichia vilnensis orientalis* et *Hydroptila angustata* qui présentent un large spectre écologique dans les réseaux hydrographiques de la Méditerranée orientale, depuis les sources jusqu'aux grandes rivières de basse altitude (Botosaneanu 1992) ;
- *Radix auricularia* considérée comme une espèce potamophile (Mouthon 1980) ; Moubayed (1986) la signale au Liban dans l'épipotamal et dans les milieux lénitiques.

– Sous-groupe G 2 B, 6 stations, 26 espèces.

Il concerne les quatre stations du cours moyen et inférieur du Damour (en dessous de 300 m d'altitude) auxquelles s'ajoutent deux stations (A7 et A8) du cours moyen et inférieur de l'Aouali.

Le biocénotype est formé :

- d'un ensemble d'espèces eurytopes, (elles occupent pour cette raison des positions proches de l'origine des axes) : *Caenis macrura, Hydroptila phoeniciae, Rhyacophila nubila, Oxyethira delcourti, Hydroptila angustata, Hydropsyche theodoriana, H. yahfufah, Adicella syriaca, Elmis syriaca, Esolus pygmaeus, Limnius intermedius, Antocha phoenicia, Simulium pseudequinum* ;
- d'espèces cantonnées dans le cours moyen-inférieur de l'Aouali et le cours inférieur du Damour : *Procloeon pennulatum, Baetis spei, Hydropsche incognita, Normandia nitens* ;
- d'espèces qui n'ont été récoltées que dans la basse vallée du Damour : *Hydroptila mendli levanti, H. libanica, H. aegyptia, Cheumatopsyche capitella.*

Cinq espèces figurant dans ce biocénotype ont une répartition très restreinte :

Obuchovia transcaspicum est limitée à la station A7, *Marthamea beraudi* à la station D3, et *Oxyethira falcata* à la station A6. Une espèce madicole (*Stactobia caspersi*) vit dans les stations d6 et A7 ; une espèce thermophile (*Physa acuta*) a été récoltée dans les stations dt5 et D4.

c. Particularités de l'organisation biocénotique des deux réseaux

L'originalité du réseau hydrographique de l'Aouali réside dans le grand développement du système des sources.

Le biotope que constituent les sources et leurs émissaires présente un intérêt particulier du fait qu'il héberge 32 des 37 espèces exclusives du réseau hydrographique de l'Aouali (elles ne se trouvent pas dans le réseau du Damour).

Les espèces exclusives du Damour sont cantonnées dans son cours moyen ou inférieur (*Physa acuta, Marthamea beraudi, Hydroptila libanica, H. mendli levanti, H. aegyptia, Cheumatopsyche capitella*). L'absence de ces espèces dans la zone homologue de l'Aouali est probablement liée aux perturbations hydrauliques que provoque le fonctionnement de l'usine hydro-électrique de Joun. Ainsi, le secteur inférieur de l'Aouali a un peuplement plus pauvre en espèces et en individus que la portion homologue du Damour.

Zonation longitudinale de l'Aouali et du Damour

Il importe d'intégrer les résultats de l'analyse biocénotique dans la théorie de la zonation longitudinale des eaux courantes selon laquelle il est possible de subdiviser un réseau hydrographique en zones successives caractérisées par différents groupements d'espèces. On examinera, en particulier, la possibilité de mettre en correspondance les groupements d'espèces et de stations mis en évidence dans la présente étude avec les zones énumérées dans le schéma de zonation d'Illies & Botosaneanu (1963).

L'Aouali est un réseau atypique car il ne présente pas de confluence principale. Il s'agit d'un réseau où un cours d'eau unique – le cours d'eau principal – draine l'ensemble des émissaires de sources issues du massif karstique. Le Damour est un réseau de type ramifié, avec une confluence principale (Ouâdi Bou Zebli-Nahr es Safa).

Pour définir des zones biocénotiques on ne peut utiliser, pour ce réseau, le schéma classique d'Illies & Botosaneanu (1963) qui fixe les limites de zones au niveau des confluences

principales. Cependant, plusieurs études ont montré que les limites de zones peuvent être placées en dehors des confluences principales (Décamps 1968 ; Giudicelli 1968 ; Verneaux 1973 ; Giudicelli *et al.* 1980 ; Dakki 1986) et que l'on peut établir, pour des réseaux de structure atypique, des homologies avec les zones biocénotiques proposées par Illies et Botosaneanu (*loc. cit.*).

a. Le crénon. Le peuplement des sources et ses relations avec le peuplement du cours d'eau principal

Les stations du crénal des deux réseaux sont réunies dans le groupement G1 où elles sont associées aux stations du cours supérieur des deux rivières dans lequel aboutissent leurs ruisseaux émissaires. Cette relation forte qui réunit le crénal et le cours supérieur de l'Aouali et du Damour s'explique par le type de sources qui alimentent le cours d'eau principal : ce sont des sources de type vauclusien. Les ruisseaux émissaires des sources karstiques issues du massif Barouk-Niha sont bien différents d'un émissaire de source typique (hypocrénal). Leurs caractéristiques physiographiques (largeur, pente et débit) sont celles des cours d'eau du rhithral supérieur.

Ces sources et leurs émissaires hébergent des communautés qui, par leur composition faunistique, se rattachent au crénon et au début du rhithron. On y trouve, en effet, 19 espèces que Moubayed (1986) et Botosaneanu (1992) considèrent comme caractéristiques du crénal et du rhithral des cours d'eau de la province du Levant ; ce sont :

- *Pisidium casertanum, Electrogena sp1, Baetis rhodani*, *Stenelmis puberula, Grouvellinus coyei, Riolus syriacu*s (Moubayed 1986) ;
- *Rhyacophila fasciata, Hydroptila phœniciae, H. aegyptia, H. vectis, Oxyethira falcata, Ithytrichia lamellaris, Hydropsyche yahfufah, Polycentropus baroukus, Lype reducta, Tinodes caputaquae, T. tohmei, Adicella syriaca, Micropterna coiffaiti* (Botosaneanu 1992).

L'AFC ne différencie pas, au plan faunistique, les sources et leurs émissaires des stations du cours supérieur de l'Aouali et du Damour, ces deux types de biotopes se trouvant associés dans le même groupe ou sous-groupe de stations. En fait, dans le secteur amont, les différences thermiques sont faibles entre les émissaires de sources et le cours principal, de sorte que les échanges de faune entre les deux biotopes sont nombreux.

Les affinités faunistiques entre les émissaires de sources et le cours d'eau principal témoignent d'une interdépendance marquée des deux biotopes :

- sur les 26 espèces qui constituent la faune de la source el Barouk et son émissaire (SA1), 18 sont communes avec la station du cours principal (A2) située à l'aval immédiat de la source frontale. Sur les 18 espèces qui constituent la faune de la source (Sa11) située à 960 m, 16 sont communes avec la faune de la station A4 située à la même altitude ;
- sur les 43 espèces qui constituent la faune du cours principal de l'Aouali à la station A5, 40 espèces sont communes avec l'ensemble de la faune des sources et ruisseaux de sources (Sa12… Sa17) qui débouchent dans cette section du cours supérieur de l'Aouali.

Les différences biocénotiques entre ces 2 types de biotopes (rhéocrénal et rhithral supérieur) sont peu marquées si l'on considère seulement la composition spécifique des deux types de peuplements. Elles deviennent évidentes si l'on prend en compte la structure des deux peuplements. Ainsi, il existe des différences quantitatives (en densité) au niveau de chaque groupe : les mollusques, les amphipodes et les trichoptères dominent dans les sources ; les simuliides, les chironomides dominent dans les stations correspondantes au cours principal (tableau II).

a.1. Espèces caractéristiques de la communauté du crénal du versant ouest du massif Barouk-Niha (600-1 100 m d'altitude)

Sur les 113 espèces recensées dans les deux réseaux, 81 vivent dans les sources et leurs émissaires. Parmi ces espèces, 20 ne figurent pas dans le cours d'eau principal, ce sont les « caractéristiques exclusives » du crénal.

– Caractéristiques exclusives des deux sources frontales et leurs émissaires (SA1, SD1) : *Protonemura pectinata* (peu abondante)*, Apatania cypria, Glossosoma hazbanica* (abondantes).

– Caractéristiques exclusives des sources latérales : *Pisidium obtusale* (S12), *P. personatum* (S17), *Habrophlebia sp* (S15), *Protonemura libanocypria* (S12, S18), *P. libanica* (S17), *Isoperla berthelemyi* (S14), *Capnia turkestanica brevicula* et *Stactobia pacatoria*

(S12, S15), *Stactobia aoualina* (S16, S18, S15), *Allotrichia teldanica* (S17, S18), *Hydropsyche longindex* (S12, S17), *Ernodes saltans* (S12, S17, S18), *Tinodes kadiellus* (S14, S18), *T. negevianus* (S18), *Micropterna coiffaiti* (S12), *Antocha libanotica* (S18, S16), *Prosimulium petrosum* (S17).

a.2. Le peuplement de la source de basse altitude (Sa 23 : source Joun et son émissaire)

Il est dépendant de celui du cours principal à la même altitude puisque cette source aux eaux relativement chaudes (22,8 °C) se situe près du lit de l'Aouali. Sur les 45 espèces peuplant cette source, 28 espèces sont communes avec la faune de l'Aouali à la même altitude, mais les différences quantitatives entre les deux communautés sont notables : la densité du peuplement est de 901 ind.m^{-2} pour le cours principal à la station A8 et de 4 882 ind.m^{-2} à la source. Les densités des divers groupes faunistiques sont bien différentes, surtout pour les Mollusques (3 ind.m^{-2} dans l'Aouali et 1 354 ind./m^2 dans la source) et pour les Chironomides (187 ind.m^{-2} et 2 451 ind.m^{-2}).

Le peuplement de cette source limnocrène forme avec le peuplement du cours inférieur de l'Aouali un même biocénotype constitué d'espèces thermophiles (G2 A).

Les espèces caractéristiques de ce « crénal chaud » sont : *Melanopsis praemorsa, Radix auricularia, Valvata saulcyi, Planorbis piscinarum, Proasellus coxalis, Laccophilus hyalinus.*

b. La distinction entre le rhithral et le potamal

Le Damour et l'Aouali dévalent vers la mer en suivant la trajectoire la plus directe, de sorte qu'ils gardent leur caractère torrentiel presque jusqu'à l'embouchure. De ce fait, la distinction entre la rivière (rhithral) et le fleuve (potamal) n'est pas évidente. Dès lors, il faut associer des critères physiques et des critères biotiques pour fixer la limite entre ces deux zones écologiques majeures. L'analyse portera sur le cours principal de l'Aouali où 9 stations se succèdent sur le gradient altitudinal.

Critères physiques : en aval de la station A5, l'Aouali reçoit plusieurs affluents d'ordre 1 et 2 issus de sources latérales du massif Barouk-Niha. Le débit moyen annuel passe de 1,5 m^3.s^{-1} à la station A5 à 4,5 m^3.s^{-1} à la station A6. Ce changement de débit, qui s'accompagne d'une diminution de la pente et d'un élargissement du lit, provoque des changements au niveau de la physiographie du cours axial et au niveau des paramètres abiotiques (température, substrat). Donc, le passage entre les stations A5 et A6 se traduit par un changement écologique majeur.

Si l'on se réfère aux critères proposés par Illies & Botosaneanu (1963) pour définir les deux hydrosystèmes (rhithral, potamal), on peut aussi prendre en compte le régime thermique.

Les eaux des stations du cours supérieur (A2, A3, A4, A5) ont un maximum thermique compris entre 15 °C et 19 °C ; de ce fait, ce secteur appartient au rhithral, si l'on se réfère au critère thermique retenu par Illies et Botosaneanu.

Les eaux du secteur incluant les stations A6, A7, A8, A9, A10 ont des amplitudes thermiques annuelles égales et généralement supérieures à 20 °C, avec des maximums annuels entre 23 °C et 29 °C. Ce secteur, toujours selon le même critère, se rattache au potamal ; dans le cas particulier, il doit être assimilé à un épipotamal.

Critères biotiques : la distinction entre les deux zones écologiques majeures et leurs subdivisions se base aussi sur des espèces indicatrices. Au niveau des stations A5 et A6, on observe une discontinuité majeure dans la répartition des macroinvertébrés. La station A5, à 11 km de la source frontale, marque la limite inférieure de répartition pour de nombreuses espèces du cours supérieur, telles que *Bithynia badiella, Pisidium casertanum, Gammarus laticoxalis, Electrogena sp1, E. galileae, Rhithrogena znojkoi, Agapetus caucasicus, Tinodes caputaquae, Lype reducta, Stenelmis puberula, Grouvellinus coyei, Riolus syriacus.* La station A6 marque la limite supérieure de répartition d'espèces potamiques, telles que *Proasellus coxalis, Psychomyia pusilla, Hydropsyche incognita, Hydroptila angustata, Dryops goidanichi* ; elle est aussi caractérisée par l'apparition d'habitats d'eau calme peuplés de Coléoptères Hydrocanthares et d'Hétéroptères.

La prise en compte des différents critères montre bien que, dans l'Aouali, la limite rhithral-potamal se situe entre les stations A5 et A6.

b.1 Les subdivisions du rhithral et du potamal

Les résultats de l'AFC et l'analyse comparative des peuplements du cours supérieur des deux rivières ont montré que le secteur amont des deux cours d'eau principaux (stations A2, A3, A4, D2) fait partie d'un même ensemble faunistique et coenotique (sous-groupe G1 A), qui réunit le secteur des sources karstiques et le secteur initial du rhithral (épirhithral).

La dernière station du cours supérieur de l'Aouali (station A5), qui s'intègre dans le sous-groupe G1 B, héberge des espèces qui ont été placées par les auteurs dans deux sections du rhithral :

– dans le métarhithral : *Wormaldia subnigra* (Caspers *et al.* 1977), *Lype reducta* et *Leuctra hippopus* (Verneaux 1973) ;
– dans le métarhithral et l'hyporhithral : Moubayed (1986) considère *Rhithrogena znojkoi* et *Alainites muticus* comme caractéristiques de ces deux sections de l'Oronte et du Litani (Liban).

On en arrive à la conclusion suivante :

– le peuplement des stations supérieures des deux cours d'eau principaux (stations A2, A3, A4, D2) se rattache à un ensemble qui réunit l'épirhithral et le métarhithral ;
– le peuplement de la station A5 de l'Aouali représente la zone inférieure du rhithral (hyporhithral).

Dans les deux réseaux étudiés, il n'y a pas d'espèces « caractéristiques exclusives » du rhithral car le peuplement de cette zone est constitué d'espèces eurytopes à l'échelle des deux réseaux. Cependant, certaines de ces espèces présentent une abondance maximale dans le secteur initial de ces réseaux. On peut alors les considérer comme caractéristiques électives du rhithral ; ce sont *Rhithrogena znojkoi, Alainites muticus, Baetis rhodani, B. baroukianus, Electrogena galileae, Leuctra hippopus, L. fusca latior, Pontoperla sp, Wormaldia subnigra, Rhyacophila nubila, Hydropsyche yahfufah, Adicella syriaca, Stenelmis puberla, Simulium intermedium.*

Le groupement G2 intègre les peuplements des cours moyens et inférieurs de l'Aouali et du Damour (les 5 dernières stations de l'Aouali et les 4 dernières stations du Damour). Il peut donc être assimilé à un épipotamon.

Son biocénotype contient une quinzaine d'espèces qui, dans la littérature sur la faune des macroinvertébrés des cours d'eau de la province du Levant, ont été citées comme caractéristiques, tantôt du rhithral, tantôt du potamal et tantôt de ces deux zones à la fois.

• *Rhyacophila nubila, Hydropsyche theodoriana, Hydroptila libanica, H. mendli levanti, Oxyethira delcourti,* sont des espèces caractéristiques du rhithral ; *Hydroptila angustata* est caractéristique de l'épipotamal (Botosaneanu 1992).

• *Limnius intermedius, Simulium pseudequinum* et *Prosopistoma oronti* sont caractéristiques de l'hyporhithral, *Marthamea beraudi* du métarhithral (Moubayed 1986),

• *Cheumatopsyche capitella* se cantonne dans le rhithral et l'épipotamal (Botosaneanu 1992).

• *Rhithrogena znojkoi* est caractéristique du métarhithral et de l'hyporhithral (Moubayed 1986).

À cet ensemble d'espèces indicatrices de zone, il faut ajouter d'autres espèces électives de ce secteur : *Melanopsis praemorsa, Physa acuta, Proasellus coxalis, Procloeon pennulatum, Baetis spei, Stactobia caspersi, Esolus pygmaeus, Elmis syriaca, Dryops goidanichi, Antocha phœnicia.* Elles complètent le cortège faunistique associé à l'épipotamal des cours d'eau de la province du Levant.

En se basant sur la composition faunistique des stations de l'Aouali, et sur les informations concernant la zonation écologique de divers réseaux méditerranéens, on en déduit que :

– le secteur du cours supérieur représente le rhithral ; les stations A2, A3, A4 constituent une zone qui regroupe l'épirhithral et le métarhithral ;
– la station A5 correspond à un hyporhithral ;
– le secteur du cours moyen comprenant la station A6 correspond à une zone de transition entre le rhithral et le potamal ;
– le secteur du cours inférieur, comprenant les stations A7, A8, A9, A10, correspond à la zone supérieure du potamal (épipotamal).

Conclusions : la zonation dans les cours d'eau de la Méditerranée orientale

Les résultats de cette étude montrent l'existence d'une zonation écologique, mais elle présente des particularités qui la distinguent du schéma type d'Illies & Botosaneanu.

La zonation est resserrée car plusieurs zones biocénotiques se succèdent dans un même

réseau sur un linéaire de quelques dizaines de kilomètres.

La distinction entre les 3 zones majeures (crénal, rhithral, potamal) se retrouve dans la plupart des cours d'eau méditerranéens ; cependant, la zonation est réduite par rapport au schéma type qui comporte 7 zones. Ceci concorde avec les résultats obtenus dans d'autres régions bioclimatiques sèches du bassin méditerranéen en utilisant les méthodes d'analyse multivariée. Ainsi, dans une rivière côtière méditerranéenne du sud-est de la France, 4 zones ont pu être délimitées (Giudicelli *et al.* 1980). Au Maroc, 4 zones ont été reconnues dans l'oued Sebou, grand réseau hydrographique du Moyen Atlas (Dakki 1986) ; 4 zones ont été identifiées dans l'oued Reghaya, grande rivière du Haut Atlas (Bouzidi 1989). En Israël, dans la rivière Dan, une seule zone biocénotique a été retenue, qui a été assimilée à un « pseudorhithral » (Por *et al.* 1986).

Tout différent est le schéma de zonation que propose Moubayed (1986) pour le Litani et l'Oronte. En se basant sur la seule communauté des Diptères Chironomides et en utilisant une méthode d'analyse simple (coefficient de Sorensen), il a distingué 3 types de biocénoses du crénal, les 3 zones du rhithral, et un épipotamal.

Dans le système Aouali-Damour, comme dans les autres réseaux méditerranéens, le crénal et le potamal (généralement réduit à sa section supérieure) sont les zones les mieux individualisées, tant par leurs caractéristiques abiotiques que par leur peuplement. Ici encore, le rhithral est reconnu, mais ses subdivisions sont difficiles à identifier.

Remerciements

Cette recherche a été subventionnée par le Centre national de la recherche scientifique du Liban (Cnrsl).

L'auteur remercie chaleureusement :

J. Giudicelli, professeur à l'université d'Aix-Marseille III, pour ses conseils tout au long de ce travail et sa lecture critique du manuscrit.

E. Franquet, maître de conférences à l'université d'Aix-Marseille III, pour son aide dans le traitement des données faunistiques (Afc, classification hiérarchique).

Références bibliographiques

Alouf N., 1983. Contribution à la connaissance des cours d'eau du Liban. La zonation biologique du Nahr Qab Ilias. *Annls Limnol.* 19(2): 121-127.

Berthélemy C. & Dia A., 1982. Plécoptères du Liban (Insecta). *Annls Limnol.* 18(2): 191-214.

Botosaneanu L., 1992. *Fauna Palaestina*. Insecta VI – Trichoptera of the Levant (Imagines). Ilana Ferber ed., Jerusalem : 293 p.

Bouzidi A., 1989. *Recherches hydrobiologiques sur les cours d'eau des massifs du Haut Atlas (Maroc). Bioécologie des macroinvertébrés et distribution spatiale des peuplements*. Thèse doctorat d'État, Université d'Aix-Marseille III : 190 p.

Caspers N., Muller A., Liebenau I. & Wichard W., 1977. Köcherfiegen (Trichoptera) der Fliessgewasser der Eifel. *Gewässer und Abwässer.* 62/63 : 111-120.

Dakki M., 1986. *Recherches hydrobiologiques sur le Haut Sebou Moyen Atlas (Maroc). Une contribution à la connaissance faunistique, écologique et historique des eaux courantes sud-méditerranéennes*. Thèse doctorat d'État, Université Mohamed V, Rabat : 214 p.

Décamps H., 1968. Vicariances écologiques chez les Trichoptères des Pyrénées. *Annls Limnol.,* 4(1) : 1-50.

Dia A. & Botosaneanu L., 1980 – Une Stactobia nouvelle du Liban (Trichoptera, Hydroptilidae), ses stades aquatiques et leurs constructions. *Bijdr. Dierk.* 50(2) : 369-374.

Dia A. & Botosaneanu L., 1983. Six espèces nouvelles de Trichoptères du Liban. *Bull. zool. Mus. Amsterdam*. 9(14): 125-135.

Dia A. & Henry J.P., 1984. Nouvelles données sur les Asellides du Liban (Crustacea, Isopoda). *Annls Limnol.* 20(3):193-198.

Dia A., 1983. *Recherches sur l'écologie et la biogéographie des cours d'eau du Liban méridional*. Thèse doctorat d'État, Université d'Aix-Marseille III, 302 p.

Giudicelli J., 1968. *Recherches sur le peuplement, l'écologie et la biogéographie d'un réseau hydrographique de la Corse centrale, I-II.* Thèse doctorat d'État, Université d'Aix-Marseille, 437 p.

Giudicelli J., Dia A. & Légier P., 1980. Étude hydrobiologique d'une rivière de région méditerranéenne, l'Argens (Var, France). Habitats, hydrochimie, distribution de la faune benthique. *Bijdr. Dierk.* 50(2*)*: 303-341.

Giudicelli J. & Dia A., 1986. Contribution to the knowledge of the black-fly fauna (Diptera: Simuliidae) of Lebanon, with description of a new species and ecological comments. *Aquatic Insects.* 8(3):123-139.

Illies J. & Botosaneanu L., 1963. Problèmes et méthodes de la classification et de la zonation écologique des eaux courantes, considérées surtout du point de vue faunistique. *Mitt. Soc. Int. Limnol.* 12 : 1-57.

Malicky H., 1999. Bemerkungen uber die Verwandtschaftvon *Hydropsyche pellucidula* Curtis (Trichoptera, Hydropsychidae). *Linzer biol. Beitr.* 31(2): 803-821.

Malicky H., 2001. Ein Beitrag zur Kenntnis der Arten der *Hydropsyche instabilis*- Verwandtschaft im ostlichen Mittelmeergebiet (Trichoptera, Hydropsychidae) *Linzer biol. Beitr.* 33 (1), 489-518.

Moubayed Z., 1986. *Recherches sur la faunistique, l'écologie et la zoogéographique de trois réseaux hydrographiques du Liban : l'Assi, le Litani et le Beyrouth*. Thèse doctorat d'État, Université P. Sabatier Toulouse, 496 p.

Mouthon J., 1980, *Contribution à l'écologie des Mollusques des eaux courantes. Esquisse biotypologique et données écologiques*. Thèse doctorat d'État, Université Paris VI, 169 p.

Por F.D., Bromley H.L., Dimentman C., Herbst G.N. & Ortal R., 1986. River Dan, headwater of the Jordan, an aquatic oasis of the Middle East. *Hydrobiologia*. 134: 121-140.

Sivec I. & Dia A., 2002. *Isoperla berthelemyi* and *Protonemura Phoenicia spp.n.,* two new species of stoneflies from Lebanon (Insecta : Plecoptera) *Ephemera.* 3 (1): 43-51.

Thioulouse J., Chessel D., Dolédec S. & Olivier J.M. 1997. ADE-4 : a multivariate analysis and graphical display software. *Statistics and Computing*. 7: 75-83.

Thomas A.G.B. & Dia A. 1982a. *Ecdyonurus (?) znojkoi* Tshernova, 1938: redescription et appartenance générique réelle (Ephemeroptera). *Bull. soc. hist. nat. Toulouse*. 118(1-4): 283-289.

Thomas A.G.B. & Dia A. 1982b. Les *Antocha* (imagos) du sud Liban (Diptera, Limoniidae). *Annls Limnol.* 18(3): 319-326.

Thomas A.G.B. & Dia A. 1983. *Baetis bisri* n. sp., Ephéméroptère nouveau du Liban (Baetidae). *Annls Limnol.* 19(3): 213-217.

Thomas A.G.B. & Dia A. 1984. *Baetis baroukianus* n. sp., Éphéméroptère nouveau du Liban (Baetidae). *Bull. soc. hist. nat. Toulouse*. 120: 7-12.

Verneaux J. 1973. *Recherches écologiques sur le réseau hydrographique du Doubs. Essai de biotypologie*. Thèse doctorat d'État, Université de Besançon, 260 p.

ANNEXE – Code des espèces de la matrice des données faunistiques.

