

ecologia *mediterranea*

Vol. 38 (2) – 2012

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology



Editor-in-Chief: Pr Thierry Dutoit

Institut méditerranéen de biodiversité et écologie (IMBE)
Mediterranean Institute of Biodiversity and Ecology

Naturalia Publications

ecologia mediterranea

Éditeur en chef : Pr Thierry Dutoit

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

Comité éditorial

- D^r James Aronson, CNRS, Montpellier, France.
D^r Alex Baumel, Université Aix-Marseille, France.
D^r Élie Buisson, Université Avignon, France.
D^r Marc Cheylan, EPHESS, Montpellier, France.
D^r Cécile Claret, Université Aix-Marseille, France.
Pr Thierry Dutoit, Université Avignon, France.
D^r Bruno Fady, INRA, Avignon, France.
Pr Thierry Gauquelin, Université Aix-Marseille, France.
D^r Raphaël Gros, Université Aix-Marseille, France.
D^r Frédéric Guiter, Université Aix-Marseille, France.
D^r Sandrine Jauffret, Narges, Marseille, France.
D^r Ioannis Vogiatzakis, Open University of Cyprus, Chypre
Pr Serge Kreiter, Université Montpellier, France.
D^r Audrey Marco, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France.
Pr N.S. Margaritis, University of Mytilène, Grèce.
Pr Frédéric Médail, Université Aix-Marseille, France.
Pr François Mesléard, Université Avignon – Tour du Valat, France.
D^r Jérôme Orgeas, Université Aix-Marseille, France.
D^r Philippe Poneil, CNRS, Aix-Marseille, France.
D^r Roger Prodon, EPHE, Montpellier, France.
D^r Isabelle Schwob, Université Aix-Marseille, France.
D^r Brigitte Talon, Université Aix-Marseille, France.
D^r Éric Vidal, Université Aix-Marseille, France.

ISSN 0153-8756

<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr>

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, éco-physiologie, 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 aux éditeurs. La décision finale d'accepter ou de 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 un 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 numéroté 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*. London, Academic Press, 300 p.

Chapitre d'ouvrage

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In: Cheret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Oxford, Blackwell Scientific Public: 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 × 22 cm ou 8 × 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.

FICHIER ÉLECTRONIQUE

Les auteurs reçoivent gracieusement un fascicule de la revue où leur article est paru ainsi qu'une version électronique de leur article pour diffusion.

ABONNEMENT

(contact : ecologia@naturalia-publications.com)

1 an = 2 numéros

	Abonnement	Frais de port	Total
France	60 €	6 €	66 €
Europe	60 €	12 €	72 €
Monde	60 €	16 €	76 €

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

Revue internationale d'écologie méditerranéenne
International Journal of Mediterranean Ecology

Vol. 38 (2) – 2012

Sommaire/Contents

Éditorial – *Editorial*

Quel avenir pour la revue scientifique *ecologia mediterranea* ?

What future for the scientific journal ecologia mediterranea?

T. DUTOIT (éditeur en chef) 3

Articles originaux – *Original articles*

Typologie des gîtes propices au développement larvaire de *Culex pipiens* L. 1758 (Diptera-Culicidae), source de nuisance à Constantine (Algérie)

Typology of favourable biotopes to the larval development of Culex pipiens L. 1758 (Diptera-Culicidae), source of nuisance at Constantine (Algeria)

S. BERCHI, A. AOUATI, K. LOUADI 5

Effects of abiotic stress on the germination of *Pennisetum dichotomum*

Effets de stress abiotiques sur la germination de Pennisetum dichotomum

C. CHAFFEI HAOUARI, A. HAJJAJI NASRAOUI, H. GOUIA, A. HAOUARI 17

Pilot study of genetic relatedness in a solitary small carnivore, the weasel: implications for kinship and dispersal

Étude pilote de la parenté génétique chez un petit carnivore solitaire, la belette : implications pour la parenté et la dispersion

C. MAGRINI, M. CENTO, E. MANZO, M. PIERPAOLI, L. ZAPPONI, R. COZZOLINO 23

Les communautés bryophytiques du lit mineur des gorges de l'Ardèche comme témoins de sa richesse écosystémique

The bryophytic communities of the low-water bed of the Ardèche River gorges as witnesses of the richness of its ecosystem

J. CELLE, V. HUGONNOT 29

Salinity stress affects growth responses of *Cenchrus ciliaris* under CO₂ enrichment

Le stress salin affecte la croissance de Cenchrus ciliaris sous enrichissement en CO₂

T. S. KSIKSI, N. O. ALSHAYGI 43

Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview <i>État actuel et changements passés de l'étendue des zones humides en région méditerranéenne : un bilan</i> C. PERENNOU, C. BELTRAME, A. GUELMAMI, P. TOMAS VIVES, P. CAESSTEKER.....	53
Plant communities in the Tamanrasset region, Ahaggar, Algeria <i>Communautés végétales dans la région de Tamanrasset, Ahaggar, Algérie</i> N. BOUCHENEB, S.S. BENHOUEH.....	67
Towards the establishment of a natural park in Eastern Mediterranean forests in Mount Makmel: Botanical assessment and communities participation practices <i>Vers la création d'un parc naturel dans la région forestière du mont Makmel en Méditerranée orientale : relevés floristiques et pratiques communautaires participatives</i> E. SATTOUT, D. LICHAA-EL KHOURY, D. CHOUETER.....	81
Résumés de Thèses – <i>Ph. D summaries</i> CAMILLE ROUMIEUX, LEILA QASEMIAN, RENAUD JAUNATRE, ALAN CRIVELLARO, WAHBI JAOUADI.....	96
Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis. <i>Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis</i> http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/	

Remerciements – Acknowledgments

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

The editorial committee thanks the colleagues who have participated in this volume for their advices, corrections and opinions.

D^r Anne CHENUIL, CNRS-IMBE, Marseille, France
D^r Jean-François DEBRAS, INRA-PSH, Avignon, France
D^r Jean-Louis HÉBRARD, CNRS-IMBE, Marseille, France
D^r Jean-Marc OURCIVAL, CNRS-CEFE, Montpellier, France
D^r Jean-Philippe MEVY, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Magda BOU DACHER-KHARRAT, Université Saint-Joseph, Beyrouth, Liban
D^r Séraphine GRELLIER, Université Pierre et Marie Curie, Paris, France
D^r Ahmed AÏDOUD, Université de Rennes 1, France
D^r Bruno SICARD, IRD-IMBE, Marseille, France
D^r Marjolein VISSER, Université libre de Bruxelles, Bruxelles, Belgique
D^r Ulrich DEIL, University of Freiburg, Freiburg, Allemagne
Pr Claude GRISON, Université de Montpellier, Montpellier, France

Éditorial – *Editorial*

P^r Thierry DUTOIT

Éditeur en chef

Editor-in-Chief

Quel avenir pour la revue scientifique ecologia mediterranea ?

En 2015, nous fêterons peut-être les 40 ans de la revue *ecologia mediterranea* avec plus de 65 numéros parus depuis sa création en 1975. Ce journal a eu un impact indéniable pour valoriser les recherches menées en écologie au niveau du bassin méditerranéen comme en attestent les milliers de citations de notre revue aujourd'hui visibles après une interrogation à partir de n'importe quel portail sur l'internet. Cette revue a également joué un rôle indéniable de passerelle entre les deux rives de la Méditerranée permettant à de nombreux collègues de réaliser leurs premières publications et de nombreux contacts entre chercheurs des rives sud et nord. Le choix initial d'une revue multilingue (français, anglais), affiché dès le premier numéro et maintenu jusqu'à aujourd'hui, a également permis de défendre une édition scientifique francophone et de rendre ainsi accessibles de nombreux articles aux conservateurs d'espèces et aux gestionnaires d'espaces naturels. De même, la ligne éditoriale a toujours été de permettre la parution d'articles comprenant d'importants volumes de données afin de les rendre disponibles aux chercheurs du futur mais aussi pour qu'elles puissent être recensées dans les bases de données.

Aujourd'hui, *ecologia mediterranea* connaît à nouveau une crise existentielle face à la baisse du nombre d'articles soumis, consécutivement à la nécessité de publier dans des revues indexées, exercice sur lequel sont évalués maintenant tous les chercheurs. Malgré la niche originale qu'elle recouvre (l'écologie méditerranéenne), une importante mutation de la revue est alors nécessaire pour permettre cette indexation, incluant notamment la refonte du comité éditorial, une publication essentiellement en anglais, une ouverture sur l'écologie marine et une nouvelle forme d'édition.

C'est à cette tâche que va s'attacher maintenant le comité éditorial de la revue en espérant proposer à ses lecteurs et abonnés une nouvelle version dès 2014.

En attendant, 2013 verra la publication de deux volumes sous la présente forme dont un numéro spécial consacré au Genévrier thurifère.

What future for the scientific journal ecologia mediterranea?

In 2015, we will maybe celebrate the 40 years of our scientific journal ecologia mediterranea. Today, more than 65 issues have been published since its creation in 1975. This scientific journal has had an undeniable impact for scientific researches in ecology realized in the Mediterranean Basin. This review has also played an undeniable role as a bridge between the countries around the Mediterranean Sea. For many colleagues, it has been the first occasion to achieve their first publications and numerous contacts has been made between researchers from the north and the south of the Mediterranean Sea. The initial choice of a multilingual journal (French, English) has been maintained from the first issue until today and has also helped to defend French scientific publishing. Many papers have also been accessible to plant conservationists and land managers. Similarly, the editorial line has always been to allow the publication of articles including large volumes of data in order to make them available to researchers but also to be included in databases.

Today ecologia mediterranea experiencing again an existential crisis facing the decline in the number of articles submitted consecutively to the need to publish in indexed journals, exercise what must be done today by all scientists. Despite the original editorial niche it covers (Mediterranean ecology), a major transformation of our scientific journal is now necessary to enable this indexing, including in particular the revision of the editorial board, publishing all the papers in English, opening the thematic on marine ecology and a new form of publishing.

It is to this task that the editorial board will now work, hoping to offer to our readers and subscribers a new version in 2014. Meanwhile, 2013 will see the publication of two volumes in this form including a special issue devoted to Juniperus thurifera.

Typologie des gîtes propices au développement larvaire de *Culex pipiens* L. 1758 (Diptera-Culicidae), source de nuisance à Constantine (Algérie)

Typology of favourable biotopes to the larval development of Culex pipiens L. 1758 (Diptera-Culicidae), source of nuisance at Constantine (Algeria)

Séliima BERCHI¹, Amel AOUATI¹, Kamel LOUADI¹

1. Laboratoire de biosystématique et écologie des arthropodes
Faculté des sciences de la nature et de la vie,
Université Mentouri, 25000 Constantine, Algérie
Auteur correspondant : e-mail : selimaber@yahoo.fr

Résumé

Dans le but de mieux cerner la nuisance que représente le développement des moustiques à Constantine, une étude sur la biodiversité culicidienne a été menée sur deux années, d'octobre 1995 à septembre 1997. Les larves de Culicidae ont été récoltées dans les différents gîtes par la méthode « dipping ». Au total, 24 190 moustiques appartenant à quatre genres ont été capturés, dont 24 139 *Culex*, 47 *Culiseta*, 3 *Anopheles* et 1 *Uranoteania*. *Culex pipiens* L. 1758 représente 97,5 % de la faune totale. Cette espèce est la plus fréquente dans les gîtes urbains épigés et hypogés où la pollution d'origine organique est importante. Ce taux de pollution élevé dans les deux types de gîtes urbains serait la cause principale de cette localisation préférentielle. L'intensité d'émergence est très élevée durant la saison estivale aussi bien dans les gîtes urbains épigés qu'hypogés où la végétation est totalement absente. Les données obtenues à partir des mesures des principaux paramètres physico-chimiques de l'eau ont permis d'établir une typologie des gîtes.

C'est dans une perspective de lutte que notre étude sur l'écologie de la principale nuisance culicidienne causée par *Culex pipiens* à Constantine a été entreprise.

Abstract

In order to better understand the nuisance that represents the development of mosquitoes in Constantine, a biodiversity study Culicidae was conducted over two years, from October 1995 to September 1997. Culicidae larvae were collected in different biotopes by the dipping method. A total of 24,190 mosquitoes belonging to four genera were captured, of which 24,139 were *Culex*, 47 *Culiseta*, 3 *Anopheles*, 1 *Uranoteania*. *Culex pipiens* L. 1758 represents 97.5% of the total fauna. This species is most frequent in open and closed urban biotope where the organic pollution is important. This high organic load in both urban biotopes types with regard to others would explain this preferential localization. This emergency intensity raised more during summer season where vegetation is totally absent, *Culex pipiens* represented 97.48% of the total fauna. The whole results obtained from measures of the main physico-chemical parameters of water, permitted to establish a typology of biotopes. It is in the context of larval control that our study was undertaken on the ecology of the principal nuisance at Constantine, represented by *Culex pipiens*.

Mots clés : gîtes urbains, gîtes périurbains, Constantine (Algérie), paramètres environnementaux.

Keywords: Culicidae fauna, urban biotopes, per urban biotopes, Constantine (Algeria), Environmental parameters.

Abridged english version

In order to appreciate better the nuisance that results from mosquitoes breeding in Constantine and its surroundings, a study was carried on during two years (from October 1995 to September 1997) to assess their biodiversity. 24,190 mosquitoes belonging to four genera were captured during the survey. It was found 24,139 *Culex*, 47 *Culiseta*, 3 *Anopheles* and 1 *Uranoteania*. *Culex* genus is the most frequent, especially in open and closed urban biotope. It was followed by *Culiseta*, more present in urban biotopes. The high organic load in both urban biotopes types with regard to others would explain this observed difference. This emergency intensity raised more during summer season. The weak presence of *Anopheles* suggests that the biotopes prospected do not significantly contribute to the development of *Anopheles*. The whole results obtained from measures of the main physico-chemical parameters of water, permitted to establish a typology of biotopes. In opened and closed per urban biotope vegetation was completely absent, *Culex pipiens* represented 97.5% of the total fauna. This species was abundant in the urban and per urban biotopes containing an important organic pollution, especially in summer. However, the studied biotopes having a different hydrological regime, would explain the influence of one or several factors on variations of species densities. The multiple regressions analysis showed that the relation between *Culex pipiens* and the parameters: temperature, DBO₅, nitrogen ammoniac and chlorides were established distinctly. This work showed that variations of *Culex pipiens* larval densities depended on physico-chemical parameters, climatic conditions and also on anthropic action.

Introduction

Les Culicidae sont responsables de la transmission d'agents pathogènes qu'ils peuvent inoculer pendant leur repas sanguin. Ils représentent, de ce fait, un véritable problème de santé publique. Parmi ces moustiques, certains sont source de nuisance difficilement supportable. C'est le cas de *Culex pipiens* Linné, 1758, très répandu dans le monde. Il est présent en zones tropicales et tempérées (Weill *et al.* 2003).

Selon Rioux et Arnold (1955) et Sinègre *et al.* (1976), les larves de *Culex pipiens* se retrouvent dans les gîtes les plus divers des milieux urbain et périurbain, plus particulièrement ceux riches en matières organiques. *Culex pipiens* L. est une espèce qui se reproduit dans des habitats naturels et artificiels de différentes tailles (Savage & Miller 1995).

Sa capacité à s'adapter à tous les biotopes (Hassaine 2002 ; Faraj *et al.* 2006) lui permet d'être vecteur de plusieurs agents pathogènes responsables de maladies infectieuses parfois mortelles (Guyatt *et al.* 1999). Selon Savage et Miller (1995), *Culex pipiens* est l'un des principaux vecteurs de l'encéphalite de Saint-Louis aux États-Unis, il a été considéré aussi comme le principal vecteur du virus West-Nile en Roumanie (Savage *et al.* 1999), en Israël (Samina *et al.* 1986), aux États-Unis (Plamisano *et al.* 2005), en Bulgarie et en République tchèque (Hubalek & Halouzka 2002). Le Maroc a été touché en 1996 (Harrack *et al.* 1997) et en 2003 (Schuffenecker *et al.* 2005). En Algérie, le virus West-Nile a provoqué une épidémie importante dans la région de Timimoune en 1994, des cas isolés d'encéphalite chez l'homme avec des cas mortels sont rapportés par Le Guenno *et al.* (1996) et Zientara *et al.* (2001).

En Algérie, *Culex pipiens* est le moustique qui présente le plus d'intérêt en raison de son abondance et sa nuisance réelle dans les zones urbaines (Berchi 2000). Selon ce même auteur, son développement dans certaines régions est continu pendant toute l'année.

De nombreux travaux (Roubaud 1929, 1933, 1939) sur les populations de *Culex pipiens* des régions tempérées ont été entrepris pour examiner les critères de différenciation morphologique entre les biotypes. En 1933, ce même auteur définit ces biotypes d'autogènes ou d'anauto-gènes selon le type de gîte larvaire qu'elles colonisent.

En Afrique du Nord, il n'existe qu'une seule forme, autogène, sténogame (se reproduisant en vol), homodyname (sans diapause) et mammophile (Roubaud 1933, 1939 ; Knight 1951 ; Vermeil 1955 ; Rioux *et al.* 1965a).

Dans les pays tempérés, les populations de *Culex pipiens* qui colonisent les gîtes épigés observent une longue période de repos en hiver. Les femelles entrent en diapause et sont dites hétérodynames. Les populations de *Culex pipiens*, qui colonisent les gîtes hypogés où les écarts saisonniers sont généralement faibles, ne connaissent jamais de période

de repos (Rioux *et al.* 1965b), et sont dites homonymes.

En Algérie, les investigations faites sur les culicidae se rapportent à leur bioécologie dans le Constantinois (Berchi 2000), à Tlemcen (Hassaine 2002), dans l'Algérois et Tizi Ouzou (Lounaci 2003). À Constantine, les gîtes urbains épigés et hypogés sont relativement nombreux. Leur présence explique la nuisance que représente l'espèce *Culex pipiens*. La caractérisation des biotopes et leur différenciation dans l'espace et dans le temps permettent de dégager les conditions favorables pour le développement des moustiques (Metge 1986 ; Handacq 1995 ; Louah *et al.* 1995 ; Kerboua & Merniz 1997 ; Mestari 1997). En écologie les interactions sont nombreuses et complexes et comme tous les êtres vivants, les insectes culicidés sont rattachés à leur biotope par différents liens. Les préférences écologiques de l'espèce *Culex pipiens* L. 1758 (Diptera-Culicidae) sont à préciser car les résultats sur les facteurs abiotiques pouvant influencer leurs répartitions demeurent parfois contradictoires (Kirkpatrick 1925 ; Gaud 1952 ; Trari 1991 ; Louah *et al.* 1995 ; El Ouali Lalami *et al.* 2010). Les études écologiques sur cette espèce en Algérie demeurent encore parcellaires (Handacq &

Boumezzough 1999 ; Hassaine 2002 ; Lounaci 2003 ; Bendali 2006) car elles concernent surtout la systématique, la morphométrie, la biologie et la lutte chimique (Bendali 1989 ; Laouabdia-Sellami 1992 ; Rehimi 1993 ; Bendali *et al.* 2001 ; Boudjelida *et al.* 2005 ; Bendali 2006).

C'est pourquoi ce travail porte essentiellement sur l'étude des facteurs abiotiques favorables au développement des larves de *Culex pipiens*, permettant alors d'identifier les gîtes propices à leur pullulation dans la région de Constantine.

Matériel et méthodes

Présentation de la région d'étude

La wilaya de Constantine (36° 36' N, 06° 62' E, 660 m) est située au nord-est de l'Algérie et s'étend sur 2 287 km². Elle est située en climat méditerranéen et elle est sous l'influence de l'étage bioclimatique semi-aride à hiver frais. Les étés sont chauds et secs avec un ensoleillement qui peut atteindre 10 heures par jour (Anonyme 1988).

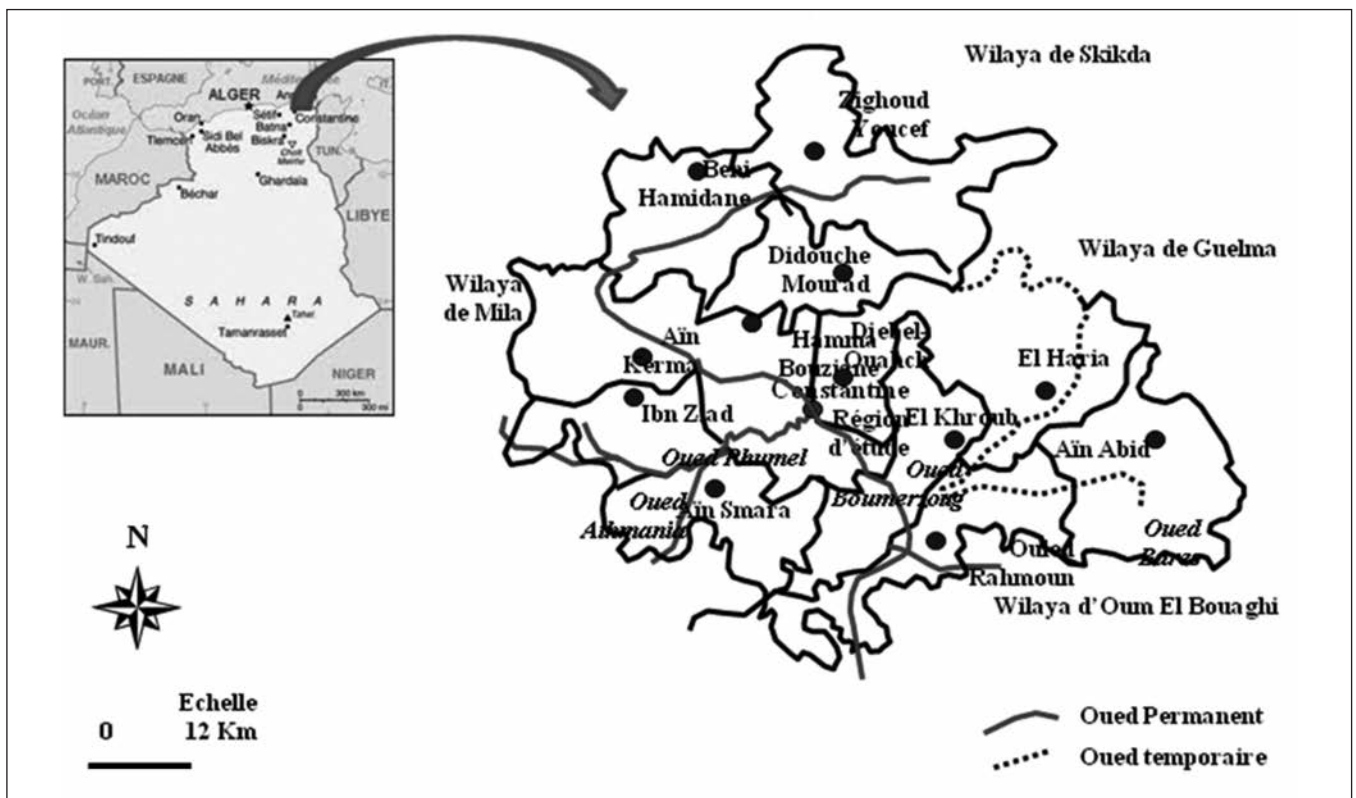


Figure 1 – Limites administratives de la wilaya de Constantine.

Figure 1 – Administrative borders of the Constantine region.

Stations d'étude

L'étude a été menée d'octobre 1995 à septembre 1997. Le choix des gîtes larvaires a été fait après une première prospection. Différents types de gîtes potentiels ont été alors retenus et ont fait l'objet de collectes de larves du moustique.

En zone périurbaine de Constantine, nous avons choisi quatre stations représentatives des grands types de gîtes dans lesquels se rencontre l'espèce *Culex pipiens*. Il s'agit d'Aïn-Smara (36° 16' N, 3° 60' E), El-Khroub (37° 17' N, 6° 35' E), Didouche Mourad (37° 20' N, 36° 35' E) et Zighoud Youcef (36° 55' N, 6° 38' E) (figure 1).

Le gîte d'Aïn-Smara (GP1) est situé en amont des rejets urbains qui vont se déverser dans l'oued Rhumel. C'est une retenue d'eau stagnante de cet oued. Ce gîte est localisé à proximité d'un atelier de fabrication de parpaings. Le gîte d'El-Khroub (GP2) est un marécage relativement étendu mais de faible profondeur. Il se trouve à 10 kilomètres de Constantine. Celui-ci est souvent visité par les animaux domestiques. Le gîte de Didouche Mourad (GP3) est situé en aval de l'oued Bou-Hadjar à la sortie est de la ville de Constantine. La retenue d'eau de ce gîte est essentiellement alimentée par l'oued Bou-Hadjar qui reçoit en permanence des eaux usées domestiques et industrielles. Le gîte de Zighoud Youcef (GP4) est situé dans une dépression abritée par un pont en aval de l'oued Smendou. Il est formé par une retenue d'eau à courant faible alimentée par l'oued et par les eaux pluviales.

En zone urbaine de Constantine, nous avons prospecté six gîtes larvaires dont trois épigés (GE1, GE2, GE3) et trois hypogés (GH1, GH2, GH3). Le gîte GE1 est un fossé à ciel ouvert situé dans un quartier de bidonvilles de la zone industrielle. Ce gîte reçoit en permanence les eaux usées domestiques et pluviales qui se déversent dans l'oued Rhumel par des écoulements diffus sous forme de rigoles. Le gîte GE2 est une retenue d'eau située dans la cité de Boumerzoug où les habitations sont spontanées et se développent sans plan d'urbanisme. Ce gîte, situé à proximité de l'oued Boumerzoug, est alimenté par les eaux usées domestiques provenant des canalisations défectueuses. Le gîte GE3 est un bassin d'ornementation délaissé mais qui reste alimenté en eau. Les gîtes urbains hypogés sont situés à l'abri de la lumière. L'ouverture générale-

ment réduite n'est pas d'accès facile. Le gîte GH1 est une cave au sous-sol d'une vieille maison du centre-ville, GH2 est un fossé entièrement couvert situé dans la vieille ville et GH3 est un vide sanitaire situé au bas d'un rez-de-chaussée d'un immeuble.

Acquisition des données physico-chimiques et biologiques

Pour chaque gîte, 24 campagnes de prélèvements ont été réalisées à raison d'un prélèvement par mois et par gîte.

Afin de caractériser les gîtes, les mesures des 11 paramètres physico-chimiques suivants ont été effectués selon les protocoles établis par Rodier (1984) : température, conductivité électrique, pH, oxygène dissous (mg.l^{-1}), matières en suspension (MES mg.l^{-1}), azote ammoniacal ($\text{mg.l}^{-1} \text{N-NH}_4$), nitrites ($\text{mg.l}^{-1} \text{N-NO}_2$), nitrates ($\text{mg.l}^{-1} \text{N-NO}_3$), demande biochimique en oxygène sur 5 jours ou DBO_5 ($\text{mg.l}^{-1} \text{O}_2$) – correspond à la quantité d'oxygène nécessaire pour oxyder la matière organique d'un échantillon d'eau maintenue à 20 °C, à l'obscurité pendant 5 jours – chlorures (mg.l^{-1}) et turbidité de l'eau (NTU, Nephelometric Turbidity Unit).

Pour l'échantillonnage des larves de moustiques, nous avons utilisé la méthode de « dipping » (Rioux *et al.* 1965b ; Subra 1971 ; Crosset *et al.* 1976) ; Coffinet *et al.* 2009). Cette méthode consiste à récolter dans plusieurs endroits du gîte et sans répétition une louche d'eau d'une capacité d'un litre (*c*). Par cette méthode, nous avons réalisé une série de 5 prélèvements, puis calculé le nombre moyen (*n*) de larves par prélèvement. Ce nombre est une estimation de la densité larvaire moyenne par litre. L'identification a été réalisée à l'aide des clés d'identification de Rioux (1958) et de Senevet et Andarrel (1959) qui ont largement contribué à la connaissance de la faune culicidienne méditerranéenne. Cette identification est ensuite confirmée au moyen du logiciel sur les Culicidae d'Afrique méditerranéenne conçu par Brunhes *et al.* (1999).

Traitement des données

L'ensemble des mesures physico-chimiques, effectuées dans le milieu aquatique, doit pouvoir conduire à une appréciation globale de la qualité de l'eau des gîtes. Pour cette approche, nous avons retenu les valeurs enregistrées mensuellement.

L'étude comparative des caractéristiques physico-chimiques des gîtes et des densités des larves de *Culex pipiens* est basée sur les moyennes établies sur deux années d'observations. Dans cette étude, une comparaison deux à deux entre les différentes moyennes estimées est réalisée par le test de Newmann-Keuls. Cette analyse a été effectuée à l'aide du logiciel stat-itcf (Gouet & Philipeau 1986).

Les facteurs abiotiques de ces biotopes ont ensuite été étudiés globalement par une analyse en composante principale, ACP, afin d'établir une typologie de ces gîtes. Le choix de cette analyse se justifie par le fait que les variables étudiées sont quantitatives (Bouroche & Saporta 1994).

À partir de cette ACP, l'ajout des densités pré-imaginaires de *Culex pipiens* en tant que variable supplémentaire a permis d'étudier les relations entre cette espèce et les facteurs abiotiques. Les traitements statistiques et les représentations graphiques associées ont été réalisés avec la programmation ADE-4 (Chessel & Doledec 1992 ; Thioulouse *et al.* 1995 ; Thioulouse & Chessel 1997).

Des cartes factorielles F1 × F2 sont réalisées pour chaque gîte en fonction des dates de prélèvements. À partir de ces cartes où les groupes de gîtes ont été définis par l'ACP, nous avons effectué une analyse de la variance à trois facteurs (années, gîtes et mois). Les indices de comparaison de moyennes sont obtenus avec le test de Newmann-Keuls au seuil de 5 %.

Enfin, pour examiner l'effet simultané de tous les paramètres physico-chimiques sur la densité de *Culex pipiens*, nous avons utilisé une régression linéaire multiple qui permet d'estimer l'effet de chaque facteur sur la densité lorsque les autres sont présents. Les variables explicatives ou indépendantes sont les paramètres abiotiques (X) et la variable expliquée dépendante (Y) est l'abondance des larves de *Culex pipiens*. On peut alors observer l'effet de chaque paramètre sur *Culex pipiens* et voir comment réagit l'espèce vis-à-vis de tous les paramètres retenus.

Résultats

Les prospections réalisées de 1995 à 1997, ont permis d'identifier 6 espèces de Culicidae. Elles appartiennent aux deux seules sous-familles représentées en Algérie, à savoir : les

Culicinae et les Anophelinae. Ces espèces sont réparties dans quatre genres : le genre *Culex* avec 4 espèces (*Culex pipiens*, *Culex hortensis*, *Culex theileri*, *Culex mimeticus*) ; les genres *Culiseta*, *Anopheles* et *Uranotaenia* représentés respectivement par une seule espèce : *Culiseta longireolata*, *Anopheles maculipennis* et *Uranotaenia unguiculata*.

L'analyse des données physico-chimiques montre que les pourcentages d'inertie des trois premiers axes principaux totalisent 59 % d'information sur la distribution des variables physico-chimiques et des stations étudiées. Les axes retenus pour l'analyse sont ceux dont les valeurs propres décroissent linéairement (figure 2a). Les deux premiers axes totalisent 49 % de l'information recueillie et donnent une meilleure représentation des projections des paramètres physico-chimiques. La figure 2b montre une grande part de variabilité prise par les deux premiers axes qui résument respectivement 33 % et 16 % de l'information totale. L'axe F3 présente un faible pourcentage d'inertie et n'a pas été retenu pour les interprétations.

De cet ensemble, il ressort une typologie générale qui exprime la qualité de l'eau des gîtes en fonction des paramètres physico-chimiques. La corrélation positive entre les descripteurs exprime une pollution d'origine organique (DBO₅, N-NH₄) et la chlorosité des eaux avec la première composante principale. La variable corrélée négativement est l'oxygène dissous. L'axe F1 oppose donc pollution et forte température à non-pollution et basse température. Le deuxième axe est corrélé aux matières en suspension (MES) et à la turbidité caractéristique d'une eau chargée en particules (figure 2b).

Par ailleurs, les indices de comparaison de moyennes avec le test de Newmann-Keuls ont révélé des différences significatives au seuil de 5 % pour les paramètres retenus dans chacun des gîtes (tableau 1). Ces résultats permettent de dégager 3 groupes de gîtes représentés sur les cartes factorielles (figure 3) :

- le premier groupe concerne les gîtes très pollués avec des eaux chlorées : gîtes fortement turbides (GH1), moyennement turbides (GP3 et GE1) et faiblement turbides (GH3). Dans ce groupe, les teneurs en oxygène dissous ne sont pas significativement différentes (tableau 1). En effet, tous les gîtes sont mal oxygénés ;
- le deuxième groupe rassemble les gîtes moyennement pollués dont les eaux sont

fortement turbides (GH2), peu turbides (GP1) ou rarement turbides (GE2) mais moyennement oxygénées ;
 – enfin le troisième groupe est représenté par des gîtes propres bien oxygénés (GE3 et GP2) ou moyennement oxygéné (GP4).

Les résultats de l'analyse des densités de *Culex pipiens*, en fonction du gîte, par le test de Newmann-Keuls au seuil de 5 % permettent d'individualiser 5 groupes de gîtes, par densités moyennes décroissantes (tableau 1) : (1) GH1, GH3 ; (2) GE1, GP3 ; (3) GE2 ; (4)

Tableau 1 – Comparaison des moyennes des caractéristiques physico-chimiques et des densités larvaires moyennes de *Culex pipiens* par le test de Newmann-Keuls au seuil de 5 %, obtenues sur une période de deux années dans les gîtes périurbains et urbains.

Table 1 – Mean comparisons of physico-chemical characteristics and *Culex pipiens* larval densities by the Newmann-Keuls test (5 %), obtained during 2 years in urban and periurban biotopes.

Gîtes	T °C	Oxygène dissous (mg.l ⁻¹)	DBO ₅ (mg.l ⁻¹ O ₂)	N-NH ₄ (mg.l ⁻¹)	Chlorures (mg.l ⁻¹)	MES (mg.l ⁻¹)	Densités moyennes (individus/litre)
GP1	15,6 d	4,7 c	38,1 d	9,5 cde	256,9 c	105,6 b	44,2 d
GP2	16,1 cd	7,2 b	7,9 e	3,9 e	215,1 d	26,5 c	2,1 e
GP3	18,9 bc	2,6 d	74,5 c	39,8 a	320,5 b	92,6 b	126,1 b
GP4	17,9 bcd	5,7 c	27,4 de	9,3 cde	134,8 e	74,4 b	3,7 e
GE1	18 bcd	1,9 d	135,8 b	19 bcd	340,4 b	108,9 b	126,7 b
GE2	17,4 cd	4,5 c	64,8 c	11 cde	158,7 e	24,1 c	89,2 c
GE3	15,5 d	10 a	19,5 de	5,8 de	18,8 g	14,5 c	9,6 e
GH1	20,3 b	1,3 d	172,5 a	22 bc	448,2 a	166,7 a	236,3 a
GH2	16,8 cd	2,6 d	40,9 d	5,3 de	67,9 f	161,6 a	50,9 d
GH3	23,8 a	1,8d	127,3 b	23,7 b	314,7 b	33,4 c	210,3 a

a, b, c : indices de comparaison des moyennes avec le test de Newmann-Keuls au seuil de 5 %. Comparaison colonne par colonne.

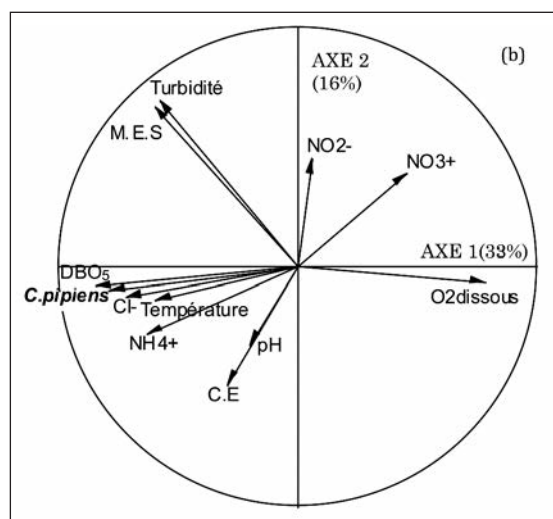
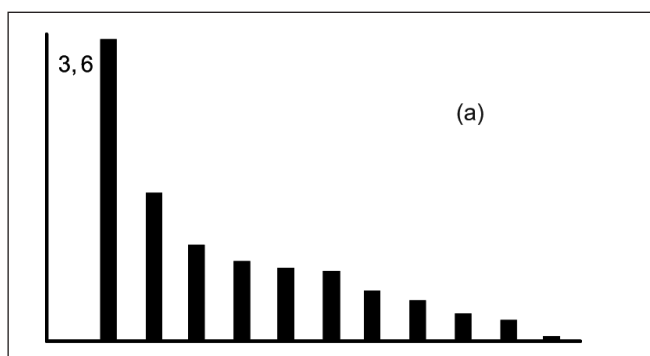


Figure 2 – Cercle de corrélation des densités de *Culex pipiens* et des paramètres physico-chimiques selon les axes factoriels 1 et 2 de l'A.C.P.

a : graphique des valeurs propres. b : carte factorielle des variables physico-chimiques intervenant dans l'analyse : température ; C.E = conductivité électrique ; DBO₅ = demande biochimique en oxygène ; Cl⁻ = chlorures ; N-NH₄ = azote ammoniacal ; Mes = matières en suspension ; N-NO₂ = nitrites ; N-NO₃ = nitrates ; O₂ dissous = oxygène dissous.

Figure 2 – Circle of correlation between *Culex pipiens* densities and the physico-chemical parameters according to factor axis 1 and 2 of the A.C.P.
 a: graphic of eigen values. b: factor map of physico-chemical variables : temperature, C.E. = electrical conductivity; DBO₅ = biochemical oxygen demand; Cl⁻ = chlorures; N-NH₄ = nitrogen ammoniac; M.E.S. = suspended matter; NO₂ = nitrites; N-NO₃ = nitrates; O₂ dissous = dissolved oxygen.

Tableau 2 – Coefficients de corrélation établis à partir de l'analyse globale, montrant les relations entre les différents paramètres physico-chimiques et les densités de *Culex pipiens*.

Table 2 – Coefficients of correlation established from the global analysis, highlighting the relations between the different physico-chemical parameters and *Culex pipiens* densities.

	T (°C)	pH	C.E	DBO ₅	O ₂	N-NH ₄	N-NO ₂	N-NO ₃	MES	Turbidité	Cl ⁻
<i>Culex pipiens</i>	0,624 **	0,239 *	0,119 N.S.	0,772 **	-0,457 **	0,499 **	-0,067 N.S.	-0,278 **	0,322 **	0,345 **	0,592 **

d.d.l. > 100 ; *p < 0,05 ; **p < 0,01. N.S = non significatif au seuil de 5%.

GH2, GP1 ; (5) GE3, GP4, GP2. Le test de Newmann-Keuls permet aussi de confirmer que les gîtes urbains hypogés GH1 et GH3, le gîte urbain épigé GE1 et celui de Didouche Mourad (GP3) situé en zone périurbaine hébergent les plus fortes densités de *Culex pipiens*.

La relation entre *Culex pipiens* et les 11 paramètres physico-chimiques est analysée par l'étude globale du milieu (figure 2b). Les corrélations observées sont résumées dans le tableau 2. Bien que cette espèce soit présente dans tous les gîtes, elle manifeste un fort tropisme pour les eaux chlorées où la pollution organique est importante. La densité larvaire (tableau 2) de *Culex pipiens* est liée positivement avec la température ($r = 0,624$; $p < 0,05$). Le coefficient de détermination ($R^2 = 39\%$) explique en pourcentage les variations de la densité larvaire par celles de la température. Ce coefficient de détermination, bien au-dessous de la moyenne, signifie que la température n'explique pas à elle seule les variations de densités larvaires de *Culex pipiens* (tableau 3). Cette espèce serait soumise à l'influence d'autres paramètres physico-chimiques. La régression multiple nous a permis alors d'analyser les paramètres autres que la température. Si l'on se réfère à l'ACP établie antérieurement (figure 2b), d'autres éléments contribuent pour rendre compte de ces variations. En effet, la variation de densité de *Culex pipiens* selon les teneurs en DBO₅, en azote ammoniacal et en chlorures, est expliquée respectivement par 60 % ($r = 0,772$; $P < 0,05$), 25 % ($r = 0,499$; $P < 0,05$) et 35 % ($r = 0,592$; $P < 0,05$). Cette variation ne semble pas être sous l'influence de la turbidité ($R^2 = 12\%$) ou les MES ($R^2 = 10\%$) et encore moins par les teneurs en nitrates ($R^2 = 8\%$) ou le pH ($R^2 = 6\%$). L'oxygène dissous est corrélé avec la densité de population de façon négative ($r = -0,457$; $P < 0,05$) ainsi que les nitrates ($r = -0,278$; $P < 0,05$) tandis que les nitrites et la conductivité ne semblent pas avoir d'effet sur la den-

sité larvaire de l'espèce. La DBO₅ est donc le paramètre le plus important qui favorise la prolifération de *Culex pipiens*.

Pour examiner l'effet simultané de tous ces paramètres sur la densité de *Culex pipiens*, la régression linéaire multiple a permis d'évaluer l'effet de chaque facteur sur la densité lorsque les autres sont présents. Cependant, lorsque plusieurs paramètres sont interreliés, seuls ceux qui sont les plus associés à la densité de *Culex pipiens* restent dans le modèle. Dans cette analyse, l'équation de régression traduisant la relation entre les paramètres physico-chimiques et la densité larvaire est de la forme :

Densité de *Culex pipiens* par litre = $6,16 T (°C) + 27,53 pH + 0,95 DBO_5 + 1,10 N-NH_4 + 0,19 \text{ Turbidité} + 0,13 Cl^- - 385,92$

Il semble par ailleurs que lorsque ces paramètres sont réunis, la variation de densité de l'espèce est plus importante. Cette variation est déterminée par un coefficient R^2 élevé de l'ordre de 72 %. La statistique de Fischer vaut 55,70 et la probabilité attachée à cette valeur,

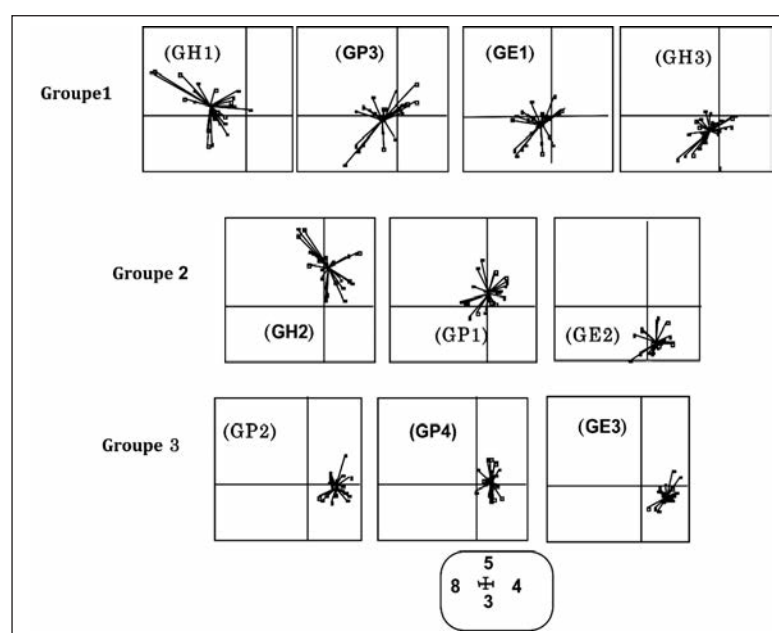


Figure 3 – Cartes factorielles F1 x F2 regroupées par gîtes.

Figure 3 – Factor maps F1x F2 gathered by biotope.

si les variations des densités larvaires de *Culex pipiens* n'étaient pas liées à l'ensemble des paramètres, est faible (0,01 %). La température jouerait un rôle important en modifiant les caractéristiques physico-chimiques de l'eau.

À partir de ces résultats, il ressort que la température joue un rôle important car elle modifie les caractéristiques physico-chimiques de l'eau particulièrement en été.

Dans notre étude, chacune des stations présente des gîtes où les caractéristiques physico-chimiques et hydrobiologiques sont différentes.

Discussion et conclusion

Les populations préimaginales de *Culex pipiens* semblent être influencées par des facteurs abiotiques comme la température car dans tous les gîtes étudiés, les densités larvaires les plus faibles sont observées en hiver (tableau 3). Ces résultats ne corroborent pas ceux de Subra (1973). En effet, cet auteur rapporte qu'une diminution de la température de l'eau est à l'origine de l'allongement de la vie des stades larvaires expliquant ainsi l'apparition de fortes densités préimaginales. Dans notre étude, le cycle de développement de

Culex pipiens pendant cette saison est interrompu dans certains gîtes épigés (Aïn-Smara, Didouche Mourad, El-Khroub et Zighoud Youcef) alors qu'il se poursuit dans les gîtes urbains hypogés. Cet arrêt hivernal de développement dans les gîtes à ciel ouvert a été observé par plusieurs auteurs (Roubaud 1933 ; Rioux *et al.* 1965b). Néanmoins, la présence de larves de *Culex pipiens* pendant la saison hivernale de l'année 1996-1997 à Aïn-Smara, à El-Khroub, dans GE1 et GE2 soulève bien des questions quant à l'influence de la température sur le cycle de développement. En effet, les prospections effectuées en hiver révèlent de faibles écarts de température entre le mois de l'année pendant lequel les densités sont nulles et le même mois de l'année suivante où des larves étaient présentes. C'est le cas du gîte d'Aïn-Smara dans lequel les larves sont absentes en février 1996 mais présentes en février 1997 (0,4 ind./l), alors que les températures sont respectivement de 8,3 °C et 7 °C. Ceci pose le problème du seuil selon lequel le cycle de développement larvaire serait effectivement interrompu. Ces résultats sur la présence de larves de *Culex pipiens* en hiver dans des biotopes extérieurs corroborent les travaux de Dancesco *et al.* (1975). Ces auteurs rapportent en effet que la présence d'une importante végétation dans les gîtes tamponne les fluctuations de la température, constituant ainsi des microclimats par-

Tableau 3 – Étude comparative moyenne, minimale et maximale des densités larvaires de *Culex pipiens* (sur 2 ans) dans chaque gîte.

Table 3 – Comparative study of mean, minimum and maximum of *Culex pipiens* larval densities obtained during 2 years in urban and periurban biotopes.

Gîtes \ <i>Culex pipiens</i>	Densités larvaires/l		Densités larvaires/l		Moyennes
	minima	mois	maxima	mois	
Aïn-Smara	0 0,4	février 1996 février 1997	142,4 145,2	août 1996 septembre 1997	52,03
El-Khroub	0 0,2	janvier-février 1996 janvier-février 1997	4,4 4,6	septembre 1996 juillet 1997	2,22
Didouche M.	0 0	février 1995 février 1997	410,4 407,4	août 1996 août 1996	134,80
Zighoud Y.	0 0	déc-janv-fév. 1995-1996 février 1997	16,8 14,8	octobre 1995 octobre 1997	3,28
GE1	0 3	mars 1996 février 1997	463 398	septembre 1996 septembre 1996	148,90
GE2	0 15	mars 1996 mars 1997	330 399	septembre 1996 octobre 1996	95,25
GE3	0 0	mars 1996 janv-fév-mars 1997	32 31	septembre 1995 août 1997	11,17
GH1	11 23	mars 1996 février 1997	811 621	septembre 1996 septembre 1997	264,20
GH2	2 11	février-mars 1996 janvier-février 1997	142 178	septembre 1996 août 1997	55,67
GH3	36 41	mars 1996 mars 1997	691 598	septembre 1996 septembre 1997	239,50

ticuliers, qui peuvent, dans le cas de *Culex pipiens*, favoriser le développement continu de l'espèce ou au moins son maintien dans le gîte pendant la saison froide. Ainsi, une végétation relativement importante en bordure du gîte d'El-Khroub et de Zighoud Youcef peut expliquer la présence de *Culex pipiens* toute l'année ; les bords du gîte Aïn-Smara présentent également une végétation, mais plus pauvre. Ceci ne semble pas être négligeable, car elle peut permettre le développement continu de ce moustique en créant un micro-climat favorable à son développement. Dans les gîtes hypogés dont l'accès est difficile, l'air est confiné. L'eau de ces gîtes est alors maintenue à une température favorable pour le développement de *Culex pipiens*. Rioux *et al.* (1965b) soulignent que les souches de *Culex pipiens* qui colonisent des gîtes hypogés où les écarts de température sont faibles, n'arrêtent pas leur développement en hiver. Inversement, la période estivale est associée à une importante prolifération de *Culex pipiens*. Selon Gaschen (1932), le développement larvaire est plus rapide lorsque la température de l'eau augmente. L'évolution larvaire observée durant cette période est due également à la nourriture disponible dans les gîtes (Cléments 1963 in Subra 1971). Par ailleurs, Subra (1973) souligne qu'en plus de l'influence des facteurs écologiques sur le développement larvaire, il y a l'attractivité des femelles gravides vis-à-vis d'un gîte pouvant expliquer la présence des stades larvaires. Selon Subra (1971), l'oviposition est déterminée par la structure même du gîte lequel peut être d'accès facile pour les femelles.

Concernant l'activité saisonnière de *Culex pipiens*, les données bibliographiques semblent contradictoires. En effet, Kirkpatrick (1925) n'évoque pas de période d'activité larvaire pour cette espèce alors que Gaud (1952) signale une explosion printanière. Une année plus tard, ce dernier auteur la considère automnale. Outre la température, d'autres facteurs abiotiques peuvent influencer l'installation et le développement préimaginal de *Culex pipiens*. Nous avons pu en effet confirmer par l'ACP que *Culex pipiens* affectionne les eaux polluées dont les taux d'azote ammoniacal, de DBO_5 et des chlorures sont particulièrement élevés. Cependant, cette pollution des eaux ne justifie pas à elle seule sa prolifération puisque les densités maximales s'observent dans ces milieux lorsque la température augmente, autrement dit en été. Ainsi, toute augmentation de la température accélère

considérablement la vitesse de dégradation de la matière organique présente dans l'eau, entraînant ainsi un déficit en oxygène (Hynes 1970 ; Bremond & Vuichard 1973 ; Leynaud & Verrel 1980). Cette situation, nous la retrouvons en été dans les gîtes pollués où les densités larvaires sont d'autant plus importantes que les taux en DBO_5 sont très élevés ($> 100 \text{ mg. l}^{-1}$). La présence de cette espèce dans des eaux particulièrement riches en matière organique a été signalée par Rioux (1958), Benkhalfate-El Hassar (1991), Bouallam (1992), Louah *et al.* (1995) et El Ouali Lalami *et al.* (2010).

Pour Macan (1981), tout réchauffement ou refroidissement du milieu peut perturber le cycle de développement de plusieurs insectes aquatiques notamment chez les culicidae (Kirkpatrick 1925 ; Gaud 1953 ; El Kaïm 1972). De ce fait, la température apparaît comme un élément important pour la survie, mais aussi pour la prolifération des moustiques. D'autre part, dans une population préimaginale dense, une température basse ralentit la vitesse de croissance des larves et des nymphes et entraîne alors une longévité plus grande de ces stades qui se traduit par le maintien de leurs densités à un niveau élevé (Subra 1971). Ceci peut expliquer les densités relativement élevées, observées en automne dans les gîtes où la température de l'eau baisse.

Les variations du pH dans les gîtes périurbains semblent être sous l'influence des saisons donc de la température. Dans ces gîtes, le pH est généralement plus élevé au printemps et parfois même en été à El-Khroub et Zighoud Youcef. Ces deux saisons coïncident avec la période de forte assimilation chlorophyllienne de la végétation située en bordure de ces gîtes et de la flore aquatique (algues filamenteuses du genre *Spirogira sp.*), utilisant le gaz carbonique disponible particulièrement la journée et faisant augmenter le pH avec précipitation des carbonates. Les augmentations du pH observées au printemps à Aïn-Smara et Didouche Mourad se traduisent probablement par un début de dégradation de la matière organique, car dans ces gîtes la végétation est certes présente mais relativement pauvre. Tout au long de la prospection, les diminutions de pH observées dans ces gîtes peuvent s'expliquer par une charge moins importante d'éléments nutritifs issus de la dégradation des matières organiques avec pour conséquence une diminution de la pro-

ductivité primaire. Elles peuvent s'expliquer aussi par les rejets urbains et industriels. Nos résultats ne corroborent pas avec ceux de De Alwis et Munasinghe (1971), ces auteurs soulignent en effet l'influence du pH sur le contrôle du développement larvaire, contrairement à nos investigations.

À l'instar de nos résultats, il semblerait que des teneurs élevées en matière organique constituent un facteur indispensable pour le développement larvaire de *Culex pipiens*. Rioux *et al.* (1965b) rapportent que de fortes concentrations en matière organique dans un gîte favorisent la croissance et la métamorphose de *Culex pipiens*. Pour Benkhalfate-El Hassar (1991), le rôle de la matière organique doit être défini avec précision, car elle peut être considérée comme un facteur stimulant le développement des stades préimaginaux mais, elle pourrait, selon sa qualité, être néfaste et favoriser le parasitisme de certains stades larvaires.

La plupart des travaux sur les gîtes larvaires de Culicidae ont amené leurs auteurs à étudier les caractéristiques physico-chimiques de l'eau pour identifier les facteurs favorables au développement des gîtes. Au Maroc, Trari (1991) emploie une analyse multidimensionnelle (analyse en composante principale) pour définir l'importance de deux paramètres dont l'action sur la répartition des espèces culicidiennes est incontestable. Il s'agit de la salinité et du pH de l'eau. Toutefois, cet auteur signale la préférence de *Culex pipiens* pour les eaux douces alors que Louah (1995) signale une inclination des larves de cette espèce pour les gîtes salés. Benkhalfate-El Hassar (1991) rapporte que la conductivité peut agir, soit comme facteur limitant lorsqu'elle est élevée, soit comme facteur stimulant au niveau de l'éclosion.

L'étude des variations des populations de *Culex pipiens* par le test de Newmann-Keuls montre qu'il y a de grands écarts de densités larvaires entre les gîtes. Une comparaison des densités moyennes relevées dans les gîtes périurbains met en évidence que celles d'Aïn-Smara et Didouche Mourad sont respectivement 44 fois et 63 fois plus élevées que celles d'El-Khroub ; 11 fois et 31 fois plus élevées que celles de Zighoud Youcef (en moyenne 44 individus/l pour le gîte Aïn-Smara ou 126 individus/l pour Didouche Mourad contre 2 individus/l dans El-Khroub et 4 individus/l dans Zighoud Youcef). Cette variation est due au fait que l'eau des gîtes de Didouche Mou-

rad et d'Aïn-Smara est particulièrement polluée par rapport à celle d'El-Khroub et de Zighoud Youcef. Ces derniers gîtes se caractérisent en effet par une eau relativement propre et bien oxygénée. Néanmoins, Didouche Mourad est un gîte dont la charge en matière organique est beaucoup plus élevée (en moyenne 74,48 mg.l⁻¹ O₂) que dans Aïn-Smara (en moyenne 38,09 mg.l⁻¹ O₂). Par ailleurs, la teneur de l'eau en ammoniacque, révélateur d'un milieu anaérobie, est 4 fois plus élevée dans Didouche Mourad que dans Aïn-Smara (en moyenne 39,78 mg.l⁻¹ N-NH₄ dans Didouche Mourad contre 9,51 mg.l⁻¹ N-NH₄ dans Aïn-Smara). Cette pollution organique ainsi que le manque d'oxygène sont les principales causes d'une pauvreté de la faune aquatique observée dans ces gîtes contrairement à El-Khroub et Zighoud Youcef qui se caractérisent par une faune plus riche, récoltée dans une eau de moindre pollution organique. En effet, l'eau de ces gîtes moins chargée en matière organique est plus oxygénée. Les larves de *Culex pipiens* trouvent alors dans les gîtes situés à Aïn-Smara et Didouche Mourad, les gîtes urbains épigés GE1, GE2 et dans tous les gîtes hypogés les conditions favorables à leur prolifération. Cette pullulation est particulièrement importante pendant la période estivale et s'effectue généralement en absence de compétition et de prédation. D'après Rioux *et al.* (1965b), une eau non polluée au début de la saison sèche et hébergeant une biocénose équilibrée renferme beaucoup moins de larves de *Culex pipiens* que lorsqu'elle devient polluée. Nos observations concordent avec celles de ces derniers auteurs qui indiquent que les larves de *Culex* sont rencontrées plus fréquemment dans des eaux riches en matière organique certes, mais aussi en ammonium, avec des températures élevées et une faible conductivité.

Au vu des paramètres étudiés, un gîte doit présenter une eau chlorée et polluée (riche en matière organique et en azote ammoniacal) pour permettre à ce moustique un développement rapide et atteindre par conséquent des densités élevées. Cette étude est l'une des premières tentatives biotypologique dans la région de Constantine. Elle devrait permettre d'adapter des moyens de lutte efficaces contre l'espèce *Culex pipiens*, principale nuisance de la région.