Mollusques

RAD *Radix auricularia* (Linné)
LYM *Lymnaea truncatula* (Müller)
PLA *Planorbis piscinarum* (Bourguignat)
SEM *Semisalsa contempta* (Dautzenberg)
PHY *Physella (Physa) acuta* Draparnaud
ANC *Ancylus fluviatilis* (Müller)
PCA *Pisidium casertanum* (Poli)
PPM *Pisidium personatum* Malm
POB *Pisidium obtusale* (Lamarck)
BIT *Bithynia badiella* (Küster)
BEL *Belgrandiella libanica* Schûtt
MEL *Melanopsis praemorsa* (Linné)
VAL *Valvata saulcyi* (Bourguignat)
SPH *Sphaerium corneum* (Linné)

Crustacés

PCO *Proasellus coxalis* Dollfus
PBA *Proasellus bardaunii* Alouf, Henry & Magniez
PAO *Proasellus coxalis aoualensis* Dia & Henry
GAL *Gammarus laticoxalis* Karaman & Pinkster
GAP *Gammarus pseudosyriacus* Karaman & Pinkster

Éphéméroptères

BRH *Baetis rhodani* Pictet
BBA *Baetis baroukianus* Thomas & Dia
BMU *Alainites muticus* (Linné)
BBI *Baetis bisri* Thomas & Dia
BSP *Baetis spei* Thomas & Dia
BA4 *Baetis sp4*
BA5 *Baetis sp5*
BA6 *Baetis sp6*
BA8 *Baetis sp8*
CEL *Centroptilum luteolum* (Müller)
CEP *Procloeon pennulatum* Eaton
CLO *Cloeon dipterum* (Linné)
RHI *Rhithrogena znojkoi* (Tshernova)
ECG *Electrogena galileae* Demoulin
ECI *Electrogena sp1*
CAU *Caenis macrura* Stephens
PRO *Prosopistoma oronti* Alouf
CHO *Choroterpes picteti* (Eaton)
HAB *Habrophlebia sp.*
EPH *Ephemera sp*

Plécoptères

BRA *Brachyptera galeata* Koponen
PPE *Protonemura pectinata* Berthélemy & Dia
PLJ *Protonemura libanica* Aubert
PLB *Protonemura libanocypria* Zwick
PZE *Protonemura zernyi* Aubert
LFU *Leuctra fusca latior* Berthélemy & Dia
LHI *Leuctra hippopus* Kempny
LKO *Leuctra kopetdaghi* (Zhiltzova)
LSP *Leuctra sp.*
CAP *Capnia turkestanica brevicula* Berthélemy & Dia
ISO *Isoperla berthelemyi* Sivec & Dia.
MAR *Marthamea beraudi* (Navas)
PON *Pontoperla sp.*

Coléoptères dryopoides

ESY *Elmis syriaca* (Kuwert)
ERI *Elmis rioloides* (Kuwert)
EPA *Esolus parallelepipedus* (Müller)
EPY *Esolus pygmaeus* (Müller)
LIM *Limnius intermedius* Fairmaire
RIO *Riolus syriacus* (Allard)
STE *Stenelmis puberula* Reitter
GRO *Grouvellinus coyei* (Allard)
NOR *Normandia nitens* (Müller)
DGO *Dryops goidanichi* Olmi
DAL *Dryops algiricus* (Lucas)

Trichoptères

AGA *Agapetus caucasicus* Martynov
GLA *Glossosoma hazbanica* Botosaneanu & Gasith
RHF *Rhyacophila fasciata* Hagen
RHN *Rhyacophila nubila* (Zetterstedt)
HIN *Hydropsyche yahfufah* Malicky
HLO *Hydropsyche longindex* Botosaneanu & Moubayed
HPE *Hydrospyche incognita* Pitsch
HTH *Hydropsyche theodoriana* Botosaneanu
CHE *Cheumatopsyche capitella* (Martynov)
TCA *Tinodes caputaquae* Botosaneanu & Gasith
TNA *Tinodes negevianus* Botosaneanu & Gasith
TKA *Tinodes kadiellus* Botosaneanu & Gasith
TTD *Tinodes tohmei* Botosaneanu & Dia
LYP *Lype reducta* (Hagen)
PSY *Psychomyia pusilla* (Fabricius)
HYV *Hydroptila vectis* Curtis
HYP *Hydroptila phoeniciae* Botosaneanu & Dia
HYL *Hydroptila libanica* Botosaneanu & Dia
HYM *Hydroptila mendli levanti* Botosaneanu
HYA *Hydroptila angustata* Mosely
HYE *Hydroptila aegyptia* Ulmer
ITH *Ithytrichia lamellaris* Eaton
ALT *Allotrichia teldanica* Botosaneanu
ALV *Allotrichia vilnensis orientalis* Botosaneanu
STP *Stactobia pacatoria* Dia & Botosaneanu
STA *Stactobia aoualina* Botosaneanu & Dia
STC *Stactobia caspersi* Ulmer
OXF *Oxyethira falcata* Morton
OXD *Oxyethira delcourti* Jacquemart
ADI *Adicella syriaca* Ulmer
TRI *Triaenodes sp.*
APA *Apatania cypria* Tjeder
MIC *Micropterna coiffaiti* Décamps
POL *Polycentropus baroukus* Botosaneanu & Dia
EAN *Ernodes saltans* Martynov
WOR *Wormaldia subnigra* Mc Lachlan

Diptères

PRS *Prosimulium petrosum* Rubzov
WIL *Simulium. (Wilhelmia) pseudequinum* Séguy
OBU *S. (Obuchovia) transcaspicum* Enderlein
TET *S. (Tetisimulium) bezzii* Corti
SIN *S. (Simulium) intermedium* Roubaud
ELA *S. (Eusimulium) latizonum* Rubzov
SNI *S. (Odagmia) niha* Giudicelli & Dia
BLE *Blepharicera fasciata* (Westwood)
ALI *Antocha libanotica* Lachschewitz
APH *Antocha phoenicia* Thomas & Dia
DI1 *Dixa sp1*
DI2 *Dixa sp2*
LI1 *Limnophora sp1*
LI2 *Limnophora sp2*

Évolution des habitats et changement climatique : quelles conséquences pour les populations de Lézard ocellé, *Lacerta lepida* (Saurien, Lacertidés), en limite nord de répartition ?

Habitat evolution and climatic changes: what are the consequences for the populations of Ocellated Lizard, Lacerta lepida *(Sauria, Lacertidae), on the northern distribution limit?*

Pierre GRILLET[1], Marc CHEYLAN[1] et François DUSOULIER[2]

1. Laboratoire de biogéographie et écologie des vertébrés, EPHE, CEFE-CNRS, 1919, route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5
marc.cheylan@cefe.cnrs.fr

2. 40, rue Carnot, 05000 Gap, France

Résumé

L'aire méditerranéenne française offre de bonnes conditions pour étudier les fluctuations d'aire de distribution sous l'effet du réchauffement climatique. Dans cette région, on doit en effet s'attendre à une remontée latitudinale des espèces thermophiles qui y sont inféodées. Cette hypothèse est évaluée sur le Lézard ocellé, Lacerta lepida*, une espèce typique des milieux ouverts ouest-méditerranéens. Dix populations situées en limite nord de la distribution mondiale de l'espèce ont fait l'objet d'une analyse paysagère à partir de photos aériennes. Au cours des cinquante dernières années, on constate une perte importante des habitats ouverts au profit des boisements et des cultures. Ce processus s'accompagne d'un morcellement et d'un isolement accru des populations qui se traduit par un déclin rapide des populations de Lézards ocellés. L'étude montre que l'évolution des paysages engendrée par la déprise rurale (reforestation ou mise en culture de zones anciennement pâturées) joue un rôle dominant dans la dynamique spatiale de certaines espèces animales méditerranéennes. Dans le cas du Lézard ocellé, l'évolution des habitats apparaît prépondérante sur les effets du réchauffement climatique, d'où sa régression aux limites nord de sa distribution.*

Abstract

The French Mediterranean region provides an ideal situation to study distribution changes that may be related to climate change. At the northern limits of the Mediterranean region one would predict a northward migration of thermophilous species adapted to the Mediterranean climate. This prediction was tested on the Ocellated Lizard, Lacerta lepida*, a species typical of open habitats in the western Mediterranean. The habitats of 10 populations situated near the northern limit of the species' distribution were studied using aerial photography. During the last 50 years an important loss of open habitats was noted as a result of woodland encroachment and loss of habitat to cultivation. This has led to the fragmentation and isolation of populations which may be the cause of their rapid decline. Our study shows that the evolution of the landscape due to the abandonment of extensive grazing (with subsequent tree re-colonisation or farming of formerly grazed parcels) plays a major role in the spatial dynamics of certain mediterranean animal species. In the case of the Ocellated Lizard the evolution of the landscape has caused a regression of populations at the northern limit of the species' distribution, hence the prediction extension due to climate change is not observed.*

Mots clés : reptile, *Lacerta lepida*, changement climatique, évolution des paysages, conservation, limite de distribution, France.

Keywords: Reptile, *Lacerta lepida*, climatic changes, landscape evolution, conservation, distribution limits, France.

Introduction

Les effets du réchauffement climatique sur les faunes et les flores sont à présent manifestes (Parmesan & Matthews 2005). Ces dernières années, les biologistes ont pu montrer que celui-ci avait des répercussions non négligeables sur la phénologie des espèces (Bairlein & Winkel 2001, Fitter & Fitter 2002), sur leur distribution (Walther *et al.* 2002) et, de façon plus globale, sur la composition des communautés et des écosystèmes (Lavorel & Garnier 2002). Dans certaines régions du globe, ceci se traduira à brève échéance par des extinctions importantes, comme le suggèrent plusieurs études récentes (Halloy & Mark 2003 ; Thomas *et al*. 2004 ; Harte *et al.* 2004). Les modélisations conduites par Araùjo *et al.* (2006) sur les faunes herpétologiques d'Europe montrent qu'un grand nombre d'espèces de reptiles et d'amphibiens verront leur aire de distribution s'étendre au-delà des limites actuelles dans les cinquante prochaines années, si les obstacles à la dispersion ne sont pas trop contraignants. Les modélisations réalisées par Thuiller (2005) à partir des flores et faunes européennes montrent quant à elles que la plupart des pertes d'espèces se situeront aux marges de l'aire méditerranéenne, dans les zones de transition entre l'aire méditerranéenne et les régions tempérées. Ces modèles ont cependant une faiblesse : ils ne prennent pas en compte l'effet concomitant de la perte d'habitats qui va croissant dans la plupart des pays d'Europe (60 000 ha sont artificialisés en France chaque année selon l'Ifen, 2006). La compréhension des évolutions futures, sous l'effet du réchauffement climatique, apparaît donc d'une extrême complexité. Elle nécessite de prendre en compte, outre les changements climatiques, la dynamique des habitats et les capacités de colonisation propres à chaque groupe taxonomique. Dans ce contexte, les études empiriques basées sur des suivis à long terme gardent tout leur sens, spécialement lorsqu'elles sont conduites aux marges de la distribution des espèces, là où les facteurs limitants s'expriment avec le plus de force (Hengeveld 1990). C'est en effet aux marges de la distribution que les populations sont les plus fragiles et les plus sujettes à des extinctions locales (Hanski & Gilpin 1997), mais aussi les plus aptes à mettre en évidence des évolutions graduelles.

Le réchauffement climatique devrait se révéler positif pour la majorité des espèces méditerranéennes (*e.g.* Dennis & Shreeve 1991 ; Huntley *et al*. 1997). Le constat qui peut être fait apparaît toutefois mitigé, notamment si l'on se réfère aux travaux menés sur les vertébrés. Chez les oiseaux, certaines espèces comme le Crabier chevelu *Ardeola ralloides*, le Héron garde-bœufs *Bubulcus ibis*, le Guêpier d'Europe *Merops apiaster* ou l'Élanion blanc *Elanus caeruleus* voient en effet leur aire de distribution s'étendre vers le nord (Pascal *et al*. 2006) tandis que d'autres, comme le Traquet oreillard *Oenanthe hispanica*, l'Alouette calandre *melanocrypha calandra*, ou le Cochevis de Thékla *Galerida theklae* montrent un net repli vers le sud de leur distribution (Prodon 2000). Chez les reptiles et les amphibiens, plusieurs espèces typiquement méditerranéennes montrent également un phénomène de repli vers le sud. C'est le cas du Seps strié *Chalcides chalcides*, du Lézard ocellé *Lacerta lepida*, et du Pélobate cultripède *Pelobates cultripes* (Thirion *et al*. 2002). Dans ce groupe, peu d'espèces en revanche voient leur distribution progresser vers le nord, si l'on excepte le cas de la Tarente *Tarentola mauritanica* qui est une espèce anthropophile, favorisée par l'urbanisation et l'augmentation du trafic de marchandises (Cheylan obs. pers.). Le point commun à toutes ces espèces concerne leurs exigences en matière d'habitat. Celui-ci se caractérise le plus souvent par une couverture végétale faible à nulle : pelouse rase, landes, garrigue et maquis bas. Or, l'évolution actuelle des paysages nord-méditerranéens se traduit par un embroussaillement et un emboisement de plus en plus marqués (Barbero *et al*. 1990 ; Debussche *et al.* 1999). Ainsi, le Pin sylvestre *Pinus sylvestris* a vu ses peuplements s'étendre d'un facteur trois entre 1904 et 1984, et progresser de 10 % entre 1978 et 1988 en Provence (Crosaz 1995). Pour ces auteurs, la progression des conifères expansionnistes va se poursuivre. Le processus de disparition ou de régression des populations touche donc en priorité les espèces méditerranéennes inféodées aux milieux ouverts, comme cela a été démontré chez les oiseaux (Cheylan & Orsini 1995 ; Prodon 2000). Dans ce contexte, il apparaît important de documenter précisément l'évolution des espèces inféodées au climat méditerranéen, notamment aux marges nord de leur distribution. Pour ce qui est du Lézard ocellé, nous avons pu montrer que plusieurs populations se sont éteintes au cours du XX^{e} siècle en limite nord de distribution (Cheylan & Grillet 2005) et

que celles qui y subsistent sont pour la plupart en situation précaire. Contrairement aux attentes, on observe chez cette espèce un retrait en direction du sud. Dans ces conditions, on peut faire l'hypothèse que la perte d'habitats prédomine sur le réchauffement climatique. C'est cette hypothèse que nous nous proposons de tester sur le Lézard ocellé.

Matériel et méthode

Le Lézard ocellé, *Lacerta lepida* Daudin, 1802, est un Lacertidae de grande taille, pouvant atteindre 60 cm. Inféodée aux milieux ouverts et chauds, cette espèce d'origine ibérique occupe en France l'aire méditerranéenne et, sous forme de populations relictuelles, les causses du Lot, quelques points isolés des départements de la Dordogne et de la Charente, et la côte atlantique, jusqu'à l'île d'Oléron au nord (Cheylan & Grillet 2005). Son activité s'étend de mars à octobre, avec une période de reproduction printanière, suivie d'une ponte annuelle généralement déposée en juin. L'incubation dure plus de trois mois, avec une émergence des jeunes comprise entre début septembre et mi-octobre. Le régime alimentaire est constitué d'insectes, majoritairement de coléoptères (Mateo 2004). De par ses exigences en termes d'habitats et en terme de climat, le Lézard ocellé constitue un bon modèle pour étudier l'évolution des paysages en rapport avec les changements climatiques.

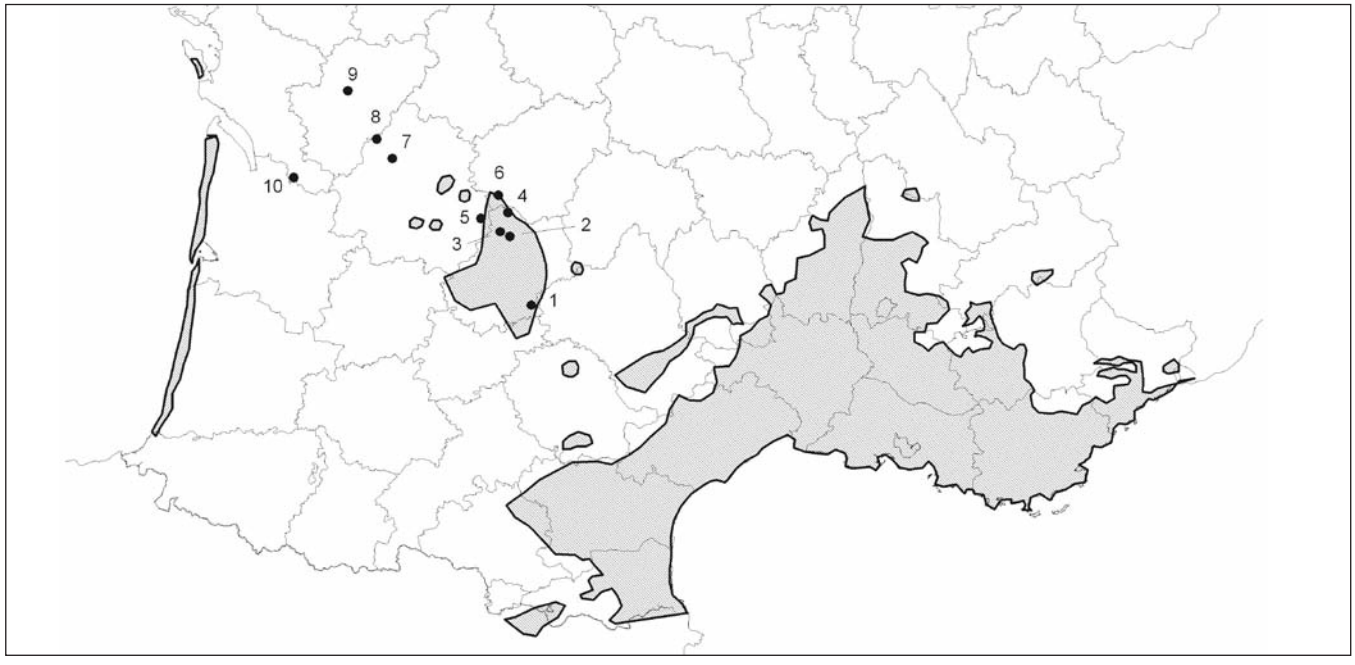
L'étude porte sur 10 populations ou stations parmi les plus septentrionales de la distribution mondiale de l'espèce (figure 1). L'intérêt d'étudier ces stations marginales permet de mieux appréhender ce qui pourrait se produire à moyen terme à plus grande échelle (Gaston 2003).

Les sites étudiés (figure 1 et tableau 1) sont localisés sur un axe Rodez-île d'Oléron, de part et d'autre d'une ligne orientée sud-est – nord-ouest. Les sites ont été choisis sur une aire géographique suffisamment vaste (cinq

Tableau 1 – Liste des sites retenus pour l'étude paysagère.
Table 1 – List of sites selected for the landscape study.

N°	Commune	Département	Surface étudiée
1	Limognes-en-Quercy	Lot	100 ha
2	Rocamadour	Lot	150 ha
3	Pinsac	Lot	100 ha
4	Cazillac	Lot	100 ha
5	Borrèze	Dordogne	100 ha
6	Chasteaux	Corrèze	150 ha
7	Paussac	Dordogne	160 ha
8	La Rochebeaucourt	Dordogne	180 ha
9	Marsac	Charente	100 ha
10	Bussac-Forêt	Charente-Maritime	800 ha

Figure 1 – Distribution française du Lézard ocellé, *Lacerta lepida* (aire hachurée), et position des sites étudiés (ronds noirs) pour ce qui concerne l'évolution des habitats. Les chiffres renvoient aux stations du tableau 1.
Distribution in France of the Ocellated Lizard,* Lacerta lepida *(in gray), and location of sites studied with regard to habitat evolution (full circles). Numbers refer to stations in table 1.



départements) pour permettre une généralisation des résultats à l'échelle régionale. Dans tous les cas, la présence de l'espèce sur chaque site a été confirmée par des observations récentes (1999-2002).

Superficie et pas de temps étudiés

Les superficies analysées ont été déterminées par la configuration du site (cohérence géographique, extension des habitats favorables à l'espèce) et par les contraintes liées à l'analyse des photos aériennes (temps de codage de l'information). Une superficie comprise entre 100 et 180 ha a généralement été retenue, mis à part pour le site de Bussac-Forêt où les surfaces prises en compte s'élèvent à 800 ha. Pour chacun des sites, le périmètre correspond au plus petit dénominateur commun aux 3 photos (en général, c'est la photo la plus ancienne qui a déterminé le choix). Le périmètre retenu correspond à un polygone défini par des points de repère remarquables identifiables sur chacune des photos, englobant la surface supposée favorable à l'origine (1950). Pour chaque site, trois périodes ont été analysées : 1950 (échelle 1/25 000), 1977 (échelle 1/20 000), et une photo récente comprise entre 1997 et 1998 (échelle 1/30 000). 1950 correspond à une période où les agriculteurs sont encore nombreux (2,3 millions d'exploitants agricoles en 1955 contre 663 807 en 2000, source : ministère de l'Agriculture), et l'agriculture peu mécanisée (la mécanisation ne sera effective qu'à partir des années 1960-1970). 1950 correspond aussi à la mise en place du Fonds forestier national qui va se traduire par une politique importante de boisement. 1977 correspond également à une période importante, à mi-chemin entre le début de l'agriculture dite « moderne » et la période actuelle. Ce processus s'est poursuivi au cours des deux dernières décennies qui ont vu le nombre d'exploitations agricoles divisé par deux entre 1980 et 2000 (ministère de l'Agriculture).

Analyse paysagère

Pour analyser l'évolution des paysages, nous nous sommes inspirés de la méthode utilisée par Crosaz (1995) et par Cohen & Hotyat (1997) dans leurs études de l'évolution de l'embroussaillement du Causse Méjean. Cinq classes facilement identifiables à partir des photos les plus anciennes ont été définies : 1) sol nu et pelouses ouvertes ; 2) pelouses embroussaillées avec moins de 50 % de couverture ligneuse (boisement buissonnant et/ou arborescent) ; 3) cultures ; 4) milieu boisé avec plus de 50 % de fermeture ; 5) aménagements divers : lotissements, terrains de camping, carrières, etc. Concrètement nous avons procédé de la manière suivante :

- une zone commune aux trois photos (centrée sur le ou les points d'observation de Lézard ocellé) est délimitée à partir de repères remarquables communs aux trois clichés (le plus souvent, des routes ou des hameaux) ;
- un transparent quadrillé (mailles de 2 mm de côté) est appliqué sur la zone délimitée, puis à l'aide d'une loupe binoculaire, l'une des 5 classes définies précédemment est notée à chacune des intersections du quadrillage. Compte tenu des faibles changements d'échelle entre période (1/20 000 à 1/30 000), nous n'avons pas jugé utile d'amener les photos à une échelle unique. En moyenne, 1 100 points ont été analysées par site (min. 900, max. 1 400). Le nombre d'intersections renseignées pour chacune des classes permet de mesurer l'évolution des différents types d'habitats au cours de la période étudiée. Chacun des sites a par ailleurs fait l'objet d'une visite, afin de vérifier la correspondance entre la lecture sur photo et la réalité terrain. Les classes considérées comme favorables au Lézard ocellé sont les classes 1 et 2. Au regard de nos connaissances sur l'espèce, on peut en effet considérer qu'un milieu couvert à 50 % ou moins de ligneux est encore favorable à l'espèce. Les classes considérées comme défavorables sont les classes 3 et 4 qui correspondent respectivement aux zones cultivées et aux zones boisées avec plus de 50 % de fermeture. L'exclusion des cultures s'expliquent par le fait, que, dans la zone considérée, les cultures sont majoritairement constituées de monocultures impropres à la présence de l'espèce : céréales et maïs pour l'essentiel. Dans la catégorie 5 (aménagements divers), nous avons considéré défavorables à l'espèce les terrains de camping, les lotissements et les carrières en activité.

Analyse du processus de fragmentation de l'habitat

Nous avons choisi de travailler à partir de 2 sites : Paussac et La Rochebeaucourt, tout

deux situés dans le nord de la Dordogne. Sur ces 2 sites, nous avons délimité cartographiquement les habitats favorables au cours des différentes périodes (estimation de la quantité d'habitats disponibles) pour mettre en évidence le processus de fragmentation au cours des cinquante dernières années. Pour cette étude, nous n'avons pas fait appel aux méthodes quantitatives de l'analyse spatiale (voir Burel & Baudry 1999) compte tenu de nos objectifs et des résultats attendus d'une telle analyse. Pour qu'une telle analyse prenne tout son sens, il aurait fallu disposer, en complément des données paysagères, d'éléments sur l'évolution des populations de Lézards ocellés au cours de trois périodes, afin de relier le déclin de la population au processus de fragmentation. En l'absence de telles données, nous nous limiterons à une expression cartographique du processus.

Estimation de la population théorique

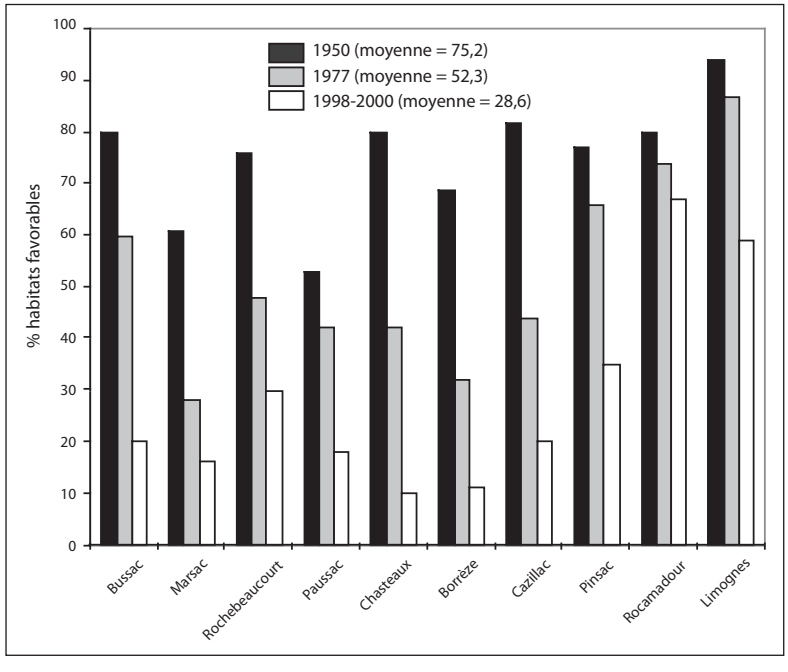
Pour chaque période, nous proposons une estimation théorique de l'importance de la population de Lézard ocellé en fonction des surfaces disponibles, à partir d'un niveau de densité moyen tiré des données de la littérature. Les données concernant les densités sont très hétérogènes : 12,5 individus/ha en moyenne dans la Cordillère Cantabrique, 1,1 à 40,8 individus/ha près de Madrid et entre 1 et 58 individus/ha au Portugal (Perez-Mellado 1998). En 1977, Allen (*in* Bischoff *et al.* 1984) donnait des chiffres allant de 60 individus/ha dans la Serra de Cintra au Portugal à 18-34 individus/ha sur 2 autres sites. Les densités de 30, 40 ou 60 individus par hectare sont très probablement surévaluées. Elles correspondent le plus souvent à des concentrations ponctuelles dans le temps ou dans l'espace et non à des valeurs moyennes calculées pour l'ensemble de la population. Ainsi, sur l'île de Berlenga (Portugal), la densité calculée par rapport à la surface globale de l'île (70 ha) n'est que de 3,3 animaux à l'hectare (Mateo 1988) alors qu'elle est de 133 individus/ha si l'on ne prend en considération que les abords immédiats d'un noyau de population. Pour l'île d'Oléron, la densité moyenne pour la population est estimée entre 3,4 et 8 individus/ha, soit un effectif total compris entre 500 et 1 200 individus (Cheylan & Grillet 2005). En Crau, des études menées en 1992 et 1993 sur un site de 40 ha ont permis d'évaluer la population à 250 individus (min. 197, max. 332), soit une densité moyenne de 6,2 individus/ha (Mateo & Cheylan inédit). Dans ce qui suit, nous nous sommes basés sur une estimation théorique proche de ces deux dernières estimations françaises en prenant comme valeur de référence 6 individus à l'hectare.

Résultats

Évolution des habitats à l'échelle régionale

Tous les sites étudiés présentent un déclin marqué des habitats ouverts à semi-ouverts (figure 2 et tableau en annexe). Sur l'ensemble des sites, cette perte est en moyenne de 21 % entre 1950 et 1977 et de 24 % entre 1977 et 1998, soit 45 % d'habitats perdus en l'espace de 50 années. Compte tenu des évolutions constatées, on peut envisager, dans la plupart des cas, une disparition complète des habitats favorables dans moins de 60 années. Cette tendance générale fait toutefois apparaître des disparités. Les sites lotois (hormis Cazillac) semblent ainsi légèrement moins touchés par l'évolution des habitats avec en moyenne 38 % de pertes sur la période considérée.

Figure 2 – Évolution des habitats favorables au Lézard ocellé, *Lacerta lepida* (pelouses et bois < 50 % de couverture) sur les 10 sites étudiés.
Evolution of habitats suitable for the Ocellated Lizard,* Lacerta lepida *(meadows and forests < 50% ground cover) on the 10 studied sites.



Processus de fragmentation à l'échelle locale

L'analyse paysagère effectuée sur les sites de Paussac et de La Rochebeaucourt illustre la façon dont se font les pertes d'habitats sur le plan spatial.

1) Site de Paussac (figure 3)

Le site de Paussac s'étend sur environ 700 ha. En 1950, 44 % du site était constitué de pelouses ouvertes, le restant étant occupé par des cultures, des boisements et des villages. Ces pelouses s'organisaient autour de 5 taches principales de superficies relativement étendues pour au moins deux d'entre elles : respectivement 170 ha (A), 100 ha (B), 20 ha (C) et deux autres taches plus petites (une vingtaine d'hectares pour D et E). Les taches A, B et C étaient alors quasi connectées étant donné la faible distance entre elles (moins de 60 m) et l'occupation agricole de 1950 (petites parcelles, cultures sèches). En 1977, les habitats favorables se sont nettement réduits et morcelés. La tache A s'est désagrégée en une dizaine de taches, la tache B s'est fortement réduite et morcelée et la tache C a quasi disparue. En 1999, les habitats favorables ne représentent plus que 6 % de la surface initiale. Les 5 noyaux se sont scindés en une cinquantaine de taches de superficie réduite (la plus importante au sud du secteur étudié couvre 6 ha, une douzaine sont comprises entre 1 et 3 ha ; les autres sont inférieures à 1 ha). Les distances et les obstacles aux déplacements sont plus importants, rendant délicats les échanges entre sous-populations. La connexion entre les taches est d'autant moins assurée que la perte des pelouses ouvertes s'est réalisée pour la plus grande partie au profit de surfaces boisées. Parallèlement, les parcelles agricoles ont été nettement agrandies, ce qui constitue un obstacle supplémentaire aux échanges entre taches.

Figure 3 – Évolution des habitats favorables (en grisé) au Lézard ocellé, *Lacerta lepida*, sur Paussac entre 1950 et 1999. Les lettres indiquent les principaux noyaux favorables en 1950 (voir texte).

Evolution of habitats (in gray) suitable for the Ocellated Lizard,* Lacerta lepida*, in Paussac between 1950 and 1999.

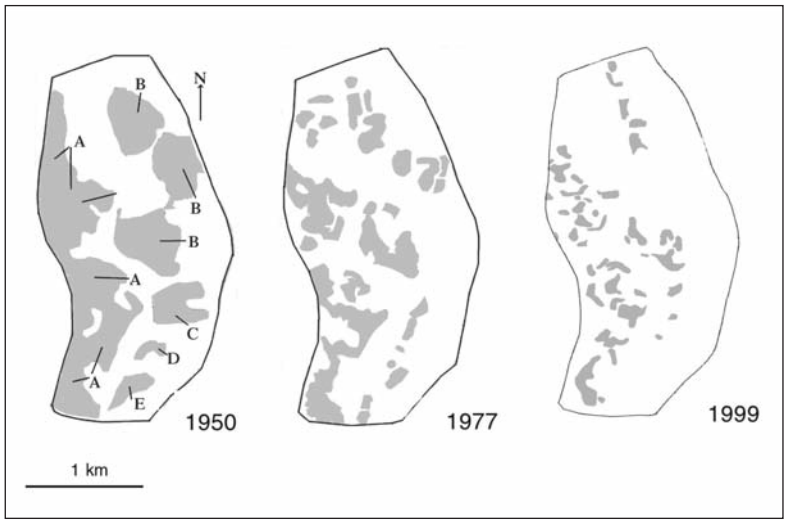
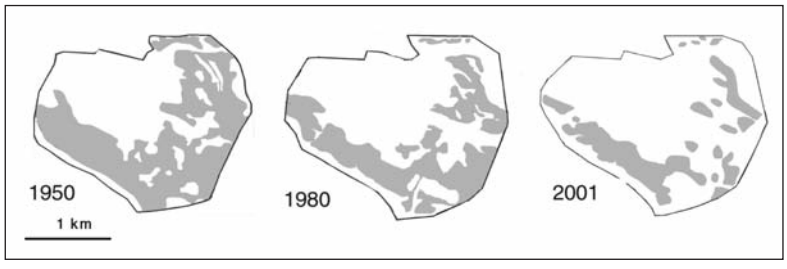


Figure 4 – Évolution des habitats favorables (en grisé) au Lézard ocellé, *Lacerta lepida*, sur le site de La Rochebeaucourt entre 1950 et 2001.

Evolution of habitats (in gray) suitable for the Ocellated Lizard,* Lacerta lepida*, in the site of La Rochebeaucourt between 1950 and 2001.



2) Site de La Rochebeaucourt (figure 4)

Le site de La Rochebeaucourt s'étend sur environ 320 ha. En 1950, 140 ha étaient favorables au Lézard ocellé, le restant étant occupé par des cultures et quelques boisements. En 1980, cet ensemble quasi continu commence à se fragmenter, notamment dans sa partie nord-est. La faible distance entre taches (entre 10 et 100 m) et l'absence d'obstacles permettent toutefois d'envisager des échanges. En 2001, seuls 50 ha sont encore favorables. La fragmentation s'est considérablement amplifiée. Un ensemble de 35 ha subsiste à l'ouest, un autre de 11 ha à l'est. La distance entre ces deux taches principales s'est accrue : de 30 m en 1980, elle est passée à 500 m en 2001. Un obstacle supplémentaire aux échanges entre les sous-populations tient à la présence d'une route sur laquelle circulent de nombreux camions (carrières). Un petit aérodrome au niveau des pelouses ouest explique sans doute la relative préservation de cette zone.

Évolution théorique de la population

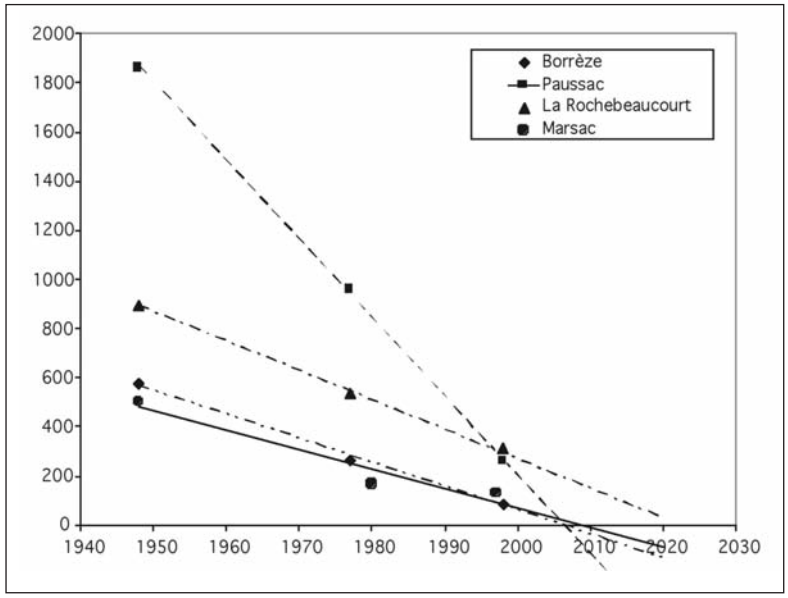
Sur la base d'une valeur théorique de 6 individus à l'hectare, et de l'évolution des superficies d'habitats favorables, il est possible

d'estimer les effectifs sur quatre des sites analysés au cours du temps (figure 5).

Sous l'hypothèse que les valeurs de densité retenues aient été effectives sur les 4 sites en 1950, les effectifs initiaux devaient se situer entre 500 et 1 800 individus, soit des valeurs tout à fait satisfaisantes pour assurer le maintien d'une population. Dans les années 2000, ces valeurs ne sont plus que de 90 à 300 individus et, si l'on extrapole la tendance pour 2020, seul le site de La Rochebeaucourt pourrait encore retenir une population de Lézard ocellé. Bien entendu, ces estimations ne sont que des ordres de grandeurs. Elles ne tiennent pas compte d'autres facteurs pouvant également agir sur l'évolution des effectifs : effet de la fragmentation, altération des habitats ou des ressources alimentaires, etc.

Figure 5 – Évolution théorique des populations de Lézard ocellé, *Lacerta lepida,* sur 4 des 10 sites étudiés.

Theoritical evolution of Ocellated Lizard,* Lacerta lepida, *populations on 4 of the 10 studied sites.



Discussion

Le Lézard ocellé semble une espèce en nette régression, notamment dans la partie nord de son aire de répartition. Cette régression s'illustre à la fois par la disparition de populations historiques (Cheylan & Grillet 2005) et par la forte réduction des populations contemporaines. Les 10 populations analysées entre le Lot et la Charente-Maritime montrent une perte des habitats favorables de 45 % au cours des 50 dernières années, perte qui s'accompagne d'un morcellement à l'intérieur de chaque station et d'un isolement croissant entre stations, au fur et à mesure que l'on se dirige vers le nord-ouest. Les risques d'extinction s'en trouvent accrus : facteurs stochastiques de nature démographique ou génétique, destruction de l'habitat, prélèvements.

Cette régression résulte d'un abandon généralisé de l'élevage au profit d'un boisement naturel ou artificiel sur les sols peu profonds, et de l'ouverture de parcelles agricoles sur les terres les plus fertiles. Cette perte des milieux ouverts pâturés concerne également les départements de la Corrèze (GMHL 2000), de la Lozère (Destre *et al*. 2001), de l'Aveyron (Bernard 1997) et plus globalement, l'ensemble des départements situés à l'ouest du Massif central. Ce constat exprime une tendance générale de la forêt française qui a doublé en surface depuis le milieu du XIX^{e} siècle (source : Inventaire forestier national) et qui a progressé de 40 000 ha pour la seule année 2006 (IFEN 2006). Les départements du Lot, de la Dordogne et de la Corrèze font partie des départements français les plus concernés par cette progression. Celle-ci s'accompagne d'un processus de fragmentation bien mis en évidence sur les sites de Paussac et de La Rochebeaucourt. Les difficultés d'échanges entre sous-populations s'en trouvent accrues ainsi que les risques d'extinction pour la population. Concernant les risques d'extinction, au moins 6 des 10 populations étudiées dans le cadre de ce travail occupent des sites isolés, avec peu ou pas de possibilités d'échanges avec l'extérieur (Cazillac, Chasteaux, Paussac, La Rochebeaucourt, Marsac, Bussac). Ces populations sont par ailleurs petites : quelques dizaines à quelques centaines d'individus tout au plus. Si le rythme de régression des habitats se maintient, on peut s'attendre à leur disparition au cours des vingt prochaines années. Au rythme actuel, la disparition du Lézard ocellé peut donc être envisagée à court terme (2020-2030) dans la région comprise entre le département du Lot et la Charente-Maritime.

Plusieurs cas d'extinction en milieu insulaire nous renseignent sur les risques encourus par les petites populations de Lézard ocellé : l'île de Berlenga au Portugal, et les îles de Porquerolles et de Ratonneau en France. Sur Ratonneau (100 ha) l'espèce était connue au début du XX^{e} siècle. Elle se serait éteinte suite à l'introduction de chats (Mourgue 1930). Sur

Porquerolles (1 250 ha), elle était donnée commune au début du XX^{e} siècle. Elle s'y est éteinte au début des années 2000 du fait sans doute de l'évolution défavorable des habitats (Cheylan & Grillet 2005). Sur Berlenga (70 ha), la population était constituée d'environ 180 individus au milieu des années 1980 (Paulo 1988). Elle s'est éteinte en 2005 (soit 20 ans plus tard), alors que Paulo (1988) estimait son extinction dans 50 années sur la base d'une modélisation démographique. Ces trois exemples montrent qu'un territoire compris entre 70 et 1 250 ha ne garantit pas la survie à long terme d'une population. Si l'on considère que les populations connues actuellement entre le Lot et la Charente-Maritime (à l'exception du site de Bussac) occupent des habitats qui n'excèdent pas une cinquantaine d'hectares, on peut affirmer que le risque de voir disparaître ces populations est très fort, même dans le cas d'interventions en faveur de l'espèce. Les effets de la réduction et de la fragmentation des habitats sur le déclin d'une espèce sont à présent bien connus (voir Fahrig 2003 pour une synthèse sur le sujet). Chez une espèce de lézard *Psammodromus algirus,* Diaz *et al*. (2000) ont mis en évidence des processus d'extinction sur des sites fragmentés de moins de 90 ha, confirmant l'idée de risques d'extinction forts en deçà de 100 ha chez certaines populations de lézards.

L'isolement et la régression des habitats favorables posent donc de sérieux problèmes de conservation pour le Lézard ocellé dans un échéancier temporel assez bref. Les modèles d'expansion géographique liés au réchauffement climatique ne semblent donc pas applicables à cette espèce, ce qui rejoint les constats formulés par Samways (2005) sur les insectes sténoèces. Dans un paysage fragmenté, les espèces spécialisées dans un type d'habitats seront en effet inaptes à s'ajuster aux changements climatiques, ou à trouver des habitats de substitution (Mac Nally & Brown 2001). De fait, le créneau est étroit pour que la disponibilité des habitats coïncide avec le rythme du changement climatique. Les effets écologiques du changement climatique pourraient de ce fait s'avérer catastrophiques (Samways 2005), notamment pour les espèces disposant de faibles capacités de dispersion. Pour certains groupes d'insectes, la fragmentation et la régression des habitats qui leur sont spécifiques ont un impact plus important que les effets directs du changement climatique global (Desender *et al*. 1994 ; Dusoulier 1999). Ce constat rejoint les conclusions plus générales faites par Sala *et al.* (2000) qui donnent une prédominance au changement d'utilisation des terres sur le changement climatique pour ce qui concerne les pertes de biodiversité à l'échelle globale.

Conclusion

La survie des populations de Lézard ocellé situées entre le Lot et la Charente-Maritime semble aujourd'hui fortement compromise. Ce constat est alarmant si l'on tient compte du fait que tous les sites qu'elles occupent ont été identifiés en tant que Zone naturelle d'intérêt écologique floristique et faunistique (ZNIEFF) et que 4 d'entre eux (Borrèze, La Rochebeaucourt, Marsac, Bussac) font partie du réseau Natura 2000. Ceci montre que le maintien en l'état d'espaces relictuels et isolés n'est pas à même d'assurer la survie à long terme de certaines populations animales. Seul le site de Borrèze, associé à un réseau de sites de pelouses sèches, pourra peut-être conserver une population viable de cette espèce dans le futur. Face à ce constat, il apparaît urgent d'engager une véritable politique de conservation des pelouses sèches en France. Cette politique devra prendre en compte les aspects économiques liés à la gestion de ces sites, comme par exemple le maintien de pratiques agro-pastorales. Il semble également important de sauvegarder les habitats périphériques à topoclimats différenciés afin de permettre aux populations de résister à des facteurs stochastiques de grande ampleur (Kindvall, 1995, 1996). Cette précaution est indispensable afin d'assurer des connexions avec des milieux hétérogènes. La mise à disposition de véritables réseaux de sites permettra de garantir, sinon maximaliser, la pérennité de populations animales à fort intérêt patrimonial.

Bibliographie

Araùjo M.B., Thuiller W. & Pearson R.G., 2006. Climate warming and decline of amphibians and reptiles in Europe. *J. Biogeo*. 33: 1712-1728.

Bairlein F. & Winkel W., 2001. Birds and climate change. *In*: Lozan J. L., Graßl H. & Hupfer H. (eds.), *Climate of the 21st Century: Changes and risks*. Wissenchaftlische Auswertungen, Hamburg: 278-282.

Barbero M., Quézel P. & Loisel R., 1990. Les apports de la phytoécologie dans l'interprétation des changements et perturbations induits par l'homme sur les

écosystèmes forestiers méditerranéens. *Forêt méditerranéenne* 11 : 194-215.

Bernard C., 1997. *Fleurs et paysages des Causses*. Éditions du Rouergue, Rodez, 301 p.

Bischoff W., Cheylan M. & Böhme W., 1984. Lacerta lepida Daudin 1802. *In*: Böhme W. (ed.), *Handbuch der Reptilien und Amphibien Europas*, Vol 2 (1), Wiesbaden Aula-Verlag: 181-210.

Burel F. & Baudry J., 1999. *Écologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Tec et Doc, Paris, 359 p.

Cheylan G. & Orsini P., 1995. Les bases biologiques du maintien de la biodiversité : l'exemple des oiseaux de Provence. *Forêt méditerranéenne* 16 : 199-203.

Cheylan M. & Grillet P., 2005. Statut passé et actuel du Lézard ocellé (*Lacerta lepida*, Sauriens, Lacertidae) en France. Implication en terme de conservation. *Vie et Milieu* 55 : 15-30.

Cohen M. & Hotyat F., 1997. Embroussaillement et boisement sur le Causse Méjean entre 1965 et 1992 : une approche par photo-interprétation diachronique. *In* : *Actes du colloque du* Cnrs, *Le Temps de l'Environnement*, Toulouse, 5-7 novembre 1997 : 113-124.

Crosaz Y., 1995. *Lutte contre l'érosion des terres noires en montagne méditerranéenne : connaissance du matériel végétal herbacé et quantification de son impact sur l'érosion*. Doctorat sciences de la vie, spécialité Écologie. Université d'Aix-Marseille III. 244 p.

Debussche M., Lepart J., & Dervieux A., 1999. Mediterranean landscape changes: evidence from old postcards. *Global Ecol. Biogeo*. 8: 3-15.

Dennis R. L. H. & Shreeve T. G., 1991. Climate change and the British butterfly fauna: opportunities and constraints. *Biological Conservation* 55: 1-16.

Desender K., Dufrêne M. & Maelfait J.-P., 1994. Long term dynamics of carabid beetles in Belgium: a preliminary analysis on the influence of changing climate and land use by means of a database covering more than a century. *In*: Desender K., Dufrêne M., Loreau M., Luff M.-L. & Maelfait J.-P. (eds.), *Carabid Beetles Ecology and Évolution*, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht: 247-252.

Destre R., d'Andurain P., Fonderflick J., Pareyre C. *et al*., 2001. *Faune sauvage de Lozère. Les Vertébrés*. Alepe. 256 p.

Diaz J.A., Carbonell R., Virgós T., Santos & Telleria L., 2000. Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammodromus algirus*. *Animal Conservation* 3: 235-240.

Dusoulier F., 1999. *Géographie des Orthoptères de Bretagne. Les Orthoptères en Bretagne : bio-indicateurs climatologiques ou résultat de l'artificialisation de la biosphère ?* Mémoire de maîtrise de géographie de l'Université Rennes 2. 181 p.

Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annu. rev. ecol. evol. syst*. 34: 487-515.

Fitter A. H. & Fitter R. S. R., 2002. Rapid changes in flowering time in British plants. *Science* 296: 1689-1691.

Gaston K.J., 2003. *The Structure and Dynamics of Geographical Range*. Oxford Series in Ecology and Évolution. Oxford Univ. Press, Oxford. 267 p.

Gmhl, 2000. *Mammifères, Reptiles, Amphibiens du Limousin*. Groupe mammalogique et herpétologique du Limousin, Limoges. 215 p.

Halloy S. R. P. & Mark A. F., 2003. Climate-change effects on alpine plant biodiversity: a New Zealand perspective on quantifying the threat. *Arctic, Antarctic and Alpine Research* 35: 248-254.

Hanski I. & Gilpin M. E., 1997. *Metapopulation Biology: Ecology, Genetics & Évolution*. Academic Press, London. 512 p.

Harte Ostling, J.A., Green J.L., Kinzig A., 2004. Climate change and extinction risk. *Nature* 427: 6995.

Hengeveld R., 1990. *Dynamic Biogeography*. Cambridge Studies in Ecology, Cambridge Univ. Press. 251 p.

Huntley B., Cramer W., Morgan A. V., Prentice H. C. & Allen J. R. M., 1997. Past and future rapid environmental changes: the spatial and evolutionnary responses of terrestrial biota. NATO ASI Series, *Environmental Change* 47: 1-523.

Ifen, 2006. *Quatrième bilan de l'environnement en France*. Institut français de l'environnement, Paris. 500 p.

Kindvall O., 1995. The impact of extreme weather on habitat preference and survival in a metapopulation of the bush-cricket *Metrioptera bicolor* in Sweden. *Biological Conservation* 73: 51-58.

Kindvall O., 1996. Habitat heterogeneity and survival in a bush cricket metapopulation. *Ecology* 77: 207-214.

Lavorel S. & Garnier E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant trait: revisiting the Holy Frail. *Functional Ecology* 16: 545-556.

Mac Nally R. & Brown G. W., 2001. Reptiles and habitat fragmentation in the box-ironbark forests of Central Victoria, Australia: predictions, compositional change and faunal nestedness. *Oecologia* 128: 116-125.

Mateo J. A., 1988. *Estudio Systematico y zoogeografico de los Lagartos ocelados,* Lacerta lepida, *Daudin, 1802, y* Lacerta pater *(Lataste, 1880), (Sauria:* Lacertidae*)*. Thèse de doctorat. Universidad de Sevilla. Facultado de biologia. Séville.

Mateo J. A., 2004. Lagarto ocellado – *Lacerta lepida*. *In*: Carrascal L. M., Salvador A. (eds.), Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. Site Internet <http://www.vertebradosibericos.org>.

Mourgue M., 1930. Présence de reptiles non signalés dans les îles de Pomègue et Ratonneau. *Bull. soc. Linn.* Lyon 9 : 75-76.

Parmesan C. & Matthews J. H., 2005. Biological impacts of climate change. Chapter 10. *In*: Groom M.J., Meffe G. K. & Carroll C.R. (eds.), *Principe of Conservation Biology*. Third edition. Sunderland, M.A., Sinauer Associates. 699 p.

Pascal M., Lorvelec O. & Vigne J. D., 2006. *Invasions biologiques et extinctions. 11 000 ans d'histoire des vertébrés en France*. Belin, Paris. 350 p.

Paulo O., 1988. *Estudo eco-etologico da populaçao de* Lacerta lepida *(Daudin, 1802) da ilha de Berlenga. Relatorio de estagio de licencatura en biologia.* Fcul, Lisboa. 314 p.

Perez-Mellado V., 1998. *Lacerta lepida* Daudin 1802. *In*: *Reptile*s. Salvador A. (coordinateur), *Fauna iberica*, vol. 10, Ramos MA *et al.* eds. Museo Nacional de Ciencias Naturales, Csic, Madrid: 198-207.

Prodon R., 2000. Landscape dynamics and bird diversity in the north Mediterranean basin: Conservation issues. *In:* Trabaud L. (ed.), *Life and Environment in the Mediterranean*. 3 Advances in Ecological Sciences. Witpress, Southampton: 261-299.

Sala O.E., Stuart Chapin F., Armesto J.J., Berlow E., BloomÞeld J., Dirzo R., Huber-Sanwald E., Huenneke L.F., Jackson R.B., Kinzig A., Leemans R., Lodge D.M., Mooney A.A, Oesterheld M., LeRoy Poff N., Sykes M.T., Walker B.H., Walker M. & Wall D.H., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science*, 287: 1770-1774.

Samways M., 2005. *Insect Diversity Conservation*. Cambridge University Press. 342 p.

Thirion J.M., Grillet P. & Geniez P., 2002. *Les Amphibiens et les Reptiles du centre-ouest de la France. Région Poitou-Charentes et départements limitrophes.* Parthénope collection. Méze. 144 p.

Thomas C.D., Cameron A., Green R.E., Bakkenes L.J., 2004. Extinction risk from climate change. *Nature* 427: 145-148.

Thuillier W., 2005. Modélisation empirique de la biodiversité : un outil pour évaluer l'impact des changements globaux. *In :* Marty P., Vivien F.-D., Lepart J. & Larrère R. (coord.). *Les biodiversités. Objets, théories, pratiques*. CNRS Éditions, Paris : 113-123.

Walther G. R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T. J. C., Fromentin J. M., Hoegh-Guldberg O. & Bairlein F., 2002. Ecological responses to recent climate change. *Nature* 416: 389-395.

ANNEXE – Évolution des habitats au cours des cinquante dernières années sur les 10 stations analysées.
Evolution of habitats during the last 50 years in the 10 sites studied.

en %

	Pelouses	Bois épars (< 50 %)	Cultures	Bois denses (> 50 %)	Aménagements
1 Limognes-en-Quercy (Lot)					
1948	87	7	6	0	0
1977	65	22	6	7	0
1998	30	29	6	35	0
2 Rocamadour (Lot)					
1948	72	8	8	12	0
1977	67	7	10	16	0
1998	54	13	10	23	0
3 Pinsac (Lot)					
1948	68	9	2	21	0
1977	51	15	4	30	0
1998	20	15	6	48	11
4 Cazillac (Lot)					
1948	46	36	8	10	0
1977	16	28	10	46	0
1998	12	8	10	70	0
5 Borrèze (Dordogne)					
1948	61	8	26	5	0
1977	14	18	27	30	11
1998	5	6	21	56	12
6 Chasteaux (Corrèze)					
1948	56	24	6	14	0
1977	24	18	9	49	0
1998	5	5	5	85	0
7 Paussac (Dordogne)					
1948	48	5	42	5	0
1977	32	10	42	11	5
1998	7	11	37	42	3
8 La Rochebeaucourt (Dordogne)					
1948	66	10	19	5	0
1977	33	15	32	20	0
1998	17	13	34	31	5
9 Marsac (Charente)					
1948	55	6	37	2	0
1980	25	3	58	14	0
1997	12	4	69	15	0
10 Bussac-Forêt (Charente-Maritime)					
1948	70	10	0	20	0
1977	40	20	0	40	0
1998	15	5	0	80	0

Comparaison et phytoécologie des Atriplexaies en Oranie (Algérie)

Comparison and phytoecology of Atriplex *communities in Oran region (Algeria)*

Rédda ABOURA, Djamel BENMANSOUR et Noury BENABADJI

BP119, Département de biologie, Faculté des sciences,
Université Abou Bekr Belkaid-Tlemcen, 13000 Algérie

Résumé

Les nombreux travaux réalisés sur la végétation halophile dans l'Oranie en Algérie nécessitent encore des apports complémentaires. Sur le plan bioclimatique, le gradient pluviométrique décroît du nord de l'Algérie (Messerghine et Béni-Saf) vers le sud (Chott El-Gharbi), ce qui influe sur la composition floristique des Atriplexaies des deux zones. L'approche pédologique a montré une texture limono-sableuse à sablo-limoneuse pour la majorité des stations des deux zones. Par ailleurs, le taux de salinité augmente au sud par rapport au nord, excepté la station de Messerghine (proche du Sebkha d'Oran), alors que le taux de matière organique est très faible dans le sud. Nous signalons qu'un élément nouveau apporté dans l'analyse de la diversité biologique est la prise en compte, en plus de la présence des espèces, de leur abondance relative. Dans la zone nord, la matorralisation et l'anthropisation marquent le paysage végétal de la station de Béni-Saf. À Messerghine, la composition floristique des Atriplexaies conserve son caractère halophile. Le cortège floristique des Atriplexaies de la zone sud (Chott El-Gharbi) est marqué par sa pauvreté floristique en lien avec l'effet du surpâturage qui entraîne une succession végétale vers des steppes à Peganum harmala *par endroits.*

L'analyse factorielle des correspondances (AFC), réalisée à l'aide du logiciel Minitab 12, nous informe sur les facteurs régissant la composition floristique des Atriplexaies des deux zones : pour la zone nord, au niveau de la station de Messerghine, les paramètres édaphiques (humidité, M.O et salinité) expliquent en grande partie l'information apportée par les deux premiers axes (41 %). Au niveau de la station de Béni-Saf, en s'éloignant de la Sebkha d'Oran, le facteur humain (action anthropique) explique la grande part de l'information (plus de 55 %). Pour la zone sud et plus exactement la station d'El Kasdir 01 (domaine steppique), ce sont à la fois le paramètre édaphique (salinité) et surtout le facteur anthropique qui expliquent l'information apportée par les deux premiers axes (61,1 %).