Références

- Anonyme, 1988. *Monographie de la wilaya de Constantine*. Minis. Hyd. de l'Env. et des Forêts, 1 : 117 p.
- Bendali F., 1989. *Étude de Culex anautogène, systématique et lutte bactériologique Thuringiensis israéliensis, sérotype H14. B. sphaericus 1593 et deux espèces d'hydracariens*. Thèse de magister en arthropodologie. Université d'Annaba, Algérie.
- Bendali F., 2006. *Étude bioécologique, systématique et biochimique des Culicidae (Diptera : Nematocera) de la région d'Annaba. Lutte biologique anticulicidienne*. Thèse de doctorat en biologie animale. Université d'Annaba, Algérie.
- Bendali F., Djebbar F., Soltani N., 2001. Efficacité comparée de quelques espèces de poissons à l'égard de divers stades de *Culex pipiens* L. dans des conditions de laboratoire. *Parasitica*. 57 (4) : 255-265.
- Benkhalfate-El Hassar C., 1991. *Cartographie de Culex pipiens (Diptera, Culicidae) en milieu urbain (ville de Tlemcen) ; recherche des causalités de la dynamique démographique des stades préimaginaux*. Thèse de magistère. Université Tlemcen, 143 p.
- Berchi S., 2000. Résistance des certaines populations de *Culex pipiens* L. au malatien à constantine (Algérie). *Bull. Soc. Ent. France* 105(2) : 125-129.
- Bouallam S., 1992. *Le paludisme et les moustiques dans la région de Marrakech. Écologie et cycles biologiques des espèces culicidiennes*. Thèse 3^e cycle. Université Marrakech, 115 p.
- Boudjelida H., Bouaziz A., Soin T., Smaghe G., Soltan N., 2005. Effects of ecdysone agonist halofenozide against *Culex pipiens*. *Pestic. Biochem. Physiol.* 83 : 115-123.
- Bouroche J.M. & Saporta G., 1994. *L'analyse des données*. Paris, PUF, coll. « Que sais-je », n° 1854, 6^e édition, 127 p.
- Bremond R. & Vuichard R., 1973. *Les paramètres de la qualité des eaux*. Paris, La Documentation française, 173 p.
- Brunhes J., Rhaim A., Geoffroy B., Angel G. & Hervy J. P., 1999. Les moustiques de l'Afrique méditerranéenne. Logiciel d'identification et d'enseignement, Montpellier (France), Institut de recherche et de développement.
- Chessel D. & Doledec S., 1992. *Analyses multivariées et expression graphique des données expérimentales. Écologie des eaux douces et des grands fleuves*. URA CNRS 1451, Université Claude Bernard, Lyon I : 16 fiches pratiques.
- Coffinet T., Rogier C. & Pages F., 2009. Évaluation de l'agressivité des anophèles et du risque de transmission du paludisme : méthodes utilisées dans les armées françaises. *Med Trop.* 69 : 109-122.
- Croset H., Papierok B., Rioux J. A., Gabinaud A., Cousserans J. & Arnaud D., 1976. Estimates of larval population of culicid mosquitoes: comparison of "capture – recapture", "removal" and "Dipping" methods. *Ecolog., Ent.* 1 : 251-256.
- Dancesco P., Chadli A., Kchouk M. & Horak M., 1975. À propos d'un biotope saisonnier hivernal de « *Culex pipiens autogenicus* ». *Bull. Soc. Path. Exot.* 68 : 503-507.
- De Alwis R.E. & Munasinghe C.H., 1971. Hydrogen-ion concentration in breeding habitats of *Culex pipiens* Fatigam (Wied.) and associated mosquitoes. *Bull. Org. mond. Santé* 45 : 853-854.
- El Kaïm B., 1972. Contribution à l'étude écologique et biologique des Culicides *Aedes detritus* Haliday, *Aedes caspius* Pallas. *Soc. Nat. et Phy., Maroc* 52 (3-4) : 197-204.
- El Ouali Lalami A., El Hilali O., Benlamlih M., Merzouki M., Raiss N., Ibensouda Koraichi S. & Himmi O., 2010. Étude entomologique, physico-chimique et bactériologique des gîtes larvaires de localités à risque potentiel pour le paludisme dans la ville de Fès. *Bulletin de l'Institut scientifique, Rabat*, section Sciences de la vie n° 32 (2) : 119-127.
- Faraj C., Elkohli M., Lyagoubi M., 2006. Cycle gonotrophique de *Culex pipiens* (Diptera : Culicidae), vecteur potentiel du virus West Nile, au Maroc : estimation de la durée en laboratoire. *Bull. Soc. Path. Exot.* 99 (2) : 119-121.
- Gaschen H., 1932. Influence de la température et de la diminution larvaire sur le développement de *Culex pipiens* (race autogène). *Bull. Soc. Path. Exot.* 25 : 577-581.
- Gaud J., 1952. Données sur la biocénose culicidienne de quelques gîtes du Gharb en 1952. *Bull. Inst. Hyg. Maroc* 12 (1-2), 6 pl.: 55-72.
- Gaud J., 1953. *Notes biogéographiques sur les Culicides du Maroc*. Archives Institut Pasteur, Maroc, IV(7) : 443-490.
- Gouet J.P. & Philipeau G., 1986. Logiciel de statistique. Institut. Technologique des céréales et des fourrages. Montpellier, France.
- Guyatt H.L., Dnow R.W. & Evans D.B., 1999. Malaria epidemiology and economics effects of delayed immune acquisition on the cost effectiveness of insecticide treated bed nets. *Tans. R. Soc. Lon. B.* 345 : 827-835.
- Handacq N., 1995. *Les Aedes de la Tunisie : contribution à l'étude bioécologique de deux espèces halophiles : Aedes detritus Haliday, 1833 et Aedes caspius Pallas, 1771 (Nematocera, Culicidae)*. Mémoire de DEA, Fac. Sci. Tunis, 112 p.
- Harrack M. E., Guenno B. & Guenno P., 1997. Isolement du virus West Nile au Maroc. *Virologie* 1 : 248-249.
- Hassaine K., 2002. *Bioécologie et biotypologie des culicidae de l'Afrique méditerranéenne. Biologie des espèces les plus vulnérantes (Ae. caspius, Ae. detritus, Ae. mariae et C. pipiens) dans la région occidentale algérienne*. Thèse de doctorat ès sciences. Université de Tlemcen.
- Hubalek Z. & Halouzka J., 1999. West Nile fever a re-emerging mosquito borne viral disease in Europe. *Emerg Infect Dis.* 5 : 643-650.
- Hynes H.B.N., 1970. *The ecology of running waters*. Liverpool, Liverpool University Press, 555 p.
- Kerboua F. & Merniz N., 1997. Contribution à l'impact de quelques paramètres physico-chimiques des eaux, sur la prolifération des Culicidae (Diptera) en zone périurbaine (wilaya de Constantine). *Cas particulier de Culex pipiens* L. Mém. d'ing. d'État en écologie. Université de Constantine, 72 p.
- Kirkpatrick T.W., 1925. *The mosquitoes of Egypt*. Government Press, Cairo, 224 p.
- Knight K. L., 1951. A review of the *Culex pipiens* complex in the Mediterranean subregion. *Trans. R. ent. Soc. Land.* 102 : 354-364.
- Laouabdia-Sellami N., 1992. *Lutte biologique contre Culex pipiens pipiens (Diptera Culicidae) : effet de la reculture et de la conservation de Bacillus sphaericus sur la toxicité à l'égard des moustiques*. Mémoire de magister en biologie et physiologie des

- invertébrés, option arthropodologie. ISN, Université Annaba.
- Le Guenno B., Bougermouh A., Azzam T., Bouakaz R., 1996. West Nile: a deadly virus? *The Lancet* 348: 1315.
- Leynaud G. & Verrel J.L., 1980. Modifications du milieu aquatique sous l'influence des pollutions. In Pesson P. (ed.), *La pollution des eaux continentales, incidences sur les biocénoses aquatiques*. Paris, Gauthier-Villars : 1-28.
- Louah M. A., Ramdani M., Saoud Y., Mahjour J., 1995. Biotypologie de la faune culicidienne de la péninsule de Tingitane. *Bull. Inst. Sci. Rabat*, n° 19 : 93-102.
- Lounaci Z., 2003. *Biosystématique et bioécologie des Culicidae (Diptera : Nematocera) en milieux rural et agricole*. Thèse de magister en sciences agronomiques, option entomologie appliquée. INA, El Harrach.
- Macan T. T., 1981. Modification of populations of aquatic invertebrates and the quality of water. In : Hoestland H. (ed.), *Dynamique de population et qualité de l'eau*. Paris, Gauthier Villars : 161-192.
- Mestari N., 1997. *Les peuplements culicidiens de la ville de Mohammedia et des régions avoisinantes : caractérisation hydrologique et hydrochimie des principaux gîtes dynamiques spatio-temporelle*. Thèse 3^e cycle, option écologie animale. Université Mohammed V, Rabat, 138 p.
- Metge G., 1986. *Étude des écosystèmes hydromorphes (Daya et Merja) de la Meseta occidentale marocaine : typologie et synthèse cartographique à objectif sanitaire appliquée aux populations d'Anopheles labranchiae (Falleroni, 1926), (Diptera, Culicidae, Anophelinae)*. Thèse doctorat ès sciences. Université de droit d'économie et des sciences d'Aix-Marseille, 280 p.
- Rehimi N., 1993. *Activité biologique de trois molécules dérivées de la benzoylurée (Dart, Andalin, Alsystin) à l'égard de Culex pipiens pipiens*. Thèse de magister en biologie et physiologie des invertébrés, option arthropodologie. ISN Université Annaba.
- Rioux J.-A. & Arnold M., 1955. Les culicides de camargue (étude systématique et biologique). *La terre et la vie, revue d'histoire naturelle* 4 : 244-246.
- Rioux J.-A., Juminer B., Kchouk M. & Croset H., 1965a. *Présence du caractère autogène chez Culex pipiens pipiens L. dans un biotope épigé de l'île de Djerba*. Archives de l'Institut Pasteur de Tunis 42 : 1-8.
- Rioux J.-A., 1958. *Les Culicides du « midi méditerranéen »*. Paris, Le Chevalier, 303 p.
- Rioux J.-A., Croset H., Gras G., Juminer B. & Tesson G., 1965b. *Les problèmes théoriques posés par la lutte contre Culex pipiens L. dans le sud de la France*. Archives de l'Institut Pasteur de Tunis 42 : 473-501.
- Rodier J., 1984. *Analyse de l'eau : eaux naturelles, eaux résiduaires, eaux de mer*. Paris, Dunod/Bordas Technique, 1 365 p.
- Roubaud E., 1929. *Cycle autogène d'attente et générations hivernales suractives inapparentes chez le moustique commun Culex pipiens L.C.R.* Acad. Sci., Paris 188 : 735-738.
- Roubaud E., 1933. Essai synthétique sur la vie du moustique commun *Culex pipiens*. *Ann. Sc. Nat. Zoologique*, 163 p.
- Roubaud E., 1939. Le pouvoir autogène chez le biotope nord-africain du moustique commun *Culex pipiens*. *Bull. Soc. Path. Exot.* 28 : 443-445.
- Samina I., Margalit J. & Peleg J., 1986. Isolation of viruses from mosquitoes of the Negev, Israel. *Trans. R. Soc. Trop. Med. Hyg.* 80: 471-472.
- Savage H.M. & Miller B., 1995. House Mosquitoes of the U.S.A., *Culex pipiens* Complex. *Wing Beats* 6: 8-9.
- Savage H.M., Ceianu C., Nicolescu G., Karabatsos N.I.R. et al., 1999. Entomologic and avian investigations of an epidemic of West Nile fever in Romania in 1996, with serologic and molecular characterization of a virus isolate from mosquitoes. *Am. J. Trop. Med. Hyg.* 61: 600-611.
- Schuffenecker I., Peyrefitte C.N., El Harrak M., Murri S., Leblond A. & Zeller H.G., 2005. West Nile virus in Morocco, 2003. *Emerg. Infect. Dis.* 11: 306-309.
- Senevet G. & Andarelli L., 1959. Les moustiques de l'Afrique du Nord et du bassin méditerranéen : les genres *Culex*, *Uranotaenia*, *Theobaldia*, *Orthopodomyia* et *Mansonia*. *Encyclopédie entomologique*. Paris, Lechevalier, 384 p.
- Sinegre G., Jullien J.-L., Crespo O., 1976. Résistance de certaines populations de *Culex pipiens* (L.) au Chlorpyrifos (Dursban) en Languedoc-Roussillon (France). *Cah. ORSTOM, sér. ent. méd. et parasitol.* XIV(1) : 49-59.
- Subra R., 1971. Études écologiques sur *Culex pipiens fatigans* Wiedmann, 1828 (Diptera, Culicidae) dans une zone urbaine de savane soudanienne ouest-africaine. *Dynamique des populations préimaginales*. *Cahier ORSTOM, Service entomologie médicale et parasitologie* 9 : 73-102.
- Subra R., 1973. Études écologiques sur *Culex pipiens fatigans* Wiedmann, 1828 (Diptera, Culicidae) dans une zone urbaine de savane soudanienne ouest-africaine. *Dynamique des populations imaginales*. *Cah. ORSTOM, ent. méd. et parasitol.* 11 : 79-100.
- Thioulouse J., Dolédec S. & Chessel D., 1995. Ade software: multivariate analysis and graphical display of environmental data. In : Guariso G. & Rizzoli A., *Software per l'ambiente*. Bologne, Patron: 57-62.
- Thioulouse J. & Chessel D., 1997. ADE-4 Multivariate analysis and graphical display software. *Statistics Comput.* 7 (1): 75-83.
- Trari B., 1991. *Culicidae (Diptera) : catalogue raisonné des peuplements du Maroc et étude typologique de quelques gîtes du Gharb et de leurs communautés larvaires*. Thèse de 3^e cycle. Univ. Med V, faculté des sciences, Rabat, 209 p.
- Vermeil C., 1955. *Nouvelle contribution à l'étude du complexe Culex pipiens en Tunisie*. Archives de l'Institut Pasteur de Tunis 32 : 137-145.
- Weill M., Duron O., Labbé P., Berthomieu A., Raymond M., 2003. La résistance du moustique *Culex pipiens* aux insecticides. *M/S* 12 (19).
- Zientara S., Dufour B., Moutou F., Guitteny B., 2001. Le point sur l'épizootie française de West Nile en 2000. *Bulletin épidémiologique de l'Afssa* n° 1 : 1-2.

Effects of abiotic stress on the germination of *Pennisetum dichotomum*

Effets de stress abiotiques sur la germination de Pennisetum dichotomum

Chiraz CHAFFEI HAOUARI^{1,*}, Afef HAJJAJI NASRAOUI¹,
Houda GOUIA¹, Ali HAOUARI²

1. Faculté des sciences Tunis, Dép. Biol., Unité de recherche

2. Institut des régions arides Mednine (INRA)

*Corresponding author:

Université Tunis El Manar, Campus universitaire,

Faculté des sciences de Tunis, Dép. biol.,

Unité de recherche : nutrition et métabolisme azotés et protéines de stress,

El Manar I, 1060 Tunis-Tunisia

Mail: chiraz_ch2001@yahoo.fr; Fax: 216 71 885 480

Abstract

Seeds germination of *Pennisetum dichotomum* was tested for three alternating temperatures (10, 25, 35 °C) at different hydric potentials (0, -1, -3, -7, -10 and -16 bar) applied with different concentrations of sodium chloride (0-3-6-12 or 15g/l of NaCl). The highest germination parameters (germination rate, germination percentage) were obtained with no osmotic potential (0 bar) under 25 °C. Germination rate decreased progressively with increasing NaCl dose, and the lower value of this parameter was reached with 15g/l of NaCl. Compared to control (0g/l of NaCl) *P. dichotomum* seeds, the radical length (RL) and the hypocotyl length (HL) of the NaCl-treated ones were severely decreased at 12 and 15g/l concentrations. In another way, seedling growth of *P. dichotomum* was shown more sensitive than germination seeds to salinity stress.

Introduction

Plant growth and productivity are adversely affected by various abiotic and biotic stress factors (Hasegawa *et al.* 2000). Plants are frequently exposed to many stress conditions such as low temperature, salt, drought, flooding, heat, oxidative stress and heavy metal

toxicity. Excessive salinity and drought are the most important environmental factors that greatly affect plant growth and productivity worldwide. Osmotic and water stresses cause pleiotopic effects, and stress tolerance is a complex and polygenic trait that involves morphological, physiological, as well as biochemical changes.

P. dichotomum is a fountain grass and an attractive perennial grass with a densely clumped growth form and erect stems that grow 2 to 3 feet high. The small flowers of *P. dichotomum* are grouped in pink or purple, bristly, upright inflorescences 6-15 inches long. Fruits are small, dry achenes adorned with long showy bristles. *P. dichotomum* plants are constantly confronted with various biotic and abiotic stress factors such as low or high temperature, salt, drought, flooding, heat, oxidative stress and heavy metal toxicity (Tuteja *et al.* 2010)

Pennisetum dichotomum is a highly aggressive, fire-adapted colonizer that readily outcompetes native plants and rapidly reestablishes after burning. *P. dichotomum* is a Native range of Northern Africa. Among important factors, water availability and temperature determine whether or not dispersed seeds germinate (Sloan 2009). Under favorable conditions (water, temperature), the seed begins to

Keywords: germination rate, hydric potential, salt stress.

germinate and the embryonic tissues development towards a seedling.

One of the most important abiotic factors limiting plant germination and early seedling stages is water stress brought about by drought and salinity (Mantovani & Iglesias 2010). However, the presence of salt in the medium culture cause inhibitory effects on the seed's water uptake and retard and/or suppress germination (Alatar 2011). Salinity and drought affect the plants in a similar way reducing water potential (Legocka & Kluk 2005). Water stress acts by decreasing the percentage and rate of germination and seedling growth. The detrimental effects of NaCl on seeds germination are a consequence of both a water deficit resulting in osmotic stress and the effects of excess sodium ions on key biochemical processes. Seed germination and early seedling growth are critical stages for the establishment of plant populations under saline conditions (Srivastava *et al.* 2000). Plants differs in their upper limit of salinity tolerance as the increase in salinity concentration usually delays and reduces seed germination (Srivastava *et al.* 2000). The degree to which salinity affects germination by an osmotic effect or specific ion toxicity and whether salt tolerance varies in different species is still a subject of studies (Pilar *et al.* 2011).

The temperature variations have a major impact on a number of processes which regulate seed germination, including membrane permeability and the activity of membrane-bound as well as cytosolic enzymes (Ajmal Khan & Gulzar 2003) and its interaction with the variable soil water content in the surface layers of the soil. By consequence salinity-temperature interaction, determines seed germination pattern in many salt affected environments. Despite the importance of *Pennisetum dichotomum*, there is no available information on its autecology, and most drought resistant grasses of the Tunisia desert. The aim of this study is to investigate the effects of osmotic stress generated by NaCl and depth with temperature on germination characteristics (germination period and germination percentage) and seedling growth of *Pennisetum dichotomum*.

Materials and methods

Pennisetum dichotomum is a graminous (Mian 2003) grasses which inflorescence is a dense, spicate, terminal panicle. This is a useful grazing plant, much browsed by camels (Mandaville 1990).

Seeds of *P. dichotomum* were collected during April, 2009, from naturally growing stands in the sandy soil of Mednine- South of Tunisia. Seeds were separated from inflorescences and stored dry at 4°C. During September 2009, stored seeds were sterilized with 0.5% sodium hypochlorite solution for 1 min and washed twice with distilled water.

Effect of temperature on germination

Seeds were germinated on double-layered with Whatman No. 1 filter papers placed in 10cm diameter plastic dishes. Seeds were placed (30 seeds per Petri dishes) in a growth chamber (26°C/70% relative humidity during the day, 20°C/90% relative humidity during the night). The photoperiod was 16 h daily with a light irradiance of $150 \mu\text{mol m}^{-2} \cdot \text{s}^{-1}$ at the canopy level. All of the Petri dishes were kept in dark incubators maintained at room temperature at four alternating night and day temperature regime (10, 25 and 35°C) representing the seasonal common temperatures prevailing in some selected meteorological stations in south Tunisia (Mednine: 33° 20' 56.27" N, 10° 29' 41.26" E).

Effect of depth

In the nature, every sort is characterized by an optimal depth of sowing. This optimal depth depends on intrinsic characteristics of the semen. The basic rule is to sow a seed in a depth equal to 2-5 times the diameter (Seabloom 2007). In the present experiment six values of depth were tested: 1, 2, 3, 4, 5 and 6 cm.

Effect of water potential and NaCl doses

Seeds were submitted to germination using osmotic potentials (0, - 0.2, - 0.4, - 0.6 and - 0.8 MPa) of sodium chloride solutions according to Murillo-Amador *et al.* (2002). Twenty-five seeds were germinated on double-layered with Whatman No. 1 filter papers

placed in 10 cm diameter plastic dishes. The filter papers were moistened daily with the five different concentrations of the extracts used. Control experiments whose filter papers were moistened with distilled water were set (30 seeds each). Each experiment was replicated four times. All Petri dishes were kept in dark incubators maintained at room temperature at 15/25 °C. Germination was monitored daily. The germinated seeds were recorded every day for a period of 14 days after sowing. Seeds were considered germinated when the radical had protruded 2 mm through the seed coat. After 14 days of incubation, germination was expressed as the Final Percentage of Germination (FG%) and Rate of Germination (germination time) (GR) was calculated by seeds day.

Statistical analysis

Averages of the main effects and their interactions were compared using the revised Least Significant Difference test (LSD) at 0.05 level of probability (Tukey test).

Results

Germination rate: the percentage of germination was the lowest at 10 °C (25%). It reached its maximum at 25 °C (80%) (Fig. 1A). Germination in the control started on day 10 under 25 °C (Fig. 1B).

The percentage of germination decreased with the increase of the osmotic potential especially at -7 bar (Fig. 2). It reached its maximum at 0 and at -1 bar, 100-98% respectively (Fig. 2A). The delay before germination severely increased at -7 bar (Fig. 2B). The germination was influenced by the soil depth (Fig. 3). Although the lowest depth (1-2cm) tested was suboptimal (100% of germination Fig. 3A). In contrast, highest soil depth (5cm), caused germination inhibition and seeds buried at 6cm showed no emergence (Fig. 3B).

The highest germination rate (98%) was observed at 0.0g/l NaCl. The lowest germination rate (22%) occurred under 15g/l (Fig. 4A). Germination treatment under NaCl 0.0-3.0 g/l started on day 1 (Fig. 4B).

The Rate of Germination (RG) of *P. dichotomum* under 12g/l NaCl was 42% at day -8, then no radical and no hypocotyl length can

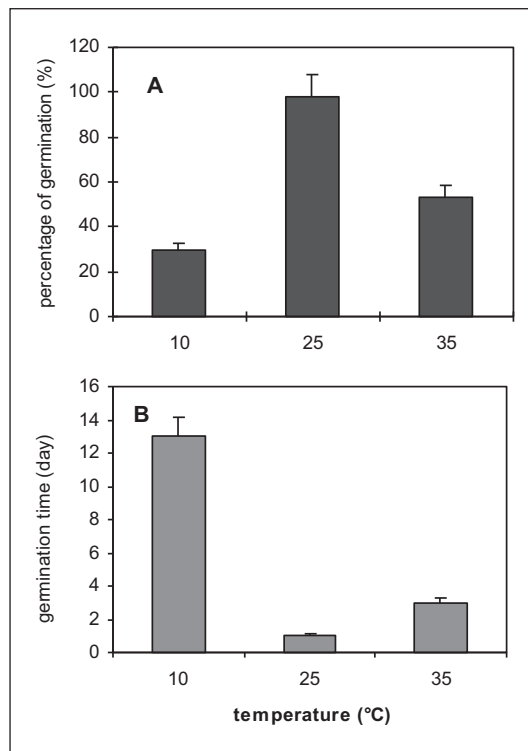


Figure 1 – Percentage of seed germination of *Pennisetum dichotomum* (A) and germination time (B) in response to three temperature values.

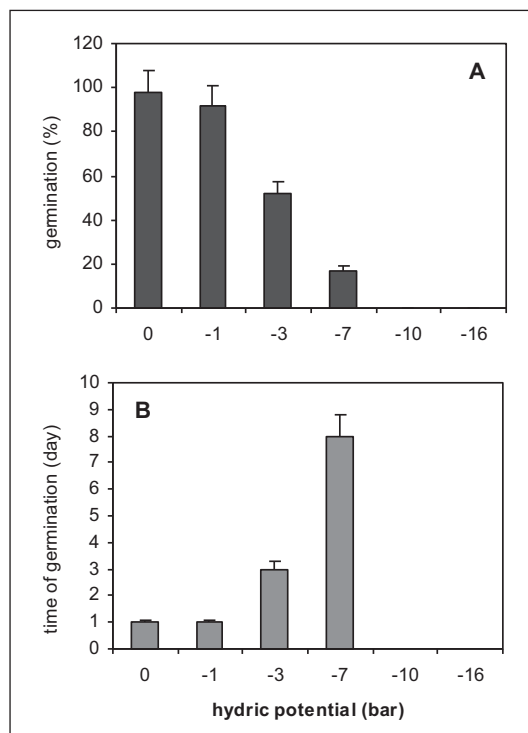


Figure 2 – Percentage of seed germination of *Pennisetum dichotomum* (A) and germination time (B) in response to hydric potential values.

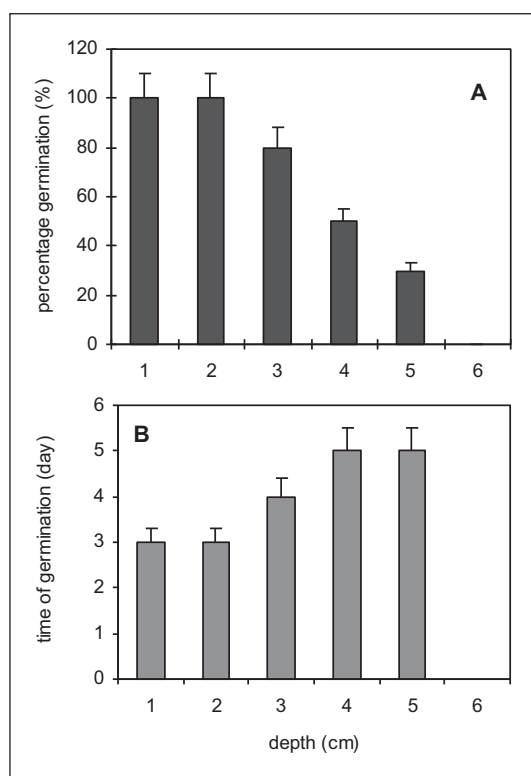


Figure 3 – Percentage of seed germination of *Pennisetum dichotomum* (A) and germination time (B) in response to depth values.

be measured (Fig. 4C). Increasing NaCl concentration in the growth medium had a highly significant ($p < 0.0001$) adverse effect on the mean time germination in *P. dichotomum*. Interactions among all the factors (temperature, salinity, water potential, depth) were statistically non significant with respect to germination percentage. Water deficit affected the germination of seed and the growth of seedlings negatively. The highest radical length was recorded in the control treatment it reached 60.60 mm. The radical length decreased by increasing osmotic potential of NaCl. The reduction in the RL at the moderate and highest dose of NaCl (3.0 and 9.0 g/l) varied between 35.40 and 5.00 mm.

The degree of retardation increased with the increase of NaCl concentration. The highest growth appeared in the control treatment reaching 50.60 mm. The hypocotyl length severely decreased at 9g/l of NaCl with a size of 3.20 mm. No growth of the HL was obtained of *P. dichotomum* at 12.0 and 15 g/l of NaCl (Fig. 4C).

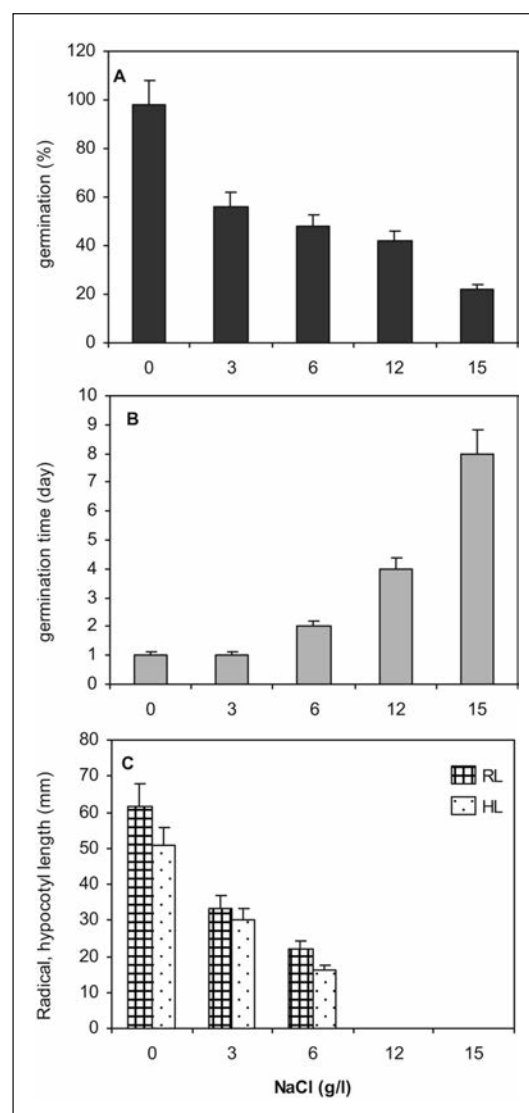


Figure 4 – Percentage of seed germination of *Pennisetum dichotomum* (A), time of germination (B) and radical and hypocotyl length (C) in response to NaCl doses.

Discussion

We found significant differences in germination percentage between incubation temperatures treatments. When seeds were moistened with deionized water of *P. dichotomum* the percentage of germination was at its maximum around 25°C. These results suggest that *Pennisetum dichotomum* is able to germinate in desert regions between mid-spring and mid-autumn compared to *Pennisetum divisum* which germinated in Sahara at all season (Akhterand & Arshad 2006). We found *P. dichotomum* very sensible to water deficit

caused by salt present in growth medium. Al Kkatee (2006) found this specie adapted to the dry climate of desert zones, temperature and salinity which are the major factors that influence its seed germination.

The germination percentage of *P. dichotomum* showed a net decrease under osmotic potential stress conditions, germination was very low at -7.0 bar and no germination occurred at -10.0 and -16.0 bar.

The reduction of germination rate under salinity stress condition has been described by numerous authors (Azhdari *et al.* 2010). The inhibitory effects of NaCl on seed germination could be due to its direct affect on the growth of the embryo (Al Khatee 2006). Alternatively, NaCl may also increase the osmotic potential of the media causing inhibitory effects on seed imbibition (Almansouri *et al.* 2001).

Water deficit, induced by NaCl, reduced significantly shoot and root length, especially at 9.0 g/l. When seeds were moistened with 12.0 and 15.0 g/l NaCl for 8 days, the seeds of *P. dichotomum* completely we found no germination. NaCl may be an inhibitory of the activities of some enzymes that may play critical roles in seed germination (Saha *et al.* 2010; Wang *et al.* 2011). Water uptake declined rapidly when NaCl solution was added at high concentrations. The first phase of water uptake by the seeds involves movement of water into the free space and does not depend on the osmotic potential of the surrounding solution (Mekhbordoran *et al.* 2009). The second slower linear phase of water uptake involves the movement of water across cell membranes into the cells of the seeds and is determined by the difference between the osmotic potential of the seed and that of the medium (Bewly 1994).

The germination percentage and rate of germination in the *P. dichotomum* -treated seeds decreased with the increase of the osmotic potential, NaCl concentration and also varied significantly with temperature treatments.

This result corroborates other studies showing that osmotic stress primarily reduces rate of germination rather than germination percentage. It is assumed that germination rate and the final seed germination decrease with the decrease of the water movement into the seeds during imbibitions. Salinity stress can affect seed germination through osmotic effects percentage (Murillo-Amandor *et al.* 2002).

Salt induced inhibition of seed germination could be attributed to osmotic stress or to specific ion toxicity (Kaya *et al.* 2005). Germination percentage also significantly decreased as the level of salinity of the medium increased. Jamil *et al.* (2006, 2007) found that the mean time to germination of almost all vegetables species increased with the addition of NaCl and this increase in was greater in higher concentration as compared to low concentration. The reduction in root and shoot development may be due to toxic effects of the NaCl used as well as unbalanced nutrient uptake by the seedlings. High salinity may inhibit root and shoot elongation due to slowing down the water uptake by the plant may be another reason for this decrease (Jamil *et al.* 2007). The results of this study showed a greater reduction of HL and RL in comparison to germination phase with the increase of the osmotic potential with NaCl. In addition, this work suggested that cell division, which is a post-germination phenomenon responsible for seedling elongation and development, is more sensitive to the NaCl compared to cell expansion, which drives germination.

Conclusion

The germination and early seedling growth stages of *P. dichotomum*, showed different responses to water stress induced by NaCl. However, early seedling growth was more sensitive than germination to water stress induced by salinity. Results also indicated that seed germination of *P. dichotomum* is more resistant than seedling growth to osmotic potential indicating that the seeds of the specie are efficient in osmotic adjustment face to soluble salts.

References

- Ajmal Khan A. & Gulzar S., 2003. Light, salinity, and temperature effects on the seed germination of perennial grasses. *American. J. Bot.* 90: 131-134.
- Akhter R. & Arshad M., 2006. Pakistan. Arid rangelands in the Cholistan Desert (Pakistan). *Science et changements planétaires* 17(1): 210-217.
- Alatar A.A., 2011. Effect of temperature and salinity on germination of *Achillea fragrantissima* and *Moringa peregrina* from Saudi Arabia. *African. J. Biot.* 10: 3393-3398.
- Al-Khatee S.A., 2006. Effect of salinity and temperature on germination, growth and ion relations of

- Panicum turgidum* Forssk. *Bioresource Technology* 97: 292-298.
- Almansouri A., Kinet J.M. & Lutts S., 2001. Effect of salt and osmotic stresses on germination in durum wheat (*Triticum durum*). *Plant. Soil.* 321(2): 243-254.
- Azhdari G.H., Tavili A. & Zare M.A., 2010. Effect of various salts on the germination of two cultivars of *Medicago sativa*. *Frontiers of Agriculture in China* 4(1): 63-68.
- Bewly J.D., 1994. Seed germination and dormancy. *Plant. Cell.* 9(7): 1055-1066.
- Hasegawa P.M., Bressan R.A., Zhu J.K. & Bohnert H.J., 2000. Plant cellular and molecular dismutase: improved assays and an assay applicable responses to high salinity, *Annu. Rev. Plant Physiol. to acrylamide gels, Anal. Biochem.* 44: 276-287. *Plant Mol. Biol.* 51: 463-499.
- Jamil M., Lee D.B., Jung K.Y., Ashraf M., Lee S.C., Rha E.S., 2006. Effect of salt stress on germination and early seedling growth of four vegetables species. *J. Central European Agriculture* 7(2): 273-282.
- Jamil M., Rehman S., Lee K.J., Kim J.M., Kim S.H. & Rha E.S., 2007. Salinity reduced growth PS2 photochemistry and chlorophyll content in radish. *Piracicaba* 64(2): 11-118.
- Kaya M.D., Okçu G., Atak M., Cikili Y. & Kolsarici O., 2005. Seed treatments to overcome salt and drought stress during germination in sunflower (*Helianthus annuus*). *European. J. Agronomy* 24(4): 291-295.
- Legocka J. & Kluk A., 2005. Effect of salt and osmotic stress on changes in polyamine content and arginine decarboxylase activity in *Lipinus lueus* seedlings. *J. Plant. Phys.* 162(6): 662-668.
- Mandaville J.P., 1990. *Flora of Eastern Saudi Arabia*. London & New York, Kegal Paul International, jointly with the National Commission for Wildlife and Development, Riyadh, *J. Tropical. Eco.* 7: 414-415.
- Mantovani A., Ricardo R. & Iglesias A.R., 2010. The effect of water stress on seed germination of three terrestrial bromeliads from restinga. *Rev. bras. Bot.* 33(1): 201-205.
- Mekhbordan F., Nabavi-Kalat S.M. & Sadrabadi-Haghighi R., 2009. Effect of temperature, iso-osmotic concentration of NaCl and PEG agents on germination and some seedling growth yield components in rice (*Oryza sativa*). *Asian. J. Plant. Sci.* 1682-3974.
- Mian A., 2003. On biology of bustard in Balochistan, Pakistan: Phytosociological analysis. *Pakistan. J. Biol. Sci.* 6: 1282-1295.
- Murillo-Amador B., Lopez-Aguilar R., Kaya C., Larrinaga-Mayora J. & Flores-Hernandez A., 2002. Comparative effect of NaCl and polyethylene glycol on germination emergence and seedling growth of cowpea. *J. Agronomy and crop science* 188(4): 235-247.
- Pilar A., Arancha A., Pilar L. & Juan A.M., 2011. Early Detection of Salt Stress Tolerance of Prunes Rootstocks by Excised Root Culture. *American Society for Horticultural Science* 46(1): 80-85.
- Saha P., Chatterjee P. & Biswas A.B., 2010. NaCl pretreatment alleviates salt stress by enhancement of antioxidant defense system and osmolyte accumulation in mungbean. *Indian. J. Exp. Bio.* 48: 293-300.
- Seabloom E. W., 2007. Composition and the stability of restored grassland communities. *Ecol. Appl.* 17: 1855-1876.
- Sloan N.L., 2009. Control of nonnative plants in natural areas of Florida. University of Florida IFAS extension. Book store, P34.
- Srivastava S., Mishra S., Tripathi R.D., Dwivedi S. & Gupta D.K., 2000. Copper induced oxidative and phytochelatins in *Hydrilla verticillata*, Aquatic Toxicology, Effects of seed size and emergence time on tree seedling establishment: importance of developmental constraints. *Oecologia* 123(2): 208-215.
- Tuteja N., Umate U. & Tuteja R., 2010. Conserved thiorodoxin fold is present in *Pisum sativum* L. sieve element occlusion-1 protein. *Plant signaling behavior* 5(6): 623-628.
- Wang B., Zhang J., Xia X. & Zhang W.H., 2011. Ameliorative effect of brassinosteroid and ethylene on germination of cucumber seeds in the presence of sodium chloride. *Plant Growth Regulation*: 1-7.

Pilot study of genetic relatedness in a solitary small carnivore, the weasel: implications for kinship and dispersal

Étude pilote de la parenté génétique chez un petit carnivore solitaire, la belette : implications pour la parenté et la dispersion

Caterina MAGRINI¹, Michele CENTO², Emiliano MANZO¹,
Massimo PIERPAOLI³, Livia ZAPPONI², Roberto COZZOLINO¹

1. Ethoikos, Radicondoli, Siena, Italy

2. Animal and Human Biology Department, La Sapienza University, Roma, Italy

3. NGB Genetics, Ferrara, Italy

Corresponding author: Drs Caterina Magrini

E-mail: caterina.magrini@gmail.com

Abstract

Few researches have been carried out on wild populations of small carnivores involving animals live trapping. Problems in field data collection make spatial and reproductive dynamics of these species still not understood. This research used data about only 14 live trapped individuals, because of the quoted problems, nevertheless results showed important and preliminary considerations on this topic. In the study, genetic microsatellite methodology applied to natural weasel population produced data on kinship and dispersal patterns. All the 11 microsatellite analyzed loci were found polymorphic, with an average number of alleles per locus of 5.36; estimated expected heterozygosity H_e (0.62) is at the highest end of the range of other *Mustela* species. No significant deviations from Hardy-Weinberg equilibrium were found ($p \geq 0.05$). The analysis of genetic kinship showed no full siblings and only one parent-offspring pair: so only 1.09% of the total possible pair wise comparisons (91) showed close genetic kinship. The proportion of related animals from the sampled population was 14,2%.

Introduction

The weasel (*Mustela nivalis*, Linnaeus 1766) is the smallest living carnivore. Its behavioural and ecological traits make it a typical solitary (non-cooperative) (Sandell 1989) species, typified by r-selected and opportunistic life-history strategies (King 1983, 1989). Many ecological features of wild solitary small carnivores populations are still unknown (Clutton-Brock 1989) and microsatellite DNA analyses seems to be the best tools to investigate ecological traits like mating systems and dispersal strategies (Sugg *et al.* 1996) in such elusive animals.

Many parameters were used to define the genetic variability of a population: for example the proportion of polymorphic loci (Milton & Raphael 1990) or the number of distinct alleles (genetic variation or diversity). Here we used the genetic variance, measured by mean heterozygosity (H), the proportion of loci that are heterozygous in an average individual. Using H , the amount of genetic variance carried by a small sample of population will closely approximate the magnitude of genetic variance of that population in the whole (Caughley & Sinclair 1994).

The primary aim of this study was to provide an example for the usefulness of molecular

Keywords: dispersal, Hardy-Weinberg equilibrium, heterozygosity, kinship, microsatellite DNA, weasel.

tools in investigating ecological and behavioural patterns in solitary small carnivores.

Material and methods

We studied a weasel population during two years (from summer 2002 to summer 2004), in an agricultural area of central Italy, inside the Regional Natural Reserve of Lungo and Ripasottile Lakes. Data were collected by live trapping and genetic analyses on samples of their hair bulbs. All field works were conducted following the standards and procedures laid down by national legislation and under the permission of the Natural Reserve Institution.

Trapping and handling of animals

Weasels were trapped using Edgar wooden box traps (King & Edgar 1977). Trapping sessions were conducted every month for different periods of time and the trapping effort was variable by year and season; 20 to 50 traps worked simultaneously during the data collection period, placed throughout a study area of 9 km². Trap sites were chosen in the most suitable habitats (stone walls, ditches and hedgerows), at variable distance from each other, usually from 20 m to 50 m. During data collection, traps were moved over different locations inside study area, in order to capture different animals. The traps were baited with dead house mice (*Mus domesticus*) and checked twice a day, once in the morning and

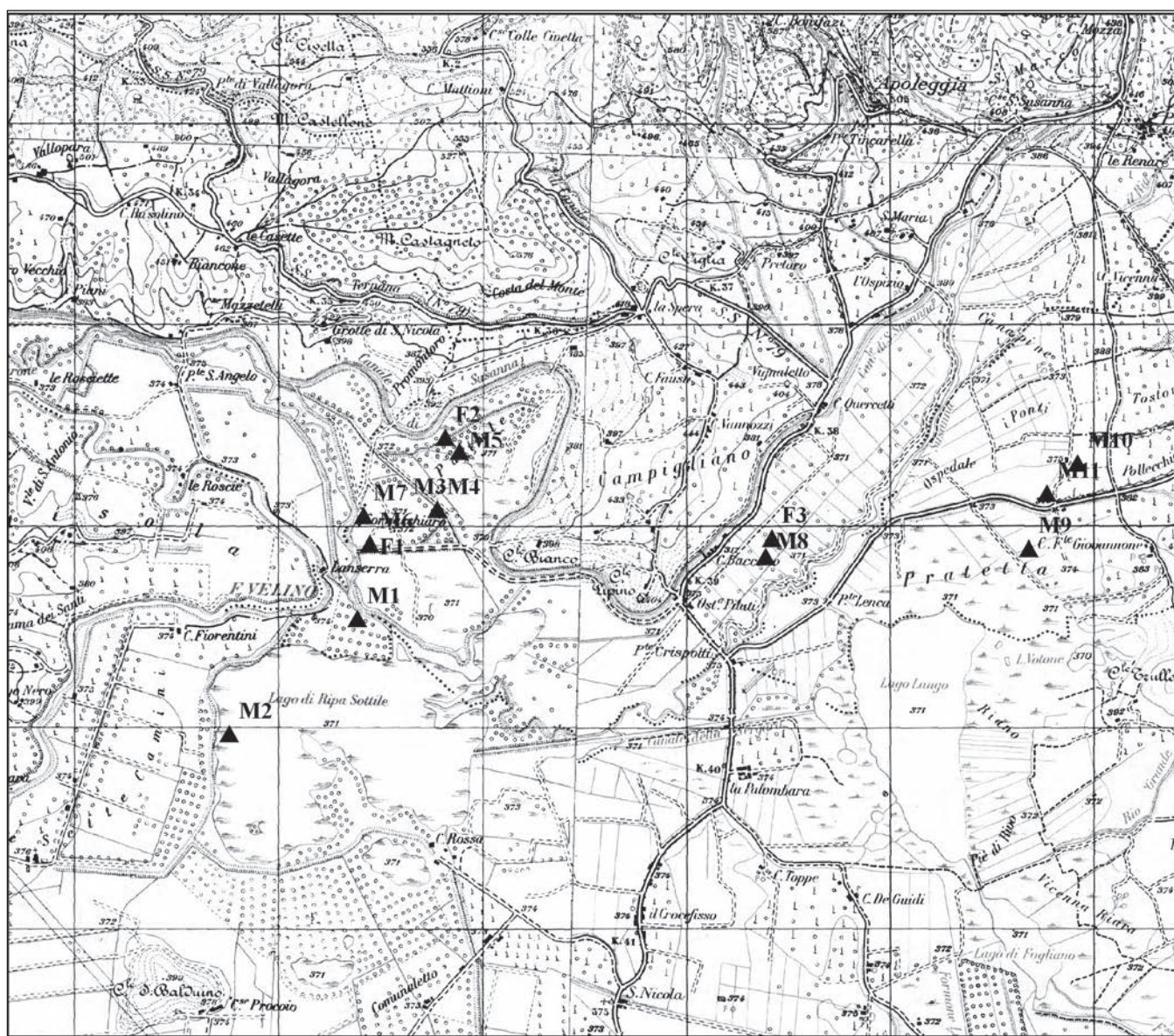


Figure 1 – Map of the study area with the trap sites locations of 14 trapped weasels (squares measure 1 km²).

subsequently 12 hours later. During the cold season, from November to March, the traps were disarmed at night.

Captured animals were transferred from the trap to a sealed transparent plastic box, used as a pre-anaesthetisation chamber, in which cotton imbibed with ethyl ether was introduced. Each animal was weighed to evaluate the exact dose of anaesthetic and intramuscularly injected with ketamine. Anaesthesia lasted an average of 10 minutes per animal.

During this period some samples of hair bulb were taken and immediately kept frozen at -80°C and each captured animal was marked with an individually numbered transponder tag (Trovan, UK), inserted subcutaneously between the shoulder blades.

Genetic data

We used 11 polymorphic microsatellites loci, isolated from other mustelid species (Table 1) and tested in weasel by Pertoldi *et al.* (2006) and Wang *et al.* (2002).

DNA was extracted from hair samples using the ChargeSwitch® Forensic DNA Purification Kit (Invitrogen, Inc.), validated for DNA extraction from human hair bulb. DNA amplification was performed in the following steps: at 94°C for 2 min, then 40 cycles of denaturation at 94°C for 15 s, annealing at 52.5°C for 15 s, polymerization at 72°C for 15 s, and final polymerization at 72°C for 10 min. Annealing temperature for MVI57 locus was 57.5°C . The forward (F) primer was fluorescently labelled with different markers (HEX, TAMRA, 6-FAM); then PCR products were analysed by electrophoresis by a DNA AB310 automated sequencer (Applied Biosystems, Inc.).

Allele number and heterozygosity (H) were calculated using the program GIMLET v.1.3.3. (Valiere 2002; <http://pbil.univ-lyon1.fr/software/gimlet>).

Deviations from Hardy-Weinberg equilibrium were tested using the program GENEPOP v.4. (Raymond and Rousset 1995; <http://kimura.univmontp2.fr/~rousset/genepop>). Bonferroni corrections for multiple comparisons were used to find critical significance levels for both locus MLUT20 and MER022 (equivalent to $p \leq 0.05$). Finally, genetic kinship among animals was analyzed using the program KINGROUP v.2.0.8.+ (Konovalov *et al.* 2004; <http://code.google.com/p/kingroup>). We tested two kinds of first order of relatedness (primary hypothesis): parent/offspring and full siblings versus the null hypothesis of unrelatedness, using the likelihood formulas of Goodnight and Queller (1999).

Results

During the study, 14 weasels were captured (11 males and 3 females).

All the 11 analyzed microsatellite loci were found polymorphic, with a variable number of alleles (Table 1). The average number of alleles per locus was 5.36.

Mean observed (H_o) and expected (H_e) heterozygosity for the 11 loci within the studied population ($N=14$), were 0.46 and 0.62 respectively (Table 1), ranging from 0.07 to 0.93 for H_o and from 0.07 to 0.85 for H_e . After Bonferroni corrections, comparison between H_o and H_e for both locus MLUT20 and MER022 showed p values ≥ 0.05 . So no significant deviations from Hardy-Weinberg

Table 1 – Used microsatellite loci and their features.

Source species	Locus primer name	Reference	N alleles	P value	H_o	H_e
<i>Mustela lutreola</i>	MLUT20	Cabria <i>et al.</i> 2007	9	0,02*	0,64	0,83
	MLUT25	Cabria <i>et al.</i> 2007	2	-	0,07	0,07
	MLUT27	Cabria <i>et al.</i> 2007	6	0,83	0,71	0,63
	MLUT35	Cabria <i>et al.</i> 2007	10	0,07	0,93	0,85
<i>Meles meles</i>	MEL1	Bijlsma <i>et al.</i> 2000	8	0,83	0,71	0,75
<i>Mustela erminea</i>	MER009	Fleming <i>et al.</i> 1999	5	0,11	0,50	0,66
	MER022	Fleming <i>et al.</i> 1999	4	0,01*	0,57	0,70
	MER041	Fleming <i>et al.</i> 1999	4	0,17	0,43	0,46
<i>Gulo gulo</i>	GGU216	Duffy <i>et al.</i> 1998	4	0,29	0,14	0,64
	GGU234	Duffy <i>et al.</i> 1998	5	0,34	0,19	0,76
<i>Mustela vison</i>	MVI057	O'Connell <i>et al.</i> 1996	2	1,00	0,19	0,50

* Means that Bonferroni correction was applied.

equilibrium were found in sampled population ($p \geq 0.05$).

From all captured weasels, only one pair (1.09%) from the total possible pair wise comparisons (91) showed close genetic kinship: the animals F2-M5 were certainly constituted by parent/offspring ($r=0.4$; $R=0$; $p \leq 0.001$). For all others simulated comparisons made by KINGROUP program, r values (relatedness) varied from -0.48 to 0.59 , but no significant values of R (ratio) were detected ($R \geq 0$; $p \geq 0.001$) linked to $r \geq 0.4$.

Spatial distribution of capture localities is shown in Figure 1. The related pair (F2-M5) trap sites are at a distance of about 100 m.

Discussion

The average number of alleles per locus (5.3) is in the middle part of the range of other *Mustela* species, going from the lowest (1.2) detected in black footed ferret (*Mustela nigripes*) (Wisely *et al.* 2002) to the highest (11.7) found in stoat (*Mustela erminea*) (Fleming *et al.*, 1999). Instead, estimated H_e (0.62) is at the highest end of the range, going from black footed ferret (0.07) (Wisely *et al.*, 2002) to the stoat (0.83) (Fleming *et al.* 1999), and inside the range found in weasel by Pertoldi *et al.* 2006 (0.6-0.73).

The analysis of genetic kinship in sampled population revealed no full siblings, only one parent-offspring pair and a low degree of relatedness.

Combining these genetic results with spatial distribution of traps we generated hypotheses regarding pattern of dispersal.

The genetic relatedness of the pair F2-M5 represents a relation between sire and female offspring. The distance between the capture sites of the two animals (100 m) was inside the range of the average home range size calculated for the same population (Magrini *et al.* 2009), moreover the absence of siblings inside the studied population means a spacing tactic that involves dispersal of the offspring: these two observations are in agreement with the hypothesis in which M5 is the father of F2, but in disagreement with the supposition in which F2 is the mother of M5 (which means that M5 didn't move away from natal area).

The same absence of siblings between sampled animals (in particular constituted by males) means the absence of sex biased dispersal for female. The other two possibilities (both sexes dispersal or male dispersal) are in agreement with the kinship discovered in the sampled population.

Despite the lack of data about weasels dispersal in previous studies, our results are yet in agreement with data on dispersal strategy of stoats, for which was detected a pattern of dispersal not sex biased (Erlinge 1977; King & McMillan 1982; Debrot & Mermod 1983).

For the evaluation of kinship results we were not able to use data about age class of animals because of the difficulty in estimating the age of living weasels: actually the young reach sexual maturity in only three months (Sheffield & King, 1994), so from the end of the breeding season the generations may appear to overlap, and despite kits, it is impossible to determine an age class with any confidence (King 2007). Another problem is the lack of data about females (only three were captured during the study), that didn't permit to clarify prospective sex biased dispersal.

Weasels were described as an r -selected species (Sandell 1984; Stenseth 1985) with short life span, high natural mortality in the first year (75%-90%) (King 1980, 2007; Sheffield & King 1994; McDonald & Harris 1998) but also rapid production of young and high population turn-over: so natural populations suffer great numerical fluctuations that involve local extinctions and recolonizations in which a different set of resident animals is observed every year (King 1983, 1989, 2007). Even if these ecological and biological traits seem to converge in an opportunistic philopatry strategy (Waser & Jones 1983), data from this study disprove this hypothesis: the lack of sibling kinship in the sampled population can suggest the presence of dispersal strategy, probably promoted by survival of resident animals in the second life year.

Also Pertoldi *et al.* (2006) found a high genetic variance in wild weasel population, that does not agree with an high population turnover and density fluctuations (Caballero 1994).

Genetic structure is strongly influenced by patterns of individual movement and reproduction as stressed by Cutrera *et al.* (2005): molecular studies seem the most useful way to investigate these patterns in very elusive small carnivore species.

Aknowledgements

We wish to thank Ethoikos (Siena, Italy) and the Regional Natural Reserve of Lungo and Ripasottile Lakes (Rieti, Italy) for allowing and supporting the study; M. Gattabria (Rome Municipal Zoological Museum) for giving some tissue samples of weasels; C.M. King, P. Ciucci and L. Boitani for providing invaluable advices.

References

- Bijlsma R., Van De Vliet M., Pertoldi C., Van Apeldoorn R.C., Van De Zande L., 2000. Microsatellite primers from the Eurasian badger, *Meles meles*. *Mol. Ecol.* 9: 2155.
- Caballero A., 1994. Developments in the prediction of effective population-size. *Heredity* 73: 657.
- Cabria M.T., Gonzalez E.G., Gomez-Moliner B.J., Zardoya R., 2007. Microsatellite markers for the endangered European mink (*Mustela lutreola*) and closely related mustelids. *Mol. Ecol. Notes* 7: 1185.
- Caughley G., Sinclair A.R.E., 1994. *Wildlife ecology and management*. Cambridge, Blackwell Science.
- Clutton-Brock T.H., 1989. Mammalian mating systems. *Proc. R. Soc. Lond.* 236: 339.
- Cutrer A.P., Lacey E.A., Busch C., 2005. Genetic structure in a solitary rodent (*Ctenomys talarum*): implications for kinship and dispersal. *Mol. Ecol.* 14: 2511.
- Debrot S., Mermod C., 1983. The spatial and temporal distribution pattern of the stoat (*Mustela erminea* L.). *Oecologia* 59: 69.
- Duffy A.J., Landa A., O'Connell M., Stratton C., Wright J.M., 1998. Four polymorphic microsatellites in wolverine, *Gulo gulo*. *An. Gen.* 29: 63.
- Erlinge S., 1977. Spacing strategy in stoat *Mustela erminea*. *Oikos* 28: 32.
- Fleming M.A., Ostrander E.A., Cook J.A., 1999. Microsatellite markers for American mink (*Mustela vison*) and ermine (*Mustela erminea*). *Mol. Ecol.* 8: 1352.
- Goodnight K.F., Queller D.C., 1999. Computer software for performing likelihood tests of pedigree relationship using genetic markers. *Mol. Ecol.* 8: 1231.
- King C.M., 1980. Population biology of the weasel *Mustela nivalis* on British game estates. *Holarct. Ecol.* 3: 160.
- King C.M., 1983. The life history strategies of *Mustela nivalis* and *Mustela erminea*. *Acta Zool. Fennica* 174: 183.
- King C.M., 1989. The advantages and disadvantages of small size to weasels, *Mustela* species. In: Gittleman J.L. (eds). *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Ithaca, Cornell University Press: 302-334.
- King C.M., 2007. *The natural history of weasels and stoats*. London, Christopher Helm.
- King C.M., Edgar R.L., 1977. Techniques for trapping and tracking stoats (*Mustela erminea*); a review, and a new system. *N. Z. J. Zool.* 4: 193.
- King C.M., McMillan C.D., 1982. Population structure and dispersal of peak-year cohorts of stoats (*Mustela erminea*) in two New Zealand forests, with especial reference to control. *N. Z. J. Ecol.* 5: 59.
- Konovalov D.A., Manning C., Henshaw M.T., 2004. KINGROUP: a program for pedigree relationship reconstructions and kin group assignments using genetic markers. *Mol. Ecol. Notes* 4: 779.
- Magrini C., Manzo E., Zapponi L., Angelici F.M., Boitani L., Cento M., 2009. Weasel *Mustela nivalis* spatial ranging behaviour and habitat selection in agricultural landscape. *Acta Theriologica* 54: 137.
- McDonald R., Harris S., 1998. *Stoats and weasels*. London. The Mammal Society.
- Mitton J.B., Raphael M.G., 1990. Genetic variation in the marten, *Martes americana*. *J. Mammal* 71: 195.
- O'Connell M., Wright J.M., Farid A., 1996. Development of PCR primers for nine polymorphic American mink *Mustela vison* microsatellite loci. *Mol. Ecol.* 5: 311.
- Pertoldi C., Breynne P., Cabria M.T., Halfmaerten D., Jansman H.A.H., Van Den Berge K., Madsen A.B., Loeschcke V., 2006. Genetic structure of the European polecat (*Mustela putorius*) and its implication for conservation strategies. *J. Zool. (Lond)* 270: 102.
- Pertoldi C., Norup A.M., Madsen A.B., Baagoe H.J., Randi E., Loeschcke V., 2006. No evidence of past bottlenecks in two Danish mustelids: results of craniometric and genetic studies in time and space. *Biol. J. Linn. Soc.* 88: 541.
- Raymond M., Rousset F., 1995. An exact test for population differentiation. *Evolution* 49: 1280.
- Sandell M., 1984. To have or not to have delayed implantation: the example of weasel and stoat. *Oikos* 42: 123.
- Sandell M., 1989. The mating tactics and spacing patterns of solitary carnivores. In: Gittleman J.L. (eds), *Carnivore behavior, ecology, and evolution*. Ithaca, Cornell University Press: 164-182.
- Sheffield S.R., King C.M., 1994. *Mustela nivalis*. *Mammalian Species* 454: 1.
- Stenseth N.C., 1985. Optimal size and frequency of litters in predators of cyclic preys: comments on the reproductive biology of stoats and weasels. *Oikos* 45: 293.
- Sugg D.W., Chesser R.K., Dobson F.S., Hoogland J.L., 1996. Population genetics meets behavioural ecology. *Trends Ecol. Evol.* 11: 338.
- Valiere N., 2002. GIMLET: a computer program for analysing genetic individual identification data. *Mol. Ecol. Notes* 10: 1046.
- Wang R., Painter J.N., Hanski I., 2002. Amplification of DNA markers from scat samples of the least weasel *Mustela nivalis nivalis*. *Acta Theriologica* 47: 425.
- Waser P.M., Jones W.T., 1983. Natal philopatry among solitary mammals. *Q. Rev. Biol.* 58: 355.
- Wisely S.M., Buskirk S.W., Fleming M.A., McDonald D.B., Ostrander E.A., 2002. Genetic diversity and fitness in black footed ferrets before and during a bottleneck. *J. Hered.* 93: 231.