Mots clés : *Atriplex halimus* L., dynamique végétale, phyto-écologie, AFC, Chott El-Gharbi, Oranie (Algérie).

Abstract

The numerous studies carried out on the halophilous vegetation in Oran region (Algeria) still require complementary contributions. Bioclimatically, the pluviometric gradient decreased from North of Algeria (Messerghine and Béni-Saf) to South (Chott El-Gharbi) which influences the floristic composition of the atriplexaies of the two zones.

A pedological study showed sandy loam or a silty loam texture in the majority of the stations of the two zones. In addition, the rate of salinity increased in the South compared to North except the station of Messerghine (near to Oran Sebkha), whereas the organic matter rate was very low in the South.

The new element brought by this study to the analyses of biologic diversity, it is that we took into account the relative abundance of species as well as their presence.

In the Northern zone, the matorralisation and the anthropisation mark the floristic landscape in Béni-Saf. In Messerghine the floristic composition of Atriplexaies remained halophilous. The floristic procession of Atriplexaies of the Southern zone (Chott El-Gharbi) was marked by low species richness in bond with the overgrazing which probably induces probably a floristic succession to steppes dominated by Peganum harmala *between El Aricha and Abdelmoula.*

CA (Correspondance Analyses) carried out using the software Minitab 12 informed us on the factors governing floristic composition of the atriplexaies of the two zones : for the Northern zone, in Messerghine, the edaphic parameters

Keywords: *Atriplex halimus* L., vegetation dynamics, phytoecology, CA (correspondance analyses), Chott El-Gharbi, Oran region (Algeria).

(moisture, O.M and salinity) mainly explained the information brought by the first two axes (41%). In Béni-Saf, while moving away from Oran Sebkha, the anthropic activities accounted for a great part of information (more than 55%).

For the Southern zone, in the station of El Kasdir 01 (steppe field), it was both the edaphic parameter (salinity) and the anthropic factor which explained the information brought by the first two axes (61,1%).

Introduction

Les plantes du genre *Atriplex* sont présentes dans la plupart des régions du globe (Kinet *et al.* 1998). On le trouve dans le sud et le sud-ouest de l'Europe : en France, sur les côtes de la Manche et du sud de la Bretagne ; commun ou assez commun sur le littoral méditerranéen où il est en outre souvent cultivé en haie jusqu'à Aix-en-Provence. Hors Europe, on le trouve en Afrique septentrionale et australe. Au sud-ouest de l'Asie et au Chili. Il s'est particulièrement diversifié en Australie (anonyme 1980).

En Algérie, les Atriplexaies représentent près d'un million d'hectares plus ou moins dégradé (Ouadah 1982) et sont très prisées par le bétail (Froment 1972). On trouve l'*Atriplex* dans les zones dites steppiques : Tebessa, Biskra, Boussaâda, Djelfa, Tiaret et Saida, et aux alentours des Chotts : Chott El-Gharbi (Benabadji 1999), à El Bayadh (Chott Echergui), Mécheria et Tissemsilt. Il se trouve aussi dans les zones littorales, à Mostaganem et aux alentours de la Sebkha d'Oran (Ghezlaoui 2001). De nombreuses études floristiques sur les halophytes en général et les Atriplexaies en particulier ont été réalisées dans le bassin méditerranéen. Parmi ces recherches : Simonneau en 1961, dans le cadre des aménagements agricoles, a travaillé sur les problèmes de la salinité dans les zones arides de l'ouest algérien. Djebaili (1970, 1984) a mené une étude phytoécologique globale de la steppe algérienne. Le genre *Atriplex* a été étudié par Franclet et Le Houérou en 1971, respectivement en Tunisie et en Afrique du Nord. Gauchet & Burdin en 1974 de leur côté se sont intéressés à la géomorphologie et l'hydrologie des terrains salés. Le Houérou *et al.* (1975) ont cartographié et présenté les aspects phytoécologiques du Chott El-Hodna au sud d'Alger. Le Houérou (1981) de nouveau s'est intéressé aux valeurs nutritionnelles de l'*Atriplex halimus*. Billard & Binet en 1975 ont effectué des travaux écophysiologiques sur l'*Atriplex* situé sur un substrat sableux du littoral. Bendaânoun, en 1981 et 1991, a étudié la synécologie et la dynamique de la végétation halophile au Maroc (littoral atlantique). En Algérie occidentale, la végétation a été étudiée et inventoriée par Alcaraz (1982). En 1983, Aidoud a réalisé une étude sur la phytomasse, la production et les applications pastorales des écosystèmes steppiques oranais. El Afifi en 1986 a travaillé sur les terrains salés des côtes oranaises. Toujours en Oranie, Aimé (1991) a étudié dans le Tell oranais l'écologie des zones localisées respectivement dans les bioclimats subhumides, semi-arides et arides. Benabadji (1991, 1995) et Bouazza (1991, 1995) ont étudié tous les deux la phytoécologie des steppes, le premier s'est intéressé aux formations steppiques à *Artemisia herba-alba* et à *Salsola vermiculata*, le second aux formations steppiques à *Stipa tenacissima* et à *Lygeum spartum*. Sur le littoral septentrional tunisien, Chaâbane en 1993 a effectué une étude sur la typologie et la syntaxonomie de la végétation, de même qu'il a proposé des actions d'aménagement susceptibles d'améliorer le couvert végétal. Au sud marocain (Marrakech), Benchaâbane en 1996 s'est fixé sur l'organisation et l'utilisation des Atriplexaies. Au niveau des Sebkhas d'Oran et d'Arzew, Tremblin (2000) étudie le comportement autoécologique de *Halopeplis amplexicaulis*. Par ailleurs, dans le Chott Echergui, Adi en 2001 a travaillé sur les formations à *Salsola vermiculata* réparties le long d'un gradient de salinité. Et, enfin, Belkhodja & Bidal (2001) ont étudié la réponse physiologique de l'*Atriplex halimus* aux concentrations élevées en sel au stade germinatif.

Dans notre cas, nous avons jugé utile de procéder à des comparaisons des Atriplexaies localisées respectivement au nord de Remchi et celles localisées au sud de Tlemcen (Chott El-Gharbi). Parmi toutes les études menées jusqu'à l'heure actuelle dans le domaine phytoécologique, aucune ne porte sur la comparaison de ces formations à *Atriplex halimus* entre le nord et le sud. Cette étude peut présenter une certaine originalité à caractère surtout phytoécologique et fait appel notamment à trois variantes écologiques majeures : le bioclimat, le sol et la végétation. Les questions auxquelles nous tenterons de répondre dans cet article sont : existe-t-il une différence phy-

toécologique des Atriplexaies entre le nord et le sud de l'Algérie. Si, oui, quels sont les paramètres qui expliquent ces différences ?

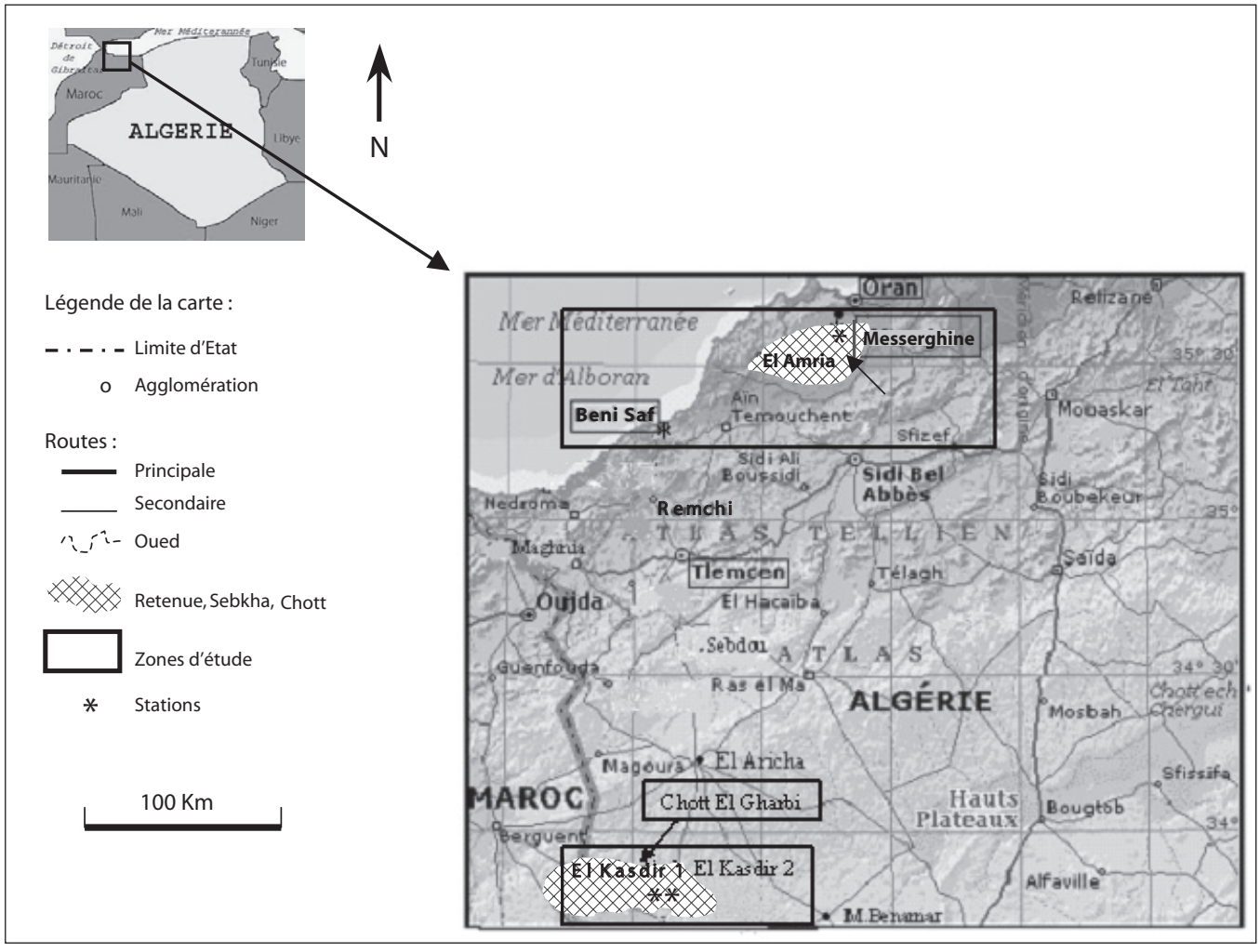
Matériels et méthodes

1. Situation géographique et choix des stations (figure 1)

Notre région d'étude couvre une partie de l'ouest oranais qui correspond administrativement aux wilayas (départements) de Tlemcen, Ain Témouchent, Oran et Naâma. Elle est située à l'extrême ouest du pays à proximité de la frontière algéro-marocaine. Entre 32° 45' et 35° 49' de latitude Nord et entre 00° 32' et 02° de longitude Ouest. Le choix des stations est néanmoins orienté par la présence d'*Atriplex halimus*. La consultation des travaux précédents, ainsi que les sorties sur le terrain nous ont montré que les peuplements à *Atriplex halimus* occupent de vastes espaces en Oranie, soit dans les régions steppiques au sud d'El Aricha (Chott El-Gharbi), soit dans les zones littorales (au nord de Remchi en particulier). Nous avons donc choisi deux groupes de stations appartenant à deux zones différentes :

- Zone I (au nord) : elle est située entre les monts des Traras au nord-ouest et Djebel Murdjadjo au nord-est d'une part, et entre les monts de Tlemcen au sud-ouest et les monts du Tessala au sud-est d'autre part (stations de Béni-Saf et Messerghine).
- Zone II (au sud) : elle fait partie des hautes plaines steppiques, et plus précisément la région du Chott El-Gharbi, qui est ouverte au nord sur les chaînons des monts de Tlemcen (Djebel El Abed et Djebel Mekaïdou). Elle est limitée au sud par l'Atlas saharien formé par le Djebel El Arar, Djebel Kerrouch et Djebel Bou-Amoud. À l'est vers Mécheria, la région est limitée par le Chott-Echergui. La partie centrale est formée par

Figure 1 – Localisation des stations d'étude en Algérie.



des cuvettes. Les agglomérations de Mekmen Benamar, Ouglat Abdelmoula et El Kasdir s'insèrent dans cette zone (stations d'El Kasdir 01 et El Kasdir 02).

2. Variables climatiques

Nous avons utilisé les données de précipitations et de températures pour tracer les diagrammes ombrothermiques de Bagnouls et Gaussen afin d'exprimer l'intensité de sécheresse, de même que nous avons calculé le Q_2 d'Emberger afin de positionner les stations météorologiques des deux zones d'étude à travers les étages bioclimatiques du climagramme pluviothermique d'Emberger. Les valeurs extrêmes des températures ont été utilisées : M (moyenne des maxima du mois le plus chaud) et m (moyenne des minima du mois le plus froid), pour connaître l'amplitude thermique au sens de Debrach (1953).

3. Variables édaphiques

Pour chaque station des deux zones étudiées, nous avons pris deux échantillons au niveau de l'horizon superficiel là où les racines existent. Plusieurs auteurs s'accordent pour reconnaître qu'en milieu salé, l'appareil racinaire est très superficiel (Adriani 1954 ; Devaux 1964 ; Nichabouri 1967 ; Nichabouri & Corre 1970). Dans ces échantillons ont été mesurés : la granulométrie, le pH, la salinité et la matière organique.

4. Végétation

La méthode utilisée pour l'échantillonnage de la végétation est celle de Braun-Blanquet (1932) et de Guinochet (1973) dit Stigmatiste. Elle a été utilisée par plusieurs phytosociologues. La surface du relevé doit être au moins égale à l'aire minimale (Godron *et al*. 1983), contenant la quasi-totalité des espèces présentes (Chaâbane 1993).

L'aire minimale de la station de Messerghine est de 32 m^2, pour la station de Béni-saf, cette surface est de 64 m^2, alors qu'elle est de 128 m^2 pour les stations d'El Kasdir 01 et El Kasdir 02. L'exécution des relevés est accompagnée de l'enregistrement des caractères stationnels (lieu, altitude, exposition, substrat géomorphologie, pente et taux de recouvrement). Chaque espèce présente doit être affectée de deux indices. Le premier concerne l'abondance-dominance, le second représente la sociabilité (échelles de Braun-Blanquet 1952). La détermination des taxons a été faite à partir de la nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales de Quezel & Santa (1962, 1963) et celle de Bonnier (1990). L'utilisation de cette approche méthodologique a permis l'élaboration de tableaux floristiques pour chaque station.

Ce travail porte également sur l'analyse par l'AFC des groupements à *Atriplex halimus* de la Sebkha d'Oran et de la steppe (Chott El-Gharbi). Ces peuplements semblent principalement être liés essentiellement aux facteurs écologiques et anthropiques. L'outil statistique peut nous aider à déterminer quelques facteurs d'ordre écologique qui régissent la composition floristique des Atriplexaies de nos régions. Celui-ci a été appliqué sur trois stations, notamment : Messerghine, Béni-Saf et El Kasdir 01. Ceci a permis la mise en évidence de gradients écologiques intervenants dans la structuration des phytocénoses de chaque station.

La flore inventoriée dans les différentes stations sera aussi étudiée du point de vue biologique (Raunkiaer 1934). Nous avons tenu compte en plus de la présence des espèces, de leur abondance-dominance. Pour une espèce donnée, on calcule la somme de ses coefficients d'abondance-dominance dans les différents relevés, puis on la divise par le total des sommes des coefficients d'abondance-dominance de toutes les espèces présentes dans une station. On obtient approximativement le pourcentage de l'espace occupé par cette espèce parmi la surface occupée par l'ensemble de la végétation et qu'on appelle : abondance relative. Cette démarche sera très informative, puisque deux espèces présentes dans une station n'occupent pas forcément la même surface.

Résultats

1. Variables climatiques

La comparaison du point de vue climatique entre la zone nord et la zone sud de Tlemcen révèle :

- une durée de sécheresse plus longue pour la zone sud (8 à 9 mois), par rapport à la zone nord qui est de 6 à 7 mois ;
- une amplitude thermique au sens de Debrach (1953) élevée pour la zone sud, entre 34 °C

et 36 ºC (climat continental), alors que pour la zone nord, elle ne dépasse pas les 27 ºC enregistrée à la station de Sénia (climat littoral) ;

- selon le climagramme d'Emberger, les stations des deux zones appartiennent à deux étages bioclimatiques différents :
  – zone nord : semi-aride supérieur ou inférieur ;
  – zone sud : aride supérieur ou inférieur.

On remarque par ailleurs que cette chénopodiacée est adaptée aux différentes conditions climatiques. Pour Franclet & Le Houérou (1971), *Atriplex halimus* se trouve presque sur tous les étages bioclimatiques, subhumide, humide, aride, semi-aride, saharien supérieur et inférieur. La tendance du climat à l'aridité, qui est plus accentuée dans la région du Chott El-Gharbi, peut avoir des influences sur le cortège floristique des Atriplexaies. Une minorité d'espèces végétales peuvent s'adapter à ces conditions.

2. Variables édaphiques (tableaux 1 et 2)

La texture des échantillons du sol analysé des deux zones présente un pourcentage important de sable (jusqu'à 70 %), la quantité du limon est non négligeable. Le pH est alcalin,

Tableau 1 – Résultats des analyses physico-chimiques du sol des stations situées au nord de Tlemcen.

Stations	**Messerghine**		**Béni-Saf**	
Échantillons	**1**	**2**	**3**	**4**
Granulométrie %				
Sable	70,0	86,0	61,9	67,9
Limon	29,2	12,1	36,2	31,6
Argile	0,8	1,9	1,9	0,5
Type de texture	Sableuse	Sableuse	Sablo-limoneuse	Sablo-limoneuse
pH	8,9	8,9	8,8	9,1
Appréciation	Basique	Basique	Basique	Basique
C.E mS/cm	1,2	0,9	0,9	1,2
Estimation de la salinité	Salé	Peu salé	Peu salé	Peu salé
$CaCO_3$ (%)	20,6	39,9	19,2	16,7
Quantité	Moyenne	Forte	Moyenne	Moyenne
Couleur	7,5 YR 5/3	7,5 YR 5/4	7,5 YR 5/4	7,5 YR 5/4
Matière organique	1,183	1,142	1,107	0,928
Humus	2,04	1,97	1,91	1,60
Estimation	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Faible

Tableau 2 – Résultats des analyses physico-chimiques du sol des stations situées au Sud de Tlemcen

Stations	**El Kasdir 01**		**El Kasdir 02**	
Échantillons	**5**	**6**	**7**	**8**
Granulométrie %				
Sable	29,0	41,8	26,0	46,1
Limon	55,0	45,8	58,0	42,3
Argile	16,0	12,4	16,0	11,6
Type de texture	Limono-sableuse	Limono-sableuse	Limono-sableuse	Limono-sableuse
pH	7,9	7,8	7,9	7,9
Appréciation	Basique	Basique	Basique	Basique
C.E mS/cm	1,8	1,1	1,3	1,1
Estimation de la salinité	Salé	Peu salé	Salé	Peu salé
$CaCO_3$ (%)	23,1	25,7	20,3	20,4
Quantité	Moyenne	Moyenne	Moyenne	Moyenne
Couleur	7,5 YR 6/4	7,5 YR 6/4	7,5 YR 6/6	7,5 YR 6/6
Matière organique	1,107	0,457	0,378	0,493
Humus	1,908	0,818	0,651	0,849
Estimation	Faible	Très faible	Très faible	Très faible

il oscille entre 8,8 et 9,1 pour les stations de la zone nord, et entre 7,8 et 7,9 pour la zone sud. L'alcalinité est plus marquée au Nord. Le pH ne suit pas forcément la salinité du substrat, il peut être lié à la quantité du calcaire présente dans le sol (Sari Ali 2004), d'ailleurs le calcaire présente des quantités plus importantes dans la zone nord, où il dépasse parfois les 30 %, ce qui n'est pas le cas pour la zone sud (20 à 25 %). En général, on remarque que la salinité dans la zone sud est plus élevée que dans la zone nord (sauf station de Messerghine). La conductivité électrique est comprise entre 1,1 et 1,8 mS/cm dans les stations de la zone sud, alors que pour la zone nord, elle varie entre 0,9 et 1,2 mS/cm. Le taux de matière organique est en majorité très faible dans la zone sud, il ne dépasse pas 1,2 % selon Benabadji & Bouazza (2002), la faible couverture végétale peut en être la cause. L'*Atriplex halimus* prospère sur tous les sols argileux, gypseux, marneux et halomorphes, mais il se situe le plus souvent autour des Chotts où il existe une forte tendance à la salinité (Benabadji *et al.* 2004-a).

Soltner (1992) confirme bien que les sols salés et sodiques se rencontrent autour des grandes dépressions salées, la Sebkha et les Chotts en Afrique du Nord.

3. Végétation

3.1 Analyse de la composition floristique

STATION MESSERGHINE

Dans cette station, l'*Atriplex halimus* s'accompagne de nombreuses autres espèces d'halophytes telles que : *Salsola kali*, *Salsola tetragona* et *Arthrocnemum glaucum*. Il est à noter que de bonnes touffes d'*Atriplex halimus* caractérisent cette station. Cette densité élevée des peuplements à *Atriplex halimus* est due à leur proximité de la ligne de chemin de fer, qui permet à ce site d'être à l'abri du troupeau. On remarque aussi que la strate arborée n'est représentée que par l'espèce *Tamarix gallica*. Sari Ali (2004) affirmait qu'à l'exception de *Tamarix gallica*, les formations arborescentes sont pratiquement exclues en général de ce type de milieux salés.

STATION BÉNI-SAF

Cette station riche en espèces (51) est dominée par *Atriplex halimus* et *Tamarix gallica* sur les rives de la Tafna, ils accusent une abondance-dominance relativement élevée (coefficient 2). Au niveau de cette station proche de la mer (15 km), nous avons une interpénétration des formations préforestières et de matorral dans le milieu halomorphe surtout en amont. Il s'agit de : *Whithania frutescens*, *Medicago minima*, *Calycotome villosa* subsp. *intermedia* et *Asparagus acutifolius*.

STATION EL KASDIR 01

Certaines espèces marquent une forte présence dans les vingt relevés floristiques effectués, citons : *Atriplex halimus* (17/20), *Noaea mucronata* (18/20), *Salsola vermiculata* (15/20) et *Lygeum spartum* (15/20). Ces espèces vivaces s'installent dans les parties les plus basses des dépressions où les mécanismes d'évaporation favorisent le développement d'efflorescences de gypse et de nitrates (Benabadji 1999). Il y a aussi quelques annuelles telles que : *Astragalus scorpioides*, *Plantago ovata* et *Schismus barbatus*.

STATION EL KASDIR 02

Les espèces qui marquent une forte présence dans les relevés floristiques sont : *Peganum harmala* (13/20), *Noaea mucronata* (13/20), *Atriplex halimus* (10/20), *Salsola vermiculata* (11/20) et *Lygeum spartum* (08/20). Le taux de recouvrement ne dépasse pas 5 % dans cette station, et on remarque que la présence de *Peganum harmala* est élevée. Il semblerait aussi que cette espèce envahissante tende de plus en plus à gagner du terrain dans les hauts plateaux en général, au niveau du Chott El-Gharbi particulièrement. Pour Nedjraoui *et al.* (1999) « l'apparition d'unités de *Peganum harmala* indique un surpâturage et montre l'ampleur de l'action anthropozoïque ». *Noaea mucronata* et *Salsola vermiculata* accusent une forte présence également (13/20 et 11/20), ce qui ne semble pas être le cas pour la poacée vivace *Lygeum spartum* présente huit fois dans les relevés.

3.2 Types biologiques (tableau 3)

Pour les stations de Messerghine et Béni-Saf, les thérophytes dominent soit en nombre d'espèces (présence) ou en abondance relative. Pour la présence on a enregistré 53,6 % pour Messerghine et 52,9 % pour Béni-Saf. En ce qui concerne l'abondance relative, on a enregistré 52,6 % pour Messerghine et 45,5 % pour Béni-Saf. Sauvage (1960), Gaussen (1963), Nègre (1966), Daget (1980) et Barbero *et al.* (1990) présentent la thérophytie comme étant une forme de résistance à la

Tableau 3 – Répartition des types biologiques au niveau des stations situées au nord et au sud de Tlemcen.

	Nord				Sud			
	Messerghine		Béni-Saf		El Kasdir 01		El Kasdir 02	
Types biologiques	**% présence**	**% Ab.re**	**% présence**	**% Ab.re**	**% présence**	**% Ab.re**	**% présence**	**% Ab.re**
Thérophytes	53,6	52,6	52,9	45,5	43,5	27,9	41,2	11,1
Chamaephytes	28,6	38,9	29,4	33,0	47,8	59,1	47,1	78,7
Hémicryptophytes	07,1	04,8	05,9	01,5	00,0	00,0	00,0	00,0
Géophytes	07,1	02,2	05,9	08,5	08,7	13,0	11,7	10,2
Phanérophytes	03,6	01,5	05,9	11,5	00,0	00,0	00,0	00,0

Ab.re : Abondance relative

sécheresse, ainsi qu'aux fortes températures des milieux arides et un stade de dégradation ultime (Quézel 2000). Cette thérophytisation est liée encore aux perturbations du milieu par le pâturage. Floret *et al.* (1992) signalent que plus un système est influencé par l'homme (surpâturage, culture), plus les thérophytes y prennent de l'importance. On remarque pour la station de Messerghine que les hémicryptophytes et les géophytes qui ont un même pourcentage de présence (7,1 %) diffèrent en abondance relative : 4,8 % pour les hémicryptophytes et 2,2 % pour les géophytes. Pour la station de Béni-Saf malgré la participation faible des espèces phanérogames (5,9 %), elles occupent une surface significative (11,5 %).

Au sud, les formations à Atriplexaies (station El Kasdir 01 et El Kasdir 02) sont dominées par des chamaephytes. Elles dominent surtout en abondance relative : 59,1 % pour El Kasdir 01 et 78,7 % pour El Kasdir 02. On remarque aussi que les espèces phanérophytes sont absentes. Pour Benabadji & Bouazza (2002), les chamaephytes s'adaptent mieux que les phanérophytes à la sécheresse, elles sont en effet plus xérophiles. Benabadji *et al.* (2004-b) signalent que le pâturage favorise d'une manière globale les chamaephytes souvent refusées par le troupeau. Les hémicrytophytes sont absentes aussi ; cela peut s'expliquer par la pauvreté du sol en matière organique ; phénomène confirmé par Barbéro *et al.* (1989).

Deux espèces représentent les géophytes, il s'agit de *Stipa tenacissima* et *Lygeum spartum*. Danin & Orshan (1990) trouvent des proportions plus importantes en géophytes en domaine méditerranéen que steppique.