Les communautés bryophytiques du lit mineur des gorges de l'Ardèche comme témoins de sa richesse écosystémique

*The bryophytic communities of the low-water bed of the Ardèche
River gorges as witnesses of the richness of its ecosystem*

Jaoua CELLE, Vincent HUGONNOT

Pôle bryophytes, Conservatoire botanique national du Massif central,
Le Bourg, 43230 Chavanac-Lafayette, France

E-mails : jaoua.celle@cbnmc.fr
vincent.hugonnot@cbnmc.fr

Résumé

L'Ardèche est l'une des rares rivières préservées du sud-est de la France. Son régime hydrologique et la qualité de l'eau témoignent d'un hydrosystème fonctionnel. L'étude des groupements bryophytiques du lit mineur des gorges de l'Ardèche met en évidence leur lien étroit avec le fonctionnement hydrologique de cet écosystème alluvial. Les processus d'érosion, de transport et de sédimentation sont clairement à l'origine de l'ensemble des communautés muscinales. Celles-ci sont toutes conditionnées par les flux de matière et d'énergie déployés lors des crues, à différentes échelles spatiales et temporelles. La conservation de ce patrimoine exceptionnel dépend donc exclusivement du maintien des caractéristiques hydrologiques naturelles de l'Ardèche.

Abstract

The Ardèche River is one of the scarce rivers in the South-East of France to have been preserved. Its hydrologic regime and the quality of its water bear witness to an alluvial system which is functional and preserved. The study of the low-water bed of the Ardèche River gorges underscores their close link with the hydrologic working of this alluvial ecosystem. The processes of erosion, transportation and deposits are obviously giving birth to all the moss communities. The latter are conditioned by the flow of matter and energy at play during floods, on various time and space scales. Therefore, the conservation of this unique heritage depends exclusively on the maintenance of the natural hydrologic characteristics of the Ardèche River.

Introduction

Les complexes alluviaux sont constitués d'une mosaïque dynamique d'habitats (aquatiques, bancs de galets, saulaies...) subissant périodiquement des inondations (Schnitzler-Lenoble 2007). Ils comptent parmi les plus riches en flore dans le domaine tempéré (Ellenberg 1988). Des siècles d'acharnement à tenter de supprimer les inondations, au moyen de travaux de corrections, d'endiguement, de stabilisation des berges, ont eu raison, ou ont du moins profondément modifié, les caractéristiques naturelles de la plupart des cours d'eau de France, notamment du Rhône (Bravard & Petts 1996 ; Vivian 1989 ; Poinard 1992). Dans la plupart des rivières et des fleuves de France, les transports liquide et solide, les processus d'érosion/sédimentation, à l'origine du perpétuel rajeunissement du lit et des berges, sont très nettement affaiblis ou sont totalement annihilés (Antonelli 2002). Les phénomènes de charriage, de saltation (charge de fond) et de mise en suspension des matières solides sont réduits à l'extrême dans nombre de cours d'eau. Dans certains cas toutefois, la sédimentation des éléments fins à l'origine des dépôts de vase est encore active sur les berges des grands cours d'eau (Antonelli 2002). Les habitats de contact entre l'eau courante et les forêts peu inondées sont deve-

Mots clés : bryophytes, Ardèche, hydrosystème, fonctionnalité, perturbations.

Keywords: bryophytes, Ardèche, hydrosystem, functionality, disturbances.

nus rares ou n'existent plus. Ce compartiment, majoritairement forestier et hautement dynamique, a le plus souffert des travaux d'amélioration du régime des cours d'eau.

Dans les habitats naturels ou subissant un fort impact anthropique, l'analyse des communautés bryophytiques présente un intérêt certain dans le diagnostic écosystémique. Cette approche synécologique a été employée dans des systèmes tourbeux (Hugonnot *et al.* 2011 ; Goubet 2007), mais rarement dans des complexes alluviaux (Klein & Vanderpoorten 1997 ; Hugonnot & Celle *soumis*). Dans les habitats alluviaux, les bryophytes sont pourtant capables de coloniser à peu près tous les types de supports, des plus stables jusqu'aux plus mobiles et, en raison de leur grande spécialisation écologique, présentent donc potentiellement un fort pouvoir indicateur (Werffeli 2004).

Les travaux concernant la flore et la végétation bryophytiques qui portent sur le Bas-Vivarais sont rares et se limitent à quelques publications relativement anciennes de Dismier (1921, 1922, 1928) et de Philibert (1880, 1881, 1884, 1894). Deux catalogues des mousses du bassin du Rhône rédigés par Debat (1886) et Meyran (1914) fournissent quelques indications relatives à la basse Ardèche. La plupart des citations issues de ces publications sont reprises dans la synthèse de Sapaly (2000). Plus récemment, Wattez & De Foucault (2002) ont publié quelques données floristiques à la suite de prospections effectuées dans la vallée de l'Ardèche. Malgré ces différents apports, la bryoflore de la basse vallée de l'Ardèche reste mal connue. La connaissance relative aux végétations est encore plus lacunaire.

La rivière Ardèche est pourtant un système aux caractéristiques naturelles préservées (Bravard 2008) qui peut servir de modèle ou de témoin dans le but de comparer la végétation bryophytique d'hydrosystèmes hautement anthropisés avec d'autres encore fonctionnels. Dès lors, les communautés bryophytiques du lit mineur de l'Ardèche reflètent-elles cette fonctionnalité ? Notre attention s'est donc portée dans un premier temps sur les communautés bryophytiques du lit mineur de l'Ardèche dans une optique descriptive. L'analyse du déterminisme écologique des communautés permet ensuite de relier la présence des communautés avec des caractéristiques hydrogéomorphologiques et dynamiques de la rivière dans une optique de

meilleure compréhension du fonctionnement d'un hydrosystème non perturbé.

Site d'étude

Les gorges de l'Ardèche sont situées dans le sud-est du département de l'Ardèche entre Vallon-Pont-d'Arc et Saint-Martin-d'Ardèche (figure 1). Une longue phase d'incision à l'échelle des temps géologique a permis à l'Ardèche de former ce canyon méandrique d'une trentaine de kilomètres de long (Astrade *et al.* 2011). Ces gorges, formées par un long processus d'érosion, entaillent profondément les calcaires blancs à faciès urgonien (Pascal *et al.* 1989). Les principaux phénomènes façonnant aujourd'hui la morphologie de ces gorges sont les processus fluviaux (Bravard 1993). La structure générale des gorges, héritées des phénomènes érosifs passés, comporte des versants concaves formés par de hautes parois qualifiées de cirques. La rivière serpente dans un défilé où se succèdent une vingtaine de méandres et une quinzaine de rapides. Les rapides sont des zones de turbulence qui se forment là où l'eau s'écoule à travers des gradins, lorsque des débris rocheux sont présents sur le fond du chenal ou lorsque ce dernier se rétrécit brutalement (Julien 2006).

Alimentée par ses deux principaux affluents, le Chassezac et la Beaume, l'Ardèche présente un régime torrentiel. En effet, le régime des précipitations cévenoles s'abattant sur son bassin versant associé aux fortes pentes des principaux versants provoque les fortes crues qui caractérisent l'Ardèche (Bravard 2008). Si son débit moyen annuel est modeste (55 m³/s), les crues annuelles sont importantes, en particulier en fin d'été et au début de l'automne avec des débits de l'ordre de 2 000 à 3 000 m³/s. Si le cours de l'Ardèche a été bien plus haut au XIX^e siècle (Astrade *et al.* 2011) suite à l'apport massif d'alluvions à la fin du petit âge glaciaire, les crues dévastatrices des siècles passés – plus de 20 m d'élévation du niveau de l'eau dans les gorges en 1827 (De Mardigny 1860) – ont progressivement évacué cette charge alluvionnaire. Bien que de nos jours ces crues exceptionnelles, liées à un contexte historique et climatique particuliers, ne semblent plus envisageables, les crues annuelles de l'Ardèche avoisinent tout de même les 8 à 10 m d'élévation du niveau de l'eau.

Du point de vue de la structure du lit, la rivière est encaissée dans une banquette calcaire avec, au pied des concavités rocheuses, des zones plus profondes, nommées mouilles et en face desquelles se forment des bancs de convexité, constitués par le dépôt de nappes de galets (Bravard 2008). Lors des crues, les sédiments grossiers (galets) accumulés dans les mouilles à l'amont des rapides sont mobilisés et sont redéposés à l'aval. Les éperons rocheux forment une barrière dans les convexités permettant le dépôt et l'édification de plages de galets de plusieurs mètres de hauteur. Les sédiments fins (alluvions sableuses) sont généralement transportés par suspension. Lors des crues, ces alluvions sableuses, originaires des Cévennes granitiques et métamorphiques, sont déposées dans les zones à faible courant et lorsque le niveau d'eau diminue (Jaillet *et al.* 2008).

Le climat de cette région peut être qualifié de subméditerranéen avec un ensoleillement très important et une pluviosité annuelle assez faible (moins de 1 000 mm/an). Les étés sont chauds avec de longues périodes de sécheresse (juin à septembre). L'automne est assez

pluvieux et l'hiver est relativement sec et doux tandis que le printemps est généralement assez arrosé (Duplan 2008). La mise en place de stations météo au fond des gorges a permis de montrer que, sur les dix dernières années, certains versants exposés au sud ne connaissent jamais de températures négatives (Peyronel comm. pers.).

Le lit mineur des gorges de l'Ardèche est colonisé par une mosaïque de végétations trachéophytiques alluviales (Mandin & Descoings 2008 ; Choynet & Le Henaff, à paraître) dont les principales sont :

- les herbiers aquatiques enracinés des eaux courantes relevant du *Batrachion fluitantis* Neuhäusl 1959 ;
- les gazons amphibies annuels calcicoles des berges à *Lythrum thymifolia* et *Juncus bufonius* (*Radiolion linoidis* Pietsch 1971) ;
- les roselières basses à *Eleocharis palustris* des marges du lit alimentées parfois par des sources ;
- des prairies humides méditerranéennes sur limons sablo-graveleux, nitrophiles et basophiles à *Cyperus longus* et *Paspalum distichum* (*Paspalo distichi-Agrostion semiver-*

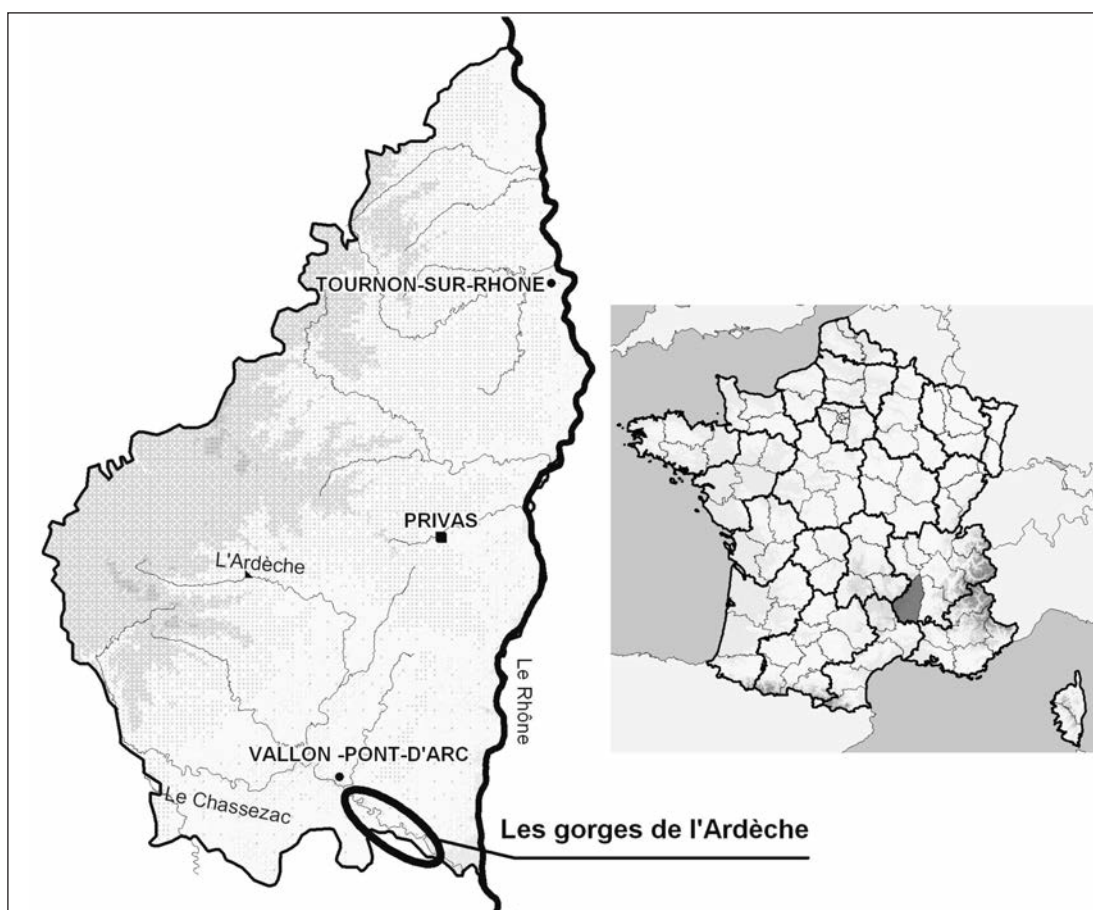


Figure 1 – Carte de localisation des gorges de l'Ardèche.

ticillatae Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952) ;

- différentes formations originales de friches alluviales basophiles s’installant sur les bancs d’alluvions, avec *Chenopodium mite*, *Xanthium italicum*, *Ptychotis saxifraga* et *Glaucium flavum* relevant du *Chenopodion rubri* (Tüxen ex Poli & J. Tüxen 1960) Kopecký 1969 ;
- les saulaies alluviales à *Saponaria officinalis* et *Salix purpurea* (*Salicion triandrae* Müller & Görs 1958) formées de fourrés bas installés sur les bancs d’alluvions dans les zones soumises à des crues et des remaniements assez réguliers ;
- les aulnaies-frênaies calcicoles des basses terrasses inondables à *Carex pendula* et *Fraxinus angustifolia* et les frênaies-peupleraies des terrasses moyennement inondables à *Populus alba* (*Fraxino angustifoliae-Ulmenion minoris* Rivas-Martínez 1975) ;
- et les végétations à *Asplenium trichomanes* subsp. *pachyrachis* *Polypodium cambricum* des falaises et rochers calcaires ombragés relevant du *Polypodion serrati* Br.-Bl. in Br.-Bl., Roussine & Nègre 1952.

Les gorges de l’Ardèche sont également un site touristique majeur. Ce site est très apprécié des amateurs de canoë et de kayak et des randonneurs. Il fait l’objet d’une fréquentation touristique très importante puisqu’on recense plus de 200 000 visiteurs par an. Afin de préserver ce patrimoine naturel exceptionnel, la Réserve naturelle nationale des gorges de l’Ardèche a été créée en 1980.

Méthodologie

Des inventaires de la flore et des végétations bryophytiques ont été réalisés le long de l’ensemble des gorges de l’Ardèche dans le lit mineur entre 2009 et 2011, avec un recours aux prospections en canoë pour les habitats aquatiques et les berges abruptes. Les coordonnées géographiques des lieux inventoriés sont déterminées sur le terrain à l’aide d’un GPS dont la précision est de l’ordre de 10 m. Des inventaires complémentaires ont été réalisés dans les gorges du Chassezac afin de pouvoir établir certaines comparaisons concernant en particulier les communautés aquatiques.

Les relevés bryosociologiques suivent la méthode préconisée par la phytosociologie sigmatiste. L’ensemble des données stationnelles classiques est relevé (habitat, végétation trachéophytique, micro-habitats, pente, hygrométrie, exposition...). Les relevés bryosociologiques ont été réalisés sur des unités homogènes de végétation, adaptées au cas des communautés bryophytiques, avec affectation de coefficients d’abondance-dominance et de coefficients de sociabilité. L’échelle d’abondance-dominance appliquée est celle proposée par Braun-Blanquet (1921, 1928, 1964), amendée et complétée suivant Frey & Kürschner (1995) qui proposent l’échelle adaptée suivante :

+ < 1 %,

1 : 1,1-6 %,

2 : 6,1-12,5 %,

3 : 12,6-25 %,

4 : 25,1-50 %,

5 : 50,1-100 %,

i est utilisé pour un individu isolé couvrant moins de 1 %.

La nomenclature employée correspond essentiellement à celle de Hill *et al.* (2006) pour les mousses et celle de Ros *et al.* (2007) pour les hépatiques. Les végétations bryophytiques suivent la synnomenclature de Marstaller (2006).

Résultats : approche descriptive des communautés bryophytiques

Les communautés bryophytiques occupent des micro-habitats qui se succèdent sur les rochers, les placages de limons et les troncs le long d’une toposéquence dans le lit mineur des gorges de l’Ardèche (figure 2). Ces communautés peuvent être replacées dans l’architecture synsystématique de Marstaller (2006) (figure 3).

Groupements à *Fontinalis antipyretica* et *F. hypnoides* var. *duriaei* (tableau 1)

Ces deux communautés du *Fontinalion antipyreticae* W. Koch. 1936 sont assez rares dans le site et extrêmement localisées. Il s’agit de groupements aquatiques saxicoles, à caractère pionnier, occupant les bas niveaux topogra-

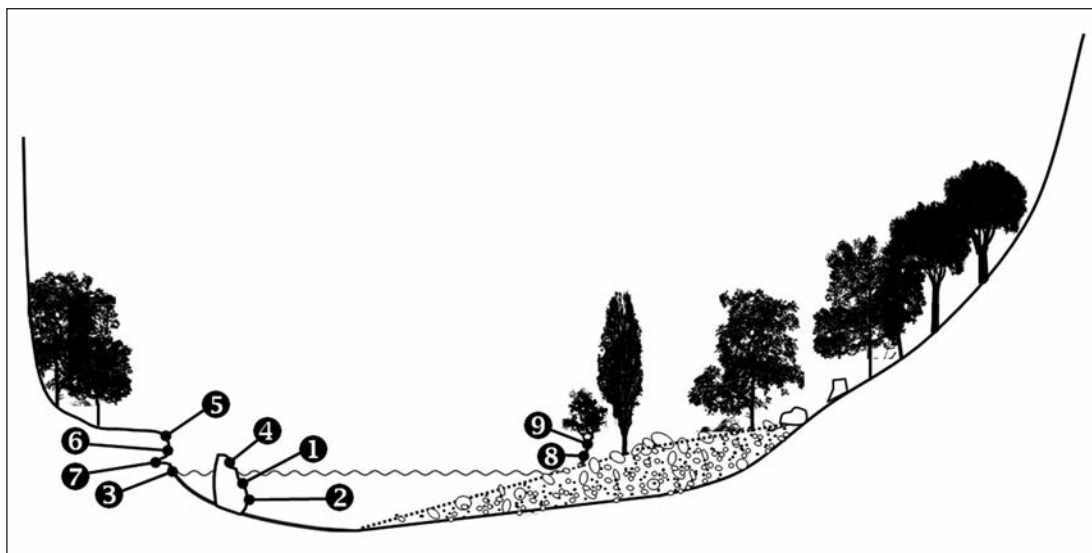


Figure 2 – Répartition des communautés bryophytiques du lit mineur le long d'un transect schématique des gorges de l'Ardèche (1 – Groupements à *Fontinalis antipyretica* et *F. hypnoides* var. *duriaei*; 2 – *Octodiceratetum juliani*; 3 – *Leptodictyo riparii*-*Fissidentetum crassipedis*; 4 – *Cinclidotetum danubici*; 5 – *Cinclidotetum fontinaloidis*; 6 – Groupement à *Homalia lusitanica*; 7 – Groupement à *Timmiella anomala* et *Gymnostomum calcareum*; 8 – *Syntrichio latifoliae*-*Leskeetum polycarpae*; 9 - Groupement à *Orthotrichum sprucei*).

***Platyhypnidio-Fontinalietea antipyreticae* Phil. 1956**

***Leptodictyetalia riparii* Phil. 1956**

- *Fontinalion antipyreticae* W. Koch. 1936
 - Groupements à *Fontinalis antipyretica* et *F. hypnoides* var. *duriaei*
 - *Octodiceratetum juliani* v. Krus. ex v. Hübschm. 1953
- *Cinclidotetum fontinaloidis* Phil. 1956
 - *Cinclidotetum danubici* Empain 1973
 - *Cinclidotetum fontinaloidis* Gams ex v. Hübschm. 1953
 - *Leptodictyo riparii*-*Fissidentetum crassipedis* All. ex Phil. 1956
 - Groupement à *Homalia lusitanica*

***Psoretea decipientis* Matt. ex Follm. 1974**

***Barbuletalia unguiculatae* v. Hübschm. 1960**

- *Cephaloziello baumgartneri*-*Southbyon nigrellae* Guerra & Gil 1982
 - Groupement à *Timmiella anomala* et *Gymnostomum calcareum*

***Frullanio dilatatae-Leucodontetea sciuroidis* Mohan 1978**

***Orthotrichetalia* Had. in Kl. & Had. 1944**

- *Leskeion polycarpae* Barkm. 1958
 - *Syntrichio latifoliae*-*Leskeetum polycarpae* v. Hübschm. 1952
 - *dialytrichietosum mucronatae* Barkm. 1958
 - Groupement à *Orthotrichum sprucei*

Figure 3 – Les communautés du lit mineur des gorges de l'Ardèche dans le bryosynsystème de Marstaller (2006).

Tableau 1 – Tableau synthétique des communautés saxicoles du lit mineur des gorges de l'Ardèche.

	(1)	(2)	(3)	(4)	(5)
Nbr. relevés	8	8	20	10	9
<i>Fontinalis antipyretica</i> Hedw.	III				
<i>Fontinalis hypnoides</i> C.Hartm. var. <i>duriaei</i> (Schimp.) Kindb.	V	III			
<i>Fissidens fontanus</i> (Bach.Pyl.) Steud.	I	V			
<i>Cinclidotus danubicus</i> Schiffn. & Baumgartner			V		
<i>Cinclidotus riparius</i> (Host ex Brid.) Arn.			IV	II	
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (Hedw.) P.Beauv.			III	V	V
<i>Scorpiurium deflexifolium</i> (Solms) M.Fleisch. & Loeske			III	V	V
<i>Dialytrichia mucronata</i> (Brid.) Broth.				II	V
<i>Didymodon nicholsonii</i> Culm.					V
<i>Orthotrichum cupulatum</i> Hoffm. ex Brid.				I	IV
<i>Schistidium crassipilum</i> H.H.Blom					IV
<i>Fissidens crassipes</i> Wilson ex Bruch & Schimp. subsp. <i>warnstorffii</i> (M.Fleisch.) Brugg.-Nann.	I		I		
<i>Leptodictyum riparium</i> (Hedw.) Warnst.		II			

(1) Grpt à *Fontinalis antipyretica* et *F. hypnoides* var. *duriaei* ; (2) *Octodiceratetum juliani* ; (3) *Cinclidotetum danubici* ; (4) *Cinclidotetum fontinaloidis* ; (5) Grpt à *Didymodon nicholsonii*.

phiques. Ils présentent tous deux une très faible tendance rhéophile. Ils se présentent sous forme de draperies immergées fortement dominées par *Fontinalis hypnoides* var. *duriaei*, espèce parfois accompagnée de *Fontinalis antipyretica*.

***Octodiceratetum juliani* v. Krus. ex v. Hübschm. 1953 (tableau 1)**

Très rare et très localisé dans les gorges, ce groupement aquatique hémisciaphile s'observe dans les zones calmes, fréquemment dans les mouilles des berges concaves. Ce groupement paucispécifique est souvent saxicole. Il est plus rarement épiphyte et se développe alors sur les tresses constituées par l'enchevêtrement des racines d'Aulnes riverains. Il forme des gazons courts pouvant parfois atteindre de forts recouvrements à des profondeurs dépassant un mètre. Ce groupement et les précédents se rattachent au *Fontinalion antipyreticae*. Cette alliance est relativement peu représentée dans les gorges de l'Ardèche comparativement aux gorges du Chassezac (figure 4).

***Cinclidotetum danubici* Empain 1973 (tableau 1)**

Cette association est assez fréquente sur le site, notamment dans les zones de rapides. C'est une communauté saxicole, amphibie, à caractère pionnier, très rhéophile sur les flancs rocheux subverticaux exposés aux forts courants. Association paucispécifique formant

des masses bosselées noirâtres dominées par *Cinclidotus danubicus*. Le *Cinclidotetum danubici* est une association européenne assez rare (Philippi 2007) qui n'a qu'exceptionnellement été mentionnée en France méditerranéenne (Hugonnot 2011). Ce groupement est très bien représenté dans les gorges de l'Ardèche alors qu'il est pratiquement absent des gorges du Chassezac (figure 5).

***Cinclidotetum fontinaloidis* Gams ex v. Hübschm. 1953 (tableau 1)**

Très fréquente et abondante de façon quasiment continue sur l'ensemble du linéaire des berges rocheuses étudiées. Communauté saxicole amphibie située topographiquement au-dessus du *Cinclidotetum danubici* dans les zones soumises aux courants forts à moyens et subissant une émergence durant la plus grande partie de l'année. Cette communauté paucispécifique se présente sous la forme de courtes draperies discontinues, formées essentiellement par *C. fontinaloides*, fréquemment associée à *Scorpiurium deflexifolium* qui forme des faciès très distincts. Sur les revers de rochers, légèrement à l'abri des plus forts courants, cette communauté s'observe sous une forme différente avec notamment une fréquence importante de *Didymodon nicholsonii*, *Dialytrichia fragilifolia* et *Orthotrichum cupulatum*.

***Leptodictyo riparii-Fissidentetum crassipedis* All. ex Phil. 1956** (tableau 2)

Groupe très rare, localisé aux abords des secteurs rudéralisés (aires de bivouac, camping). Communauté des limons enrichis en matière organique retenus par un réseau de racines, elle est située topographiquement dans la zone de battement des eaux, dans les secteurs peu agités. Communauté paucispécifique à faible recouvrement muscinal, formant des placages lâches.

Groupe à *Homalia lusitanica* (tableau 2)

Groupe peu fréquent sur le site, lié aux petites cavités sombres des berges rocheuses. Cette communauté pionnière limono-saxicole hypersciaphile se rencontre sur les surplombs verticaux des cavités rocheuses, sur une très fine couche de limons, à des niveaux topographiques bas, en station confinée. Relativement riche en espèces et de structure assez hétérogène du fait de la diversité des architectures des espèces dominantes.

Tableau 2 – Tableau synthétique des communautés limicoles du lit mineur des gorges de l'Ardèche.

	(1)	(2)	(3)
Nbr. relevés	10	7	10
<i>Leptodictyum riparium</i> (Hedw.) Warnst.	V		
<i>Fissidens crassipes</i> Wilson ex Bruch & Schimp.	III	V	
<i>Homalia lusitanica</i> Schimp.		V	
<i>Scorpiurium deflexifolium</i> (Solms) M.Fleisch. & Loeske		III	
<i>Lunularia cruciata</i> (L.) Lindb.		V	V
<i>Timmiella anomala</i> (Bruch & Schimp.) Limpr.			V
<i>Gymnostomum calcareum</i> Nees & Hornsch.			IV
<i>Bryum donianum</i> Grev.			IV
<i>Fontinalis hypnoides</i> C.Hartm. var. <i>duriaei</i> (Schimp.) Kindb.	I		
<i>Bryum pseudotriquetrum</i> (Hedw.) P.Gaertn., B.Mey & Scherb.	I		
<i>Hygroamblystegium tenax</i> (Hedw.) Jenn.	I		
<i>Rhynchostegiella curviseta</i> (Brid.) Limpr.	I	II	
<i>Porella platyphylla</i> (L.) Pfeiff.		II	
<i>Trichostomum crispulum</i> Bruch		II	III
<i>Eucladium verticillatum</i> (With.) Bruch & Schimp.			III
<i>Scorpiurium circinatum</i> (Bruch) M.Fleisch. & Loeske			III
<i>Southbya tophacea</i> (Spruce) Spruce			III
<i>Didymodon insularis</i> (De Not.) M.O.Hill			II
<i>Fossombronia caespitiformis</i> De Not. ex Rabenh.			II
<i>Fossombronia</i> sp.			II
<i>Preissia quadrata</i> (Scop.) Müll.Frib.			II
<i>Reboulia hemisphaerica</i> (L.) Raddi			II

(1) *Leptodictyo riparii-Fissidentetum crassipedis* ; (2) Grpt à *Homalia lusitanica* ; (3) Grpt à *Timmiella anomala* et *Gymnostomum calcareum*.

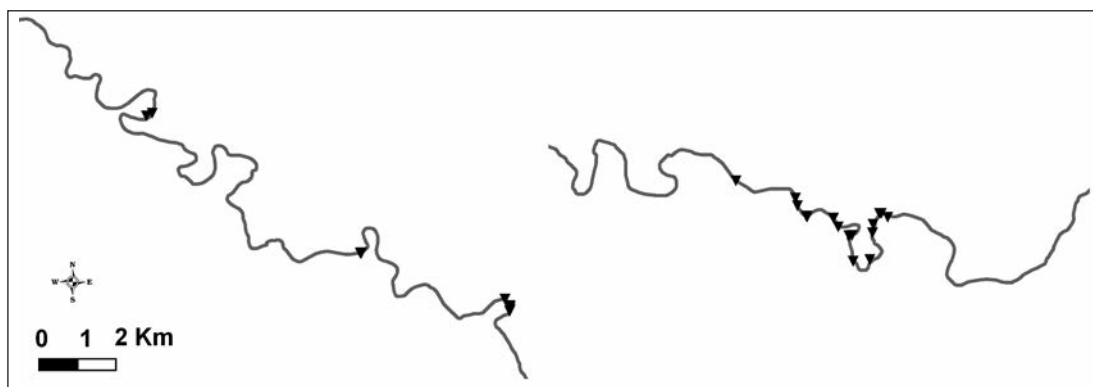


Figure 4 – Cartes de répartition du *Fontinalion antipyreticae* dans les gorges de l'Ardèche (à gauche) et dans les gorges du Chassezac (à droite).

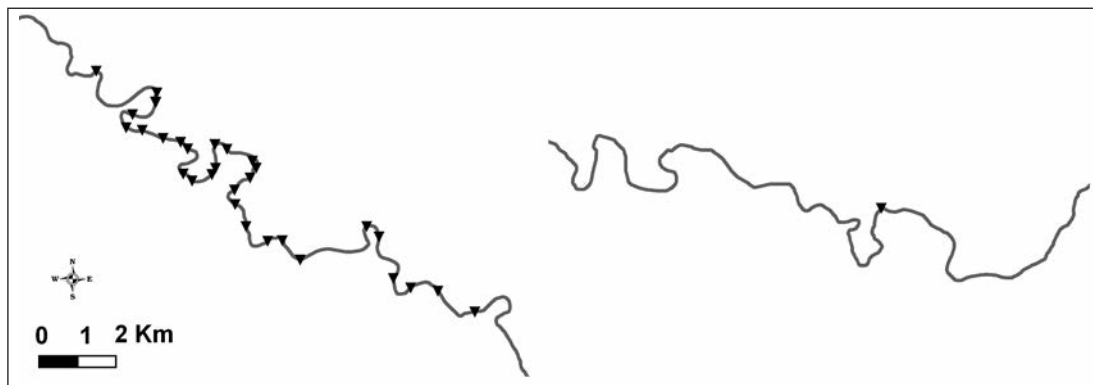


Figure 5 – Cartes de répartition du *Cinclidotetum danubici* dans les gorges de l'Ardèche (à gauche) et dans les gorges du Chassezac (à droite).

Groupement à *Timmiella anomala* et *Gymnostomum calcareum* (tableau 2)

Ce groupement original est peu fréquent sur le site, apparaissant de manière ponctuelle sur des abrupts rocheux recouverts de placages minces de sables limoneux soumis à des suintements temporaires carbonatés. Communauté limicole pionnière, formant des gazons denses et ras composés majoritairement d'acrocarpes. Elle est formée par *Timmiella anomala*, fréquemment associée à *Lunularia cruciata*, *Gymnostomum calcareum* et *Bryum donianum*.

Syntrichia latifoliae-*Leskeetum polycarpae* v. Hüb. Schm. 1952 (tableau 3)

Ce groupement est assez bien réparti sur le site au niveau des bancs de galets sur les berges convexes au sein de la saulaie alluviale. Association corticole, alternativement hygrophile et xérophile temporaire, avec une forte tendance rhéophile. Forme des gazons ras assez réguliers et denses pouvant être assez discrets (notamment à l'état sec). *Syntrichia latifolia* et *Leskea polycarpa* sont deux espèces caractéristiques très fréquentes, parfois accompagnées de *Cinclidotus fontinaloides*. La sous-association à *Dialytrichia fragilifolia* (*dialytrichietosum mucronatae* Barkm. 1958) est omniprésente sur l'ensemble du site. Un groupement à *Orthotrichum sprucei* semble pouvoir être isolé sur la base de caractères synécologiques et floristiques propres.

Il se positionne sur les parties hautes des troncs soumis périodiquement aux courants les plus violents et se caractérise floristiquement par la plus grande fréquence d'*Orthotrichum diaphanum* et la constance d'*Orthotrichum sprucei*.

Discussion

Richesse bryocénotique globale

L'ensemble des communautés bryophytiques saxicoles, aquatiques à amphibies est aujourd'hui rassemblé dans la classe des *Platyhypnidio-Fontinalietea antipyreticae* Phil. 1956 (Marstaller 1987). Dans le cadre d'une synthèse au niveau européen, Marstaller (2006) liste 12 associations de cette classe potentiellement présentes dans les gorges de l'Ardèche. Six groupements ont pu y être reconnus. En outre, la seule association corticole amphibie décrite en Europe au sein des *Fruilano dilatatae-Leucodontetea sciuroidis* Mohan 1978 est bien implantée dans les gorges de l'Ardèche et se trouve représentée localement par plusieurs sous-associations ou groupements qui témoignent de conditions écologiques contrastées. Le lit mineur des gorges de l'Ardèche, pourtant de faible extension latérale, est donc le réceptacle d'une grande richesse bryocénotique. Cette concentration exceptionnelle de bryocénoses spécialisées trouve son origine dans la diversité et la complexité des composantes structurales et hydrologiques des gorges. Le caractère pionnier de la majorité des communautés dépend du rajeunissement constant des bryocénoses par des perturbations cycliques basées principalement sur des processus d'érosion/sédimentation très actifs. La richesse en bryocénoses couplée au caractère pionnier de ces dernières est d'ailleurs considérée par Werffeli (2006) comme attestant d'une « alluvialité » maximale.

Originalité des groupements bryophytiques

Le groupement à *Timmiella anomala* et *Gymnostomum calcareum* peut être positionné au sein du *Cephaloziello baumgartneri-Southbyon nigrellae* Guerra & Gil 1982, alliance méditerranéenne des protosols calcaires (Guerra & Gil 1982) (figure 3) mais ne sau-

Tableau 3 – Tableau synthétique des communautés corticoles du lit mineur des gorges de l'Ardèche.

	(1) (2)	
	Nbr. relevés	23 25
<i>Dialytrichia mucronata</i> (Brid.) Broth.	V	V
<i>Cinclidotus fontinaloides</i> (Hedw.) P.Beauv.	IV	IV
<i>Leskea polycarpa</i> Hedw.	V	II
<i>Syntrichia latifolia</i> (Bruch ex Hartm.) Huebener	III	III
<i>Orthotrichum diaphanum</i> Schrad. ex Brid.	III	V
<i>Orthotrichum sprucei</i> Mont.		V
<i>Scorpiurium deflexifolium</i> (Solms) M.Fleisch. & Loeske	III	
<i>Scorpiurium circinatum</i> (Bruch) M.Fleisch. & Loeske	I	
<i>Orthotrichum cupulatum</i> Hoffm. ex Brid.	I	I
<i>Hypnum cupressiforme</i> Hedw.	I	I
<i>Syntrichia laevipila</i> Brid.	I	II
<i>Cryphaea heteromalla</i> (Hedw.) D.Mohr		I
<i>Leptodon smithii</i> (Hedw.) F.Weber & D.Mohr		I
<i>Orthotrichum acuminatum</i> H.Philip.		I
<i>Orthotrichum affine</i> Schrad. ex Brid.		I
<i>Syntrichia papillosa</i> (Wilson) Jur.		I
<i>Orthotrichum tenellum</i> Bruch ex Brid.		I

(1) *Syntrichia latifoliae*-*Leskeetum polycarpae* ; (2) Grpt à *Orthotrichum sprucei*.

rait être assimilé en l'état à aucune association décrite en Europe. *Gymnostomum calcarum* et *Southbya tophacea*, deux espèces bien présentes dans nos relevés, sont considérés par Marstaller (2006) comme des caractéristiques d'alliance. Davantage de relevés sont nécessaires pour asseoir la caractérisation à la fois floristique et synécologique de notre groupement afin de statuer définitivement sur sa valeur syntaxonomique.

Le groupement à *Homalia lusitanica* présente une originalité floristique et synécologique qui nous incite à y voir une communauté nouvelle. Deux communautés bryoptéridophytiques impliquant *Homalia lusitanica* comme caractéristique ont été décrites dans le domaine méditerranéen mais aucune ne semble correspondre au groupement des gorges de l'Ardèche. Le *Homalio lusitanicae-Trichomanietum speciosi* Pérez Latorre *et al.* 2005 est une association inféodée aux cavités rocheuses soumises aux embruns et aux suintements dans des ravins de la laurisylve (Perez Latorre *et al.* 2005). Le *Homalio lusitanicae-Adiantetum* Puglisi 1994 est quant à lui une association très hygrophile des parois suintantes, avec une haute fréquence d'espèces telles que *Pellia endivioides*, *Eucladium verticillatum* (Puglisi 1994). Bien qu'il possède des similitudes synécologiques certaines, la communauté bryophytique observée dans les gorges de l'Ardèche ne saurait être assimilée à aucune de ces deux associations et doit être rattachée au *Cinclidotion fontinaloidis* (figure 3).

Ces deux groupements singuliers sont strictement liés à des cavités creusées au fil du temps par l'érosion fluviale avec un dépôt régulier de sédiments fins (sables, limons). Ils sont donc conditionnés par la géomorphologie spécifique du lit mineur et les processus d'alluvionnement. De nombreux groupements originaux restent vraisemblablement à décrire dans les systèmes alluviaux en Europe occidentale. L'étude de ces communautés a été jusqu'à aujourd'hui très largement délaissée par les bryologues (Hugonnot & Celle à paraître).

Paucispécificité des groupements bryophytiques

Plusieurs communautés identifiées dans les gorges de l'Ardèche sont relativement pauvres en espèces, en particulier les groupements aquatiques comme l'a déjà noté Neu-

mayr (1978) dans d'autres hydrosystèmes européens. Le rattachement des communautés observées aux associations déjà décrites est de ce fait souvent assez délicat par manque d'espèces signalétiques. Par exemple l'*Octodiceratetum juliani* est caractérisé uniquement par *Fissidens fontanus*. Dans nos relevés, *Fissidens fontanus* est fréquemment associée à *Fontinalis hypnoides* var. *duriaei* qui caractérise une autre association (*Fontinalietum hypnoidis*). Le rattachement aux associations correspondantes se base sur une approche quantitative en l'absence de données écologiques précises, concernant notamment la vitesse du courant, la luminosité, ou les caractéristiques chimiques de l'eau... À l'avenir, une approche plus fine des paramètres physico-chimiques est donc à recommander.

Un problème de même nature est posé par le groupement à *Fontinalis antipyretica* et *F. hypnoides* var. *duriaei*. Chacune de ces deux espèces caractérise respectivement le *Fontinalietum antipyreticae* et le *Fontinalietum hypnoidis*. Nos relevés présentent assez fréquemment une combinaison de ces deux taxons rendant le rattachement à l'une ou l'autre de ces associations difficiles. Un second problème, d'ordre taxonomique, complexifie la situation puisque des formes intermédiaires entre *Fontinalis antipyretica* et *F. hypnoides* sont assez fréquemment observées.

Vitt & Glime (1984) relient l'extrême paucispécificité de ce type de communautés au nombre relativement peu élevé de bryophytes strictement aquatiques dans des systèmes d'eau courante. La forte pression de sélection s'exerçant sur ce pool d'espèces réduit conduit à la différenciation de communautés hyperspécialisées en fonction des multiples combinaisons des principaux paramètres écologiques (durée d'immersion, force du courant, qualité de l'eau, nature pétrochimique du substrat...) (Vanderpoorten 2002 ; Tremp *et al.* 2012).

Groupements bryophytiques et régime hydrologique

Les communautés saxicoles aquatiques à amphibiens se structurent dans les gorges de l'Ardèche selon un gradient de vitesse moyenne d'écoulement des eaux. Dans les secteurs les plus agités, les parois et les blocs calcaires hébergent constamment le *Cinclidotion danubici*. En Europe, cette association

est aujourd'hui largement répandue dans les principaux bassins hydrographiques, mais dans des habitats presque toujours artificiels, alors qu'elle est aujourd'hui extrêmement rare dans des systèmes naturels (Philippi 1956 ; Hugonnot 2007, 2010 et 2011). Cette communauté est omniprésente à proximité des différents rapides le long des gorges, ce qui contraste singulièrement avec la situation observée dans d'autres rivières comme le Chassezac (Hugonnot 2010). Le régime hydrologique du Chassezac est aujourd'hui fortement artificialisé par la présence de 4 barrages hydroélectriques (soutien d'étiage et étêtement des crues) installés dans la partie amont de la rivière. De plus la qualité des eaux du Chassezac est globalement inférieure à celle de l'Ardèche, notamment du fait du moindre renouvellement des masses d'eau et des sources d'intrants plus nombreuses (Syndicat du Chassezac 2011). Au contraire, l'Ardèche quant à elle ne subit aucune perturbation majeure de son régime hydrologique de type torrentiel. L'expression optimale de cette association rhéophile très spécialisée témoigne de la qualité exceptionnelle du système hydrologique des gorges de l'Ardèche.

À l'inverse, la rareté des communautés des eaux calmes, relevant du *Fontinalion antipyreticae* (groupement à *Fontinalis antipyretica*, groupement à *F. hypnoides* var. *duriaei* et *Octodiceratetum juliani*), dans les gorges de l'Ardèche contraste avec le Chassezac, où ces communautés sont omniprésentes. Elles sont

d'autre part particulièrement abondantes dans des cours d'eau régularisés et chenalisés comme la vallée du Rhin, du Main... (Meinunger & Schröder 2007 ; Neumayr 1978 ; Philippi 1993). Ainsi, la rareté des communautés du *Fontinalion antipyreticae* dans les gorges de l'Ardèche semble être un autre indicateur pertinent du fort dynamisme hydrologique de cette rivière.

Groupements bryophytiques et processus d'érosion-transport-sédimentation

L'érosion, le transport et la sédimentation sont trois processus clés de la dynamique hydrologique des cours d'eau (Dufour 2007). Les phénomènes cycliques d'érosion sont à l'origine d'un rajeunissement des communautés bryophytiques (figure 6). Au décapage du substrat succède une recolonisation par les communautés saxicoles pionnières comme celles du *Cinclidotion fontinaloidis*. Les sédiments fins en suspension se déposent à l'occasion des périodes de crues. Ce type de sédimentation est à l'origine des dépôts limono-sableux investis par les différentes communautés limicoles pionnières. Le groupement à *Didymodon nicholsonii* (assimilé ici au *Cinclidotion fontinaloidis*) est un des premiers stades de colonisation de ces nouveaux substrats, dans les secteurs à l'abri des forts courants. En fonction des diverses conditions stationnelles, d'autres communautés s'instal-



Figure 6 – Communautés bryophytiques du lit mineur soumises aux perturbations cycliques de l'hydrosystème par le régime des crues, à différentes échelles spatiales et temporelles. Les flèches symbolisent l'intensité en lien avec la fréquence des perturbations.

lent sur ces placages limoneux. Ainsi, sur les limons enrichis en matière organique (souvent près des zones rudéralisées), c'est le *Leptodictyo riparii-Fissidentetum crassipedis* qui s'installe, tandis que sur les placages limono-sableux et soumis à des suintements temporaires, c'est le groupement à *Timmiella anomala* et *Gymnostomum calcareum* qui se développe. Dans les cavités assez profondes, creusées dans les berges, le groupement à *Homalia lusitanica* colonise les limons tapisant les parois. La diversification et l'originalité de ces communautés bryophytiques limicoles démontrent l'importance des phénomènes actifs de sédimentation à toutes les échelles.

À une autre échelle spatio-temporelle, les épisodes de crues exceptionnelles (décennales ou centennales) engendrent le remaniement, le transport par charriage et le dépôt d'alluvions décimétriques sur les berges convexes de la rivière (Bravard 2008 ; Astrade *et al.* 2011). Les plages de galets ainsi formées accueillent alors à moyen terme des fourrés arbustifs à *Salix purpurea* (*Salicion triandrae* Müller & Görs 1958). La physionomie particulière des phanérophytes (morphoses aux troncs multiples ou troncs courts à branches basses, fortement inclinés) témoigne des fortes perturbations naturelles qu'ils subissent dans le lit mineur. Ainsi, l'alluvionnement régulier de ces troncs et leur exposition à un fort ensoleillement permettent l'expression d'une communauté épiphyte originale à *Orthotrichum sprucei* (rattachée ici au *Syntrichio latifoliae-Leskeetum polycarpae*) dans la partie haute des troncs. Cette communauté est donc strictement dépendante à la fois de l'installation des saulaies arbustives suite à des crues exceptionnelles et du régime saisonnier des crues.

Conclusion

La richesse bryocénotique des gorges de l'Ardèche témoigne de la diversité et de la complexité des processus alluviaux au sein de cet hydrosystème. Les fluctuations du niveau d'eau, les variations des vitesses des masses d'eau et les phénomènes d'érosion/sédimentation engendrés par la dynamique alluviale à des échelles spatiales et temporelles multiples conditionnent la totalité des communautés identifiées.

À grande échelle (petites surfaces), des perturbations cycliques fréquentes, d'intensité faible à moyenne, assurent la régénération des micro-habitats et l'installation de communautés pionnières. À petite échelle (grandes surfaces correspondant par exemple à un méandre) des perturbations exceptionnelles, du point de vue intensité et fréquence, régénèrent des habitats trachéophytiques eux-mêmes supports de communautés bryophytiques dont le maintien est conditionné par des alluvionnements et des submersions réguliers.

Dans un tel hydrosystème, toute perturbation fonctionnelle entraînerait la rupture de ces équilibres dynamiques et la disparition de ces communautés bryophytiques strictement dépendantes. De même, une diminution de la qualité de l'eau (eutrophisation, pollution) aurait des conséquences néfastes sur la plupart des communautés aquatiques à amphibiens. Ainsi, la conservation de la richesse du patrimoine bryophytique des gorges de l'Ardèche dépend exclusivement du maintien de son régime torrentiel et de la qualité de ses eaux.

La description et le déterminisme de l'ensemble de ces communautés présentés dans les lignes précédentes peuvent faire office d'état de référence étant donné la rareté des hydrosystèmes non perturbés en Europe occidentale. Ainsi l'étude des bryocénoses d'autres rivières plus dégradées permettra d'établir les fondements d'un diagnostic fonctionnel basé sur la comparaison à la fois quantitative et qualitative des groupements bryophytiques.

Remerciements

Denis Doublet et Olivier Peyronel de la Réserve naturelle nationale des gorges de l'Ardèche nous ont accompagnés lors des prospections en canoë. Thierry Vergne (Conservatoire botanique national du Massif central) a réalisé l'ensemble des cartes illustrant cet article. Guillaume Choynet nous a aidés pour la description des végétations trachéophytiques. Yves Peytoureau a revu en détail le résumé en anglais. Cette étude a bénéficié du soutien financier de la Réserve naturelle nationale des gorges de l'Ardèche.

Références

- Antonelli C., 2002. *Flux sédimentaires et morphogenèse récente dans le chenal du Rhône aval*. Thèse de doctorat, Université Aix-Marseille 1, 274 p.
- Astrade L., Jacob-Rousseau N. & Allignol F., 2011. Les successions d'interactions entre climat, sociétés et paysages dans un contexte de changements : les moyennes montagnes du sud-est de la France à la sortie du Petit Âge Glaciaire. In : Lambiel C., Reynard E. & Scapozza C. (eds). *La géomorphologie alpine : entre patrimoine et contrainte*. Actes du colloque de la Société Suisse de Géomorphologie, 3-5 septembre 2009, Olivone, Université de Lausanne. *Géovisions* 36 : 60-78.
- Braun-Blanquet J., 1921. Prinzipien einer Systematik der Pflanzengesellschaften auf floristischer Grundlage. *Jahrbuch St. Gallischen Naturwissenschaftlichen Gesellschaft* 57(2): 346.
- Braun-Blanquet J., 1928. *Pflanzensoziologie. Grundzüge der Vegetationskunde*. Berlin, Biol. Studienbücher, 7, 330 p.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie* (3^e édition). Wien, New York, Springer Verlag, 14 + 865 p.
- Bravard J.-P., 1993. Quelques caractères de la morphodynamique fluviale des gorges de l'Ardèche. In : *Géomorphologie et Aménagement de la Montagne. Mélanges en hommage à P. Gabert*. Caen, CNRS : 23-42.
- Bravard J.-P., 2008. L'eau et les paysages du fond des gorges. In : *De la Dent de Rez aux Gorges de l'Ardèche*. Lagorce, Éditions de l'Ibie/Éditions du Chassel, 654 p.
- Bravard J.-P. & Petts G.E., 1996. Human impacts on fluvial hydrosystems. In : Petts G.E. & Amoros C., *Fluvial hydrosystems*. London, Chapman & Hall: 242-259.
- Choisnet G. & Le Henaff P.-M. (à paraître). *Référentiel des végétations du Massif central de la région Rhône-Alpes*. Conservatoire botanique national du Massif central.
- Debat L., 1886. Catalogue des mousses du Bassin du Rhône. *Annales de la société botanique de Lyon* XIII : 147-235.
- Dismier G., 1921. Florule bryologique de St-Péray (Ardèche). *Revue bryologique* 48 : 72.
- Dismier G., 1922. Une Mousse nouvelle pour la France dans la Drôme : *Orthotrichum Schawii* Wils., et présence aux environs de Valence des *Camptothecium aureum* Bry. Eur. et *Epipterygium Tozeri* (Grev.) Lindb. *Bulletin de la société botanique de France* 69 (3-4) : 221-225.
- Dismier G., 1928. Les Muscinées du Vivarais. *Revue bryologique* N.S., 1 (1) : 13-25.
- Dufour S., 2007. Contrôles hydro-morphologiques et activités anthropiques dans les forêts alluviales du bassin rhodanien. *Annales de géographie* 654 : 126-146.
- Duplan G., 2008. Climatologie. In : *De la Dent de Rez aux Gorges de l'Ardèche*. Lagorce, Éditions de l'Ibie/Éditions du Chassel, 654 p.
- Ellenberg H., 1988. *Vegetation ecology of central Europe*. Cambridge, Cambridge University Press, fourth edition, 731 p.
- Frey W. & Kürschner H., 1995. Soziologie und Lebensstrategien epiphytischer Bryophyten in Israel und Jordanien. *Nova Hedwigia* 61: 211-232.
- Goubet P., 2007. *Végétations et fonctionnement des tourbières de montagne Bourbonnaise*. Thèse université de Clermont-Ferrand, 116 p. + annexes.
- Guerra J. & Gil J.A., 1982. Comunidades briofíticas mediterráneas de protosuelos calcáreos húmidos. *Folia Bot. Misc.* 3 : 87-94.
- Hébrard J.-P., 1973. *Étude des bryoassociations du Sud-Est de la France et leur contexte écologique*. Thèse, Marseille, France, tome I : 422 p., tome II : 75 tabl., 17 pl. fig.
- Hill M.O., Bell N., Bruggeman-Nannenga M.A., Brugués M., Cano M.J., Enroth J., Flatberg K.I., Frahm J.-P., Gallego M.T., Garilleti R., Guerra J., Hedenäs L., Holyoak D.T., Hyvönen J., Ignatov M.S., Lara F., Mazimpaka V., Muñoz J. & Söderström L., 2006. Bryological Monograph. An annotated check-list of the mosses of Europe and Macaronesia. *Journal of bryology* 28: 198-267.
- Hugonnot V., 2007. Bryophytes nouvelles pour l'Auvergne (France), approches chorologique et écologique. *Journal de botanique de la Société botanique de France* 39 : 3-15.
- Hugonnot V., 2010. Mousses et hépatiques de Païolive (Ardèche et Gard, France). *Bulletin de la société botanique du Centre-Ouest*, N.S., numéro spécial 34 : 1-293.
- Hugonnot V., 2011. Les bryophytes et les bryocénoses du site d'Entraigues (Var, France) comme outil d'évaluation d'un projet de renaturation hydrologique. *Ecologia mediterranea* 37 (2) : 45-56.
- Hugonnot V., Boudier P., Mulot P.-E & Vergne T., 2011. *Cephalozia macrostachya* Kaal. indicateur de l'état de conservation d'une tourbière en Sologne (Cher, France) ; son utilité dans la problématique de gestion. *Acta Botanica Gallica* 158 (3) : 329-345.
- Hugonnot V. & Celle J., 2012. Les bryophytes du corridor alluvial de la vallée du Rhône : flore, végétation et fonctionnalité. *Revue d'écologie*, Soumis.
- Jaillet S., Martini J., Mocochain L. & Delannoy J.-J., 2008. Le cadre naturel : approche géomorphologique. In : *De la Dent de Rez aux Gorges de l'Ardèche*. Lagorce, Éditions de l'Ibie/Éditions du Chassel, 654 p.
- Julien P.Y., 2006. *River mechanics*. Cambridge University Press, Cambridge, 434 p.
- Klein J.P. & Vanderpoorten A., 1997. Bryophytic vegetation in riparian forests: their use in the ecological assessment of the connectivity between the Rhine and its floodplain (Alsace, France). *Global Ecol. Biogeogr.* 6: 257-265.
- Mandin J.-P. & Descoings B., 2008. Flore et végétation. In : *De la Dent de Rez aux Gorges de l'Ardèche*. Lagorce, Éditions de l'Ibie/Éditions du Chassel, 654 p.
- Mardigny M. de, 1860. Mémoire sur les inondations des rivières de l'Ardèche. *Annales des Ponts et Chaussées* XIX (3) : 249-296.
- Marstaller R., 1987. Die Moosgesellschaften der Klasse *Platyhypnidio-Fontinalietea antipyreticae* Philippi 1956. *Phytocoenologia* 15 (1) : 85-138.
- Marstaller R., 2006. Syntaxonomischer Konspekt der Moosgesellschaften Europas und angrenzender Gebiete. *Haussknechtia Beiheft* 13 : 1-192.
- Meinunger L. & Schröder W., 2007. *Verbreitungsatlas der Mosse Deutschlands. Band 2*. Herausgegeben von O. Dürhammer für die Regensburgische Botanische Gesellschaft, Regensburg, 700 p.

- Meyran O., 1914. Catalogue des mousses du bassin du Rhône. *Annales de la société botanique de Lyon* 39 : 1-164.
- Neumayr L., 1978. Verbreitung und Ökologie von *Octodieras fontanum* (La Pyl.) Lindb., in Bayern. *Hoppea, Denkschr. Regensb. Bot. Ges.* 37 : 179-240.
- Pascal M., Lafarge D., Chedhomme & Glintzboeckel C., 1989. *Notice explicative de la feuille de Bourg-Saint-Andéol, Carte géologique de la France à 1/50 000*. Éditions du BRGM, 69 p.
- Perez Latorre A.V., Cano M.J., Cabezudo B. & Guerra J., 2005. Phytocoenological behaviour, distribution and conservation of *Trichomanes speciosum* Willd. (Pteridophyta) in the south of the Iberian Peninsula. *Cryptogamie. Bryologie* 26 : 249-261.
- Philibert H., 1880. Le véritable *Thuidium delicatulum* Hedw. et Lindb., trouvé à Vals. *Revue bryologique* 7 : 99.
- Philibert H., 1881. *Orthotrichum acuminatum* species nova. *Revue bryologique* 8 : 28-31.
- Philibert H., 1884. *Funaria pulchella* sp. nov. *Revue bryologique* 11 : 41.
- Philibert H., 1894. *Philonotis* nouvelles ou critiques. *Revue bryologique* 21 : 2.
- Philippi G., 1956. Einige Moosgesellschaften des Südschwarzwaldes und der angrenzenden Rheinebene. *Beiträge zur naturkundlichen Forschung in Südwestdeutschland* 15 : 91-124.
- Philippi G., 1993. Die Wassermoosvegetation am mittleren und unteren Main und seinen Seitenflüssen. *Herzogia* 9 : 475-511.
- Philippi G., 2007. Vorkommen und Vergesellschaftung von *Cinclidotus danubicus* im österreichischen Donaugebiet. *Herzogia* 20 : 299-304.
- Poinsard D., 1992. *Effets des aménagements fluviaux sur les débits liquides et solides. L'exemple du Rhône dans les plaines de Miribel-Jonage et de Donzère-Mondragon*. Thèse de doctorat, Université Jean Moulin, Lyon 3, 501 p.
- Puglisi M., 1994. *Homalio lusitanicae-Adiantetum*, nuova associazione della classe *Adiantetea* Br.-Bl. 1947. *Boll. Acc. Gioenia Sci. Nat.* 27 (346) : 93-98.
- Ros R.M., Mazimpaka V., Abou-Salama U., Aleffi M., Blockeel T.L., Brugués M., Cano M.J., Cros R.M., Dia M.G., Dirkse G.M., El Saadawi W., Erda A., Ganeva A., González-Mancebo J.M., Herrnstadt I., Khalil K., Kürschner H., Lanfranco E., Losada-Lima A., Refai M.S., Rodríguez-Núñez S., Sabovjlevi M., Sérgio C., Shabbara H., Sim-Sim M. & Söderström L., 2007. Hepatics and Anthocerotales of the Mediterranean, an annotated check-list. *Cryptogamie, bryologie* 28 (4) : 351-437.
- Sapaly J., 2000. Bryophytes du département de l'Ardèche. Manuscrit non publié, non paginé.
- Schnitzler-Lenoble A., 2007. *Forêts alluviales de l'Europe. Écologie, biogéographie. Valeur intrinsèque*. Paris, Lavoisier, 387 p.
- Syndicat du Chassezac, 2011. *Contrat de rivière du Chassezac*, dossier sommaire de candidature, 86 p.
- Trempe H., Kampmann D. & Schulz R., 2012. Factors shaping submerged bryophyte communities: A conceptual model for small mountain streams in Germany. *Limnologia – Ecology and Management of Inland Waters* 42 (3) : 242-250.
- Vanderpoorten A., 2002. Hydrochemical determinism, ecological polymorphism, and indicator values of aquatic bryophytes for water quality. In: Ambast R.S., Ambast N.K. (eds), *Applied Aquatic Ecology. Modern Trends in Ecology and Environment*, New York, Kluwer Academic Publishers: 65-96.
- Vitt D.H. & Glime J.M., 1984. The structural adaptations of aquatic Musci. *Lindbergia* 10: 95-110.
- Vivian H., 1989. Hydrological changes of the Rhône River. In: G.E. Petts, H. Möller & A.L. Roux (eds). *Historical Change of Large Alluvial Rivers, Western Europe*. Chichester, J. Wiley and Sons: 57-77.
- Wattez J.-R. & Foucault B. de, 2002. Esquisse de la végétation bryophytique de la Basse-Ardèche. *Bulletin de la société botanique du nord de la France* 55 (3-4) : 27-32.
- Werffeli B., 2004. *La végétation muscinale des zones alluviales de la Sarine et de l'Aar (Suisse)*. Université de Neuchâtel, Laboratoire d'écologie végétale et de phytosociologie, 166 p.

Salinity stress affects growth responses of *Cenchrus ciliaris* under CO₂ enrichment

Le stress salin affecte la croissance de Cenchrus ciliaris sous enrichissement en CO₂

T. S. KSIKSI, N. O. ALSHAYGI

Biology Department, Faculty of Science, UAE University,
P.O. Box 15551, Al-Ain, United Arab Emirates

Phone: +971507132808

Fax: +97137677535

E-mail: tksiksi@uaeu.ac.ae

Abstract

Salinity stress may affect the response of grass species to atmospheric CO₂ enrichment. But the extent and timing of growth responses in hyper-arid environments may be different depending on the specific environmental conditions and the type of grass species (C3 vs. C4). The aim of the present study was to assess the extent of *Cenchrus ciliaris* L. responses to CO₂ enrichment and to evaluate the role of salt stress in affecting such response. Three treatments were tested; namely ambient, alternating and enriched CO₂ concentrations (ACO₂, ALCO₂ and ECO₂; respectively). Shoot length of *C. ciliaris* was positively affected by atmospheric CO₂ enrichment. The number of inflorescence increased with the increase of CO₂ level under both salt stress and control conditions. Growth allocation to green blades increased ten times under salinity stress than under control conditions. Allocation to inflorescence parts was almost two times higher under control than under salinity stress. Moreover, root allocation underwent variations between control and salinity stress. In short, CO₂ enrichment did influence growth responses of *C. ciliaris*, especially under salinity stress. Growth allocation was also influenced toward a more reproductive growth pattern. Moreover, plants under salt stress may have responded to the CO₂ alternation as an added stress.

Resumé

Le stress salin peut affecter la réponse des espèces fourragères suite à l'enrichissement atmosphérique en CO₂. Mais l'étendue des réponses de croissance dans des environnements hyperarides peut être différente en fonction des conditions environnementales spécifiques et du

type d'espèces végétal (C3 vs C4). Le but de la présente étude était d'évaluer l'ampleur des réponses de *Cenchrus ciliaris* L. à l'enrichissement en CO₂ et d'évaluer le rôle du stress salin. Trois traitements ont été testés, à savoir CO₂ ambiant, alternatif et enrichi (ACO₂, ALCO₂ et ECO₂ respectivement). La longueur de *C. ciliaris* a été influencée positivement par l'enrichissement atmosphérique en CO₂. Le nombre d'inflorescence a augmenté avec l'augmentation du niveau de CO₂ dans les individus sous stress salin et les témoins. L'allocation de croissance des feuilles fraîches a augmenté dix fois sous stress salin par rapport aux conditions témoins. La répartition des inflorescences était près de deux fois plus élevée chez les témoins qu'en présence de sel. En outre, l'allocation de ressources à la croissance des racines a connu des variations entre le contrôle et le stress salin. En somme, l'enrichissement en CO₂ a affecté la croissance de *C. ciliaris*, en particulier en milieu salin. L'allocation de croissance a aussi influencé la croissance vers la reproduction. En outre, les plantes sous stress salin ont réagi à l'alternance de CO₂ comme étant un stress supplémentaire.

Introduction

Salinity is a major environmental stress that reduces plant productivity (Majeed *et al.* 2010). Land areas affected by salinity are expected to increase globally (Martinez-Beltran & Manzur 2005). More specifically, arable land loss because of high salinity in recent years was reported to reach 30% and may increase up to 50% by 2050 (Wang *et al.* 2003). Salinity impacts on plants can be noticed at the plant level through death and sharp decline in productivity (Parida & Das

Keywords: Growth partitioning, C3 plants, C4 plants.

2005). It also inhibits plants' access to soil water by increasing the osmotic strength of soil solution (The Regional Institute Ltd. 2008). High salinity has a substantial effect on plants' major processes such as photosynthesis, protein synthesis and energy and lipid metabolism (Parida & Das 2005). In addition, growth and gas exchange properties such as net photosynthesis and water use efficiency, which are related to stomatal conductance, are also affected by high salinity (Koyro 2006). Salinity stress reduces plants growth because of the low photosynthesis rate in plants that are exposed to high salinity, which can decrease the amount of carbohydrates that are supplied mainly by photosynthesis and are needed for cell growth (Parida & Das 2005). This low photosynthetic rate comes as a result of salt concentration which has an osmotic and toxic effect, leading to an inhibition of plant uptake of some minerals such as N, K, and Ca (Majeed *et al.* 2010; Koyro 2006). Additionally, salinity stress decreases blade water and osmotic potential (Koyro 2006). Blades growth is more sensitive to salinity than root growth (Munns & Termaat 1986). Whereas for fruits, high salinity shortened the time of fruit development in some plants and shortened the fruit life span in others (Mizrahi 1982). Seed germination and dry biomass production are also negatively affected by high salinity, but seeds seem to be less inhibited by salinity than growing plant parts (Ungar 1996). Salinity did not affect seed recovery after stress (Ungar 1996). But the extent of plant response to such stress under enriched CO₂ conditions requires more investigations.

Scientists believe that plants' response to the enrichment of CO₂ is mainly manifested through increasing photosynthesis and decreasing stomatal density (Ainsworth & Rogers 2007). While all other effects of CO₂ elevation on plants derived from those two fundamental responses (Ainsworth & Rogers 2007). It is supposed that 95% of plant species didn't reach their maximum photosynthetic efficiency under ambient CO₂, that's why the current increase in atmospheric CO₂ could stimulate plants' growth and it is expected to increase more by the current raise in atmospheric CO₂ (Ksiksi & Youssef 2010; Ziska *et al.* 2009). Others believe that the response of plants to elevated CO₂ will stabilize in the long run because of the photosynthesis acclimation, where plants can't use more atmospheric CO₂ (Barrett & Gifford

1995). Carbon dioxide absorption, however, depends on photosynthetic pathways (*ie*: C3 vs. C4).

The difference in responses between C3 and C4 plants to elevated CO₂ has been a topic debated by various scientists. Environmental stresses that are caused by the elevation of carbon dioxide worldwide are expected to ameliorate C4 plants' response to the elevated CO₂ (Leakey 2009). Some studies suggest that the response of C4 plants growing under elevated CO₂ is smaller than the response of C3 plants, especially in non-stressed conditions (Barrett & Gifford 1995; Curtis *et al.* 1989). The reason behind the difference is that C4 photosynthesis rate does not increase with the increase in CO₂ levels (Wang *et al.* 2003), caused by specialized C4 plant mechanisms (Bowes 1993). The majority of studies on atmospheric CO₂ enrichment dealt with C3 plant species, and few studies were on C4 species (Wang *et al.* 2003). Most of those studies have focused on weeds and dicotyledonous species (Wang *et al.* 2003). This bias in studies seems surprising since half of the world's grass species possess C4 photosynthesis (Brutnell *et al.* 2010). Any change in C4 species productivity carried out by the atmospheric CO₂ enrichment could have a huge impact on the gross primary productivity, since the C4 plant contribution is about 21% worldwide (Wang *et al.* 1999). However some of those limited studies on photosynthetic activity of C4 species showed that there is a direct enhancement of atmospheric CO₂ increase on C4 species (Wang *et al.* 2003).

The objectives of the current study are to: (1) assess the extent of *Cenchrus ciliaris* L. responses to CO₂ enrichment, (2) study the appropriate environmental conditions for optimal growth, (3) test the morphological responses to CO₂ enrichment, and (4) evaluate the role of salt stress in affecting *C. ciliaris* responses to CO₂ enrichment.

Materials and Methods

The experiment was carried out between December 2009 and May 2010 within the United Arab Emirates (UAE) University campus in Al-Ain city (N 24.19, E 55.62). The trial was conducted in a greenhouse with controlled temperature, within two plastic chambers (336 x 244 x 22 cm) erected for this trial.

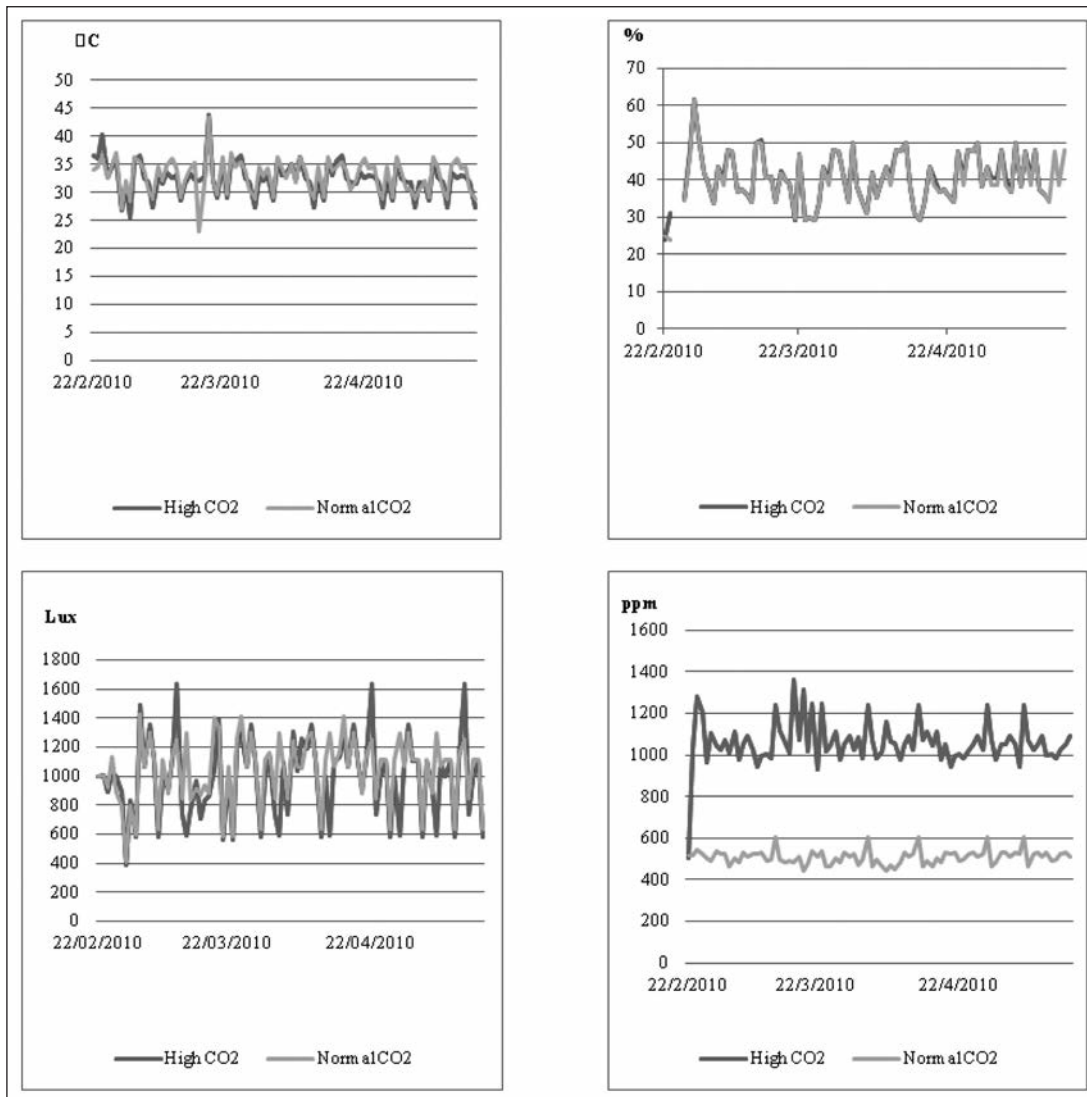


Figure 1 – Daily variations in A) Temperature, B) Humidity, C) light, and D) CO₂ concentration in the two growing chambers over the trial period.

One chamber was left at the greenhouse CO₂ conditions (referred to as ambient treatment – ACO₂) where the CO₂ concentration was around 500 ppm (Figure 1), and the other chamber was kept at high concentration of CO₂ (referred to as enriched treatment – ECO₂). CO₂ concentration was kept at around 1000 ppm (Figure 1). The source of CO₂ was 20-kg CO₂ canisters. The CO₂ levels were monitored using a carbon dioxide monitor and controller (TONGDY Ltd.). All other conditions were kept similar in both chambers (Figure 1). Three groups of *C. ciliaris* plants, were grown in plastic pots (30 cm in diameter), exposed to enriched, ambient, or alternating CO₂. The salinity stress sub-group contained four pots each with 20 planted seeds of *C. ciliaris*. Seeds were planted on 11 February. All plants were grown within pots from locally collected seeds.

Plants that were grown under enriched CO₂ conditions were exposed continually to enriched atmospheric CO₂ during the whole trial between 7:00 to 18:00. A third group was referred to as alternating treatment (ALCO₂) where plants were grown under changing exposure between ambient and enriched atmospheric CO₂, every two weeks. Plant under salinity treatment were supplied with saline water (salinity=2.15 ppt), while the other plants in the other two treatments were irrigated with tap water (salinity=0.75 ppt).

Shoot length, number of blades (green/dry), blade area and inflorescence production were measured every week throughout the trial period. The number of stomata was counted per square area using the epidermal peeling method. The peeling was done two to three times for each of three replicates.

Pigment concentration was measured as an indicator of the Chlorophyll content (Larsson *et al.* 1998) using the following methodology: 5 ml of pure acetone was added to 25 mg of dry blades sample, where it was kept in 4 °C temperature and darkness for 24 h, grinded with a tissue grinder and kept overnight. The samples were exposed to sonication for 2 min before it was centrifuged in 4 degrees C, span at 3000 rpm for 15 min. The extract absorbance was measured using spectrophotometer at 663.2 nm for Chlorophyll-a, 646.8 nm for Chlorophyll-b, and 470 nm for Carotenoids (Larsson *et al.* 1998). The chlorophyll content (mg.ml^{-1}) was calculated using the formula: Chlorophyll content = A/Ed , where A is the observed absorbance, E is the

extinction coefficient ($=5 \text{ mg/ml}$), and d is the distance of the light path ($=1 \text{ cm}$)

SPSS (Polar Engineering and Consulting 2009) was used to perform ANOVA analysis to compare the main effects (ambient, alternating and enriched CO_2) for each of variables under study within each date.

Results

Eco-physiological Growth

Shoots of plants grown under salinity stress for all three treatments followed an inverted parabolic shape, with ECO_2 treatment always higher than the other two treatments (Figure 2).

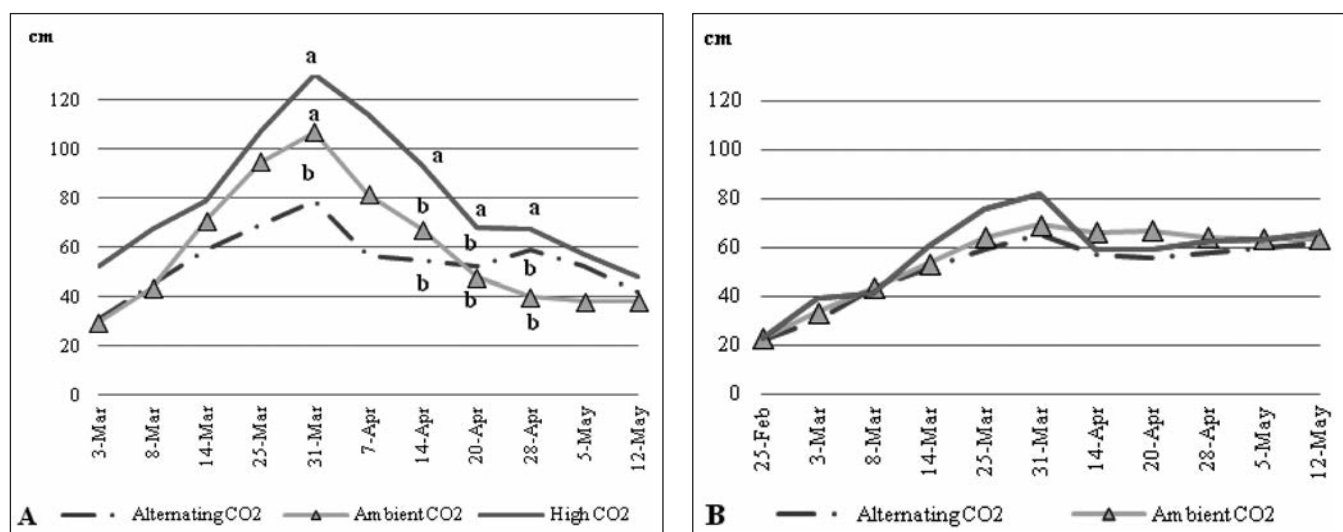


Figure 2 – Variations in shoot length of *C. ciliaris* under various levels of atmospheric CO_2 ; ambient (500 ppm); enriched (1000 ppm) and alternating between ambient and enriched levels: A) subjected to salinity stress, B) under non stressed condition.

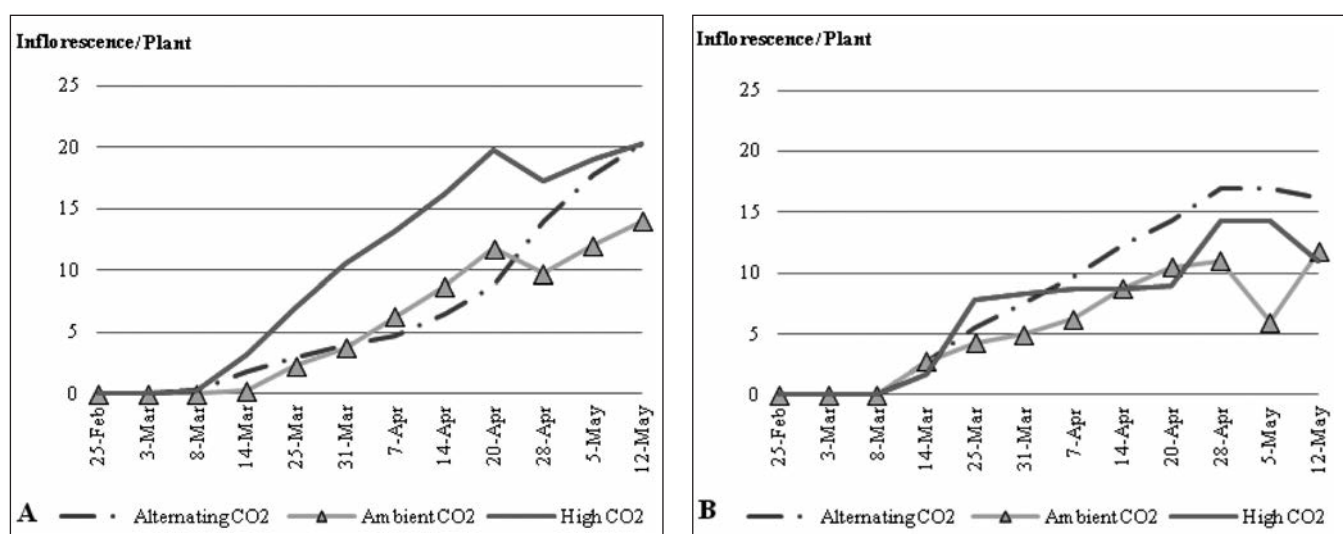


Figure 3 – Variations in Inflorescence number of *C. ciliaris* under various levels of atmospheric CO_2 ; ambient (500 ppm); enriched (1000 ppm) and alternating between ambient and enriched levels: A) subjected to salinity stress, B) under non stressed condition.

Shoot length increased during the first half of the experiment to reach around 130, 106, and 79 cm for ECO₂, ACO₂, and ALCO₂ treatments; respectively (Figure 2A). On the 31st of March 2010 ALCO₂ plants had significantly shorter shoots than both ACO₂ and ECO₂ plants ($P < 0.05$). The second half of the experiment revealed a decreasing pattern in plants' shoot length in all three treatments. Plants under ECO₂ had significantly longer shoots than plants under the other two CO₂ concentrations on 14, 20 and 28 April ($P < 0.05$). For the control, all three treatments had similar shoot length throughout the trial period ($P > 0.05$).

From the first emerging of inflorescence to the end of the trial plants under salinity stress (Figure 3A) had the highest number of inflo-

rescence under ECO₂. Inflorescence appeared earlier for ECO₂ and ALCO₂ than for ACO₂.

For all three treatments, plants under salinity stress had an increasing trend in the blade area during the first period of the trial to reach their peak by the end of March (Figure 4). ECO₂ plants had significantly the largest blade area of all CO₂ concentrations ($P < 0.05$). Plants under ECO₂ had the highest blade area (130 cm²), followed by plants under ACO₂ treatment (110 cm²). The lowest blade area was recorded for ALCO₂ plants (80 cm²). Plants of all three treatments showed a decline in blade area toward the end of the trial. ECO₂ plants had higher average blade area ($P < 0.05$) when compared to the other two concentrations of CO₂. This was true on 7, 14 and 20 April ($P < 0.05$). Control plants under all three

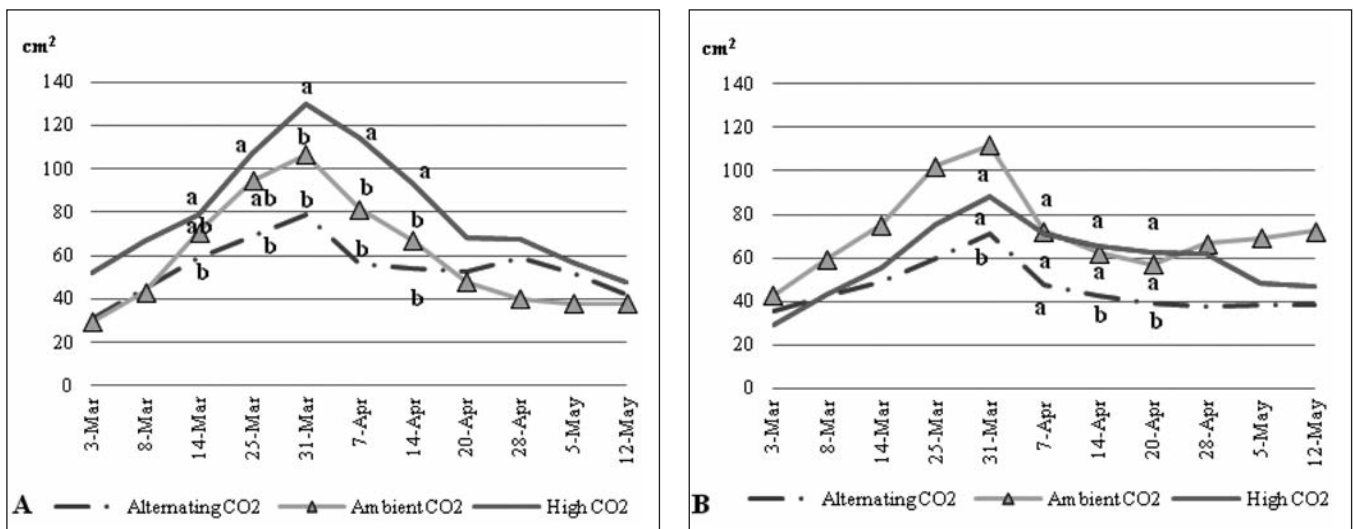


Figure 4 – Variations in blade area of *C. ciliaris* under various levels of atmospheric CO₂; ambient (500 ppm); enriched (1000 ppm) and alternating between ambient and enriched levels: A) subjected to salinity stress, B) under non stressed condition.

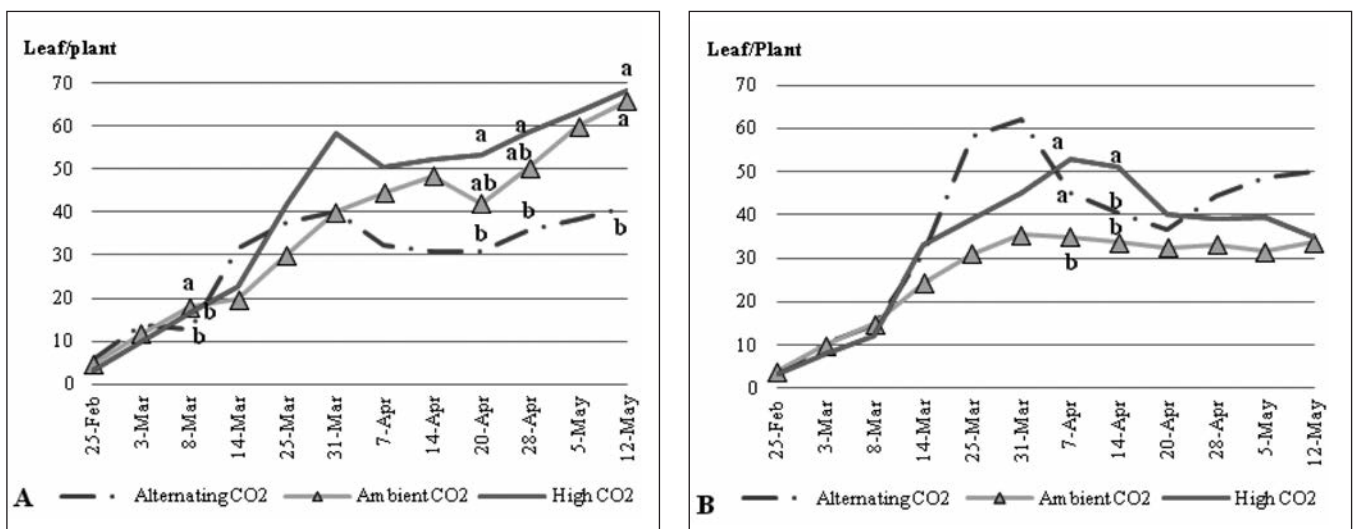


Figure 5 – Variations in green blade average number of *C. ciliaris* under various levels of atmospheric CO₂; ambient (500 ppm); enriched (1000 ppm) and alternating between ambient and enriched levels: A) subjected to salinity stress, B) under non stressed condition.

treatments had similar blade areas on most dates at $P>0.05$ (Figure 4B). Except on 31 March and 14 and 20 April, ALCO₂ had the lowest average blade area at $P<0.05$.

The dynamics of green blade variations is summarized in figure 5. Salt stressed plants for all three treatments underwent an increase in green blades until the end of the trial. Plants under both ECO₂ and ALCO₂ had the highest average on 5 May and 12 May ($P=0.058$). On 20 April, there was a significant difference between ECO₂ and ALCO₂ plants ($P=0.097$), and on 28 April at $P=0.089$. Toward the end of the experiment ALCO₂ plants showed a fluctuating blade area to end up with the lowest average (*ie.* 40 blades per plant). For control plants, ALCO₂ and ECO₂ treatments had higher number of blades on 7 April ($P<0.05$).

ECO₂ treatment had the highest average green blades on 14 April ($P<0.05$).

Under salinity stress (Figure 6) plants under ECO₂ had the highest average number of dry blades on 20 April ($P<0.01$). ACO₂ and ALCO₂ plants had a fluctuating average number of dry blades to end up with 25 and 20 blades per plant; respectively.

The average stomatal density (SD) underwent an increasing trend until the end of the trial. No significant differences were observed for all three treatments for both stressed and control plants ($P>0.05$). The average SD for ECO₂, for instance, was about 43 stomata per μm^2 at the start of the trial and increased up to around 68 stomata per μm^2 . ECO₂ reached an average of about 53 stomata per μm^2 under control conditions.

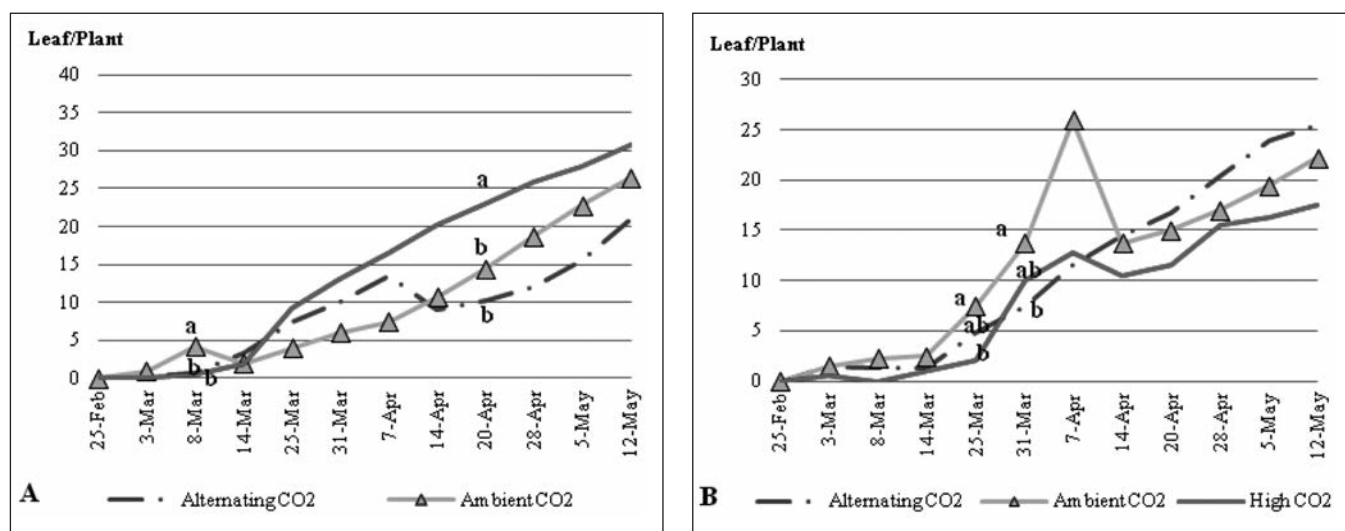


Figure 6 – Variations in dry blade average number of *C. ciliaris* under various levels of atmospheric CO₂; ambient (500 ppm); enriched (1000 ppm) and alternating between ambient and enriched levels: A) subjected to salinity stress, B) under non stressed condition.

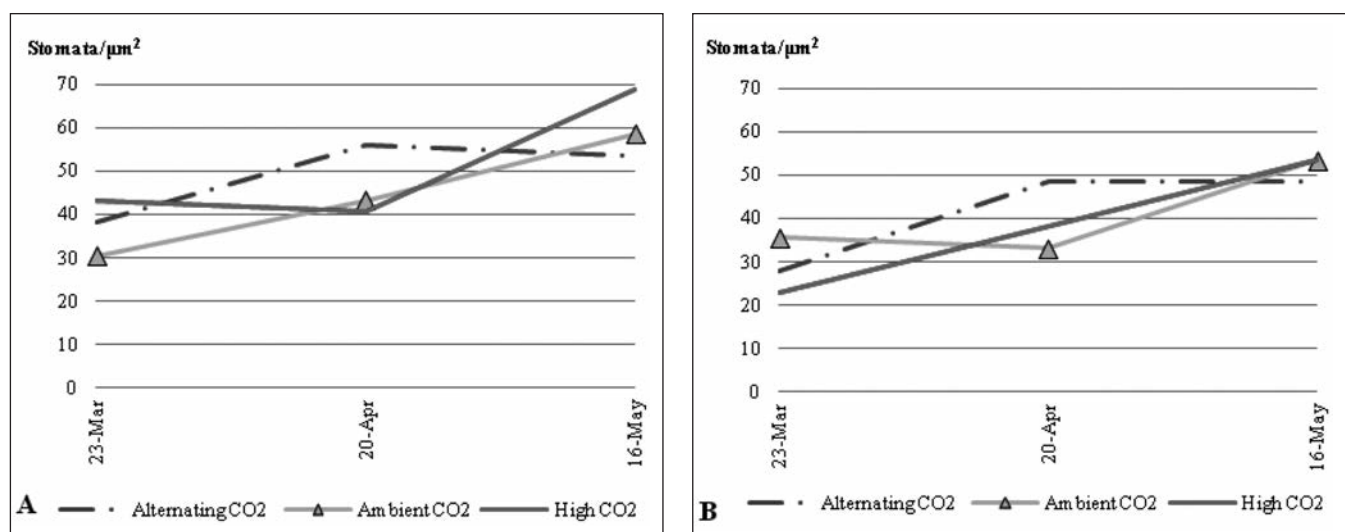


Figure 7 – Variations in stomata average number of *C. ciliaris* under various levels of atmospheric CO₂; ambient (500 ppm); enriched (1000 ppm) and alternating between ambient and enriched levels A) subjected to salinity stress, B) under non stressed condition.

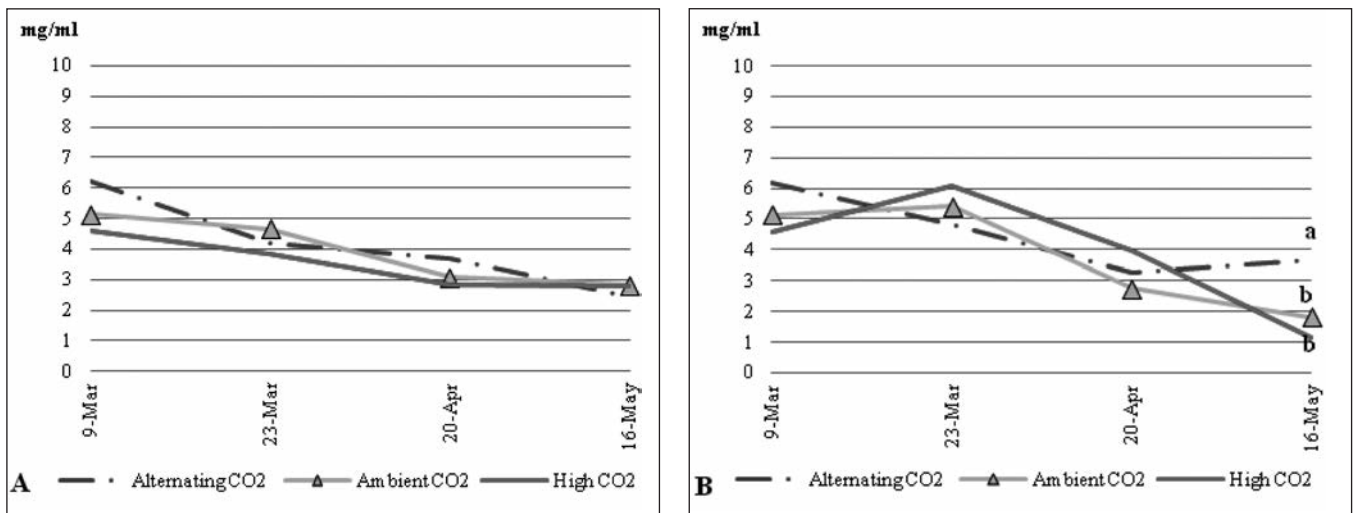


Figure 8 – Variations in Chlorophyll-a pigment of *C. ciliaris* under various levels of atmospheric CO₂; ambient (500 ppm); enriched (1000 ppm) and alternating between ambient and enriched levels: A) subjected to salinity stress, B) under non stressed condition.

The average Chlorophyll-a content of all plants under stress conditions (Figure 8A) decreased from a range of about 4.5 to 6 mg.ml⁻¹ at the beginning of the trial down to around 3 mg.ml⁻¹ by the end of the trial. There was no significant difference in Chlorophyll-a concentrations between plants under any of the CO₂ concentrations ($P>0.05$). For the control treatment, Chlorophyll-a gradually increased at the beginning of the trial to reach around 5.5 mg.ml⁻¹, then decreased sharply after the 23 March to reach 3.6 mg/ml, 1.8 mg.ml⁻¹ ($P<0.05$), and 1.1 mg.ml⁻¹ for the ALCO₂, ACO₂, and ECO₂ plants; respectively by the end of the trial.

Growth Partitioning

In this section growth partitioning rates (percent) will be compared – within each CO₂ treatment – to assess the different responses of *C. ciliaris* to salinity stress under different CO₂ concentrations.

Growth allocation to green blades increased ten times under salinity stress than under control conditions (32.73% and 3.63%; respectively). Allocation to inflorescence parts were almost two times higher under control than under salinity stress (11.19% and 6.49%; respectively) at $P<0.05$. Under ECO₂ concentration, there was a significant differences between dry blades under salinity stress and plants under no stress at $P<0.05$ (Table 1).

Table 1 – Percentage of growth partitioning (Dry Matter) of *C. ciliaris*. Comparing the plants subjected to salinity stress and plants that were not subjected to salinity stress under various levels of atmospheric CO₂; ambient (500 ppm); enriched (1000 ppm) and alternating between ambient and enriched levels.

Treatment	Plants subjected to salinity stress					Plants under controlled condition				
	Root	Sheath	Inflorescence	Green Blades	Dry Blades	Root	Sheath	Inflorescence	Green Blades	Dry Blades
Enriched atmospheric CO ₂	3.25%	47.94%	6.49%	32.73%*	9.32%	6.35%*	62.29%*	11.19%*	3.63%	16.55%*
Ambient atmospheric CO ₂	10%	57.78%	13.14%	14.88%	4.2%	8.63%	59.13%	10.32%	3.99%	16.93%*
Alternating atmospheric CO ₂	8.77%*	51.9%	11.44%	20.29%*	7.6%	5.67%	52.96%	17.85%*	6.65%	16.87%*

* Values are significantly higher at $P<0.05$

Root allocation also underwent big variations between control and salinity stress (6.35% and 3.52%; respectively) at $P < 0.05$.

Under ACO_2 the effect of salinity stress was limited (Table 1). Plants under ambient CO_2 allocated similar growth rates when compared to those under control condition, except for green and dry blades partitioning ($P < 0.05$). Plants under salt stress allocated and average of 14.88% to green blades vs. 3.99% in the control plants ($P < 0.05$). The allocation to dry blades was 16.93% and 4.2% for plants under salinity stress and control, respectively ($P < 0.05$).

For plants under $ALCO_2$ treatment, allocation to roots and green blades were higher under salt stress (8.77% vs. 5.67%) and (20.29% vs. 6.65%); respectively at $P < 0.05$ (Table 1). Whereas dry blades and inflorescence allocations were lower under salt stress than under control (7.6% vs. 16.87%) and (11.44% vs. 17.85%); respectively at $P < 0.05$.

Discussion

Salinity stress decreased plants growth parameters such as blade area and shoot length (Khodary 2004). In the present trial, shoot length of *C. ciliaris* was positively affected by atmospheric CO_2 enrichment. The number of inflorescence increased with the increase of CO_2 level under both salt stress and control conditions. Additionally, the number of inflorescence increased even more under salinity stress. Enriched atmospheric CO_2 , however, did not affect time of inflorescence emergence. Decreasing blades' surface is the earliest response that plants usually undergo under salinity stress (Parida & Das 2005). This was the case in our study where CO_2 enrichment led to growing larger blades area under stressed conditions much more than under control conditions. High atmospheric CO_2 increased the number of both dry and green blades, and the increase was even larger when high CO_2 was combined with salinity stress. This may be attributed to environmental adaptations as it has been reported that plants develop some adaptation mechanisms in order to exclude salt from their cells (Parida & Das 2005). The increase in the number of dry blades could be one of the mechanisms that plants use to exclude salt through storage in old tissues (Parida & Das 2005). Over all atmospheric CO_2 enrichment increased plant

growth and the increase was enhanced under salinity stress. The increasing atmospheric CO_2 had a positive effect on plants under severe conditions of environmental limitations, such as high salinity (Idso & Idso 1994). ACO_2 , however, had mixed effects on plant growth. It is believed that plants under salt stress may have responded to the CO_2 alternation as an added stress.

The stomatal density (SD) of *C. ciliaris* was not affected by the salt stress under ECO_2 , $ALCO_2$ and ACO_2 . These results do not agree with that of Teng *et al.* (2006), who reported a reduction in SD under enriched condition of CO_2 . On the other hand other studies concluded that it is unlikely for the SD to decline under elevation of atmospheric CO_2 (Reid *et al.* 2003). The results of the present may be a proof that environmental conditions, not CO_2 enrichment, affect SD in C4 grasses such as *C. ciliaris*. A survey of more than 120 species was reported to have concluded that SD decreased in most cases (Woodward & Kelly 1995).

Growth allocation to green blades increased under salinity stress than under control conditions. Khodary (2004) has also reported similar findings. Allocation to inflorescence parts were almost two times higher under control than under salinity stress. Moreover, root allocation underwent variations between control and salinity stress. It could be an indication that high concentration of CO_2 encouraged some biochemical and physiological processes in the plant to reduce the effect of concentrated ions, which increase plant growth (Majeed *et al.* 2010). Plants can adapt to salinity stress by sacrificing some old tissues such as blades and use them as storage compartments (Reid *et al.* 2003). CO_2 elevation has a greater effect on plants under severe conditions of environmental limitations (Mcelrone *et al.* 2005).

Conclusion

Salinity stress did influence the response of *C. ciliaris* to atmospheric CO_2 enrichment. Shoot length and the number of inflorescence, for instance, were positively affected by atmospheric CO_2 enrichment. Moreover, growth allocation to green blades increased ten times under salinity stress than under control conditions. In brief, CO_2 enrichment did impact growth responses of *C. ciliaris*, and affect

C. ciliaris toward a more reproductive growth pattern. Interestingly, alternating CO₂ may have acted as an added stress under salinity stress growth conditions.

Acknowledgements

The Authors would like to thank Emirates Foundation for partially funding this work (Project 2009/76). The Biology Department and the Faculty of Science at UAEU is indebted for their support in creating an environment that enrages research. Extended thanks are to all colleagues who helped in conducting this project. The formatting of this document to meet this journal requirements by Ms. Rabia Hameed Chaudhry is much appreciated. The input from the reviewers has made this manuscript into a stronger publications. Their comments were much appreciated.

References

- Ainsworth E. A. & Rogers A., 2007. The response of photosynthesis and stomatal conductance to rising CO₂: mechanisms and environmental interactions. *Plant, Cell and Environment* 30: 258-270.
- Allen S. E., Grimshaw H. M., Parkinson J. A. & Quarmby C., 1974. *Chemical analysis of ecological materials*. Blackwell Scientific Publications, Osney Mead: Oxford, UK.
- Barrett D. J. & Gifford R. M., 1995. Acclimation of photosynthesis and growth by cotton to elevated CO₂: interactions with severe phosphate deficiency and restricted rooting volume. *Australian Journal of Plant Physiology* 22: 955-964.
- Bowes G., 1993. Facing the inevitable: Plant's and increasing atmospheric CO₂. *Annual Review of Plant Biology* 44: 309-332.
- Brutnell T. P., Wang L. & Swartwood K., 2010. *Setaria viridis*: A model for C4 photosynthesis. *The Plant Cell Online* 22: 2537-2544.
- Curtis P. S., Drake B. G., Leadley P. W., Arp W. J. & Whigham D. F., 1989. Growth and senescence in plant communities exposed to elevated CO₂ concentrations on an estuarine marsh. *Oecologia* 78: 20-26.
- Idso K. E. & Idso S. B., 1994. Plant responses to atmospheric CO₂ enrichment in the face of environmental constraints: a review of the past 10 years' research. *Agricultural and Forest Meteorology* 69: 153-203.
- Khodary S. E. A., 2004. Effect of salicylic acid on the growth, photosynthesis and carbohydrate metabolism in salt-stressed maize plants. *International Journal of Agriculture and Biology* 6: 5-8.
- Koyro H. W., 2006. Effect of salinity on growth, photosynthesis, water relations and solute composition of the potential cash crop halophyte *Plantago coronopus* (L.). *Environmental and Experimental Botany* 56: 136-146.
- Ksiksi T. & Youssef T., 2010. Effects of CO₂ enrichment on growth partitioning of *Chloris gayana* in the arid environment of the UAE. *Grassland Science* 56, no. 3: 183-187.
- Larsson E. H., Bornman J. F. & Asp H., 1998. Influence of UV-B radiation and Cd²⁺ on chlorophyll fluorescence, growth and nutrient content in *Brassica napus*. *Journal of Experimental Botany* 49: 1031-1039.
- Leakey A. D. B., 2009. Rising atmospheric carbon dioxide concentration and the future of C4 crops for food and fuel. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276: 2333-2343.
- Majeed A., Nisar M. F. & Hussain K., 2010. Effect of saline culture on the concentration of Na⁺, K⁺ and Cl⁻ in *Agrostis tylonifera*. *Current Research Journal of Biological Sciences* 2: 76-82.
- Martinez-Beltran J. & Manzur C. L., 2005. Overview of salinity problems in the world and FAO strategies to address the problem. *Proceedings of the international salinity forum*. Riverside, California: 311-313.
- Mcelrone A.J., Reid C.D., Hoye K.A., Hart E. & Jackson R.B., 2005. Elevated CO₂ reduces disease incidence and severity of a red maple fungal pathogen via changes in host physiology and leaf chemistry. *Global Change biology* 11: 1828-1836.
- Mizrahi Y., 1982. Effect of Salinity on Tomato Fruit Ripening. *Plant Physiology* 69: 966-970.
- Munns R. & Termaat A., 1986. Whole-Plant Responses to Salinity. *Functional Plant Biology* 13: 143-160.
- Parida A. K. & Das A. B., 2005. Salt tolerance and salinity effects on plants: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 60: 324-349.
- Reid C. D., Maherali H., Johnson H. B., Smith S. D., Wullschlegel S. D. & Jackson R. B., 2003. On the relationship between stomatal characters and atmospheric CO₂. *Geophysical Research Letters* 30: 1983.
- Sheldon A., Menzies N. W., So H. B. & Dalal R., 2004. The effect of salinity on plant available water. *Proceedings for the SuperSoil 2004 conference, The University of Sydney: The Regional Institute*. Available at: http://www.regional.org.au/au/asssi/super-soil2004/s6/poster/1523_sheldona.htm [Accessed November 30, 2010].
- Teng N., Wang J., Chen T., Wu X., Wang Y. & Lin J., 2006. Elevated CO₂ induces physiological, biochemical and structural changes in leaves of *Arabidopsis thaliana*. *New Phytologist* 172: 92-103.
- Ungar I. A., 1996. Effect of Salinity on Seed Germination, Growth, and Ion Accumulation of *Atriplex patula* (Chenopodiaceae). *American Journal of Botany* 83: 604-607.
- Wand S. J., Midgley G. Y., Jones M. H. & Curtis P. S., 1999. Responses of wild C4 and C3 grass (Poaceae) species to elevated atmospheric CO₂ concentration: a meta-analytic test of current theories and perceptions. *Global Change Biology* 5: 723-741.
- Wang W., Vinocur B. & Altman A., 2003. Plant responses to drought, salinity and extreme temperatures: towards genetic engineering for stress tolerance. *Planta* 218: 1-14.
- Woodward F. I. & Kelly C. K., 1995. The influence of CO₂ concentration on stomatal density. *New Phytologist* 131: 311-327.
- Ziska L. H., Epstein P. R. & Schlesinger W. H., 2009. Rising CO₂, Climate Change, and Public Health: Exploring the Links to Plant Biology. *Environmental Health Perspectives* 117: 155-158.

Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview

État actuel et changements passés de l'étendue des zones humides en région méditerranéenne : un bilan

Christian PERENNOU^{1, 2}, Coralie BELTRAME¹, Anis GUELMAMI¹,
Pere TOMAS VIVES^{1, 3}, Pierre CAESSTEKER^{1,4}

1. Mediterranean Wetlands Observatory, Tour du Valat Research Centre for the Conservation of Mediterranean Wetlands, Le Sambuc, 13200 Arles, France

2. Corresponding author: perennou@tourduvalat.org

3. Current address: Biodiversity & Environmental Consultant, Colon 13, Pollença, E-07460, Mallorca, Illes Balears, Spain

4. Current address: Office national de l'eau et des milieux aquatiques, Immeuble « Le Nadar », 5, square Félix Nadar, 94300 Vincennes, France

Abstract

We quantified the amount of existing wetlands in the Mediterranean region as well as their losses in the past century. An estimated 18.5 ±3.5 million ha of wetlands existed in c. 2000, one quarter of them consisting of artificial wetlands, including primarily reservoirs and rice-fields. Past losses were estimated to represent c. 50% over the 20th century. Land-cover maps derived from the CORINE Land-Cover system were also used to test whether they could monitor total surface areas, surfaces by wetland types, or wetland losses, at the required scale.

Résumé

Nous avons quantifié la surface de zones humides existant en Méditerranée, ainsi que leurs pertes au cours du siècle passé. Environ 18,5 millions d'hectares (± 3,5 millions) existaient vers l'an 2000, dont environ un quart de zones humides artificielles, principalement des réservoirs et des rizières. Les pertes sont estimées à environ 50 % au cours du xx^e siècle. Les cartes d'occupation du sol tirées de CORINE Land-Cover ont aussi été utilisées, afin de tester si elles permettraient de suivre, à l'échelle requise, la surface totale, la surface par type de zones humides, et la perte de ces milieux.

Keywords: Mediterranean wetlands, Wetland surface, Wetland loss, Habitat trends, CORINE Land-Cover, Artificial wetlands.

Introduction

Although wetlands are one of the richest ecosystems in terms of biodiversity, and one that contributes most to human well-being, they are also the ecosystem most threatened by human activities (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Worldwide, many people depend on wetlands for their basic needs, especially for water supply. The international community has acknowledged their importance: wetlands are the only ecosystem that benefits from a specific international convention. The Ramsar Convention on Wetlands of International Importance was signed in 1971 in order to ensure their protection and wise use. But since then and despite conservation actions implemented by governments and Non-Governmental Organisations, wetlands have continued to disappear more rapidly than other ecosystems (Finlayson *et al.* 1992). Wetlands are well represented in the Mediterranean region, which is itself a biodiversity hotspot (Mittermeier *et al.* 2005; CEPF 2010) due to a combination of high biodiversity and high level of threats, especially in coastal areas (Plan Bleu 2009). Regionally, these threats are particularly acute, both because of the rarity and irregularity of freshwater resources, and because of growing human pressures affecting them directly or indirectly

(*e.g.* Plan Bleu 2009; Mediterranean Wetlands Observatory 2012). Mediterranean wetlands are therefore particularly rich but vulnerable ecosystems.

Despite their importance, Mediterranean wetlands (surface area and losses) have never been reviewed on a regional scale. Quantifying the wetland surface area and trends is important because this can be a direct measure to analyse the degree of threat to the ecosystem (Walpole *et al.* 2009). In the absence of better, quantitative data, wetland area can also be a proxy for wetland ecosystem services (UNEP-WCMC 2011), as there could be a direct relationship between wetland decline and reduction in the services that they provide.

For these reasons, the trend in wetland area is a major indicator of the Convention for Biological Diversity (CBD) (CBD 2006; Walpole *et al.* 2009). It is also used to measure the success of regional strategies for biodiversity, aimed at implementing the CBD, such as the European initiative “Streamlining European Biodiversity Indicators 2010” (EEA 2009a). The same indicator has been proposed or used at national (*e.g.* FOEN 2009) or local levels (*e.g.* Popy 2010). Finally, it was recently adopted as a Priority Indicator by the Mediterranean Wetlands Observatory, a recent initiative to monitor the state and evolution of wetlands in the entire Mediterranean basin (Mediterranean Wetlands Observatory 2012).

Although the issue has received increasing attention in recent decades, adequate monitoring data for this indicator, with consistent and repeated measures, are still not available in the Mediterranean Basin. At best, only one-off situations are described, usually in the form of wetland inventories. These inventories were promoted in the region by MedWet, an initiative under the aegis of the Ramsar Convention that aims at conserving and sustainably managing Mediterranean wetlands, and which gathers 27 countries. Since its inception in 1992, this initiative has assisted the development of methodologies, tools and frameworks for wetland inventories (*e.g.* Costa *et al.* 1996). Between 1994 and 2009 comprehensive national inventories were produced for Albania, Bulgaria, Croatia, Greece, Macedonia, Portugal, Slovenia and Tunisia. In addition, preliminary inventories or surveys were launched in Algeria, Cyprus, Libya, Morocco, Serbia and Turkey, as well as regional/provincial inventories in France and

Italy. Most of these have also attempted to quantify past losses. But despite this wealth of national and regional information, a full, pan-Mediterranean overview had yet to be produced. The closest attempt so far was by Caessteker (2007). Following Hecker & Tomas-Vives (1996), he reviewed information on all Mediterranean countries, but summarized quantitative information only for the 16 best-known ones (out of 27). It was shown that collectively, the 16 countries harboured at least 4.5 million hectares of wetlands. However, this result was hampered by the fact that figures were not available for several countries known for their huge wetlands (*e.g.* Algeria, Egypt, Libya...), whilst for others the figures proposed were clearly under-estimates (*e.g.* France). As a result, the Mediterranean picture was still very incomplete.

Beyond inventories, monitoring the surface area of wetlands is even less developed at the Mediterranean scale, although good attempts exist at local scale. Despite improved methods and tools for remote sensing, and an ever-increasing quality and availability of satellite images, translating their results into meaningful and reliable metrics of change for wetland habitats – and other ecosystem types – has proved challenging to date at regional scale (Walpole *et al.* 2009).

In this paper, we assess the existing wetlands in the 27 Mediterranean countries around the year 2000. We measure it in terms of surface area and number of wetlands. We also try to identify the relative importance of artificial *vs.* natural wetlands. Whenever possible, we both update the figures for the 16 countries covered by Caessteker (2007), and bridge the gaps for the remaining 11 countries – which had not yet been completed. Secondly, we evaluate the changes in wetland extent over the 20th century. Finally we evaluate the possible advantage of using CORINE Land-Cover information for monitoring wetland extent in the future.

Material and methods

Area studied

This study was performed for the 27 Mediterranean countries (Figure 1) corresponding to the MedWet members, *i.e.* all 21 countries that have a Mediterranean coastline plus Bulgaria, Jordan, Macedonia, Palestine, Portugal and Serbia/Kosovo. Some large ones, *e.g.* Algeria, France, Turkey or Libya have a large part of their territory lying outside the bioclimatic Mediterranean region. Wetlands from these areas are nevertheless incorporated into all the statistics.

Definition of wetlands

“Wetlands” were understood in the broadest, Ramsar sense, *i.e.* encompassing virtually every aquatic ecosystem except the sea deeper than 6 meters (Ramsar Secretariat 2008). This definition therefore includes rivers, large lakes, reservoirs, ricefields, flooded meadows, etc. However, we reviewed only figures for continental, surface wetlands. This excluded

de facto karstic systems and shallow, marine habitats (outside estuaries), although both are considered as wetlands in the Ramsar definition.

Artificial (or human-made) wetlands are included as one of the three principle types of wetlands in the Ramsar definition. Artificial wetlands encompass irrigated or seasonally flooded agricultural land, salt pans, water storage areas, aquaculture ponds, oases, etc. We used this classification to distinguish between “artificial” and “natural” wetlands. However, it is well understood that in the Mediterranean, due to the long history of human influence, even the wetlands called “natural” have virtually all undergone some degree of human-induced changes.