3.3 Discrimination par l'AFC

3.3.1 STATION MESSERGHINE (figure 2)

Interprétation de l'Axe 1 :

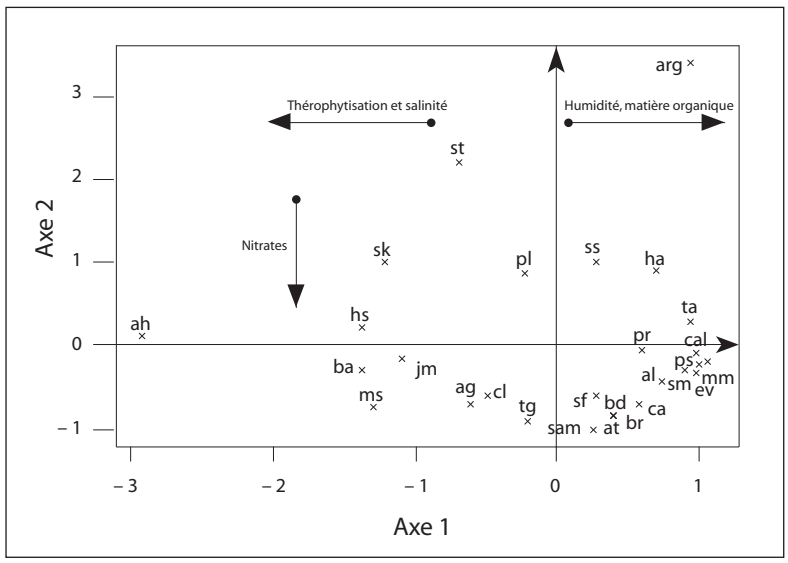
Valeur propre : 4,6

Taux d'inertie : 22,9 %

Du côté positif de l'axe s'individualise un groupe d'espèces relevant du domaine préforestier et indiquant un milieu humide plus ou moins riche en matière organique : *Medicago minima* (1,1), *Echium vulgare* (1), *Pallenis spinosa* (1), *Convolvulus althaeoïdes* (1) et *Trifolium angustifolium* (0,9). Dans ce cas on peut dire que ce côté de l'axe 1 exprime vraisemblablement des teneurs relativement élevées en humidité et en matière organique.

Du côté négatif, trois espèces halophytes : *Atriplex halimus* (– 2,9), *Halogeton sativus* (– 1,4) et *Salsola kali* (– 1,2) accompagnent deux thérophytes : *Bellis annua* (– 1,4) et *Malva sylvestris* (– 1,3). On peut remarquer sur le plan phytosociologique que cet axe

Figure 2 – Plan factoriel des espèces, station Messerghine (Axe 1 – Axe 2)



oppose les espèces caractéristiques des *Salsolatum vermiculatea* telles que : *Halogeton sativus*, *Salsola kali*, *Salsola tetragona*, *Juncus martitimus* et *Atriplex glauca* aux caractéristiques des *Atrplico-halimi-Suaedatum fruticosae*, telles que : *Aeluropus littoralis*, *Echium vulgare*, *Halopeplis amplexicaulis* et *Suaeda mollis*.

Interprétation de l'Axe 2 :

Valeur propre : 3,6

Taux d'inertie : 18,1 %

Du côté positif de l'axe 2, des espèces halophytes (chénopodiacées) représentées par *Arthrocnemum glaucum* (3,4)*, Salsola tetragona* (2,2), *Salsola kali* (1) et *Halopeplis amplexicaulis* (0,9), sont suivies par deux autres espèces thérophytes des terres de culture : *Plantago lagopus* (0,9) et *Scabiosa stellata* (1). Du côté négatif de cet axe, nous avons un gradient nitratophile croissant, car la majorité des espèces sont celles des milieux préforestiers : *Sanguisorba minor* (– 1), *Brachypodium distachyum* (– 0,8), *Bromus rubens* (– 0,8), *Aegilops triuncialis* (– 0,8) et *Malva sylvestris* (– 0,7).

3.3.2 STATION BENI-SAF (figure 3)

Interprétation de l'Axe 1 :

Valeur propre : 6,2

Taux d'inertie : 31 %

Dans le côté négatif de l'axe 1, se démarquent deux espèces : *Atriplex halimus* (– 4) et *Tamarix gallica* (– 3,4). Au fur et à mesure que l'on progresse dans l'axe, on a une succession d'espèces halophytes : *Lygeum spartum* (– 1,5), *Salsola vermiculata* (– 1,1) et *Salsola kali* (– 0,7) sont accompagnées par *Hordeum murinum* (– 2) qui est une espèce annuelle, *Erucaria uncata* (– 1,4) et *Artemisia herba-alba* (– 0,8) (espèces typiques des milieux steppiques). Une fois sur le côté positif de l'axe, on se dirige vers des formations préforestières et de matorral, en passant par *Withania frutescens*, *Echinops spinosus*, puis on arrive au groupe G qui est constitué de plusieurs espèces, dont on relève la forte contribution notamment de : *Echium vulgare* (0,6), *Plantago lagopus* (0,6), *Convolvulus althaeoïdes* (0,6) et *Scolymus hispanicus* (0,6). C'est un axe qui exprime la succession suivante, du côté négatif vers le côté positif : Halophytes → pelouses → matorral → pré forêt.

Interprétation de l'Axe 2 :

Valeur propre : 4,8

Taux d'inertie : 24 %

Le côté positif de l'axe 2 est constitué essentiellement d'espèces halophytes dont on relève la forte contribution de : *Atriplex halimus* (1,3), *Tamarix gallica* (1,3) et *Lygeum spartum* (1,2), qui sont suivies d'espèces des milieux steppiques non salés : *Erucaria uncata* et *Artemisia herba-alba*. Le groupe G est situé au centre des deux axes. Du côté négatif de l'axe, deux espèces thérophytiques se démarquent : *Hordeum murinum* et *Avena alba* avec leurs fortes contributions respectivement de – 4,1 et – 3,6 marquant un gradient de thérophytisation et d'anthropisation.

3.3.3 STATION EL KASDIR 01 (figure 4)

Interprétation de l'Axe 1 :

Valeur propre : 8,7

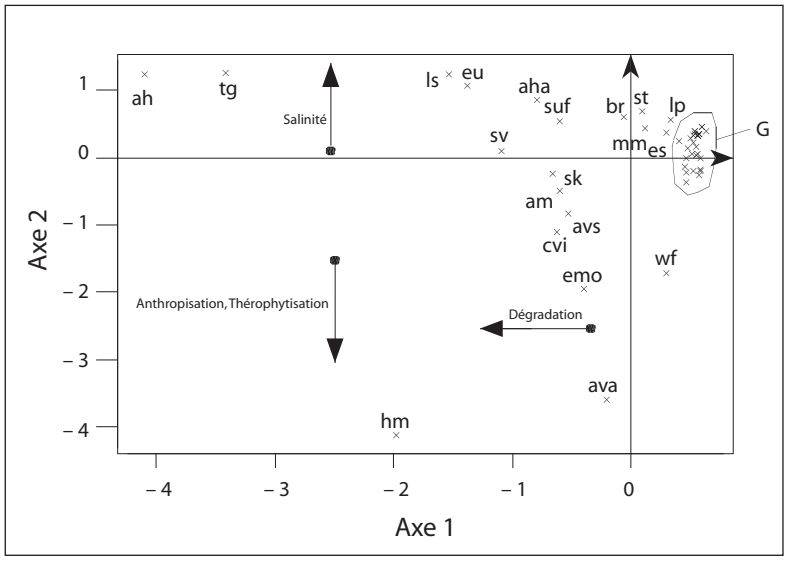
Taux d'inertie : 43,4 %

Présentant un taux d'inertie de 43 %, cet axe exprime la salinité et particulièrement la dégradation. Du côté négatif : les espèces *Atriplex halimus* (– 2,3), *Noaea mucronata* (– 1,9), *Salsola vermiculata* (– 1,5) et *Lygeum spartum* (– 1,2) présentent un taux de contribution élevé. Du côté positif sont concentrées la majorité des annuelles steppiques des terrains non salés.

Côté positif → Thérophytes des steppes non salées

Côté négatif → Chamaephytes des steppes salées

Figure 3 – Plan factoriel des espèces, station Béni-Saf (Axe 1 – Axe 2)



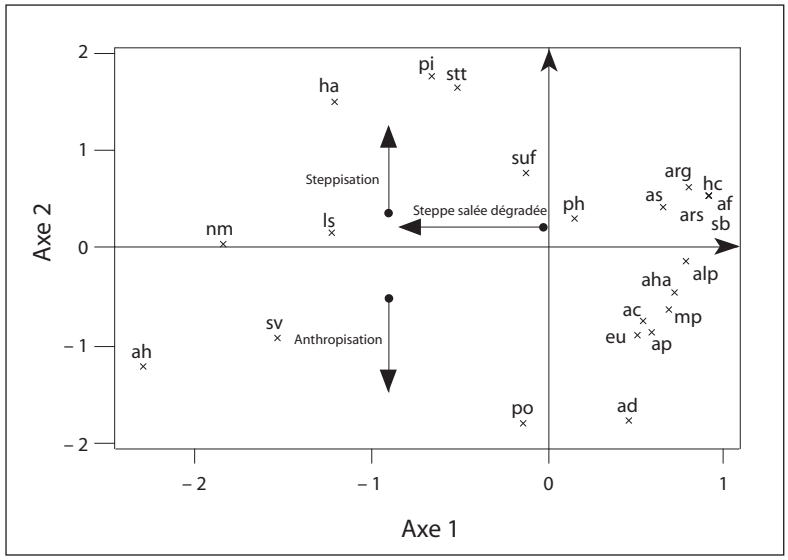
Interprétation de l'Axe 2 :

Valeur propre : 3,5

Taux d'inertie : 17,7 %

La part la plus importante de l'information a été exprimée comme nous venons de le voir dans l'axe 1. Dans l'axe 2, la majorité des espèces se concentrent dans des valeurs de contribution entre – 1 et + 1, ce sont des taxons vivaces des milieux salés, accompagnés par des espèces annuelles que l'on peut rencontrer dans les milieux salés et non salés. On distingue aussi six espèces qui s'opposent de part et d'autre de l'axe : les espèces *Atriplex halimus*, *Atriplex dimorphostegia* et *Plantago ovata*, avec des valeurs de contributions de – 1,2, – 1,8 et – 1,80, s'opposent au groupe d'espèces steppiques *Stipa tenacissima* (1,7) et *Pseudocytisus integrifolius* (1,8) en compagnie de *Helianthemum apertum* (1,5), indicatrice du matorral.

Figure 4 – Plan factoriel des espèces, station El Kasdir 01 (Axe 1 – Axe 2)



Discussion et conclusion

Au terme de ce travail nous pouvons remarquer :

L'approche bioclimatique a montré l'existence d'un gradient pluviométrique décroissant du nord au sud qui peut être considéré comme facteur de réduction de la diversité floristique des Atriplexaies. Ces dernières évoluent dans leur globalité et leur diversité dans un modèle géo-systémique en position de confrontation de deux aires bioclimatiques antagonistes. Au sud de Tlemcen (El Kasdir), une façade sous contrôle des influences sahariennes. Au nord, un front bénéficiant de la fraîcheur méditerranéenne, en particulier pour les stations de Messerghine et Béni-Saf. À cette échelle, la dissymétrie bioclimatique impose l'hybridité phytogéographique localement modifiée par le compartimentage topographique, et aussi par les contrastes orographiques.

Concernant les sols, les échantillons des deux zones présentent un pourcentage important de sables et une quantité non négligeable de limons, caractérisant ainsi une texture limono-sableuse à sablo-limoneuse excepté la station de Messerghine qui présente une texture sableuse. Le calcaire présente des quantités plus importantes dans la zone nord où il dépasse les 30 % à Messerghine, alors que dans la zone sud, il est situé entre 20 et 25 %. La salinité dans la zone sud est plus élevée que dans la zone nord, excepté la station de Messerghine dont la salinité est aussi importante car elle est proche de la Sebkha d'Oran. La différence entre les deux zones du point de vue pédologique s'avère plus nette en ce qui concerne la quantité de matière organique qui est pour la plupart des cas très faible dans la zone sud, surtout dans la station El Kasdir 02, où elle ne dépasse pas 0,493 %, cela est dû essentiellement au faible taux de recouvrement par la couverture végétale.

L'étude floristique réalisée sur les deux zones nous a permis d'avancer dans la démarche de comparaison entre les stations des deux zones. Pour la zone nord, le taux de recouvrement oscille entre 20 et 30 %. Dans la station de Messerghine, on a une dominance d'*Atriplex halimus, Salsola kali*, *Salsola tetragona* et *Arthrocnemum glaucum*, d'où la conservation du caractère halophile de la végétation de cette station. Dans la station de Béni-Saf, la matorralisation et l'anthropisation marquent le paysage floristique : interpénétration entre les sujets préforestiers et halophytes. Pour les types biologiques, les thérophytes dominent à Messerghine et Béni-Saf.

Le cortège floristique de la zone sud (Chott El-Gharbi) est marqué par sa pauvreté (taux de recouvrement qui ne dépasse pas 5 % dans la station d'El Kasdir 02). Ce cortège est constitué d'espèces steppiques généralement vivaces adaptées aux conditions climatiques de cette zone : les chamaephytes dominent en tenant compte de leur abondance relative (59,1 % pour El Kasdir 01 et 78,7 % pour El

Kasdir 02). En outre, le surpâturage déjà signalé dans plusieurs travaux de Benabadji & Bouazza (2001 et 2002) dans cette zone, est en train de modifier la physionomie du tapis végétal où *Peganum harmala*, espèce toxique, semble par endroits occuper de plus en plus le terrain.

L'AFC sur les espèces révèle : pour la zone nord, au niveau de la station de Messerghine, c'est le facteur édaphique (humidité, M.O et salinité) qui explique les gradients formés par les groupes d'espèces, alors qu'à Béni-Saf, le facteur humain (action anthropique) est en grande partie à l'origine de la distribution des espèces.

Pour la zone sud, et plus exactement la station d'El Kasdir 01, c'est à la fois le facteur édaphique (salinité) et le facteur anthropique qui semblent gérer la distribution des taxons.

Au regard de l'importance de l'*Atriplex halimus* comme patrimoine national écologique et économique, il serait intéressant de poursuivre ce travail en multipliant les stations d'études tant au nord sur les côtes oranaises qu'au sud du côté du Chott Echergui vers El-Bayadh. L'intérêt que l'on doit porter à ces formations à *Atriplex halimus* est confirmé par le mauvais état de ses peuplements. La sécheresse qui perdure en Algérie depuis plusieurs années les rend vulnérables et sensibles à toutes les perturbations du milieu. Certaines espèces sont rares dans ces Atriplexaies et nécessitent une protection sans laquelle elles risqueraient de disparaître. Les cortèges floristiques dégradés témoignent des conditions biotiques et abiotiques en particulier dans la zone sud (El Kasdir 01 et El Kasdir 02). Une politique de préservation de ses habitats et par conséquent la sauvegarde de cette flore fragilisée par l'homme demeure indispensable dans ces zones, elle prendra en compte les préoccupations socio-économiques des populations de la région.

Bibliographie

Adriani M.J., 1954. Sur l'épharmonie et le bilan d'eau de quelques Salicornes de l'Hérault. *Vegetatio*. 5 : 494-499.

Adi N., 2001. *Contribution à l'étude des formations à* Salsola vermiculata *L. le long d'un gradient de salinité dans la région du Chott Chergui (Sud-Oranais)*. Mém. Mag. Univ. Alger. 118 p.

Aidoud A., 1983. *Contribution à l'étude des écosystèmes steppiques du Sud Oranais. Phytomasse, productivité primaire et application pastorale.* Thèse. doct. USTHB Alger. 250 p.

Aimé S., 1991. *Étude écologique de la transition entre les bioclimats sub-humides, semi-arides et arides dans l'étage thermo-méditerranéen du tell Oranais (Algérie nord occidentale)*. Thèse. doct. es-sci. Univ. Aix-Marseille 3. 185 p + annexes.

Alcaraz L., 1982. *La végétation de l'Ouest Algérien*. Thèse. doct. Univ. Perpignan. 415 p.

Anonyme, 1980. *Les Atriplex en Tunisie et en Afrique du Nord*. FAO. SF/Tun 11. Rapp. tech. 71 RT. 140 p.

Barbero M., Bonin G., Loisel R. & Quezel P., 1989. *Sclerophyllus Quercus* forests of the mediterranean area. Ecological and ethological significance Bielefelder Okol. *Beiter* 4: 1-23.

Barbero M., Loisel R. & Quezel P., 1990. Les essences arborées des îles méditerranéennes : leur rôle écologique et paysages. *Rev. Ecol. Med*. XXI (1/2) : 98-112.

Belkhodja M. & Bidal Y., 2001. La réponse écophysiologique de l'*Atriplex* aux hautes salinités au stade de la germination des graines. *Sém. nat. probl. agri. Zones arides Sidi Bel-Abbès*. Algérie : 105-113.

Benabadji N., 1991. *Étude phytoécologique de la steppe à* Artemisia herba alba *Asso. au Sud de Sebdou (Oranie, Algérie).* Thèse. doct. sci. Univ. Aix-Marseille 3. 119 p + annexes.

Benabadji N., 1995. *Étude phytoécologique des steppes à* Artemisia herba alba *Asso. et à* Salsola vermiculata *L. au Sud-Ouest de Sebdou (Oranie, Algérie)*. Thèse. doct. es-sci. Univ. Tlemcen. 158 p + annexes.

Benabadji N., 1999. Physionomie, organisation et composition floristique des Atriplexaies au Sud de Tlemcen, Chott El-Gharbi (Algérie). *Atriplex* in vivo, nº 8, Orsay Paris Sud : 1-7.

Benabadji N. & Bouazza M., 2001. L'impact de l'homme sur la forêt dans la région de Tlemcen. *For. Méd.* XXII. nº 3, nov. 2001 : 269-274.

Benabadji N. & Bouazza M., 2002. Contribution à l'étude du cortège floristique de la steppe au Sud d'El Aricha (Oranie, Algérie). *Sci. Tech.* nº spécial D : 11-19.

Benabadji N., Bouazza M., Merzouk M. & Ghezlaoui S.M.B.E., 2004-a. Aspects phytoécologiques des Atriplexaies au Nord de Tlemcen (Oranie, Algérie). *Rev. Sci et Tech.* nº 22. Constantine : 62-79.

Benabadji N., Bouazza M., Metge G. & Loisel R., 2004-b. Les sols de la steppe à *Artemisia herba-alba* Asso au Sud de Sebdou (Oranie, Algérie). *Rev. Sci et Tech.* Synthèse. Nº 13. Juin 2004 : 20-28.

Benchaâbane A., 1996. Organisation et utilisation des Atriplexaies à *Atriplex halimus* dans la région de Marrakech (Maroc). *Rev. Atriplex* in vivo, nº 5. Rés. Int. Orsay. Paris 11 : 16-23.

Bendaânoun M., 1981. *Étude synécologique et syndynamique de la végétation halophile et hygro-halophile de l'estuaire de Bou-Regreg (littoral atlantique du Maroc). Applications et perspectives d'aménagement.* Thèse doct.-ing. Univ. Aix-Marseille 3. 221 p. + annexes.

Bendaânoun M., 1991. *Contribution à l'étude écologique de la végétation halophile, halohygrophile et hygrophile des estuaires, lagunes, deltas et Sebkhas du littoral atlantique et méditerranéen et du domaine continental du Maroc.* Thèse doct. sci. nat. Univ. Aix-Marseille 3. 439 p + annexes.

Billard J.P. & Binet P., 1975. Physio-écologie des *Atriplex* des milieux sableux littoraux. *Soc. Bot. France*. 135 p.

Bonnier G., 1990. *La grande flore en couleurs*. Tomes 1, 2, 3, et 4. Belin, Paris. 1 401 p.

Bouazza M., 1991. *Étude phytoécologique de la steppe à* Stipa tenacissima *Asso. au Sud de Sebdou (Oranie, Algérie)*. Thèse. Doct. sci. Univ. Aix-Marseille 3. 119 p + annexes.

Bouazza M., 1995. *Étude phytoécologique des steppes à* Stipa tenacissima *L. et à* Lygeum spartum *L. au sud de Sebdou (Oranie, Algérie).* Thèse doct. es-sci. Univ. Tlemcen. 153 p + annexes.

Braun-Blanquet J., 1932. P*lant sociology: The study of plant communities*. Mc Graw. Hill-New York. 112 p.

Braun-Blanquet J., 1952. Phytosociologie appliquée. Comm. SGMA nº 116.

Chaâbane A., 1993. *Étude de la végétation du littoral septentrional de la Tunisie. Typologie, Syntaxonomie et éléments d'aménagement.* Thèse. doct. es-sci. Univ. Aix-Marseille 3 : 338 p.

Daget Ph., 1980. Sur les types biologiques botaniques en tant que stratégie adaptative, cas des thérophytes. *In* : *Recherches d'écologie théorique. Les stratégies adaptatives*. Barbault de. R., Baldin P. & Meyer J.A. (1986). Maloine. Paris : 89-114.

Danin A. & Orshan G., 1990. The distribution of Rankiaer life forms in Israel in relation to the environnement. *Journal of vegetation science* 1: 41-48.

Debrach J., 1953. Notes sur les climats du Maroc occidental, *Maroc méridional* (32) : 1122-1134.

Devaux J.P., 1964. Études phytosociologiques et écologiques en Camargue et sur le plan du Bourg. Chap. IV. Étude comparée de l'humidité, de la chlorinité du sol et de la nappe aux dunes de Beaudue. *Ann. fac. sci. Marseille* : 70-91.

Djebaili S., 1970. Étude phytoécologique des parcours de Tadmit (Algérie). *Bull. soc. hist. nat. Afr. Nord*. 61. Alger : 175-226.

Djebaili S., 1984. *Steppe algérienne, phytosociologie et écologie*. OPU Alger. 171 p.

El Afifi., 1986. *Contribution à l'étude des terrains salés de l'Oranie, stations typiques des zones côtières et des bordures d'oueds*. Mém. DES. Univ. Oran. 71 p.

Floret C., Galan M.J. & Le Floc'h E., Orshan G. & Romane F., 1992. Dynamics of holm oak (*Quercus ilex L.*) coppies after clear cutting in southen France. *Vegetation* : 99-100.

Franclet A. & Le Houérou H.N., 1971. *Les Atriplex en Tunisie et en Afrique du Nord*. Doct. FAO. Rome 1971. p. 249 et p. 189.

Froment D., 1972. Établissement des cultures fourragères d'*Atriplex* en Tunisie centrale *in Sém. Et. Prob. Méd.* : 12-19.

Gauchet F. & Burdin S., 1974. *Géologie, géomorphologie et hydrologie des terrains salés*. Pres. Univ. Paris : 234 p.

Gaussen H., 1963. Écologie et phytogéographie. *Abbayes* : 952-972.

Ghezlaoui B.E., 2001. *Contribution à l'étude phytoécologique des peuplements halophytes dans le Nord de l'Oranie (Algérie occidentale).* Mém. Mag. Écol. Vég. Univ. Tlemcen. 85 p + annexes.

Godron M., Daget Ph., Emberger L., Long G., Le Floc'h E., Poissonet J., Sauvage C. & Wacquant J.P., 1983. *Code pour le relevé méthodique de la végétation et du milieu*. Paris, Éditions CNRS. 296 p.

Guinochet M., 1973. *Phytosociologie*. Paris, Éd. Masson et C^ie. 227 p.

Kinet J.M., Benrebiha F., Bouzid S., Lailhacar S. & Dutuit P., 1998. Le réseau *Atriplex*, Allier biotechnologies et écologie pour une sécurité alimentaire accrue en régions arides et semi-arides. *Cah. Agr.* Vol. 7, nº 6 : 505-509.

Le Houérou H.N., 1981. The feed value of *Atriplex* ssp. Techn. Paper. Nº 13. UNTF/Lib 18, FAO and Agric. Res, Cent, Tripoli. Lybia. 5 p.

Le Houérou H.N., Claudin J., Haywood M. & Donadieu P., 1975. *Étude phytoécologique du Hodna (Algérie)*. 14 fig. 22 tab. et 1 carte coul. 1/200 000 (3 feuilles). AGS : DP/Alg/66/509. FAO Rome. 154 p.

Nègre R., 1966. Les thérophytes. *Mem. Soc. Bot. F1* : 92-108.

Nedjraoui D., Hirche A., Boughani A., Mostefa S., Alamani. & Benariad., 1999. Suivi diachronique des processus de désertification *in situ* et par télédétection des hautes plaines steppiques du Sud-Ouest Oranais. *URBT INC Alger* : 9-15.

Nichaboury A., 1967. *Recherches écologiques sur les Arthrocnemum de France et en particulier sur leur appareil radiculaire*. Thèse doct-Ing. Montpellier. 249 p.

Nichaboury A. & Corre J.J., 1970. Comportement de l'appareil radiculaire de *Arthrocnemum fruticosum* et *Arthrocnemum glaucum* en relation avec les conditions du milieu halomorphe littoral. *Ecol. Plant*, 5 : 69-86.

Ouadah Y., 1982. *Contribution à l'étude des principales essences d'intérêt fourrager des régions arides et semi-arides d'Algérie : Application à quelques espèces*. Mém. Ing. INA. 108 p.

Quezel P. & Santa S., 1962-1963. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Paris, Éditions CNRS. 2 vol. 1170 p.

Quezel P., 2000. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen*. Ibis Press. Paris. 117 p.

Raunkiaer C., 1934. *The life-forms of plants and statistical plant geography*, Clarendon Press, Oxford.

Sari Ali A., 2004. *Étude des relations sol-végétation de quelques halophytes dans la région Nord de Remchi*. Mém. Mag. Univ. Tlemcen. 199 p.

Sauvage Ch., 1960. *Recherches géobotaniques sur le chêne liège au Maroc*. Thèse doct. Montpellier. Trav. Inst. Sci. Cherf. Série botanique, 21. 462 p.

Simonneau P., 1961. *Essai sur la végétation halophile : Les problèmes de la salinité dans les régions arides.* Actes coll. UNESCO. Téhéran : 135-138.

Soltner D., 1992. *Les bases de la production végétale.* Tome 2. 6^e édition. Sci et Tech Agr. 49310. Sainte-Gène-sur-Loire. France. 122 p.

Tremblin G., 2000. Comportement autoécologique de *Halopeplis amplexicaulis* : plante pionnière des Sebkhas de l'Ouest Algérien. *Rev. Sci. et Chang. Plan. Séch*. Vol. 11, nº 2 : 9-16.