Data

A review of published and grey literature and Internet pages was performed, largely focussing on bridging the gaps in knowledge that remained after earlier reviews of existing Mediterranean (Hecker & Tomas-Vives 1996; Caessteker 2007) or European (Nivet & Fra-

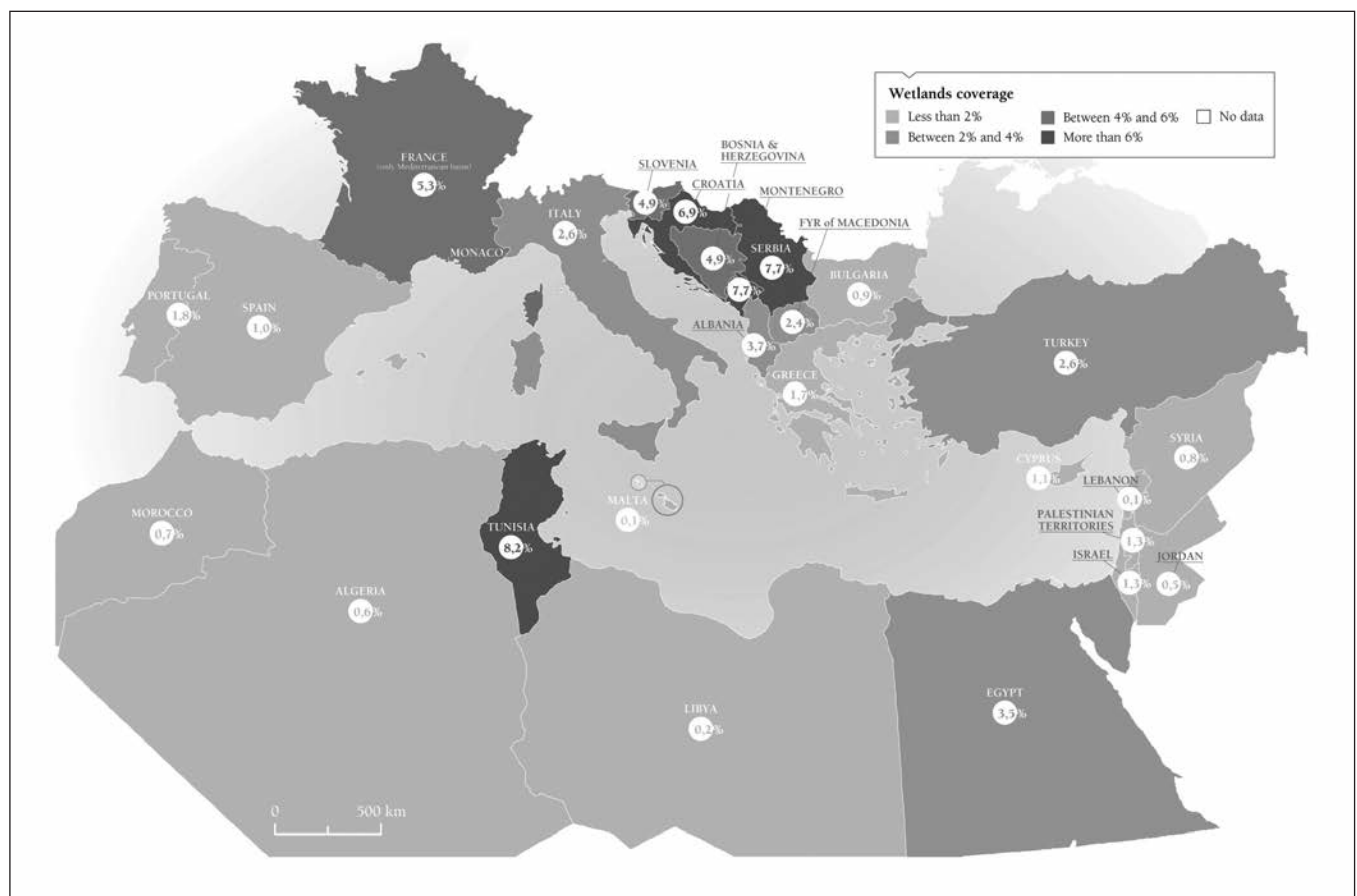


Figure 1 – Proportion of wetland coverage, in relation to total country surface area, for Mediterranean countries. Serbia and Kosovo are presented together, as the latest information available dates back to years when they were united.
Sources: see Table 1.

Table 1 – Existing surfaces of wetlands in Mediterranean countries by year 2000 (± 10 yr); 1a Europe; 1b North Africa, Middle East and overall totals. Countries with an existing, comprehensive wetland inventory (or assessment) are indicated with **; countries with only a preliminary or partial/regional inventory(ies) with a *; national totals in North Africa/Middle East exclude oases, which are estimated separately.

1a	Wetland surface (ha)		Minimum n° of wetlands	Sources & method used for figures/ ranges proposed (additional useful sources within brackets, italics)	CORINE-LC 2006 surface areas (ha)	
	Estimate (or lower range limit)	Upper range limit			Total wetlands (excl. wet meadows)	Total wetlands + all meadows
Albania **	101,132		792	Mima <i>et al.</i> 2003 updated by Kapanidis (2008)	63,655	106,548
Bosnia-Herzegovina	250,000	500,000	?	Nivet & Frazier 2004 ¹ ; range reinterpreted based on their sources	37,810	443,028
Bulgaria **	104,750	109,509	6781	Michev & Stoyneva 2007	120,147	529,512
Croatia **	390,885		3883	MEPPP 2003 (in Caesstecker 2007)	73,753	371,657
Cyprus*	10,000	20,000	7	This study; minimum calculated from Heath & Evans 2000	4047	5215
France *	2,200,000	3,000,000	58,475 ²	Cizel 2010 (surface) ; Perennou <i>et al.</i> 2012 (n° of wetlands)	635,012	9,331,177
Greece **	216,032		410	Zalidis & Mantzavelas 1994, updated by Kapanidis 2008	-	-
Italy*	765,000	1,500,000	1515	This study; calculated after N.Baccetti & B. Amadesi (<i>pers. comm.</i> July 2010), D'Antoni <i>et al.</i> 2011 and FAO-STAT 2012 (De Maria 1992)	670,821	1,096,472
Kosovo	(see Serbia)			-	2336	20,109
Macedonia **	60,000	80,000	44	This study; derived using Micevski 2002 & FAO-STAT 2012	60,935	263,629
Malta **	24		24	MEPA 2006 (in Caesstecker 2007)	25	25
Monaco **	10		1	Caesstecker 2007		
Montenegro	(see Serbia)			-	38,424	59,017
Portugal **	162,462		816	Farinha & Trindade 1994; Farinha & Fonseca 2006 (in Caesstecker 2007)	167,167	209,032
Serbia *	677,200 ³		499	Yugoslav Federal Republic 1998 (in Nivet & Frazier 2004)	108,154	266,997
Slovenia **	35,409 ⁴	98,759 ⁴	3525	Water Management Institute 2000	11,023	127,230
Spain*	500,000	1,000,000	1379	This study; calculated using Casado & Montes 1995, Nivet & Frazier 2004 and FAO-STAT 2012	562,584	1,210,163
Turkey *	2,062,527	3,000,000	135	This study; derived using Magnin & Yazar 1997, Ministry of Environment and Forestry 2007, Karadeniz <i>et al.</i> 2009, M.Ataol /DogaDernegi <i>comm. pers.</i> 2010	1,784,932	3,263,785
Sub-Total Europe	7,535,431	10,856,013	79,286		4,340,825 (Greece excl.)	17,303,593 (Greece excl.)

1. "The Statistical Yearbook of Bosnia-Herzegovina (1983) gives 400,000 ha (i.e. 11% of the country area) as the total surface area covered by wetlands in the country. No precision is given on how this estimate was made" (Nivet & Frazier 2004).

2. Under-estimated minimum: data only available for the Rhone watershed, i.e. one-quarter of the country. Wetland extent (in ha.) is for the full country.

3. Includes Montenegro and Kosovo, still united at the time the estimate was produced.

4. Highest figure includes floodplains; lowest figure only strict wetlands outside floodplains.

1b	Wetland surface (ha) ¹		Minimum n° of wetlands	Source or method used for figures (or range) proposed (additional useful sources within brackets, italics)
	Estimate (or lower range limit)	Upper range limit		
Morocco *	298,700		185	Kapanidis 2008 (<i>Dakki & El Hamzaoui 1997</i>)
Algeria	1,500,000	3,000,000	1475	This study; based on Ramsar site list and DGF 1999, 2001, 2002, 2004
Tunisia **	1,269,031		254	Hughes <i>et al.</i> 1994, 1997
Libya	400,000	1,000,000	66	This study; derived using Defos du Rau <i>et al.</i> 2003, Azafzaf <i>et al.</i> 2005, 2006, Etayed <i>et al.</i> 2007 (<i>also Anonymous 2012</i>)
Egypt	3,500,000	4,500,000	13	This study ; derived using Hughes & Hughes (1992)
Israel & Palestine	35,000	100,000	13	This study; derived using Evans 1994, Scott 1995, and recent IBA data online (http://www.birdlife.org/datazone/site/search#)
Jordan	50,000	200,000	14	
Lebanon	1500	4000	8	
Syria	200,000	400,000	25	This study; derived using Evans 1994, Scott 1995, Murdoch <i>et al.</i> 2004 and recent IBA data online (http://www.birdlife.org/datazone/site/search#)
Sub-Total N Africa + Middle-East	7,254,231	10,771,731	2013	
TOTAL without oases	14,789,662	21,627,744	81,299	
TOTAL incl. oases	15,101,412	21,939,494		

1. Oases are excluded from national totals in Table 1B, as their coverage in national inventories was very heterogeneous between countries. They are accounted for separately in the grand total using Toutain *et al.* (1989).

zier 2004) wetland inventories. The review collected systematically, whenever available, national data on:

- current surface areas of wetlands in Mediterranean countries;
- the relative importance of natural vs. artificial wetlands;
- absolute losses (or rates of loss) of natural wetlands over the 20th century, or part of it, or since the late 19th century, depending on availability.

The reference period was the year 2000 $\pm$ 10 years, *i.e.* inventory data covering 1990–2010 was used. In a few cases when no other data was available, a few older data were used. The review covered national and international wetland inventories, previous compilations and online databases (Table 1), as well as specific syntheses or official statistics on some wetland types: oases (Toutain *et al.* 1989), ricefields (FAO-STAT 2012), dams (Margat & Treyer 2004) (Table 2). The MedWet Web Information System (MedWet-WIS; www.wetlandwis.net), a database designed to help update wetland inventories, was also consulted; its contents were summarized by Kapanidis (2008).

The sources used for each country are provided in Table 1. Ten countries had comprehensive national inventories (or lists), which provided precise wetland numbers and surface areas. Seven countries had preliminary or regional inventories, which helped build reliable ranges for surface areas. For the remaining eleven countries, basic data was derived from several non-comprehensive sources. For this, we combined data from continental inventories that cover only the most important sites in each country (*e.g.* Hughes & Hughes 1992 for Africa; Scott 1995 for the Middle East), with data from constantly updated, online lists of both Ramsar sites (www.ramsar.org) and IBAs (Important Bird Areas; Heath & Evans 2000; Evans 1994; www.birdlife.org). Data from specific surveys (*e.g.* Murdoch *et al.* 2004 for Syria) were also integrated.

Calculations

Wetland surface area per country

We used the figures from comprehensive national inventories with reliable totals when they were available. When this information did not exist, simple calculations were per-

formed in order to produce estimated ranges. Figures from the non-comprehensive sources described above were first corrected for the inclusion of sometimes large percentages of non-wetland habitats in the registered sites, based on published or online site descriptions. For instance, the Ramsar sites in Algeria, when corrected using the Department of Forestry (DGF) figures from 1999, 2001, 2002 and 2004, gave an actual wetland surface area of only 30% of the indicated total surface area.

In a second step, and taking the sum of these corrected surfaces as a national minimum, ranges were then proposed for each country. For this, we first assessed from qualitative information provided in the sources the likely degree of completeness of these partial lists, before assigning a conservative range (*e.g.* [m, 2m], [m, 3m], [m, m+1 million ha]; where m represents the minimum surface area calculated from the non-exhaustive sources). Ranges rather than figures were also proposed in a few other cases, when several figures from independent sources existed for one country, or when published figures were obviously underestimates (*e.g.* when some wetland types were explicitly omitted). In the pan-Mediterranean compilation, these ranges were used in conjunction with the precise figures existing from well-inventoried countries.

Finally, even in a few relatively well inventoried countries (Spain, Italy, Macedonia) some wetland types were largely omitted, notably most ricefields. Figures were thus corrected by adding surfaces for this artificial habitat, obtained from other sources (FAO-STAT 2012).

Artificial vs. natural wetlands

To assess their relative importance, and as comprehensive data does not exist for all 27 countries, we used a two-step approach. First, for all the countries (*i.e.* 12) where there was sufficiently detailed information on surface areas for each of these main wetland types, we calculated the ratio “Artificial wetlands surface/Total wetland surface”, for each country separately and overall (Table 3). Secondly, in order to check whether this overall ratio – valid for 12 countries – would be a correct order of magnitude for the whole Mediterranean, we cross-checked it with separate, independent sources of data. We used specific statistics that exist for the whole basin for some of the main artificial wetland types

Table 2 – Minimum surfaces and number of some artificial wetland types in the Mediterranean.

	Surface of Oases (ha)	Surface of ricefields (ha)	Minimum n° of reservoirs	Minimum surface of reservoirs (ha)
Albania	-		507	17,875
Bosnia-Herzegovina	-		29	?
Bulgaria	-	6808	2530	39,500
Croatia	-		24	5966
Cyprus	-		29	320
France (<i>Medit. Watershed only</i>)	-	19,933	155	15,000
Greece	-	27,653	25	35,824
Italy	-	232,165	145	?
Macedonia	-	2874	19	6391
Portugal	-	26,356	9	33,969
Slovenia	-		72	2700
Spain	150	110,858	1024	250,000
Turkey	-	95,467	500+	380,000
Serbia-Montenegro-Kosovo	-		?	?
Morocco	80,000	6233	90	80,000
Algeria	93,000	184	44	?
Tunisia	36,000		21	28,479
Libya	63,000		16	800
Egypt	50,000	627,985	10	581,000
Israel & Palestine	600 for the "Middle East"		1	?
Jordan				400
Lebanon			2	1000
Syria			142	82,000
Minimum Total	311,750	1,156,516	5397	1,561,224

Sources: national and continental wetland inventories, as listed in Tables 1 and 3, as well as Margat & Treyer 2004 for reservoirs, Toutain et al. 1989 for oases and FAO-STAT 2012 for ricefields (average for 2005-2010).

Table 3 – Proportion of artificial wetlands in 12 Mediterranean countries.

The figures in the 2nd column represent the surface over which data on the relative share of natural/artificial wetlands is available; note that it is not necessarily equal to the total surface of wetlands in the country as provided in Table 1.

	Wetland surface (ha)	Surface artificial wetlands (ha)	% artificial wetland	Sources
Albania	96,803	19,449	20%	Mima et al. 2003
Bulgaria	104,750	40,197	38%	Michev & Profirov 2003; Michev & Stoyneva 2007
Croatia	390,885	20,050	5%	MEPPP 2003
Cyprus	9913	320	3%	Derived from Heath & Evans 2000
France (4 départements only : Var, Gard, Hérault and Bouches du Rhône)	174,439	72,033	41%	Gomila & Peyre 2004; Bousquet & Willm 2001; Anonymous 2006; Biotope 2004
Greece	202,618	58,236	29%	Zalidis & Mantzavelas 1995 and FAO-STAT 2012
Macedonia	59,291	8429	14%	Micevski 2002; FAO-STAT 2012
Portugal	130,943	36,569	28%	Farinha & Trindade 1994
Slovenia	35,409	22,239	63%	Water Management Institute 2000
Spain	491,900	377,900	77%	Casado & Montes 1995; Nivet & Frazier 2004; FAO-STAT 2012
Turkey	2,062,000	493,000	24%	Ministry of Environment and Forestry 2007; M. Ataol/ DogaDerneği 2011, pers. comm.
Tunisia	1,269,031	28,479	2.2%	Hughes et al. 1994, 1997
TOTAL	5,027,982	1,176,901	23.4%	

(Table 2): for salinas, Sadoul *et al.* (1998) corrected for printing errors (N. Sadoul, *pers. comm.* 2010); for oases, Toutain *et al.* (1989); and for ricefields the Food and Agriculture Organisation (FAO) statistics (*e.g.* FAO-STAT 2012). Similar comprehensive data on national surfaces of artificial reservoirs could not be found for all 27 Mediterranean countries (only for 20), as national and pan-Mediterranean statistics usually focus on their storage capacity instead (*e.g.* Margat & Treyer 2004). The total for all these artificial wetland types was then compared to the expected artificial wetland area, then the precise ratio calculated for 12 countries was extrapolated to the whole Mediterranean basin (27 countries).

Change of extent of natural wetlands over the 20th century

Recorded changes per country were compared (in relative terms) to the area of existing wetlands. When computing losses, we took into account the conversion of natural wetlands to artificial types (*e.g.* ricefields, dams...) since, despite being of some ecological value, especially for waterbirds, these artificial habitats do not fully compensate the loss of natural wetlands (*e.g.* Green *et al.* 2002).

Cross-checking with land-cover GIS data: CORINE Land-Cover

We used land-cover data for the northern part of the Mediterranean region, as a way to cross-check the information derived from the literature and Internet survey. The European Environment Agency (EEA) has been monitoring land-cover since 1990 through the interpretation of satellite images, from which maps are derived using the CORINE Land-Cover (CLC) system. We extracted land-use data from the online database (<http://sia.eionet.europa.eu/CLC2006>). Data were available for 16 countries for 2006, *i.e.* the whole area north of the Mediterranean (including Turkey) except Greece and Monaco. We considered as "wetlands" the CLC categories 4 ("Wetlands") and 5 ("Water bodies", excluding subcategory 523 "Open sea and oceans"), as well as 213 "Ricefields".

Results

Surface and number of existing Mediterranean wetlands

Surface

At the turn of the 21st century (year 2000 $\pm$ 10 years), the Mediterranean hosted a minimum of 81,000 wetlands, covering between 15 and 22 million hectares (Table 1). This represents 1.7 to 2.4% of the total area of the 27 countries. This percentage varies between countries, from $<0.5\%$ in Lebanon and Malta, to 8.2% in Tunisia (Figure 1). About half the surface area of wetlands was found in the Northern Mediterranean (incl. Turkey) and the other half was in North Africa and the Middle East.

Number

The alternative of using either the number or the total surface area of wetlands for comparing countries leads to contrasted results (Table 1). For instance Egypt, which likely has the largest wetland area of all Mediterranean countries (over 3.5 million ha) would appear to have only 13 wetlands, whereas *e.g.* Slovenia has over 3,500 wetlands, but they cover less than 100,000 ha. Similarly, France, where the results of many local, detailed inventories (down to the level of individual small pools) were aggregated, apparently harbours the majority of Mediterranean wetlands ($>58,000$ out of 81,000).

Weight of the largest Mediterranean wetlands

Based upon existing inventories, the largest known wetlands ($>100,000$ ha) are mainly deltas and large, temporary chotts and sebkhas of North Africa, as well as some lakes and reservoirs.

The Nile delta is the largest wetland in the region, with *c.* 2.3 million ha (10–14% of all Mediterranean wetlands). Other large deltas include the much smaller Guadalquivir (Spain: 165,500 ha), Po-Adige (Italy: 150,000 ha) and Rhone delta (France: 145,000 ha). The largest chott in North Africa is Chott El Jerid in Tunisia, which jointly with Chott el Fedjadj (very close and often listed together) covers 495,000 ha. In Algeria, Chott Melghir/Chott Merrouane similarly cover together 275,000 ha, and Chott Ech Chergui *c.* 150,000 ha. These chotts seldom fill up completely, so

most of these surfaces remain dry in most years. In Egypt, the Qattara depression covers 300,000 ha and the Tawargha sebkha in Libya *c.* 230,000 ha. Other very large wetlands include the huge reservoir of Lake Nasser (Egypt: Aswan dam) with 581,000 ha, and in Turkey the lakes Van (375,500 ha) and Tuz Gölü, the largest salt lake in central Anatolia (*c.* 160,000 ha).

Collectively, these 14 wetlands cover 5.3 million ha, or 25 to 36% of the 15–22 million ha of wetlands found in the Mediterranean basin.

Artificial vs. natural wetlands

The 12 countries (or parts of countries) with sufficient data to assess the relative importance of artificial vs. natural wetlands represent over 5 million ha of wetlands in total, *i.e.* one quarter of the regional total (Table 3). Depending on countries, artificial wetlands represent between 2 and 77% of national totals. For these 12 countries taken jointly, *c.* 23% of their existing wetlands are artificial. Extrapolating this ratio with caution to the whole Mediterranean basin, with its 15–22 million ha of wetlands, would suggest the existence of 3.5 to 5.1 million ha of artificial wetlands.

Separately, pan-Mediterranean statistics for the main artificial wetland types (Table 2) identify *c.* 75,000 ha of saltpans active in the Mediterranean in the mid 1990's (Sadoul *et al.* 1998; N. Sadoul, *pers. comm.*); over 1.1 million ha of ricefields (FAO-STAT 2012); at least 1.5 million ha of reservoirs (Margat & Treyer 2004 and national sources cited in Table 1 – incomplete data¹), and *c.* 312,000 ha of oases (Toutain *et al.* 1989). The combined total, *c.* 3.1 million ha, is clearly an underestimate due to the lack of statistics on reservoirs for 7 countries, and of pan-Mediterranean data for all other artificial habitats (*e.g.* fish-ponds, sand or gravel pits, waste water treatment ponds, industrial lakes...). It is therefore fully compatible with the results that an extrapolation from a sample of 12 countries would suggest, *i.e.* 3.5 to 5.1 million ha of artificial wetlands. This convergence suggests that approximately one quarter (*c.* 23%) of the wetlands in the Mediterranean basin are artificial wetlands.

1. Data cover only 20 of 27 Mediterranean countries, and one of them only partly.

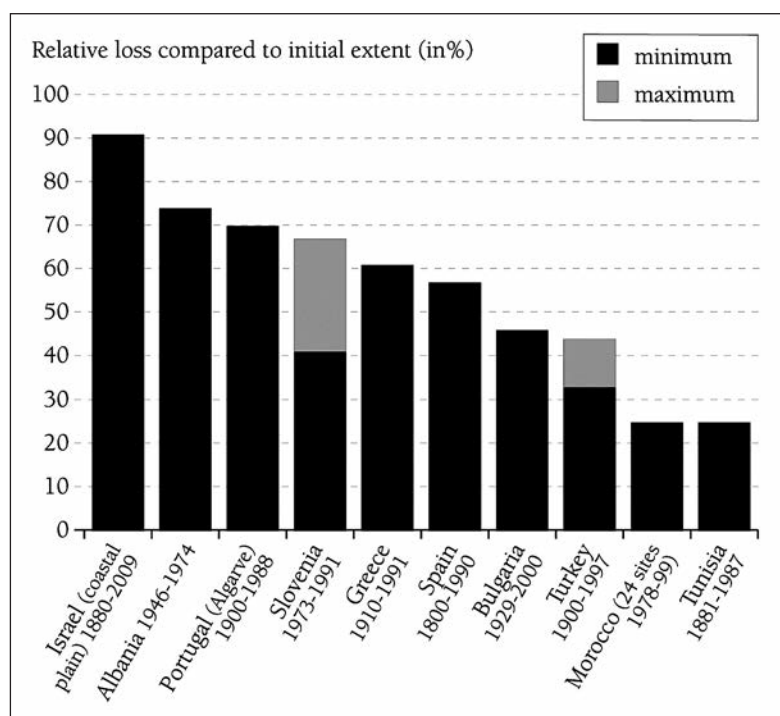


Figure 2 – Loss of natural wetland area in selected Mediterranean countries/provinces in (mainly) the 20th century.
 Sources as in Table 1, plus Pullan (1988) and Psilovikos (1992).
 Note that (1) some of these losses include conversion from natural to artificial wetlands, e.g. ricefields, reservoirs...; and (2) although figures for Spain span almost 200 years, the original source highlights that the great majority were lost in the 20th century.

Changes in existing wetlands

At national scale, recorded changes involved only wetland losses. Figures for such losses were produced over different periods in different countries (Figure 2), which prevents the calculation of an overall percentage or total figure of loss over a given period. In some countries the “minimum losses” registered included the conversion of natural to artificial wetlands, e.g. in Bulgaria the loss includes 23,713 ha of “net loss” in addition to 35,000 ha of losses due to conversions, largely to reservoirs (Michev & Stoyneva 2007). However; wetland loss was not specified in most countries.

Wetland loss is not affecting all types of wetlands equally. For instance in Spain, there was 60% overall wetland loss between 1800 and 1990, but this ranged from small loss for mountain and karstic wetlands, to larger losses for inland saline, coastal, inland freshwater and floodplain wetlands (23%, 60%, 68% and 80% respectively) (Casado & Montes 1995).

Cross-checking with CORINE Land-Cover data

CLC data can be compared with other, national sources (Table 1a). Overall, CLC produced a wetland area of 4.3-17.3 million ha for the 16 countries encompassed, depending on the inclusion of meadows or not. This range is much larger than – but compatible with – the range derived from the literature review (7.3-10.6 million ha) for the same countries. In countries like France that have very large extents of meadows, the resulting range in wetland surface using CLC is very broad: between 0.6 and 9.3 million ha. Conversely, some national ranges produced by both methods are highly consistent, e.g. in Spain, Turkey, Albania, Malta, and to a lesser extent Italy. Still in other countries, where good inventories exist, CLC ranges (without/with meadows) do not overlap the estimated ranges or figures we produced. Depending on countries, CLC either over-estimates the extent of wetlands (e.g. Bulgaria and possibly Portugal), or under-estimates them (e.g. Croatia, Cyprus). The bias is therefore not systematic.

The CLC maps also allow an estimation of the main habitat types present in the 16 countries covered in 2006 (± 1 yr) (Figure 3). In addition, “Meadows” cover an extra 13 million ha, but the relative proportion of “Wet meadows” (which are wetlands) and “Dry meadows” (which are not) among this total is unknown, as CLC does not separate them. Thus, wet meadows are potentially one of the most abundant wetland types in Euro-Mediterranean countries. “Water bodies”, i.e. freshwater lakes and reservoirs, appear as the second most prominent wetland type (2.1 million ha) followed by ricefields (0.8 million ha), water courses and inland marshes (almost 0.5 million ha each). Lagoons, estuaries, salinas etc. cover smaller extents. CLC figures can be compared with independent, official statistics for ricefield surfaces, which are specifically monitored by the Food and Agricultural Organisation (FAO-STAT 2012). Based upon this source, average ricefield cultivated area in 2005-07 was 5164 ha (Bulgaria), 17,418 ha (France), 227,531 ha (Italy), 2471 ha (Macedonia), 24,746 ha (Portugal), 109,083 ha (Spain) and 92,633 ha (Turkey). Conversely, CLC produced totals for the same period that were systematically higher than national statistics, by factors of 2.8, 2.1, 1.3, 2.1, 2.1, 1.3 and 2.7, respectively. These results were statistically significant (Sign test; $N=7$ countries; $p=0.02$).

Discussion

Mediterranean wetlands: 1.5% of a global resource

Using the worldwide estimates of wetland surface area from Finlayson & Davidson (1999) that range from 748-778 million ha (excluding salt marshes, coastal flats, sea-grass meadows, karsts, caves and reservoirs) to 1.2-1.3 billion ha, the Mediterranean basin hosts approximately 1.5% of the global wetlands (18.5 ± 3.5 million ha). The total surface area is approximately 4 times higher than the 4.5 million ha of wetlands recorded by Caessteker (2007) in his review of the 16 best-known countries. Wetlands are under-represented in the Mediterranean region, compared to global averages: the 27 countries represent 6.6% of all emerged lands on Earth outside Antarctica, but only 1.5% of the wetlands. This is partly due to various Mediterranean countries (North Africa, Middle-East) lying mainly in desert or semi-desert bioclimates.

Approaches for estimating wetland surfaces in the Mediterranean are still very crude, especially for countries that do not have a detailed national inventory. Even among countries which have detailed inventories, methods are not yet rigorously comparable between countries, especially in terms of what is included in the “wetland” definition. Some inventories focus on “natural” wetlands only, and exclude large lakes, reservoirs and ricefields, while others include them systematically. In other cases only wetlands or ornithological importance are included. For this reason, it was important to cross-check, or to complete if necessary, data from national inventories with other sources (for example ricefield surface areas or reservoirs). Despite the variety of methodologies that exist, we considered it possible to draw a preliminary, overall picture, using conservative ranges where no detailed inventories existed. In order to reduce these biases, it is likely that future attempts at monitoring wetland surface area in the Mediterranean region will increasingly use results from satellite image analysis, as was recently done at global scale (Prigent *et al.* 2012).

The apparent discrepancy between the pictures provided by either the number or the surface area of wetlands results from two causes. The first one is the degree of completeness of inventories: still basic and pre-

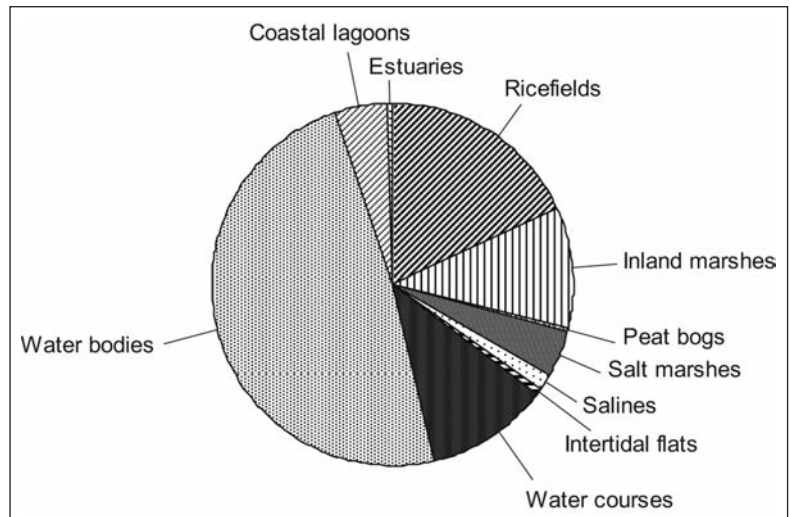


Figure 3 – Main wetland types in 16 Euro-Mediterranean countries in 2006 (± 1 yr), calculated from CORINE Land-Cover data. ($N = 4.3$ million ha; source: <http://sia.eionet.europa.eu/CLC2006>), excluding meadows (see text).

liminary, covering only the largest sites in various countries, *e.g.* Egypt, but very detailed in others, *e.g.* Slovenia. The second reason is a highly heterogeneous treatment between countries of what is counted as “one wetland” in wetland inventories. For instance the huge Nile delta is treated as a single wetland in the African wetland inventory used for Egypt (Hughes & Hughes 1992), whereas the Rhone delta (Camargue, France), although 15 times smaller, has been subdivided into at least 27 wetland units in the detailed regional inventories of southern France, therefore counting as “27 wetlands”. In conclusion, comparing countries on the basis of the total number of wetlands can be misleading due to potentially strong biases. We suggest that the total surface area, which appears more robust, be used instead for comparisons.

Continuous wetland loss during the last century

National inventories and other studies attempted to quantify past wetland losses over different time periods in different countries, with a variety of methods. It is therefore not yet possible to pool national results into a reliable, synthetic figure that encompasses all losses in the Mediterranean region. However, existing national or sub-national datasets (Figure 2) suggest that the region has probably lost *c.* 50% of its wetlands during the 20th century. The Mediterranean basin seems to have followed the global trend, since world-

wide loss over the same period has also been estimated at 50% (Finlayson & Davidson 1999). Part of these losses includes an unspecified percentage of conversion to artificial wetland types (reservoirs, ricefields...).

The loss of some wetland types may be hard to detect, which may lead to under-estimating true losses. In the arid areas of North Africa and the Middle East, large inland temporary wetlands (*e.g.* chotts, sebkhas...) do not flood every year. Even in the absence of any human impact, they may remain naturally dry for 10-20 years over most of their surface area. A reduction in flooding intensity and/or frequency may occur, *e.g.* through water diversion schemes in the watershed, without land-use or vegetation changes occurring within the wetland. So, although parts of the chott/sebkha may be functionally lost as a "wetland" through persistent lack of flooding, this may go undetected for decades. Given the increasing human pressures on water resources in the southern and eastern parts of the Mediterranean (Plan Bleu 2009; Margat & Treyer 2004), combined with climate change (Giorgi & Lionello 2008), there is a potential for the very large wetlands lying in the arid part of the basin to be particularly affected. Careful evaluation and quantification would be required in relevant countries.

Losses of natural wetlands have not been assessed comprehensively in all countries. Published figures (or percentages) often refer only to known losses: the real surfaces lost are therefore higher. Turkey is likely to be one of the countries which has lost the most wetlands in the 20th century, *i.e.* at least 1.3 million ha (Magnin & Yazar 1997; Karadeniz *et al.* 2009). However, similar assessments are lacking in other large countries (*e.g.* Egypt, France) where large extents of natural wetlands were also lost. For instance in the Nile delta, apart from the largest lagoons connected to the sea, virtually all natural wetlands have been turned into agriculture land (Hughes & Hughes 1992). Similarly in the Maghreb, large wetland areas were lost during colonial times (1850-1930) (*e.g.* in the Gharb in Morocco; in the Mitidja plains in Algeria: Sergent & Sergent 1947; DGF 1999), but remain undocumented in terms of precise surface area. Because of their size, small wetlands such as temporary pools are often neglected in basic wetland inventories and studies of wetland losses. But where data exist, their loss has been very high, often in the

order of 60-90% (*e.g.* Saber 2006 and Saber *et al.* 2008 for Morocco, and Levin *et al.* 2009 for Israel).

Two main causes drive the disappearance of Mediterranean wetlands, often acting together: the human needs for land and for water. In the first case, wetlands are intentionally reclaimed for agricultural, residential or industrial land conversions or for transportation infrastructures. Numerous examples come from Spain (Casado & Montes 1995), Greece (Handrinos 1992), Lebanon (Scott 1995), Israel (Hambright & Zohary 1998), Turkey (Karadeniz *et al.* 2009). The second driver, *i.e.* the need for water, causes over-abstraction upstream of wetlands or from the underlying water-table, which leads to their gradual drying-up. Again, numerous cases come from Jordan (Al Zu'bi 1996), Turkey (Dadaser-Celik *et al.* 2008), Spain (Cirujano 1996) etc. In the past, sanitary reasons were also an important driver, *e.g.* for the eradication of diseases (*e.g.* Sergent & Sergent 1947; Hambright & Zohary 1998; Handrinos 1992). Climate change is likely to become increasingly important driver as it may reduce the total amount of rainfall and affect its distribution in space and time (IPCC 2007, Giorgi & Lionello 2008; Plan Bleu 2009; EEA 2009b).

There are quantitative evidences that wetland losses continue. A recent study on a sample of 24 wetlands in Morocco showed a decrease in their area of 25% in 21 years, at the end of 20th century (Green *et al.* 2002). In Turkey the Sultansazligi marshes, despite being designated as a Ramsar site, have virtually dried out in recent decades, following water abstraction upstream (Dadaser-Celik *et al.* 2008), as have other large wetlands in central Anatolia (Gramond 2002). In Libya recent studies have shown a loss of 4647 ha (3% of the existing total) of wetlands of ornithological importance in just 5 years, between 2005 and 2010 (Anonymous 2012). Wetland loss is therefore not a phenomenon restricted to the distant past: it continues even in the recent past decades, as also demonstrated at global scale (Prigent *et al.* 2012).

Importance of artificial wetlands in the Mediterranean

Over the 20th century, the creation of many artificial wetlands took place, partly over former natural wetlands. These wetlands are

treated differently in each country, with some countries listing all artificial wetlands (*e.g.* Slovenia, Albania) while others largely omit them (*e.g.* Spain; Casado & Montes 1995). However, this could be circum-vented thanks to existing, independent statistics on these man-made habitats. With a necessary caution due to a European bias in existing data, artificial wetlands now represent about one quarter of the total surface area of Mediterranean wetlands. They are principally made of reservoirs and ricefields. In some countries (*e.g.* Slovenia, Spain) artificial wetlands may now represent up to 2/3 or 3/4 of the total wetland area. For instance, in the Ebro Delta (Spain), 210 km² of the 320 km² total wetland surface area are now ricefields. This is a huge conversion compared to the 300 km² that were natural habitats in 1860 (Martinez-Vilalta 1996).

Therefore, when assessing the extent of wetlands in a given country, one should carefully watch for the proportion of these special wetland types, which may bias the picture. Some are of high ecological value, especially for waterbirds (*e.g.* Sadoul *et al.* 1998; Tourenq 2000; Tourenq *et al.* 2001), but others have destroyed irreplaceable natural marshes, floodplains, pools, etc.

CORINE Land-Cover data: still too limited for monitoring wetlands

Land-cover maps derived from satellite images are often seen as a promising way to monitor the existing wetlands. This has been done successfully on large wetland sites that have suffered important and rapid losses (*e.g.* Gramond 2002; Dadaser-Celik *et al.* 2008; Ernoul *et al.* 2012). However, our comparisons between national inventories for Euro-Mediterranean countries and CLC maps highlight that the application of the method at larger scale is still not well established, as can be illustrated with 3 wetland habitats.

Probably the main limitation of CLC is that it does not distinguish yet between wet and dry meadows. In countries like France that have large extents of both, and where partial data suggest that wet meadows may actually be the dominant wetland type (Cizel 2010), the resulting range in wetland surface area is extremely broad (by a factor 15; Table 1) because of an unknown percentage of wet meadows within the CLC category “Meadows”. Other wetland types are clearly under

or over-estimated by CLC, too. For instance, France has between 60,000 and 100,000 ha of peat-bogs (Pôle Relais Tourbières 2011), rather than the 6,800 ha detected by CLC. This may be due to the fact that CLC only maps land-cover patches of a size superior to 25 ha (*e.g.* SoES 2011): most peat-bogs are too small to be detected, and/or occur under tree cover. On the other hand, CLC tends to over-estimate the areas covered by other wetland types like ricefields.

Based upon these examples, CLC figures should be taken cautiously when assessing, for a given country or the whole northern Mediterranean region, the main wetland types and their relative importance. They may provide a first approximation when no other data is available, but detailed comparisons within a few well-inventoried countries would be required to identify the cause for the variable and unsystematic discrepancies that exist between countries (see Table 1). These differences may lay either in CLC or in the heterogeneity of national inventories.

Conclusion

A first, conservative range for the extent of wetlands in the pan-Mediterranean region is now available, synthesising the information from both well-inventoried countries and areas without a wetland inventory. Future improvements will require launching or publishing wetland inventories in areas with limited data available such as Algeria, Bosnia-Herzegovina, Cyprus, Egypt, Israel, Jordan, Kosovo, Lebanon, Libya, Montenegro, Morocco, Palestine, Serbia, Syria and Turkey. In some countries local/regional inventories exist (*e.g.* in France, Italy, Spain) but a full national synthesis, bridging the remaining gaps and/or the methodological variability, is still awaited.

Wetland losses are even less well-known than existing wetlands. Nevertheless, data for a sample of countries suggests that around half of the wetlands have been lost in the course of the 20th century. Quantifying these past losses by using old maps has not been attempted on a large scale (but see an example in Levin *et al.* 2009). This would probably prove very valuable for areas like North Africa, which lost large areas of wetlands 80-150 years ago. Wetland loss continues nowa-

days and conservation actions are still deeply needed. National programmes to monitor trends in wetland surface area are required in all countries, even where good national inventories exist. This would provide the necessary information to confirm whether wetland loss has slowed or eventually stopped following conservation actions.

Large-scale land-cover maps such as CLC do not yet fulfil their promises for monitoring national wetland areas. But other approaches combining satellite images over a large sample of wetlands with other sources of information, such as digital elevation models, are starting to provide potential tools for monitoring wetland areas at pan-Mediterranean scale (Hüttich *et al.* 2012). An alternative that remains to be tested regionally would be to monitor the extent of flooded areas – as a proxy to wetland extent –, as recently undertaken by Prigent *et al.* (2012) at global scale.

Acknowledgements

Inspiration for this work came from Luc Hoffmann, to whom it is dedicated as a tribute to his lifelong dedication to wetlands in the Mediterranean and beyond. We are grateful to B. Amadesi, M. Ataol, C. Argilier, N. Bacetti, Ö. Balzik, M. Bernuès, L. Costa, S. D'Antoni, L. Ernoul, E. Fitoka, T. Galewski, P. Grillas, G. Lefebvre, H. Rodriguez & N. Sadoul, who provided useful data, information or analysis, improved earlier drafts or assisted with statistical treatment. The MAVA Foundation supported all the authors during at least part of their work.

References

- Anonymous, 2006. *Inventaire départemental des zones humides de l'Hérault*. Montpellier, France, AQUASCOPE/Écologistes de l'Euzière, 113 p.
- Anonymous, 2012. *Atlas of wintering waterbirds of Libya*. Tunis, EGA-RAC/SPA, 306 p.
- Azafzaf H., Baccetti N., Defos du Rau P., Dlensi H., Essghaier M.F., Etayed K., Hamza A. & Smart M., 2005. *Report on an Ornithological Survey in Libya from 3 to 17 January 2005*. Tunis, UNEP-RAC/SPA, 90 p.
- Azafzaf H., Baccetti N., Defos du Rau P., Dlensi H., Essghaier M.F., Etayed K., Hamza A. & Smart M., 2006. *Report on an Ornithological Survey in Libya from 19 to 31 January 2006*. Tunis, UNEP-RAC/SPA, 32 p.
- Biotope, 2004. *Inventaire des zones humides du département du Gard*. Nîmes, France, Conseil général du Gard, 48 p.
- Bousquet C. & Willm L., 2001. *Inventaire préliminaire des zones humides des Bouches-du-Rhône*. Arles, France, Tour du Valat, 79 p.
- Caessteker P., 2007. *Synthèse du statut des inventaires de zones humides dans la région méditerranéenne*. Marseille, France, Tour du Valat/MedWet/Université de Provence, 245 p.
- Casado S. & Montes C., 1995. *Guía de los lagos y humedales de España*. Madrid, Reyero J.M., 243 p.
- CBD, 2006. *Framework for monitoring implementation of the achievement of the 2010 target and integration of targets into the thematic programmes of work*. (Decision VIII/15, COP 8, 2006); available at www.cbd.int/decisions/
- CEPF, 2010. *CEPF Ecosystem profile of the Mediterranean Basin Biodiversity Hotspot*. Washington, Conservation International, 251 p.
- Cirujano S., 1996. Las Tablas de Daimiel, Spain. In: Morillo C. & Gonzalez J.L. (eds), *Management of Mediterranean Wetlands*. Vol. II. Madrid, MedWet/Ministerio de Medio Ambiente: 295-310.
- Cizel O., 2010. *Protection et gestion des espaces humides et aquatiques. Guide juridique d'accompagnement des bassins de Rhône-Méditerranée et de Corse*. Lyon, France, Agence de l'eau RM&C/Pôle-relais Lagunes, 600 p. (available online at: http://www.pole-lagunes.org/web/view_section.php?id_section=674&anchorName=2).
- Costa L.T., Farinha J.C., Hecker N. & Tomàs-Vives P., 1996. *Mediterranean wetland inventory: a reference manual*. Lisbon, MedWet/ICN/Wetlands International, 111 p.
- D'Antoni S., Battisti C., Cenni M. & Rossi G.L., 2011. *Contributi per la tutela della biodiversità delle zone umide*. Roma, ISPRA report 153/11, 461 p.
- Dadaser-Celik F., Bauer M.E., Brezonik P.L. & Stefan H.G., 2008. Changes in the Sultan Marshes Ecosystem (Turkey) in Satellite Images 1980-2003. *Wetlands* 28: 852-865.
- Dakki M. & El Hamzaoui M., 1997. *Rapport national sur les zones humides, Maroc*. Rabat, Institut scientifique, 33 p.
- De Maria G. (ed.), 1992. *Inventario delle zone umide del territorio italiano*. Roma, Ministero dell'Ambiente, Servizio Conservazione della Natura, 263 p.
- Defos du Rau P., Essghaier M.F. & Etayed K., 2003. *Inventaire préliminaire des zones humides de Libye. Faune Sauvage* 259: 44-48.

- DGF (Direction générale des forêts d'Algérie), 1999. *Atlas des zones humides algériennes*. Alger, Direction générale des forêts/MedWet, 45 p.
- DGF (Direction générale des forêts d'Algérie), 2001. *Les zones humides – un univers à découvrir*. Alger, Direction générale des forêts/MedWet, 49 p.
- DGF (Direction générale des forêts d'Algérie), 2002. *Atlas des 26 zones humides algériennes d'importance internationale*. Alger, Direction générale des forêts, 89 p.
- DGF (Direction générale des forêts d'Algérie), 2004. *Atlas [IV] des zones humides algériennes d'importance internationale*. Alger, Ministère de l'Agriculture et du Développement rural/Direction générale des forêts, 107 p.
- EEA, 2009a. *Progress towards the European 2010 biodiversity target*. Copenhagen, European Environment Agency Report n°4/2009, 52 p.
- EEA, 2009b. *Water resources across Europe – confronting water scarcity and drought*. Copenhagen, European Environment Agency n°2/2009, 55 p.
- Ernoul L., Sandoz A. & Fellague A., 2012. The evolution of two great Mediterranean Deltas: Remote sensing to visualize the evolution of habitats and land use in the Gediz and Rhone Deltas. *Ocean & Coastal Management* 69: 111-117.
- Etayed K., Essghaier M.F., Hamza A., Smart M., Azafzaf H., Defos du Rau P. & Dlensi H., 2007. *Report on an ornithological survey in Libya from 3 to 15 February 2007*. Tunis, UNEP-RAC/SPA, 40 p.
- Evans M.I., 1994. *Important Bird Areas in the Middle East*. Cambridge, UK, BirdLife International Conservation Series No 2, 410 p.
- FAO-STAT, 2012. *World rice statistics*. Extracted from the public database <http://faostat3.fao.org/home/index.html#DOWNLOAD/on> 30 July 2012.
- Farinha J.C. & Trindade A., 1994. *Contribuição para o inventário e caracterização de zonas húmidas em Portugal continental*. Lisboa, Instituto da Conservação da Natureza/MedWet, 211 p.
- Finlayson C.M., Hollis T. & Davis T. (eds), 1992. *Proceedings of the Symposium on "Managing Mediterranean wetlands and their birds"*, Grado, Italy, 6-9 February 1991. IWRB Special Publication n°20, 285 p.
- Finlayson C.M. & Davidson N.C., 1999 (2nd Edition). *Global review of wetland resources and priorities for wetland inventory. Summary Report*. Darwin, Australia, Environmental Research Institute of the Supervising Scientist/Wetlands International. <http://www.wetlands.org/RSIS/WKBASE/GRoWI/welcome.html>
- FOEN, 2009. *The state of biodiversity in Switzerland. Overview of the findings of Biodiversity Monitoring Switzerland as of May 2009*. Bern, Federal Office for the Environment, 28 p.
- Giorgi F. & Lionello P., 2008. Climate change projections for the Mediterranean region. *Global Planet Change* 63: 90-104.
- Gomila H. & Peyre O., 2004. *Inventaire des zones humides du Var*. Toulon, France, Sémaphores/Méditerranée, 79 p.
- Gramond D., 2002. *Dynamique de l'occupation du sol et variation des usages de l'eau en Anatolie centrale (Turquie) au cours du xx^e siècle*. Ph.D. Thesis. Paris, La Sorbonne University, 359 p. + annexes.
- Green A.J., El Hamzaoui M., El Agbani M.A. & Franchimont J., 2002. The conservation status of Moroccan wetlands with particular reference to waterbirds and to changes since 1978. *Biol. Cons.* 104: 71-82.
- Hambright K.D. & Zohary T., 1998. Lakes Hula and Agmon: destruction and creation of wetland ecosystems in northern Israel. *Wetlands Ecol. & Manag.* 6: 83-89.
- Handrinos G., 1992. Wetland loss and wintering waterfowl in Greece during the 20th century: a first approach. In: Finlayson C.M., Hollis T. & Davis T. (eds), *Proceedings of the Symposium on "Managing Mediterranean wetlands and their birds"*, Grado, Italy, 6-9 February 1991. IWRB Special Publication n° 20: 183-187.
- Heath M.F. & Evans M.I. (eds), 2000. *Important Bird Areas in Europe: Priority sites for conservation*. Cambridge, UK, BirdLife International Conservation Series No. 8, 866 p. + 791 p. (2 vol.).
- Hecker N. & Tomàs Vives P. (eds), 1995. *The status of wetland inventories in the Mediterranean region*. Slimbridge, UK, IWRB Publication n° 38, 146 p.
- Hughes J.M.R., Maamouri F., Hollis G.E. & Avis C., 1994. *A preliminary inventory of Tunisian Wetlands*. London, University College, Department of Geography, Wetland Research Unit., 453 p. + 126 maps.
- Hughes J.M.R., Ayache F., Hollis G.E., Maamouri F., Avis C., Giansante C. & Thompson J., 1997. *A preliminary inventory of Tunisian Wetlands*. London, University College, Department of Geography, 473 p.
- Hughes R.H. & Hughes J.S., 1992. *A Directory of African Wetlands*. IUCN, Gland, 820 p.
- Hüttich C., Reschke J., Keil M., Dech S., Weise K., Beltrame C., Fitoka E. & Paganini M., 2012. *Using the Landsat Archive for the Monitoring of Mediterranean Coastal Wetlands: Examples from the GlobWetland-II Project*. Earthzine. <http://www.earthzine.org/2011/12/20/using-the-landsat-archive-for-the-monitoring-of-mediterranean-coastal-wetlands-examples-from-the-globwetland-ii-project/>
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007: Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Geneva, IPCC, 104 p.
- Kapanidis Y., 2008. *Statistics on wetlands stored in the MedWet Web Information System* <http://www.wetlandwis.net/> Thessaloniki, Greece, EKBW/MedWet/INTERREG IIIC, 5 p.
- Karadeniz N., Tiril A. & Baylan E., 2009. Wetland management in Turkey: problems, achievements and perspectives. *Afr. J. Agr. Res.* 4: 1106-1119. (Available online at <http://www.academicjournals.org/ajar>).
- Levin N., Elron E. & Gasith A., 2009. Decline of wetland ecosystems in the coastal plain of Israel during the 20th century: Implications for wetland conservation and management. *Landscape and Urban Planning* 92: 220-232.
- Magnin G. & Yazar M., 1997. *Important bird areas in Turkey*. Istanbul, Society for the Protection of Nature, 313 p.
- Margat J. & Treyer S., 2004. *L'eau des Méditerranéens : situation et perspectives*. Athens, UNEP/MAP, Technical Report Series n° 158, 366 p.
- Martinez-Vilalta A., 1996. The rice fields of the Ebro Delta. In: Morillo C. & Gonzalez J.L. (eds), *Management of Mediterranean Wetlands*. Vol. II, Madrid, MedWet/Ministerio de Medio Ambiente: 173-197.
- Mediterranean Wetlands Observatory, 2012. *Mediterranean Wetlands Outlook 2012 – Technical report*. Arles, France, Tour du Valat Publ., 126 p.

- Micevski B., 2002. *Inventory of Macedonian wetlands as natural resources*. Skopje, Bird Study and Protection Society of Macedonia, 72 p.
- Michev T.M. & Profirov L., 2003. *Mid-winter numbers of waterbirds in Bulgaria (1977-2001)*. Sofia-Moscow, Pensoft Publ., 160 p.
- Michev T.M. & Stoyneva M.P., 2007. *Inventory of Bulgarian wetlands and their biodiversity. Part 1: Non-lotic wetlands*. Sofia, Elsi-M Publ., 364 p. + CD supplement.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: wetlands and water – Synthesis*. Washington D.C., World Resources Institute, 68 p.
- Mima M., Fitoka E.N. & Bego F., 2003. *Inventory of Albanian wetlands*. Tirana, Albania, Environmental Center for Administration and Technology (ECAT) & Thessaloniki, Greece, Greek Biotope & Wetlands Centre (EKBY), 414 p.
- Ministry of Environment and Forestry [of Turkey], 2007. *The state of Turkey's Environment* <http://www.cedgm.gov.tr/CED/AnaSayfa/webUygulama/turkiyeCevreDurumRaporu.aspx?sflang=tr>
- Mittermeier R.A., Gil P.R., Hoffman M., Pilgrim J., Brooks T., Goettsch Mittermeier C., Lamoreux J. & da Fonseca G.A.B., 2005. *Hotspots Revisited: Earth's Biologically Richest and Most Threatened Terrestrial Ecoregions*. Conservation International, University of Chicago Press, 392 p.
- Murdoch D.A., Vos R., Abdallah A., Abdallah M., Andrews I., Al-Asaad A., Van Beusekom R., Hofland R., Roth T., Saveyn B., Serra G. & Wells C., 2004. *A Winter survey of Syrian wetlands (Final Report of the Syrian Wetland Expedition, January-February 2004)*. London, privately published, 135 p.
- Nivet C. & Frazier S., 2004. *A Review of European Wetland Inventory Information*. Wageningen, The Netherlands, Wetlands International, 262 p.
- Perennou C., Ardouin A., Bettinelli L., Girardin S., Guelmami A., Isenmann M., Porteret J. & Quelin L., 2012. *Premier bilan sur les zones humides existant dans le bassin RMC*. Lyon, Agence de l'eau/RhoMeO, 6 p. (<http://rhomeo.espaces-naturels.fr/axe/b>).
- Plan Bleu, 2009. *State of the Environment and Development in the Mediterranean*. Athens, UNEP-MAP Plan Bleu, 200 p.
- Pôle-Relais Tourbières, 2011. *Où trouve-t-on des tourbières en France ?* Web pages <http://www.pole-tourbieres.org/repartition%20.htm>, extracted on 30 July 2012.
- Popy S., 2010. *Bases de réflexion pour la constitution d'un jeu d'indicateurs pour l'Observatoire régional de la biodiversité en Languedoc-Roussillon. Rapport final*. Montpellier, France, CEMAGREF, 379 p.
- Prigent C., Papa F., Aires F., Jimenez C., Rossow W.B. & Matthews E., 2012. Changes in land surface water dynamics since the 1990's and relation to population pressure. *Geophys. Res. Letters* 39, L08403, doi: 10.1029/2012GL051276
- Psilovikos A., 1992. Prospects for wetlands and waterfowl in Greece. In: Finlayson C.M., Hollis T. & Davis T. (eds), *Proceedings of the Symposium on "Managing Mediterranean wetlands and their birds"*, Grado, Italy, 6-9 February 1991. IWRB Special Publication n° 20: 53-55.
- Pullan R.A., 1988. *A survey of the past and present wetlands of the Western Algarve. Portugal*. University of Liverpool, Liverpool Papers in Geography n° 2, 100 p.
- Ramsar Secretariat, 2008. *Strategic Framework and guidelines for the future development of the List of Wetlands of International Importance of the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971)*. Online document http://www.ramsar.org/cda/ramsar/display/main/main.jsp?zn=ramsar&cp=1-31-105^20823_4000_0_#B, extracted on 30 July 2012.
- Saber E., 2006. *Approche de la dynamique spatio-temporelle des géosystèmes de la province de Benslimane, Maroc*. Ph.D. Thesis. University of Provence/Aix-Marseille II.
- Saber E., Rhazi M., Rhazi L., & Baillais J.L., 2008. Inventaire des mares temporaires du Maroc occidental par télédétection : une première en Afrique du Nord. *Au fil des mares* 6-7 : 11.
- Sadoul N., Walmsley J. & Charpentier B., 1998. *Salinas and nature conservation*. Arles, France, Tour du Valat/MedWet Conservation Series n° 9, 95 p.
- Scott D.A., 1995. *A directory of wetlands in the Middle East*. Gland (CH) & Slimbridge (UK), IUCN & IWRB, 560 p.
- Sergent E. & Sergent E., 1947. *Histoire d'un marais algérien*. Alger, Institut Pasteur d'Algérie, 293 p.
- SOeS, 2011. *CORINE Land Cover. Méthode de production de la base de données*. Downloadable from: http://www.statistiques.developpement-durable.gouv.fr/donnees-ligne/t/methode-production-base-donnees.html?tx_ttnews%5Btt_news%5D=11268&cHash=88595af0806f46f2c8901fd438ea809f; accessed 30 July 2012.
- Toutain G., Dollé V. & Ferray M., 1989. Situation des systèmes oasiens en régions chaudes. *Options méditerranéennes* 11 : 7-18.
- Tourenq C., 2000. *Valeurs et fonctions des rizières pour les communautés d'oiseaux d'eau en Camargue*. Ph.D. Thesis. Montpellier II University, 258 p. (+ annexes).
- Tourenq C., Bennetts R.E., Kowalski H., Vialet E., Lucchesi J.L., Kayser Y. & Isenmann P., 2001. Are rice-fields a good alternative to natural marshes for waterbird communities in the Camargue, southern France? *Biol. Conserv.* 100: 335-343.
- UNEP-WCMC, 2011. *Developing ecosystem service indicators: experiences and lessons learned from sub-global assessments and other initiatives*. Montreal, Secretariat of the Convention on Biological Diversity, Technical Series n° 58, 159 p.
- Walpole M., Almond R.E.A., Besançon C., Butchart S.H.M., Campbell-Lendrum D., Carr G.M., Collen B., Collette L., Davidson N.C., Dulloo E., Fazel A.M., Galloway J.N., Gill M., Goverse T., Hockings M., Leaman D.J., Morgan D. H. W., Revenga C., Rickwood C.J., Schutyser F., Simons S., Stattersfield A.J., Tyrrell T.D., Vié J.-C. & Zimsky M., 2009. Tracking Progress Toward the 2010 Biodiversity Target and Beyond. *Science* 325: 1503-1504.
- Water Management Institute [of Slovenia], 2000. *Inventory of wetlands in Slovenia*. Ljubljana, Ministry of Environment and Physical Planning, 40 p. (+ annexes).
- Zalidis G.C. & Mantzavelas A.L., 1994. *Inventory of Greek wetlands as natural resources*. Thessaloniki, Greek Biotope/Wetland Centre (EKBY), xvi + 448 p.

Plant communities in the Tamanrasset region, Ahaggar, Algeria

Communautés végétales dans la région de Tamanrasset, Ahaggar, Algérie

N. BOUCHENEB¹, S.S. BENHOUBOU²

1. Institut national de recherche forestière, Bainem, BP 37, Cheraga, Algiers, Algeria

2. Département de botanique, École nationale supérieure agronomique, 16200 El Harrach, Algeria

Corresponding author: n.boucheneb@yahoo.fr

Abstract

Several vegetation communities present in different wadi types are described from newly sampled regions in the Ahaggar region around Tamanrasset. The wadi types ranged from rocky substrates to more gravelly types through to deep sandy soils. An ordination applying correspondence analysis suggested altitude and soil substrate as the major ecological gradients at work. The results of this analysis enabled the identification of six associations. These are all described in detail focusing on the floristic list, their relation to the phytosociological framework proposed by Quézel (1965) and their ecological characteristics. Among the six associations, two are new: *Rhus tripartita*-*Olea europaea* subsp. *laperrinei* and *Acacia raddiana*-*Salvadora persica* communities. The former association is found in rocky wadis while the latter is typical of much larger wadi beds with a compact sandy ground. The four other associations were confirmed and described in regions not sampled before. These are *Cassia aschrek*-*Panicum turgidum* community – found generally on sandy-gravelly substrates, *Leptadenia pyrotechnica*-*Chrozophora brocchiana* community ranging from sandy-silty, sandy to sandy gravelly ground, the *Tamarix aphylla*-*Farsetia ramosissima* community found on wide sandy wadis and the *Tamarix gallica*-*Desmostachya bipinnata* typical of wadis where the water is close to the surface. The described plant communities are discussed in a wider geographical context.

Résumé

Plusieurs communautés végétales présentes dans différents types d'oueds sont décrites à partir de régions nouvellement échantillonnées dans la région de l'Ahaggar autour de Tamanrasset. Ces oueds présentent des substrats qui varient de rocheux à graveleux et sols sableux profonds. Une ordination appliquant l'analyse des correspondances suggère l'altitude et le sol comme gradients écologiques dominants. Les résultats de cette analyse ont permis l'identification de six associations. Celles-ci sont toutes décrites en détail en se basant sur la liste floristique, leur relation avec le cadre phytosociologique proposée par Quézel (1965) et leurs caractéristiques écologiques. Parmi les six associations, deux sont nouvelles : *Rhus tripartita*-*Olea europaea* subsp. *laperrinei* et *Acacia raddiana*-*Salvadora persica*. La première association se trouve dans les oueds rocheux, alors que la seconde est typique des grands lits d'oueds avec un terrain de sable compact. Les quatre autres associations ont été confirmées et décrites dans des régions non échantillonnées auparavant. Il s'agit de l'association *Cassia aschrek*-*Panicum turgidum* qui se développe généralement sur des substrats sablo-graveleux, l'association *Leptadenia pyrotechnica*-*Chrozophora brocchiana* allant du sablo-limoneux, sableux à sablo-graveleux, l'association *Tamarix aphylla*-*Farsetia ramosissima* rencontrée dans les grands oueds sablonneux et l'association *Tamarix gallica*-*Desmostachya bipinnata* caractéristique des oueds où la nappe phréatique est proche de la surface. Les communautés végétales décrites sont analysées dans un contexte géographique plus large.

Keywords: desert vegetation, wadi geomorphology, altitude gradient, soil characteristics, syntaxonomy, Saharo-Arabian belt.

Mots clés : végétation désertique, géomorphologie des oueds, gradient altitudinal, caractéristiques édaphiques, syntaxonomie, région saharo-arabique.

Introduction

The most important studies on the flora and vegetation of the Ahaggar are those of Maire (1940), Quézel (1954; 1965; 1997) and Barry *et al.* (1972; 1981). The Ahaggar has a diversified flora estimated between 350 to 400 species (Maire 1940; Quézel 1965; Quézel 1997) which features several endemics (*Olea europaea* subsp. *laperrinei* (Batt. & Trab.) Cif., *Myrtus nivellei* (Batt. & Trab.), *Lavandula antineae* Maire) and relict trees (*Pistacia atlantica* Desf.). The vegetation in the Ahaggar is found in valleys, on wadis and nearby terraces that cut their way through the mountain massifs and outwash zones where underground sub-surface water flows are permanent.

Phytosociological studies in the Ahaggar started with the work of Maire (1940) followed by in-depth studies undertaken by Quézel (1954) in the Ahaggar. Later, Quézel (1965) proposed a global syntaxonomical framework for the northern, north-western, central and southern Sahara. Further phytogeographical studies, with a particular focus on the vegetation of the In Salah and Tamanrasset regions, enabled Barry *et al.* (1981) to make a detailed analysis of the plant groupings belonging to the *Acacia-Panicum* desertic savannah.

More recent contributions to vegetation studies in the Ahaggar have explored areas of the range not previously investigated, such as Halem (1990) who describes the vegetation of two major wadis in the Tefedest and Abdelkrim (1992), who identified a new association *Pistacia atlantica-Myrtus nivellei* in the Taessa region. Further investigations in remote, relatively inaccessible sites south of Tamanrasset enabled Boucheneb (1999) to describe several plant groupings. Phytosociological studies of the region have therefore been sparse and, considering the vast territories covered by the Ahaggar, plant community description for the area is far from being complete. The objectives of the present work are to identify the major ecological gradients associated with the differentiation of several wadi plant communities related to different wadi types and to provide detailed descriptions of vegetation units sampled for the first time in the Tamanrasset region. The described plant communities are then put in a wider geographical context by comparing them with similar communities in other mountainous areas of the Saharo-Arabian belt.

Study area and methodology

Geology and geomorphology

The Ahaggar, a vast territory in the centre of the Sahara, is located 2000 km south from the Algerian coast (Figure 1). The region covers 450,000 km² of mainly mountainous nature with two major subareas: a metamorphic and igneous area in the central part of the Ahaggar and the Tassilian shield at the periphery (Fabre 1976). The central area consists of significantly younger rocks than the shield area and is characterised by several character regions, of which the most important are the Attakor culminating at the Mount Tahat with an altitude of 2918 m, the north-south aligned Tefedest (highest summit at 2400 m) and the Amador, famous for its salt-flats (Lelubre 1952).

This basement complex has undergone several sedimentation cycles, the products of which have been cleared during successive subsequent erosion cycles. Within such a context, alluvia strewn on wadi beds hold shallow sub-surface water flow, which constitutes the main water resource in this area. The wadis sampled in the Tamanrasset region

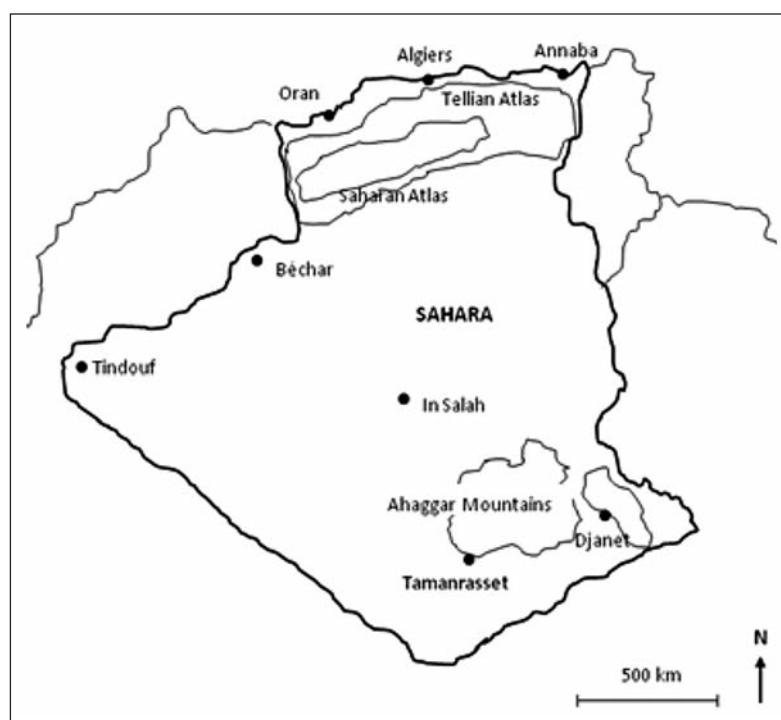


Figure 1 – Geographical localisation of Tamanrasset in the Ahaggar (Central Sahara).

belong to two major geomorphological habitat types: small wadis that cut their way down djebel (mountain) slopes and large wadi beds in valleys at low altitude (800 to 1200 m).

Climatic characteristics

The Ahaggar is under the influence of two climatic regimes: a Mediterranean regime from the north and a tropical one from the south. The climate of the study area is characterised by low and irregular rainfall (Daget & Djelouli 1992). The mean annual rainfall calculated over a period of 63 years was 46.6 mm. The desertic character of the climate is clearly illustrated by the ombrothermic diagram (Figure 2). Temperatures are characterised by very high daily thermal amplitude, frequently reaching 35 °C (Dubief 1959). The mean temperature of the hottest month does not exceed 35 °C while mean minimum temperatures can be as low as – 5 °C in winter.

Sampling strategy

During the sampling period, between 1990 and 1992, 190 relevés were recorded from the different plant communities of the Tamanrasset region applying the Braun-Blanquet method (Gehu & Rivas Martinez 1981). Sampling strategy was based on quadrats recorded on floristically and geomorphologically homogeneous sites (Benhouhou *et al.* 2003a). According to topography, quadrat surface has varied in previous studies in desertic regions between 100 m² and 1000 m² (Abd El-Ghani & Amer 2003; Ali *et al.* 2000; Benhouhou *et al.* 2003a; Bornkamm & Kehl 1990; Brinkmann *et al.* 2009; Fossati *et al.* 1998; Hegazy *et al.* 1998). For our sampling set, we chose to use a standard relevé size of 200 m² as applied in the Ahaggar by Quézel (1954). Topography, soil texture and altitude were the main determinants for the choice of sampling sites: gravelly wadis, sandy wadis, smaller affluent wadis, outwash zones, mountain slopes with boulders and crevices. Our sampling sites are located north-east, north-west, south and south-west of Tamanrasset in the wadis of the following massifs: Ahléheg, Adrar Heggueghene, Ti-n-Tourdi, Tahelgha, Touf Admer and Alemeda (Figure 3).

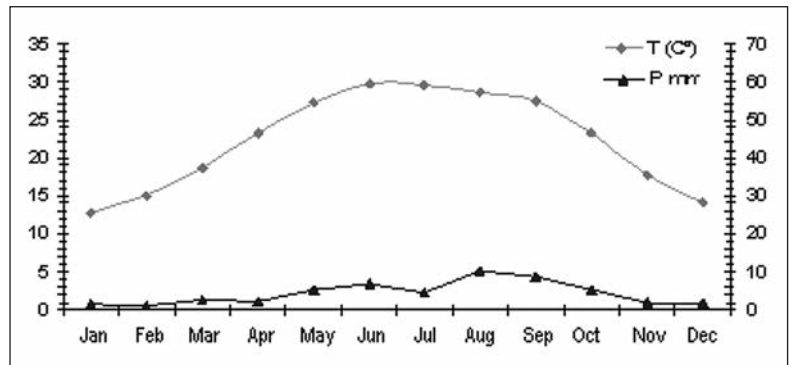


Figure 2 – Ombrothermic diagram of Bagnouls and Gaussen for the Tamanrasset station for the period 1970-2008.

Data analyses

Numerical analysis applying ordination techniques to reduce the complex data set and seek major ecological gradients responsible for floristic variation is widely used in stud-

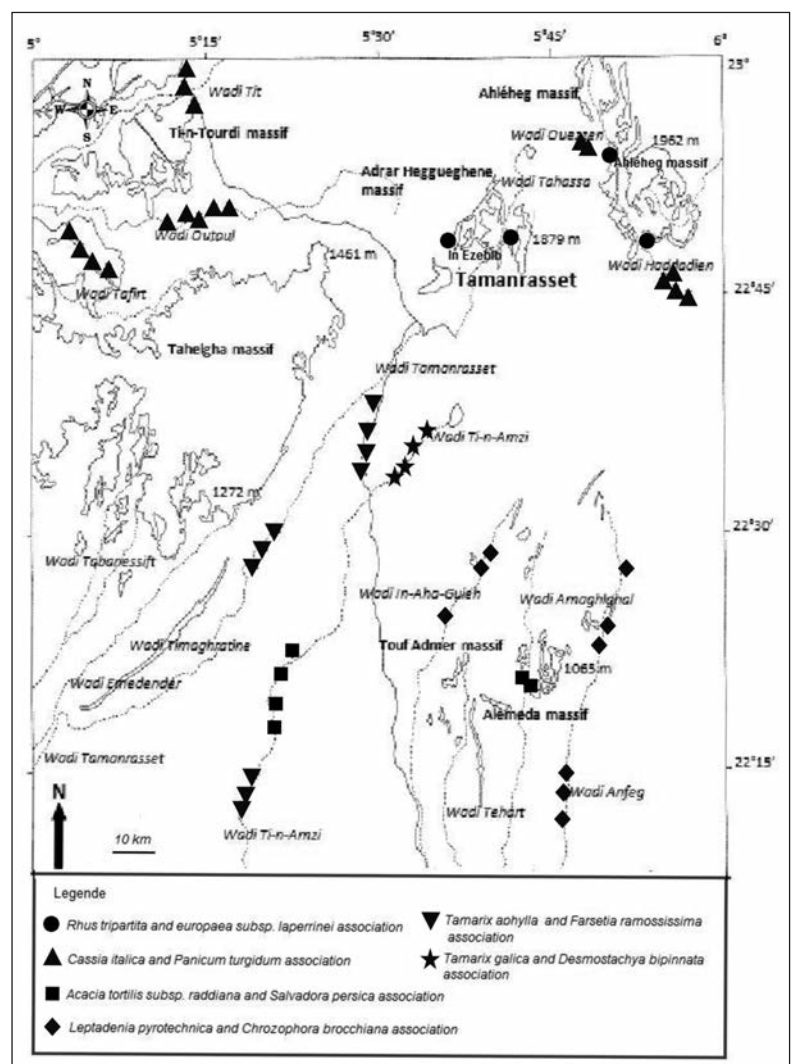


Figure 3 – Main wadis, sampling sites and localisation of the six identified plant communities in the region of Tamanrasset.

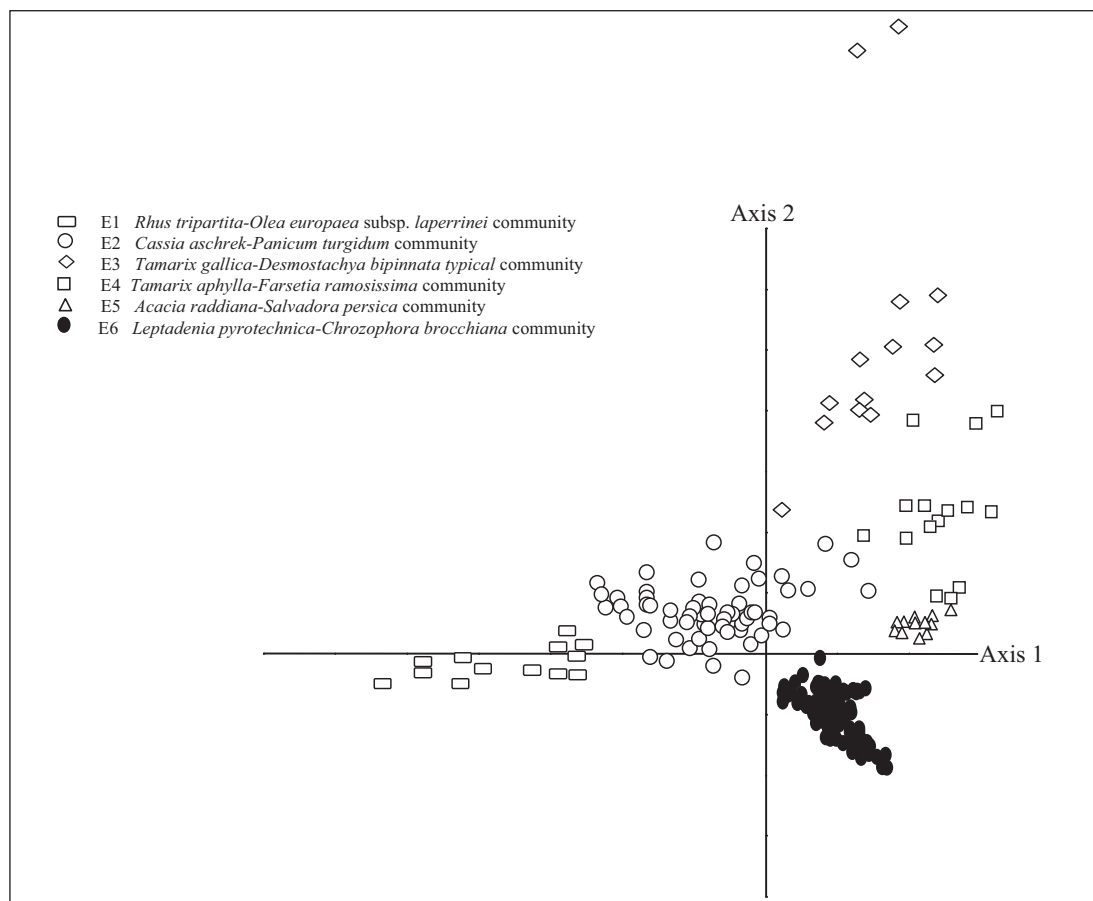


Figure 4 – Relevés spread of the whole data set along the first two axis.

ies on desert vegetation (Abd El-Ghani & Amer 2003; Ali *et al.* 2000; Anthelme 2007; Benhouhou *et al.* 2003b; Dargie & El-Demerdash 1991; Shaltout & Mady 1996; Springuel and Sheded 1991). The numerical analysis chosen is a correspondence analysis using ANAPHYTO (Brian 1991). The second stage of data analysis was the phytosociological study of the identified plant units via the association tables. These are considered as the basis for any syntaxonomical analysis. The only framework valid for the Algerian desert vegetation is the one proposed by Quézel (1965) and which has thus been considered in the present analysis. Among the four existing classes covering all the habitats encountered in this vast territory two classes were found: the *Pergulario-Pulicarietea* Quézel 1965 and the *Asterisceto-Forsskaoletea* Quézel 1965. We considered perennials to be the most important component in describing the vegetation units and treated annuals as companions usually characterised by erratic occurrence. The latter are of less importance as they reflect short-lived habitat conditions (Fossati *et al.* 1998).

Results

The correspondence analysis applied to the data matrix (190 relevés and 108 species) enabled the identification of six floristic groups (Figure 4). The high eigenvalues for the first two axes (axis 1: 0.58 and axis 2: 0.45) suggest that two main gradients are at work. Analysis of the relevés spread along the first axis clearly indicates that an altitudinal gradient is responsible for the floristic distribution. Relevés close to the negative part of the first axis were taken at an altitude that varies between 1400 and 1600 m while those at the other end of the first axis were recorded between 800 to 900 m. Relevés plotted in the middle of the axis were taken at the intermediate altitude of 1200 m. The second axis shows a textural trend where relevés plotted towards the negative part of the axis were on coarse sand mixed with stones and those plotted at the other end had finer sand in their edaphic profile.

From the 190 quadrats presented in the ordination, 91 relevé “types” were chosen according to their floristic content to illustrate and discuss the six identified communities.

The *Rhus tripartita* and *Olea europaea* subsp. *laperrinei* community

Relevés characterising this association were taken in small massifs in the north and north-eastern regions of Tamanrasset: wadi Tadda-

dine, wadi Ouezzene in the Ahléheg massif, In Ezzebib and Adrar Heggueghne (Figure 3). They correspond to the floristic group E1 identified by the correspondence analysis (Figure 4). The association is represented by thirteen relevés taken from small rocky wadis that cut their way down djebel slopes, on

Table 1 – The *Rhus tripartita*-*Olea europaea* subsp. *laperrinei* association.

Quadrat number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	
Area (m ²)	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	
Total cover (%)	10	15	10	5	15	20	15	10	15	20	30	7	15	
Altitude (m)	1520	1510	1540	1560	1560	1520	1530	1410	1550	1600	1560	1500	1380	
Number of taxa	6	3	12	4	5	9	8	19	16	17	28	16	3	
Characteristics of the association														*C
<i>Rhus tripartita</i>	+	1	+	+	+	+	+	+	+	2	+	1	.	V
<i>Olea europaea</i> subsp. <i>laperrinei</i>	1	1	1	2	+	+	+	.	.	.	.	.	+	IV
Characteristics of the <i>Asterisceto-Forsskaoletea</i> et <i>Aervo-Fagonion</i> Quézel 1965														
<i>Periploca laevigata</i>	+	.	+	.	+	.	+	.	1	+	+	.	.	IV
<i>Cymbopogon schoenanthus</i>	+	+	1	.	.	1	+	+	1	1	.	.	+	IV
<i>Fagonia bruguieri</i>	.	.	+	.	.	.	+	+	+	.	+	+	.	III
<i>Aerva javanica</i>	.	.	+	.	.	+	.	+	.	+	.	+	.	III
<i>Aizoon canariense</i>	.	.	+	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	III
<i>Forsskaolea tenacissima</i>	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	.	.	III
<i>Anabasis articulata</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	1	+	.	III
<i>Fagonia longispina</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	III
<i>Helianthemum hirtum</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	.	III
<i>Reseda villosa</i>	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	II
<i>Echium humile</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	II
<i>Salvia aegyptiaca</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	II
<i>Lotus roudairei</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	II
<i>Monsonia heliotropioides</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	.	II
<i>Volutaria leucantha</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	I
<i>Astragalus mareoticus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
<i>Farsetia aegyptiaca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
<i>Asphodelus tenuifolius</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	I
<i>Lotus jolyi</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	I
<i>Asteriscus graveolens</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	I
Transgressives of the <i>Pergulario-Pulicarietea</i> Quézel 1965														
<i>Trichodesma africanum</i>	+	.	+	.	.	+	.	+	+	+	+	+	.	IV
<i>Acacia ehrenbergiana</i>	.	.	+	.	.	.	.	+	+	+	2	+	+	IV
<i>Pulicaria undulata</i>	.	.	+	.	.	.	+	+	+	+	+	1	.	IV
<i>Heliotropium bacciferum</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	III
<i>Pulicaria crispa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	II
<i>Maerua crassifolia</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	II
<i>Senna italica</i> (Cassia aschrek)	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Acacia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
<i>Zilla spinosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
<i>Pergularia tomentosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
<i>Morettia canescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
<i>Citrullus colocynthis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	I
<i>Ziziphus mauritanicus</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Panicum turgidum</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Other species														
<i>Euphorbia granulata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	III
<i>Cleome africanum</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	+	.	III
<i>Atractylis aristata</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	+	.	III
<i>Solenostemma oleifolium</i>	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	II
<i>Ephedra altissima</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	II
<i>Plantago ciliata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	II
<i>Hippocrepis multisiliquosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	II
Additional species: <i>Stipagrostis obtusa</i> + (1), <i>Artemisia judaica</i> + (8), <i>Ficus salicifolia</i> var. <i>teloukat</i> + (12), <i>Lavandula coronopifolia</i> + (7), <i>Matthiola livida</i> + (10), <i>Paronychia arabica</i> + (10), <i>Pennisetum divisum</i> + (10), <i>Salvia chudaei</i> + (7), <i>Teucrium polium</i> + (6), <i>Typha elephantina</i> + (5).														

rocky substrate with boulders and crevices, for an altitude varying between 1380 and 1600 m. This association is characterised physiognomically by *Rhus tripartita* (Ucria) Grande and *Olea europaea* subsp. *laperrinei* (Table 1).

On boulders, talus scree and crevices *Olea europaea* subsp. *laperrinei* is dominant. Species with an average frequency are all chasmophiles belonging to the *Aervo-Fagonion* Quézel 1965 (*Aerva javanica* (Burm. F.) Juss. ex Schult., *Aizoon canariense* L., *Anabasis articulata* (Forssk.) Moq., *Fagonia bruguieri* DC., *F. longispina* Batt., *Forsskaolea tenacissima* L., *Helianthemum ruficomum* (Viv.) Spreng.) and to the *Acacio-Panicion* (*Acacia ehrenbergiana* Hayne, *Heliotropium bacciferum* Forssk., *Pulicaria undulata* (L.) C.A. Mey. *Trichodesma africanum* (L.) R. Br.).

This association is close to the *Olea europaea* subsp. *laperrinei*-*Crambe kralikii* Coss. association described by Quézel (1965) at much higher altitudes (1800 to 2400 m), which is related to the *Lavanduletea antineae* Quézel 1965. The absence of characteristic species belonging to the *Lavanduletea antineae* Quézel 1965 such as *Lavandula antineae*, *Ballota hirsuta* Benth., *Erigeron trilobus* (Decne.) Boiss., *Globularia alypum* L., *Hyparrhenia hirta* (L.) Stapf and *Crambe kralikii*, all high altitude species that first appear at 1800 m, leads us to consider another syn-taxonomical hierarchy. When considering the floristic list, our association is best related to the *Aervo-Fagonion*, the *Aervo-Fagonietalia* and the *Asterisceto-Forsskaoletea* Quézel 1965. The unique assemblage of chasmophiles, confined to rocky terrain for altitudes ranging between 1400 and 1600 m and described for the first time in the north and north-eastern regions of Tamanrasset is sufficiently distinctive to require the definition of a new association – one floristically characterised by *Rhus tripartita* and *Olea europaea* subsp. *laperrinei*.

The *Cassia aschrek* and *Panicum turgidum* community

This association corresponds to the floristic group E2 identified by the correspondence analysis (Figure 4). It is represented by sixteen relevés taken from wadi beds and nearby terraces as well as from outwash zones. Soil substrates varied from sandy-gravelly to

sandy-rocky textures. The altitude at which the relevés were taken varied between 1000 and 1500 m. This association was observed in wadi Taddadine, Ouezzene in the Ahléheg massif, wadi Tit in the Ti-n-Tourdi massif, wadi Tafirt in the Tahelgha massif and wadi Tehart, in the Alemeda massif (Figure 3). According to the physiognomically dominant plants, this association corresponds to the *Acacia-Panicum* desertic savannah first described by Maire (1940). Vegetation is characterised by the dominance of trees and shrubs among which the most important ones are *Acacia ehrenbergiana*, *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* (Savi) Brenan and *Maerua crassifolia* Forssk. (Table 2).

Detailed analyses of the floristic composition of this association showed that the characteristic species belonging to the *Acacio-Panicion* alliance, particularly *Acacia ehrenbergiana*, *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* and *Zilla spinosa* (L.) Prantl, have high frequency scores. Species characteristic of the *Pergulario-Pulicarietea* Quézel 1965 are also well represented with frequencies as high as IV. Characteristic species of our association are the same as those proposed by Quézel (1965) to define the *Cassia aschrek* (*Senna italica* Mill.) and *Panicum turgidum* Forssk. community. Likewise characteristic species of the *Salvia chudaei* Batt. & Trab. sub-association are: *Salvia chudaei*, *Artemisia campestris* L., *Deverra scoparia* Coss. & Durieu subsp. *scoparia* and *Cymbopogon schoenanthus* (L.) Spreng. Considering the very close similarity of the characteristic species for the different units of the phytosociological framework given for the *Acacia-Panicum* desertic savannah, the vegetation type documented in Table 2 corresponds to the association of *Cassia aschrek-Panicum turgidum* Quézel 1965 and the *Salvia chudaei* sub-association. Field observations showed that *Deverra scoparia* subsp. *scoparia* has a much higher frequency than *Salvia chudaei*, which strongly supports proposing *Deverra scoparia* subsp. *scoparia* to characterise the sub-association rather than *Salvia chudaei*. The ecological optimum of *Deverra scoparia* subsp. *scoparia* is around 1300 m and has also been observed in the Tasili at similar altitudes (Leredde 1957; Benhouhou *et al.* 2003a).

Table 2 – The *Cassia aschrek*-*Panicum turgidum* association.

Quadrat number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	
Area (m ²)	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	
Total cover (%)	40	30	40	20	25	30	20	15	35	10	20	40	20	20	15	40	
Altitude (m)	1330	1120	1500	1510	1510	1240	1410	1330	1480	1400	1380	1530	1380	1460	1340	1500	
Number of Taxa	23	10	18	25	14	10	19	6	17	18	23	27	11	14	13	13	
Characteristics of the association																	CP
<i>Senna italica</i> (<i>Cassia aschrek</i>)	+	+	+	+	+	.	+	.	+	+	.	+	.	+	+	3	V
<i>Panicum turgidum</i>	.	+	+	+	.	.	+	+	+	+	+	+	+	+	.	.	IV
Characteristics of the sub association of <i>Salvia chudaei</i> Quézel 1965																	
<i>Deverra scoparia</i>																	
subsp. <i>scoparia</i>	2	+	1	1	2	1	1	+	2	1	1	+	+	+	+	+	V
<i>Artemisia campestris</i>	+	2	2	1	+	2	1	+	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Salvia chudaei</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	+	.	.	II
Characteristics of the <i>Acacio-Panicion</i> Quézel 1965																	
<i>Zilla spinosa</i>	+	+	.	+	+	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	.	V
<i>Acacia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i>	3	.	3	.	.	2	2	+	.	+	+	.	+	+	.	+	IV
<i>Acacia ehrenbergiana</i>	.	.	.	+	.	.	1	.	2	2	2	.	+	+	1	.	III
<i>Maerua crassifolia</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	II
<i>Ziziphus lotus</i>	+	.	.	.	3	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Characteristics of the <i>Pergulario-Pulicarietea</i> Quézel 1965																	
<i>Pulicaria crispa</i>	1	2	+	+	+	+	+	+	.	.	+	.	+	+	.	+	IV
<i>Trichodesma africanum</i>	.	.	+	+	+	.	+	.	+	+	+	+	+	+	.	.	IV
<i>Pulicaria undulata</i>	+	+	.	+	.	+	.	.	.	.	+	+	+	.	+	.	III
<i>Heliotropium bacciferum</i>	.	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	+	+	.	+	.	III
<i>Echium humile</i>	+	.	.	+	.	+	+	.	.	.	+	+	.	.	.	.	III
<i>Morettia canescens</i>	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	II
<i>Citrullus colocynthis</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	II
<i>Centaurea pungens</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	I
<i>Pennisetum divisum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	I
<i>Pergularia tomentosa</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	I
Transgressives of the <i>Asterisceto-Forsskaoletea</i> Quézel 1965																	
<i>Aerva javanica</i>	+	+	.	.	.	+	.	.	+	+	+	+	.	+	.	.	III
<i>Anabasis articulata</i>	.	.	+	+	.	.	.	.	+	+	+	3	.	.	.	.	III
<i>Fagonia bruguieri</i>	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	+	.	III
<i>Forsskaolea tenacissima</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	II
<i>Lotus roudairei</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	I
Psammophils																	
<i>Aizoon canariense</i>	+	.	+	+	+	.	+	.	+	.	+	2	.	.	+	+	IV
<i>Cynodon dactylon</i>	+	+	+	.	+	+	+	.	.	+	+	.	+	.	+	1	IV
<i>Cleome africanum</i>	+	.	.	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	III
<i>Tribulus terrestris</i>	+	.	+	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	III
<i>Matthiola livida</i>	+	+	+	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	III
<i>Paronychia arabica</i>	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	III
<i>Cucumis pustulatus</i>	.	.	+	.	.	.	+	.	+	+	.	.	.	.	.	.	II
<i>Mollugo cerviana</i>	+	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	II
<i>Asphodelus tenuifolius</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	II
<i>Hippocrepis multisiliquosa</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	II
<i>Matricaria pubescens</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	2	II
<i>Euphorbia granulata</i>	+	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	II
Chasmophils																	
<i>Cymbopogon schoenanthus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	+	+	.	+	.	.	III
<i>Reseda villosa</i>	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	III
<i>Rhus tripartita</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	+	.	.	II
<i>Ephedra altissima</i>	.	.	+	.	+	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	II
<i>Periploca laevigata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	+	.	.	II
<i>Atractylis aristata</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	I
<i>Astragalus mareoticus</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	I
<i>Helianthemum hirtum</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	I
<i>Stipagrostis obtusa</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	I
<i>Salvia aegyptiaca</i>	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Asteriscus graveolens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	+	I
Additional species: <i>Acacia laeta</i> + (14), <i>Acacia scopioides</i> 2 (4), <i>Bassia muricata</i> + (11), <i>Calotropis procera</i> + (8), <i>Chrozophora brocchiana</i> + (13), <i>Cocculus pendulus</i> + (11), <i>Commicarpus stellatus</i> + (7), <i>Desmostachya bipinnata</i> + (8), <i>Fagonia arabica</i> + (12), <i>Fagonia longispina</i> + (11), <i>Farsetia aegyptiaca</i> + (12), <i>Helianthemum lipii</i> + (10), <i>Indigofera articulata</i> + (14), <i>Lavandula coronopifolia</i> + (14), <i>Nerium oleander</i> + (13), <i>Phragmites australis</i> + (13), <i>Solanum nigrum</i> + (1), <i>Scirpus holoschoenus</i> + (6), <i>Solenostemma oleifolium</i> + (14), <i>Tamarix gallica</i> + (11), <i>Tephrosia leptostachya</i> + (9), <i>Ziziphus mauritanicus</i> + (10).																	

The *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* and *Salvadora persica* community

This association corresponds to the floristic group E5 identified by the correspondence analysis (Figure 4). It is represented by nineteen relevés taken from large wadi beds and nearby terraces. The soil has a sandy compact to gravelly-sandy substrate and altitude ranges between 930 and 1200 m. The association was observed in wadi Tehart and in wadi Ti-n-Amzi (Figure 3). The plant community encountered in these wadis is part of the *Acacia-Panicum* desertic savannah where *Salvadora persica* L. is dominant (Table 3).

A detailed analysis of the floristic content of the relevés makes it clear that this association is related to the *Acacio-Panicion* and the *Pergulario-Pulicarietea* Quézel 1965 (Table 3). However, this association does not compare to any of the associations described by former workers in the Ahaggar for the *Acacia-Panicum* desertic savannah. When comparing the *Cassia aschrek-Panicum turgidum* association with the *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*-*Salvadora persica* community, they show differ-

ent edaphic profile and consequently show a different species assemblage. The community described in those particular wadis is characterised by the original and unique assemblage of *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* and *Salvadora persica*. The combination of altitudinal (between 930 and 1250 m), edaphic characteristics (sandy-gravelly substrate) and wadi geomorphology (large wadi beds) are the main physical and environmental factors contributing to the development of such a distinctive association. It is therefore proposed as a new association identified in the Ti-n-Amzi and Tehart wadis.

The *Leptadenia pyrotechnica* and *Chrozophora brocchiana* community

This association corresponds to the floristic group E6 identified by the correspondence analysis (Figure 4). It is represented by nineteen relevés taken from wadi beds, their tributaries and outwash zones of the Amaghalghal and Anefeg wadis, the In-Aha-Guieh wadi from the Touf Admer massif. Soil varies

Table 3 – The *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*-*Salvadora persica* association.

Quadrat number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
Area (m ²)	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	
Total cover (%)	20	30	30	30	30	20	30	35	20	20	20	25	15	20	
Altitude (m)	980	980	980	930	950	1000	950	1000	1075	1090	1150	1200	1080	910	
Number of Taxa	8	6	13	8	9	8	9	8	6	7	9	12	6	9	
Characteristics of the association															CP
<i>Acacia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i>	1	2	1	2	2	+	2	3	2	2	2	2	+	+	V
<i>Salvadora persica</i>	2	2	2	1	1	1	1	1	1	1	1	+	+	.	V
Characteristics of the <i>Acacio-Panicion</i> Quézel 1965															
<i>Zilla spinosa</i>	+	1	3	.	+	.	+	1	+	2	+	2	1	1	V
<i>Panicum turgidum</i>	+	+	+	+	+	+	+	.	+	.	.	+	+	.	IV
<i>Acacia ehrenbergiana</i>	+	.	+	.	+	2	+	.	.	.	+	+	.	.	III
<i>Senna italica</i> (<i>Cassia aschrek</i>)	.	.	.	+	.	.	.	+	+	+	.	.	.	.	III
<i>Balanites aegyptiaca</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	+	+	III
<i>Maerua crassifolia</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	II
<i>Ziziphus lotus</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Characteristics of the <i>Pergulario-Pulicarietea</i> Quézel 1965															
<i>Pulicaria crispa</i>	.	+	1	+	.	1	+	.	.	+	+	+	+	+	IV
<i>Leptadenia pyrotechnica</i>	+	.	.	.	+	+	1	2	.	.	+	1	.	2	IV
<i>Pergularia tomentosa</i>	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	+	+	.	+	III
<i>Morettia canescens</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	II
<i>Heliotropium bacciferum</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Psammophils															
<i>Calotropis procera</i>	.	.	+	+	+	+	+	+	.	.	+	1	.	+	IV
<i>Artemisia judaica</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	II
<i>Tamarix aphylla</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	I
<i>Farsetia ramosissima</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Chrozophora brocchiana</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Chasmophils															
<i>Aerva javanica</i>	+	+	+	+	+	.	+	+	.	.	.	+	.	+	IV
<i>Farsetia aegyptiaca</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Deverra scoparia</i> subsp. <i>scoparia</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	I

from sandy-silty, sandy to sandy-gravelly substrates. Altitude ranges between 800 and 1200 m. The plant community which occupies this ecological niche belongs to the *Acacia-Panicum* desertic savannah where the dominant species are *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* and *Leptadenia pyrotechnica* (Forssk.) Decne. with two facies: *Chrozophora brocchiana* (Vis.) Schweinf. and *Balanites aegyptiaca* (L.) Delile (Table 4).

From the floristic composition, it is quite straightforward to relate the identified association to the *Pergulario-Pulicarietea* Quézel 1965 and the *Acacio-Panicion* alliance. With regard to the association itself, it compares to the *Leptadenia pyrotechnica-Chrozophora brocchiana* association described by Quézel (1965). Analysis of Table 4 highlights a *Bal-*

anites aegyptiaca facies recorded in the Timghrahine, Emedender and Tabanessift wadis south-west of Tamanrasset (Figure 3) and not observed by Quézel (1965). This species replaces *Chrozophora brocchiana* when the water table is deeper and soil texture becomes sandier. Quézel (1965) provides relevés from the Tibesti and Borkou regions only, while our relevés have been taken south of Tamanrasset. This confirms the northern geographical extension of the association in the Ahaggar. With regard to the naming of this association, and because of the high frequency of *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*, we propose to rename it as *Acacia tortilis* subsp. *raddiana-Leptadenia pyrotechnica* association. It illustrates far better the physiognomy of this association in the field.

Table 4 – The *Leptadenia pyrotechnica*-*Chrozophora brocchiana* association.

Quadrat number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	
Area (m ²)	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	
Total cover (%)	20	15	20	20	15	15	35	15	40	30	20	30	35	35	35	30	25	25	15	
Altitude (m)	950	950	950	980	890	900	1080	910	930	1144	1140	1000	830	900	920	1000	1230	1150	920	
Number of Taxa	10	8	10	11	7	13	11	7	8	7	7	8	9	11	7	8	13	10	13	
Characteristics of the association																				CP
<i>Acacia tortilis</i>																				
subsp. <i>raddiana</i>	2	2	+	+	+	+	+	1	2	+	+	+	3	+	2	1	+	+	+	V
<i>Leptadenia pyrotechnica</i>	+	+	+	+	+	1	1	1	2	+	1	1	+	+	2	+	+	1	+	V
<i>Chrozophora brocchiana</i>	2	2	1	1	+	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	III
<i>Balanites aegyptiaca</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	3	3	2	2	1	3	3	2	2	2	2	IV
Characteristics of the <i>Acacio-Panicion</i> Quézel 1965																				
<i>Panicum turgidum</i>	+	+	.	+	2	+	+	+	.	+	+	.	+	+	.	1	+	+	+	V
<i>Zilla spinosa</i>	.	.	+	1	+	.	2	.	+	+	+	+	+	+	+	+	1	+	+	V
<i>Acacia ehrenbergiana</i>	+	+	+	+	2	+	3	+	.	.	.	.	+	+	.	.	+	.	1	IV
<i>Ziziphus lotus</i>	.	.	+	.	+	1	+	+	.	.	+	+	.	.	1	.	+	.	+	IV
<i>Senna italica</i>																				
(<i>Cassia aschrek</i>)	.	.	+	.	.	+	.	.	+	.	.	+	.	.	.	.	+	+	+	III
<i>Maerua crassifolia</i>	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	II
<i>Faidherbia albida</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Characteristics of the <i>Pergulario-Pulicarietea</i> Quézel 1965																				
<i>Pulicaria crispa</i>	+	+	+	+	.	+	.	+	.	.	.	.	2	2	+	.	+	+	+	IV
<i>Pergularia tomentosa</i>	+	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	+	.	+	+	.	+	III
<i>Morettia canescens</i>	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	.	II
<i>Pulicaria undulata</i>	.	.	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	I
<i>Trichodesma africanum</i>	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Heliotropium bacciferum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	I
Transgressives of the <i>Asterisceto-Forsskaoletea</i> Quézel 1965																				
<i>Aerva javanica</i>	1	1	+	.	.	1	+	+	+	.	+	+	+	+	+	+	+	+	+	V
<i>Fagonia bruguieri</i>	.	.	.	+	.	.	+	.	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	III
Psammophils																				
<i>Artemisia campestris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	+	.	I
<i>Calotropis procera</i>	1	1	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	I
<i>Paronychia arabica</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	I
<i>Matthiola livida</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
<i>Artemisia judaica</i>	.	.	.	.	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Stipagrostis pungens</i>	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Chasmophils																				
<i>Stipagrostis ciliata</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Stipagrostis obtusa</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Atractylis aristata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	I

The *Tamarix aphylla* and *Farsetia ramosissima* community

This association corresponds to the floristic group E4 identified by the correspondence analysis (Figure 4). It is represented by fifteen relevés taken from wadi beds and nearby terraces on sandy soils. Altitude shows a small range of variation between 960 and 980 m. The association has been sampled in wadi Tin Amzi and wadi Tamanrasset (Figure 3).

Our association is physiognomically dominated by *Tamarix aphylla* (L.) H. Karst. with the main companion species being: *Calotropis procera* and *Leptadenia pyrotechnica* (Table 5). The distinctive characteristic species of this association are *Tamarix aphylla*, *Farsetia ramosissima* Hochst. and *Launaea mucronata* (Forsk.) Muschler. For the wadis investigated, the second species was found only once while the third, an annual, was not encountered.

The study of the floristic content of the relevés enables us to relate our vegetation unit to the association of *Tamarix aphylla*-*Farsetia ramosissima* Quézel 1965. A close analysis of the species list making up the *Tamarix aphylla*-*Farsetia ramosissima* association shows a complex ecological association. Psammophilous species such as *Tamarix aphylla*, *Calotropis procera*, *Tamarix gallica* L., *Leptadenia pyrotechnica* and *Chrozophora brocchiana* are intermingled with species typical of the *Acacia-Panicum* desertic savannah such as *Salvadora persica*, *Ziziphus lotus* (L.) Desf., *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*, *Acacia ehrenbergiana* and *Balanites aegyptiaca*. Such a complex edaphic situation, where psammophilous and chasmophilous species occur together, was already reported by Quézel (1965) for several wadi types in the Ahaggar. The author did not relate the *Tamarix* communities to higher units of the phytosociological framework because of this

Table 5 – The *Tamarix aphylla* and *Farsetia ramosissima* association.

Quadrat number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	
Area (m ²)	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	200	
Total cover (%)	30	30	25	40	20	20	20	30	25	25	20	15	45	30	20	
Altitude (m)	980	870	870	980	980	980	980	990	960	870	980	1460	930	1250	1070	
Number of Taxa	12	9	9	2	5	5	8	6	9	8	7	3	17	7	11	
Characteristics of the association																CP
<i>Tamarix aphylla</i>	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	+	+	+	+	V
<i>Farsetia ramosissima</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
Characteristics of the <i>Pergulariето-Pulicarietea</i> Quézel 1965																
<i>Acacia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i>	+	2	1	.	+	2	+	.	.	1	+	.	.	3	.	IV
<i>Acacia ehrenbergiana</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	+	+	III
<i>Panicum turgidum</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	1	+	+	III
<i>Pergularia tomentosa</i>	+	+	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Ziziphus lotus</i>	.	1	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	II
<i>Acacia albida</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	.	I
<i>Balanites aegyptiaca</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
<i>Senna italica</i> (<i>Cassia aschrek</i>)	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	I
Psammophils																
<i>Leptadenia pyrotechnica</i>	+	2	2	.	.	.	+	.	.	+	+	.	+	.	+	IV
<i>Calotropis procera</i>	+	.	.	.	1	1	+	+	.	.	+	+	4	.	1	IV
<i>Tamarix gallica</i>	+	.	.	.	.	+	+	.	+	.	.	.	+	.	+	III
<i>Salsola baryosma</i>	.	.	.	.	.	.	.	1	+	.	.	.	+	2	+	III
<i>Artemisia campestris</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	1	.	+	+	.	III
<i>Salvadora persica</i>	.	.	.	2	2	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Cleome africana</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	II
<i>Colocynthis vulgaris</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	II
<i>Calligonum comosum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	I
<i>Stipagrostis pungens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	I
Chasmophils																
<i>Zilla spinosa</i>	1	+	+	.	.	.	1	+	+	1	+	+	3	1	+	V
<i>Pulicaria crispa</i>	+	.	+	.	.	.	.	+	1	.	+	.	+	.	+	III
<i>Fagonia bruguieri</i>	+	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	1	.	1	III
<i>Aerva javanica</i>	.	+	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	+	.	.	III
<i>Pulicaria undulata</i>	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	+	.	.	II
Additional species: <i>Artemisia judaica</i> 1 (7), <i>Stipagrostis obtusa</i> + (13), <i>Atractylis aristata</i> + (1), <i>Chrozophora brocchiana</i> + (13), <i>Euphorbia granulata</i> + (13), <i>Farsetia hamiltonii</i> + (15), <i>Helianthemum lipii</i> + (13), <i>Morettia canescens</i> + (13), <i>Moricandia arvensis</i> + (13), <i>Nucularia perrini</i> + (9), <i>Paronychia capitata</i> + (13), <i>Pituranthos scoparius</i> + (14), <i>Reseda villosa</i> + (13), <i>Tribulus terrestris</i> + (4).																

complex ecological situation and the limited number of studies on those wadis. However, we think it is possible to relate them to the *Pergulario-Pulicarietea* (Quézel 1965) due to the presence of several characteristic species of the *Acacia-Panicum* desertic savannah. The sandy nature of these wadis makes it impossible to relate them to the *Acacieto-Panicion* Quézel 1954. We thus propose a new alliance to be defined in future field investigation in order to describe this complex ecological situation.

The *Tamarix gallica* and *Desmostachya bipinnata* community

This association corresponds to the floristic group E3 identified by the correspondence

analysis (Figure 4). It is represented by fourteen relevés taken from wadi beds and nearby terraces on sandy soils. The sampling was done in wadi Tin Amzi south of Tamanrasset, at altitudes between 950 and 1280 m (Figure 3). This plant unit is a shrub community evolving on sandy grounds, with the water table close to the surface, and is physiognomically dominated by *Tamarix gallica* (Table 6). It relates to the *Tamarix gallica-Desmostachya bipinnata* association described by Quézel (1965). The association described in this study is impoverished, due to the particularly dry period during the year of sampling as well as showing a more disturbed aspect as expressed through the abundance of *Calotropis procera*, which has a frequency of IV, and is well known to increase in wadis where grazing pressure is high.

Table 6 – The *Tamarix gallica*-*Desmostachya bipinnata* association.

Quadrat number	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	
Altitude (m)	1150	1040	960	960	960	970	1150	1285	1120	1040	1010	1025	1680	950	
Cover (%)	40	40	35	35	20	20	25	30	30	20	25	25	60	40	
Number of Taxa	13	9	4	5	3	7	11	10	13	12	13	3	11	5	
Characteristics of the association															CP
<i>Tamarix gallica</i>	3	3	3	3	2	2	2	2	2	2	2	2	+	.	V
<i>Calotropis procera</i>	.	.	+	1	+	1	1	+	+	+	1	.	.	2	IV
<i>Desmostachya bipinnata</i>	.	+	.	.	.	.	+	.	.	.	.	+	.	.	II
Characteristics of the <i>Pergularieto-Pulicarietea</i> Quézel 1965															
<i>Acacia tortilis</i> subsp. <i>raddiana</i>	1	+	2	+	.	+	+	+	+	.	.	.	+	+	IV
<i>Panicum turgidum</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	1	.	.	II
<i>Acacia scorpioides</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	3	II
<i>Acacia ehrenbergiana</i>	.	+	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	II
<i>Cassia italica</i>	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	I
<i>Pergularia tomentosa</i>	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	I
<i>Ziziphus lotus</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	I
Psammophils															
<i>Artemisia campestris</i>	2	.	.	.	.	.	1	+	2	.	.	.	+	.	III
<i>Cleome arabica</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	.	+	+	.	.	.	III
<i>Salvadora persica</i>	.	.	1	+	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	III
<i>Atriplex halimus</i>	.	2	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	2	.	II
<i>Artemisia judaica</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	.	.	II
<i>Tamarix aphylla</i>	.	.	.	.	.	+	.	.	+	.	+	.	.	.	II
<i>Colocynthis vulgaris</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	II
<i>Salsola baryosma</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	1	.	.	.	.	II
<i>Cistanche phelypaea</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	II
<i>Euphorbia granulata</i>	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	II
<i>Cynodon dactylon</i>	+	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	.	.	.	II
Chasmophils															
<i>Pulicaria crispa</i>	+	.	.	+	.	.	+	+	1	+	+	.	1	.	III
<i>Zilla spinosa</i>	+	.	.	.	.	.	+	1	+	+	+	.	2	.	III
<i>Pulicaria undulata</i>	+	.	.	.	+	.	+	+	+	+	+	.	.	.	III
<i>Fagonia bruguieri</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	+	+	1	.	+	+	III
<i>Pituranthos scoparius</i>	+	.	.	.	.	.	.	+	.	.	.	.	1	.	II
<i>Morettia canescens</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	+	.	.	.	II
<i>Atractylis aristata</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	II
<i>Moricandia arvensis</i>	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	+	.	.	.	II
<i>Anabasis articulata</i>	.	+	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	+	.	II
Additional species: <i>Aerva persica</i> + (7), <i>Boerhavia repens</i> + (1), <i>Helianthemum lippii</i> + (13), <i>Heliotropium bacciferum</i> + (9), <i>Olea europaea</i> subsp. <i>laperrinei</i> + (13), <i>Paronychia capitata</i> + (11), <i>Scirpus holoschoenus</i> + (1), <i>Salvia chudaei</i> + (13).															

Discussion

The described associations clearly relate to the altitudinal and edaphic factors at work in the different wadi types of the Tamanrasset region. Climatic factors are important in determining large scale patterns of species distribution while factors such as topography and edaphic conditions are more important in determining vegetation patterns at a smaller spatial scale (Kadmon & Danin 1999). The importance of altitude as a major ecological gradient, which has been shown to affect species distribution in mountainous regions of the Saharo-Arabian belt, is an obvious consequence of the correlation between increased altitude and higher rainfall (Abd El-Ghani 1996; Danin *et al.* 1975; Deil 1998; Moustafa & Klopatek 1995). Altitude is thus here considered as a “proxy” parameter for explaining rain variation. Several studies in desert regions highlight the importance of elevation, topography, soil texture and water availability in identifying plant communities and among others one can mention the desert of Dubai (Deil & Müller-Hohenstein 1996), the desert mountains of Oman (Brinkmann *et al.* 2009), the desert mountains of Yemen (Deil & Müller-Hohenstein 1985), the Negev desert of Israel (Danin 1999), Sinai in Egypt (Moustafa & Klopatek 1995; Moustafa & Zaghoul 1996) and the Eastern Desert of Egypt (Abd El-Ghani 1998).

When considering the described associations in the Tamanrasset region in a wider geographical context, the isolation of the central Sahara Mountains in the Saharo-Arabian belt appears to be a strong factor in leading to the development of distinctive plant communities. This is particularly clear with our most alticolous community, that is: *Rhus tripartita*-*Olea europaea* subsp. *laperrinei* association. It is clearly a distinctive association, for which similar communities in other mountainous area of the Saharo-Arabian belt are difficult to find, with the exception of the nearby Air Mountains, south of the Ahaggar, where common species such as *Rhus tripartita*, *Rumex vesicarius* L., *Senecio* spp. and *Lavandula antineae* have high frequencies (Anthelme *et al.* 2007).

With regard to the *Acacia* communities, gravelly-sandy wadis bear the *Acacia*-*Panicum* desertic savannah which is present with several variants throughout the Sahara (Leonard 2001).

The three associations described in the present study fit into the *Pergulario-Pulicarietea* Quézel 1965, while those in other parts of the Saharo-Arabian belt are related to the *Acacietea tortilis*, which is of East Sudanese distribution (Deil & Müller-Hohenstein 1985). Dominant species are the same as those found in our *Acacia* communities such as: *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*, *Acacia ehrenbergiana*, *Balanites aegyptiaca*, *Calotropis procera* (Aiton) W.T. Aiton, *Leptadenia pyrotechnica*, *Maerua crassifolia*, *Panicum turgidum* and *Zilla spinosa* (Abd El-Ghani & Ameer 2003; Ali *et al.* 2000; Boulos 2008; Shaltout & Mady 1996; Springuel *et al.* 1991). Where relief and substrate are similar, vicarious communities are well represented across the whole Saharo-Arabian belt. The *Cassia aschrek*-*Panicum turgidum* association resembles several communities. In the Hazeva area of the Negev Desert, Rudich and Danin (1978) describe a pseudo-savannah of *Acacia tortilis* subsp. *raddiana* associated with *Haloxylon scoparium* Pomel and *Anabasis articulata*. In the Eastern and Western Desert of Egypt *Acacia raddiana* Savi communities form well defined associations with *Tetraena coccinea* (L.) Beier & Thulin (Abd El-Ghani *et al.* 2003; Bornkamm & Kehl 1990; Boulos 2008) and *Zilla spinosa* (Springuel *et al.* 1991).

The *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*-*Salvadora persica* association is vicarious to the *Acacia ehrenbergiana*-*Salvadora persica* community found on silty wadis of the Tihama Mountains in Yemen at altitudes between 240 and 400 m (Deil & Müller-Hohenstein 1985).

With regard to the *Leptadenia pyrotechnica*-*Chrozophora brocchiana* association, a similar community, the *Acacia raddiana* subsp. *tortilis*-*Leptadenia pyrotechnica* association, with the same new name that we propose for our association, is recorded by Abd El-Ghani & Amer (2003) from alluvial fans along the Gulf of Suez in the Sinai desert.

The *Tamarix aphylla*-*Farsetia ramosissima* association found on very large wadi beds is vicarious to several communities found in similar ecological conditions of the Saharan-Arabian belt. The closest vicarious community is probably the *Acacia raddiana*-*Tamarix nilotica* found on main channels of large wadis in the Hazeva area in the Negev where three trees are dominant: *Acacia tortilis* subsp. *raddiana*, *Balanites aegyptiaca* and

Tamarix aphylla (Rudich & Danin 1978). Other similar communities are the evergreen *Tamarix nilotica*-*Tamarix aphylla*-*Salvadora persica* woodland, found on the drainage runnels and sandy terraces of larger wadi beds in the Tihama mountains of Yemen (Deil 1986; Deil 1998), the *Tamarix-Calotropis* community in wadis of Dubai (Deil & Müller-Hohenstein 1996) and the *Tamarix nilotica* (Ehrenb.) Bunge community in the Sinai (Abd El-Ghani & Amer 2003).

With regard to the *Tamarix gallica*-*Desmostachya bipinnata* association, several vicarious communities can be compared across the Saharo-Arabian belt. These are the *Desmostachya-Acacia ehrenbergiana* community in the Tihama mountains in Yemen, the *Saccharum ravennae*-*Nerium oleander* community in the canyon-like wadis of the mountains of the eastern United Arab Emirates and northern Oman, the *Saccharum spontaneum*-*Tamarix nilotica*-*Tamarix aphylla* community in the Yemeni lowlands and in the southern Arabian Peninsula, where sandy terraces are stabilized by a dense, tall layer of *Desmostachya bipinnata* and *Jatropha curcas* shrubs with scattered *Tamarix* trees (Deil 1986; Deil & Müller-Hohenstein 1996). In the Middle East, a *Desmostachya bipinnata* association is described by Zohary (1973) in the Arava valley in Israel. A similar association, *Tamarix nilotica*-*Desmostachya bipinnata*, is described by Zahran & Willis (2009) along the Nile River.

Conclusion

The present study described two new associations and confirmed the existence of four others in regions which have not been investigated before. The phytosociological hierarchy proposed by Quézel (1965), unchallenged in its overall authority as a framework for describing the vegetation of the Algerian Sahara, has gaps which haven't been adequately treated until now. Addressing these gaps via up-to-date field data should make it possible to strengthen the proposed framework and describe new associations, new alliances or rename associations in the light of objective new field data. Indeed, remote areas of the vast Ahaggar complex are still poorly investigated in terms of the distribution of its plant communities. Detailed

description of these communities will provide a better tool for managing those fragile resources which are under increasing human pressure, particularly in the Tamanrasset region.

Acknowledgement

We are grateful to Professor A. Danin and B. O'Hanrahan for valuable comments on the manuscript and linguistic corrections. We also would like to thank the National Institute of Forestry Research for providing the logistic assistance which enabled us to undertake the fieldwork. Our gratitude goes particularly to our guides Samat L. and Anaba M.

References

- Abd El-Ghani M.M., 1996. Vegetation along a transect in the Hijaz mountains (Saudi Arabia). *J. Arid Environ.* 32: 289-304.
- Abd El-Ghani M.M., 1998. Environmental correlates of species distribution in arid ecosystems of eastern Egypt. *J. Arid Environ.* 38: 297-313.
- Abd El-Ghani M.M. & Amer W.M., 2003. Soil-vegetation relationship in a coastal desert plain of southern Sinai, Egypt. *J. Arid Environ.* 55: 607-628.
- Abd El-Ghani M.M., Bornkamm R. & Darius F., 2003. Plant communities in two vegetation transects in the extreme desert of western Egypt. *Phytocoenologia* 33(1): 29-48.
- Abdelkrim H., 1992. Un joyau floristique : l'oued Idikel, oued à *Pistacia atlantica* et *Myrtus nivellei* dans le Hoggar. *Documents phytosociologiques* 14 : 212-218.
- Ali M.M., Dickinson G. & Murphy K.J., 2000. Predictors of plant diversity in a hyperarid desert wadi ecosystem. *J. Arid Environ.* 55: 607-628.
- Anthelme F., Waziri Mato M. & Maley J., 2007. Elevation and local refuges ensure persistence of mountain specific vegetation in the Nigerien Sahara. *J. Arid Environ.* 72: 2232-2242.
- Barry J.P., Celles J.C. & Manière R., 1972. Le problème des divisions bioclimatiques et floristiques au Sahara algérien. *Naturalia monspeliensis*, série botanique, Fascicules 23-24 : 5-48.
- Barry J.P., Celles J.C. & Manière R., 1981. Le problème des divisions bioclimatiques et floristiques au Sahara. Note III : L'analyse de la végétation de la région d'In Salah et de Tamanrasset (Sahara central et Sahara méridional). *Naturalia monspeliensis*, série botanique 44 : 1-48.
- Benhouhou S.S., Boucheneb N., Kerzabi Q. & Sassi O., 2003a. Plant communities of several wadi types in the Tassili N'Ajjer, Central Sahara, Algeria. *Phytocoenologia* 33(1): 49-69.
- Benhouhou S.S., Dargie T.C.D. & Gilbert O.L., 2003b. Vegetation associations in the Ougarta Mountains and Dayas of the Guir Hamada, Algerian Sahara. *J. Arid Environ.* 54: 739-753.