ANNEXE – Codage des taxons inventoriés

Taxons	Code	Taxons	Code
Atriplex halimus	ah	*Galactites tomentosa*	gt
Atriplex glauca	ag	*Helianthemum apertum*	ho
Atriplex dimorphostegia	ad	*Halopeplis amplexicaulis*	ha
Asteriscus maritimus	am	*Hedypnois cretica*	hc
Avena alba	ava	*Hordeum murinum*	hm
Avena sterilis	avs	*Hedera helix*	hh
Anagallis arvensis subsp.*latifolia*	anr	*Halogeton sativus*	hs
Atractylis carduus	acr	*Juncus maritimus*	jm
Agropyron repens	ar	*Lygeum spartum*	ls
Artemisia herba-alba	aha	*Limonium pruinosum*	lp
Asparagus acutifolius	aac	*Lavendula dentata*	ld
Arthrocnemum glaucum	arg	*Malva sylvestris*	ms
Aeluropus littoralis	al	*Medicago minima*	mm
Asparagus stipularis	ast	*Muricaria prostrata*	mp
Arthrophytum scoparium	ars	*Noaea mucronata*	nm
Alyssum parviflorum	alp	*Onobrychis alba*	oa
Astragalus pentaglottis	ap	*Papaver rhoeas*	pr
Atractylis cancellata	ac	*Peganum harmala*	ph
Astragalus scorpioides	as	*Plantago ovata*	po
Atractylis flava	af	*Plantago lagopus*	pl
Aegilops triuncialis	at	*Pallenis spinosa*	ps
Bromus rubens	br	*Phalaris bulbosa*	pb
Ballota hirsuta	bh	*Pseudocytisus integrifolius*	pi
Bellis annua	ba	*Stipa tenacissima*	stt
Brachypodium distachyum	bd	*Scabiosa stellata*	ss
Chrysanthemum grandiflorum	cg	*Sanguisorba minor*	sam
Chrysanthemum coronarium	cco	*Sinapis arvensis*	sa
Convolvulus althaeoides	cal	*Salsola vermiculata*	sv
Carthamus caerulens	cc	*Salsola tetragona*	st
Calycotome villosa subsp. *intermedia*	cvi	*Salsola kali*	sk
Centaurea solstitialis	cso	*Schismus barbatus*	sb
Calendula arvensis	ca	*Salicornia fruticosa*	sf
Centaurea pullata	cp	*Scolymus hispanicus*	sh
Cistanche lutea	cl	*Suaeda mollis*	sm
Cephalaria leucantha	cel	*Suaeda fruticosa*	suf
Daucus carota	dc	Senecio gallicus	sg
Erucaria uncata	eu	*Thapsia garganica*	thg
Echium vulgare	ev	*Trifolium angustifolium*	ta
Erodium moschatum	emo	*Tamarix gallica*	tg
Echinops spinosus	es	*Withania frutescens*	wf
Eryngium maritimum	em		

Heavy Metals in Tailings, Soils and Vegetation

of an Abandoned Lead Mine Land in Morocco

Les métaux lourds dans les haldes les sols et la végétation de la mine abandonnée de Zaida au Maroc

Bouamar BAGHDAD[1], Mustapha NAIMI[1], Abdelhak BOUABDLI[2], Philippe SONNET[3] and Stanley LUTTS[3]

1. Hassan II Institute of Agronomy and Veterinary Medicine, BP 6202, Madinat Al Irfane, 10101 Rabat, Morocco

2. Faculty of Sciences, Department of Geology, University Ibn Tofaïl, 1074 Kenitra, Morocco

3. Faculty of bio-engineering, agronomy and environment, UCL, 1348 Louvain-la-Neuve, Belgium

Corresponding author:
Bouamar Baghdad
E-mail: b.baghdad@iav.ac.ma

Summary

*The High Moulouya is a region where mining industry has been developed at the beginning of the 20th century. Residues generated from past mining activities have been dumped over the years as tailing ponds. The goal of this research was to determine the concentrations of three metal trace elements (MTE) in the tailings, in two plant species (*Stipa tenacissima *and* Artemisia herba-alba*) and soils surrounding these deposits. Lead, copper, and zinc have been specifically considered. Chemical analyses have been achieved using ICP-AES. Results showed significant concentration of Pb in mining residues and vegetation that colonize the surrounding area. Concentrations of the three heavy metals in soil and plant samples were minimal at 1 km from the piles of tailings. The maximum accumulation of metals within the 50-200 m zone suggests that the surrounding vegetation forms a wind erosion obstacle resulting in metal dust deposition.*

Keywords: Morocco, High Moulouya, Lead Mine Land, Heavy Metals, Contamination.

Résumé

La Haute Moulouya est une région où l'exploitation minière a été développée depuis le début du XX^e siècle. De ce fait, les résidus miniers générés par l'activité minière ont été disposés en haldes. Le but de cette recherche est de déterminer la quantité de trois éléments traces métalliques (ETM) dans les haldes, dans la végétation steppique et les sols avoisinant ces dépôts. Le plomb (Pb), le cuivre (Cu) et le zinc (Zn) ont été spécifiquement considérés. Les analyses chimiques ont été faites par ICP-AES. Les résultats d'analyse ont montré la présence de Pb en concentrations élevées dans les résidus miniers et dans la végétation qui colonise les sols avoisinants. Les concentrations en Cu, Pb et Zn dans les échantillons de sols et de plantes sont minimales à 1 km des haldes. L'accumulation maximale des métaux dans la zone 50-200 m suggère que la végétation environnante forme un obstacle à l'érosion éolienne qui provoque le dépôt de la poussière métallique.

Mots clés : contamination, métaux lourds, mine de plomb, Haute Moulouya, Maroc.

Introduction

The High Moulouya region is the most important mining district in Morocco and has a long history of mining which started early in the 20th century. The High Moulouya region (Figure 1) forms the western margin of the eastern meseta, which is made up of two Paleozoic massifs whose setting caused the formation of several major poly-metallic deposits. The main ore mineral found in this district are galena, blend, pyrite, limonite and goethite (Emberger 1965).

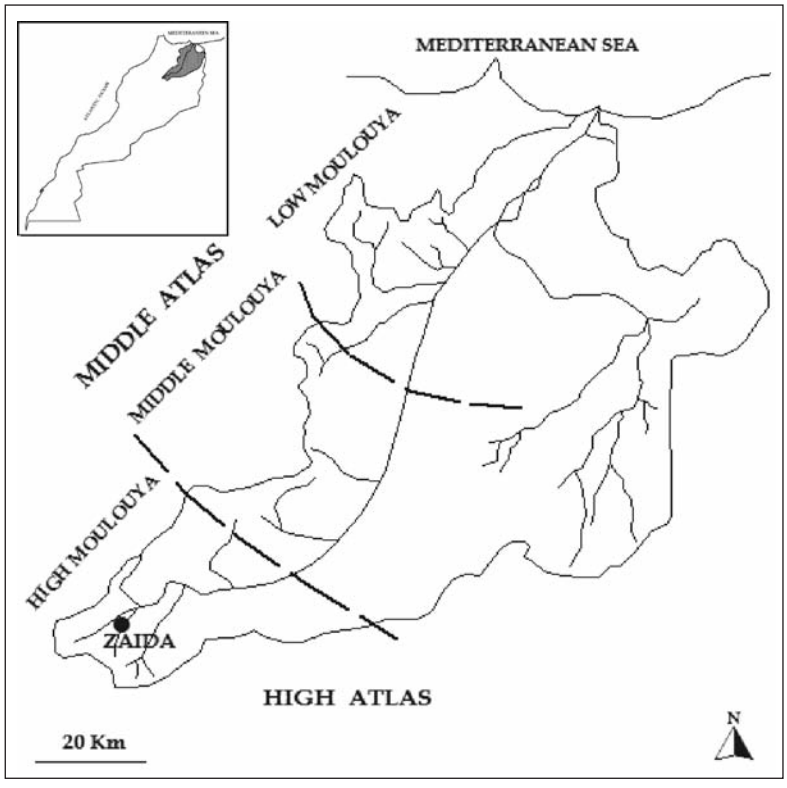
The beginning of the 70s was marked by a strong mining activity in Morocco. Lead was among the most exploited metals with a production over 170,000 tons of concentrated ore, which represented about 3.5% of the lead world production (Wadjinni 1998). In 1986, Zaida mining center closed ten years after the end of mining activities in the same time as other main centers such as Mibladen and Aouli. Presently, abandoned land mines are evidenced by vast deteriorated and excavated areas, piles of tailings, metallic residues and ore washing waste. Not only the landscape was affected, but also dumped mining byproducts containing significant amounts of heavy metals that can be easily dispersed, washed and/or leached, creating an important source of contamination downstream (Jung & Thornton, 1996).

Very limited studies have addressed the issue of contamination of the arid soils and the steppic vegetation in the High Moulouya. Earlier studies have focused almost exclusively on water quality (Saidi *et al.* 2002; Bouabdli *et al.* 2004, 2005; El Hachimi *et al.* 2005, 2006; Baghdad *et al.* 2005, 2006).

The soil composition and its physicochemical properties play a major environmental role as it determines to a certain extent the metal levels in plants. The relationship between the concentration of MTE in soils and aboveground vegetation was never investigated before in this region. Vegetation in this area consists in a typical semi-arid steppe with patchy spatial distribution dominated by two plant species: the perennial tussock grass *Stipa tenacissima* L. and the dwarf shrub *Artemisia herba-alba* Asso. Both plant species are known to tolerate drought throughout their cycle (Balaguer *et al.* 2002; Salido *et al.* 2004) but data concerning heavy metal resistance and accumulation are crucially lacking.

The present work has been undertaken to study the environmental impacts of mining residues from the abandoned lead mine of Zaida on soils and plants. This work was intended to characterize the distribution of lead, zinc and copper contaminants in soils and vegetation after being leached from the piles of tailings in order to assess aerial contamination (by dust) and to understand the mechanism of transfer of these MTE to the soils and vegetation.

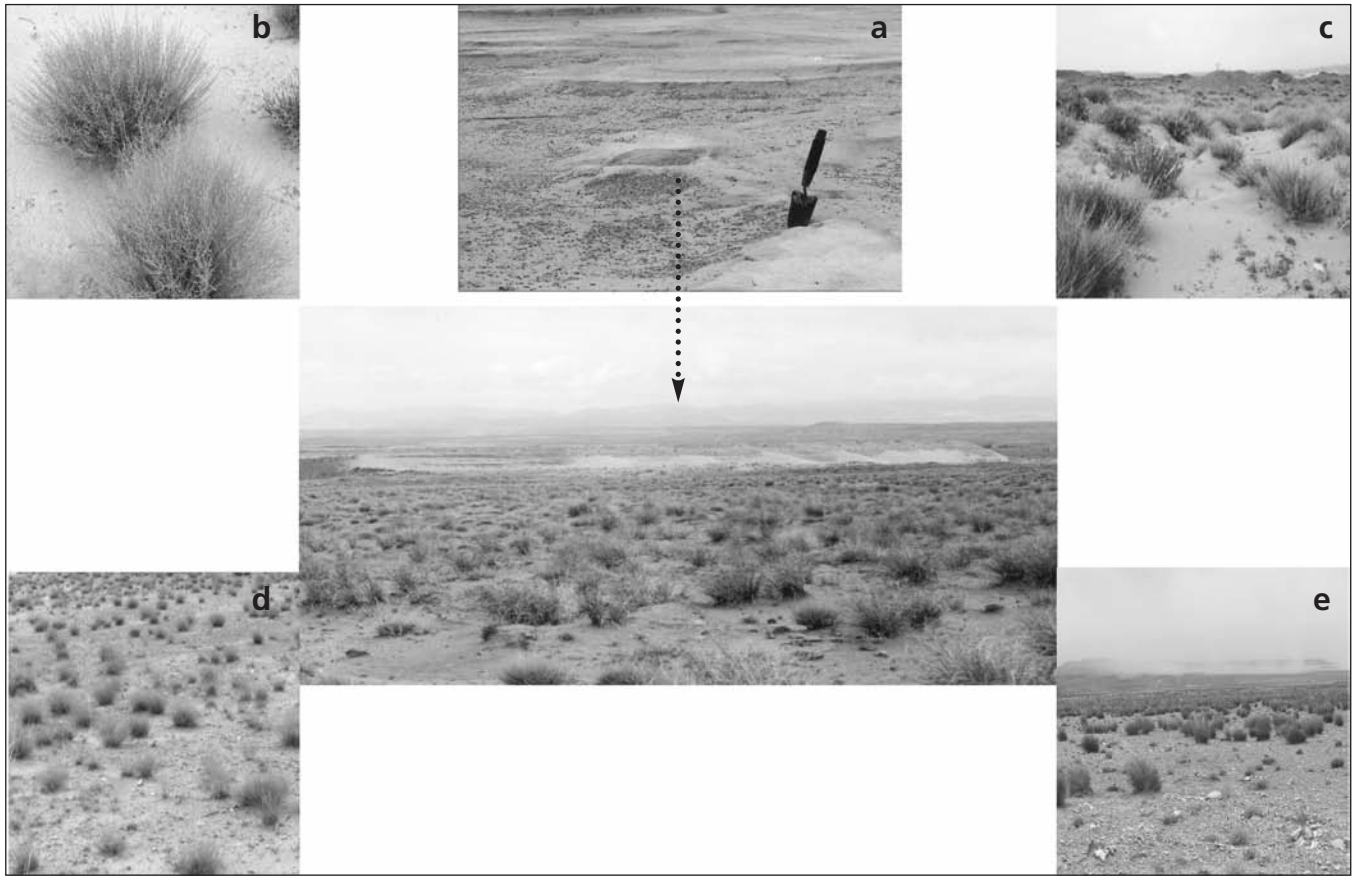
Figure 1 – Geographic settings of the High Moulouya.
Figure 1 – Carte de situation.



Materials and Methods

Ten samples (each containing at least 10 individual plants) have been collected in the abandoned lead mine of Zaida for each of the two considered species (Figure 2): plants were carefully removed from the soil in order to maintain the root integrity. Root and shoot systems were analysed separately. Roots were gently washed in deionised water in order to remove soil particle adhering to the roots. Adjacent soil surface (0 to 10 cm) has been sampled too. All soil and plant tissues have been analysed to determine Pb, Cu and Zn

Figure 2 – Zaida mine tailings (a: tailings, b: nearby the barrens, c: 50 m, d: 200 m and e: 1000 m away from the tailings).



concentration. The pH has been measured also in soils and tailings.

Soil and plant samples were air-dried. Samples of soil have been sieved at 2 mm mesh and have been grounded carefully. Plant samples have been grounded and transferred into small bottles and oven dried at 60 °C until a constant weight has been reached. Samples (*c.a.* 2 g) were then calcinated in an oven at 460 °C after stepwise increase of temperature (120, 240, 350, and 460 °C). Soil and plant tissues were digested by concentrated acid solutions (1 ml nitric acid 70% + 10 ml fluorhydric acid) at about 120 °C. After drying, perchloric acid was added (5 ml for plant tissues and 10 ml for soil) and evaporated at 160 °C. After drying, minerals were dissolved in nitric acid 70% (1 ml) and hydrochloric acid 38% (3 ml). Solutions were filtered and volume was completed with deionised water (H_2O MQ). Quantification was performed using ICP-AES (Inductive Coupled Plasma-Atomic Emission Spectroscopy). Each sample was analyzed in triplicates.

Acidity in soil and tailings samples was measured using an electrode pH meter (soil to water ratio was of 1/2.5) according to standard procedure (Lean 1982).

Results

Mean, maximum, and minimum concentrations of heavy metals in soils, tailings and plant species as well as pH, are summarized in Table 1. These data showed higher concentrations of heavy metals nearby the piles of tailings and by their surroundings.

High concentration of lead was found in the tailing while the concentration of this pollutant remained lower at the place where the plants were collected. For both plant species, concentration remained higher in the root than in the shoots. As far as aerial parts of the plants were concerned, lead concentration was slightly higher in *Artemisia herba-alba* than in *Stipa tenacissima*.

Table 1 – Lead, zinc and copper concentrations (mg kg^{-1} dry wt.) and pH in soil, two plant species (*Artemisia herba-alba* asso. *and* Stipa tenacissima L.) *and piles of tailing surrounding abandoned mine land of Zaida.

Tableau 1 – Niveaux de concentration (mg/kg matière sèche) en plomb, zinc et cuivre dans *Stipa tenacissima* L. et *Artemisia herba alba* asso, leur sol ou leur rejet minier correspondants et le pH du sol dans la mine abandonnée de Zaida.

Trace element mg/kg	*Stipa tenacissima*			*Artemisia herba-alba*			Tailings
	Soil	Plant		Soil	Plant		
		Root	Shoot		Root	Shoot	
Lead							
Mean	18.2	338.6	84.7	21.2	253.8	129.0	1872.9
Minimum	3.0	6.4	2.8	8.8	3.4	3.9	224.2
Maximum	63.2	1214.3	193.2	63.2	704.0	660.0	2778.5
Zinc							
Mean	50.7	41.5	18.5	63.4	32.1	16.9	91.1
Minimum	34.7	13.4	10.6	34.7	5.4	5.3	84.7
Maximum	70.9	93.4	38.9	84.6	133.9	26.4	98.4
Copper							
Mean	25.6	23.2	9.3	28.2	18.0	9.3	47.7
Minimum	11.4	7.4	21.9	21.9	6.7	4.3	29.4
Maximum	41.8	58.4	41.8	41.8	56.2	15.3	56.2
pH							
Minimum	7.9			7.5			7.7
Maximum	8.6			8.7			8.0

In contrast to lead, concentration of zinc and copper was of the same order of magnitude in tailings on the one hand and at the sites where plants were harvested on the other hand. Zinc concentration in tailings was also more homogenous than lead since minimal and maximal values only differed by a factor of 10%. Both species accumulated zinc to a comparable extent and a similar trend was recorded for copper. It has been noticed that concentrations of heavy metals in the tissues of the studied species were high but that all harvested plants clearly remained alive at the time of harvest.

All recorded pH values were close to 7.0 or even slightly alkaline. No significant difference was recorded among the soils colonized by *A. herba-alba* and by *S. tenacissima*.

Table 2 – Lead, zinc and copper concentrations (mg/kg dry wt.) in* Stipa *and* Artemisia *roots and stems function of increased distance from the tailing in abandoned mine land of Zaida.

Tableau 2 – Concentration en plomb, zinc et cuivre (mg/kg matière sèche) dans *Stipa tenacissima* (S_1 à S_3) et *Artemisia herba alba* (A_1 à A_4) (racine et tige) en fonction de leur éloignement des rejets miniers.

Trace element (mg kg^{-1} dry weight)		Cu	Zn	Pb
Artemisia herba-alba				
Nearby the tailing (A_1)	Root	15.6	22.0	87.7
	Shoot	9.0	11.1	148.9
50 m away from the tailing (A_2)	Root	14.9	23.4	508.8
	Shoot	15.3	26.4	660.0
200 m away from the tailing and downstream of quarry (A_3)	Root	56.2	133.9	704.7
	Shoot	9.2	7.7	89.4
1000 m away from the tailing (A_4)	Root	12.2	10.6	5.5
	Shoot	6.1	5.3	3.9
Stipa tenacissima				
Near by the tailing (S_1)	Root	10.9	13.4	124.9
	Shoot	11.9	38.9	168.7
50 m away from the tailing (S_2)	Root	58.4	93.4	1214.3

NB: Both species exist nearby and at 50 m away from the tailing. Beyond 50 m, only *Artemisia* dominates.

A. herba-alba and *S. tenacissima* do not colonize the tailings themselves which remain thus as nude surfaces exposed to wind erosion despite the presence of a few individuals of *Silybum marianum* (L.) Gaertner. Concentrations of Cu, Zn and Pb in *A. herba-alba* and *S. tenacissima* roots and stems for four plant samples collected at these distances (50 m, 200 m and 1000 m) from the tailings are given in Table 2.

It has to be mentioned that for both species and for the three considered elements, maximal concentration in the plant tissues were not recorded nearby the tailings but 50 to 200 m away from them. This is especially the case when considering the root concentration. No individual belonging to *S. tenacissima* was found 200 m away from the tailing and data are thus given for *A. herba-alba* only. When plant samples were collected 1 km away from those tailings, they contained only small amounts of heavy metals. Not only the absolute concentration, but also the shoot/root ratio of concentrations in studied plants strongly varied as a function of the distance to the tailings. This ratio remained very low when the plants exhibited the highest concentration (50 m from the tailings for *S. tenacissima* and 200 m away from the tailing for *A. herba-alba*).

We were thus unable to establish a clear correlation between heavy metal concentrations in roots and stems because of a high variability.

Discussion

The levels of contamination around the mining site of Zaida appeared heterogeneous, although the importance of heterogeneity depends on the type of considered heavy metal: maximal values for lead, zinc and copper (Table 2) were recorded for the tailings. Values recorded for Pb clearly exceeded the threshold level of 400 mg Kg^{-1} considered as the maximal values in soils; in most of the European legislation, agronomic soils should not contain more than 70 mg Kg^{-1} of total lead (Treme-Schaub & Feix 2006).

To be able to interpret these higher contents of MTE in soils, it's important to distinguish between potential contaminations and natural weathering (Baize 1997). The fact that total heavy metal concentration at the tailing level was high does not imply that all the quantified metal is available for plant absorption. This is especially the case for lead, which is commonly considered as an element exhibiting a low bioavailability (Alloway 1990). Soil acidity may strongly increase lead availability in contaminated areas: in general terms, heavy metals are available to plants in small amounts when the environmental conditions are alkaline (Hesse 1971). In the present case, however, soil remains neutral or slightly alkaline (7.5 to 8.7) and acidity therefore should not be a major problem increasing lead availability. On the other hand, soil consists in a sandy substrate typical of semi-arid steppe and thus exhibits a very low level of organic matter susceptible to retain lead.

In the present study, very high levels of Pb, Zn and Cu have been observed in both tested tissues. The data appeared quite surprising for lead: although those plants were never reported as lead hyperaccumulators, it is noteworthy that the analyzed plants always accumulated this element to higher concentration than the surrounding substrate (Table 1). Only few plants were reported to be able to accumulate lead (Reeves & Baker 2000). Since the presence of lead constitutes a characteristic of numerous mining areas throughout the world, the opportunity to use these two plant species to help in soil decontamination should be considered in the future. Lead contents of *A. herba-alba* and *S. tenacissima* colonizing areas near the tailings were higher than normal (Kabata & Pendias 1992). This might suggest some kind of tolerance mechanism of plants as they grow normally and survive in spite of higher lead concentrations in soils (Steinborn & Breen 1999).

Copper concentrations levels in plants were also higher as compared to soils and tailings. This implies that both species display unusual abilities to extract, accumulate and tolerate these heavy metals, even if the registered concentration remains lower than in classical hyperaccumulating plants (Fleming & Parle 1977; Türkan *et al*. 1995).

It is also noteworthy that the highest heavy metal concentration was found in plants growing at 50-200 m of the tailings and not nearby the tailings. It may be hypothesized that hot spots of contaminations were also present, not only on the tailing themselves, but also in the surrounding area. Wind erosion may have occurred and transport contaminated particle over a given distance: nevertheless, the fact

that root concentration of heavy metals were especially high in plants harvested 50 to 200 m from the tailing suggests that plant exposure to heavy metal contamination did not result from aerial contamination through particle transported to the plant foliage but rather, than contaminant are present in the substrate (as a result of erosion occurring before plant development).

The restriction of heavy metal translocation from roots to shoots is a well-known strategy adopted by plant to cope with high external contamination in order to protect photosynthetic tissues from heavy metal accumulation (Brune Urbach & Dietz 1995). It may be hypothesized that the transporter involved in xylem loading are saturated while those involved in root absorption were not, thus leading to root accumulation as previously recorded for Cd (Varga *et al*. 1999).

Results of this work suggest that levels of heavy metals were not naturally high before mining activities and a study of the pedo-geochemical background is therefore necessary in order to draw MTE inheritance of local soils (Baize 1997; Baize & Paquereau 1997).

Heavy metal concentrations in soils and in plant tissues suggest that a consistent portion of toxic ions are available to plant uptake. We demonstrated that both plants were able to accumulate important concentration of heavy metals. Tolerance of those plants may be, at least partly, linked to the fact that those species are well adapted to harsh environments and are reported to be able to tolerate several environmental constraints (Maestre & Cortina 2004; Ramírez *et al.* 2006). This suggests that those species may be used for rehabilitation and phytostabilisation of the mining area. Since tussock grass is frequently grazed by livestock (Maestre & Cortina 2004) and since *A. herba-alba* is commonly used by local populations as an important component of traditional pharmacopoeia (Jouad *et al.* 2001), this also implies that specific measures should be undertaken in this area in order to avoid contamination in the food chain.

Conclusion

A detailed study of oxide composition of tailings and a precise mapping of the contamination in soils and plants of the high Moulouya taking into account different parameters will facilitate the delineation of high risk areas and will ease the rehabilitation of such areas. Further analyses will try to evaluate whether MTE in soil present a risk for the environment (water and grazed plants).

Acknowledgments

This work has been supported financially by the Ministry of Higher Education in Morocco through its program (Programme thématique d'appui à la recherche scientifique, Protars II) and the technical Cooperation of Belgium (CTB).

References

Alloway B.J., 1990. Soil processes and the behavior of metals. *In*: Alloway, B.J. (ed.), *Heavy metals in soils*, Blackie, London: 11-37

Baghdad B., Naimi M., Bouabdelli A. & Bounakhla M. 2005. Caractérisation physico-chimique et évaluation de la contamination par les métaux lourds des eaux souterraines de la commune de Zaida (Haute Moulouya, Maroc). *In* : 3e Journées internationales des géosciences de l'environnement, El Jadida, Maroc, 8-10 juin 2005.

Baghdad B., Bouabdli A., Naimi M., Sonnet P., Bounakhla M., El Hachimi M.L., Taleb A. & Jakni L., 2006. Mines abandonnées : Impacts environnementaux, déformation du paysage et évolution de la qualité des eaux et des sols, cas de la mine abandonnée de Zaida (Haute Moulouya – Maroc). *In*: 1st International conférence (M3E) *Mining : Exploration, Exploitation and Environmental impact*. Bouznika, Morocco. 20-21 April 2006.

Baize D., 1997. *Teneurs totales en éléments traces métalliques dans les sols (France). Références et stratégies d'interprétation*, Paris, Inra Éditions.

Baize D. & Paquereau, Y., 1997. Détection de contaminations modérées en éléments traces dans les sols agricoles. Pollution des sols. *Anlusis Magazine*, 1997, 25 (9-10).

Balaguer L., Pugnaire F.I., Martínez-Ferri E., Armas C., Valladares F. & Manrique E., 2002. Ecophysiological significance of chlorophyll loss and reduced photochemical efficiency under extreme aridity in *Stipa tenacissima* L. *Plant and Soil*, 240: 343-352.

Bouabdli A., Saidi N., El Founti L. & Leblanc M., 2004. Impact de la mine d'Aouli sur les eaux et les sédiments de l'Oued Moulouya (Maroc). *Bull. Soc. Hist. Nat*., Toulouse, 140 : 27-33.

Bouabdli A, Saidi N., M'rabet S., Escarre J. & Leblanc M., 2005. Oued Moulouya : Vecteur de transport des métaux lourds (Maroc). *Revue des Sciences de l'eau* 18/2 : 199-213.

Brune A., Urbach W. & Dietz K.J., 1995. Differential toxicity of heavy metals is partly related to a loss of preferential extraplasmic compartmentation – a comparison of Cd-, Mo-, Ni and Zn-stress. *New Phytologist* 129: 403-409.

El Hachimi M. L., El Hanbali M., Fekhaoui M., Bouabdli A., Founti L. et Saidi N., (2005). Impact d'un site minier abandonné sur l'environnement : cas da la mine de Zaida (Haute-Moulouya, Maroc). *Bulletin de l'Institut scientifique*, Rabat, Maroc, section Sciences de la Terre, 2005, nº 27, 93-100.

El Hachimi M.L., Bouabdli A., Fekhaoui M., El Abidi A., Baghdad B. & Saidi N., 2006. Évaluation des nuisances d'une mine abandonnée sur l'environnement : Mine à ciel ouvert de Zaida (Maroc). *In*: 1st International conférence (M3E) *Mining: Exploration, Exploitation and Environmental impact*. Bouznika, Morocco. 20-21 April 2006.

Emberger, A., 1965. Colloque sur les gîtes stratiformes. Notes et Mémoires Service géologique Maroc, nº 181. *Introduction à l'étude des minéralisations plombifères de la Haute Moulouya* : 167-174.

Fleming G. & Parle P., 1977. Heavy metals in soils, herbage and vegetables from an industrialised area west of Dublin city. *Irish Journal of Agricultural Research*, 16: 35-48.

Hesse P.R., 1971. *A textbook of soil chemical analysis*. John Murray, London.

Jouad H., Haloui M., Rhiouani H., El Hilaly J. & Eddouks M., 2001. Ethnobotanica survey of medicinal plants used for the treatment of diabetes, cardiac and renal diseases in the North centre region of Morocco (Fez-Boulemane). *Journal of Ethnopharmacology* 77: 175-182.

Jung M.C. & Thornton I., 1996. Heavy metal contamination of soils and plants in the vicinity of a lead-zinc mine, *Korea*. *Appl. Geochem*, 11: 53-59.

Kabata-Pendias A. & Pendias H., 1992. *Trace elements en soils and plants*. 2nd Edition, CRC Press, Boca Raton, FL, 365 p.

Lean E.O., 1982. Soil pH and lime requirement. *In*: *Methods of soil analysis, Chimical and Microbiological Properties*. 9 (2) Agronomy, Ed A.S.A., Madison, USA, 199-223.

Maestre F.T. & Cortina J., 2004. Insights intro ecosystem composition and function in a sequence of degraded semiarid steppes. *Restoration Ecology* 12: 494-502.

Ramírez D.A., Valladares F., Blasco A. & Bellot. J., 2006. Assessing transpiration in the tussock grass *Stipa tenacissima* L.: the crucial role of the interplay between morphology and physiology. *Acta Oecologia* 30: 386-398.

Reeves R.D. & Baker A.J.M., 2000. Metal-accumulating plants. *In*: *Phytoremediation of Toxic Metals: Using Plants to Cleanup the Environments*. Raskin H. and Ensley B.D. (eds), London, John Willey and Sons, Inc. 193-230.

Saidi N., Brhada F., Zaïd A., Bouabdli A. & Escarre J., 2002. Impact de la mine d'Aouli sur l'écosystème au niveau de la Haute Moulouya (Maroc). *Bull. Soc. Hist. Nat*. Toulouse, 138 : 21-27.

Salido S., Valenzuela L.R., Altajeros J., Nogueras M., Sánchez A. & Cano E., 2004. Composition and intraspecific variability of *Artemisia herba-alba* from southern Spain. *Biochemical Systematics and Ecology*, 32: 265-277.

Steinborn M. & Breen J., 1999. Heavy metals in soil and vegetation at Shale mine, Silvermines, CO. Tipperary. *Biology and environment: Proceedings of the Royal Irish Academy*. Vol. 99B (1): 37-42.

Treme-Schaub A. & I. Feix, 2006. *Contamination des sols : transfert des sols vers les plantes*. EDP Science/ADEME, Paris, 413 p.

Türkan I., Henden E., Celik U. & Kivilcim S., 1995. Comparison of moss and bark samples as biomonitors of heavy metals in a highly industrialized area in Izmir, Turkey. *The Science of Total Environment* 166: 7-61.

Varga A., Garcinuno Martinez R., Zaray G. & Fodor F., 1999. Investigation of the effects of cadmium, lead, nickel and vanadium concentration on the uptake and transport processes in cucumber plants by TXRF spectrometry. *Spectrochimica Acta* Part B. 54: 1455-1462.

Wadjinni A., 1998. Le plomb au Maroc : cas des districts de Touissit et de Jbel Aouam. *Chron. Rech. Min.*: 531-532.

Résumés de thèses

Catherine BRETON
2006

*Reconstruction de l'histoire de l'olivier (*Olea europaea *subsp.* europaea*) et de son processus de domestication en région méditerranéenne, étudiés sur des bases moléculaires*

291 p.

Thèse d'université soutenue le 23 octobre 2006 à l'université de Paul Cézanne (Aix-Marseille 3), amphithéâtre du Cerege, Europôle de l'Arbois, Aix-en-Provence (Umr – 6116 Imep, équipe écologie du paysage et biologie de la conservation, Europôle méditerranéen de l'Arbois, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 04, France).

Jury – Rémy Petit (directeur de recherche, Inra Bordeaux) et John Thompson (directeur de recherche, Cnrs Montpellier), rapporteurs. François Bonhomme (directeur de recherche, Cnrs Montpellier) et Pr Luis Rallo (université de Cordoba, Espagne), examinateurs. André Berville (directeur de recherche, Inra Montpellier), codirecteur de thèse et Pr Frédéric Medail (université Paul Cézanne Aix-Marseille 3), directeur de thèse.

Mots clés : adaptation locale, Afc, analyse bayésienne, Australie, bassin méditerranéen, consanguinité, continuum, cultivé, dérive, diversité génétique, domestication, féralité, flux de gènes, génétique des populations, insularité, invasion, migration postglaciaire, méthode bayésienne, microsatellites nucléaires, microsatellites chloroplastiques, *Olea europaea*, oléastre, olivier, quaternaire, sauvage, Var, zone refuge.

Les formes cultivée et sauvage, respectivement l'olivier et l'oléastre, sont deux variétés de la même sous-espèce *O. europaea* subsp *europaea*. L'olivier occupe la 24e place des 35 espèces les plus cultivées dans le monde. Les relations génétiques entre olivier et oléastre restent obscures et la structure de la diversité génétique mesurée avec différents types de marqueurs (Aflp, Rapds) reste à élucider. Dans des études antérieures, les marqueurs Rapds ont montré que la diversité des oléastres est fortement structurée en fonction de l'aire géographique. La diversité phénologique des cultivars est remarquable et l'intérêt économique de l'espèce est majeur. Pourtant peu d'études ont porté sur la domestication de l'olivier et sur les relations entre l'olivier et sa forme sauvage, l'oléastre. Les marqueurs moléculaires rendent possible l'étude de la structure génétique des cultivars, des flux géniques et des relations entre la forme cultivée et sauvage. L'analyse de la diversité actuelle de la sous-espèce *europaea* d'*Olea europaea* permet de remonter le temps et d'analyser les mécanismes qui ont conduit à cette diversité. Les processus utilisés donnent un panorama de la diversité après les glaciations et permettent de situer globalement les zones refuges qui apparaissent nombreuses et génétiquement très structurées. La comparaison avec la connaissance populaire montre que, chez cette espèce, l'histoire a été enjolivée, probablement pour combler l'absence de données historiques. L'origine de l'olivier à partir de l'oléastre ne fait plus de doute à l'est comme à l'ouest de la mer Méditerranée. Cependant, la diversité de l'oléastre et de l'olivier est plus forte à l'ouest. L'archéologie confirmant la présence de l'oléastre à l'ouest, l'origine de la sous-espèce *europaea* est donc à reconsidérer.

La génétique moléculaire propose des scenarii possibles de l'histoire d'une espèce, basés sur la diversité actuelle (polymorphismes de l'Adn) de la forme sauvage et cultivée pour les espèces majeures qui nous nourrissent (blé, tomate, maïs, tournesol, etc.). La forme sauvage de l'olivier, l'oléastre, est localisée dans les forêts autour du bassin méditerranéen. L'olivier est thermophile. En France, il occupait des surfaces beaucoup plus importantes au xviiie siècle et il a régressé, victime des grands froids et de la concurrence avec les huiles de graines moins onéreuses. Mais l'olivier renaît de sa souche sous forme d'un buisson dans les lieux anciennement cultivés. Considérer ces individus comme des formes sauvages conduirait à des interprétations erronées de l'histoire de l'olivier, nous devrons donc être vigilants pour déceler, ce que l'on appelle les flux de gènes, entre l'oléastre et l'olivier.

L'objectif théorique général de ce travail est de retracer l'histoire évolutive de l'olivier. Pour plusieurs espèces ligneuses la reconstruction est basée sur les polymorphismes de l'Adn chloroplastique. Pour l'oléastre, la variabilité est insuffisante et les polymorphismes de quatorze locus nucléaires sont donc utilisés pour analyser la différenciation des populations. Nous définissons d'abord à partir des populations examinées des lignées ancestrales constituées d'individus dont la provenance géographique permet de définir des zones qualifiées d'ancestrales. Par rapport à la localisation des zones refuges pour d'autres espèces végétales et animales, la coïncidence avec les zones ancestrales sera discutée. Nous montrerons alors comment reconstituer les routes de diffusion de l'oléastre depuis ces zones refuges pour expliquer la structuration de la diversité actuelle.

Les chapitres 1, 2 et 3 présentent respectivement le contexte de la thèse (AFIDOL, INRA, IMEP) ainsi que les obligations vis-à-vis de l'AFIDOL du fait de la convention CIFRE, le modèle d'étude au travers du complexe botanique *Olea europaea*, et le matériel collecté et les méthodes utilisées.

Le chapitre 4 est consacré à la caractérisation du matériel sauvage, à l'étude des populations, et à la recherche des lignées ancestrales de l'oléastre. Nous décrivons la diversité génétique actuelle de l'oléastre afin d'inférer les migrations de l'oléastre et d'inclure les lignées ancestrales reconstruites, par notamment une méthode statistique bayésienne, dans un schéma de recolonisation de l'oléastre depuis les dernières glaciations.

Le chapitre 5 décrit les relations du complexe sauvage pour deux îles : Chypre à l'est, et la Corse à l'ouest du bassin méditerranéen. Bien qu'elles ne soient pas les plus distantes géographiquement, ces deux îles abritent les individus qui sont les plus différenciés d'un point de vue génétique. Les analyses de diversité mettent en exergue les conséquences des flux de gènes depuis le continent, dont les conséquences sur la différenciation des populations sont analysées.

Le chapitre 6 aborde l'impact de la domestication sur la diversité génétique des formes cultivées. Les 882 cultivars sont issus de plusieurs lignées domestiquées reconstruites par la méthode bayésienne. Afin de proposer des foyers de domestication, la correspondance entre les lignées domestiquées et les zones ancestrales d'oléastre sera donc testée. Les objectifs appliqués sont ici de renseigner sur l'origine locale éventuelle des variétés pouvant mener à argumenter de manière optimale les dossiers de demande d'AOC* ou d'IGP* (Indication géographique protégée, produits d'une région bénéficiant d'un label géographique) avec des cultivars d'origine locale.

Le chapitre 7 sera consacré aux relations entre individus des sites assez peu perturbés par l'homme (« naturels ») et ceux des zones cultivées. Le mécanisme inverse de la domestication, la dédomestication, est décrit ainsi que ses conséquences génétiques et écologiques sur les écosystèmes. Mon étude s'est penchée sur le département du Var où une cinquantaine de variétés est cultivée. Dans ce même département, sur la côte et au sein du Parc national de Port-Cros, le statut (sauvage ou féral) de nombreux individus poussant en conditions « naturelles » reste indéterminé. L'origine locale de cultivars dans des oléastres locaux est une hypothèse à vérifier.

Le modèle de la féralité de l'olivier en Australie paraît intéressant à étudier dans ce contexte car la date d'introduction des variétés d'olivier est connue. Les formes spontanées échappées correspondent à des formes sauvages de subsp. *europaea* et parfois de subsp. *cuspidata*. Ainsi, les événements sont datés et il sera possible d'estimer le nombre de générations, ce qui n'est pas faisable dans le Var. Cette confrontation nous permettra de proposer une explication au phénomène de dédomestication.

Enfin, le chapitre 8 est consacré à la synthèse des différentes parties. Un scénario de diffusion postglaciaire de l'oléastre est proposé. Afin d'étudier l'évolution de la forme sauvage de l'olivier, il faut rechercher la localisation de zones où le processus de domestication s'est probablement déroulé. L'examen des lignées ancestrales d'olivier en sélection sera donc développé. La comparaison de ces travaux sera effectuée avec les résultats obtenus par l'équipe de J.-F. Terral (université de Montpellier).

Pour cette étude, 960 oléastres ont été échantillonnés tout autour du bassin méditerranéen, ils représentent ainsi 76 peuplements. En outre, 882 cultivars ont été choisis afin de représenter l'ensemble de la diversité basée sur les marqueurs RAPD. Nous avons estimé l'étendue de la diversité génétique sans aucune classification *a priori*. Chaque échantillon est anonyme, ils ne présentent aucun statut. Les populations primaires d'oléastres ont été définies en utilisant une méthode d'agrégation bayésienne permettant d'identifier les flux de gènes et les hybrides cryptiques avec les formes cultivées. La méthode d'assignation (admixture) sépare les oléastres de chaque région en différents groupes qui constituent finalement 9 populations primaires. Les autres oléastres sont le résultat d'une hybridation entre formes sauvages et formes cultivées à partir des populations primaires. La structure des oléastres révèle différents lignages en accord avec les aires géographiques qui correspondraient à des zones refuges pendant les dernières glaciations. Ces populations établissent un schéma complexe de la répartition géographique comme étant la conséquence des flux de gènes par les graines. La Corse et la Sicile ont joué un rôle majeur dans la différenciation des oléastres puisque 3 sur 9 des populations existantes dans le bassin méditerranéen sont présentes sur ces îles.

L'olivier, une des espèces emblématiques du bassin méditerranéen avec le figuier et la vigne, est associé aux rites sacrés par l'onction et à la vie économique moderne par les compléments de revenus et le développement touristique et culturel qu'il engendre. Pourtant son histoire est mal connue. Associée aux mythes fondamentaux de l'histoire de nos civilisations, les auteurs ont laissé vaguer leur imagination pour retracer l'histoire de l'olivier. Les preuves historiques manquent et les écrits anciens grecs et romains sont souvent des compilations ou des réécritures auxquelles on ne peut accorder confiance quand les sources font défaut.

L'histoire de vie d'une espèce est marquée dans le génome des individus et leur distribution actuelle permet de dessiner les diagrammes de la répartition passée lors d'événements géologiques et historiques majeurs. L'impact des dernières glaciations pour les espèces sauvages et celui de la domestication pour la forme cultivée ont marqué le génome. Les dogmes ont une large place dans l'histoire de l'olivier, et l'introduction de celui-ci à Massilia par les Phocéens, il y a 2 500 ans, laissent supposer qu'il n'existait pas. Nous savons maintenant que c'est faux, et que le sens de cette affirmation est à considérer comme représentative des échanges et des déplacements des peuples. Dans cette thèse nous avons effectué un relevé aussi représentatif que possible de la diversité de l'oléastre méditerranéen et nous avons considéré quelques centaines de variétés de la plupart des pays oléicoles méditerranéens. Nous avons

construit une méthodologie pour différencier les individus récoltés *a priori* comme oléastre de ceux cultivés abandonnés, hybridés par les cultivés (flux de pollen) et ceux déplacés par les oiseaux (flux de graines). Nous avons construit des populations ancestrales d'oléastres sur la base de leur homogénéité et de leur différenciation génétique. Elles correspondent à des zones géographiques déjà connues comme refuges glaciaires pour d'autres espèces. Pour l'olivier, les lignages de cultivars correspondent aux origines de domestication. Nos résultats conduisent à une vision nouvelle des refuges glaciaires pour cette espèce et à des origines de domestication multilocales de l'olivier.

Maria Guadalupe PULIDO AVILA
2006

Conséquences de l'anthropisation sur la dynamique postglaciaire de la végétation dans le sud du Massif central, France

308 p.

Thèse d'université soutenue le 21 mars 2006 à l'université Paul Cézanne, Aix-Marseille, faculté des sciences et techniques (UMR – 6116 IMEP, équipe palynologie et paléoentomologie, bâtiment Villemin, domaine du Petit Arbois, avenue Philibert, BP 80, F-13545 Aix-en-Provence cedex 04, France).

Jury – Pr Thierry TATONI (université Paul Cézanne), président. Pr Philippe ALLÉE (université de Limoges), rapporteur. Rachid CHEDDADI (chargé de recherche CNRS, université de Montpellier 2), rapporteur. Jacques-Louis DE BEAULIEU (directeur de recherche CNRS, université Paul Cézanne), directeur. Martin LAVOIE (maître de conférences, université de Laval), codirecteur. Didier GALOP (chargé de recherche, université de Besançon), examinateur. Alain PLOQUIN (chercheur, université de Nancy), examinateur.

Mots clés : palynologie, histoire de la végétation, Massif central, impact humain, tourbière, métallurgie.

Keywords: Palynology, Vegetation history, Massif central, Human impact, Peatland, Metallurgy.

L'histoire de la végétation au cours de l'Holocène dans le sud du Massif central a été retracée à l'aide d'une approche paléoécologique multidisciplinaire (analyses polliniques, macrofossiles et géochimiques). Les principaux objectifs étaient d'évaluer les conséquences des activités humaines passées sur la dynamique à long terme de la végétation et de retracer les modalités d'utilisation des terres dans deux secteurs : le parc national des Cévennes et le parc naturel régional du Haut-Languedoc.

L'étude de plusieurs tourbières a livré une histoire de la végétation remontant jusqu'à l'Atlantique. Dans les deux secteurs étudiés, l'impact de l'homme est perceptible dès le Néolithique : les premiers signes de l'activité humaine semblent principalement associés au pastoralisme alors que les cultures étaient très limitées dans les deux régions. Les pratiques agricoles et pastorales sont ensuite devenues plus importantes pour être maximales vers la fin de la période gallo-romaine au mont Lozère puis au début du Moyen Âge pour les deux régions, se traduisant par d'importants déboisements. Des déboisements datant de l'âge du fer au mont Lozère ont affecté principalement le hêtre tandis qu'au parc du Haut-Languedoc, le hêtre semble avoir été épargné à cette époque.

Au Mont Lozère, où des activités métallurgiques médiévales ont été attestées grâce à des vestiges archéologiques, l'approche multidisciplinaire (palynologie et analyses géochimiques du plomb) réalisée sur des carottes de tourbe du site des Narses Mortes a permis d'identifier deux périodes d'activités métallurgiques, la période médiévale mais aussi une deuxième période plus ancienne, correspondant à la métallurgie des Gabales (âge du fer). Elle était jusqu'à nos jours inconnue pour cette région. Les activités métallurgiques ont occasionné des déforestations notables ayant affecté surtout le hêtre.

Katia DIADEMA
2006

Insights of phylogeography, population structure and dynamic for the conservation of Mediterranean endemic plants

Thèse de doctorat en sciences soutenue le 19 mai 2006 à l'université Paul Cézanne, Aix-Marseille 3, Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP, UMR CNRS 6116, équipe écologie du paysage et biologie de la conservation, Europôle méditerranéen de l'Arbois, avenue Philibert, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 04, France).

Jury – Pr Frédéric MÉDAIL (université Paul Cézanne), Pr François BRETAGNOLLE (université de Bourgogne), directeur et codirecteur de thèse. Max DEBUSSCHE (directeur de recherche, CEFE-CNRS, Montpellier) et Pierre TABERLET (directeur de recherche, LEICA-CNRS, Grenoble), rapporteurs. Pr Josep ROSSELLÓ (université de Valencia, Espagne) et Pr Marcel BARBERO (université Paul Cézanne), Jamie SKINNER (directeur, IUCN Méditerranée, Málaga, Espagne), examinateurs.

Keywords: *Acis fabrei*, *Acis nicaeensis*, habitat conservation, population conservation, fragmentation, *Gentiana ligustica*, Mediterranean geophytes, disturbances, refugia.

The aim of this study is to investigate the population structure and dynamic of Mediterranean endemic plants, at different spatial and temporal scales. The influ-

ence of historical biogeographic patterns associated with Quaternary climatic changes, and the current ecological patterns associated with diverse disturbances (fragmentation, fire, grazing) or environmental changes, is examined. Three species with a distribution more or less narrow are studied: two snowflakes, *Acis nicaeensis* (Alliaceae) endemic from the Southern Maritime Alps and *Acis fabrei*, endemic from the Mont Ventoux, and *Gentiana ligustica* (Gentianaceae) endemic from the South-Western Alps in France and Italy.

Phylogeographic data of *G. ligustica* combined with glacial history suggest the presence of several peripheral microrefugia in the south and in valley lowlands of the Maritime and Ligurian Alps, and the existence of several postglacial migration routes. At present, endemic plants along the littoral, among which *A. nicaeensis*, are seriously endangered by diverse and serious human impacts. Recent habitat fragmentation decreases population viability, reducing population size which induces an extinction vortex. In addition, rapid colonisation by ligneous species, due to land-abandonment, induces negative effects on the population structure and dynamic of *A. nicaeensis*. On the other hand, disturbances characterized by intermediate intensity and frequency, among which cattle grazing for *G. ligustica* and fire for *A. nicaeensis*, favour population persistence.

Despite the higher rarity of *A. fabrei*, the three known populations seem not threatened at short-term, in contrast with *A. nicaeensis* which needs an urgent planning of habitat conservation. Also, the natural habitat fragmentation of *G. ligustica*, due to paleoecological events, has possibly induced limited consequences on its genetic diversity. Within a global change context, it appears necessary to propose some specific conservation strategies, including the preservation of intermediate disturbances, habitat conservation, or an assessment of population history and of their ecogeographical variability.

Karen BOURGEOIS

2006

Ecology, biology and conservation of a Mediterranean endemic seabird Puffinus yelkouan

Thèse de doctorat en sciences soutenue le 6 décembre 2006 à l'université Paul Cézanne, Aix-Marseille 3, Institut méditerranéen d'écologie et de paléoécologie (IMEP, UMR-CNRS 6116, équipe écologie du paysage et biologie de la conservation, Europôle méditerranéen de l'Arbois, avenue Philibert, BP 80, 13545 Aix-en-Provence cedex 04, France).

Jury – Éric VIDAL (MCF, université Paul Cézanne), Pr Thierry TATONI (université Paul Cézanne), directeur et codirecteur de thèse. Jacob GONZALEZ-SOLIS (chargé de recherche, université de Barcelone, Espagne) et Michel GAUTHIER-CLERC (chargé de recherche HDR, station biologique de la Tour du Valat), rapporteurs. Bernard DECEUNINCK (chargé de mission, BirdLife International/LPO) et Matthieu LECORRE (MCF, université de la Réunion), examinateurs.

Keywords: breeding biology, breeding habitat selection, conservation biology, conservation status, introduced predators, Mediterranean islands, seabird, yelkouan shearwater.

Procellarids, particularly species of the Manx shearwater taxonomic complex, are seabirds exhibiting a strong vulnerability to their habitat disturbance because of their extreme K demographic strategy. In this complex, the yelkouan shearwater, *Puffinus yelkouan*, is a unique case with its strict endemism to the closed Mediterranean Basin, its recent elevation to the specific rank and the magnitude of lacking knowledge of this species. Thus, this thesis general purpose was to study this still poorly known pelagic seabird, in order to at least partially fill the knowledge gaps for this species ecology and biology, and in order to provide tangible data for management and conservation action planning for this species.

We firstly reviewed this species population, distribution and threats throughout its world range. This emphasized the dramatic lack of reliable and available data concerning the yelkouan shearwater, yielding to imprecise and overestimated breeding numbers, to a lack of confirmation for purported breeding sites, and to the consideration of a stable population while consistent data suggested population decline and strong threats. Due to the poorness of existing data on this species, we secondly developed basic methodologies to ease its study. Thus, a new sexing method, based on vocalization analysis, was shown perfectly efficient and non-invasive in comparison with the classical morphometric sexing. Moreover, shearwater presence and activity patterns at colonies were analysed and we demonstrated that ambient light, breeding cycle and wind speed should be essential in monitoring and census planning. Both nest-cavity and colony-site selection analyses, thirdly, allowed to describe the species ecological preferences, and, above all, to highlight a particularly low suitable breeding habitat proportion that is currently occupied by yelkouan shearwaters. Finally, patterns and impact of feral cat predation were studied through cat scat analysis and by demographic modelling (Population Viability Analysis). This predation constitutes a strong threat for the yelkouan shearwater on our study site and this analysis revealed an unexpected shearwater population structure.

These results prioritized cat eradication on the study site in order to enhance shearwater population dynamics and to avoid its extinction. Moreover, the abundance of available and favourable breeding habitat will certainly support an increase in the shearwater population. By continuing current monitoring and actions, and by increasing study area, we will be able to precise the understanding of terrestrial yelkouan shearwater breeding cycle and to validate our hypothesis concerning the species population structure.

Vincent OLLIVIER

Continuités, instabilités et ruptures morphogéniques en Provence depuis la dernière glaciation. Travertinisation, détritisme et incisions sur le piémont sud du Grand Luberon (Vaucluse, France). Relations avec les changements climatiques et l'anthropisation.

Morphogenic continuities, instabilities and ruptures in Provence since the Last Glacial Period Travertinous deposits, detritism, incisions and anthropisation over the southern Grand Luberon piedmont (Vaucluse, France). Connections with climate changes and human occupations

Keywords: Luberon, Provence, morphogenesis, last Pleniglacial, Postglacial, travertine deposits, incisions, sedimentation rhythms, palaeoclimate, palaeoenvironment, human occupations.

Mediterranean landscape evolution (southern Luberon, Vaucluse, France) from the last glacial period to the Holocene period is analysed through alluvial deposits and travertine system development linked to climate changes and human occupations. Results of geomorphological, sedimento-stratigraphical and physico-chemical analysis increased by archaeological and palaeoecological (malacology and anthracology) studies and about fifty ^{14}C dating are the basement of a pluridisciplinary research on the links between Man and environment in Mediterranean France.

Around 50 Ky BP, numerous glacis formation, made up of torrential pebbles and reworked cryoclasts, covered the southern Luberon piedmont with frequently more than thirty meters thickness. At their bases several "red-soils" and their palaeontological content show the more temperate climate conditions of isotopic stage 3 interstadials in Mediterranean region.

Between the Last Glacial Maximum and the Lateglacial period (18-17 Ky cal. BP?), a major scale incision occurred with fastness. Since 15500 cal. BP, travertine and detrital deposits were developed. Inside this new morphogenetic tendency, travertine formations located downstream karstic re-emergence are indicative of the Postglacial warming. These carbonated deposits are the oldest testimony of the restarting of the southern France Postglacial travertine accumulation. Then, around 9000 cal. BP and 6000 cal. BP, two main incisions occurred in alternation with embankment phases. The morphogenic dynamic of the first part of postglacial period seems to be linked to the bioclimatic changes.

Since the Final Neolithic, in the context of growing human occupation, ruptures (incisions) in the travertine sequences have been recorded. These ruptures, of high frequency but low amplitude, were accompanied by facies changing and strong vegetation opening determined upon palaeoecological analysis. Travertine sensitivity in accordance with climato-anthropic biotope changes is underlined.

Between the XIth and the XIIIth century A.D., the decline and the dismantlement of the travertine formations became noticeable. In the same way, the major linear talweg incision (well known in southern France but poorly chronologically discerned until now) was introduced in a morphogenic dynamic only partly interrupted after the XVIIth century A.D., during the Little Ice Age, by a detrital deposit phases. Then a final incision has occurred and it's still happening today. Combined effect of climatic oscillations and human society occupation modes above the "natural environment" seem to be the main driving force of a bustling morphogenesis during the second part of the Postglacial period.

Remy ALBRECHT
2007

Co-compostage de boues de station d'épuration et de déchets verts : nouvelle méthodologie du suivi des transformations de la matière organique

Résumé de la thèse soutenue le 11 mai 2007.

Jury – S. Houot, C. Steinberg, S. Roussos, J. Le Petit, D. Carron, G. Terrom et C. Perissol

Afin d'éliminer et de valoriser les biodéchets, de nombreuses collectivités ont opté pour une plate-forme de compostage. Les exigences de qualité des composts nécessitent actuellement un nombre important de caractérisations physico-chimiques et biologiques. Nos objectifs ont donc été d'étudier les processus du compostage et de mettre au point une méthode simple et efficace de suivi de l'évolution chimique et biologique des composts.

Notre étude a porté sur un compostage de six mois en andains constitués d'un mélange de boues de station d'épu-

ration urbaines et de déchets verts broyés. Les composts ont été caractérisés par des paramètres physico-chimiques (analyses élémentaires, matières organiques, substances humiques et lignine, Résonance magnétique nucléaire ^{13}C du solide) et biologiques (respiration, dénombrement des micro-organismes et changements des profils métaboliques des communautés microbiennes, activités enzymatiques) qui ont mis en évidence la minéralisation et l'humification de la matière organique.

Une banque de données établie à partir de 432 composts a ensuite démontré l'efficacité de la Spectroscopie proche infrarouge (SPIR) pour distinguer les composts suivant leur maturité.

Enfin, aucun paramètre n'étant utilisable seul, l'ensemble des informations a été synthétisé par ACP en un Indice global d'évolution du compostage (IEC) parfaitement calibré en SPIR par la méthode PLS et permettant une détermination simple et précise de la maturité. Cette alliance SPIR-IEC pourrait être appliquée à l'optimisation d'un nouveau procédé de compostage en réacteur en cours de développement.

To reduce and recycle biowaste volumes, many cities have chosen to build municipal composting plants. Presently, compost quality determination requires many biological and chemical characterizations. Aims of this study were to characterize composting processes and to develop a simple and valuable method to assess biological and chemical evolution of composts.

Compost windrows obtained from municipal solid wastes mixed to green wastes, were matured during six months. Composts were characterized by chemical (elemental analysis, organic matter, lignin, humic substances and ^{13}C NMR) and biological methods (respiration, micro-organism enumeration, metabolic profile modifications of microbial communities, enzymatic activities) and revealed mineralization and humification of organic matter.

Efficiency of Near InfraRed Spectroscopy (NIRS) was then demonstrated with help of a data bank establishing from 432 composts.

Finally, since no parameter can be used alone, a global index of composting evolution (GICE) was synthesized by PCA from the whole of information and was perfectly calibrated by NIRS with PLS method. GICE should be a simple and efficiency tool of maturity determination. This NIRS-PCA strategy could be applied to the optimization of a new composting process in reactor which is in development.

Corinne COQUET
2006

Valorisation de molécules extraites d'essences végétales méditerranéennes en cosmétologie

Résumé de la thèse soutenue le 23 septembre 2006.

Jury – P. VILLENEUVE, G. TERROM, E. FERRÉ, A.-M. FARNET, J. LE PETIT et D. PEYRONEL

The Mediterranean flora is a source of raw materials, which can be beneficially exploited within the cosmetic industry. In this context, olive-tree (*Olea europea* L.) and cork oak (*Quercus suber* L.), two characteristic species of these ecosystems were studied in order to produce one or more cosmetic active ingredients from olive oil and cork.

The development of 1,2-diolein-enriched olive oil required biochemical characterization of *Carica Papaya* lipase, a sn3 stereospecific enzyme. A methodology aiming at studying the physicochemical parameters of the reaction was carried out, which enabled us to obtain significant reaction yields. The experimental values thus obtained made it possible to work out an industrial protocol used for the production of a desired oil-enriched cosmetic active ingredient on an industrial scale.

The study of the chemical and biotechnological extraction of various extractable molecules (waxes and phenols) and of suberin present in cork highlighted the interest of using constitutive monomers of suberin in a cosmetic active ingredient. Various methods of depolymerization were tested in order to extract these molecules. Each extract obtained was composed of three fractions. The first was composed of suberin monomers; the second was composed of volatile compounds which probably result from degradation of polymers from cork and the third was composed of high molecular weight molecules. Then, the effects of the principal parameters influencing cork hydrolysis with aqueous potash were tested using the experimental research methodology. A simple protocol was obtained allowing high yields of suberin molecule extraction while exhibiting a low industrial cost.

Marnyye VELASQUEZ-CEDENO
2005

Compétition entre Pleurotus ostreatus *et* trichoderma *sp. En culture sur paille de blé : rôle des communautés bactériennes du substrat et des laccases de* Pleurotus

Résumé de la thèse soutenue le 9 novembre 2005.

Jury – P. Goulas, C. Steinberg, J. Le Petit, S. Roussos, G. Mata, J.-M. Savoie et A.-M. Farnet

The preparation of selective substrates is of great importance in order to favor the growth of the edible fungus *Pleurotus ostreatus* and to suppress its fungal competitors. We studied the bacterial communities of the substrate: i) during the different steps of the cultivation substrate preparation (coffee pulp or wheat straw), ii) when *P. ostreatus* or *P. pulmonarius* grows on the substrate. Shifts in the substrate bacterial community structure were detected by PCR-DGGE and plate count analyses, depending on the treatment used, the inoculated *Pleurotus species*, the introduction of microorganisms inhibiting *Trichoderma* and the addition of Compostzyme®. These shifts affect the competition between *P. ostreatus* and *T. longibrachiatum*. Substrate electivity is thus ensured when the substrate undergoes the following treatment: moisturizing, pre-composting, pasteurization, conditioning and cooling before *P. ostreatus* cultivation. Microorganisms belonging to the group of Bacillus, such as *Paenibacillus polymyxa*, and actinomycetes are involved in substrate selectivity, but little taxonomic diversity was observed. Moreover, this study showed that laccases are involved in defense mechanisms of *P. ostreatus* towards its antagonists. The electrophoresis analyses of intracellular and extracellular laccases revealed one constitutive enzyme and several isoforms induced by *T. longibrachiatum* and *P. polymyxa*. This study is a first attempt to analyze the induction of *P. ostreatus* laccase gene expression. We observed that the transcription of poxa1b gene is modified by *T. longibrachiatum* whereas the expression of pox1 gene is modified by *P. polymyxa*.

ORMEÑO Elena
2006

Stratégies d'émission de composés organiques volatils (Cov) par quatre espèces végétales méditerranéennes

286 p.

Thèse d'université soutenue le 6 décembre 2006 à l'université de Provence (Aix-Marseille 1), faculté de Paul Cézanne (Umr – 6116 Imep, équipe écologie gonctionnelle, case 421, 13397 Marseille cedex 20, France).

Jury – Pr Henri Wortham (université de Provence), président. Valérie Simon (Mcf Hdr, Ensatec Inpt, Toulouse), Michael Staudt (CR, Cefe, Montpellier), rapporteurs. Pr Thierry Tatoni (université Paul Cézanne), Dr Laurence Galsomies (Ademe, Paris), examinateurs. Pr Gilles Bonin (université de Provence), Catherine Fernandez (Mcf Hdr, université de Provence), directeur et codirectrice de thèse.

Mots clés : espèces méditerranéennes, *Rosmarinus officinalis* L., *Cistus albidus* L., *Quercus coccifera* L., *Pinus halepensis* Mill., garrigue, maquis, métabolisme secondaire, terpènes, monoterpènes, sesquiterpènes, facteurs biotiques, facteurs abiotiques, stress hydrique, compétition intraspécifique, compétition interspécifique, nature du sol, sols calcaires, sols siliceux, architecture du milieu, milieux ouverts, milieux fermés.

L'ensemble des plantes vasculaires stocke et émet des terpènes volatils : isoprène (C_5), monoterpènes (C_{10}), sesquiterpènes (C_{15}) et certains diterpènes (C_{20}), notamment au niveau des organes foliaires. Ces composés sont des hydrocarbures non azotés, très réactifs et avec une durée de vie très courte. Ils font partie des métabolites secondaires des plantes, et plus particulièrement des composés organiques volatils biogènes (Covb) en raison de leur faible poids moléculaire. En tant que métabolites secondaires ils (i) présentent une diversité chimique très importante, (ii) permettent à la plante de se défendre face aux facteurs de stress biotiques et abiotiques, (iii) constituent des signaux chimiques à travers lesquels la plante communique avec son environnement (plantes ou autres organismes), (iv) n'ont pas une fonction universelle et (v) sont différemment représentés dans les différentes familles, genres et espèces, de manière qu'ils sont souvent utilisés comme marqueurs chémotaxonomiques.

Ces terpènes volatils sont produits par les plantes, puis émis à l'atmosphère où ils constituent des gaz traces qui peuvent devenir des polluants primaires en contact avec d'autres polluants primaires (*e.g.* NO_x, d'origine anthropique fondamentalement). En tant que polluants primaires, ils participent à la formation de polluants secondaires, tels que l'O_3 troposphérique ou les aérosols. Ils jouent également un rôle dans le changement climatique. En effet, à cause de leur réactivité dans l'atmosphère (notamment avec les radicaux OH^-) ils prolongent indirectement la durée de

vie des gaz à effet de serre tels que le CH_4. De plus, à l'échelle planétaire et régionale, les émissions de COVB surpassent de loin celles d'origine anthropique. C'est le cas de la région méditerranéenne, où de nombreuses espèces végétales sont fortement productrices de métabolites secondaires que ce soit sous forme d'huiles essentielles, de résines et de leurs COV associés. De plus, cette région est une de celles où les taux d'ozone atteignent les concentrations les plus élevées d'Europe. Mise à part l'intérêt des COVB au niveau de l'atmosphère, ils est également important de prendre en compte ces composés dans le risque d'inflammation de la végétation, et donc dans les feux de forêt. En effet, il s'agit de composés qui présentent un point *flash bas* et une limite inférieure d'inflammabilité faible. C'est pourquoi, sous des températures relativement faibles ils s'enflamment en présence d'une étincelle, lorsque leur concentration est relativement faible.

L'étude des COVB est donc en partie nécessaire afin de mieux comprendre et prévoir les phénomènes de pollution atmosphérique *via*, notamment, la modélisation des émissions de COVB. Actuellement les modèles d'estimation des émissions de COVB par la végétation ne prennent en compte que la température et la lumière, comme facteurs influençant les émissions. Or, les émissions de COVB par les végétaux dépendent du facteur génétique et de nombreux facteurs abiotiques et biotiques. Afin d'améliorer les estimations des émissions de COVB issues de tels modèles, la prise en compte de nouveaux facteurs est donc nécessaire.

L'objectif de cette thèse a donc été d'analyser les COVB émis et/ou stockés par des espèces méditerranéennes typiques (*Rosmarinus officinalis* L., *Pinus halepensis* Mill., *Cistus albidus* L. et *Quercus coccifera* L.) en fonction de nouveaux facteurs ou de facteurs peu explorés jusqu'à présent. En particulier, les monoterpènes et les sesquiterpènes ont été étudiés car seuls ces terpènes volatils peuvent être à la fois accumulés et émis par le végétal, à la différence de l'isoprène (absent des structures de stockage) et des diterpènes (très peu volatils).

Concernant les facteurs abiotiques, le choix s'est porté sur deux facteurs particulièrement importants en région méditerranéenne. Le premier concerne le déficit hydrique. En effet, la région méditerranéenne est caractérisée par un stress hydrique important et certains auteurs ont montré que la capacité d'émission de COVB est influencée par la disponibilité en eau. Ainsi, les émissions varient au cours des saisons et un stress hydrique trop sévère les réduit. Néanmoins, les résultats de la thèse montrent que la réponse au déficit hydrique n'est pas la même pour l'ensemble des terpènes volatils. Le second facteur concerne la nature du sol. Là aussi, la région méditerranéenne comporte principalement deux types de substrats : siliceux et calcaire et ce paramètre peut également modifier les concentrations en métabolites secondaires contenus dans certains végétaux (*e.g. Cistus monspeliensis* L.) et donc potentiellement l'émission de COVB. L'étude de ce facteur révèle que, malgré la nature principalement calcicole des espèces étudiées, les émissions de terpènes de ces espèces ne répondent pas de la même manière sur sol calcaire et siliceux. Alors que, globalement, *P. halepensis* et *R. officinalis* émettent davantage de terpènes sur sol calcaire, *C. albidus* et *Q. coccifera* en émettent davantage sur sol siliceux. Ces résultats remettent en cause la théorie de l'équilibre entre croissance et différentiation et celle de l'équilibre entre l'azote et le carbonne. Enfin, les émissions des espèces choisies ont également été étudiées dans des milieux présentant une structure différente. Les résultats montrent que le taux d'émission et la concentration des terpènes des espèces étudiées ne sont pas les mêmes en milieu ouvert (garrigue) et en milieu fermé (pinède).

Concernant les facteurs biotiques, nous nous sommes focalisés sur l'effet de la compétition (intra et interspécifique) sur les émissions de COVB. L'effet de ce facteur s'est avéré à la fois très important et variable. En effet, en fonction de la teneur en nutriments du substrat les effets de la compétition sur les COVB peuvent s'inverser. Mis à part les émissions et le stockage de terpènes volatils dans les feuilles, les COVB ont également été étudiés dans un troisième compartiment, à savoir l'atmosphère. De cette manière il a été mis en évidence qu'en milieu ouvert l'atmosphère présente des concentrations en COVB plus importantes, et cela, malgré le fait que ces milieux soient moins à l'abri des turbulences de l'atmosphère que les milieux fermés. Cette étude démontre la difficulté de mettre en évidence les facteurs qui modifient le métabolisme secondaire des plantes. Par ailleurs, les résultats obtenus permettront d'élargir l'état actuel des connaissances des facteurs ayant un impact sur les COVB, qu'ils soient émis ou stockés dans les feuilles.

Marwan CHEIKH AL BASSATNEH
2006

Facteurs du milieu, gestion sylvicole et organisation de la biodiversité : les systèmes forestiers de la montagne de Lure (Alpes-de-Haute-Provence, France)

Thèse d'université soutenue le 30 novembre 2006, à 10 heures, Europôle de l'Arbois, amphithéâtre du CEREGE.

Jury – G. BALENT (INRA Toulouse), rapporteur. M. BARBERO (UPCAM, Marseille) et J. J. BRUN (CEMAGREF Grenoble), examinateurs. B. FADY (INRA Avignon), codirecteur. P. PECH (université Paris 1), rapporteur. T. TATONI (UPCAM, Marseille), directeur.

Mots clés : écologie forestière, sylviculture, diversité floristique, dynamique forestière, régénération, typologie forestière.

Pour des raisons historiques et dans un contexte écologique à fortes contraintes, certains types de formations forestières sont en évolution notable dans les montagnes du pourtour nord de la Méditerranée. Dans la montagne de

Lure, les forêts reboisées de pin noir d'Autriche sont peu à peu entrées dans un processus lent de maturation sylvigénétique, se traduisant par l'apparition ou la réapparition du hêtre. Les gestionnaires de l'ONF travaillent à la mise en place d'un plan de gestion durable qui prendrait en compte la potentialité de ces stations forestières artificielles. Cette étude se situe dans ce cadre général de dynamique de la biodiversité et de changement des pratiques traditionnelles de gestion et de production vers la gestion durable des peuplements forestiers favorisant les espèces autochtones.

L'analyse phytoécologique montre que : (i) La zonation des peuplements forestiers dominants sur le versant nord de la montagne de Lure n'est pas toujours en rapport avec le cortège floristique associé ; (ii) le peuplement de pin noir montre la richesse spécifique en espèces patrimoniales la plus pauvre. Par contre, le peuplement de sapin pectiné en mélange avec le hêtre présente la richesse spécifique la plus élevée ; (iii) certains travaux sylvicoles peuvent maintenir les espèces patrimoniales, comme les coupes progressives dans la pinède et les coupes jardinatoires en petite surface dans la hêtraie et la hêtraie sapinière.

L'approche expérimentale sur les potentialités de régénération des principales essences forestières démontre que l'absence du sapin pectiné dans la partie basse de la montagne (800 m) est due à un problème de dispersion (absence de semencier alentour) et non à des contraintes écologiques. Cette absence peut être attribuée à la distribution géographique des refuges pendant les glaciations quaternaires, mais aussi à l'effet de l'anthropisation qui a commencé avec le développement des sociétés sédentaires du Néolithique.

ecologia mediterranea

Éditeur en chef : Pr Thierry Dutoit

UMR CNRS IRD IMEP
Université d'Avignon, IUT
Site Agroparc, BP 1207
84911 Avignon cedex 09
France

Éditeurs associés (UMR CNRS 6116 IRD IMEP)

Dr Alex Baumel (Dynamique et génétique des populations), Université Paul Cézanne.

Dr Brigitte Talon (Pédo-anthracologie, écologie des écosystèmes forestiers), Université Paul Cézanne.

Dr Bruno Fady (Génétique des populations, écosystèmes forestiers), INRA, Avignon.

Dr Cécile Claret (Écologie des invertébrés aquatiques, hydrobiologie), Université Paul Cézanne.

Dr Elise Buisson (Écologie de la restauration, interactions biotiques), Université d'Avignon.

Dr Eric Vidal (Interactions biotiques faune-flore, ornithologie, mammalogie). Université Paul Cézanne.

Dr Frédéric Guittet (Palynologie), Université Paul Cézanne.

Pr Frédéric Médail (Biogéographie, biologie de la conservation). Université Paul Cézanne.

Dr Isabelle Schwob (Bio-indicateurs, écophysiologie végétale), Université de Provence.

Dr Jérôme Orgeas (Écologie des invertébrés terrestres), Université Paul Cézanne.

Dr Philippe Ponel (Paléoécologie, écologie des invertébrés terrestres), CNRS, Université Paul Cézanne.

Dr Raphaël Gros (Écologie et microbiologie des sols), Université Paul Cézanne.

Pr Thierry Dutoit (Écologie des communautés végétales), Université d'Avignon.

Pr Thierry Gauquelin (Dendroécologie, écologie méditerranéenne), Université de Provence.

Comité de lecture

Dr James Aronson, Montpellier, France
Pr Marcel Barbero, Marseille, France
Dr Margaret Brock, Armidale, Australia
Dr Marc Cheylan, Montpellier, France
Dr Max Debussche, Montpellier, France
Dr Glenn A. Goodfriend, Washington, USA
Dr Patrick Grillas, Arles, France
Dr Joël Guiot, Marseille, France
Dr Richard J. Hobbs, Midland, Australia
Pr Serge Kreiter, Montpelllier, France
Pr Edouard Le Floc'h, Montpellier, France
Pr N.S. Margaris, Mytilene, Greece
Dr Carlos Ovalle, Chillàn, Chile
Pr Franco Pedrotti, Camerino, Italy
Dr Juan M. Pleguezuelos, Granada, Spain
Dr Philippe Ponel, Marseille, France
Dr Roger Prodon, Banyuls, France
Pr Dave M. Richardson, Cape Town, South Africa
Dr F. Xavier Sans i Serra, Universitad de Barcelona, Spain
Pr Avi Schmida, Jerusalem, Israel
Dr Carlo Urbinati, Legnaro, Italy

ISSN 0153-8756

Instructions aux auteurs

ecologia mediterranea publie des travaux de recherche originaux et des mises au point sur des sujets se rapportant à l'écologie fondamentale ou appliquée des régions méditerranéennes, à l'exception des milieux marins. La revue exclut les articles purement descriptifs ou de systématique. ***ecologia mediterranea*** privilégie les domaines scientifiques suivants : bioclimatologie, biogéographie, écologie des communautés, biologie de la conservation, écologie de la restauration, biologie des populations, écologie génétique, écologie du paysage, écologie microbienne, écologie végétale et animale, écophysiologie, paléoclimatologie, paléoécologie. La revue accepte également la publication d'actes de colloques, d'articles de synthèse, de notes méthodologiques, de comptes rendus d'ouvrages, des résumés de thèses, ainsi que des commentaires sur les articles récemment parus dans ***ecologia mediterranea*.**

Les manuscrits sont soumis à des lecteurs spécialistes du sujet, ou à des membres du Comité de lecture, ou aux éditeurs. La décision finale d'accepter ou refuser un article relève des éditeurs. L'article proposé doit être envoyé en version électronique à thierry.dutoit@univ-avignon.fr (version doc ou rtf). Une fois leur article accepté, les auteurs devront tenir compte des remarques des lecteurs, puis ils renverront leur texte corrigé sous 3 mois toujours sous format électronique (doc ou rtf). Passé ce délai, la seconde version sera considérée comme une nouvelle proposition. Les illustrations originales seront jointes à l'envoi. Les épreuves corrigées doivent être retournées au secrétariat de la revue sans délai. Les livres et monographies devant être analysés seront envoyés à l'éditeur en chef.

Texte

Les articles (dactylographiés en double interligne, en format A4) doivent être rédigés de préférence en français ou en anglais. Si l'article soumis n'est pas rédigé en anglais, il est demandé (en plus des résumés) une version anglaise abrégée ainsi qu'une traduction en anglais des titres des figures et tableaux. L'article doit être complet : titres français et anglais, auteur(s) et adresse(s), résumés en français et anglais (au minimum), version anglaise abrégée (si le texte n'est pas en anglais), mots clés, texte, puis remerciements, bibliographie, figures et tableaux. Le texte des articles originaux de recherche devrait normalement comporter quatre parties : introduction, méthodes, résultats, discussion. En ce qui concerne la saisie du texte, il est simplement demandé aux auteurs de distinguer clairement les titres des différents paragraphes. Les titres ne seront pas numérotés. Pour numéroter les sous-titres, éviter les lettres. Attention, l'emploi de mots soulignés est à proscrire. Les noms d'auteurs cités figureront en minuscules dans le texte comme dans la bibliographie. En français, n'utilisez les majuscules que pour les noms propres, sauf exception justifiée. Les ponctuations doubles (: ; ? !) sont précédées d'un espace, contrairement aux ponctuations simples (, .). En revanche, toutes les ponctuations sont suivies d'un espace. La mise en forme définitive du texte sera assurée par la revue.

Auteurs

L'adresse de chaque auteur sera indiquée avec l'adresse courriel de l'auteur pour la correspondance. Dans le cas où la publication est le fait de plusieurs auteurs, il doit être précisé lors du premier envoi la personne à qui doit être retourné l'article après lecture.

Résumés, mots clés et version abrégée

Les résumés doivent comporter 300 mots au maximum et la version anglaise abrégée 1 000 mots (environ une page). Le nombre de mots clés est limité à six, dans la langue des résumés ; ils ne doivent généralement pas figurer dans le titre.

Bibliographie

La bibliographie regroupera toutes les références citées et elles seules. Les références seront rangées dans l'ordre alphabétique des auteurs et de façon chronologique. Les abréviations internationales des titres des revues doivent être utilisées (sauf en cas de doute). Vérifier attentivement le manuscrit pour s'assurer que toutes les références citées dans le texte apparaissent bien en bibliographie et inversement.

Article

Andow D.A., Karieva P., Levin S.A. & Okubo A., 1990. Spread of invading organisms. *J. Ecol*. 4: 177-188.

Ouvrage

Harper J.L., 1977. *Population biology of plants*. Academic Press, London. 300 p.

Chapitre d'ouvrage

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In : Cherret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Blackwell Scientific Public. Oxford: 339-363.

Actes de conférence

Grootaert P., 1984. Biodiversity in insects, speciation and behaviour in Diptera. In: Hoffmann M. & Van der Veken P. (eds.), Proceedings of the symposium on "*Biodiversity: study, exploration, conservation*". Ghent, 18 November 1992: 121-141.

Citations et renvois appelés dans le texte

Les mots « figures » et « tableaux » annoncés dans le texte sont écrits en toutes lettres et en minuscules. Indiquer le nom d'auteur et l'année de publication (mais indiquer tous les auteurs dans la bibliographie). Exemples : « Since Dupont (1962) has shown that… », or "This is in agreement with previous results (Durand *et al*. 1990 ; Dupond & Dupont 1997)…". Le numéro de page de la citation n'est mentionné que dans le cas où elle est entre guillemets. Si la publication est écrite par plus de deux auteurs, le nom du premier doit être suivi par *et al.*

Abréviations, nomenclature et mots latins

L'usage d'une abréviation technique doit être précédée de sa signification lors de sa première apparition. Les codes de nomenclature doivent être respectés selon les conventions internationales. Les mots latins doivent être mis en italiques (*et al., a priori,* etc.), et en particulier les noms de plantes ou d'animaux. Lors de la première apparition du nom d'une espèce, il est demandé d'y faire figurer le nom d'auteur (exemple : *Olea europaea* L.).

Figures et tableaux

Les figures et tableaux (précédés des légendes correspondantes sur une feuille séparée) doivent être remis séparément du texte, prêts à l'impression, sans nécessiter de réduction (donc au maximum : format 16 x 22 cm ou 8 x 22 cm). Tous les documents devant être insérés dans le texte doivent être annoncés, numérotés dans l'ordre croissant et légendés. Les tableaux informatisés ne doivent pas comporter de signes (: ou |) pour marquer les colonnes.

Tirés à part

Il est fourni 25 tirés à part et un pdf par article, même lorsqu'il y a des auteurs multiples. Des tirés à part supplémentaires peuvent être obtenus à la demande : ils seront facturés.

ABONNEMENT
(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 an = 1 numéro

	Abonnement	Frais de port	Total
France	**20 €**	**3 €**	**23 €**
Europe	**20 €**	**6 €**	**26 €**
Monde	**20 €**	**8 €**	**28 €**

Abonnement à adresser à :

SARL Transfaire
Immeuble Wanad
F-04250 TURRIERS

Code banque	Code guichet	numéro de compte	clé RIB
19106	00839	13995626000	62

Domiciliation : CA SISTERON

IBAN : FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062
BIC : AGRIFRPP891

ecologia mediterranea Vol. 32 – 2006

Sommaire – *Contents*

Éditorial – *Editorial*
Une nouvelle version *d'ecologia mediterranea* en 2006
T. Dutoit (éditeur en chef) 3

L'effet du feu sur la composition des pinèdes de *Pinus halepensis* Mill. dans le nord de la forêt de Bou-Taleb, Algérie
A. Madoui, J.-M. Gehu, D. Alatou 5

Écologie trophique de la Cigogne blanche (*Ciconia ciconia*) et du Héron garde-bœufs (*Bubulcus ibis*) en Kabylie (Algérie)
M. Boukhemza, N. Boukhemza-Zemmouri, J.-F. Voisin, B. Baziz 15

Priority Zones for Mediterranean protected agro sylvo pastoral landscapes
M. Terzi, M. Marvulli 29

A preliminary overview of the effects of seasonal drought and animal pressure around watering points on plant species using adaptative strategy analyses in the Tunisian arid zone
M. Tarhouni, A. Ouled Belgacem, B. Henchi, M. Neffati 39

Recherches sur les peuplements de macroinvertébrés des cours d'eau du Liban méridional (Aouali et Damour). Analyse biocénotique et essai de biotypologie
A. Dia 49

Évolution des habitats et changement climatique : quelles conséquences pour les populations de Lézard ocellé, *Lacerta lepida* (Saurien, Lacertidés), en limite nord de répartition ?
P. Grillet, M. Cheylan, F. Dusoulier 63

Comparaison et phytoécologie des Atriplexaies en Oranie (Algérie)
R. Aboura, D. Benmansour, N. Benabadji 73

Heavy Metals in Tailings,Soils and Vegetation of an Abandoned Lead Mine Land in Morocco
B. Baghdad, M. Naimi, A. Bouabdli, P. Sonnet, S. Lutts 85

Résumés de thèses – *Ph. D summaries*
Catherine Breton, Maria Guadalupe Pulido Avila, Katia Diadema, Karen Bourgeois, Vincent Ollivier, Remy Albrecht, Corinne Coquet 92

Revue indexée dans Pascal-Cnrs et Biosis

ISSN 0153-8756