- Bornkamm R. & Kehl, H., 1990. The plant communities of the Western Desert of Egypt. *Phytocoenologia* 19(2): 149-231.
- Boucheneb N., 1999. Premières données sur l'étude de la végétation de la région de Tamanrasset (Ahaggar). *Annales de la recherche forestière* 2 : 3-22.
- Boulos L., 2008. Flora and vegetation of the deserts of Egypt. *Flora Mediterranea* 18: 341-359.
- Briane J.P., 1991. ANAPHYTO. Manuel d'utilisation, Document polycopié. Université Paris-Sud, Centre Orsay.
- Brinkmann K., Patzelt A., Dickhoefer U., Schlecht E. & Buerkert A., 2009. Vegetation patterns and diversity along an altitudinal and a grazing gradient in the Jabal al Akhdar mountain range of northern Oman. *J. Arid Environ.* 73: 1035-1045.
- Daget P. & Djellouli Y., 1992. Le climat du Hoggar et sa variabilité interannuelle. *Publication de l'association internationale de climatologie* 5 : 225-234.
- Danin A., 1999. Desert rocks as plant refugia in the Near East. *The Botanical Review* 65(2): 93-170.
- Danin A., Orshan G. & Zohary M., 1975. The vegetation of the Northern Negev and the Judean Desert of Israel. *Israel Journal of Botany* 24: 208-172.
- Dargie T.C.D. & El-Demerdash M.A., 1991. A quantitative study of vegetation-environment relationships in two Egyptian deserts. *Journal of Vegetation Science* 2: 3-10.
- Deil U., 1986. Die Wadivegetation der nördlichen Tihamah und Gebirgstihamah der Arabischen Republik Jemen. In: Kürschner H. (ed.), *Contributions to the vegetation of southwest Asia Reihe A*. Wiesbaden: 167-199.
- Deil U., 1998. Montane and wadi vegetation. In: Ghazanfar S.A., Fisher M. (eds), *Vegetation of the Arabian Peninsula*. Kluwer Academic Publishers: 125-174.
- Deil U. & Müller-Hohenstein K., 1985. Beiträge zur Vegetation des Jemen I Pflanzengesellschaften und ökotopegefüge der Gebirgstihamah am Beispiel des Beckens von At Tur (J.A.R.). *Phytocoenologia* 13(1): 1-102.
- Deil U. & Müller-Hohenstein K., 1996. An outline of the vegetation of Dubai (UAE). *Verhandlungen der Gesellschaft für Ökologie* 25: 77-95.
- Dubief J., 1959. Le climat du Sahara. Tome 1. *Mémoires de l'Institut de recherche saharienne*. Université d'Alger, 312 p.
- Fabre J., 1976. *Introduction à la géologie du Sahara algérien*. Alger, S.N.E.D, 421 p.
- Fossati J., Pautou G. & Peltier J.P., 1998. Wadi vegetation of the North-Eastern desert of Egypt. *Feddes Repertorium* 109(3-4): 313-327.
- Géhu J.M. & Rivas-Martinez S., 1981. Notions fondamentales de phytosociologie. In: *Syntaxonomie, Berichte der Internationalen Symposien der Internationalen Vereinigung für Vegetationskunde*. Vaduz: 5-33.
- Halem M., 1990. *Contribution à l'étude de la végétation de deux oueds de la Tefedest : Mertoutek et Dehine dans le Parc national de l'Ahaggar*. Algiers, Unpublished undergraduate project, National Institute of Agriculture, 72 p.
- Hegazy A.K., El-Demerdash M.A. & Hosni H.A., 1998. Vegetation, species diversity and floristic relations along an altitudinal gradient in south-west Saudi Arabia. *J. Arid Environ.* 38: 3-13.
- Kadmon R. & Danin A., 1999. Distribution of plant species in relation to spatial variation in rainfall. *Journal of Vegetation Science* 10: 421-432.
- Lelubre M., 1952. *L'Antécambrien de l'Ahaggar (Sahara central)*. Monographies régionales, 1^{re} série, Algérie, n° 6, 147 p.
- Léonard J., 2001. *Flore et végétation du Jebel Uweinat (désert de Libye, Égypte, Soudan). Sixième et dernière partie. Étude de la végétation, analyse phytosociologique et phytocorologique des groupements végétaux*. Belgique, Éd. Meise, 139 p.
- Leredde C., 1957. Étude écologique et phytogéographique du Tassili N'ajjer. *Mémoires de l'Institut de recherche saharienne*. University of Algiers, 455 p.
- Maire R., 1940. Études sur la flore et la végétation du Sahara central. *Mémoire de la Société d'histoire naturelle d'Afrique du Nord* 3 : 273-433.
- Moustafa A.A., Klopatek J.M., 1995. Vegetation and landforms of the Saint Catherine area, southern Sinai, Egypt. *J. Arid Environ.* 30: 385-395.
- Moustafa A.A. & Zaghloul S., 1996. Environment and vegetation in the montane Saint Catherine area, south Sinai, Egypt. *J. Arid Environ.* 34: 331-349.
- Quézel P., 1954. Contribution à l'étude de la flore et de la végétation du Hoggar. Monographie régionale. *Travaux de l'Institut de recherches sahariennes*, tome 2 : 1-164.
- Quézel P., 1965. *La végétation du Sahara. Du Tchad à la Mauritanie*. Stuttgart, Gustav Fischer Verlag, 328 p.
- Quézel P., 1997. High Mountains of the Central Sahara: Dispersal, Speciation, Origin and Conservation of the Flora. In: Barakat H.N., Hegazy A.K (eds), *Reviews in Ecology: Desert Conservation and Development*. Cairo: 159-175.
- Rudich D. & Danin A., 1978. The vegetation of the Hazeva area, Israel. *Israel Journal of Botany* 27: 160-176.
- Shaltout K.H. & Mady M.A., 1996. Analysis of raudhas vegetation in central Saudi Arabia. *J. Arid Environ.* 34: 441-454.
- Springuel I. & Sheded M., 1991. Spatial analysis of the plant communities in the southern part of the Eastern desert (Arabian Desert) of Egypt. *J. Arid Environ.* 21: 319-325.
- Springuel I., El-Hadidi M.N. & Sheded M., 1991. Plant communities in the southern part of the Eastern Desert (Arabian Desert) of Egypt. *J. Arid Environ.* 21: 307-317.
- Zahrán M.A. & Willis A.J., 2009. *The vegetation of Egypt*. Second Edition, Springer, 440 p.
- Zohary M., 1973. Geobotanical foundations of the Middle East. – *Geobotanica selecta* 3 (Ed. R. Tüxen). – Stuttgart.

Towards the establishment of a natural park in Eastern Mediterranean forests in Mount Makmel: Botanical assessment and communities participation practices

*Vers la création d'un parc naturel dans la région forestière du mont Makmel en Méditerranée orientale :
relevés floristiques et pratiques communautaires participatives*

E. SATTOUT¹, D. LICHAA-EL KHOURY² & D. CHOUEITER³

1. Faculty of Natural & Applied Sciences, Notre Dame University (NDU)-Louaize, Lebanon,
E-mail: esattout@ndu.edu.lb

2. SETS – Water & Environment, Lebanon

3. Faculté d'ingénierie, Université Saint-Joseph (USJ), Lebanon

Abstract

Recognized as a meeting point for a variety of Mediterranean ecosystems, the Akkar-Dunniyeh area is an acknowledged hub for a large number of Eastern Mediterranean flora and a shelter for remnants of old growth forests and plant formations. The area is among the national hotspots requiring urgent protection, resulting in the Council of Development and Reconstruction (CDR) designating it a national park in 2004. Located on the foothills of Mount Makmel in North Lebanon, the area's highest peaks have a high percentage of endemism. Anthropogenic activities have altered its vegetation cover, scarring the archetypal Mediterranean landscape. This study was part of an internationally funded development project. Designed as a stepping-stone to ensure the incorporation of various land resources conservation values, past land uses, and management types, the study aimed at adapting conservation practices of biodiversity and strategies to include in the existing social dynamics and cultural identities of the local communities. The results augmented the park's importance since this area showed to shelter more than 400 plant species and more than 21 endemics with different con-

servation statuses, representing 6.75% of the total endemics found in Lebanon. Indices of high diversity were observed, ranging from an average of 19 to 49 species/400-m². Gamma diversity registered high values. Beta diversity values and forests age structure revealed range differences in species richness between the various sub-regions. Indices of similarity ranged from 1.2% to 28.5%. The vocational map on habitat conservation and management, and land use plans revealed a shared vision between local governances, local communities, practitioners, and scientists. The map defined five zone categories for land conservation and management: (1) Conservation and adaptive management, (2) Remediation, (3) Agro-sylvo-pastoral, (4) Farming, and (5) Urban Development. These groupings include a set of management practices for each of the proposed categories.

Résumé

Le bassin méditerranéen est considéré comme zone de très grande diversité biologique nécessitant un réel effort pour la protection des espèces qu'il abrite. Par conséquent, de grandes surfaces du bassin ont été protégées par la créa-

Keywords: plant diversity, endemism, forest structure, ecosystem management, Akkar-Dunniyeh, Lebanon.

Mots clés : biodiversité végétale, endémisme, structure des forêts, gestion des écosystèmes, Akkar-Dounnié, Liban.

tion de parcs nationaux et des réserves naturelles (Myers *et al.* 2000). Les menaces croissantes pour la diversité biologique en Méditerranée orientale ont été un facteur déterminant pour la création de plusieurs réserves et parcs naturels dans la région. Depuis le début des années 1990, le gouvernement libanais a annoncé la création de treize zones protégées et a élaboré des plans pour la création de parcs nationaux (MOE 2012). De plus, le Conseil des ministres libanais a récemment approuvé le « Schéma d'aménagement du territoire libanais » (SDATL) élaboré par le Conseil du développement et de la reconstruction en 2004 pour la création de six parcs nationaux et régionaux, dont le parc national de la région « Akkar-Dounnié » (CDR 2004) qui s'étend approximativement sur une superficie de 22 000 ha. Les premières aides financières consacrées à la protection de la diversité biologique *in situ* ont été assurées en 1996, alors que celles dédiées à la création de parcs naturels ont été accordées en 2006. Ces subventions étaient destinées à financer un projet mis en place en vue de la création du parc national de la région « Akkar-Dounnié ». Ledit projet a été financé par la Direction du développement et de la coopération (DDC) en Suisse et mis en œuvre par l'organisation non gouvernementale libanaise MADA, en étroite collaboration avec la Société royale pour la protection de la nature en Jordanie. Étant donné que cette étude fait partie du projet du parc national de la région « Akkar-Dounnié », elle représente un tremplin vers l'adoption des valeurs de préservation des terres, des méthodes antérieures de l'utilisation des sols et des différentes techniques de gestion existantes, et vers l'adaptation des pratiques et stratégies en matière de protection de la biodiversité aux identités culturelles et dynamiques sociales des communautés locales.

La région « Akkar-Dounnié » est considérée comme lieu de rencontre d'écosystèmes méditerranéens variés; elle abrite un grand nombre d'espèces végétales propres à la Méditerranée orientale ainsi que quelques-unes des dernières forêts ancestrales de cèdres, de sapins et de genévriers et bien d'autres espèces d'arbres. Situées au pied du mont Makmel au nord du Liban, les cimes les plus élevées de cette région abritent une grande variété d'espèces endémiques. Toutefois, les activités anthropiques ont modifié la composition de la couverture végétale, déformant le paysage archétype de la région méditerranéenne. Les travaux de recherche ont porté sur différents aspects de l'écologie des espèces de plantes et sur la structure des âges des forêts. Des lignes directrices ont été élaborées pour un programme de contrôle à long terme ainsi que pour des programmes relatifs à la préservation et la gestion des terres. Les enquêtes de terrain étaient basées sur un échantillonnage stratifié: 12 placettes permanentes ont été utilisées pour l'évaluation des espèces botaniques et 33 placettes non permanentes ont été choisies sur la base d'un échantillonnage stratifié aléatoire le long

de transects parallèles pour l'évaluation du profil démographique de la forêt. La disposition des placettes permanentes de 20 x 20 m était basée sur plusieurs facteurs tels que l'altitude, la topographie, l'exposition, la prédominance d'espèces d'arbres et les zones de végétation. Les placettes permanentes placées en six zones différentes dans le parc ont été observées à un mois d'intervalle pendant les quatre saisons de l'année (de mai 2006 à mai 2007). Les placettes non permanentes étaient disposées à différents niveaux d'altitude et couvraient des espèces de végétation variées, et reposaient sur l'accessibilité aux différents sites dans la zone étudiée. Les indices de diversité alpha, bêta et gamma ont été calculés. Les spécimens de plantes prélevés ont été identifiés au Post Herbarium de l'Université américaine de Beyrouth (AUB). Les indices de similitude de Jaccard ont également été calculés. La cartographie de la végétation a été élaborée à partir de photos aériennes d'une résolution de l'ordre de 2,5 m/pixel, et était basée sur la couverture végétale, la topographie et les cartes des roches-mères. La carte relative à l'utilisation et la gestion des terres a été réalisée à partir de l'inventaire des forêts et sur la base d'approches participatives englobant toutes les parties concernées. D'après les résultats des recherches, le parc compte plus de 400 espèces végétales et plus de 21 espèces endémiques dans différents états de conservation, représentant 6,75 % du nombre total des espèces endémiques existant au Liban. Des indices de diversité élevés allant de 19 à 49 espèces/400 m² ont été observés. L'indice de diversité gamma a atteint des niveaux élevés, et l'indice de diversité bêta ainsi que la structure d'âge de la forêt ont révélé des différences en termes de la richesse en espèces entre les différentes sous-régions. En ce qui concerne les indices de similarité, ils s'étendent de 1,2 % à 28,5 %. La cartographie de protection et de gestion des habitats et les plans relatifs à l'utilisation des terres ont révélé la présence d'une vision commune adoptée par les autorités locales, les communautés locales, les praticiens et scientifiques locaux. Cinq catégories de zones de préservation et de gestion des terres ont été définies: (1) préservation et gestion évolutive; (2) remise en état des sols; (3) agro-sylvo-pastoralisme; (4) agriculture; (5) développement urbain. Des pratiques de gestion diverses et variées sont incluses dans chacune des catégories proposées. Le programme de contrôle intégré ainsi que le manuel d'instructions servent à établir les bases nécessaires pour surveiller la structure et la composition forestières et ont également permis de désigner un certain nombre d'espèces précises à surveiller sur une période de dix ans.

Introduction

The structural complexity of Mediterranean forests, resulting from anthropogenic factors and past management practices, has rendered the development of conservation strategy a critical task, especially since these plant communities are remnants of old vegetation. The management of Mediterranean forests has become a key component of many national and regional conservation strategies.

Although the majority of programs followed in managing and sustaining the biodiversity of forests have focused on establishing protected areas, these alone are insufficient to adequately conserve species or ecosystems (Lindenmayer *et al.* 2006), seeing that the majority of biodiversity remains outside protected areas. The establishment of strict nature reserves, nevertheless, has played a fundamental role in the majority of global and regional strategies to mitigate the ongoing loss of natural resources and biodiversity. The growing recognition that the dedication of strict reserves cannot solely achieve conservation objectives, however, means that these reserves are today often perceived as forming the core of a broader network of protected sites. This network includes a range of measures, including multiple-use management zones, conservation incentives, and controls on private land (Ferrier 2002). Conversely, in the early stages, biodiversity protection and management approaches adopted strict conservation principles. A “cosmovision” approach (Rios Osorio *et al.* 2005) to sustainability through a decades-old evolutionary progression has replaced these principles. The approach takes into account the involvement of communities in environmental protection and management as well as the concept of cultural landscapes given that human beings are classified as regular members and citizens of natural ecosystems. This model is a crucial one since the significance of the long-term interaction between humans and nature in Western and Eastern Mediterranean cannot be ignored; the human-nature relationship has shaped land use and management plans, and created spaces in which the built and natural environment interact. The establishment of national parks, incorporating various land conservation values, land use, and management types, therefore, could play a significant role in conserving biodiversity and protecting the social dynamics and cultural identities of indigenous communities.

Given its unique location at the crossroads between Europe, Asia, and Africa, most scholars consider the Mediterranean Basin as the cradle of many civilizations, which supported intensive anthropogenic activities. These activities have left an imprint on the biological and physical environment, including species richness, plant communities, terracing and landscape, and forest structure and composition (Di Pasquale *et al.* 2004; Blondel & Aronson 2005; Blondel *et al.* 2010). The region has been shown to be a melting pot for species of various origins, and a critical habitat of global importance for genetic resources (Zohary 1973; Quézel 1985; Heywood 1995; Myers 2000; Blondel & Aronson 2005). It is recognized for its remarkable speciation: more than half of its plant species are endemics (Medail & Quézel 1997; Blondel *et al.* 2010). The percentage of endemic species is especially high, albeit variable in the Eastern Mediterranean continental mountain ranges such as Taurus and Lebanon (Blondel & Aronson 2005).

Lebanon is located on the eastern coastline of the Mediterranean Sea, and recognized as one of the region’s mini-hotspots that shelters high biodiversity richness (Medail & Quézel 1999). Two major climatic zones have been identified: the Mediterranean zone and the pre-steppe areas (Zohary 1973; Abi Saleh *et al.* 1996). The floristic richness estimates 2,600 plant species with a high percentage of endemic plant species (12%). This includes 221 broad endemics and 90 narrow endemics (Khouzami *et al.* 1996). Lebanon is a geographically complex and mountainous country with 73% of its total area consisting of two mountain ranges: Mount Lebanon and the Anti-Lebanon mountain chain (De Vaumas 1954). The nature of its highlands in terms of inaccessibility and the hostile conditions of the environment at such altitudes has resulted in the relative restriction of human intervention. In remote mountainous areas, providing conditions that favor human settlements, one can find sporadic villages that mostly rely on agro-pastoral systems while simultaneously complementing their sources of sustenance by being highly dependent on biodiversity. In more extreme cases, agriculture has fully exploited mountainous areas and man-made terraces have become part of the natural landscape (Sattout & Abboud 2007). According to estimates, 74% of Lebanon’s surface area was historically covered with forests (Makdisi 2007); however, today with a deforestation rate of 0.4% per annum (MOA 2005), recent

forest assessment reports reveal that approximately 13.3% of forest cover remains (FAO 2010). At present, laws, ministerial decrees, and resolutions protect most of the forests in the country. Lebanon has about 67 protected sites. Having acquired one or more international designation, each is classified and protected to a varying degree, Biosphere Reserve, nature reserves, protected forest, protected natural sites/landscapes, RAMSAR sites, World Heritage Sites, and Important Bird Areas. These designations include 13 officially established nature reserves that fall under the stewardship of the Ministry of Environment (MOE) (MOE 2012). In 2004, the CDR developed the National Physical Master Plan of the Lebanese Territories (SDATL). The Lebanese Council of Ministers recently approved this master plan (Decree No. 2366-2/7/2009). The Master Plan designated six national and regional parks (CDR 2004), including the national park of the Akkar-Dunniyeh area. The significance of the Akkar-Dunniyeh area is that it extends across a large surface area, sheltering all the country's forest types. The park hosts a high level of endemism and shelters important genetic resources, including three tree species recorded in critical biogeographical locations (southernmost limit) on the western slopes of the Mount Lebanon mountain chain: *Cedrus libani* A. Rich. (Zohary 1982) in the Shouf Biosphere Reserve; *Abies cilicica* Boiss. (Alizoti *et al.* 2011) in the Horsh Ehden Nature Reserve, and *Ostrya carpinifolia* Scop. in Jabal Moussa (Mount Moses) Biosphere Reserve (Deirix *et al.* 1999).

Classified as "hyper-hot candidate" for the provision of conservation support, a large portion of the Mediterranean Basin is protected in parks and reserves (Myers *et al.* 2000). Despite the fact that international funding organizations have supported and implemented global and regional environmental agreements in developing countries since the 1970s (Sand 1996; Myers *et al.* 2000), Eastern Mediterranean countries continue to experience pressure, regarding the lack of sustainable funding mechanisms. In Lebanon, the foremost support in terms of funding was provided in mid-1990s to target *in situ* protection of biodiversity (UNDP 1997). Since that time, the government has diligently invested time and effort toward ensuring best protection and management practices of nationally and/or internationally recognized biodiversity hotspots. Close partnerships between the

MOE, Government Appointed Committees (GACs), Non-governmental Organizations (NGOs), and the private sectors at times helped achieve this objective. It is only recently (in 2006) that natural parks appeared on the biodiversity protection stage as well as on the agenda of international funding agencies. Funded by the Swiss Development Agency (SDC), MADA, an NGO, in close cooperation with the Royal Society for the Conservation of Nature, Jordan, initiated and executed the first project, paving the way toward the establishment of a national park in the Akkar-Dunniyeh area. In order to better serve local governances, NGOs and practitioners, the present study was designed to gather baseline data and become one of the major pillars toward establishing the Akkar-Dunniyeh National Park in the future.

The main objective of this research study was to assess the floristic richness and forest composition and structure in the Akkar-Dunniyeh area, to develop guidelines for land management and conservation plans, and to frame an integrated monitoring program. This paper provides an updated plant checklist; alpha, gamma, and beta diversity indices; demographic profiles of the forests; conservation status of endemic plant species, and a land use and management map of the Akkar-Dunniyeh national park.

Study site

The study area is located in both the Akkar and Dunniyeh regions in North Lebanon. The region has been subjected to rural expansion and development, and lumbering as well as to frequent human-induced forest fires. The national park has different forest types, including *Pinus brutia* Ten.; mixed *Cedrus libani* A. Rich; *Abies cilicica* Ant. & Ky.; *Juniperus excelsa* Willd. and *J. foetidissima* Willd.; *Quercus infectoria* Oliv.; *Quercus calliprinos* Webb., and relic stand of *Quercus cerris* L. It extends over a large surface area (22000 ha), embracing four vegetation zones: Eu-mediterranean, Supra-Mediterranean, Montane Mediterranean, and Oro-Mediterranean (Abi Saleh & Safi 1988).

Methods

Species richness

The field survey relied on stratified sampling, using permanent quadrats (Anderson *et al.* 1979; De Angelis & Gross 1992; Kent & Coker 1992; Bucland *et al.* 2001). The locations of the 20 x 20 meters quadrats were defined by taking into account altitude ranges, topography, exposure, dominance of tree species, and the different vegetation zones. The designated permanent quadrats in the six regions of Jayroun, Qemmamine, Hrar, Michmich and Qammoua (12 quadrats) and in Sir region (30 quadrats) were visited at one-month intervals, during the four seasons from May 2006 to May 2007. In the Sir region, quadrats of 1 x 1-m² and 2 x 2-m² were sampled in order to cover plant species in the alpine life zones. The survey forms were designed to gather data on the abiotic and biotic parameters, plant names, botanical characteristics, plant density, using the Domin Scale of vegetation cover and plant distribution patterns (patchy, uniformed/mixed, pure stands). Species richness was measured by calculating alpha, beta, and gamma diversity (Mc Cune & Grace 2002). The plants were identified in the Post Herbarium at the American University of Beirut (AUB), using local and regional flora (Post & Dinsmore 1963; Feinburn-Dothan 1978; Greuter *et al.* 1986; Mouterde 1966). Jaccard's similarity indices were calculated to highlight the importance of species richness in the different sub-regions of the study area and to maximize the number of species represented by the defined quadrats (Ferrier 2002).

Forest structure and composition

The quadrats were designated following a random stratified sampling in parallel transects. The latter covered the different altitude ranges and vegetation types. The establishment of these quadrats relied on the accessibility of the different sites in the study area. Data on physical and biotic characteristics was gathered in 20 x 20 meters quadrats (Kent & Coker 1992). The total number of quadrats sampled was 33. The difference in the number of quadrats within the studied region depended on its surface area, difference in site physiography, slope exposure, and vegetation composition. The 400-m² quadrat was divided into four quadrants where data on associated species was recorded. The survey form was designed to collect data on disturbance factors, diameter of trees at breast height, their basal area, height, shape and status, and the composition of vegetation communities (Hart 1998; Hunter 1999).

Vegetation map

The production of the maps was based on 2.5-meter pixel size aerial photographs (Satellite Image IKONOS 2006), land cover, topography, and mother rock maps (Dubertret 1955; CDR 2004). The three layers were overlaid on top of the provided satellite image as auxiliary information and information layers on forest map of 1:50,000 and the derived forest geographical database of 1:20,000 (MOA 2004). The development of the vegetation map considered forest composition and densities, and plant communities, which were reclassified into different vegetation series. The

Table 1 – Permanent and non-permanent quadrats characteristics for biodiversity assessment.

Region	Altitude Ranges (m)	Longitude Ranges	Latitude Ranges	Anthropogenic Activities	Land Cover/Land Use	Permanent Quadrat	Non-permanent Quadrat
Jayroun	450 625	34° 26' 31.1 34° 26' 45.6	36 05 57.9 36 07 27.9	Grazing Lumbering NTFPs collection	Garrigue Shrubland	1	1
Qemmamine	900 1000	34° 25' 06.6 34° 26' 03.8	36 07 31.3 36 08 19.7	Grazing NTFPs collection	Dense forest Garrigue	2	4
Hrar	550 1000	34° 25' 09.4 34° 26' 38.5	36 07 28.7 36 09 30.0	Grazing	Open forest Dense Forest/Garrigue	2	4
Qabait	450 550	34° 26' 42 34° 26' 45.6	36 06 08.5 36 06 13.3	Grazing NTFPs collection	Garrigue	1	1
Michmich	1500 1630	34° 25' 28.5 34° 26' 33.5	36 10 18.4 36 12 05.0	Grazing	Open forest Abandoned agricultural lands	3	6
Qammoua	1350 1825	34° 27' 09.1 34° 29' 7.9	36 12 25.3 36 15 09.8	Grazing/Lumbering NTFP collection Recreation	Open forest Dense forest	3	17

classification of the vegetation cover was finalized as per the defined vegetation legend (Abi Saleh *et al.* 1996). Field trips were performed to validate the delineation and composition of the series of vegetation.

Vocational map

The development of the vocational map on land conservation and management, and land use was done in two phases. The first phase involved round-table meetings with experts while the second phase relied on participatory approaches. This meant gathering mayors and representatives of municipalities to discuss and translate their visions of habitat conservation and management, and land use of the delimitation of urban sprawl. The delineation of the different zone categories was based on the results of the botanical assessments, including forest composition and structure, diversity indices, field observations, prediction of the conservation status of endemic and other important plant species, and map on land use and land cover.

Results

Plant species richness

Based on the vegetation classification series performed by Abi Saleh & Safi (1988), the data collected revealed that the region comprises a mosaic of Mediterranean life zones, sheltering eight Mediterranean vegetation Series: Mediterranean Series of *Q. calliprinos*; Mediterranean Series of *Q. infectoria*; Mediterranean Series of *P. brutia-Cupressus sempervirens* L.; Normal Series of *Q. infectoria*; Series of *Q. cerris*; Montane Mediterranean Series of *J. excelsa*; Series of *C. libani* – *A. cilicica*, and Oro-Mediterranean Series of *J. excelsa* (Figure 1).

The area revealed itself as a shelter for the majority of Lebanese flora, thriving at altitudes between 1,200 and 2,000 meters. The plant checklist included more than 415 plant species, representing 64 families and 30 tree species (Annex), including 21 endemics either to Lebanon (10 species) or to the Eastern Mediterranean (11 species) (Table 2). The latter figures represent 11% of the country's narrow endemics and 5% of its broad endemics. *Helichrysum virgineum* DC.; *Astragalus*

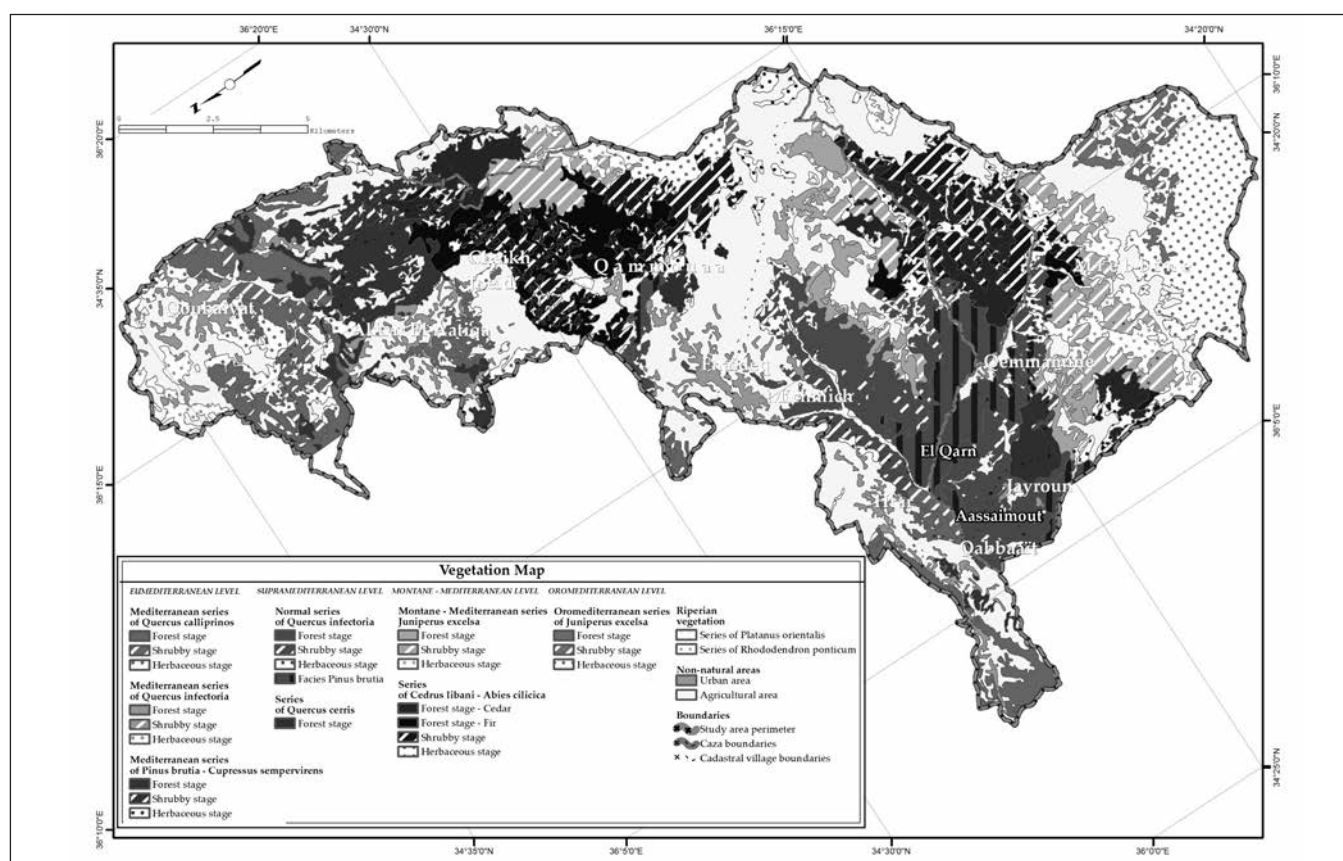


Figure 1 – Mediterranean vegetation series found in the Akkar-Donnieh region.

kurnet-es-sauda Eig.; *Allium chloranthum* Boiss.; *Malus trilobata* (Lab.) C. K. Schneid.; *Papaver umbonatum* Boiss., and *Verbascum libanoticum* Murb. & Thieb. were recently recorded in the study area when compared with the location defined by Mouterde (1966). *Asperula libanotica* Boiss.; *Berberis libanotica* Ehren.; *Senecio mouterdii* Arenes, and *Origanum libanoticum* Boiss. recorded the highest frequency of endemics, ranging between 18% and 44% (Table 2).

Species richness is high, ranging from the average of 19 species/400 m² to 49 species/

400 m² (Table 3). These values are high in comparison with other regions in Lebanon (Sattout 2007; Sattout 2009). Gamma diversity registered high values in the different areas.

The beta diversity values showed differences in the ranges of species richness between the different sub-regions. The highest difference in species richness was observed between Michmich and Qammoua while the lowest range was between Jayroun and Qemmamine (Table 4). Low similarity indices ranging from 1.2% to 20.5% were observed in permanent

Table 2 – Frequency, dominance, and distribution of endemic species surveyed in the study area.

Plant Name	Frequency	Dominance*	Distribution
Eastern Mediterranean			
<i>Acantholimon antilibanoticum</i> Mout.	2.08	2-3	Patchy
<i>Allium chloranthum</i> Boiss.	2.08	2	Mixed
<i>Astragalus cruentiflorus</i> Boiss.	4.16	2	Patchy
<i>Astragalus dictyocarpus</i> Boiss.	4.16	2	Patchy
<i>Astragalus hermoneus</i> Boiss.	2.08	+	Patchy
<i>Aubrietia libanotica</i> Boiss.	2.08	2	Patchy
<i>Berberis libanotica</i> Ehren.	43.75	1-6	Patchy
<i>Galium libanoticum</i> Ehren.	2.08	3	Patchy
<i>Geranium libanoticum</i> Schenk	4.16	3	Uniform/mixed
<i>Papaver umbonatum</i> Boiss.	4.16	2	Patchy
<i>Tulipa aleppensis</i> Boiss.	2.08	2	Patchy
Lebanon			
<i>Asperula libanotica</i> Boiss.	18.75	2	Uniform/mixed
<i>Astragalus angulosus</i> DC.	6.25	4	Patchy
<i>Astragalus kurnet-es-sauda</i> Eig.	2.08	+	Patchy
<i>Astragalus sofarensis</i> Thieb.	2.08	+	Patchy
<i>Cousinia libanotica</i> DC.	2.08	1-3	Uniform/mixed
<i>Helichrysum virgineum</i> DC.	2.08	2	Patchy
<i>Malus trilobata</i> (Lab.) C. K. Schneid.	6.25	6	Mixed
<i>Origanum libanoticum</i> Boiss.	29.16	4	Uniform/mixed
<i>Senecio mouterdei</i> Arenes	16.67	2	Uniform/mixed
<i>Verbascum libanoticum</i> Murb. & Thieb.	2.08	+	Mixed

* Domin Scale.

Table 3 – Vegetation zoning and diversity indices of the sub-regions.

Region	Vegetation Zone	Diversity Indices	
		Alpha	Gamma
Qammoua	Mountain Mediterranean	19	52
Michmich	Supra-Mediterranean	29	76
Jayroun	Supra-Mediterranean	49	49
Hrar	Thermo-Mediterranean	30	57
Qemmamine	Eu-Mediterranean	32	57

Table 4 – Jaccard's similarity indices between the regions in permanent quadrats.

Region	Jayroun	Qemmamine	Hrar	Michmich	Qammoua
Jayroun	1	0.154	0.205	0.033	0.2
Qemmamine		1	0.188	0.09	0.038
Hrar			1	0.127	0.019
Michmich				1	0.041
Qammoua					1

quadrats while 6.6% and 28.5% for non-permanent quadrats. The observed and noted differences between the sub-regions reveal a high dissimilarity in floristic composition, even in regions with the same forest type. This dissimilarity makes the region a medley of various plant associations.

Composition and structure of forests

P. brutia with its associated understorey dominates the Hrar forest community. *Q. calliprinos* mixed with *Phillyrea media* L. and *P. brutia* dominate the Jayroun forest while other tree species are sparsely mixed in the *Q. calliprinos* population. *P. brutia* dominates Qemamine. *Q. calliprinos*, *P. palaestina*, *Q. infectoria*, *Arbutus andrachne*, and *Styrax officinalis* L. comprise the tree community. Jayroun is shelter to a mixed forest of *P. brutia*, *Q. calliprinos* and *Q. infectoria*. Encountered in this region are other scattered tree species such as *Acer syriacum* Boiss. & Gaill., *A. andrachne*, and *Cercis siliquastrum* L. The presence of *P. brutia* dominates the area. *Q. calliprinos* and *P. palaestina* are found at a higher frequency mix than *Q. infectoria*, *S. officinalis*, and *A. andrachne*. The tree community in Michmich is mainly composed of mixed populations of *A. cilicica*, *C. libani*; *J. drupacea*, *J. foetidissima*, *J. excelsa* and *J. oxycedrus*; *S. officinalis*, *Acer* sp., and *J. oxycedrus*. The tree populations are scattered within the mixed community, mainly slightly differentiated in the different sub-

regions by the dominance of either *J. excelsa* or *C. libani*, or *A. cilicica* (Figure 2).

The forest structure in the different regions recorded a variety in terms of demographic profiles. In Hrar, the age structure revealed the presence of three age categories of *P. brutia* and an equal percentage of non-bearing and bearing trees was also observed. The results revealed that the area's lumbering practices on juvenile trees have influenced the dominance of mature trees (Figure 3a).

The Jayroun forest communities showed a mixture of different age categories for coniferous and deciduous tree species. *Q. calliprinos* followed by the presence of *P. media* mainly dominate the region while other species are mixed at an equal frequency. The presence of all three categories of most of the tree species thriving in the area reveals the existence of dynamic processes between the plant communities growing in this region. The high dominance of juvenile/young trees of *Q. infectoria* and the low dominance of mature trees expresses the high influence of charcoal production and grazing practices over hundreds of years (Figure 3b). In the Qemamine Valley, juvenile trees, especially those of *Q. calliprinos*, *P. palaestina*, and *S. officinalis*, dominated the population's age structure. These young populations reveal the regular practices of lumbering for either household use or charcoal production (Figure 3c). At higher altitudes, the dominance of mature age structures for most of the coniferous tree species (*A. cilicica*, *C. libani*, *J. foe-*

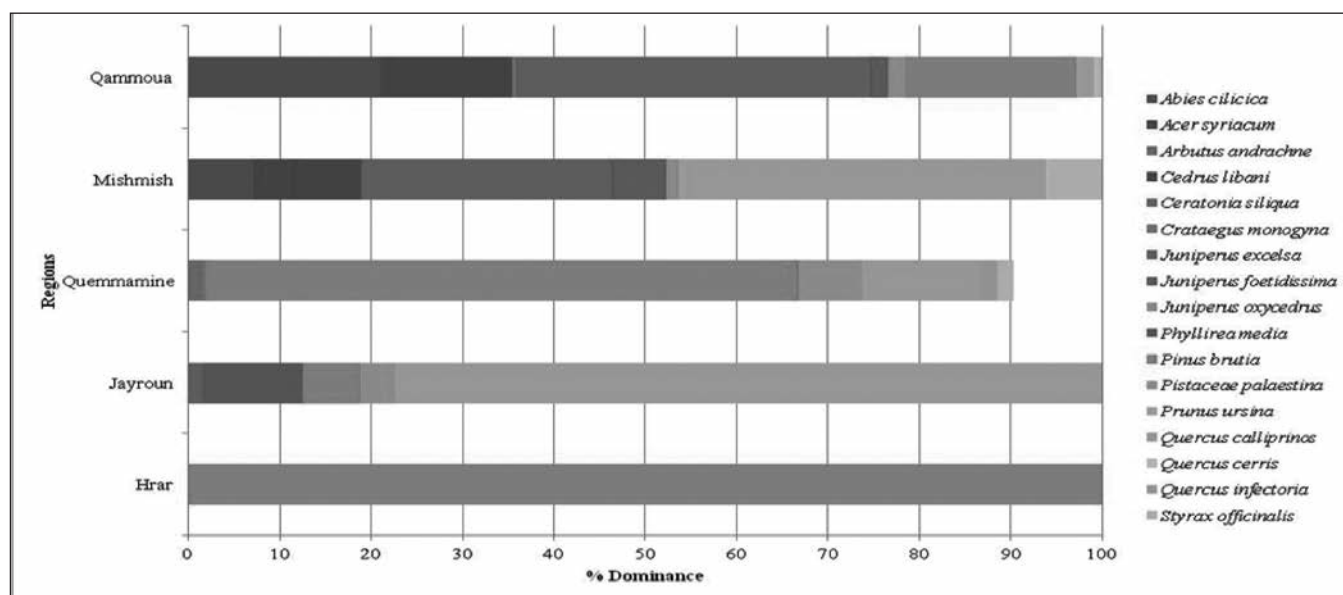


Figure 2 – Dominance of tree species in the vegetation communities growing in the different regions.

tidissima, and *J. excelsa*) and the low dominance of juveniles of these tree species in Michmich reflect the impact of grazing and other natural resource harvesting practices that local communities undertake. *Q. calliprinos* was observed with a high dominance of juvenile and juvenile trees, which reveals anthropogenic activities such as lumbering for either household use or charcoal production (Figure 3d).

The Qammoua forest comprises different types of tree communities. The *P. brutia* population comprises different age categories. Tree communities of *C. libani* and *A. cilicica*

presented diversity in the demographic structure (Figure 3e). High frequency of the candle-shaped *C. libani* trees reveal ancient lumbering practices, which reflect the innate sense of local communities for sustainability. At the lower altitude, *Q. cerris* demonstrated a homogenous demographic structure, recording high dominance of juvenile and mature trees. The low coverage of juvenile trees calls for the strict conservation of these remnant stands, and suggests the need to consider the seedlings recruitment in future monitoring program (Figure 3f).

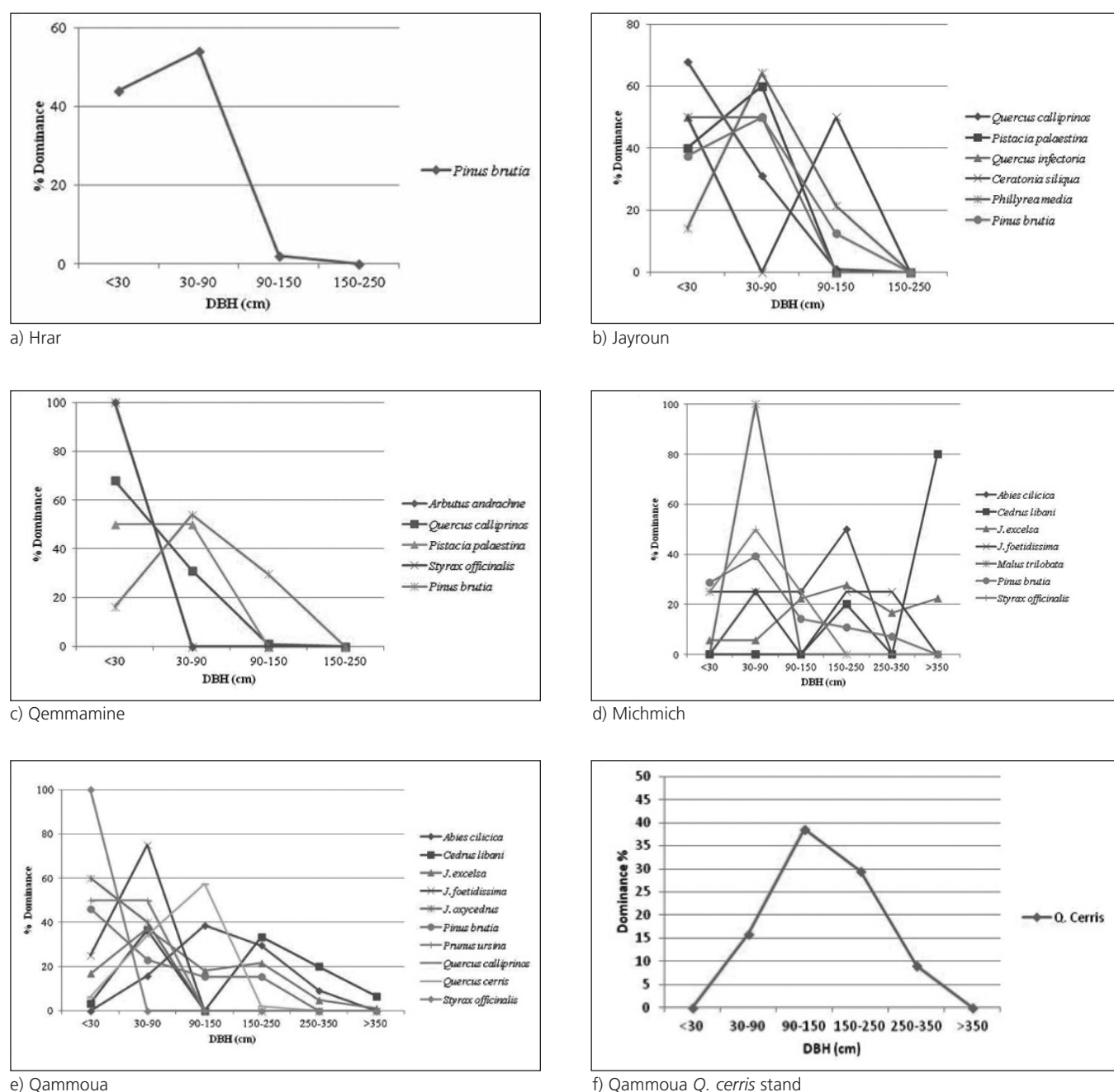


Figure 3 – Age structure of the tree populations found in the different regions.

Guidelines for land conservation and management

The development of the vocational map revealed that local communities and MADA's team of experts have a shared vision on habitat conservation and management, and land use plans. Participatory approaches implemented with local communities-combined with historical records on land use-resulted in the definition of five categories of land conservation and management, including a set of management practices for each of the proposed categories (Figure 4).

(a) Conservation and Adaptive Management Zone: Application of species and habitat management devoid of construction or development projects. Recreational activities such as hiking and bird watching will be promoted. This category covered spots of rich diversity in Hrar, Jayroun, Michmich, Qemmamine, and Qammoua.

(b) Remediation Zone: Application of strict conservation measures for a defined period to

allow for restoration processes. No human activities or development projects will be allowed during this period. Meanwhile, a set of environmental standards to be adopted for development initiatives will be defined. This category covered Qammoua and Qemmamine; a region with the greatest human influence.

(c) Agro-sylvo-pastoral Zone: Application of reforestation activities of native tree species with economic potential. The management practices will entail strict control of grazing and lumbering activities. The execution of any development project must conform to environmental standards. Environmental Impact Assessment (EIA) and Strategic Environmental Assessments (SEA) are required prior to execution. This category gathered lands used for grazing and lumbering in Hrar, Qemmamine, Michmich, and Qammoua.

(d) Farming Zone: Application of sustainable agriculture practices through the promotion of organic farming and product certifications. Authorized construction and development

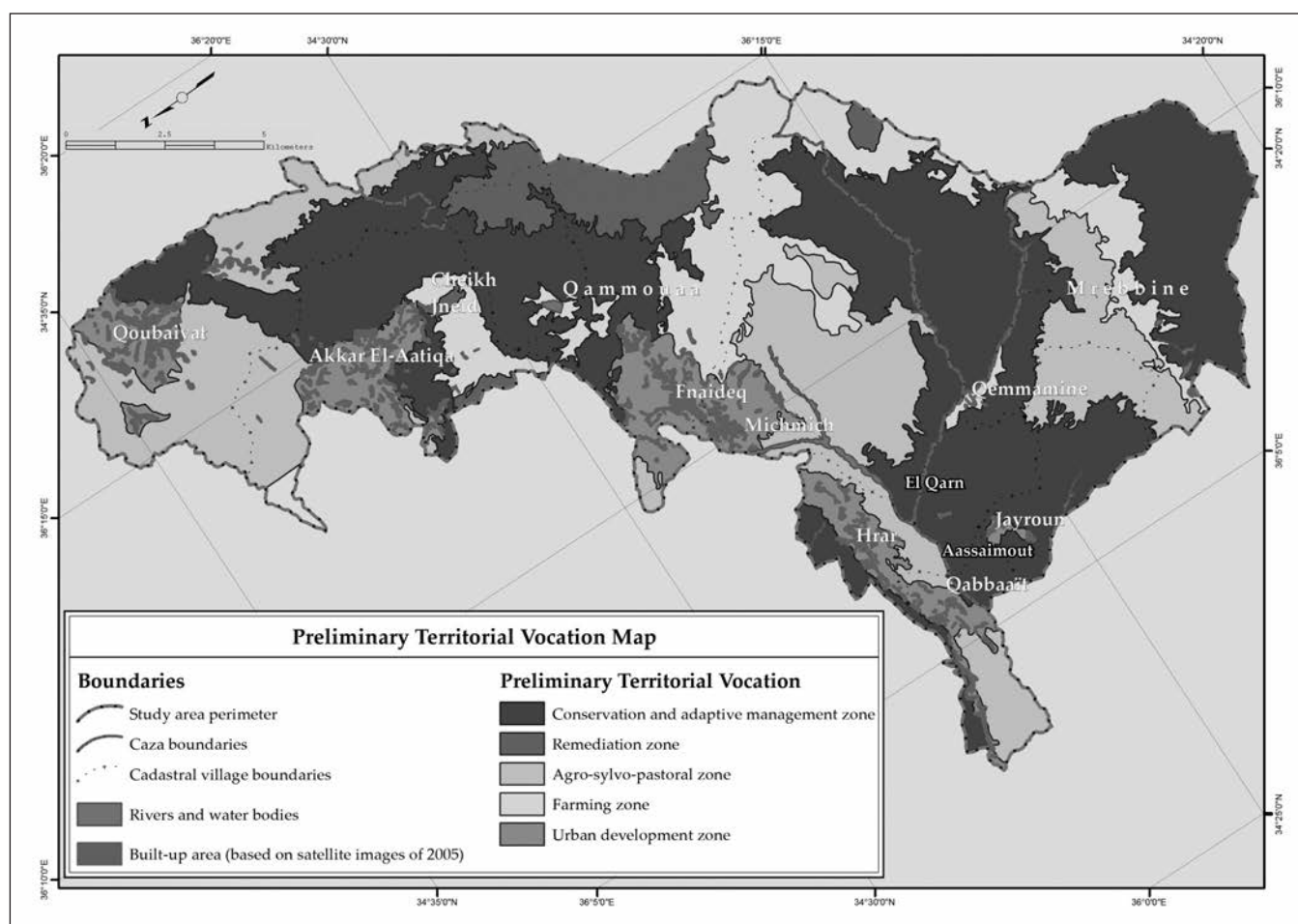


Figure 4 – Habitat conservation and management and land use categories.

projects should abide strictly by the environmental standards. EIA and SEA are required prior to these activities. This category covered agricultural lands and terraces in Michmich and Qammoua.

(e) Urban Development: Adoption of defined standards for construction and development projects. Buffer zones will be defined and delineated between forests and villages.

Framework for an integrated monitoring program

The integrated monitoring program was designed taking into account the land conservation and management map, botanical assessment, and forest structure and composition, as well as the technical capacity of local communities. It sets the basis for monitoring forest structure and composition. The program defined a number of selected species for monitoring such as *Cephalanthera rubra* (L.) Rich., *Cephalanthera longiflora* (Huds.) Frisch, *Orchis simia* Lam., *S. mousterdeii*, and *Tulipa aleppensis* Regel. The manual of the monitoring program was developed for use as both a reference document and a tool for local practitioners (Sattout 2008). A belief in the local communities' capacity in parataxonomy was the starting point for success in this challenging approach. Local sources who have built up a non-tangible database of local names and the natural history of plants and animals were identified during this study. It is believed that local sources can be employed as efficient collectors. The manual introduced the basic techniques of plant classification and identification. It provided a general overview on the plant kingdom, identification criteria, techniques, and collection of plant specimens. This manual presented the monitoring concept and adaptive management approach to help draw a clear picture of future activities and to seed a sense of ownership over resources and partnership for future management activities in the national park. It integrated detailed information on techniques and methodologies for data collection on species richness and forest composition and structure over a period of 10 years.

Conclusion

Exemplified as an ecoregion, the Akkar-Dunniyeh area shelters a geographically distinct assemblage of Eastern Mediterranean forest types, land use categories, and landscapes shared by a substantial percentage of the entire flora found in Lebanon as well as a significant portion of endemics. The high-value biological component of this site is rooted in the critical interactions of its natural and semi-natural habitats (typical to Lebanon) and incrustated in the marked topographical relief, which are essential for the long-term survival of these species. The variations in human land use patterns and site-specific histories of resource management, which often resulted in overexploitation and resource depletion, have had a profound impact on living systems. The revealed ecological diversity in the region may have contributed to various aspects of ecosystem stability. These include long-term stability of productivity and resilience to disturbances, resulting from anthropogenic activities (Lavorel 1999). Collaborative management of natural resources has proven to be the best way to achieve good practices of biodiversity conservation, performed in partnership with local communities and other relevant stakeholders. In order to ensure development of strong technical skills, the adopted approach paved the way for future implementation of collaborative management strategies.

The database built during the first phase of the project now constitutes the first updated background information on the ecological profile of the designated national park of the Akkar-Dunniyeh area. The botanical assessments on forest composition and structure have set the basis for management guidelines and the development of the integrated monitoring program. Nevertheless, keeping up the momentum toward the establishment of the Akkar-Dunniyeh national park will not be an easy task in a volatile Lebanese context where the culture of either local communities or government agencies must be dealt with, bridges built between various stakeholders, and the administrative and management framework for such *in-situ* conservation systems established and strengthened.

Acknowledgements

We are grateful for the support of Mrs. Isabelle Peillen, Project Coordinator, MADA; Prof. M. H. Parizeau, Faculty of Philosophy, University of Laval, Canada, and Dr. Nada Sinno Saoud, Post Herbarium Curator, American University of Beirut (AUB). We acknowledge the efforts of the GIS experts, Dr. Ghaleb Faour and his team, for their meticulous work on the development of the preliminary vegetation cover maps, as well as the field technician, Mr. Hussein Draa for his commitment and support to the required intensive field work.

References

- Abi-Saleh B. & Safi S., 1988. Carte de la végétation du Liban au 1/500 000 et notice explicative. *Ecol. Medit.* XIV (1/2): 123-142.
- Abi-Saleh B., Nazih N., Hanna R., Safi N. & Tohme H., 1996. *Étude de la diversité biologique du Liban*. Liban, Ministère de l'Agriculture et Programme des Nations unies pour l'environnement. Vol. 3.
- Alizoti P.G., Fady B., Prada M.A. & Vendramin G.G., 2011. *EUFORGEN Technical Guidelines for genetic conservation and use of Mediterranean firs (Abies spp.)* Biodiversity International, Rome, Italy.
- Anderson D.J., Laake J.L., Crain B.R. & Burnham K.P., 1979. Guidelines for line transect sampling of biological populations. *J. Wildlife Management* 43: 70-78.
- Blondel J. & Aronson J., 2005. *Biology and wildlife of the Mediterranean Region*. Oxford University Press, UK.
- Blondel J., Aronson J., Bodiou J.Y. & Boeuf G., 2010. *The Mediterranean region: biological diversity in space and time*. Oxford University Press, UK.
- Buckland S.T., Anderson D.R., Burnham K.P., Laake L.J., Borchers D.L. & Thomas L., 2001. *Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations*. T.J. International Ltd., Dornwall.
- CDR, 2004. *National physical Master Plan of the Lebanese Territories*. CDR-IAURIF, Lebanon.
- De Angelis D.L. & Gross L.J., 1992. *Individual-Based Models and Approaches in Ecology. Populations, Communities and Ecosystems*. Chapman & Hall, New York.
- Deirix C., Ohanessian-Charpin A., Khouzami M., Safi S., Zreik R., El Hanna C., Hanna K., Assaf N., El-Riachi R., Habr A., Munzer M. & Fortunat L., 1999. *Du gestionnaire de forêts et d'espaces naturels au Liban. Projet d'assistance à la protection de la couverture végétale au Liban*. Union européenne et Ministère de l'Agriculture, Liban.
- De Vaumas E., 1954. *Le Liban : Montagne libanaise, Bekaa, anti-Liban, Hermon, Haute Galilée libanaise. Étude de géographie physique*. Paris, Firmin-Didot.
- Di Pasquale G., Di Martino P. & Mazzoleni S., 2004. Forest History in the Mediterranean Region. In: Mazzolini S., Di Pasquale G., Mulligan M., Di Martino P. & Rego F. (eds), *Recent Dynamics of the Vegetation and Landscape*. John Wiley & Sons, UK: 13-20.
- Dubertret L., 1995. *Carte géologique du Liban. Scale 1: 50,000*. Directorate of Geographic Affairs, Lebanon.
- FAO, 2010. *Global Forest Resources Assessment 2010*. FAO/MOA, Beirut, Lebanon.
- Feinburn-Dothan N., 1978. *Flora Palestina*. The Israel Academy of Sciences and humanities, Jerusalem. Vol. 1, 2, 3.
- Ferrier S., 2002. Mapping Spatial Pattern in Biodiversity for Regional Conservation Planning: Where to from Here? *Systematic Biology* 51(2): 331-363.
- Greuter W., Burdet H. M. & Long G., 1986. *Med-Checklist*, Conservatoire et Jardin botaniques de la ville de Genève, Suisse. Vol. 1, 2, 3.
- Hart C., 1998. *Practical forestry for the agent and surveyor*. Sutton Publishing Limited, UK.
- Heywood V.H., 1995. The Mediterranean flora in the context of world biodiversity. *Ecol. Medit.* 21: 11-18.
- Hunter M.L., 1999. *Maintaining biodiversity in forest ecosystem*. Cambridge University Press, UK.
- Kent M. & Coker P., 1992. *Vegetation description and analysis. A practical approach*. Belhaven Press, UK.
- Khouzami M., Bassil M., Fortunat L. & Hayek A., 1996. *Étude de la diversité biologique du liban. Liste des espèces basée sur les rapports de l'étude de la diversité biologique du Liban*. Liban, Ministère de l'Agriculture (MOA) et Programme des Nations unies pour l'Environnement. Vol. 9.
- Lavorel S., 1999. Ecological diversity and resilience of Mediterranean vegetation to disturbance. *Diversity and Distributions* 5: 3-13.
- Lindenmayer D. B., Franklin J. F. & Fisher J., 2006. General management principles and a checklist of strategies to guide forest biodiversity conservation. *Biological Conservation* 131: 433-445.
- Makdisi K., 2007. *National Capacity Self Assessment (NCSA)*. MOE/UNDP/GEF, Beirut, Lebanon.
- Mc Cune B. & Grace J.B., 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden beach, USA.
- Médail F. & Quézel P., 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Annals of the Missouri Botanical Garden* 84: 112-127.
- Médail F. & Quézel P., 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: Setting global conservation priorities. *Conservation Biology* 13: 1510-1513.
- MOA, 2004. *Derived Forest Map, Scale 1:20,000*. Lebanon.
- MOA, 2005. *National Forest and Tree Assessment and Inventory, TCP/LEB/2903*. Ministry of Agriculture & Food and Agriculture Organization, Lebanon.
- MOE, 2012. Action Plan for Implementing the Programme of Work on Protected Areas of the Convention on Biological Diversity. Lebanon. <http://www.cbd.int/protected/implementation/actionplans/country/?country=lb> (November 16, 2012).
- Mouterde P., 1966. *Nouvelle flore du Liban et de la Syrie*. Beyrouth, Éditions de l'imprimerie catholique. Vol. 1, 2, 3.

- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., da Fonseca A.B. & Kent J., 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-859.
- Post G. E. & Dinsmore J. E., 1963. *Flora of Syria, Palestine and Sinai*. Beirut, American Press. Vol. 1-2.
- Quézel P., 1985. Definition of the Mediterranean Region and the Origin of its Flora. In: Gomez-Campo C. (ed.), *Plant conservation in the Mediterranean Area*. Dordrecht, W. Junk: 9-24.
- Rios Osorio L.A., Lobato M.O. & del Castillo X.A., 2005. Debates on Sustainable Development: Towards a Holistic View of Reality. *Environment, Development and Sustainability* 7: 501-518.
- Sand P.H., 1996. Institution-Building to Assist Compliance with International Environmental Law. *Heidelberg Journal of International Law* 56 (3): 774-795.
- Sattout E.J., 2007. Flora Biodiversity Assessment & Monitoring. Tannourine Cedar Forest Nature Reserve. Project on Integrated Management of Cedar Forests in Lebanon, GEF-UNEP/AUB/MOE/SETS/TCFNR, Beirut, Lebanon.
- Sattout E.J. & Abboud M., 2007. *National Self Capacity Assessment for Global Management. Thematic Biodiversity Profile*. GEF/UNDP/MOE, Lebanon.
- Sattout E., 2008. *Road map for plant monitoring programme: Transferring technology to local communities in Northern Lebanon. Field visit portfolio for practitioners*. SDC/RSCN/MADA, Beirut, Lebanon.
- Sattout E., 2009. *Terrestrial flora diversity in Jabal Moussa: Preliminary site diagnosis*. Lebanon, Unpublished report.
- UNDP, 2007. *Strengthening of National Capacity and Grassroots in situ conservation for sustainable biodiversity protection*. GEF/UNDP/MOE, Lebanon.
- Zohary M., 1973. *Geobotanical foundation of the Middle East*. Gustav Fischer, Verlag, Amsterdam. Vol. I.
- Zohary M., 1982. *Plants of the Bible*. Cambridge University Press, UK.

Annex – List of plants found in Akkar-Donnieh area (2006-2007)

Family: *Acanthaceae*

Acantholimon antilibanoticum Mout.
Acantholimon libanoticum Boiss.

Family: *Sapindaceae*

Acer hermoneum Bornm. & Schwer.
Acer syriacum Boiss. & Gaill.

Family: *Amaryllidaceae*

Ixiolirion tataricum (Pall.) Herb.

Family: *Anacardiaceae*

Pistacia palaestina Boiss.

Family: *Araceae*

Arum sp.

Family: *Aristolochiaceae*

Aristolochia altissima Desf.
Aristolochia billardieri Jaub. & Spach.
Aristolochia cordata L.
Arrhenatherum palaestinum Boiss.

Family: *Asteraceae*

Achillea millefolium L.
Centaurea iberica Trev.
Achillea biebersteinii Afan
Achillea conferta DC. (Check again)
Achillea falcata L.
Anthemis blancheana Boiss.
Anthemis chia L.
Anthemis cretica L.
Anthemis sp.
Anthemis tinctoria L.
Anthemis tinctoria L. var. *discoidea* (All.) Vahl.
Bellis sylvestris Cyrillo.
Bellis perennis L.
Carduus argentatus L.
Carlina involucreta Poir. & Meusel
Carlina involucreta Poir. subsp. *libanotica* (Boiss.) Meusel & Kästner.
Centaurea axillaris var. *cana* Berget & Wahlenb
Centaurea calceptrapa L.
Centaurea cheirolapha (Fenzl.) Wagenitz
Centaurea iberica Trev. var. *meryonis* (DC.) Boiss.
Centaurea speciosa Boiss.
Centaurea triumphetti All.
Centaurea cyanoides Berg. & Wah.
Chardinia xeranthimoides Desf.
Cirsium diacantha Labill.
Cirsium lappaceum (M.B.) Fisch var. *hermonis* Boiss.
Cousinia libanotica DC.
Crepis reuteriana Boiss.
Crupina crupinastrum (Moris) Vis.
Dittrichia sp.
Doronicum orientale Hoffm.
Echinops polyceras Boiss.
Echinops viscosus DC.
Helichrysum plicatum DC.
Helichrysum virgineum DC.

Helichrysum plicatum DC. subsp. *plicatum*
Helichrysum sanguineum (L.) Kostel
Lactuca serriola L.
Lapsana communis L.
Onopordum illyricum L. subsp. *Cardunculus* (boiss.) Franco
Pallenis spinosa (L.) Cass.
Phagnalon rupestre (L.) DC.
Ptilostemon chamaepeuce (L.) Less.
Reichardia macrophylla Vis. & Pan i
Rhagadiolus stelatus (L.) Willd.
Steptorhampus tuberosus (Jacq.) Grossh.
Scorzonera jacquiniana (W. Koch.) Boiss.
Scariola orientalis (Boiss.) Sojak.
Scolymus hispanicus L.
Scorzonera cana (C. A. Meyer) Hoffm. var. *alpina* (Boiss) Chamb.
Scorzonera capitata
Scorzonera mollis M. Bieb.
Scorzonera rigida Aucher.
Senecio mousterdei Arenes
Serratula pusilla (Lab.) Dittrich
Sonchus oleraceus L.
Tanacetum cilicium (Boiss.) Grierson
Taraxacum officinale Wigg.
Tragopogon longirostris L.
Tussilago farfara L.
Urospermum picroides (L.) F. W. Schmidt
Xeranthemum inapterum (L.) Mill.
Xeranthemum longipapposum Fisch. & Mey.

Family: *Balanophoraceae*

Cytinus hypocistis L. ssp. *orientalis* Wettst

Family: *Berberidaceae*

Berberis libanotica Ehren.

Family: *Boraginaceae*

Anchusa strigosa Labill.
Cynoglossum nerbodense Guss.
Myosotis ramosissima Rochel

Family: *Brassicaceae*

Aethionema cordifolium DC.
Alyssum murale Waldst. & Kit.
Clypeola jonthlaspi L.
Coluteocarpus vesicarius (L.) R.
Erysimum goniocaulon Boiss.
Erysimum scabrum DC.
Fibigia clypeata (L.) Medik
Fibigia eriocarpa (DC.) Boiss.
Hesperis kotschyana Fenzl.
Aubrietia libanotica Boiss.
Thlaspi microstylum Boiss.

Family: *Caesalpiniaceae*

Ceratonia siliqua L.
Cercis siliquastrum L.

Family: *Campanulaceae*

Campanula rapunculus L.
Campanula retrorsa Labill.

Campanula stricta L.
Michauxia campanuloides L'Her
Podanthum virgatum (Labill.) Boiss.
Specularia pentagonia (L.) A. DC.

Family: Capparaceae

Capparis spinosa L.

Family: Caprifoliaceae

Lonicera nummularifolia Jaub. & Sp.

Family: Caryophyllaceae

Melandrium album (Mill.) Garcke
Agrostema githago L.
Alsine globulosa (Labill.) Halacs.
Alsine meyeri Boiss.
Alsine tenuifolia (L.) Crantz.
Arenaria pubescens D'Urv.
Cerastium anomalum Waldst & Kit.
Cerastium dichotomum L.
Dianthus tripunctatus Sibth. & Sm.
Dianthus orientalis Adan. var. *brachyodontus*
 (Boiss. & Huet.) Borne.
Queria hispanica L.
Silene aegyptica (L.) F.
Silene venosa (Gilib.) Aschers.
Silene italica (L.) Pers.
Silene juncea Sibth. & Smith. var. *pallida*
 Boiss.

Family: Amaranthaceae

Noaea mucronata (Forsk.) Asch
Noaea mucronata Asch var. *humilis* Boiss.
Noaea caspica G. Don. *melanocarpa* (Boiss.)
 Riedl

Family: Cistaceae

Cistus creticus L.
Fumana arabica (L.) Spach.
Helianthemum nummularium (L.) Mill.
Helianthemum nummularium (L.) Mill subsp.
nummularium
Helianthemum vulgare Gaertner

Family: Convolvulaceae

Convolvulus arvensis L.
Convolvulus cantabrica L.

Family: Crassulaceae

Cotyledon libanotica Labill.
Sedum album L.
Sedum assyriacum Boiss.
Sedum hispanicum L.
Sedum laconicum Boiss. & Heldr.
Sedum palaestinum Boiss.
Sedum tenuifolium (Sibth. & Smith) DC.
Umbilicus intermedius Boiss.

Family: Cucurbitaceae

Bryonia multiflora Boiss. & Heldr.

Family: Cupressaceae

Arceuthos drupacea (Labill.) Ant. & Ky.
Juniperus excelsa M.B.
Juniperus foetidissima Willd.
Juniperus oxycedrus L.

Family: Cyperaceae

Carex flacca Schreb.

Family: Dipsacaceae

Cephalaria joppica (Spreng.) Beg.
Morina persica L.
Scabiosa argentea L.

Scabiosa ochroleuca L.
Scabiosa palaestina L.

Family: Dioscoreaceae

Tamus communis L.

Family: Ericaceae

Arbutus andrachne L.

Family: Euphorbiaceae

Andrachne telephioides L.
Euphorbia macroclada Boiss.

Family: Fabaceae

Astragalus angulosus DC.
Astragalus cruentiflorus Boiss.
Astragalus dictyocarpus Boiss.
Astragalus gummifer Labill.
Astragalus hermoneus Boiss.
Astragalus kurnet-es-sauda Eig.
Astragalus rousseanus Boiss.
Astragalus schizopterus Boiss. (??)
Astragalus sofarensis Thieb.
Calycotome villosa (Poir.) Link
Coronilla emeroides Boiss. & Brun.
Coronilla varia L. subsp. *libanotica* Boiss.
Ervum lenticula (Schreb.) Alef.
Hymenocarpus circinatus L.
Lathyrus aphaca L.
Lathyrus setifolius L.
Lathyrus variabilis (Boiss. & Ky.) Celak.
Lotus corniculatus L. var. *alpinus* (Scheich)
 Boiss.
Lotus cytisoides L.
Lotus gebelia Vent.
Medicago hispida Gaertn.
Medicago lupulina L.
Medicago orbicularis Bartal.
Medicago sativa L.
Ononis natrix L.
Trifolium arvense L.
Trifolium campestre Schreb.
Trifolium clusii Gordon & Gren.
Trifolium clypeatum L.
Trifolium formosum D'Urv.
Trifolium globosum L.
Trifolium lappaceum L.
Trifolium physodes Stev.
Trifolium pilulare Boiss.
Trifolium purpureum Loisel.
Trifolium repens L.
Trifolium resupinatum L.
Trifolium scabrum L.
Trifolium stellatum L.
Trifolium tomentosum L.

Family: Fagaceae

Quercus calliprinos Webb.
Quercus cedrorum (Ky) S. DC.
Quercus cerris L.
Quercus infectoria Oliv.
Quercus ithaburensis (Decne) Boiss. (??)
Quercus libani Oliv.

Family: Ranunculaceae

Corydalis rutifolia Sibth. & Sim.
Corydalis solida (Ehrh.) Swartz.

Family: Gentianaceae

Centaurium pulchellum (Sw.) Druce
Erodium romanum (Burm. F.) L'Her.
Erodium acaule (L.) Bech. & Tell

Erodium cicutarium (L.) L'Her.
Geranium libani Davis
Geranium libanoticum Schenk
Geranium purpureum Vill.

Family: Poaceae

Avena sterilis L.
Aegilops ovata L.
Aegilops peregrina (Hack.) Maire & Weiller.
Aegilops variabilis Eig.
Brachypodium distachyum (L.) Beauv.
Briza maxima L.
Bromus arenarius Labill.
Bromus arvensis L.
Bromus brachystachys Hornung.
Bromus erectus Huds.
Bromus palaestinus Melderis.
Bromus rigidus Roth.
Bromus squarrosus L.
Bromus sterilis L.
Cynosurus echinatus L.
Cynosurus effusus Link.
Dactylis glomerata L.
Festuca ovina L.
Heteranthelium piliferum (Russ.) Hochst.
Hordeum bulbosum L.
Lagurus ovatus L.
Lolium multiflorum Gaud.
Lycophloa avenacea Sam.
Melica angustifolia Bl. & Boiss.
Melica ciliata L.
Oryzopsis holciformis (M.B.) Hack.
Phleum arenarium L.
Phleum montanum C. Koch.
Poa bulbosa L.
Poa persica Trin.
Puccinellia distans (L.) Parl.
Scleropoa rigida (L.) Grisch.
Stipa fontanesii Parl.

Family: Hypericaceae

Hypericum lanuginosum Lam.
Hypericum nanum Poiret var. *prostratum*
 Boiss.
Hypericum perforatum L.
Hypericum thymifolium Banks & Sol

Family: Hydrocharitaceae

Smyrniolum olusatrum L.

Family: Iridaceae

Iris sp.
Romulea nivalis (Boiss & Ky.) Klatt
Gladiolus segetum Ker-Gawler
Crocus graveolens Boiss. & Reuter
Crocus aleppicus Baker
Crocus ochroleucus Boiss. & Bl.
Crocus cancellatus Herb. forma
damascenus (Herb.) n. comb.
Crocus cancellatus forma *cilicicus* (Ky.)
 n. comb.

Family: Lamiaceae

Ajuga tridactylis Ging. Ex Ben.
Calamintha vulgaris (L.) Druce
Lamium truncatum Boiss.
Marrubium libanoticum L.
Marrubium vulgare L.
Mentha longifolia (L.) Huds.
Micromeria sp.
Micromeria barbata (Boiss. & Ky.) Boiss.

Micromeria graeca (L.) Benth.
Micromeria juliana (L.) Benth.
Micromeria nervosa (Desf.) Benth.
Nepeta cilicica Boiss.
Nepeta italica L.
Origanum libanoticum Boiss.
Origanum syriacum (L.) Koch.
Phlomis brachyodon Boiss.
Phlomis chrysophylla Boiss.
Salvia fruticosa Mill.
Salvia grandiflora Etling.
Salvia hierosolymitana Boiss.
Salvia microstegia Boiss. & Bal.
Salvia sclarea L.
Scutellaria brevibracteata Stapf
Scutellaria peregrina L.
Securigera securidaca (L.) Deg & Doerfl.
Sideritis glandulifera Post.
Sideritis perfoliata L.
Stachys cretica Sibth. & Sm.
Stachys distans Benth.
Stachys palaestina L.
Teucrium flavum L.
Teucrium polium L. var. *album* Fiori
Teucrium stachyophyllum Davis
Teucrium chamaedrys L.
Ziziphora capitata L.

Family: *Lilaceae*

Allium chloranthum Boiss.
Allium cassium Boiss.
Allium sphaerocephalum L.
Allium subhirsutum L.
Allium ampeloprasum L. var. *portorii* Gomb.
Asparagus acutifolius L.
Colchicum decainsei Boiss
Colchicum steveni Kunth.
Eremurus spectabilis M.B.
Fritilaria acmopetala Boiss.
Fritilaria crassifolia Boiss.
Fritilaria elwesii Boiss.
Gagea arvensis (Pers.) Dumort
Gagea peduncularis (Presl) Pasc.
Hyacinthus orientalis L.
Lloydia rubroviridis Boiss. & Ky.
Muscari comosum (L.) Mill.
Muscari parviflorum Desf.
Muscari pinardi Boiss.
Ornithogalum billardieri Mout.
Ornithogalum platyphyllum Boiss.
Ruscus aculeatus L.
Smilax aspera L.
Tulipa aleppensis Boiss.
Tulipa aucheriana Baker subsp. Westii

Family: *Linaceae*

Linum aroanium Boiss. (No Valid)
Linum gallicum L.
Linum mucronatum (No Valid)

Family: *Moraceae*

Ficus carica L.

Family: *Molluginaceae*

Telephium imperati L.

Family: *Oleaceae*

Fraxinus ornus L.
Phillyrea media L.

Family: *Orchidaceae*

Cephalanthera rubra (L.) L. C. Rich.
Cephalanthera longiflora (Huds.) Frisch.
Epipactis latifolia (L.) All.
Limodorum abortivum (L.) Sw.
Orchis anatolica Boiss.
Orchis italica Poirét
Orchis morio L.
Orchis tridentata Scop.
Orchis simia Lam.

Family: *Orobanchaceae*

Orobanche sp.

Family: *Paeoniaceae*

Paeonia kesrouanensis Thieb.

Family: *Papaveraceae*

Papaver syriacum Boiss. & Bl.
Papaver umbonatum Boiss.

Family: *Paronychiaceae*

Herniaria incana Lam.

Family: *Pinaceae*

Abies cilicica Ant. & Ky.
Cedrus libani A. Rich.
Pinus brutia Ten.

Family: *Polypodiaceae*

Adiantum capillaris-veneris L.
Athyrium filix-femina (L.) Roth
Cheilanthes pteridioides (Reich.) Christ
Pteridium aquilinum L.

Family: *Polygalaceae*

Polygala supina Schreb.

Family: *Polygonaceae*

Rumex patientia L. ssp. *orientalis* (Bernh.)
Dausch

Family: *Primulaceae*

Anagallis arvensis L.
Cyclamen coum Mill.
Primula vulgaris Huds.
Primula vulgaris Huds. var. *rubra* Sm.

Family: *Ranunculaceae*

Anemone blanda Schott & Ky.
Clematis flammula L.
Ranunculus cuneatus Boiss.
Ranunculus hierosolymitanus Boiss.
Ranunculus scleratus L.

Family: *Resedaceae*

Reseda alba L.

Family: *Rhamanceae*

Rhamnus alaternus L.
Rhamnus punctata Boiss.

Family: *Rosaceae*

Cotoneaster nummularia Fisco. & Mey.
Geum urbanum L.
Poterium gaillardoti Boiss.
Poterium verrucosum Ehrenb.
Prunus prostrata Lab.
Prunus ursina Ky.
Rosa canina L.
Rosa corymbifera
Rosa pulverulenta M. Bieb.
Rubus sanctus Schreb.
Rubus tomentosus Borkh.
Sorbus aria (L.) Crantz.

Family: *Rubiaceae*

Asperula breviflora Boiss.
Asperula libanotica Boiss.
Asperula stricta Boiss.
Crucianella herbaceae Forsk.
Crucianella latifolia L.
Galium canum Req.
Galium libanoticum Hern.
Galium orientale Boiss.
Galium orientale Boiss. var. *alpinum* Bornm.
Galium verticillatum Danth.
Galium verum L.
Rubia aucheri Boiss.
Rubia tenuifolia D'Urv. var. *elliptica* (Boiss)
Rubia tinctorum L.
Crucianella imbricata Boiss.

Family: *Santalaceae*

Osyris alba L.

Family: *Saxifragaceae*

Ribes orientale L.

Family: *Scrophulariaceae*

Anarrhinum orientale Benth.
Parentucellia latifolia (L.) Caruel.
Verbascum libanoticum Murb. & Thieb.
Veronica cymbalaria Bodard.
Veronica leiocarpa Boiss.
Veronica orientalis Miller
Veronica polifolia Benth.
Veronica syriaca Roem. & Sch.

Family: *Selaginaceae*

Selaginella denticulata (L.) Spreng

Family: *Styracaceae*

Styrax officinalis L.

Family: *Apiaceae*

Bunium pestolazae Boiss.
Ainsworthia cordata (Jacq.) Boiss.
Bunium elegans Freyn.
Conium maculatum L.
Coriandrum sp.
Daucus broteri Ten.
Daucus setulosus Guss.
Eryngium campestre L.
Eryngium creticum Lam.
Eryngium creticum var. *spinulosum* Post
Eryngium falcatum Laroche
Eryngium glomeratum Lam.
Lagoecia cuminoides L.
Lecoquia cretica (Lam.) DC.
Orlaya platycarpus (L.) Koch.
Pimpinella peregrina L.
Bupleurum gerardi All.
Scaligeria cretica (D'Urv.) Boiss.
Scandix iberica M.B.
Scandix pecten-veneris L.
Torilis leptophylla Rechb. F.
var. *erythroricha* n. comb.
Torilis purpurea (Ten.) Guss
Turgenia latifolia (L.) Hoffm.

Family: *Valerianaceae*

Centranthus longiflorus Stev.
Valeriana dioscoridis Sibth. & Sm.
Valerianella dactylophylla Boiss. & Hohen.

Family: *Violaceae*

Viola odorata L.

Résumés de thèses

Camille ROUMIEUX

2012

Modélisation de la dynamique saisonnière des éclosions d'Aedes (Ochlerotatus) caspius (Pallas, 1771) (Culicidae) en contexte de changement climatique

168 p.

Thèse d'université soutenue le 11 juillet 2012 à l'université d'Aix-Marseille, IMBE, campus Étoile, faculté de Saint-Jérôme, avenue Escadrille Normandie-Niemen, Case 421, 13397 Marseille cedex 20, France.

Jury – Wolfgang CRAMER (Pr, université d'Aix-Marseille, directeur de recherche CNRS UMR IMBE, Marseille, France), président. Mohamed CHAIEB (Pr, université de Sfax, Tunisie), rapporteur. Florence FOUQUE (Dr, HDR, Institut Pasteur de Guadeloupe, France), rapporteur. Thomas BALENGHIEN (Dr, CIRAD, Montpellier, France), examinateur. Christophe LAGNEAU (directeur recherche et développement de l'EID Méditerranée, Montpellier, France), examinateur. Alain SANDOZ (Pr, université d'Aix-Marseille), examinateur. Éveline FRANQUET (Pr, université d'Aix-Marseille, UMR IMBE, Aix-Marseille), directrice. Franck TORRE (maître de conférences, université d'Aix-Marseille, UMR IMBE, Aix-Marseille), codirecteur.

Mots clés : *Aedes caspius*, bioclimatologie, changement climatique, cycle de vie, littoral méditerranéen français, mares temporaires halomorphes, modèle linéaire généralisé, usage du sol.

Ce travail de thèse étudie l'évolution des éclosions d'*Aedes (Ochlerotatus) caspius* (Pallas, 1771) (*Culicidae*) sur le littoral méditerranéen français dans un contexte de changement climatique. *Aedes caspius* est un moustique nuisant se développant dans les milieux naturels salés à submersions temporaires dont le cycle de vie est réglé par un nombre de paramètres environnementaux relativement limités. Nous avons tenté de mieux cerner les déterminants des dynamiques temporelles actuelle et future des éclosions d'*Aedes caspius* à l'échelle de la zone d'intervention de l'opérateur public français de démoustication (Entente interdépartementale pour la démoustication – Méditerranée).

L'étude de l'aire de répartition d'*Aedes caspius* à l'échelle du bassin méditerranéen a conduit à définir une enveloppe bioclimatique potentielle de l'espèce. Les anomalies climatiques telles qu'envisagées par les scénarii A2 et B2 du

GIEC (horizons 2020, 2050 et 2080) entraîneraient un élargissement de l'enveloppe bioclimatique vers le nord et l'ouest de la France. La dynamique temporelle a donc pu être étudiée à partir de la base de données des interventions quotidiennes de l'EID, sur la période 2004-2009. À cette échelle locale (3 105 ha) et tenant compte de la variabilité météorologique inter- et intra-annuelle sur la période, un modèle logistique binaire d'occurrences d'éclosion a été développé. Le modèle obtenu rapporte que le type d'occupation du sol d'une part, et son interaction avec la température minimale, la photopériode, l'amplitude des températures et à un degré moindre les précipitations et leur variabilité d'autre part, sont les facteurs principaux expliquant la présence d'éclosions de *Aedes caspius*. Les anomalies climatiques ont été appliquées à la séquence de conditions météorologiques observées sur la période 2004 à 2009. Les projections correspondantes d'occurrences d'éclosion ont ainsi pu être obtenues. Les différents scénarii montrent un allongement de la période d'activité annuelle jusqu'à concurrence d'une durée maximale pour la zone géographique considérée.

Modelling the seasonal dynamics of Aedes (Ochlerotatus) caspius (Pallas, 1771) (Culicidae) hatching in the context of climate change

Keywords: *Aedes caspius*, bioclimatology, climate change, life cycle, the French Mediterranean coast, temporary halomorphic pools, generalized linear model, land use.

This thesis studies the evolution of *Aedes (Ochlerotatus) caspius* (Pallas, 1771) (*Culicidae*) hatching on the French Mediterranean coast in the context of climate change. *Aedes caspius* is a nuisance mosquito developing in temporarily submerged salty wetlands whose life cycle is regulated by a relatively limited number of environmental parameters. We tried to understand the determinants of current and future temporal dynamics of *Aedes caspius* hatching in the intervention area of the Entente interdépartementale pour la démoustication Méditerranée (Inter-departmental Agency for Mosquito Control Mediterranean – EID). The study of *Aedes caspius*' distribution area across the Mediterranean basin has led to the definition of its potential bioclimatic envelope. The set of climatic anomalies such as envisaged by the scenarios A2 and B2 of the Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC) (projections for 2020, 2050 and 2080) should lead to an

enlargement of this bioclimatic envelope towards the north and west of France. We therefore studied the temporal dynamics from EID's daily interventions' database over the period 2004-2009. At this local scale (3,105 ha) and taking into account inter-and intra-annual meteorological variability, we then developed a binary logistic model of occurrences of daily hatching outbreaks. The resulting model showed that the type of land use, firstly in interaction with minimum temperature, photoperiod, temperature amplitude and to a lesser extent precipitation and their variability secondly, are the main factors explaining the occurrence of *Aedes caspius* outbreaks. Climate anomalies were applied to the sequence of weather conditions observed over the period 2004 to 2009. The corresponding projections of hatching occurrences and hatching were obtained. Different scenarii show an increase in the annual activity period up to a maximum for the geographical area in question.

Leila QASEMIAN

2012

Caractérisation du potentiel de dégradation de matières organiques naturelle (litière) et anthropique (HAP) par les communautés microbiennes issues du milieu littoral méditerranéen

125 p.

Thèse d'université soutenue le 2 février 2012 à l'université d'Aix-Marseille, IMBE, UMR CNRS 7263 – IRD 237, faculté des sciences de Saint-Jérôme, avenue Escadrille Normandie-Niemen, Boîte 441, 13397 Marseille cedex 20, France.

Jury – Jean Michel SAVOIE (CR INRA, HDR, UR MYCSA, Bordeaux Aquitaine), président. François BUSCOT (Pr, UFZ université de Leipzig, Allemagne), rapporteur. Sylvie RECOUS (D^r, INRA, UMR FARE, Reims), rapporteur. Antonio BISPO (ingénieur, ADEME, Angers). Daniel GUIRAL (D^r, IRD, UMR CNRS 7263 IMBE, université d'Aix-Marseille), codirecteur. Anne-Marie FARNET (maître de conférences, HDR, université d'Aix-Marseille, UMR CNRS 7263 IMBE), directeur.

Mots clés : anthracène, calanques de Marseille, écologie microbienne, laccases, *Pinus halepensis*, RMN du solide ¹³C, stress halin.

Les écosystèmes méditerranéens littoraux sont soumis à divers stress environnementaux naturels (notamment les stress hydrique et halin) et anthropiques susceptibles de s'intensifier dans les prochaines décennies dans le contexte de changements globaux. Ainsi, le fonctionnement des communautés microbiennes, encore très peu étudié dans de tels milieux, semblait important à préciser. L'effet de l'empreinte littorale sur la transformation de la matière organique dans la litière de pin d'Alep issue des calanques de Marseille a été estimé ainsi que le potentiel de biodé-

gradation d'un polluant ubiquiste, l'anthracène, un hydrocarbure aromatique polycyclique (HAP). Différentes approches intégratives *in situ*, *ex situ* et *in vitro* ont été utilisées en associant plusieurs méthodes permettant d'estimer l'état fonctionnel du milieu (activités enzymatiques, respirométrie, diversité fonctionnelle microbienne et évolution chimique de la matière organique par RMN du solide du ¹³C).

Dans le cadre de cette thèse, en recourant à des approches *in situ* via les *litter bags*, le rôle primordial de certains facteurs environnementaux, édaphiques et bioclimatiques, ont pu être mis en évidence dans la structuration et le fonctionnement microbien, et en conséquence, sur les modalités et les cinétiques des processus de décomposition de la matière organique. En particulier il a été possible de montrer que l'évolution des activités microbiennes était fortement dépendante des saisons. Température et humidité correspondent donc à des facteurs majeurs de structuration microbienne et influent donc aussi sur la diversité des fonctions assurées par ces communautés et, plus encore, sur les intensités et les cinétiques des processus enzymatiques qui concourent collectivement au fonctionnement durable de l'ensemble de l'écosystème.

En outre, dans un contexte méditerranéen déjà contraint, la proximité du trait de côte et donc des influences marines (source d'apport de sels ou de polluants *via* les embruns) était supposée constituer une contrainte supplémentaire comparativement aux milieux continentaux. Les résultats obtenus infirment cette hypothèse. En effet, l'empreinte littorale ne s'accompagne pas au plan microbien de déséquilibres fonctionnels. Ce constat suggère que, par leur localisation et donc la permanence de leur exposition à ce facteur de stress, s'est opérée sur la durée une sélection de communautés microbiennes et des fonctions exprimées par celles-ci. Ainsi, les communautés microbiennes issues de ces milieux plus contraints apparaissent paradoxalement plus robustes.

La présence croissante de polluants divers au sein des sols et des litières en zone périurbaine comme dans le cas du littoral marseillais, liée à une intensification des activités anthropiques, suscite aujourd'hui de fortes inquiétudes compte tenu du danger que ces poly-contaminations peuvent représenter pour l'équilibre des écosystèmes naturels. Parmi les différents types de pollutions, nous nous sommes focalisés sur les pollutions chroniques. Moins spectaculaires que des pollutions de type accidentel, elles sont souvent négligées, alors que leurs impacts sur la durée peuvent tout aussi gravement nuire à l'intégrité fonctionnelle des écosystèmes. Les HAPs, contaminants atmosphériques récurrents, correspondent à un ensemble de molécules toxiques très diverses dont la faible solubilité dans l'eau contribue à leur persistance dans l'environnement. Dans ce cadre, en recourant à des expérimentations *ex situ* et *in vitro*, il a été possible de démontrer clairement un fort potentiel des communautés microbiennes présentes au sein des litières de pin d'Alep en zone littorale pour la décontamination de ces milieux, en utilisant l'anthracène comme HAP modèle. Nous avons pu en effet montrer, à partir de nouvelles souches fongiques isolées de ces litières, que des

laccases halotolérantes étaient susceptibles d'être produites dans de tels milieux et qu'elles étaient également capables d'oxyder certains HAPs *in vitro*, pouvant donc contribuer à la biorémédiation des sols pollués par ces molécules aromatiques. En outre, une résistance microbienne importante a été démontrée puisque les activités enzymatiques ne sont pas affectées par la présence de ce contaminant, illustrant l'adaptabilité des communautés microbiennes associées à la litière de pin d'Alep en zone littorale. La minéralisation enzymatique microbienne des HAPs constitue donc une voie de décontamination naturelle et contribue globalement à la restauration de la qualité de ces environnements. Ces résultats confirment le rôle des communautés fongiques productrices d'enzymes lignolytiques (tels que les laccases) en tant qu'acteurs clés de la détoxification des litières. Il est important de noter également l'effet indirect de l'induction de l'expression des laccases consécutivement à l'apport expérimental d'HAP puisque la dégradation des composés phénoliques naturels a été exacerbée dans ce contexte. Par ailleurs, certaines des laccases induites par l'anthracène ont pu être extraites des litières de pin d'Alep et séquencées, ce qui constitue une approche nouvelle dans l'étude des processus fonctionnels microbiens. Ainsi, des recherches complémentaires pourraient s'attacher à développer des approches méta-protéomiques ciblant spécifiquement certaines fonctions enzymatiques en vue de répondre à divers questionnements complémentaires : (a) quelles enzymes sont responsables de la dégradation d'un contaminant et plus en amont quels sont les microorganismes qui les produisent ? (b) quels sont les profils protéiques observables au cours de la dégradation des polluants et en particulier voit-on apparaître de nouvelles isoformes induites aux propriétés nouvelles ? (c) quels sont les microorganismes capables de survivre et de demeurer fonctionnellement actifs au sein des sols pollués ?

Par ailleurs, la diversité génétique et enzymatique qui conduit à une pérennisation des fonctions peut aussi constituer des « bioressources » potentiellement exploitables dans le cadre de nouvelles applications biotechnologiques. Le sol peut être considéré comme un *hot spot* de diversité microbienne, diversité qui n'est pour l'instant que très partiellement explorée. Un vaste travail d'identification de nouvelles espèces microbiennes ainsi que de nouveaux gènes et fonctionnalités d'intérêts subsiste.

Renaud JAUNATRE

2011

*Dynamique et restauration
d'une steppe méditerranéenne
après changements d'usages
(La Crau, Bouches-du-Rhône, France)*

169 p. + annexes

Thèse soutenue le 7 décembre 2012 à l'université d'Avignon et des Pays de Vaucluse (Institut universitaire de technologie).

Jury – Richard HOBBS (Pr, université de Western Australia, Australie), Martin ZOBEL (Pr, université de Tartu, Estonie), rapporteurs. Rob MARRS (Pr, université de Liverpool, UK), Jonathan MITCHLEY (Dr, université de Reading, UK) examinateurs. François MESLÉARD (directeur de recherche, Tour du Valat, Pr associé université d'Avignon et des Pays du Vaucluse), président du jury. Élise BUISSON (maître de conférences HDR, université d'Avignon et des Pays du Vaucluse), directrice. Thierry DUTOIT (directeur de recherche CNRS, université d'Avignon et des Pays du Vaucluse), codirecteur.

Mots clés : biodiversité, communauté végétale, écologie de la restauration, étrépage de sol, friches culturelles, indicateurs, ingénierie écologique, parcours méditerranéens, perturbation, réhabilitation, résilience, richesse spécifique, semis d'espèces natives, succession végétale – transfert de foin, transfert de sol, verger.

La restauration écologique a été identifiée comme une approche permettant notamment de ralentir la perte de biodiversité et de maintenir tous les biens et services issus de cette biodiversité desquels dépend le bien-être de notre civilisation actuelle. Cette restauration des écosystèmes se base sur des connaissances provenant à la fois de l'écologie des communautés et de l'écologie de la restauration. Les objectifs de la thèse sont donc de comprendre la dynamique d'une steppe méditerranéenne après changements d'usage ainsi que la mise en œuvre de techniques qui pourraient être appliquées à la restauration de cet écosystème après une perturbation anthropique sévère. La thèse a pour objet d'étude la steppe méditerranéenne de la plaine de Crau, et notamment d'anciennes cultures, pour étudier la recolonisation spontanée après perturbation et le projet de réhabilitation à grande échelle de Cossure pour les expérimentations sur les techniques de restauration. En ce qui concerne la dynamique après une perturbation anthropique exogène sévère, nous avons confirmé la faible résilience de la communauté végétale steppique à la fois à moyen (30-40 ans) et long terme (150 ans), tandis que les paramètres du sol et le taux d'infestation des mycorhizes sont résilients sur le long terme. En outre, nous avons confirmé le rôle joué par les trois filtres dans la recolonisation des communautés végétales. En ce qui concerne la steppe de la Crau, la recolonisation est déterminée d'abord par le filtre abiotique, puis par le filtre de dispersion et enfin par le filtre biotique. Compte tenu de la faible résilience de la communauté, nous avons testé plusieurs techniques de restauration appliquées

à grande échelle au sein du projet de réhabilitation de Cosure : le semis d'espèces nurses, l'étrépage de sol, le transfert de foin et le transfert de sol. Afin d'évaluer l'efficacité des techniques de restauration, nous avons développé des indices pour mesurer « l'intégrité » de la structure de la communauté permettant de distinguer les abondances inférieures des abondances supérieures par rapport à la communauté de référence. Les meilleurs résultats ont été obtenus avec le transfert du sol, suivi par l'étrépage de sol, puis le semis d'espèces nurses et enfin le transfert de foin. Ces résultats ont toutefois confirmé la difficulté de restaurer totalement la communauté végétale steppique. Les recherches menées au sein de cette thèse montrent que les connaissances actuelles en matière de restauration écologique permettent de restaurer au moins partiellement certaines composantes de cet écosystème, mais suggèrent de mettre un maximum de moyens pour la conservation *in situ* des habitats naturels plutôt que de devoir les restaurer après qu'ils aient été détruits.

Dynamics and restoration of a Mediterranean steppe after changes in land-use (La Crau, Southern-France)

Keywords: biodiversity, disturbance, ecological engineering, ecological indicator, former arable field, hay transfer, Mediterranean rangelands, nurse species seeding, orchard, Plant community, Plant succession, Rehabilitation, Resilience, Restoration ecology, Soil transfer, Species diversity, Species-richness, Topsoil removal.

Restoration ecology is a science at the interface between theoretical community ecology and ecological restoration. Community ecology aims at understanding, within an ecosystem, the interactions between coexisting species and with their environment while restoration ecology focuses on ways to assist the recovery of an ecosystem that has been degraded, damaged or destroyed. This thesis deals with restoration ecology in a Mediterranean steppe, from studying spontaneous succession after a large exogenous disturbance (formerly cultivated fields) to experimenting large-scale restoration of its plant community after an intensive cultivation episode (peach orchard). The study site is the La Crau area in Southeastern France, which has been shaped by millennia of interactions between the Mediterranean climate, a characteristic soil disconnected from the water table, and extensive sheep grazing for more than 6,000 years. This has led to a species-rich and unique plant community that lost more than 80% of its area due to anthropogenic disturbances, mainly cultivations (hay meadows, arable fields, orchards). Some of these cultivations are now abandoned and provide an appropriate framework to determine what are the drivers of succession, and if the plant community spontaneously recovers. These points are tackled in the first two chapters of the thesis. The subsequent chapters focus on restoration of one of the abandoned cultivations. This 357 ha restoration occurs within the context of the creation of the first French miti-

gation bank, which raises at least two questions tackled in the two subsequent chapters: How to restore such an ecosystem? How to assess this restoration?

Land-use changes and especially intensive cultivation abandonment can be used to study vegetation recovery and community assembly. Theoretical models of plant community establishment usually describe a regional species pool that is constrained by three filters: dispersion, abiotic and biotic. The aim of chapter one was to measure in secondary succession plant communities the part of variability attributable to each filter. This study examined plant communities after the abandonment of cultivation in a xeric steppe located in the La Crau area. Forty former arable fields were selected and characterized by their location on geological and climatic gradients, and by taking into account land-uses in their surroundings across time. We recorded plant species richness and composition, and carried out soil analyses. Former arable fields were compared with each other and with areas where no abrupt anthropogenic exogenous disturbance was applied. Data were analyzed with variation partitioning based on redundancy analyses to assess the relative effect of the filters on all species, species more common in undisturbed reference steppe or in former arable fields. The former arable field vegetation is still different, even 30 years after cultivation abandonment. The three filters are important in determining their plant community composition. Nevertheless the abiotic filter seems to exert the greatest effect, followed by the dispersion filter and then the biotic filter.

The remaining difference, even after 30 years of abandonment, allows us to question whether the ecosystem is resilient to exogenous disturbances and if all of its components have the same resilience. A growing number of studies show the advantage of taking into account the interactions between vegetation, soil and mycorrhizae to understand the organization and dynamics of plant communities. Indeed, these three ecosystem components interact continuously, either positively or negatively, but little research has focused on the resilience of these interactions. The objective of the second chapter was therefore to measure the resilience of these three components after a cultivation episode in the La Crau area. We selected a gradient of crop abandonment: 2 years – 30–40 years – 150 years and the reference steppe. We surveyed plant communities characteristics and soil chemical properties and we measured the mycorrhizal infestation of four species (*Brachypodium distachyon*, *Bromus madritensis*, *Carduus pycnocephalus* and *Carthamus lanatus*): two Poaceae, and two Asteraceae, and in each family, one that shows greater abundances in undisturbed areas, and one that shows greater abundances in recently disturbed areas. Our results show that vegetation and soil properties are permanently affected by the impact of the cultivation episode. Mycorrhizal infestations are also lower after a disturbance regardless of the family studied or of the species preference for areas recently disturbed or not.

When spontaneous succession does not lead to the reference community trajectories, active ecological restoration has to be implemented. The Strategic Plan for Biodiversity

2011-2020 sets as an objective the restoration of 15% of degraded ecosystems by 2020. This challenge raises at least two major questions: i) how to restore, and ii) how to measure restoration success of said ecosystems? Measurement of restoration success is necessary to assess the achievement of the objectives and to adjust management with regard to objectives. Numerous studies are being conducted to try to work out synthetic indices in order to assess the ecosystem diversity or integrity in the context of global change. Nevertheless, at the community level, there is no index that allows the assessment of community integrity regarding its restoration or resilience, despite the fact that a lot of indicators are used such as species richness, Shannon diversity, multivariate analyses or similarity indices. We have therefore developed two new indices explained in the third chapter, that give new insights into community states: 1) the first index, named the Community Structure Integrity Index, measures the proportion of the species abundance in the reference community represented in the restored or degraded community, and 2) the second index, named the Higher Abundance Index, measures the proportion of the species abundance in the restored or degraded community that is higher than in the reference community. We illustrated and discussed the use of these new indices with two examples: a recent restoration (2 years) of a Mediterranean temporary wetland (Camargue in France) in order to assess active restoration efficiency, and a recently disturbed pseudo-steppe plant community (La Crau area in France) in order to assess natural resilience of the plant community. The indices provide summarized information on the success of restoration, or on the resilience of the plant community, that both appear less positive than that measured with standard indicators. The indices also provide additional insights that are useful for management purposes: the Community Structure Integrity Index indicates whether the improvement of target species abundance is needed while the Higher Abundance Index indicates whether the control of non-target abundance is needed. These relatively simple indices developed on community composition and structure can provide a base for further indices focusing on ecosystem functioning or services.

If 15% of the degraded ecosystem have to be restored before 2020, research on how to restore the defined reference ecosystem is therefore of primary concern, not only at a small experimental scale but also at a large applicable scale. The objectives of the fourth chapter are to know if it is possible to restore a low productive species-rich ecosystem after intensive cultivation, and to determine which restoration techniques provide the best restoration result. Experiments were carried out within a 357ha rehabilitation project, aiming to recreate an herbaceous sheep-grazed habitat. We applied on the rehabilitated area i) nurse species seeding, ii) topsoil removal, iii) hay transfer, and iv) soil transfer to restore a steppe plant community with the last French Mediterranean steppe as a reference ecosystem. These four techniques, applied for the first time at a large scale on a Mediterranean herbaceous ecosystem were monitored for three years. The rehabilitation makes it pos-

sible to recover a large area dominated by grasses but with vegetation very different to that of the steppe. Even if some target species are successfully transferred with hay, a significant increase in the target species number was not achieved at the end of the third year. Nurse species seeding seems to provide a suitable area for target species colonization, but probable competition with grasses has to be monitored. The best results are obtained with topsoil removal and soil transfer, which made it possible to recover the species-richness and partially the composition of the steppe.

The research conducted for this thesis shows that current knowledge in ecological restoration makes it possible to restore at least partially some La Crau ecosystem components, but ought to lead us to understand the importance of *in situ* conservation of natural habitats as a better alternative to restore them after they were destroyed.

Alan CRIVELLARO

2012

*Wood, bark and pith structure in trees
and shrubs of Cyprus:
anatomical descriptions
and ecological interpretation*

417 p.

Thèse de doctorat en écologie soutenue le 3 avril 2012 à l'université de Padoue, Italie, pour obtenir le PhD au département TESAF – Territoire, l'Environnement, l'Agriculture et la Foresterie ; discipline : technologie du bois et écologie.

Jury – Luca SEBASTIANI (Pr, Scuola Superiore Sant'Anna, Pise, Italie), président ; Jan ČERMÁK (Pr, université Mendel à Brno, République tchèque), rapporteur ; Carlo GIUPPONI (Pr, université Ca' Foscari, Venise, Italie), rapporteur.

Keywords: ecological wood anatomy, ecological bark anatomy, pith, growth form, biomechanics, Mediterranean vegetation.

The anatomical structure of secondary xylem reflects features that have adapted by following multiple evolutionary pathways. There are numerous solutions to how wood biological functions are accomplished, but those are constrained by genetic capacity of each single taxon to evolve in particular evolutionary trajectories. The diverse successfully functioning wood anatomies found even in the same environment where plants with those types of wood grow are the results of this eco-evolutionary process. Through comparing taxa differing in habitat in which the plants grow, we are able to infer how that particular wood differs from, or is similar to, woods of unrelated species in the same growth form. This study looks at the anatomical

at wood, bark and pith anatomy of the woody species growing on the Island of Cyprus in the eastern Mediterranean Sea. The goals are to know the suites of anatomical characteristics in each species, to learn which growth forms exhibit more variability with changing site characteristics, and to infer the environmental factors responsible, over an evolutionary time frame, for these relationships.

Original samples for each species were collected during 3 field trips on Cyprus. About 270 species were collected, and 600 double stained (astra blue and safranin) slides were prepared for microscopic observation. New lists of anatomical features were developed for the specific needs of this research, especially for bark and pith anatomies. The described species represent almost the entire woody flora of the island. A great number of them have never been anatomically described before. The codified anatomical descriptions are a perfect base for wood anatomists interested to wood structure of single species or the range of anatomical patterns within the Eastern Mediterranean region, and also for archaeologist and palaeobotanists who determine wood remains, and for wood technologist who compare structures with physical wood properties.

In the ecological wood anatomy analysis we observed wood diffuse porous structure associated to woody chamaephytes. We detected semi-ring and ring porous xylems related to nanophanerophytes and phanerophytes. Rays features seem to be associate to space filling in wood, and the rays dimensional features seems to be constrained by vessels. In fact, rays became larger moving from woody chamaephytes to phanerophytes, and the numbers of rays per millimetre decrease moving from woody chamaephytes to phanerophytes, maybe allowing vessels to be greater in taller growth forms. Raylessness is clearly associated to woody chamaephytes. Rays composition varies from homogeneous in woody chamaephytes, to heterogeneous in nanophanerophytes and phanerophytes. The axial parenchyma was rare in woody chamaephytes, apotracheal in nanophanerophytes and mainly paratracheal in phanerophytes. Endemic species showed absence of axial parenchyma, raylessness, homogeneous rays, and did not show association to tension wood. A predominance of diffuse porous species was been recorded in dry/hot site, and presence of ring porous species in wet/cold sites. Diffuse porous structures were associated to rocky and sandy sites, and semi-ring porous woods to forest and shrublands habitats. Thick walled fibers species were associated to moist and ruderal habitats, thin walled fibers to forest and shrubland species. A clear trend was observed in fiber wall thickness vs. wood density: greater in the fiber wall thickness, greater is the wood density.

The bark anatomical features describe sieve tube morphology and distribution, sclerenchyma presence and arrangement, rays, phellem, phelloderm, crystals, secretory structures, and appearance under polarized light. Sieve tubes were typically arranged tangentially in nanophanerophytes but not in woody chamaephytes. Bark ray dilatation was noted in moist site species but lacking in endemic, shrubland, and forest species. Sclerenchyma tended to be lacking in woody chamaephytes, and in endemic and dry site species. The tangential arrangement

of fibers tended to be lacking in woody chamaephytes and Mediterranean species. The presence of prismatic crystals was associated with nanophanerophytes and phanerophytes, but not with endemic, shrubland, or forest species. Phloem homogeneity was associated with endemic species. Phellem homogeneity was associated with climbers, phanerophytes, and species of moist habitats. The association of sclerenchyma with life form suggests a biomechanical role, especially for young twigs. The level of endemism and the species' habitat were strongly linked to a number of bark features opening new fields of eco-phyletic and ecophysiological investigation.

Wahbi JAOUADI

2011

Écologie et dynamique de régénération de l'Acacia tortilis (Forsk.) Hayne subsp. raddiana (Savi) Brenan var. raddiana dans le parc national de Bouhedma (Tunisie)

180 p.

Thèse de doctorat en sciences agronomiques dans la spécialité Génie rural, Eaux et Forêts soutenue le 7 mai 2011 à l'Institut national agronomique de Tunisie (INAT), 43, av. Charles Nicolle, Tunis-Mahrajène 1082, Tunisie.

Jury – Brahim HASNAOUI (P^r, université, Institut sylvo-pastoral de Tabarka, Tunisie), président. Mohamed Larbi KHOUJA (directeur de recherche et chef Laboratoire d'écologie et amélioration sylvo-pastorale à l'Institut national de recherches en Génie rural, Eaux et Forêts (INGREF) de Tunis, Tunisie), directeur de thèse. Houcine SBEI (P^r, université, École supérieure d'agriculture de Mograne, Tunisie), rapporteur. Mohamed Sghaier ZAAFOURI (P^r, université et directeur de l'Institut supérieur des études technologiques, Béja, Tunisie), rapporteur. Zohra LILI CHABAANE (maître de conférences à l'Institut national agronomique de Tunisie, Tunisie), examinatrice.

Mots clés : *Acacia tortilis*, dynamique, régénération, aire d'occupation, télédétection, phénologie, stress osmotique, stress salin.

Les peuplements d'*Acacia tortilis* constituent, dans les zones arides tunisiennes, une entité particulière et un élément capital dans l'équilibre et le maintien des écosystèmes arides et désertiques et dans la lutte contre le phénomène de la désertification. Cette espèce a subi de nombreux problèmes surtout de régénération. Une étude sur l'écologie et la dynamique de régénération d'*Acacia tortilis* (Forsk.) Hayne subsp. *raddiana* (Savi) Brenan var. *raddiana* dans le parc national de Bouhedma a été effectuée pour diagnostiquer ces problèmes.

Nous avons commencé par une étude diachronique des cartes de végétation de 1973, 1985, 1995 et 2008 du parc national de Bouhedma et ses alentours. Cette étude a per-

mis d'établir un diagnostic plus complet de l'évolution d'*Acacia tortilis* et son cortège floristique depuis 35 ans. Quelques indicateurs écologiques ont aussi été reliés aux données télédéetectées. Puis, nous avons réalisé une étude de la phénologie de l'espèce sur trois années successives. Ensuite, nous avons caractérisé ses propriétés germinatives en testant l'inhibition tégumentaire des graines sous l'effet des différents traitements de scarification. La température idéale de germination de l'espèce a été parallèlement déterminée. Nous avons aussi étudié le comportement de l'espèce au stade de germination à l'égard d'un stress osmotique de plus en plus élevé (de -2 à -8 bars) effectué par des concentrations croissantes de polyéthylène-glycol (PEG 6000) et à l'égard d'un stress salin par des concentrations croissantes de NaCl (de 3 à 22 g.l⁻¹).

La carte de végétation établie à partir d'une photographie aérienne de 1973 ne couvre que l'enclos de Bouhedma. Elle nous montre que la zone protégée ne couvrait que 700 ha. Cette zone est délimitée par une clôture. Au versant sud de l'enclos s'étend une plaine représentant le siège de la majeure partie de l'activité humaine. La strate herbacée dominée par *Stipa tenacissima* colonise plusieurs endroits du parc et la steppe arborée à *Acacia tortilis* est très dégradée à cause des actions anthropiques. L'étude de la dynamique de la régénération de la steppe arborée à base d'*Acacia tortilis* à travers les images satellites, qui couvrent toute la région de Bouhedma, a permis de conclure que la superficie des strates herbacées de la région de Bouhedma dominées par *Acacia tortilis* est passée d'une superficie de 4 413 ha en 1985 à 7 490 ha en 2008. Cette évolution significative est réalisée grâce à l'effort déployé par la direction générale des Forêts pour la conservation des écosystèmes naturels en zones arides et qui s'est traduit essentiellement par l'extension des zones clôturées du parc, par les essais de reboisement sur plusieurs années et par la surveillance continue des agents de gestion du parc. Cependant, l'évolution d'une superficie de 3 077 ha en 23 ans reste insuffisante pour un écosystème naturel en protection intégrale à

cause des problèmes de régénération naturelle de l'espèce, à savoir les problèmes d'inhibition tégumentaire et de forte attaque des graines par les bruchidés.

L'observation des arbres sous ses différents états phénologiques, feuillaison, floraison ou fructification, révèle une forte variation intersite et interannuelle. Les conditions atmosphériques (la température, l'évaporation et l'humidité) permettent d'expliquer, beaucoup plus que l'effet de la pluviométrie, la variabilité inter-annuelle de la phénologie d'*Acacia tortilis*. La variation intersite est expliquée par les conditions édaphiques du milieu.

Les résultats obtenus à partir de l'étude des caractéristiques germinatives ont permis de mettre en évidence la présence de tégument dur chez les graines. L'immersion des graines dans l'acide sulfurique pendant une heure a permis d'améliorer la capacité et la vitesse de germination. L'étude de l'effet de la température sur la germination a montré qu'une température de 25 °C permet d'améliorer le taux et le temps moyen de germination. Le comportement germinatif d'*Acacia tortilis* en conditions de stress osmotique a mis en évidence un effet traitement (concentration en PEG) très hautement significatif sur le taux et le temps moyen de germination et il a révélé que cette espèce ne supporte pas la sécheresse (inhibition totale de la germination à -8 bars) au stade de germination. L'étude de l'effet de la salinité sur la germination a montré un effet concentration en sel très hautement significatif sur le taux et le temps moyen de germination et il a révélé une bonne tolérance de l'espèce à la salinité puisqu'elle réussit à germer dans des concentrations élevées de sel. En effet, à 22 g.l⁻¹ le taux de germination est égal à 21 %.

Ce travail constitue une première étape pour suivre la restauration du couvert végétal, grâce à des indicateurs écologiques de terrain reliés aux données télédéetectées, la phénologie de l'espèce et l'étude de sa propriété germinative. Comme complément à ce travail, on devrait prendre en compte les systèmes socio-économiques.

ecologia mediterranea

Editor-in-Chief: Pr Thierry Dutoit

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

Editorial Board

- Dr James Aronson, CNRS, Montpellier, France.
Dr Alex Baumel, Université Aix-Marseille, France.
Dr Élise Buisson, Université Avignon, France.
Dr Marc Cheylan, EPHES, Montpellier, France.
Dr Cécile Claret, Université Aix-Marseille, France.
Pr Thierry Dutoit, Université Avignon, France.
Dr Bruno Fady, INRA, Avignon, France.
Pr Thierry Gauquelin, Université Aix-Marseille, France.
Dr Raphaël Gros, Université Aix-Marseille, France.
Dr Frédéric Guiter, Université Aix-Marseille, France.
Dr Sandrine Jauffret, Narges, Marseille, France.
Dr Ioannis Vogiatzakis, Open University of Cyprus, Cyprus.
Pr Serge Kreiter, Université Montpellier, France.
Dr Audrey Marco, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France.
Pr N.S. Margaritis, University of Mytilène, Greece.
Pr Frédéric Médail, Université Aix-Marseille, France.
Pr François Mesléard, Université Avignon – Tour du Valat, France.
Dr Jérôme Orgeas, Université Aix-Marseille, France.
Dr Philippe Ponel, CNRS, Aix-Marseille, France.
Dr Roger Prodon, EPHE, Montpellier, France.
Dr Isabelle Schwob, Université Aix-Marseille, France.
Dr Brigitte Talon, Université Aix-Marseille, France.
Dr Éric Vidal, Université Aix-Marseille, France.

ISSN 0153-8756

<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr>

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 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 1 month, an electronic copy of the corrected manuscript (doc or rtf). Pass this delay, the manuscript 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, KEYWORDS AND SHORT VERSION

Abstracts should be no longer than 300 words. The English short version should not exceed one page long (1,000 words). Do not use more than six keywords. Keywords 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*. London, Academic Press. 300 p.

Book chapters

May R.M., 1989. Levels of organisation in ecology. In: Cherret J.M. (ed.), *Ecological concepts*. Oxford, Blackwell Scientific Public: 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; Dupont & 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 × 22 cm or 8 × 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 |).

ELECTRONIC FILE

Authors receive a free copy where their paper is published as well as an electronic version of their paper for distribution.

SUBSCRIPTION

(contact: ecologia@naturalia-publications.com)

1 year = 2 issues

	Subscription	Postage	Total
France	60 €	6 €	66 €
Europe	60 €	12 €	72 €
World	60 €	16 €	76 €

Mail this subscription to:

**SARL Transfaire
Immeuble Wanad
F-04250 TURRIERS**

Bank: CA SISTERON

IBAN: FR76 1910 6008 3913 9956 2600 062

BIC: AGRIFRPP891

Sommaire – Contents

Éditorial – Editorial

Quel avenir pour la revue scientifique *ecologia mediterranea* ?

T. DUTOIT (éditeur en chef) 3

Articles originaux – Original articles

Typologie des gîtes propices au développement larvaire de *Culex pipiens* L. 1758 (Diptera-Culicidae), source de nuisance à Constantine (Algérie)

S. BERCHI, A. AOUATI, K. LOUADI 5

Effects of abiotic stress on the germination of *Pennisetum dichotomum*

C. CHAFFEI HAOUARI, A. HAJJAJI NASRAOUI, H. GOUIA, A. HAOUARI 17

Pilot study of genetic relatedness in a solitary small carnivore, the weasel: implications for kinship and dispersal

C. MAGRINI, M. CENTO, E. MANZO, M. PIERPAOLI, L. ZAPPONI, R. COZZOLINO 23

Les communautés bryophytiques du lit mineur des gorges de l'Ardèche comme témoins de sa richesse écosystémique

J. CELLE, V. HUGONNOT 29

Salinity stress affects growth responses of *Cenchrus ciliaris* under CO₂ enrichment

T. S. KSIKSI, N. O. ALSHAYGI 43

Existing areas and past changes of wetland extent in the Mediterranean region: an overview

C. PERENNOU, C. BELTRAME, A. GUELMAMI, P. TOMAS VIVES, P. CAESSTEKER 53

Plant communities in the Tamanrasset region, Ahaggar, Algeria

N. BOUCHENEB, S.S. BENHOUEH 67

Towards the establishment of a natural park in Eastern Mediterranean forests in Mount Makmel: Botanical assessment and communities participation practices

E. SATTOUT, D. LICHAA-EL KHOURY, D. CHOUETER 81

Résumés de thèses – Ph. D summaries

CAMILLE ROUMIEUX, LEILA QASEMIAN, RENAUD JAUNATRE, ALAN CRIVELLARO, WAHBI JAOUADI 96

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis

