

ecologia mediterranea

Vol. 45 (2) – 2019

Revue internationale d'écologie méditerranéenne

International Journal of Mediterranean Ecology



Editors-in-Chief: Dr Élise Buisson & Dr Brigitte Talon

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

Naturalia Publications

ecologia mediterranea

Éditrices en chef : Dr Élise Buisson et Dr Brigitte Talon

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

Comité éditorial

Dr Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France

Dr Marc CHEYLAN, EPHE, Montpellier, France

Dr Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France

Dr Bruno FADY, INRA, Avignon, France

Pr Thierry GAUQUELIN, Université Aix-Marseille, Marseille, France

Dr Grant WARDELL-JOHNSON, Université Western, Australie

Dr Raphaël GROS, Université Aix-Marseille, Marseille, France

Dr Frédéric GUITER, Université Aix-Marseille, Marseille, France

Pr Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France

Dr Audrey MARCO, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France

Pr Frédéric MÉDAIL, Université Aix-Marseille, Marseille, France

Pr François MESLARD, Université Avignon-Tour du Valat, France

Dr Tom PARKER, San Francisco State University, États-Unis

Dr Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France

Dr Roger PRODON, EPHE, Montpellier, France

Dr Sandra SAURA-MAS, Autonomous University of Barcelona, Espagne

Dr Isabelle SCHWOB, Université Aix-Marseille, Marseille, France

Dr Thekla K. TSITSONI, Aristotle University of Thessaloniki, Grèce

Dr Éric VIDAL, IRD, Nouvelle-Calédonie

Dr Mercedes VIVAS, Universidad de Concepción, Chili

Dr Ioannis VOGIATZAKIS, Open University of Cyprus, Chypre

ISSN 0153-8756

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

Instructions aux auteurs

ecologia mediterranea publie des articles de recherche originaux sur des sujets se rapportant à l'écologie fondamentale ou appliquée des régions méditerranéennes. La revue exclut les articles purement descriptifs ou de systématique. *ecologia mediterranea* privilie les domaines scientifiques suivants : bioclimatologie, biogéographie, biologie de la conservation, biologie marine, biologie des populations, écologie des communautés, écologie forestière, écologie génétique, écologie marine, écologie microbienne, écologie du paysage, écologie de la restauration, écologie végétale et animale, éphysiologie, paléoclimatologie, paléoécologie. La revue accepte également des articles de synthèse, des notes/communications courtes, des comptes rendus d'ouvrages, des résumés de thèses, ainsi que des commentaires sur les articles récemment parus dans *ecologia mediterranea*. La revue publie aussi des actes de colloques faisant l'objet d'un numéro spécial. Dans ce cas, prendre contact avec les éditrices.

Les manuscrits sont soumis à des lecteurs spécialistes du sujet. La décision finale d'accepter ou de refuser un article relève des éditrices. L'article proposé doit être envoyé en version électronique à *ecologia mediterranea@imbe.fr* (version doc(x) ou rtf). Pour la mise en forme du document, voir les instructions qui suivent. Une fois leur article accepté, les auteurs devront tenir compte des remarques des lecteurs, puis ils renverront leur texte corrigé sous deux mois toujours sous format électronique (doc(x) ou rtf). Passé ce délai, la seconde version sera considérée comme une nouvelle proposition.

TYPES DE MANUSCRIT

À préciser sur la première page lors de la soumission d'un manuscrit.

Article de recherche : contribution inédite découlant d'une étude complète. Ce type d'article fait typiquement une vingtaine de pages et environ 6 000 à 8 000 mots.

Note/communication courte : observation nouvelle ou rapport d'expérience dans un contexte pertinent avec les sujets visés par la revue. Ce type d'article fait typiquement une dizaine de pages et environ 3 000 à 4 000 mots.

Article de synthèse : revue critique et originale de sujets spécifiques d'actualité ou d'un champ de recherche de pointe dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Ce type d'article fait typiquement une vingtaine de pages et environ 6 000 à 8 000 mots.

Commentaire : avis sur des sujets déjà publiés dans *ecologia mediterranea* ou réflexion critique sur des problèmes d'intérêt général en écologie méditerranéenne. Ce type d'article fait typiquement une à cinq pages et environ 1 000 à 3 000 mots.

Compte rendu d'ouvrage : revue critique d'ouvrages (livres, monographies, manuels, etc.) dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Les auteurs d'ouvrages souhaitant voir un compte rendu publié dans *ecologia mediterranea* doivent envoyer un exemplaire de l'ouvrage en question aux éditrices en chef.

Résumé de thèse : résumé d'une thèse soutenue récemment dans le domaine de l'écologie méditerranéenne. Auteur, année, titre, spécialité et université (e.g. Thèse de doctorat en écologie soutenue le 3 avril 2012 à l'université de Padoue, Italie, laboratoire xxx), composition du jury, mots clés, résumé de 1 000 mots maximum.

TEXTE

Les articles (dactylographiés en Times 12, double interligne, format A4) doivent être rédigés en anglais ou en français. 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 : type de manuscrit, titres anglais et français, auteur(s) et adresse(s), résumés en anglais et en français (au minimum), version anglaise abrégée (si le texte n'est pas en anglais), mots clés anglais et français, texte, puis remerciements, bibliographie, liste des titres des figures et tableaux puis les figures et tableaux (un(e)/page). Ainsi, pour la soumission du manuscrit, les illustrations seront intégrées au document et non envoyées séparément.

Le texte des articles de recherche doit comporter quatre parties non numérotées : introduction, méthodes, résultats, discussion. Les sous-titres ne sont pas numérotés. Par exemple :

- Introduction
- Méthodes
- Site d'étude
- Plan expérimental
- Analyses des données

Résultats

Discussion

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.

PREMIÈRE PAGE

La première page contient :

- 1) le type de manuscrit visé (article de recherche, communication courte, etc.) ;
- 2) le titre de l'article ;
- 3) le nom et prénom des auteurs ;
- 4) l'adresse de chaque auteur sera indiquée avec le 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 ;
- 5) le nombre total de mots de l'introduction à la bibliographie.

RÉSUMÉS, MOTS CLÉS ET VERSION ABRÉGÉE

Les résumés doivent comporter 300 mots au maximum et la version abrégée (français si le manuscrit est en anglais et anglais si le manuscrit est en français) 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 (ISI Journal Abbreviations Index). Vérifier attentivement le manuscrit pour s'assurer que toutes les références citées dans le texte apparaissent bien en bibliographie et inversement.

Article

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

Ouvrage

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

Chapitre d'ouvrage

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

Acte 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.

Rapport et thèse

Jaouadi W., 2011. *Écologie et dynamique de régénération de l'Acacia tortilis (Forsk.) Hayne subsp. *raddiana* (Sav.) Brenan var. *raddiana* dans le parc national de Bouhedma (Tunisie)*. Thèse de doctorat de l'Institut national agronomique de Tunisie, 180 p.

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'un acronyme ou d'une abréviation technique doit être précédé 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

Pour la soumission du manuscrit, les illustrations seront intégrées au document, à la suite des références bibliographiques (voir la partie « Texte »). Une fois l'article accepté, les illustrations doivent être envoyées séparément du texte, prêtées à l'impression (résolution 300 dpi). Tous les documents devant être insérés doivent être annoncés dans le texte, numérotés dans l'ordre d'apparition et légendés.

TIRÉS À PART

Il n'est plus fourni de tirés à part mais un pdf par article.

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

1 an = 2 numéros

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

Abonnement à adresser à :

SARL Transfaire
Avenue Maréchal Leclerc
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. 45 (2) – 2019

Sommaire / Contents

<i>Editorial – Éditorial</i>	3
Faut-il restaurer les carrières après exploitation ? Potentialités écologiques des carrières abandonnées à moyen terme (30-40 ans) <i>Should we restore quarries after exploitation? Ecological potentials of abandoned quarries in the medium term (30-40 years)</i>	
J. CHENOT-LESCURE, F. LESCURE	5
Phenology and diurnal behavior of marbled duck <i>Marmaronetta angustirostris</i> in the eco-complex of wetlands of Guerbes Sahhadja North-east of Algeria	
N. CHARCHAR, L. BOUCHAÂLA, M. HOUHAMDI	35
Diversité floristique du Mont Guerouaou (Sehary Guebli, Région de Djelfa, Algérie) en fonction des paramètres stationnels <i>Floristic diversity of Guerouaou Mountain (Sehary Guebli, Djelfa region, Algeria) according to the environmental factors</i>	
B. GUIT, B. NEDJIMI	45
New insights into the distribution and the ecology of <i>Cerastium siculum</i> Guss. (Caryophyllaceae) <i>Nouveaux éléments sur la répartition et l'écologie de Cerastium siculum Guss. (Caryophyllaceae)</i>	
S. TRACLET, M. PIRES	63
Analyse phytosociologique et phytoécologique des formations forestières à pin laricio de Corse (<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold subsp. <i>laricio</i> Maire) – Addendum <i>Phytosociological and phytoecological survey of Corsican Pine forests – Addendum</i>	
C. GAUBERVILLE, C. PANAIOTIS, F. BIROET, J. CAPELO	85
Seed weight and container capacity effects on emergence and early growth of the Mediterranean oak (<i>Quercus suber</i> L.) seedlings in nursery S. BENAMIROUCHE, M. CHOUILAL, W. GUECHI	
S. BENAMIROUCHE, M. CHOUILAL, W. GUECHI	89

Germination characteristics of old seeds help explain coexistence of selected dry grassland species	99
M. SIPEK, N. SAJNA	

Revue indexée dans Pascal-CNRS et Biosis
Journal indexed in PASCAL-CBRS and Biosis
<http://ecologia-mediterranea.univ-avignon.fr/>

Acknowledgments – Remerciements

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

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

Editorial Board – Comité éditorial

- D^r Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Marc CHEYLAN, EPHE, Montpellier, France
D^r Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Bruno FADY, INRA, Avignon, France
P^r Thierry GAUQUELIN, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Grant WARDELL-JOHNSON, University of Western Australia, Australie
D^r Raphaël GROS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Frédéric GUITER, Université Aix-Marseille, Marseille, France
P^r Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France
D^r Audrey MARCO, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France
P^r Frédéric MÉDAIL, Université Aix-Marseille, Marseille, France
P^r François MESLÉARD, Université Avignon-Tour du Valat, France
D^r Tom PARKER, San Francisco State University, États-Unis
D^r Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Roger PRODON, EPHE, Montpellier, France
D^r Sandra SAURA-MAS, Autonomous University of Barcelona, Espagne
D^r Isabelle SCHWOB, Université Aix-Marseille, Marseille, France
D^r Thekla K. TSITSONI, Aristotle University of Thessaloniki, Grèce
D^r Éric VIDAL, IRD, Nouvelle-Calédonie
D^r Mercedes VIVAS, Universidad of Concepción, Chili
D^r Ioannis VOGIATZAKIS, Open University of Cyprus, Chypre

Éditorial – Editorial

Élise BUISSON
et Brigitte TALON
Éditrices en chef
Editors-in-Chief

2019 is coming to an end and with it the 25th United Nations Climate Conference (COP25). The summit, which took place in Madrid from December, 2nd to 15th, should have sparked a glimmer of hope for the future of our planet. On the contrary, it was a summit of inaction in the face of the climate emergency. The Mediterranean region has already reached the +1.5°C threshold, warming 20% faster than the world average. Without additional mitigation actions, the temperature will rise by 2.2°C by 2040. We can say that it will be at the next conference, COP26, which will be held in Glasgow (United Kingdom) in November 2020, that we will truly move from the perception of this emergency to action. We'll do better next time! But that is exactly what the negotiators did in Katowice, the Polish coal capital, at COP24 in 2018, when they did little more than «save» the Paris agreement. Meanwhile, biodiversity is collapsing and sea level is rising. Scientists have the duty to speak out, inform, explain, popularize and strengthen the link between science and human populations, as non-scientists activism often plants the seeds of doubt. *ecologia mediterranea* is proud to contribute, on its own scale, to this scientific dissemination. This latest issue brings together articles that i) shed new light on the ecology of endangered species (the marbled teal or duck, *Marmaronetta angustirostris*, in Algeria), of unknown species (*Cerastium siculum* in France) or species of economic interest (cork oak, *Quercus suber*, regeneration in Algeria) and ii) improve knowledge on the biodiversity of Mediterranean ecosystems (Bastama forest in Algeria, *Pinus nigra* subsp. *laricio* formations in Corsica, dry grasslands in Slovenia), an essential prerequisite for choosing actions to preserve or restore these ecosystems (abandoned quarries in France). Contribute to a better knowledge of Mediterranean ecosystems by publishing in *ecologia mediterranea*, now indexed by Scopus, SJR and Google Scholar.

L'année 2019 touche à sa fin et avec elle, la 25^e conférence des Nations Unies sur le climat (COP25). Ce sommet, qui s'est déroulé à Madrid du 2 au 15 décembre, aurait dû allumer une lueur d'espoir pour l'avenir de notre planète. Au contraire, ce fut le sommet de l'inaction face à l'urgence climatique. La région méditerranéenne a déjà atteint le seuil de + 1,5 °C, se réchauffant 20 % plus vite que la moyenne mondiale. Sans action d'atténuation supplémentaire, la température va monter de 2,2 °C d'ici 2040. On peut se dire que ce sera à la prochaine conférence, la COP26, qui se tiendra à Glasgow (Royaume-Uni) en novembre 2020, que l'on passera véritablement de la perception de cette urgence à l'action. On fera mieux la prochaine fois ! Mais c'est exactement ce que les négociateurs avaient fait à Katowice, capitale polonaise du charbon, lors de la COP24 en 2018, quand ils s'étaient contentés de « sauver » l'accord de Paris. Et pendant ce temps-là, la biodiversité s'effondre et le niveau de la mer monte. Les scientifiques ont le devoir de prendre la parole, d'informer, d'expliquer, de vulgariser, de renforcer le lien science-populations, face à l'activisme des non scientifiques, souvent semeurs de doute. *ecologia mediterranea* est fière de contribuer à son échelle à cette diffusion. Ce dernier numéro rassemble des articles qui apportent des éclairages nouveaux sur l'écologie d'espèces menacées (la sarcelle marbrée en Algérie) méconnues (*Cerastium siculum* en France) ou d'intérêt économique (régénération du chêne-liège en Algérie) et une meilleure connaissance de la biodiversité des écosystèmes méditerranéens (forêt de Bastama en Algérie, formations à pin laricio de Corse, pelouses sèche de Slovénie), préalable indispensable aux choix des actions à mener pour préserver ou restaurer ces écosystèmes (carrières abandonnées en France). Contribuez, vous aussi, à une meilleure connaissance des écosystèmes méditerranéens, publiez dans *ecologia mediterranea*, désormais indexée par Scopus, SJR et Google Scholar.

Faut-il restaurer les carrières après exploitation ? Potentialités écologiques des carrières abandonnées à moyen terme (30-40 ans)

Should we restore quarries after exploitation? Ecological potentials of abandoned quarries in the medium term (30-40 years)

Julie CHENOT-LESCURE^{1,2,3,*}, Flavie LESCURE⁴

1. Société des Carrières de La Ménudelle – 13, BP 80011, 13551 Saint-Martin-de-Crau, France

2. Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie (IMBE), Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, UMR CNRS IRD Aix-Marseille Université, IUT site Agroparc, BP 61207, 84911 Avignon cedex 09, France

3. Université Grenoble Alpes, Irstea, UR LESSEM, 2 rue de la Papeterie, BP 76, 38402 Saint-Martin-d'Hères, France

4. Chargée d'études faune indépendante, Sever, 12240 Castanet, France

* Auteur correspondant : chenot.julie@gmail.com

Received: 28 March, 2019; First decision: 20 May, 2019; Revised: 28 June, 2019; Accepted: 14 Nov, 2019

Résumé

Cette étude a pour objectif d'évaluer les potentialités écologiques des carrières après exploitation et leurs apports à la biodiversité régionale dans le contexte éco-paysager. Pour cela, un diagnostic écologique a été établi. Il a été basé sur une cartographie des habitats néoformés à l'emplacement des anciens sites d'extraction et sur un recensement systématique des espèces animales (avifaune, herpétofaune, etc.) et végétales à forte valeur patrimoniale. L'étude a été menée sur des carrières alluvionnaires sèches de la plaine de la Crau (sud-est de la France), exploitées dans les années 1970-1980 et qui ont détruit l'écosystème de pelouses sèches méditerranéennes dont la majorité de la surface est actuellement strictement protégée (le reste étant classé en Natura 2000). Après exploitation, ces dernières ont fait l'objet d'une grande diversité d'activités restauratrices (réhabilitation écologique, absence de réhabilitation, dépôts de matériaux anthropogéniques, etc.).

Les résultats montrent que les anciennes carrières abritent des mosaïques d'habitats qui accueillent des groupes faunistiques et des espèces floristiques diversifiés et forment alors de nombreux refuges pour des espèces rares et menacées. Et même si les cortèges floristiques et faunistiques divergent par rapport à l'écosystème originel, ils peuvent être intéressants du point de vue de la biodiversité. Enfin, ces résultats liés à la faible réussite des opérations de restauration écologique de nos jours peuvent entraîner un changement de paradigme dans les programmes de restauration vers la libre expression des processus naturels caractéristiques de la restauration spontanée ou passive.

Abstract

This study aims to evaluate the ecological potentials of quarries after exploitation and their contribution to regional biodiversity in their eco-landscape context. To do so, an ecological

Mots clés : cartographie, diagnostic écologique, habitats naturels, habitats néoformés, inventaires faunistiques, restauration passive.

Keywords: cartography, ecological diagnostics, natural habitats, neoformed habitats, passive restoration, wildlife inventories.

diagnosis was established. It was based on mapping the neofomed habitats on the old extraction sites and on carrying out a systematic inventory of animal species (birdlife, herpetofauna, etc.) and plants with high heritage value. The study was done on the dry alluvial quarries of the plain of La Crau (South-eastern of France), exploited in the years 1970-1980 and which destroyed the ecosystem of Mediterranean dry grasslands currently strictly protected. After exploitation, quarries were the subject of a great diversity of ecological restorative activities (ecological rehabilitation, lack of rehabilitation, deposits of anthropogenic materials, etc.). The results show that the old quarries are home to mosaics of habitats that host diverse animal groups and plant species and thus form numerous refuges for rare and endangered species. And even if the plant and animal groups diverge from the reference ecosystem, they can be interesting from the point of view of biodiversity. Finally, these results linked to the poor success of other ecological restoration projects of the same ecosystem can lead to a paradigm shift in restoration towards the free expression of the natural processes characteristic of spontaneous or passive restoration.

Introduction

L'extraction en carrière compte parmi les impacts les plus significatifs des activités humaines sur l'environnement (Raška *et al.* 2017 ; Wang *et al.* 2011). Elle entraîne des impacts visuels et écologiques significatifs (Simón-Torres *et al.* 2014), dont tous n'ont pas encore été identifiés (El-Taher *et al.* 2016). Elle entraîne aussi, par une modification directe de l'habitat, la destruction et la perturbation de la flore et la faune, réduisant ainsi la biodiversité pendant l'exploitation et bouleversant les relations écologiques fondamentales. De plus, elle endommage considérablement le sol en modifiant la topographie du site historique et en appauvrissant et modifiant les communautés microbiennes du sol (Chenot *et al.* 2018 ; Corbett *et al.* 1996 ; Milgrom 2008 ; Mouflis *et al.* 2008 ; Pinto *et al.* 2001 ; Simón-Torres *et al.* 2014). Pour pallier en partie et amoindrir ces impacts, il existe actuellement, au niveau national, en France et ailleurs, une obligation législative de remise en état des carrières après exploitation depuis les années 1990 (DITR 2005 ; UNEP *et al.* 2005). De nombreuses carrières ont ainsi mis en oeuvre des actions de réhabilitation ou de restauration pour la biodiversité (Damigos et Kaliampakos, 2003, Carrick and Krüger, 2007). Ces opérations consistent

généralement en un transfert de sol et un semis d'espèces herbacées ou arborées selon les objectifs de réhabilitation (Chenot *et al.* 2017 ; Oliveira *et al.* 2011 ; Wang *et al.* 2011). Néanmoins, lorsqu'un bilan de ces opérations est abordé en comparant l'écosystème avant et après exploitation, il apparaît que ces dernières ne sont pas toujours couronnées de succès (Benayas *et al.* 2009). Face à ce constat, il peut exister des approches alternatives à une restauration active qui consiste à laisser s'exprimer les dynamiques naturelles au travers de successions végétales spontanées. Le taux d'établissement de la végétation peut être lent, mais l'hétérogénéité spatiale dans les conditions du sol peut finalement conduire à une flore plus diversifiée (Baasch *et al.* 2012 ; Moreno de las Heras *et al.* 2008 ; Prach & Hobbs 2008 ; Prach & Pyšek 2001). Ces sites anthropogéniques peuvent alors accueillir des groupes faunistiques et constituer des habitats et des refuges précieux pour des espèces rares et menacées (Baranová *et al.* 2015 ; Bogusch *et al.* 2016). Et même si les cortèges floristiques et faunistiques divergent par rapport à l'écosystème historique, ils peuvent également être intéressants du point de vue de la biodiversité.

Dans la plaine de Crau, après l'abandon des carrières sèches alluvionnaires dans les années 1980 à l'époque sans obligation de réhabilitation, des successions végétales primaires et secondaires se sont mises en place spontanément dans un contexte de forte hétérogénéité environnementale locale. Cette hétérogénéité peut avoir de multiples origines, comme la nature du sol, le relief, la profondeur d'exploitation et par conséquent le lien avec la nappe phréatique, etc.. L'hétérogénéité spatiale des substrats mis à nu selon les différents types d'exploitation a pu favoriser la coexistence de nouvelles espèces et communautés végétales (Chase & Leibold 2003 ; Tilman & Pacala 1993 ; Tischew & Kirmer 2007) et offre ainsi toute une gamme de trajectoires possibles (Chenot *et al.* 2018). Celles-ci peuvent alors, soit tendre vers l'écosystème historique soit vers d'autres écosystèmes plus ou moins différents, encore appelés « nouveaux écosystèmes » (Hobbs *et al.* 2009). Bien que différents des écosystèmes qui préexistaient historiquement, ces nouveaux écosystèmes peuvent être considérés dans certains cas comme des habitats analogues à des habitats naturels sur le plan paysager et fonctions écologiques et constituer ainsi des opportunités dans le cadre de la conservation

de la biodiversité (Lundholm & Richardson 2010 ; Remacle 2009). Étant donné que la diversité biologique des habitats analogues est issue de processus spontanés de recolonisation, il peut être important de les prendre en compte au cours de programmes de restauration écologique (Walker *et al.* 2007 ; Walker & Moral 2003).

Le but de cette étude est d'évaluer les potentialités écologiques des carrières après exploitation, et leurs apports à la biodiversité régionale dans le contexte éco-paysager. Pour cela, un diagnostic écologique a été établi, visant à dresser l'état des lieux et à comprendre la dynamique des écosystèmes pour identifier tous les éléments susceptibles d'orienter l'aménagement et la gestion future de l'espace concerné (Adam *et al.* 2015 ; Pitz *et al.* 2014). Il a été basé sur une cartographie des habitats néoformés à l'emplacement des anciens sites d'extraction et sur un recensement systématique des espèces animales (avifaune, herpétofaune, etc.) et végétales à forte valeur patrimoniale.

Parmi ces activités, des carrières sèches alluvionnaires (exploitation de sables, graviers et galets) se sont implantées dans le sud de la plaine de la Crau dans les années 1970 pour la construction de la zone industrielo-portuaire de Fos-sur-Mer (Devaux *et al.*, 1983). Ces activités ont entraîné la destruction d'environ 300 ha d'un écosystème steppique original. Au total, 9 carrières ont été exploitées puis ont été abandonnées au cours des années 1980 (Chenot *et al.*, 2017). Cependant, à cette époque, il n'y avait aucune obligation légale de restaurer le site après la fin de l'exploitation (DITR, 2005 ; European Parliament, 2014 ; UNEP *et al.*, 2005). Par conséquent, différents modes de réaménagements ont été adoptés, allant du simple abandon (substrat brut exploité mis à nu), à la remise en place de la terre végétale excavée et stockée pendant la période d'exploitation, du remblayage local (stocks de galets invendus, sables, limons et argiles issus des processus de décantation, etc.) ou encore de déblais importés (gravats inertes issus de déconstruction, etc.) avec toutes les combinaisons possibles. Une autre source d'hétérogénéité provient également de la profondeur d'exploitation. Si celle-ci est actuellement limitée à 3,40 m de profondeur pour protéger la nappe phréatique de toute pollution, des profondeurs supérieures à 7 m ont été atteintes il y a trente-cinq ans, exposant la nappe phréatique dans certaines carrières.

La méthodologie employée dans cette étude repose avant tout sur une approche naturaliste. Des inventaires faunistiques ont été réalisés au mois d'avril et de mai 2015 sur l'ensemble des neuf carrières abandonnées caractérisées par des paysages contrastés en termes d'occupation des sols et d'habitats et de remise en état après l'exploitation des carrières. Ils ont porté sur des groupes choisis en fonction du caractère de patrimonialité des espèces qui permettent d'identifier un volet des enjeux de conservation du site. Ainsi, l'herpétofaune (reptiles et amphibiens) et l'avifaune ont été choisies. Parallèlement, les espèces appartenant à d'autres groupes ayant été contactées lors des inventaires ont aussi été notées (rhopalocères, orthoptères et mammifères dont chiroptères). Les données ont été complétées avec celles issues d'études d'impacts déjà réalisées sur certaines zones du site d'étude (une pour un projet de parc photovoltaïque et une autre pour un projet d'Installations de stockage de déchets inertes - ISDI) (ECO-MED 2016 ; Naturalia 2014).

Matériel et méthodes

Site d'étude et choix des groupes faunistiques inventoriés

Notre site d'étude se situe au sud de la plaine de la Crau ($43^{\circ}31'36.77''N$, $4^{\circ}53'04.50''E$) dans le sud-est de la France (Bouches-du-Rhône). Cette plaine est caractérisée par un habitat naturel unique classé en 1990 en Zone de protection spéciale au titre de Natura 2000, appelé « Steppe de Crau » comprenant des zones de pelouse sub-steppique méditerranéenne et des friches (agricoles, industrielles ou militaires). À l'heure actuelle, cette steppe est considérée comme la dernière steppe xérique méditerranéenne française (Devaux *et al.*, 1983). À l'origine, cette plaine couvrait plus de 60 000 ha (Tatin *et al.*, 2013). Cependant au cours du temps, les activités agricoles (prairies irriguées, exploitations fruitières intensives, jardins maraîchers, etc.), les activités industrielles (plates-formes logistiques, carrières, etc.) et les activités militaires (décharges de munitions, aéroport militaire, etc.) ont détruit plus de 80 % de celle-ci, et aujourd'hui, seuls 10 500 ha de végétation de type steppe non dégradée persistent (Tatin *et al.*, 2013).

Habitats naturels

En premier lieu, une phase préliminaire d'analyse spatiale de cartographie des habitats de la zone d'étude (analyses SIG) a été effectuée afin d'orienter les prospections. Le site d'étude a ensuite été parcouru selon un itinéraire orienté de façon à couvrir toutes les différentes formations végétales rencontrées. Les prospections ont été réalisées au printemps 2015, période favorable à l'observation d'un maximum d'espèces de plantes vasculaires, notamment les espèces annuelles. La méthodologie est basée sur une approche phisyonomique faisant appel à l'aspect global de la végétation et aux espèces dominantes mais également une approche physique comprenant le type de substrat, l'humidité du substrat ainsi que l'utilisation humaine du site et son impact (MNHN & Fédération des conservatoires botaniques nationaux 2005). Ces formations ont ensuite été associées à un habitat naturel selon la typologie de référence au niveau européen EUNIS *European Nature Information System* (Adam *et al.* 2015 ; Louvet *et al.* 2013). Afin d'appréhender la répartition des habitats et de calculer leur surface, des cartographies ont été réalisées (Clair *et al.* 2005).

Inventaires ornithologiques

L'objectif de cette partie était de disposer d'un inventaire ornithologique le plus exhaustif possible afin de déterminer les enjeux des sites d'étude en termes d'accueil de l'avifaune patrimoniale. Pour cela, des points d'écoutes ont été réalisés en prenant exemple sur le programme STOC EPS (Suivi temporel des oiseaux communs, échantillonnage ponctuel simple) du Muséum national d'histoire naturelle (Adam *et al.* 2015 ; CRBPO 2002). Treize points d'écoute de 15 minutes ont été placés dans les carrières d'une manière à pouvoir inventorier toute leur surface et relever les espèces représentatives des différents habitats présents. Trois points d'écoute ont été réalisés dans la steppe alentour. Les points d'écoute ont été mis en place dès le lever du soleil et ce, jusqu'à la fin d'activité des oiseaux qui s'arrêtent de chanter vers 10-11 heures du matin. Deux passages ont ainsi été réalisés, le premier, mi-avril et le second, mi-mai 2015. Cette méthode a été complétée en annotant toutes les espèces patrimoniales rencontrées sur les sites d'étude lors des différentes prospections.

Inventaires herpétologiques

Inventaires des amphibiens

Les espèces d'amphibiens de France sont quasiment toutes protégées (arrêté du 22 juillet 1993 du *JO* fixant la liste des amphibiens et reptiles protégés sur l'ensemble du territoire), il est donc important de les prendre en compte afin de caractériser les enjeux de protection d'un site. Ce sont des espèces possédant un cycle de vie biphasique. Une phase aquatique et une phase terrestre. Les deux habitats doivent être ainsi prospectés afin d'appréhender la biodiversité batrachologique du site. Les amphibiens possèdent des habitats et des mœurs très variables d'une espèce à une autre, c'est pourquoi il n'existe pas de méthodologie d'inventaire unique. Il est donc nécessaire de combiner plusieurs techniques afin d'obtenir un inventaire le plus exhaustif possible (Adam *et al.* 2015 ; Tanguy & Gourdain 2011). La première méthode consiste en la détection des anoures chanteurs. Ainsi, durant la période de reproduction, des points d'écoute de 10 minutes ont été réalisés à des endroits permettant de couvrir des zones potentielles de présence d'espèces (à proximité de mares temporaires, de pièces d'eau permanentes, etc.). Trois prospections nocturnes ont été réalisées et tous les anoures mâles chanteurs entendus relevés. Cette méthode a été complétée par la détection visuelle des amphibiens à l'eau consistant à prospecter les pièces d'eau de jour comme de nuit afin d'être en accords avec les activités des amphibiens. Ainsi, deux prospections (deux nuits par prospection) ont été réalisées d'avril à mai, dont une en période de reproduction (avril) avec deux passages nocturnes où chaque méthodologie a été appliquée (identification des anoures chanteurs et recherche à vue des adultes et larves).

Inventaires des reptiles

Les espèces de reptiles sont pour la plupart des espèces discrètes, qui passent le plus clair de leur temps dissimulées, avec de longues périodes de digestion et des phases d'inactivité. Il est donc difficile de réaliser un inventaire exhaustif des reptiles d'un site. Cependant, l'ensemble des espèces de reptiles est protégé par la législation française et leur présence sur un site implique donc de forts enjeux de conservation. Leurs enjeux sont traduits par leurs présences dans les listes rouges. Un protocole de prospection, dit de chasse à vue a été mis en place pour détecter

la présence des reptiles (Adam *et al.* 2015 ; Caron *et al.* 2010 ; Olivier & Maillet 2013 ; Tanguy & Gourdin 2011). Pour cela, tous les habitats ont été parcourus à pied et les abris potentiels vérifiés (cailloux au soleil, blocs de poudingues, tas de déchets, cistaies, ronciers, etc.) (Graitson & Naulleau 2005). La période d'inventaire des reptiles s'est déroulée au printemps entre avril et juin 2015 pour une durée de 4 jours aux périodes les plus chaudes de la journée (11-16 heures).

Patrimonialité des espèces et cartographie d'habitats

Un certain nombre d'outils réglementaires ou scientifiques permet de hiérarchiser l'intérêt patrimonial des milieux et des espèces observés sur un secteur donné. Il devient alors possible, en utilisant des critères exclusivement biologiques, d'évaluer l'enjeu de conservation des espèces et des habitats, à une échelle donnée. Dans cette étude, les statuts réglementaires sont mentionnés explicitement dans les descriptions d'espèces et les tableaux récapitulatifs. Toutes les espèces et sous-espèces recensées sur le site ont été évaluées selon la méthodologie de l'Union internationale pour la conservation de la nature pour les données de la liste rouge des espèces faunistiques (UICN France *et al.* 2017, 2015, 2011). L'enjeu de chaque espèce a été déterminé en fonction des outils réglementaires et scientifiques tels que sa présence dans la directive Habitats, la directive Oiseaux, la convention de Bonn, la convention de Berne, son statut dans les listes rouges au niveau régional, leur statut de protection national (par exemple, si des espèces sont chassables, il n'y a donc pas d'enjeu sur cette espèce même si elle est sur liste rouge régionale), sur divers travaux concernant les espèces menacées et les avis d'experts (écologie des espèces, nombre d'individus inventoriés sur le site, présence d'habitats favorables à l'espèce, etc.) (Bayle *et al.* 2013 ; Beltra 2013 ; Burger *et al.* 2014 ; Marchand *et al.* 2017 ; Michaud, Beltra, Pires, *et al.* 2016 ; Michaud, Beltra, Vincent-Martin, *et al.* 2016 ; Pavon 2014 ; Pavon *et al.* 2013 ; Roy *et al.* 2016 ; UICN France *et al.* 2017, 2015, 2011). Afin d'analyser les enjeux des sites d'étude par rapport aux groupes faunistiques étudiés, des cartographies avec les habitats favorables à la faune patrimoniale ont été établies ainsi que la localisation des espèces contactées. Les habitats favorables ont été déterminés en compilant les données d'observations directes et l'écologie des espèces.

Résultats

La diversité des habitats néoformés

Le diagnostic écologique réalisé dans les anciennes carrières conduit à distinguer trois principaux types d'habitats néoformés selon leur degré d'humidité correspondant à d'anciens secteurs d'exploitation et de réhabilitation diverses (1) le plan d'eau permanent de fosse, (2) les sites humides, (3) les sites secs (figure 1). Ces trois types de milieux sont eux-mêmes subdivisés en une mosaïque d'habitats décrits selon le code EUNIS (mare temporaire de carreau humide, peupleraie, pelouse méditerranéenne, etc.).

Alors que seulement cinq grands ensembles pédologiques ont été déterminés, 42 habitats semi-naturels ont été recensés dans les carrières abandonnées (annexe 1). Les carrières abritent ainsi de véritables mosaïques d'habitats avec en moyenne $6,12 \pm 1,10$ habitats par carrière. Une gamme d'habitats qui est donc de fait beaucoup plus diversifiée que celle de l'écosystème de référence qui ne comprend qu'un seul habitat au titre du code EUNIS (*Steppe de Crau*, code EUNIS E1.312) ($\chi^2 = 4,06$; ddl = 1 ; p = 0,04*). Cette diversité va des habitats les plus secs (*pelouses xériques méditerranéennes*) aux plus humides (*lacs*,

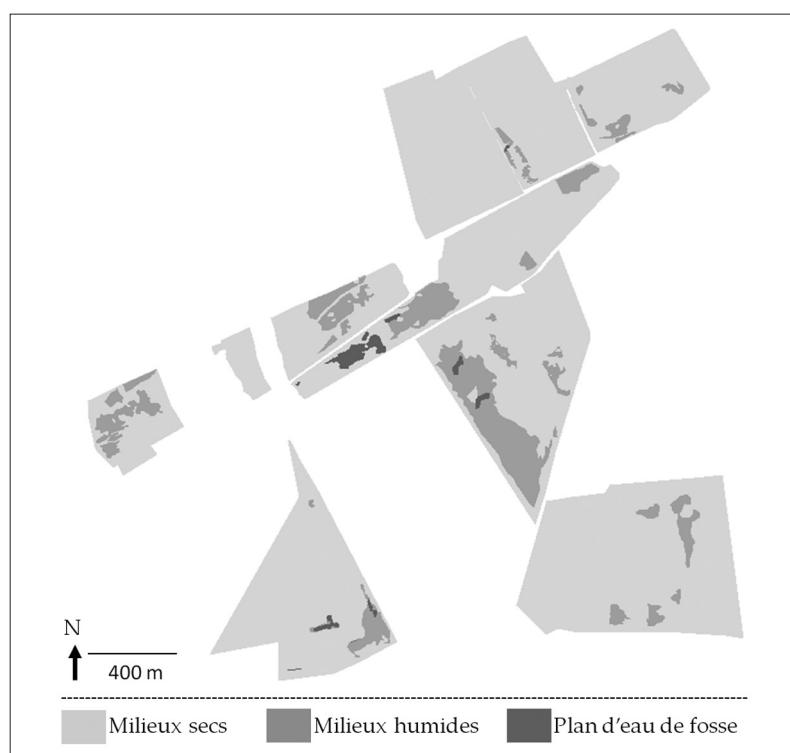


Figure 1 – Cartographie des trois types d'habitats néoformés dans les anciennes carrières selon leur degré d'humidité.

*étangs et mares permanents) ; des habitats totalement ouverts (habitats continentaux divers sans végétation ou à végétation clairsemée) aux habitats fermés (forêts riveraines et forêts galeries avec dominance d'*Alnus* spp., *Populus* spp. ou *Salix* spp.) en passant par les habitats en cours de fermeture (garrigues, fourrés ripicoles et de bas marais). Ainsi, les formations végétales ouvertes ne représentent plus que 55 % de la superficie totale des carrières (pelouse xérique, prairie humide, etc.) par rapport au 100 % de la steppe de référence. Les habitats semi-ouverts (garrigues, fourrés, etc.) recouvrent 17 % de la surface totale et les habitats fermés 25 %. Alors que l'écosystème de référence est un milieu sec, les différentes exploitations passées des carrières ont permis à la nappe phréatique d'affleurer générant ainsi la présence de zones humides sur 13 % de la surface. Les différentes couvertures pédologiques créées par l'exploitation ancienne abritent plus d'habitats que l'écosystème de référence (tableau 1).*

Un gradient est observable dans la zone d'étude avec des habitats allant de milieux ouverts à des milieux fermés, et ce en relation avec le remaniement récent de la zone d'étude et l'action du pâturage. Dans les carrières, un habitat présente un faciès d'aspect steppique intitulé *pelouse xérique méditerranéenne* (code EUNIS : E1.3). Cet habitat est assez rudéralisé suite à son exploitation passée mais recèle quelques éléments relictuels de steppe (espèces végétales communes, physionomie similaire, etc.) et est utilisé par un cortège d'espèces patrimoniales d'affinité steppique. Ces formations à herbacées annuelles et pérennes sont dominantes dans la zone d'étude. Elles correspondent à un stade de colonisation du substrat mis à nu par l'activité d'extraction de la carrière.

De nombreux habitats recensés dans les anciennes carrières témoignent du remaniement récent des milieux de la zone d'étude. C'est le cas des formations dominées par *Dittrichia viscosa*, nommées *Garrigues à Inule visqueuse* (code EUNIS : F6.1A.3). Cette espèce présente de bonnes capacités de colonisation et donc une colonisation rapide, c'est de plus un refus alimentaire de la part des ovins au niveau du pâturage. Cette formation est bien présente dans la zone d'étude, souvent caractérisée par des formations quasi mono-spécifique et donc très pauvres en espèces végétales. Des communautés d'espèces rudérales des sites industriels extractifs récemment abandonnés (code

Tableau 1 – Nombre d'habitats naturels recensés dans les anciennes carrières de la plaine de Crau par type de couverture pédologique (selon le référentiel pédologique de l'AFES 2008 : Baize et Girard 2008).

Sols	Nombre d'habitats recensés
Anthroposol artificiel	20
Peyrosol	27
Anthroposol reconstitué avec contact avec la nappe phréatique	13
Anthroposol reconstitué sans contact avec la nappe phréatique	19
Anthroposol reconstitué > 40 cm	15

EUNIS : E5.14) sont également observées, témoignage de ce remaniement.

Des faciès d'embroussaillement de pelouses sèches apparaissent aussi et forment des *Garrigues à Cistus monspeliensis* (Code EUNIS : F6.13). Par ailleurs, de nombreux *ronciers* très pauvres en espèces végétales (Code EUNIS : F3.131) sont fortement présents sur la zone d'étude. L'abondance des formations à Ronce (*Rubus ulmifolius*) et leur rapide colonisation mettent en évidence la mise en place tardive du pâturage.

Des habitats témoignent de la fermeture du milieu en raison d'un pâturage installé tardivement car non compatible au départ avec les activités d'exploitation. D'importants noyaux d'espèces arborescentes s'étendent sur la zone d'étude et sont principalement composés de peupliers (*Populus nigra* et *Populus alba*). Ils correspondent à des *stades initiaux et des régénération des forêts naturelles et semi-naturelles* (code EUNIS : G5.6). Des stades plus avancés de boisement sont notables, et un type de ces végétations revêt un intérêt patrimonial et relève de l'annexe 1 de la directive Habitats : les *Forêts galeries provençal-languedociennes à peupliers* (codes EUNIS : G1.312) (tableau 2).

De plus, des habitats humides permanents ou temporaires sont présents sur les milieux humides issus de l'affleurement de la nappe souterraine de Crau. Des pièces d'eau artificielles permanentes sont présentes dans la zone d'étude, résultant du creusement en dessous du niveau de la nappe avec notamment des *lacs, étangs et mares temporaires* (Code EUNIS : C1.6). Un *tapis immergé de Charophytes des plans d'eau oligotrophes* (Code EUNIS : C1.14) est observable sur une grande superficie de la zone d'étude où le substrat a été exploité

Tableau 2 – Liste des enjeux des habitats naturels communautaires patrimoniaux inventoriés sur la zone d'étude.

Habitats naturels	Code EUNIS	Enjeux	Surface sur la zone d'étude (ha)
Steppe de Crau (habitat avant exploitation)	E1.312	Fort	0,0
Steppes salées méditerranéennes à <i>Limonium</i>	E6.1 1	Assez fort	4,0
Gazons pionniers des pannes dunaires	B1.82	Assez fort	1,2
Tapis immersés de Charophytes des plans d'eau oligotrophes	C1.14	Fort	2,3
Prairies humides hautes méditerranéennes	E3.1	Modéré	1,4
Forêts galeries provençal-languedociennes à peupliers	G1.312	Modéré	61,5
Fourrés ouest-méditerranéens de tamaris	F9.31 31	Assez fort	17,9
Lacs, étangs et mares temporaires	C1.6	Fort	0,2

en profondeur à un niveau plus bas que la nappe phréatique, formant un plan d'eau. Cette formation correspond à une phase pionnière de colonisation des eaux calmes. Des prairies humides hautes méditerranéennes (Code EUNIS : E3.1) à caractères anthropiques avec des végétations dominées par *Scirpoides holoschoenus* et d'autres espèces inféodées aux zones humides (*Symphytum squatum*) sont visibles dans les fonds de carrières avoisinants la nappe phréatique. Ces habitats humides permanents et temporaires révèlent un enjeu modéré ou fort du site pour la flore et la faune qui leur sont associés (tableau 2, figure 2). Des habitats sont associés à ces zones humides, comme c'est le cas des formations à *Arundo donax* (Code EUNIS : C3.32).

Les dépôts de remblais et déblais sur la zone d'étude permettent l'apparition d'habitats totalement différents de l'écosystème historique dont certains d'intérêt communautaire. Sur plus de la moitié d'une carrière (près de 20 ha), du sable dont l'origine est supposée littorale (agrandissement d'une darse du Grand port maritime de Marseille) du fait de la présence de coquilles a été déposé sur plus de 3 mètres de profondeur sur la moitié de la carrière (Juliand 2014). Sur ces sables et limons fluvio-marins allochtones se développe tout un panel d'habitats (friches à *Dittrichia viscosa*, peuplements d'armoise des champs, prés humides méditerranéens, tonsures d'annuelles à petites Gentianaceae, pelouses d'annuelles sabulicoles, fourrés de tamaris, prairie à *Scirpus holoschoenus*, *Populus nigra*, etc.). Ainsi, des dépressions humides de systèmes dunaires côtiers ont pu être recensées dans les anciennes carrières. Il s'agit de Gazons pionniers des pannes dunaires (Code EUNIS : B1.82) développés sur les sédiments fluvio-marins allochtones. Ces habitats riches et spécialisés, étroitement liés aux fluctuations hydrologiques, sont très menacés par l'abaissement des nappes phréatiques. Par ailleurs,

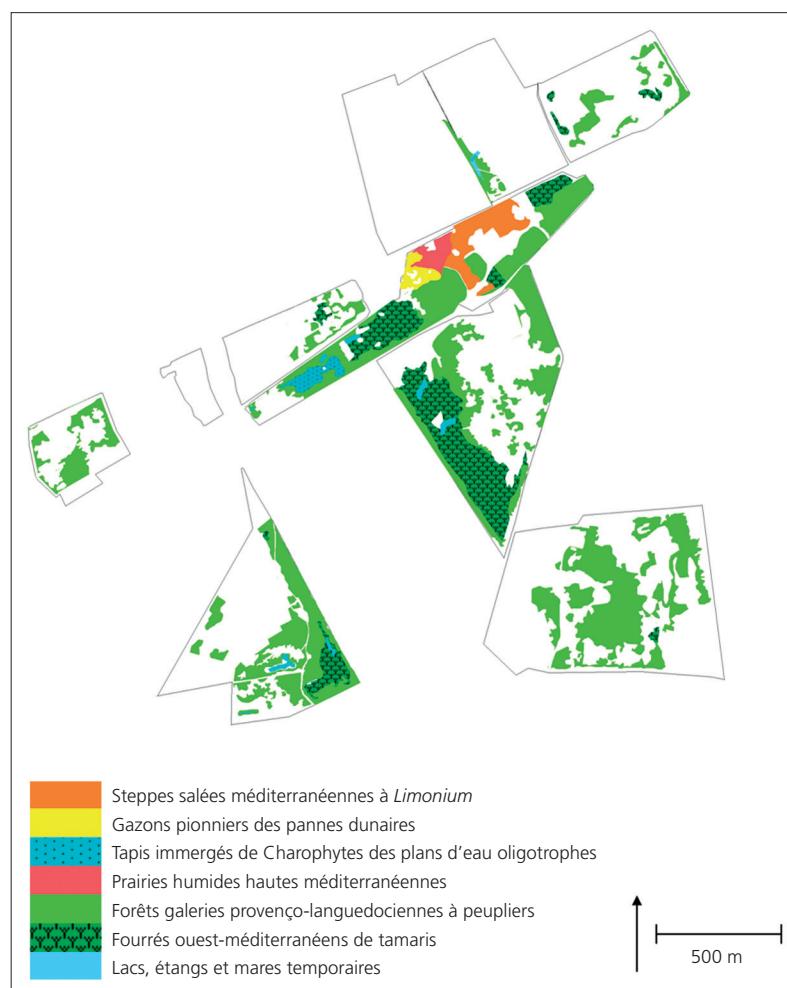


Figure 2 – Cartographie des habitats à enjeux dans les anciennes carrières de la plaine de Crau.

ces sols abritent des steppes salées méditerranéennes continentales d'une part avec des Communautés pionnières méditerranéennes continentales halonitrophiles (Code EUNIS : C6.13) associées à des espèces telles que *Salsola soda*, *Parapholis incurva*, *Hordeum marinum*, *Polypogon maritimus*, *Spergularia* sp. Ces formations sont sujettes à des inondations temporaires en périodes automnales et printanières et à des sécheresses extrêmes en

périodes estivales. D'autre part, des Steppes salées méditerranéennes à *Limonium* ont pu être recensées sur les dépôts fluvio-marins allochtones. Ces dernières abritent des espèces patrimoniales telles que *Limonium echiooides*, *Limonium girardianum* et *Limonium vaginatum* et par conséquent révèlent un enjeu assez fort du site (tableau 2, figure 2). Des Forêts galeries provençal-languedociennes à peupliers ont également été recensées sur ces dépôts et sur d'autres compartiments édaphiques des anciennes carrières. Il en est de même pour les Fourrés ouest-méditerranéens de tamaris (Code EUNIS : F9.3131).

Une telle variété d'habitats entraîne donc le développement de nombreuses espèces végétales et animales, dont certaines à forte valeur écologique.

Espèces floristiques d'intérêt patrimonial

Les inventaires floristiques ont permis d'identifier 22 taxons présentant un intérêt pour la conservation : 7 à fort enjeu de conservation et 15 à enjeu de conservation modéré sur la liste rouge de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur (tableau 3). Quatre espèces ont été répertoriées sur les dépôts de remblais et déblais en lien avec leur préférence pour les habitats sableux (*Bupleurum semicompositum* L., 1756, *Convolvulus lineatus* L., 1759, *Limonium cuspidatum* (Delort) Erben, 1978, *Limonium echiooides* (L.) Mill., 1768, *Velezia rigida* L., 1753) et une sur les Peyrosols (*Lythrum hyssopifolia* L., 1753) (tableau 3). Parmi ces espèces, 6 à enjeu modéré et 2 à fort enjeu de conservation sont des espèces également régulièrement rencontrées dans l'habitat de référence.

Tableau 3 – Espèces végétales d'intérêt pour la conservation identifiées dans les anciennes carrières selon les substrats. L'enjeu local de conservation de l'espèce a été déterminé à partir de la liste rouge régionale de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur et de leur répartition sur le département des Bouches-du-Rhône (Noble et al. 2015 ; Pavon 2014 ; Pavon et al. 2013). En fond gris, les espèces également rencontrées régulièrement dans l'habitat de référence.

Espèces	Transfert de sol (40 cm) sans contact avec la nappe phréatique	Transfert de sol (40 cm) avec contact avec la nappe phréatique	Transfert de sol (> 40 cm)	Anthrosol artificiel	Peyrosol	Enjeu local de conservation
<i>Bupleurum semicompositum</i> L., 1756			X			Modéré
<i>Campanula erinus</i> L., 1753	X	X		X	X	Modéré
<i>Centaurea melitensis</i> L., 1753		X		X		Modéré
<i>Convolvulus lineatus</i> L., 1759				X		Fort
<i>Gastridium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell., 1913		X	X			Modéré
<i>Limonium cuspidatum</i> (Delort) Erben, 1978				X		Fort
<i>Limonium echiooides</i> (L.) Mill., 1768				X		Modéré
<i>Linaria arvensis</i> (L.) Desf., 1799	X	X		X		Modéré
<i>Lythrum hyssopifolia</i> L., 1753					X	Modéré
<i>Melilotus indicus</i> (L.) All., 1785					X	Modéré
<i>Phelipanche purpurea</i> subsp. <i>bohemica</i> (Čelak.) Zázvorka, 2008	X					Fort
<i>Parapholis incurva</i> (L.) C.E.Hubb., 1946		X	X	X	X	Modéré
<i>Paronychia capitata</i> (L.) Lam., 1779	X			X		Modéré
<i>Polygala monspeliaca</i> L., 1753			X		X	Modéré
<i>Polypogon maritimus</i> Willd., 1801				X	X	Modéré
<i>Psilurus incurvus</i> (Gouan) Schinz & Thell., 1913	X	X	X	X	X	Modéré
<i>Ruta Montana</i> (L.) L., 1756	X					Modéré
<i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski, 1934	X	X	X	X	X	Fort
<i>Trifolium glomeratum</i> L., 1753	X	X		X		Fort
<i>Trifolium subterraneum</i> L., 1753			X			Modéré
<i>Valerianella microcarpa</i> Loisel., 1810			X	X	X	Fort
<i>Velezia rigida</i> L., 1753				X		Fort

Diversité du cortège faunistique

L'hétérogénéité des habitats créée par l'exploitation ancienne des carrières a permis d'accueillir un cortège d'espèces faunistiques dont de nombreuses d'intérêt patrimonial. Au total, 100 espèces ont été observées sur l'ensemble des sites étudiés. Ces observations se répartissent comme suit : (1) 70 espèces d'oiseaux dont 61 sont protégées au niveau national, trois inscrites sur la liste rouge mondiale, 14 sur la liste rouge nationale, 19 sur la liste rouge régionale et 29 figurent sur les directives européennes « Oiseaux » ; (2) 5 espèces d'amphibiens dont quatre protégées au niveau national ; (3) 7 espèces de reptiles dont sept protégées au niveau national, trois inscrites sur la liste rouge nationale, quatre sur la liste rouge régionale. Les carrières, tout comme la steppe abritent une grande diversité faunistique aussi variée que différente (tableaux 4, 5, 6, 7 et 8).

Amphibiens

De nombreuses espèces, habituellement absentes de la steppe dans la réalisation de chaque stade tout leur cycle de vie, ont été contactées dans les carrières (tableau 4). C'est

le cas des amphibiens, inféodés aux zones humides, dont cinq espèces ont été recensées (Crappaud calamite, Grenouille rieuse, Pélodyte ponctué, Grenouille verte et Rainette méridionale) dans tous leurs stades (œufs, têtards, adultes) et leurs activités (mâles chanteurs, amplexus) montrant qu'elles se reproduisent de façon certaine dans les anciennes carrières. En effet, la zone d'étude présente des mares temporaires et des plans d'eau permanents issus de l'affleurement de la nappe phréatique de Crau qui constitue une zone favorable à la reproduction des amphibiens ainsi qu'au développement de leurs larves. De nombreux gîtes utilisés en phase terrestre par les amphibiens sont également présents *in situ* et sont essentiellement représentés par de gros blocs de poudingues issus des activités passées. Le cortège d'espèces avérées concerne des enjeux écologiques allant de modéré pour le Crappaud calamite et le Pélodyte ponctué à faible pour les autres espèces.

Le Crappaud calamite est très présent dans les habitats temporairement inondés (mares temporaires, flaques, bas marais, etc.). De plus, de nombreux Crappauds calamites ont été également observés dans les « pare-éclats »

Tableau 4 – Bilan des enjeux écologiques des amphibiens avérés sur la zone d'étude.

Espèce ou entité	Interactions habitats/espèces	Listes rouges			Statut de protection	Enjeu local de conservation
		UICN monde	UICN France	PACA		
Crappaud calamite <i>Epidalea calamita</i> (Laurenti, 1768)	Mare temporaire : reproduction Habitats ouverts avec zones de sol nu et abris superficiels : phases terrestres	LC	LC	LC	PN2, DH4, BE2	Modéré
Pélodyte ponctué <i>Pelodytes punctatus</i> (Daudin, 1802)	Points d'eau temporaires et végétalisés : reproduction Habitats ouverts et semi-ouverts : phase terrestre	LC	LC	LC	PN3, DH3, BE3	Modéré
Rainette méridionale <i>Hyla meridionalis</i> (Boettger, 1874)	Espèce ubiquiste	LC	LC	LC	PN2, DH4, BE2, BE3	Faible
Grenouille rieuse <i>Pelophylax ridibundus</i> (Pallas, 1771)	Grands plans d'eau permanents avec berges végétalisées : reproduction et refuge	LC	LC	NA	PN3, DH5, BE3	Très faible
Grenouille verte <i>Pelophylax</i> sp.	Espèce ubiquiste Tout type de plan d'eau	LC	LC	LC	DH5, BE3	Très faible

Statut de protection :

- Protection nationale : liste nationale des reptiles et amphibiens protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, arrêté du 19 novembre 2007 (publié au JO du 18 décembre 2007) ; PN2 = espèce et son habitat protégé ; PN3 = espèce protégée sans son habitat ;
- DH4 : espèces d'intérêt communautaire strictement protégées sur l'ensemble du territoire européen ;
- BO2 : espèce inscrite à l'annexe II de la convention de Bonn (1979) ;
- BE2/BE3 : espèce inscrite à l'annexe II ou III de la convention de Berne (1979).

Listes rouges :

- CR : en danger critique d'extinction ;
- EN : en danger ;
- VU : vulnérable ;
- NT : quasi menacée (espèces proches du seuil des espèces menacées ou qui pourraient être menacées si des mesures de conservation spécifiques n'étaient pas prises) ;
- LC : préoccupation mineure (espèce pour laquelle le risque de disparition de France est faible) ;
- DD : données insuffisantes (espèce pour laquelle l'évaluation n'a pu être réalisée faute de données suffisantes) ;
- NA : non applicable.

(aménagements issus de la Seconde Guerre mondiale constitué de trois murs en U permettant de protéger les avions des éclats de bombes des bombardements aériens) et zone de dépôts tout autour des carrières. Ces zones ainsi que l'hétérogénéité des habitats présents autour des zones humides (zones de reproduction) offrent de nombreux refuges pour leur passage en phase terrestre.

Le Pélodyte ponctué trouve dans le site d'étude, zone de reproduction et habitat terrestre qui lui sont favorables pour réaliser son cycle de vie. Les mares et les plans d'eau constituent des habitats importants où de nombreux têtards ont pu être observés. Les individus adultes n'y ont pas été observés *de visu* mais des mâles chanteurs y ont été entendus.

Reptiles

Au niveau des reptiles, sept espèces ont été observées dans la zone d'étude (tableau 5).

Ce cortège présente des enjeux écologiques forts (Lézard ocellé), modérés (Couleuvre de Montpellier, Psammodrome d'Edwards) et faible (Couleuvre à échelon, Lézard des murailles, etc.). La zone d'étude présente de nombreux gîtes favorables aux reptiles ainsi qu'une mosaïque d'habitats essentiellement ouverts utilisés pour la chasse du cortège herpétologique local. Certaines espèces s'y reproduisent également.

Le Lézard ocellé a un statut « vulnérable » sur la liste rouge nationale et « quasi menacé » au niveau régional. Il est considéré comme un des reptiles les plus menacés de l'herpétofaune nationale, d'où la présence d'un Plan national d'actions en sa faveur. Il fait ainsi partie des espèces ayant le plus fort enjeu dans les anciennes carrières. Il va trouver son habitat favorable dans la zone d'étude avec des zones refuges pour l'hivernation et l'estivation grâce à la présence de blocs de poudingue sur le site (figure 3). Les habitats ouverts constituent de

Tableau 5 – Bilan des enjeux écologiques des reptiles avérés sur la zone d'étude.

Espèce ou entité	Interactions habitats/espèces	Listes rouges			Statut de protection	Plan national d'actions	Enjeu local de conservation
		UICN monde	UICN France	PACA			
Lézard ocellé <i>Timon lepidus</i> (Daudin, 1802)	Milieux ouverts, thermophiles rupestres	NT	VU	NT	PN3, BE2, BE3	Oui	Fort
Couleuvre de Montpellier <i>Malpolon monspessulanus</i> (Hermann, 1804)	Espèce ubiquiste	LC	LC	NT	PN3, BE3		Modéré
Psammodrome d'Edwards <i>Psammodromus hispanicus</i> (Fitzinger, 1826)	Milieux ouverts à semis ouverts, (garrigues, pelouses rases)	LC	NT	NT	PN3, BE3		Modéré
Couleuvre à échelons <i>Rhinechis scalaris</i> (Schinz, 1822)	Milieux semi-ouverts (garrigues)	LC	LC	NT	PN3, BE3		Faible
Couleuvre vipérine <i>Natrix maura</i> (Linnaeus, 1758)	Zones humides : reproduction	LC	NT	LC	PN3, BE3		Faible
Lézard des murailles <i>Podarcis muralis</i> (Laurenti, 1768)	Milieux thermophiles divers : tas de pierre, débris, bois, friches : reproduction	LC	LC	LC	PN2, DH4, BE2, BE3		Faible
Tarente de Maurétanie <i>Tarentola mauritanica</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux rupestres (garrigues)	LC	LC	LC	PN3, BE3		Faible

Statut de protection :

- Protection nationale : liste nationale des reptiles et amphibiens protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, arrêté du 19 novembre 2007 (publié au JO du 18 décembre 2007) ; PN2 = espèce et son habitat protégé ; PN3 = espèce protégée sans son habitat ;
- DH4 : Espèces d'intérêt communautaire strictement protégées sur l'ensemble du territoire européen ;
- BO2 : espèce inscrite à l'annexe II de la convention de Bonn (1979) ;
- BE2/BE3 : espèce inscrite à l'annexe II ou III de la convention de Berne (1979).

Listes rouges :

- CR : en danger critique d'extinction ;
- EN : en danger ;
- VU : vulnérable ;
- NT : quasi menacée (espèces proches du seuil des espèces menacées ou qui pourraient être menacées si des mesures de conservation spécifiques n'étaient pas prises) ;
- LC : préoccupation mineure (espèce pour laquelle le risque de disparition de France est faible) ;
- DD : données insuffisantes (espèce pour laquelle l'évaluation n'a pu être réalisée faute de données suffisantes) ;
- NA : non applicable.

fortes potentialités pour leurs zones de chasse (figure 3). De plus, les anciennes zones de dépôts des boues de lavage constituent de grandes zones sableuses, favorables à la ponte de ce reptile et par conséquent à sa reproduction. Le Psammodrome d'Edwards, dont la présence est avérée sur la zone d'étude avec l'observation de nombreux individus en insolation ou en chasse, est une espèce vulnérable notée « quasi-menacée » au niveau national et régional. Cette espèce est largement retrouvée dans les milieux ouverts et semi-ouverts telles que les pelouses sèches, les garrigues, les étendues sableuses et les maquis (figure 3). Tous les habitats recensés dans les anciennes carrières peuvent être favorables à cette espèce assez ubiquiste tant qu'ils ne sont pas boisés. La présence de la Couleuvre de Montpellier est également avérée. Elle affectionne particulièrement les milieux ouverts et semi-ouverts où elle trouve refuge d'où l'établissement d'une population dans les fourrés et les ronciers qui sillonnent la zone d'étude. Le Lézard ocellé, le Psammodrome d'Edwards et la Couleuvre de Montpellier ont été signalés dans les carrières et la steppe.

Avifaune

Les carrières, grâce à leurs mosaïques d'habitats, abritent une population d'oiseaux non négligeable avec 70 espèces avérées dont huit espèces à fort enjeu local de conservation et 19 espèces à enjeu modéré (tableau 6, figure 4). Ces espèces exploitent la zone d'étude en halte migratoire, en regroupement pré- et postnuptiaux, en zone d'alimentation, en hivernage et/ou durant leur reproduction.

Parmi ces espèces, le cortège inféodé aux milieux steppiques caractéristiques de la plaine de Crau est également présent pour partie dans les anciennes carrières. Il concerne de nombreuses espèces remarquables à enjeu local de conservation élevé comme c'est le cas du Faucon crècerelle, de l'Outarde canepetière, de la Pie-grièche méridionale ou encore de l'Œdicnème criard. Ces quatre espèces affectionnent particulièrement les milieux xériques herbacés de type steppique pour leur alimentation, nidification, mais peuvent être amenées à utiliser également les habitats présents dans les anciennes carrières. Le Faucon crécerelle peut être susceptible d'utiliser les anciennes carrières comme zone d'alimentation et se concentre essentiellement sur les orthoptères. Les zones humides peuvent abriter des espèces telles que les Courtilières qui peuvent

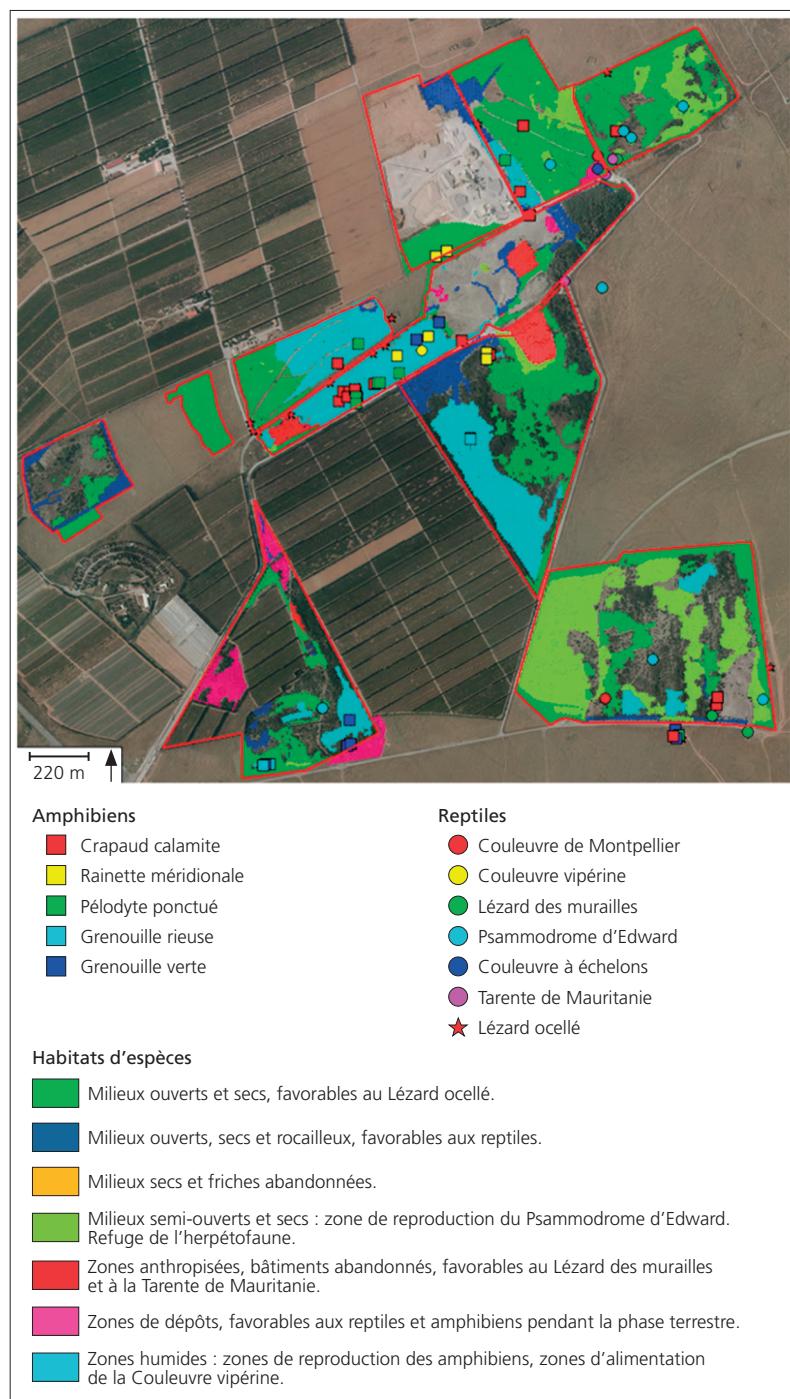


Figure 3 – Cartographie des habitats favorables à l'herpétofaune patrimoniale et localisation des présences des espèces dans la zone d'études des anciennes carrières et de la steppe de référence dans le sud-est de Crau (Bouches-du-Rhône, France).

représenter une part importante du régime alimentaire du Faucon (Choisy *et al.* 1999). De plus, la présence de restes de bâtiment *in situ* peut favoriser la nidification de cette espèce aux mœurs essentiellement cavicoles. L'Œdicnème criard et l'Outarde canepetière ont été observés dans des anciennes carrières peu profondes où il y a eu réhabilitation et où l'habitat formé ressemble d'un point de vue physionomique à

leur habitat steppique de préférence. La zone d'étude peut être susceptible de convenir à la nidification de ces espèces nichant au sol tout en étant à l'abri de la végétation (recouvrement important de la strate herbacée parsemée de bosquets d'arbres et arbustes). Quant à la Pie-grièche, elle n'a été contactée qu'en vol, ce qui présage peu de chose sur la qualité de l'habitat pour cette espèce.

Enfin les habitats boisés recensés dans les anciennes carrières peuvent être propices à de nombreuses espèces à enjeu de conservation fort ou modéré. Ainsi, des sites de nidification du Rollier d'Europe et de la Huppe fasciée ont pu être observés au sein de la zone d'étude dans

un arbre à cavité, proche de vastes étendues de milieux ouverts où ils s'y nourrissent d'insectes de grandes tailles. Le Petit-duc scops ainsi que la Chevêche d'Athéna y trouve également refuge. Une observation d'un individu de cette dernière a même été notée dans la carrière en activité dans des blocs de poudingue empilés. Des couples de Milan noir ont été recensés dans de grands peupliers offrant un site de reproduction optimal pour cette espèce dans la zone d'étude. Le Circaète Jean-le-blanc peut utiliser ces milieux boisés favorables aux recherches alimentaires en trouvant refuge au sommet des arbres, à proximité de zones ouvertes souvent xériques où il peut chasser lézards et serpents, dont il se nourrit presque exclusivement. Cependant, les observations de cette espèce ont toujours été ponctuelles indiquant des individus probablement en migration active. Au regard des observations ponctuelles d'individus, les habitats néoformés sont principalement utilisés par les oiseaux lors des recherches alimentaires des individus migrateurs ou erratiques comme c'est le cas du Faucon pèlerin. Ces données sont déjà connues sur des habitats anthropisés.

Des espèces à fort enjeu ont été observées notamment dans les zones humides (Héron pourpré, Crabier chevelu, Aigrette garzette, Busard des roseaux, Balbuzard pécheur). La zone d'étude n'est pas favorable à la nidification de ces espèces (surfaces restreintes), mais peut ponctuellement convenir à leurs recherches alimentaires lors d'haltes migratoires.

Les talus, les sites d'exploitation permettent d'abriter le Guêpier d'Europe, espèce à enjeu modéré observée dans tous les sites. D'autres espèces sont inféodées aux habitats ouverts qui sont alors exploités par une grande diversité d'espèces en reproduction, en hivernage et/ou durant leur halte migratoire comme le Cochevis huppé, le Coucou geai, le Traquet motteux, le Tarier des prés, le Faucon crécerelle, l'Alouette lulu, la Linotte mélodieuse, le Bruant proyer, le Tarier pâtre, l'Hirondelle rustique.

Mêlés aux zones ouvertes, les secteurs arbustifs et boisés viennent diversifier les habitats, contribuant ainsi à la richesse de l'avifaune de la zone d'étude. Ils sont représentés dans la zone d'étude par des garrigues à cistes, fourrés, ronciers et boisement de peupliers. Le cortège observé est composé d'espèces telles que l'Épervier d'Europe, la Buse variable, le Gobemouche gris, le Pic épeichette, le Pic épeiche, la Fauvette passerine, la Fauvette grisette, le Rougequeue à front blanc, la Pie-grièche écorcheur, etc.

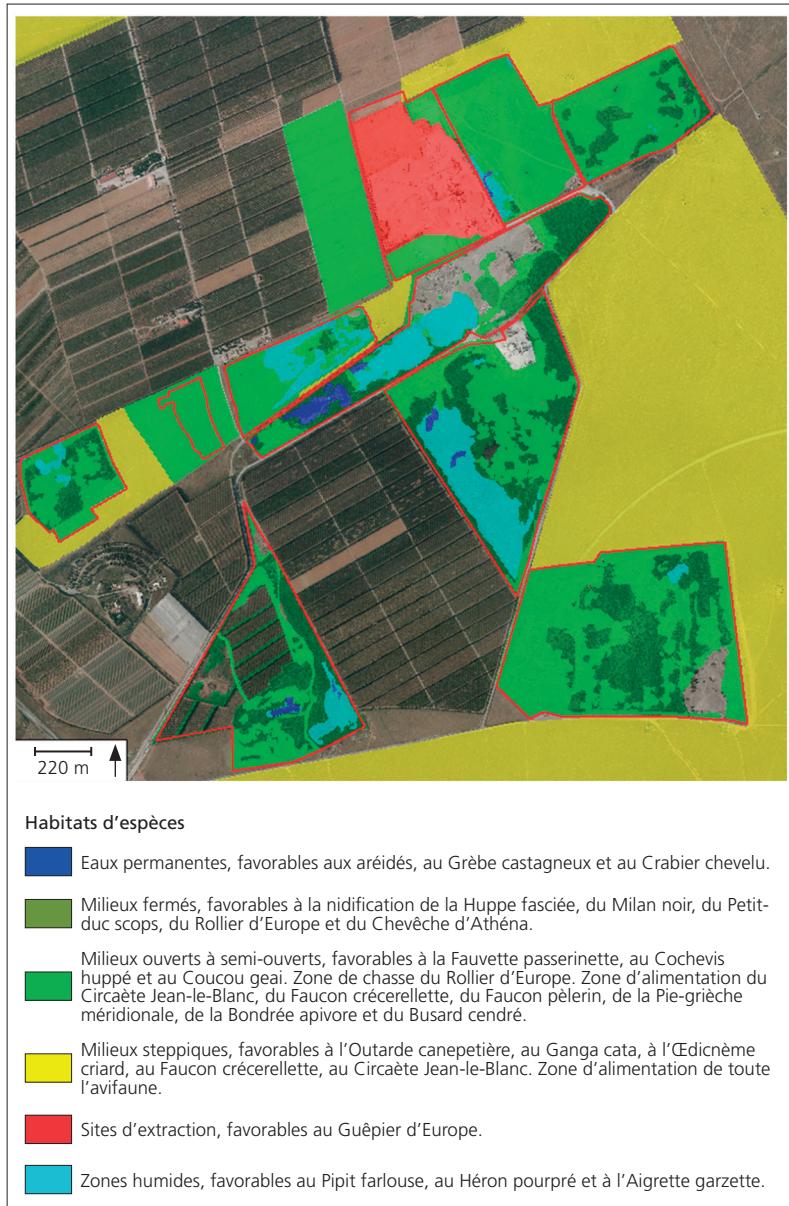


Figure 4 – Cartographie des habitats favorables à l'avifaune patrimoniale dans la zone d'études des anciennes carrières et de la steppe de référence dans le sud-est de Crau (Bouches-du-Rhône, France).

Tableau 6 – Bilan des enjeux écologiques de l'avifaune avérée sur la zone d'étude.

Espèce ou entité	Interactions habitats/espèces	Statut biologique, utilisation du site, sur la zone d'étude	Listes rouges			Plan national d'actions	Enjeu local de conservation
			UICN	UICN monde	PACA France		
Circaète Jean-le-Blanc <i>Circaetus gallicus</i> (Gmelin, 1788)	Mieux ouverts : alimentation	Migration et alimentation	LC	LC	LC	PN3, DO1, BO2, BE2	Fort
Crabe chevelu <i>Ardeola ralloides</i> (Scopoli, 1769)	Lacs marécageux, étangs aux eaux peu profondes	Halte migratoire	LC	NT	VU	PN3, DO1, Accord AEWA, BE2	Fort
Faucon crécerellette <i>Falco naumanni</i> (Fleischer, 1818)	Mieux ouverts : alimentation	Npr	VU	VU	VU	PN3, DO1, BO1, BO2, BE2	Fort
Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> (Tunstall, 1771)	Mieux ouverts : alimentation	Migration et alimentation	LC	LC	EN	PN3, DO1, BO2, BE2	Fort
Héron pourpré <i>Ardea purpurea</i> (Linnaeus, 1766)	Zones humides aux eaux peu profondes : alimentation	Migration et alimentation	LC	LC	EN	PN3, DO1, Accord AEWA, BO2, BE2, BE3	Fort
Édincème criard <i>Burhinus oedicnemus</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation et nidification	Npro	LC	NT	NT	PN3, DO1, BO2, BE2	Fort
Outarde canepetière <i>Tetrao tetrix</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation et nidification	Nprox (Steppe)	NT	VU	NT	PN3, DO2, BE2, BE3	Oui Fort
Pie-grièche méridionale <i>Lanius meridionalis</i> (Temminck, 1820)	Habitats semi-ouverts : alimentation	Halte migratoire	LC	VU	EN	PN3, BE2	En cours Fort de rédaction
Aigrette garzette <i>Egretta garzetta</i> (Linnaeus, 1766)	Zones d'eaux peu profondes	Hivernage	LC	LC	LC	PN3, DO1, Accord AEWA, BE2, BE3	Modéré
Bondrée apivore <i>Pernis apivorus</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts avec bosquets à proximité de lieux humides	Repos/Nalim	LC	LC	LC	PN3, DO1, BO2, BE2	Modéré
Busard cendré <i>Circus pygargus</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts : alimentation	Migration	LC	VU	CR	PN3, DO1, BO2, BE3	Modéré
Busard Saint-Martin <i>Circus cyaneus</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts : alimentation	Hivernage	LC	LC	NA	PN3, DO1, BO2, BE3	Modéré
Chevêche d'Athéna <i>Athene noctua</i> (Scopoli, 1769)	Mieux ouverts : alimentation	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2	Oui Modéré
Cocheris huppé <i>Galerida cristata</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts : alimentation et nidification	Npr	LC	LC	VU	PN3, BE3	Modéré
Coucou geai <i>Clamator glandarius</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux arbustifs/boisés dans nids de pie bavarde : nidification	Npr	LC	NT	VU	PN3, BE2	Modéré
Fauvette passerine <i>Sylvia cantillans</i> (Pallas, 1764)	Mieux semi-ouverts : alimentation en halte migratoire	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, BE2	Modéré
Gobemouche noir <i>Ficedula hypoleuca</i> (Pallas, 1764)	Forêts claires, parcs, jardins	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, BO2, BE2	Modéré
Grèbe castagneux <i>Tachybaptus ruficollis</i> (Pallas, 1764)	Étangs, mares à végétation fournie	Passage	LC	LC	LC	PN3, Accord AEWA, BE2, BE3	Modéré

Espèce ou entité	Interactions habitats/espèces	Statut biologique, utilisation du site, sur la zone d'étude	Listes rouges			Plan national d'actions	Enjeu local de conservation
			UICN	UICN monde	PACA France		
Guêpier d'Europe <i>Merops apiaster</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts : alimentation Fronts de taille : nidification	Nalim/Npr	LC	LC	LC	PN3, BO2, BE2	Modéré
Huppe fasciée <i>Upupa epops</i> (Linnaeus, 1758)	Cavités (talus, arbres, murets, etc.) : nidification Habitats ouverts : alimentation	Nc	LC	LC	LC	PN3, BE3	Modéré
Linotte mélodieuse <i>Carduelis cannabina</i> (Linnaeus, 1758)	Mosaïque habitats arbustifs/ouverts : alimentation en halte migratoire	Hivernage	LC	VU	VU	PN3, BE2	Modéré
Martinet à ventre blanc <i>Tachymarptis melba</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts : alimentation	Migration	LC	LC	LC	PN3, BE2	Modéré
Milan noir <i>Milvus migrans</i> (Boddart, 1783)	Habitats boisés : nidification Habitats ouverts : alimentation	Nc	IC	IC	IC	PN3, DO1, BO2, BE2	Modéré
Petit-duc scops <i>Otus scops</i> (Linnaeus, 1758)	Arbres à cavités : nidification Habitats ouverts : alimentation	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2	Modéré
Pipit rousseoline <i>Anthus campestris</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation et nidification	Npr	LC	LC	VU	PN3, DO1, BE2	Modéré
Pouillot siffleur <i>Phylloscopus sibilatrix</i> (Bechstein, 1793)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Halte migratoire	LC	VU	DD	PN3, BE2	Modéré
Rollier d'Europe <i>Coracias garrulus</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation	Nalim	NT	NT	NT	PN2, DO1, BO2, BE2	Modéré
Alouette des champs <i>Alauda arvensis</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts : alimentation et nidification	Npr	LC	LC	LC	DO2, BE3	Faible
Alouette lulu <i>Lullula arborea</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation et nidification	Hivernage	LC	LC	LC	PN3, DO1, BE3	Faible
Bouscarle de Cetti <i>Cettia cetti</i> (Temminck, 1820)	Roselières	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2	Faible
Bruant poyer <i>Emberiza calandra</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux semi-ouverts	Npr	LC	NT	NT	PN3, BE3	Faible
Buse variable <i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux boisés : nidification Mieux ouverts : alimentation	Npr	LC	LC	LC	PN3, BO2, BE2	Faible
Chardonneret élégant <i>Carduelis carduelis</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux boisés, campagne cultivée	Npo	LC	LC	LC	PN3, BE2	Faible
Choucas des tours <i>Corvus monedula</i> (Linnaeus, 1758)	Aménagements anthropiques ou bosquets de feuillus	Npo	LC	LC	LC	PN3, DO2,	Faible
Cygne tuberculé <i>Cygnus olor</i> (Gmelin, 1803)	Lacs avec roselières	Halte migratoire	LC	NA	LC	PN3, DO2, BO2, Accord AEWA, BE3	Faible
Coucou gris <i>Cuculus canorus</i> (Linnaeus, 1758)	Éclectique : régions boisées, cultivées, marais...	Npo	IC	IC	IC	PN3, BE3	Faible
Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux arbustifs/boisés : alimentation et migration	Migration	LC	LC	LC	PN3-PN6, BO2, BE2	Faible
Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux boisés : nidification Mieux ouverts : alimentation	Npr	LC	LC	LC	PN3, BO2, BE2	Faible
Fauvette mélanocéphale <i>Sylvia melanocephala</i> (Gmelin, 1789)	Mieux semi-ouverts à boisés	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2	Faible

Espèce ou entité	Interactions habitats/espèces	Statut biologique, utilisation du site, sur la zone d'étude		Listes rouges			Statut de protection	Plan national d'actions	Enjeu local de conservation
		UICN monde	UICN France	PAC	PACA				
Fauvette griselette <i>Sylvia communis</i> (Latham, 1787)	Mieux semi-ouverts : alimentation en halte migratoire	Halte migratoire	LC	NT	NT	PN3, BE2			Faible
Gobemouche gris <i>Muscicapa striata</i> (Pallas, 1764)	Mosaïque habitats arbustifs/ouverts : alimentation en halte migratoire	Halte migratoire	LC	VU	VU	PN3, BO2, BE2			Faible
Goéland leucophée <i>Larus michahellis</i> (Naumann, 1840)	Zones humides : alimentation	Passage	LC	LC	LC	PN3, BE3			Faible
Grosbec casse-noyaux <i>Coccothraustes coccothraustes</i> (Linnaeus, 1758)	Forêts de feuillus et mixtes ou vergers	Npo	LC	LC	NA	PN3, BE2			Faible
Héron cendré <i>Ardea cinerea</i> (Linnaeus, 1758)	Zones humides aux eaux peu profondes : alimentation Bois proches de l'eau : nidification	Alimentation	LC	LC	LC	PN3, Accord AEWA, BE3			Faible
Hirondelle rustique <i>Hirundo rustica</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts : alimentation	Nalim	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Martinet noir <i>Apus apus</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux ouverts : alimentation espèce ubiquiste	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Mésange charbonnière <i>Parus major</i> (Linnaeus, 1758)	Mieux semi-ouverts	Npo	LC	LC	LC	PN3, BE3			Faible
Moineau domestique <i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Npo	LC	LC	LC	PN3			Faible
Pic épeiche <i>Dendrocopos major</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Npo	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Pic épeichette <i>Dendrocopos minor</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Npo	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Pic vert <i>Picus viridis</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats semi-ouverts : alimentation	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, DO1, BE2			Faible
Pie-grièche écorcheur <i>Lanius collurio</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, BE3			Faible
Pinson des arbres <i>Fringilla coelebs</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Pipit des arbres <i>Anthus trivialis</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Pouillot véloce <i>Phylloscopus collybita</i> (Vieillot, 1887)	Habitats semi-ouverts : alimentation et nidification	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Rossignol philomèle <i>Luscinia megarhynchos</i> (Brehm, 1831)	Habitats semi-ouverts : alimentation et nidification	Npo	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Rougequeue à front blanc <i>Phoenicurus phoenicurus</i> (Linnaeus, 1758)	Mosaïque habitats arbustifs/ouverts : alimentation en halte migratoire	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Rougequeue noir <i>Phoenicurus ochruros</i> (Gmelin, 1774)	Mosaïque habitats arbustifs/ouverts : alimentation en halte migratoire	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2			Faible
Tarier des prés <i>Saxicola rubetra</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation en halte migratoire	Halte migratoire	LC	VU	VU	PN3, BE2			Faible
Tarier pâtre <i>Saxicola torquatus</i> (Linnaeus, 1766)	Mosaïque habitats arbustifs/ouverts : alimentation en halte migratoire	Halte migratoire	LC	VU	VU	PN3, BE2			Faible

Espèce ou entité	Interactions habitats/espèces	Statut biologique, utilisation du site, sur la zone d'étude			Listes rouges			Plan national d'actions	Enjeu local de conservation
		UICN monde	UICN France	PACA	Statut de protection				
Traquet motteux <i>Oenanthe oenanthe</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation en halte migratoire	Halte migratoire	LC	NT	LC	PN3, BE2		Faible	
Canard colvert <i>Anas platyrhynchos</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux variés : étangs, lacs, marais boisés	Npr			LC	LC	DO2-DO3, Accord AEWA, BE2		Nul
Cornuelle noire <i>Corvus corone</i> (Linnaeus, 1758)	Forêts claires, fourrés, cultures...	Npr			LC	LC	DO2, BE3		Nul
Étourneau sansonnet <i>Sturnus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	Campagne cultivée, parcs, jardins, bois, agglomérations.	Npo			LC	LC	LC	DO2	Nul
Faisan de colchide <i>Phasianus colchicus</i> (Linnaeus, 1758)	Terres cultivées avec bosquets	Npr			LC	LC	LC	DO2-DO3, BE3	Nul
Foulque macroule <i>Fulica atra</i> (Linnaeus, 1758)	Étangs, lacs peu profonds à végétation dense	Npr			LC	LC	LC	DO2-DO3, Accord AEWA, BO2, BE3	
Gallinule poule-d'eau <i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)	Petits lacs, étangs, mare à végétation dense	Npr			LC	LC	LC	DO2-DO3, Accord AEWA, BE3	
Perdrix rouge <i>Alectoris rufa</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation et nidification	Npr			LC	LC	VU	PN4, DO2-DO3, BE3	
Pie bavarde <i>Pica pica</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Nc			LC	LC	LC	DO2	Nul
Pigeon ramier <i>Columba palumbus</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés : alimentation et nidification	Npo			LC	LC	LC	DO2-DO3	Nul

Statut de protection :

- Protection nationale : liste nationale des oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, arrêté du 29 octobre 2009 (publié au JO du 5 décembre 2009) ;
- PN3 = espèce et son habitat protégé ; PN4 = espèce protégée sans son habitat ;
- DO1/DO2/DO3 : espèce d'intérêt communautaire, inscrite à l'annexe I, II ou III de la directive Oiseaux CE 79/409 ;
- BO2 : espèce inscrite à l'annexe II de la convention de Bonn (1979) ;
- BE2/BE3 : espèce inscrite à l'annexe II ou III de la convention de Berne (1979).

Statut biologique

- Npo : nicheur possible ;
- Npr : nicheur probable ;
- Nc : nicheur certain ;
- Nalim : nicheur hors de la zone d'étude exploitée pour l'alimentation ;
- Nprox : nicheur à proximité ;
- Migr : migrateur (total ou partiel).

Listes rouges :

- CR : en danger critique d'extinction ;
- EN : en danger ;
- VU : vulnérable ;
- NT : quasi menacée (espèces proches du seuil des espèces menacées ou qui pourraient être menacées si des mesures de conservation spécifiques n'étaient pas prises) ;
- LC : préoccupation mineure (espèce pour laquelle le risque de disparition de France est faible) ;
- DD : données insuffisantes (espèce pour laquelle l'évaluation n'a pu être réalisée faute de données suffisantes) ;
- NA : non applicable.

Mammifères

Une liste de dix espèces de mammifères dont la présence est avérée a pu être dressée après les inventaires faunistiques de la zone d'étude (tableau 7). Cette dernière constitue une forte potentialité au niveau local pour les chiroptères. Six espèces de chiroptères protégées ont pu y être recensées. Parmi celles-ci trois espèces protégées à faible enjeu local de conservation et trois espèces protégées à fort enjeu local ont été vues au sein de la zone d'étude en transit et en chasse. Elles ont colonisé les anciennes carrières dont

les habitats leur offrent de véritable zone de chasse (milieux ouverts, mares et plans d'eau) et de gîtes potentiels (bâti, arbres à cavité) pour la parturition et l'hibernation.

Concernant les mammifères terrestres, quatre espèces ont pu être recensées : le Blaireau européen, le Renard roux, le Lièvre ibérique et le Lapin de Garenne. La présence de fourrés est favorable pour la plupart de la méso-faune observées par les abris qu'ils confèrent. De plus, le fait que la zone d'étude soit encaissée lui confère également une fonction de refuge pour ces espèces.

Tableau 7 – Bilan des enjeux écologiques des mammifères avérés sur la zone d'étude.

Espèce ou entité	Interactions habitats/espèces	Listes rouges		Statut de protection	Plan national d'actions	Enjeu local de conservation
		UICN	UICN monde France			
Minioptère de Schreibers <i>Miniopterus schreibersii</i> (Kuhl, 1817)	Milieux ouverts et lisières (chasse) Bâti : gîte	NT	VU	PN2, DH2, DH4, BO2, BE2	Oui	Fort
Murin à oreilles échancrées <i>Myotis emarginatus</i> (Geoffroy, 1806)	Milieux ouverts, semi-ouverts et lisières (chasse) Bâti : gîte	LC	LC	PN2, DH2, DH4, BO2, BE2	Oui	Fort
Petit murin <i>Myotis blythii</i> (Tomes, 1857)	Milieux ouverts, semi-ouverts et lisières (chasse) Bâti : gîte	LC	NT	PN2, DH2, DH4, BO2, BE2	Oui	Fort
Pipistrelle commune <i>Pipistrellus pipistrellus</i> (Schreber, 1774)	Espèce ubiquiste Bâti : gîte	LC	LC	PN2, DH4, BO2, BE3	Oui	Faible
Pipistrelle de Kuhl <i>Pipistrellus kuhlii</i> (Kuhl, 1817)	Espèce ubiquiste Bâti : gîte	LC	LC	PN2, DH4, BO2, EUROBATS ANN. 1, BE2	Oui	Faible
Molosse de Cestoni <i>Tadarida teniotis</i> (Rafinesque, 1814)	Milieux ouverts, semi-ouverts et lisières (chasse) Bâti : gîte	LC	LC	PN2, DH4, BO2, EUROBATS ANN. 3, BE2	Oui	Faible
Renard roux <i>Vulpes vulpes</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats fermés : reproduction Habitats semi-ouverts : alimentation	LC	LC			Faible
Blaireau européen <i>Meles meles</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats fermés, forêts de feuillages : reproduction Habitats semi-ouverts : alimentation	LC	LC	BE3		Nul
Lapin de garenne <i>Oryctolagus cuniculus</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts : alimentation Talus : terriers, reproduction	NT	NT			Nul
Lièvre ibérique <i>Lepus granatensis</i> (Rosenhauer, 1856)	Habitats ouverts, semi-ouverts ou boisés : alimentation	LC	LC	BE3		Nul

Statut de protection :

- Protection nationale : liste nationale des mammifères terrestres protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, arrêté du 23 avril 2007 ;
PN2 = espèce et son habitat protégé ; PN3 = espèce protégée sans son habitat ;
- DH2 : espèces d'intérêt communautaire strictement protégées sur l'ensemble du territoire européen dont la conservation nécessite la désignation de Zones spéciales de conservation (habitats d'espèces) ;
- DH4 : espèces d'intérêt communautaire strictement protégées sur l'ensemble du territoire européen ;
- BO2 : espèce inscrite à l'annexe II de la convention de Bonn (1979) ;
- BE2/BE3 : espèce inscrite à l'annexe II ou III de la convention de Berne (1979).

Listes rouges :

- CR : en danger critique d'extinction ;
- EN : en danger ;
- VU : vulnérable ;
- NT : quasi menacée (espèces proches du seuil des espèces menacées ou qui pourraient être menacées si des mesures de conservation spécifiques n'étaient pas prises) ;
- LC : préoccupation mineure (espèce pour laquelle le risque de disparition de France est faible) ;
- DD : données insuffisantes (espèce pour laquelle l'évaluation n'a pu être réalisée faute de données suffisantes) ;
- NA : non applicable.

Insectes

La zone d'étude possède de grandes potentialités pour l'entomofaune. Malgré une très faible pression d'échantillonnage faute de campagnes d'échantillonnages spécifiques (pièges Barber, chasse au filet, etc.), quelques espèces de rhopalocères ont pu être identifiées et une espèce protégée d'orthoptère présentant un enjeu local modéré de conservation (tableau 8). Il s'agit de la Magicienne dentelée (*Saga pedo*). Elle utilise les friches arbustives peu denses avec une strate arborée quasi-absente présentes dans les fonds de carrières comme habitat lui offrant abris, postes d'affût et proies en abondance, et ainsi y effectue l'ensemble de son cycle (Chinery *et al.* 2012). Ce type d'habitat est largement représenté dans la zone d'étude et peut ainsi jouer un rôle important pour la conservation de l'espèce à l'échelle locale.

Discussion

Une diversité d'habitats néoformés, divergences et convergences avec l'écosystème historique

L'exploitation de carrières a pour effet de fortes contraintes, pressions et impacts sur l'environnement (bruit, poussières, fragmentation des habitats, modification de la circulation et la qualité des eaux superficielles et souterraines, impact visuel, pollution de l'air, du sol, épuisement des ressources non renouvelables, etc.) (Al-Awadhi 2001 ; Bétard 2011 ; Chenot *et al.* 2018 ; El-Taher *et al.* 2016 ; Fugiel *et al.* 2017 ; Mouffis *et al.* 2008 ; OECD 2012). L'un des impacts les plus négatifs et des plus perceptibles concerne la destruction directe des milieux naturels dans le cas des carrières à ciel ouvert et, par conséquent la perte corrélative de la biodiversité associée à l'écosystème de référence. En plaine de Crau, l'exploitation des carrières par extraction de matériaux alluvionnaires sur

Tableau 8 – Bilan des enjeux écologiques des insectes avérés sur la zone d'étude.

Espèce ou entité	Interactions habitats/espèces	Listes rouges			Statut de protection	Enjeu local de conservation
		UICN monde	UICN France	PACA		
Magicienne dentelée <i>Saga pedo</i> (Pallas, 1771)	Friche arbustive : alimentation et repos Zone de sol nu : ponte	VU	LC	-	PN2, DH4, BE2	Modéré
Mégère <i>Lasiomma megera</i> (Linnaeus, 1767)	Milieux ouverts et lisières : habitats Poaceae : plantes hôtes	LC	LC	LC		Faible
Azuré commun <i>Polyommatus icarus</i> (Rottemburg, 1775)	Milieux ouverts et semi-ouverts : habitats Fabaceae : plantes hôtes	LC	LC	LC		Faible
Cuivré commun <i>Lycaena phlaeas</i> (Linnaeus, 1761)	Milieux ouverts : habitats Rumex : plantes hôtes	LC	LC	LC		Faible
Marbré-de-vert <i>Pontia daplidice</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux ouverts : habitats Résédas et Brassicaceae : plantes hôtes	LC	LC	LC		Faible
Belle-Dame <i>Vanessa cardui</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux ouverts : habitats Chardons et mauves : plantes hôtes	LC	LC	LC		Faible
Machaon <i>Papilio machaon</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux ouverts : habitats Apiaceae et Rutaceae : plantes hôtes	LC	LC	LC		Faible

Statut de protection :

- Protection nationale : liste nationale des insectes protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, arrêté du 23 avril 2007 ;
- PN2 = espèce et son habitat protégé ; PN3 = espèce protégée sans son habitat ;
- DH2 : espèces d'intérêt communautaire strictement protégées sur l'ensemble du territoire européen dont la conservation nécessite la désignation de Zones spéciales de conservation (habitats d'espèces) ;
- DH4 : espèces d'intérêt communautaire strictement protégées sur l'ensemble du territoire européen ;
- BO2 : espèce inscrite à l'annexe II de la convention de Bonn (1979) ;
- BE2/BE3 : espèce inscrite à l'annexe II ou III de la convention de Berne (1979).

Listes rouges :

- CR : en danger critique d'extinction ;
- EN : en danger ;
- VU : vulnérable ;
- NT : quasi menacée (espèces proches du seuil des espèces menacées ou qui pourraient être menacées si des mesures de conservation spécifiques n'étaient pas prises) ;
- LC : préoccupation mineure (espèce pour laquelle le risque de disparition de France est faible) ;
- DD : données insuffisantes (espèce pour laquelle l'évaluation n'a pu être réalisée faute de données suffisantes) ;
- NA : non applicable.

des profondeurs de 3 à 9 mètres entraîne une destruction directe du substrat. Ceci modifie également la topographie de la zone d'étude en formant de véritables fosses d'un point de vue paysager (Raška *et al.* 2017). En effet, la Crau est une vaste plaine plate, propice à de nombreuses espèces faunistiques qui ont besoin de larges étendues planes pour leur zone d'alimentation, de chasse et de refuge (Wolff *et al.* 2015). Ainsi l'ouverture de carrières a entraîné la destruction d'habitats patrimoniaux, de la *Steppe de Crau*, habitat d'intérêt communautaire prioritaire (Code EUNIS E1.312), est caractérisée par un effet du pâturage extensif depuis plusieurs milliers d'années (Badan *et al.* 1995 ; Henry 2009). Malgré une physionomie similaire à la steppe de Crau, les pelouses xériques méditerranéennes observées dans les anciennes carrières n'ont pas connu la même histoire que la steppe environnante. Dans la zone d'étude, cette pelouse ne date que de l'abandon du site par l'exploitant de carrière, et ce, il y a près de 35 ans en 2015 (date de l'étude). C'est d'ailleurs pourquoi les cortèges de ces pelouses xériques méditerranéennes sont en grande partie composés d'espèces moins typiques que celles de la steppe de Crau, et plus communes et pionnières des espaces remaniés. C'est le cas du Faux-Millet (*Oloptum miliaceum* (L.) Röser & Hamasha, 2012), de la Vipérine commune (*Echium vulgare* L., 1753), du Plantain lancéolé (*Plantago lanceolata* L., 1753), de la Ronce (*Rubus ulmifolius* Schott, 1818), très abondante, ou encore de l'Inule visqueuse (*Dittrichia viscosa* (L.) Greuter, 1973).

Mais si l'exploitation de carrières peut être un facteur de perte de biodiversité par rapport à l'écosystème historique, elle peut également être source de gain avec un apport écologique non négligeable (Bétard 2011). En effet, cette étude montre que les anciennes carrières fonctionneraient aujourd'hui comme un refuge écologique pour de nombreuses espèces animales et végétales, dont certaines possèdent une forte valeur patrimoniale, et ce, corrélé à la diversité des habitats (Baranová *et al.* 2015 ; Bogusch *et al.* 2016). Une véritable mosaïque d'habitats néoformés, aussi divers que variés (milieux ouverts, semi-ouverts, fermés, zones humides, etc.) est présente 35 ans après l'abandon des carrières. Cette diversité des habitats peut être corrélée à son tour à celle des différents substrats édaphiques et de la battance de la nappe phréatique. En effet, l'exploitation en profondeur des carrières a entraîné l'affleurement de la nappe

par endroits et par conséquent, la création de zones humides temporaires (12 % de la surface des anciennes carrières) ou permanentes (1 %). Par ailleurs différents substrats ont pu y être recensés, de types autochtones (transfert de sol) ou allochtones (remblais et déblais) (Chenot *et al.* 2018). Cette diversité est alors à l'origine de l'importante mosaïque d'habitats rencontrés dont certains présentent un enjeu local de conservation. À noter que ces enjeux concernent principalement les habitats de zones humides ou ceux se développant sur des remblais et déblais allochtones. Les habitats semblables à la steppe de Crau que sont les pelouses xériques méditerranéennes ne présentent pas d'enjeu local de conservation du fait de leur état dégradé et de leurs faibles surfaces par rapport à la steppe de Crau. Bien que totalement différents de l'écosystème de référence, nos résultats montrent que certains habitats néoformés peuvent être aussi intéressants pour certains compartiments étudiés comme la faune et la flore.

Un riche patrimoine faunistique lié à la diversité des habitats néoformés

La steppe de Crau est largement connue pour abriter une faune patrimoniale, principalement ornithologique, présentant un intérêt particulier pour les gestionnaires de l'environnement ce qui lui a valu sa classification en Réserve Naturelle Nationale en 2001 (Buisson & Dutoit 2006 ; Tatin *et al.* 2013). L'activité extractrice a entraîné la destruction de l'écosystème historique et par conséquent de sa biodiversité associée (Heneberg *et al.* 2016 ; Tatin *et al.* 2013). En effet, le Ganga cata (*Pterocles alchata* L. 1758) dont l'aire de répartition nationale se concentre uniquement sur la plaine de Crau n'a pas été recensé dans les anciennes carrières où son habitat de prédilection n'est pas présent. Cette espèce requiert en effet de grandes étendues de végétation rase, de paysages dégagés qui ne sont pas présents dans les anciennes carrières en raison de la topographie des paysages engendrée par l'exploitation des carrières à ciel ouvert (présence de front de taille). Les carrières de la zone d'étude ont entraîné la fragmentation de l'habitat du Ganga cata, de l'Outarde canepetière (*Tetrax tetrax* L. 1758) ou encore de l'Oedicnème criard (*Burhinus oedicnemus* L. 1758), bien que ces deux derniers aient été également recensés dans les anciennes carrières réhabilitées dont la superficie dépassait les 40 hectares. Cependant les

anciennes carrières peuvent abriter une nouvelle biodiversité aussi diversifiée et intéressante en lien avec l'hétérogénéité des habitats néoformés. Ces carrières peuvent alors concentrer une fraction importante de la biodiversité régionale (Cucherousset *et al.* 2008). Par exemple, les nouveaux habitats humides abritent un cortège d'espèces habituellement absent de la steppe de référence. En effet, les inventaires ont révélé une diversité batrachologique non négligeable avec quatre espèces, représentant près de 20 % du cortège d'amphibiens de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Ce résultat est également observable au niveau de la richesse avifaunistique. En effet, la zone d'étude est composée d'une alternance entre habitats ouverts-fermés et habitats secs-humides. Ces caractéristiques offrent donc une diversité de niches écologiques favorables à la nidification de nombreuses espèces et des habitats favorables au passage d'autres espèces. Chacune de ces espèces est inféodée à des habitats spécifiques présents dans les carrières.

C'est l'alternance entre les milieux ouverts (pelouses d'affinités steppiques) et les zones arbustives, voire boisées, qui diversifie la structuration verticale de la végétation, jouant ainsi un rôle fondamental sur la richesse avifaunistique de l'écosystème (Blanc 2003 ; Blondel 1975). De plus, la présence de zones humides (étangs, plans d'eau au niveau des excavations les plus profondes, mares temporaires en lien avec la battance de la nappe phréatique, roselières) dans les anciennes carrières est un élément favorable à l'expression d'une biodiversité renouvelée et originale (Bétard 2011 ; Søndergaard *et al.* 2018) par rapport à la monotonie de la végétation steppique qui couvre encore 10 500 ha en Crau (Beltrando 2015 ; Gaignard 2003). En effet, ces espaces présentent des zones de refuge pour la faune menacée et constituent ainsi de nouvelles zones humides pour les espèces d'intérêt pour la conservation, notamment les libellules, les amphibiens et les oiseaux (Chester & Robson 2013 ; INULA 2014, 2013 ; Santoul *et al.* 2009). En tant qu'habitats alternatifs de milieux humides, les plans d'eau sont attrayants pour les oiseaux d'eau en assurant la connectivité entre de grandes zones humides naturelles et/ou artificielles séparées dans l'espace (Santoul *et al.* 2009). Elles peuvent alors servir de haltes migratoires pour la majorité des espèces aviaires qui y trouvent refuge, tranquillité et nourriture ou habitats pour les espèces qui vont

s'y reproduire (Day *et al.* 2017). Les eaux peu profondes avec une riche végétation riveraine sont très importantes pour de nombreuses espèces migratrices, comme le Grèbe castagneux (*Tachybaptus ruficollis* Pallas, 1764), ou, lorsque le poisson est abondant, le Héron pourpré (*Ardea purpurea* L., 1766). La présence de végétation riveraine, telles que les Phragmites, apporte à la fois nourriture, abris pour le Héron cendré (*Ardea cinerea* L., 1758) et l'Aigrette garzette (*Egretta garzetta* L., 1766), et peuvent constituer des aires de reproduction et de repos pour les Gallinules poules d'eau (*Gallinula chloropus* L., 1758) et Foulques macroules (*Fulica atra* L., 1758) recensées dans les anciennes carrières (INULA 2013).

D'autres espèces sont inféodées à ces zones humides comme le Crapaud Calamite (*Epidalea calamita* Laurenti, 1768), espèce emblématique des carrières. Cette dernière profite des activités industrielles d'extraction par la création de nouveaux habitats (Puissauve *et al.* 2015) favorables à la réalisation de son cycle de vie, en particulier par l'amélioration de l'habitat et de la reproduction (Unicem 2001). Dans les carrières de la plaine de Crau, elle retrouve son habitat favorable avec des mares temporaires se réchauffant rapidement et s'asséchant régulièrement du fait de la battance de la nappe (Puis sauve *et al.* 2015), même s'il a été observé un nombre conséquent de mortalité d'œufs et têtards lors d'un assèchement prématuré en période sèche. L'espèce est souvent contactée en carrières en lien avec sa stratégie de reproduction (très longue période de reproduction, quantité importante d'œufs pondus et vitesse rapide de développement des larves) (INULA 2014). Les carrières offrent des mosaïques d'habitats très favorables au Crapaud calamite. La présence de grandes superficies de sol nu favorise le maintien et le développement de l'espèce en augmentant sa diversité génétique (Flavenot *et al.* 2015). Des espaces de sols nus peu végétalisés tels que les garrigues et pelouses écorchées, tout comme les pelouses sèches de la Crau aux environs immédiat des carrières offrent un large potentiel pour la phase terrestre des Crapauds calamite où la vitesse et la distance de déplacement ainsi que la perception et la chasse sont plus efficaces que dans des conditions de végétation dense (Denton & Beebee 1994 ; Stevens *et al.* 2005). Les plans d'eau pionniers souvent très jeunes, oligotrophes et temporaires, offrent des sites de reproduction optimaux à cette

espèce pour sa phase aquatique. Par ailleurs, les blocs de poudingues, les galets en surface ou la matrice sableuse des sols offrent des sites de refuge et d'habitat idéals pour cette espèce (Denton & Beebee 1994). Le déclin général des populations de Crapaud calamite à travers l'Europe est en grande partie dû à la perte dramatique de son habitat de reproduction, qui force cette espèce à coloniser des environnements de substitution tels que les carrières, les chantiers de construction ou les zones portuaires (Rannap *et al.* 2007 ; Stevens *et al.* 2006). De nombreuses études ont déjà mis en avant la valeur de la conservation des carrières pour les espèces pionnières telles que cette dernière (Flaventot *et al.* 2015 ; INULA 2014). En effet, ce sont des espèces très vulnérables dont la présence et les fluctuations d'effectifs sont liées à l'évolution des habitats (nappe de Crau plus basse, moins de secteurs temporairement inondés, fermeture des milieux dans les carrières sans gestion) (Lescure & Massary 2012). La protection des zones humides le long du continuum d'hydro-période au niveau du paysage peut donc être essentielle au maintien et à la conservation des populations d'amphibiens (Karraker & Gibbs 2009).

En plus d'offrir des abris pour la phase terrestre des amphibiens, l'environnement caillouteux (blocs de poudingues, Peyrosols, remblais et déblais) du site offre aussi des niches propices pour que les reptiles prospèrent dans ces sites (Lameed & Ayodele 2010). Ces milieux leur offrent des conditions optimales pour leur thermorégulation (Carrascal *et al.* 1989 ; Martín & López 1990). De plus, la mosaïque d'habitats présents dans les carrières leur apporte également protection contre les prédateurs et plus de possibilités pour la recherche de nourriture. Le Psammodrome d'Edward (*Psammodromus edwarsianus*) va trouver refuge et habitat dans les terrains buissonneux parmi les garrigues, cistaines et ronciers qui se développent dans les anciennes carrières tout comme la Couleuvre de Montpellier (Carrascal *et al.* 1989 ; Kwet 2009 ; Martín & Lopez 2002). Le Psammodrome d'Edward trouve son habitat de prédilection dans les anciennes carrières où les terrains sont secs à végétation éparses, bien drainés, terreux sablonneux ou caillouteux. Cela correspond pleinement aux sites où il n'y a eu aucune réhabilitation ou bien où il y a eu dépôt de remblais et déblais. Cette espèce est très sensible à l'expansion du couvert forestier qui entraîne une diminution drastique de son

habitat et menace la présence de cette espèce sur les sites (Lescure & Massary 2012). La gestion pastorale des anciennes carrières, grâce à la remise en place du pâturage ovin en troupeaux permet le maintien de certaines zones ouvertes et par conséquent la conservation des espèces qui leur sont inféodées, comme ça l'est dans la steppe de Crau où cette espèce est présente

Suite à l'arrêt de l'exploitation, les habitats néoformés se sont développés et ont permis l'installation d'une faune inféodée à ces milieux. Ce constat a déjà été observé dans divers types de carrières et ceci, pour de nombreux groupes faunistiques : orthoptères, coléoptères, avifaune, herpétofaune, etc. Cette étude renforce ce constat : les nouveaux écosystèmes résultant de l'activité minière présentent de larges intérêts écologiques en termes de biodiversité (Baranová *et al.* 2015 ; Bogusch *et al.* 2016 ; Frochot 2002 ; Frochot & Godreau 1995 ; Lameed & Ayodele 2010 ; Lucas *et al.* 2014 ; Unicem 2001). Cela peut s'expliquer surtout par les caractéristiques des sites du fait de leur très forte hétérogénéité en termes de substrats et d'habitats. Les espèces recensées sont principalement liées à l'activité passée sur les sites : mis à nu des substrats favorisant les espèces pionnières, création de zones humides temporaires ou permanentes, etc. De plus, en lien avec l'absence de cadrage dans les arrêts d'exploitation et la remise en état des sites, cette étude démontre l'importance des activités informelles (dépôts de déblais ou remblais, exploitation à différentes profondeurs, etc.), pour fournir divers habitats et une biodiversité accrue dans un site post-minier (Rich *et al.* 2015). De ces observations, il en ressort une possible compatibilité entre activité des carrières et préservation de la biodiversité. C'est là toute l'originalité de ce travail : les carrières abandonnées constituent des sortes d'oasis de biodiversité qui ne sont que très peu présentes, voire absentes, de l'habitat originel. Cela soulève ainsi la question : quelle biodiversité voulons-nous ?

Statuts et mesures de gestion et de protection des carrières en Crau

Face au constat des potentialités écologiques non négligeables des anciennes carrières ou de leur simple appartenance foncière privilégiée, certaines carrières abandonnées sont aujourd'hui présentes dans des périmètres de zonage d'inventaires (ZNIEFF) ou

réglementaires (Natura 2000, Réserve naturelle). Ainsi une partie de la zone d'étude est comprise dans la Réserve naturelle nationale (RNN) des Coussouls de Crau, dans deux périmètres Natura 2000 et dans deux périmètres d'inventaires de type ZNIEFF (Zones naturelles d'intérêt écologique, faunistique et floristique) et toute la zone d'étude est comprise dans un Plan national d'actions (tableau 9).

La prise en compte de deux carrières et d'une partie d'une troisième dans le périmètre de la Réserve naturelle nationale est à l'origine purement d'ordre foncier ; néanmoins, elle apporte une protection réglementaire à ces zones (Wolff *et al.* 2015). Ce statut soustrait ces sites à toute intervention artificielle susceptible de les dégrader. Cette réglementation constitue un paradoxe par rapport à l'origine de ces milieux, totalement liés à l'activité passée. En revanche, elle permet de préserver ces nouveaux écosystèmes et leur biodiversité associée, au même titre que l'écosystème historique, la steppe de Crau, présente sur le territoire.

Certaines carrières ont été incluses dans le réseau Natura 2000 en tant que ZSC au même titre que la steppe de Crau, et tout l'ensemble des carrières abandonnées se situe dans le périmètre de la ZPS de Crau sèche. Ces sites sont désignés pour la rareté, la fragilité ou le caractère remarquable des espèces (végétales

et animales) ou des habitats naturels qu'ils abritent. Habituellement, ce sont les sites naturels qui se voient adresser un tel statut et peuvent entrer dans le réseau Natura 2000 (MEDD 2007). Cependant, de plus en plus de cas par cas sont étudiés et c'est pourquoi dans cette étude, c'est bien une ancienne carrière qui a été incluse au réseau, ce qui atteste de l'intérêt de ces sites pour la préservation de la faune, la flore et de leurs habitats.

Depuis 1985, juste après arrêt de l'exploitation, une carrière a été incluse dans une ZNIEFF de type 1 dénommée « Crau sèche » (n° 930020454) pour ces espaces remarquables avec la présence d'espèces rares ou menacées, de milieux relictuels et de diversité d'écosystèmes (Michaud, Beltra, Pires, *et al.* 2016). Cette même carrière est également incluse dans une ZNIEFF de type 2 (« Crau », n° 930012406) qui souligne ses riches potentialités écologiques (Michaud, Beltra, Vincent-Martin, *et al.* 2016). L'implantation de la carrière dans ces ZNIEFF est fondée sur la présence des habitats (de forêts galeries provençalanguedociennes à peupliers [Code EUNIS G1.312], de pelouses siliceuses ouest-méditerranéennes [Code EUNIS E1.811] et de communautés méditerranéennes annuelles des sols superficiels [Code EUNIS E1.313]) et des populations d'éléments patrimoniaux de faune et de flore (57 espèces déterminantes

Tableau 9 – Zonages inclus dans la zone d'étude des anciennes carrières abandonnées dans le sud de la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône, France).

Statut du périmètre	Nom du site	Type	Habitat(s) Espèce(s) d'intérêt communautaire	Distance avec le site d'étude
Réglementaire	FR3600152 « Réserve naturelle des Coussouls de Crau »	Réserve naturelle nationale	Bupreste de Crau, Criquet rhodanien, Lézard ocellé, Ganga cata, Outarde canepetière, Œdicnème criard, Alouette calandre, etc.	Incluse pour deux carrières
Natura 2000	FR9301595 « Crau centrale - Crau sèche »	Zone spéciale de conservation (ZSC)	6 habitats dont 2 prioritaires 1 espèce de poisson 4 espèces d'insectes 1 espèce de reptiles 9 espèces de chauves-souris	Incluse pour trois carrières et une partie d'une quatrième
	FR9310064 « Crau »	Zone de protection spéciale (ZPS)	31 espèces de milieux steppiques 14 migratrices régulières	Incluse pour l'ensemble des carrières
Inventaires ZNIEFF	n° 930020454 « Crau sèche »	ZNIEFF type I	57 espèces déterminantes (invertébrés et autres arthropodes, oiseaux, flore)	Incluse pour une carrière
	n° 930012406 « Crau sèche »	ZNIEFF type II	68 espèces déterminantes (invertébrés et autres arthropodes, reptiles, amphibiens, mammifères, oiseaux, flore)	Incluse pour une carrière
Documents d'orientation Protection de la biodiversité	-	Plan national d'actions	Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli en erratisme	Incluse pour l'ensemble des carrières

pour la ZNIEFF de type 1 et 68 espèces pour la ZNIEFF de type 2) soulignant ainsi la richesse écologique globale du secteur étudié (tableau 8).

Ces espaces aux différents statuts de protection attestent de la richesse du patrimoine naturel qui s'est installé dans les anciennes carrières et l'importance de leur préservation et de leur conservation. Il faut néanmoins considérer que les sites d'extraction ne sont pas tous propices à abriter une richesse biologique après la fin de leur exploitation. Ceci dépend des choix et des obligations dans les conditions d'exploitation, les lieux d'implantations ou encore les opérations de réhabilitations (retour à l'agriculture, réhabilitation d'espace « écologique », réhabilitation de l'écosystème préexistant, espace de loisir, en eau ou non, etc.). À l'heure actuelle, la Commission européenne suggère que la réparation de la dégradation de la biodiversité doit être réalisée par la restauration de l'état initial de l'environnement avant dégradation. Or il a été montré dans cette étude et dans bien d'autres auparavant qu'une forte biodiversité peut se mettre en place dans les sites de carrières en succession spontanée (ici 35 ans) (Bétard 2011 ; Bogusch *et al.* 2016 ; Unicem 2001). Ceci peut être mis en parallèle avec la difficulté actuelle de restaurer les écosystèmes dans leur ensemble vers leur état initial (Benayas *et al.* 2009 ; Moreno-Mateos *et al.* 2012). Il est donc important de plaider pour une meilleure évaluation de la valeur patrimoniale de la biodiversité qui se met en place pendant et potentiellement après l'abandon de l'extraction afin de prendre la meilleure décision au niveau des plans de restauration entre laisser-faire la dynamique naturelle des successions (restauration passive) ou réhabiliter activement et avec quel écosystème de référence (Heneberg *et al.* 2016). Par conséquent, une meilleure compréhension de la distribution de la diversité biologique et de sa dynamique naturelle dans les systèmes non naturels ou après arrêt des perturbations anthropiques pourrait faciliter l'adoption de solutions positives notamment pour la faune avec des coûts limités de restauration (remblayage, apports extérieurs de matériaux, de sols, intégration des mesures de conservation dès la phase d'exploitation comme la préservation de patchs non exploités ou micro-réserve, etc.) (Santoul *et al.* 2009).

Paradoxe entre fragmentation des habitats et connectivité écologique

D'un côté, les anciennes carrières ont entraîné la perte et la fragmentation de la steppe de Crau et de ses habitats inféodés aux espèces steppiques patrimoniales. La surface de l'écosystème historique régresse certes mais cela entraîne une hétérogénéité des habitats pouvant accueillir une biodiversité différente et par conséquent peut entraîner une augmentation de la biodiversité sur une aire biogéographique définie (biodiversité locale, régionale, etc.) (Fahrig 2003). Ces observations renforcent bien les dernières études comme quoi la perte de l'habitat ne doit pas systématiquement être associée à des impacts négatifs et décrite comme un facteur contribuant au déclin de la biodiversité (Fahrig 2017).

Ces mêmes anciennes carrières, constituant des « trous » dans la matrice de la steppe de Crau, peuvent également constituer des fragments isolés, ou pas japonais, éléments utiles pour la connectivité écologique à grande échelle pour certaines composantes de la biodiversité au sein de la matrice éco-paysagère du golfe de Fos. En effet, elles constituent d'après nos résultats, une halte migratoire pour une partie de l'avifaune. De plus, elles pourraient permettre une connectivité entre les zones humides qui bordent la plaine de Crau. Elles pourraient ainsi offrir à certaines espèces animales et végétales des possibilités adéquates de dispersion, de migration, voire d'échanges génétiques (Baguette *et al.* 2013 ; Boitani *et al.* 2007 ; Gilbert-Norton *et al.* 2010 ; Janin 2010). La connectivité écologique peut alors se traduire par la présence de patchs d'habitats intéressants pour des espèces patrimoniales, mais éloignés les uns des autres, sans pour autant nécessiter de corridors écologiques. La conservation de ces milieux sans autre forme d'intervention pourrait donc être bénéfique pour ce type de biodiversité.

Implications pour la conservation

Les carrières font souvent l'objet d'une remise en état, à un remplissage des fonds de fouilles avec des matériaux inertes et à l'élimination complète de toutes surfaces de matériaux bruts (Peyrosol) exposées. Dans certains cas, il est obligatoire de réhabiliter le site à son état antérieur à son exploitation comme c'est le cas de la carrière de la Ménudelle,

encore en cours d'exploitation en 2018, dont l'arrêté préfectoral stipule bien la remise en état du site avec pour trajectoire de référence la steppe. À l'heure actuelle, la succession spontanée en dehors de tout pilotage vers un écosystème historique est rarement considérée comme une méthode de restauration pertinente pour les paysages post-miniers (Řehounková & Prach 2006). Les anciennes carrières non réhabilitées sont alors caractérisées comme des sites non rentables et sans atouts économiques. Aucune réglementation ne prend ainsi en compte la valeur des ressources naturelles formées après abandon de l'extraction et ne les intègre dans les projets de restauration après la fin d'exploitation.

Les efforts de conservation ont souvent eu tendance à se concentrer sur des espèces charismatiques comme c'est le cas du Ganga cata ou de l'Outarde canepetière en Crau, basées sur le concept des espèces parapluie (Simberloff 1998). Une espèce charismatique particulière peut en effet faciliter le choix initial des sites de conservation de la biodiversité dans son ensemble, mais des informations plus fines sur les besoins en habitats d'autres espèces sont tout aussi importantes pour la mise en place et la définition du périmètre des réserves (Kerr 1997). Les carrières sont préjudiciables aux espèces sensibles à l'impact industriel en détruisant, altérant ou augmentant la fragmentation de leur habitat, mais, lorsqu'elles sont abandonnées, elles favoriseraient également d'autres espèces grâce à la création de nouveaux habitats et à une meilleure connectivité pour certaines composantes de la biodiversité (Flavenot *et al.* 2015). En effet, juste après arrêt de l'exploitation, les carrières peuvent être considérées comme des milieux « vierges » où peut se développer un nouveau panel faunistique et floristique (Chapel 2011). Les caractéristiques topographiques, édaphiques, climatiques et géologiques (petits plans d'eau, bassins de décantation, surfaces minérales s'échauffant rapidement) sont propices à l'installation de cette nouvelle biodiversité. Cette hétérogénéité des substrats et des habitats des anciennes carrières permet d'abriter cette biodiversité remarquable en termes de richesse et de patrimonialité des espèces permettant à ces sites de posséder de forts potentiels pour la conservation de certaines espèces (Day *et al.* 2017). De même, ces zones industrielles abandonnées constituent des habitats de remplacement pour les espèces dépendant de perturbations comme les espèces pionnières suite à la disparition d'une

grande partie des perturbations naturelles aux échelles du fonctionnement des écosystèmes originels (Bogusch *et al.* 2016 ; Heneberg *et al.* 2016). Ainsi, il est montré que les carrières abandonnées pourraient participer à contre-carrer les pertes d'habitats naturels pour ces espèces pionnières (Flavenot *et al.* 2015 ; Lefevre 2008). Sans aucun doute, il y a de plus en plus de preuves que les sites créés par l'homme fournissent souvent des refuges de biodiversité dans des paysages fortement modifiés par l'Homme et offriront des analogues précieux d'habitats naturels originels (Baranová *et al.* 2015 ; Eversham *et al.* 1996). Bien que la mise en place des carrières ait pu occasionner des destructions irréparables de la biodiversité, les processus écologiques post-abandon ont permis de reconstituer une mosaïque d'écosystèmes, différents d'avant l'exploitation, mais néanmoins remarquables et qui existants aujourd'hui, convient de les conserver. L'apport des carrières abandonnées à la conservation de la biodiversité serait donc bien réel (Chapel 2011 ; Lefevre 2008).

Cependant, rien ne justifie la destruction d'habitats naturels originels, et ce, même devant la nécessité, pour le développement de notre société des matériaux de construction extraits des carrières. Face aux nombreux projets d'aménagement qui voient le jour, il est important de limiter la dégradation des milieux naturels. La meilleure solution est de loin d'agir avant la dégradation, c'est-à-dire de se poser la question de savoir si le projet d'aménagement est vraiment indispensable, utile à la société, s'il est considéré d'intérêt public majeur, et s'il l'est, de savoir s'il peut être mis en place ailleurs que sur un écosystème naturel ou semi-naturel.

Conclusions

Les études scientifiques menées depuis plus de vingt ans par l'industrie des carrières ont révélé la richesse du patrimoine écologique des sites de carrières abandonnées. Certaines espèces menacées y trouvent un refuge car y sont présents des milieux naturels devenus rares. Alors que les anciennes carrières de la plaine de Crau étaient considérées comme des friches industrielles sans attrait du fait de l'impact de leur exploitation passée, elles constituent des sanctuaires pour une partie de la biodiversité spontanée. La valeur écologique des carrières abandonnées n'a que

récemment gagné l'appréciation de la communauté scientifique. Ceci pourrait donc entraîner un changement de paradigme dans les programmes de restauration vers la libre expression des processus naturels caractéristiques de la restauration spontanée ou passive.

Ces conclusions sont à prendre en compte dans les projets de restauration écologique (par exemple mise en place d'une restauration passive en envisageant une réflexion sur les successions spontanées) et dans tous futurs projets d'aménagements qui peuvent s'implanter sur ces lieux et proposer des solutions alternatives aux projets d'utilité publique (projets photovoltaïques, projets de dépôts d'inertes ISDI, etc.). Ainsi, dans tout projet de restauration écologique il est important de prendre en compte tous les compartiments des écosystèmes, de les étudier au travers de nombreuses disciplines pour avoir une approche globale, et de mettre en place un grand travail de concertation, de communication pour choisir la gestion la plus optimale dont la restauration passive peut être envisagée. Cependant, il est nécessaire de rappeler que la proposition de mesures ne doit pas être prise pour des appels à destruction si la restauration passive apporte des résultats plus favorables que la restauration active des milieux. La conservation de certains habitats naturels reste une urgence absolue.

Remerciements

Ces travaux sont issus d'une thèse CIFRE cofinancée par la SCLM (Société des carrières de la Ménudelle, filiale Gagneraud Construction) et Avignon Université, réalisée au sein de l'Institut méditerranéen de biodiversité et d'écologie et de l'Irstea de Grenoble et d'un stage de Master 2 du MNHN. Un grand merci à nos amis naturalistes qui ont bien voulu consacrer certains week-ends aux inventaires faunistiques et floristiques. Merci à Élie Gaget, Karline Martorell, Jérémy Jalabert, Emmanuelle Dallaporta, Anne Aurière, Cannelle Moinardeau, Daniel Pavon et Hervé Ramone. Merci pour vos conseils et votre aide dans l'établissement des protocoles et les inventaires terrains. Merci à Renaud Jaunatre, Élise Buisson, Laurent Tatin, Thierry Dutoit, Cathy et Julien Chenot pour les relectures.

Références

- Adam Y., Béranger Y., Delzons O., Frochot B., Gourvil J., Lecomte P. & Parisot-Laprun M., 2015. *Guide des méthodes de diagnostic écologique des milieux naturels. Application aux sites de carrière*. UNPG, Paris, 390 p.
- Al-Awadhi J.M., 2001. Impact of gravel quarrying on the desert environment of Kuwait. *Environmental Geology* 41(3-4): 365-371. <https://doi.org/10.1007/s002540100398>.
- Baasch A., Kirmer A. & Tischew S., 2012. Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery. *Journal of Applied Ecology* 49(1): 251-260. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02086.x>.
- Badan O., Congés G. & Brun J.P., 1995. Les bergeries romaines de la Crau d'Arles. Les origines de la transhumance en Provence. *Gallia* 52 : 263-310.
- Baize D., Girard M.C., 2008. Référentiel pédologique 2008. Association française pour l'étude du sol (Afes). Éditions Quae, Versailles, 406 p.
- Baguette M., Blanchet S., Legrand D., M. Stevens V. & Turlure C *et al.*, 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews* 88(2): 310-326. <https://doi.org/10.1111/brv.12000>.
- Baranová B., Manko P. & Jászay T., 2015. Waste dumps as local biodiversity hotspots for soil macrofauna and ground beetles (Coleoptera: Carabidae) in the agricultural landscape. *Ecological Engineering* 81: 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.04.023>.
- Bayle P., Poitevin F., Cosson E. & Dhermain F., 2013. Liste actualisée 2000-2013 des mammifères de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Updated 2000-2013 list of the Mammals of the Provence-Alpes-Côte d'Azur Region (France). *Nature de Provence* 2 : 37-53.
- Beltra S., 2013. Actualisation de la liste des amphibiens et reptiles de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur. Actualisation of the list of amphibians and reptiles living in the Provence-Alpes-Côte d'Azur. *Nature de Provence* 2 : 55-62.
- Beltrando G., 2015. La plaine de la Crau (ouest de la Provence), un territoire aux enjeux socio-économiques et écologiques en mutation. *Cybergeo: European Journal of Geography*. <https://doi.org/10.4000/cybergeo.27356>.
- Benayas J.M.R., Newton A.C., Diaz A. & Bullock J.M., 2009. Enhancement of biodiversity and ecosystem services by ecological restoration: a meta-analysis. *Science* 325(5944): 1121-1124. <https://doi.org/10.1126/science.1172460>.
- Bétard F., 2011. Potentialités écologiques des carrières de quartzite après exploitation : l'exemple de la carrière de Cheffois (Vendée, France). *Physio-Géo: Géographie physique et environnement* 5 : 75-93.
- Blanc F., 2003. Étude de l'avifaune des milieux ouverts en relation avec la dynamique de végétation des paysages agropastoraux : l'exemple du site pilote Natura 2000 « Madres-Coronat » (Pyrénées-Orientales). *Sud-Ouest européen* 16 : 75-83.
- Blondel J., 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique I. la méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (EFP). *Revue d'Écologie (Terre & Vie)* 29 : 533-589.
- Bogusch P., Macek J., Janšta P., Kubík Š., Řezáč M., Holý K., Malenovský I., Baňař P. & Mikát M., 2016. Industrial and post-industrial habitats serve

- as critical refugia for pioneer species of newly identified arthropod assemblages associated with reed galls. *Biodiversity and Conservation* 25(5): 827-863.
- Boitani L., Falcucci A., Maiorana L. & Rondinini C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology* 21(6): 1414-1422. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2007.00828.x>.
- Buisson E., Dutoit T., 2006. Creation of the natural reserve of La Crau: Implications for the creation and management of protected areas. *Journal of Environmental Management* 80(4): 318-326. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2005.09.013>.
- Burger J., Hiessler N., Ponchon C. & Vincent-Martin N., 2014. *Plan national d'actions en faveur de l'Aigle de Bonelli 2014-2023*. CEN PACA, CEN LR, MEDDE, Montpellier.
- Caron J., Renault O., Le Galliard J.F., 2010. Proposition d'un protocole standardisé pour l'inventaire des populations de reptiles sur la base d'une analyse de deux techniques d'inventaire. *Bulletin de la Société herpétologique de France* 134 : 3-25.
- Carrascal L., Díaz J., Cano C., 1989. Habitat selection in Iberian Psammobromus species along a Mediterranean successional gradient. *Amphibia-Reptilia* 10(3): 231-242. <https://doi.org/10.1163/156853889X00403>.
- Chapel A.G., 2011. La biodiversité dans les carrières, une réalité ? Avis des associations naturalistes. *Vertigo – la revue électronique en sciences de l'environnement*. <https://doi.org/10.4000/vertigo.10702>.
- Chase J.M., Leibold M.A., 2003. *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. University of Chicago Press, Chicago, 221 p.
- Chenot J., Jaunatre R., Buisson E., Bureau F. & Dutoit T., 2018. Impact of quarry exploitation and disuse on pedogenesis. *Catena* 160: 354-365. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2017.09.012>.
- Chenot J., Jaunatre R., Buisson E. & Dutoit T., 2017. Long-term effects of topsoil transfer assessed thirty years after rehabilitation of dry alluvial quarries in Southeastern France. *Ecological Engineering* 99: 1-12. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.11.010>.
- Chester E.T. & Robson B.J., 2013. Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biological Conservation* 166: 64-75. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2013.06.016>.
- Chinery M., Legrand J., Perrin H., 2012. *Insectes de France et d'Europe occidentale*. Flammarion, Paris, 320 p.
- Choisy M., Conteau C., Lepley M., MAnceau N. & Yau G., 1999. Régime et comportement alimentaires du Faucon crécerellete *Falco naumanni* en Crau en période prénuptiale. *Alauda* 67(2) : 105-109.
- Clair M., Gaudillat V., Herard K., 2005. *Cartographie des habitats naturels et des espèces végétales appliquée aux sites terrestres du réseau Natura 2000. Guide méthodologique*. MNHN, Fédération des conservatoires botaniques nationaux, Paris, 66 p.
- Corbett E.A., Anderson R.C. & Rodgers C.S., 1996. Prairie revegetation of a strip mine in Illinois: Fifteen years after establishment. *Restoration Ecology* 4(4): 346-354. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.1996.tb00187.x>.
- CRBPO., 2002. Le suivi temporel des oiseaux communs par échantillonnage ponctuel simple (STOC-EPS). Fiches protocole.
- Cucherousset J., Santoul F., Figuerola J. & Céréghino R., 2008. How do biodiversity patterns of river animals emerge from the distributions of common and rare species? *Biological Conservation* 141(12): 2984-2992. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2008.09.004>.
- Day G., Mayes W. M., Wheeler P. M. & Hull S. L., 2017. Can aggregate quarry silt lagoons provide resources for wading birds? *Ecological Engineering* 105:189-197. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2017.04.055>.
- Denton J.S. & Beebee T.J.C., 1994. The basis of niche separation during terrestrial life between two species of toad (*Bufo bufo* and *Bufo calamita*): competition or specialisation? *Oecologia* 97(3): 390-398. <https://doi.org/10.1007/BF00317330>.
- Devaux J.P., Archiloque A., Borel L., Bourrelly M., Louis-Palluel J., 1983. Notice de la carte phytosociologique de la Crau (Bouches du Rhône). *Biol. Écologie Méditerranéenne* 10 : 5-54.
- DITR, 2006. *Mine Closure and Completion: Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry*. Australian Government, Department of Industry Tourism and Resources, Canberra, 73 p.
- ECO-MED, 2016. *Projet de centrale photovoltaïque de « la Ménudelle » Saint-Martin-de-Crau (13). Dossier de saisine de la commission faune du CNPN relativ à la demande de dérogation aux interdictions de destruction, de perturbations intentionnelles d'espèces animales protégées et d'altération de leurs habitats*. ECO-MED, Écologie et médiation, Marseille, 227 p.
- El-Taher A., García-Tenorio R. & Khater A.E.M., 2016. Ecological impacts of Al-Jalamid phosphate mining, Saudi Arabia: Soil elemental characterization and spatial distribution with INAA. *Applied Radiation and Isotopes* 107:382-390. <https://doi.org/10.1016/j.apradiso.2015.11.019>.
- European Parliament, 2014. Directive 2014/52/EU of the European Parliament and of the Council of 16 April 2014 amending Directive 2011/92/EU on the assessment of the effects of certain public and private projects on the environment.
- Eversham B.C., Roy D.B. & Telfer M.G., 1996. Urban, industrial and other manmade sites as analogues of natural habitats for Carabidae. *Annales Zoologici Fennici* 33(1): 149-156.
- Fahrig L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 34: 487-515. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>.
- Fahrig L., 2017. Forty years of bias in habitat fragmentation research. In: Kareiva P., Marvier M. and Silliman B., *Effective conservation science: Data not dogma*. Oxford University Press, New York: 32-38. <https://doi.org/10.1093/oso/9780198808978.001.0001>.
- Flavenot T., Fellous S., Abdelkrim J., Baguette M. & Coulon A., 2015. Impact of quarrying on genetic diversity: an approach across landscapes and over time. *Conservation Genetics* 16(1): 181-194. <https://doi.org/10.1007/s10592-014-0650-8>.
- Frochot B., 2002. Comment évaluer l'intérêt biologique des réaménagements de carrières ? *Revue d'Écologie (Terre & Vie)* 9 : 251-261.
- Frochot B. & Godreau V., 1995. Intérêt écologique des carrières, terrils et mines. *Nature – Sciences – Sociétés* 3 : 66-76.
- Fugiel A., Burchart-Korol D., Czaplicka-Kolarz K. & Smolinski A., 2017. Environmental impact and damage categories caused by air pollution emissions

- from mining and quarrying sectors of European countries. *Journal of Cleaner Production* 143: 159-168. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.12.136>.
- Gaignard P., 2003. *Changements d'usages agricoles et dynamique spatio-temporelle de la steppe de Crau depuis 1955, secteur de ZPS (Zone de protection spéciale)*. Mémoire de Diplôme d'études supérieures, université Aix-Marseille III, Marseille, 43 p.
- Gilbert-Norton L., Wilson R., Stevens J.R. et al., 2010. A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology* 24(3): 660-668. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>.
- Graitson E. & Naulleau G., 2005. Les abris artificiels : un outil pour les inventaires herpétologiques et le suivi des populations de reptiles. *Bulletin de la Société herpétologique de France* 115 : 5-22.
- Heneberg P., Hesoun P. & Skuhrovec J., 2016. Succession of arthropods on xerothermophilous habitats formed by sand quarrying: Epigaeic beetles (Coleoptera) and orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera and Blattodea). *Ecological Engineering* 95: 340-356. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2016.06.022>.
- Henry F., 2009. *Origine et dynamique à long terme d'un écosystème herbacé pseudo-steppique, le cas de la plaine de La Crau (Bouches du Rhône, France)*. Thèse de doctorat en Sciences de l'environnement, biologie des populations et écologie, de l'université Paul Cézanne, Marseille.
- Hobbs R.J., Higgs E. & Harris J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution* 24(11): 599-605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>.
- INULA., 2013. Birds in quarries and gravel pits - Flying gemstones and swift hunters. Biodiversity in mineral extraction sites, volume 3. HeidelbergCement, Heidelberg: 98 p.
- INULA., 2014. Amphibians and reptiles in quarries and gravel pits. Wanderers between the elements. Biodiversity in mineral extraction sites, volume 4. HeidelbergCement, Heidelberg: 96 p.
- Janin A., 2010. *Évaluer la connectivité en paysage fragmenté. De l'écologie comportementale à la biologie de la conservation*. Thèse de doctorat de l'université Claude Bernard Lyon 1, Lyon.
- Juliand J., 2014. *Caractérisation des sols présents sur site. Quartier de la Fossette, Fos-sur-Mer (13)*. Burgeap, Avignon.
- Karraker N.E. & Gibbs J.P., 2009. Amphibian production in forested landscapes in relation to wetland hydroperiod: A case study of vernal pools and beaver ponds. *Biological Conservation* 142(10): 2293-2302. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2009.05.002>.
- Kerr T.J., 1997. Species richness, endemism, and the choice of areas for conservation. *Conservation Biology* 11(5): 1094-1100. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1997.96089.x>.
- Kwet A., 2009. *Guide photographique des reptiles et amphibiens d'Europe*. Delachaux et Niestlé, Paris, 252 p.
- Lameed G.A. & Ayodele A.E., 2010. Effect of quarrying activity on biodiversity: Case study of Ogbere site, Ogun State Nigeria. *African Journal of Environmental Science and Technology* 4: 740-750.
- Lefevre JC., 2008. L'apport des carrières, entretien. *UNICEM Magazine* 746 : 18-19.
- Lescure J. & de Massary J-C., 2012. *Atlas des amphibiens et reptiles de France*. Biotope/Muséum national d'Histoire naturelle, Mèze/Paris, 272 p.
- Louvel J., Gaudillat V. & Poncet L., 2013. *EUNIS, European nature information system, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*. MNHN-DIREV-SPN, Ministère de l'Énergie, du Développement durable et de l'Énergie, Paris, 289 p.
- Lucas G.R., Michell P. & Williams N., 2014. Low cost quarry management producing high gain biodiversity: using GIS to quantify effective quarry management regimes. *Proceedings of the 17th Extractive Industry Geology Conference*: 135-146.
- Lundholm J.T. & Richardson P.J., 2010. MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *Journal of Applied Ecology* 47(5): 966-975. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x>.
- Marchand M.A., Roy C., Renet J., Delauge J., Meyer D. & Hayot C., 2017. *Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles de Provence-Alpes-Côte d'Azur*. DREAL PACA, Marseille, 16 p.
- Martín J. & López P., 1990. *Amphibians and reptiles as prey of birds in southwestern Europe. Division of amphibians and reptiles*, National Museum of Natural History, Smithsonian Institution, Washington, 45 p.
- Martín J. & López P., 2002. The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. *Biological Conservation* 108: 213-219. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00107-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00107-6).
- Melki F., 2007. *Guide méthodologique pour l'évaluation des incidences des projets de carrières sur les sites Natura 2000*. Ministère de l'Énergie et du Développement durable, Paris, 104 p.
- Michaud H., Beltra S., Vincent-Martin N., Renet J., Bence S., Pires M., Paquier T., Kapfer G. & Richaud S., 2016. *ZNIEFF n° 930012406, Crau*. INPN, SPN-MNHN, Paris, 26 p.
- Michaud H., Beltra S., Pires M., Vincent-Martin N., Renet J., Bence S., Roy C., & Richaud S., 2016. *ZNIEFF n° 930020454, Crau sèche*. INPN, SPN-MNHN, Paris, 23 p.
- Milgrom T., 2008. Environmental aspects of rehabilitating abandoned quarries: Israel as a case study. *Landscape and Urban Planning* 87(3): 172-179. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2008.06.007>.
- Moreno de las Heras M., Nicolau J.M. & Espigares T., 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecological Engineering* 34(2): 168-178. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2008.07.017>.
- Moreno-Mateos D., Power M.E., Comin F.A. & Yocktend R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS biology* 10(1):1-8. <https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001247>.
- Mouflis G.D., Gitas I.Z., Iliadou S. & Mitri G.H., 2008. Assessment of the visual impact of marble quarry expansion (1984-2000) on the landscape of Thasos island, NE Greece. *Landscape and Urban Planning* 86(1):92-102. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.12.009>.
- Naturalia, 2014. *Création d'une installation de stockage des déchets inertes*. Naturalia, Avignon, 98 p.
- Noble V., Van es J., Delauge J., Meyer D. & Hayot C., 2015. *Liste rouge de la flore vasculaire de Provence-Alpes-Côte d'Azur*. DREAL PACA/Région PACA, Marseille, 24 p.

- OECD, 2012. *Sustainable development, green growth and quality employment: Realizing the potential for mutually reinforcing policies*. OECD, Paris, 16 p.
- Oliveira G., Nunes A., Clemente A., Correia O., 2011. Effect of substrate treatments on survival and growth of Mediterranean shrubs in a revegetated quarry: An eight-year study. *Ecological Engineering* 37(2): 255-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.015>.
- Olivier A. & Maillet G., 2013. *Protocole commun d'inventaire des reptiles terrestres sur les Réserves naturelles*. Réserves naturelles de France, Société herpétologique de France, 8 p.
- Pavon D., 2014. *Mémento pour l'aide à la détermination de la flore vasculaire du département des Bouches-du-Rhône*. Société linéenne de Provence, Marseille, 247 p.
- Pavon D., Tison J.M., Michaud H. & Gourgues F., 2013. *Phelipanche bohemica* (elak.) Holub & Zázvorka (Orobanchaceae) en France. *Biocosme mésogéen* 30(1): 7-19.
- Pinto V. Font X., salgot M., Tapias J. & Mañá T., 2001. Image analysis applied to quantitative evaluation of chromatic impact generated by open-pit quarries and mines. *Environmental Geology* 41(5): 495-503. <https://doi.org/10.1007/s002540100259>.
- Pitz C., Piqueray J., Harzé M., Seleck M., Boisson S., Le Stradic S. & Mahy G., 2014. *Étude de la flore spontanée de la carrière de Loën pour de futures restaurations*. 21 p.
- Prach K. & Hobbs R.J., 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology* 16(3): 363-366. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x>.
- Prach K. & Pyšek P., 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecological Engineering* 17(1): 55-62. [https://doi.org/10.1016/S0925-8574\(00\)00132-4](https://doi.org/10.1016/S0925-8574(00)00132-4).
- Puissauve R., de Massary J.-C. & Marty V., 2015. *Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées : Crapaud calamite, Bufo calamita (Laurenti, 1768)*. Service du patrimoine naturel du MNHN/Onema, Paris, 4 p.
- Rannap R., Lõhmus A. & Jakobson K., 2007. Consequences of coastal meadow degradation: The case of the natterjack toad (*Bufo calamita*) in Estonia. *Wetlands* 27: 390. [https://doi.org/10.1672/0277-5212\(2007\)27\[390:COCMDT\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1672/0277-5212(2007)27[390:COCMDT]2.0.CO;2).
- Raška P., Riezner J., Pokorný R., Holeč M. & Raška M., 2017. Relations between biotic and abiotic diversity in abandoned basalt quarry and its relevance for ecologic restoration (Radobyl Hill, Northern Czechia). *Acta Universitatis Agriculturae et Silviculturae Mendelianae Brunensis* 65:151-166. <https://doi.org/10.11118/actaun201765010151>.
- Řehounková K. & Prach K., 2006. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *Journal of Vegetation Science* 17(5): 583-590. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2006.tb02482.x>.
- Remacle A., 2009. *Contribution des anciennes carrières à la biodiversité wallonne. Rapport de convention [Les carrières en Région wallonne : inventaire et intérêt biologique]*. Service public de Wallonie, Direction générale opérationnelle de l'Agriculture, des Ressources naturelles et de l'Environnement, Direction de la Nature, 129 p.
- Rich K.J., Ridealgh M., West S.E., Cinderby S. & Ashmore M., 2015. Exploring the links between post-industrial landscape history and ecology through participatory methods. *PLoS One* 10(8): e0136522. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0136522>.
- Roy C., Delauge J., Flitti A., Meyer D. & Hayot C., 2016. Liste rouge régionale des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur. DREAL PACA/ Région PACA, Marseille, 20 p.
- Santoul F., Gaujard A., Angélbert S., Mastorillo S. & Céréghino R., 2009. Gravel pits support waterbird diversity in an urban landscape. *Hydrobiologia* 634(1): 107-114. <https://doi.org/10.1007/s10750-009-9886-6>.
- Simberloff D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biological Conservation* 83(3): 247-257. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(97\)00081-5](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(97)00081-5).
- Simón-Torres M., del Moral-Torres F., de Haro-Lozano S. & Gomez-Mercado F., 2014. Restoration of dump deposits from quarries in a Mediterranean climate using marble industry waste. *Ecological Engineering* 71: 94-100. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.07.039>.
- Søndergaard M., Lauridsen T.L., Johansson L.S. & Jeppesen E., 2018. Gravel pit lakes in Denmark: Chemical and biological state. *Science of The Total Environment* 612: 9-17. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.08.163>.
- Stevens V.M., Polus E., Wesselingh R.A., Schtickzelle N. & Baguette M., 2005. Quantifying functional connectivity: Experimental evidence for patch-specific resistance in the Natterjack toad (*Bufo calamita*). *Landscape Ecology* 19(8): 829-842. <https://doi.org/10.1007/s10980-004-0166-6>.
- Stevens V.M., Verkenne C., Vandewoestijne S., Wesselingh R.A. & Baguette M., 2006. Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. *Molecular Ecology* 15(9): 2333-2344. <https://doi.org/10.1111/j.1365-294X.2006.02936.x>.
- Tanguy A. & Gourdin P., 2011. *Atlas de la Biodiversité dans les Communes (ABC). Guide méthodologique pour les inventaires faunistiques des espèces métropolitaines terrestres (volet 2)*. MNHN/MEDDTL, Paris, 195 p.
- Tatin L., Wolff A., Boutin J., Colliot E. & Dutoit T., 2013. *Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne. La plaine de Crau*. Éditions Quae, Versailles, 384 p.
- Tilman D. & Pacala S., 1993. The maintenance of species richness in plant communities. In: Ricklefs R.E. & Schlüter D., *Species diversity in ecological communities*. University of Chicago Press, Chicago: 13-25.
- Tischew S. & Kirmer A., 2007. Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restoration Ecology* 15(2): 321-325. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00217.x>.
- IUCN France, MNHN, LPO, SEOF & ONCFS, 2016. *La Liste rouge des espèces menacées en France. Oiseaux de France métropolitaine*. IUCN, Paris, 32 p.
- IUCN France, MNHN, SFEPM & ONCFS, 2017. *La Liste rouge des espèces menacées en France. Mammifères de France métropolitaine*. IUCN, Paris, 16 p.
- IUCN France, MNHN & SHF, 2015. *La Liste rouge des espèces menacées en France. Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine*. IUCN, Paris, 12 p.
- UNEP, UNDP, OSCE, NATO, 2005. *Mining for closure: Policies and guide-lines for sustainable mining*

- practice and closure of mines.* United Nations Environment Programme (UNEP), United Nations Development Programme (UNDP), Organization for Security and Co-operation in Europe (OSCE) and North Atlantic Treaty Organization (NATO). Europe 97, 120 p.
- Unicem, 2001. *Le patrimoine écologique des zones humides issues de l'exploitation des carrières.* Unicem, Paris, 6 p.
- Walker L.R. & del Moral R., 2003. *Primary succession and ecosystem rehabilitation.* Cambridge University Press, Cambridge, 456 p.
- Walker L.R., Walker J., Hobbs R.J., 2007. *Linking restoration and ecological succession.* Springer, New York, 188 p. <https://doi.org/10.1007/978-0-387-35303-6>.
- Wang J., Li Z., Hu X., Wang J., Wang D. & Qin P., 2011. The ecological potential of a restored abandoned quarry ecosystem in Mt. Mufu, Nanjing, China. *Ecological Engineering* 37(6): 833-841. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.12.026>.
- Wolff A., Tatin L. & Sauguet F., 2015. *Plan de gestion de la Réserve naturelle des Coussouls de Crau 2015-2024.* CEN PACA/Chambre d'Agriculture 13, Saint Martin de Crau, 344 p.

Annexe

Annexe 1 – Liste des habitats EUNIS recensés dans les anciennes carrières de la plaine de Crau en 2015

Habitats naturels	Code EUNIS	Surface (ha)
BERGES PÉRIODIQUEMENT INONDÉES À VÉGÉTATION PIONNIÈRE ET ÉPHÉMÈRE	C3.5	0,43
CHAMPS D'ASPHODELUS	E1.C1	5,19
CHAMPS DE BLOCS	H5.37	0,13
CHAMPS DE CHARDONS	E1.C2	3,86
COMMUNAUTÉS AMPHIBIES RASES MÉDITERRANÉENNES	C3.421	2,24
COMMUNAUTÉS MÉDITERRANÉENNES À GRAMINÉES SUBNITROPHILES	E1.61	31,35
COMMUNAUTÉS MÉDITERRANÉENNES ANNUELLES DES SOLS SUPERFICIELS	E1.313	53,11
COMMUNAUTÉS PIONNIÈRES MÉDITERRANÉENNES CONTINENTALES HALONITROPHILES	E6.13	0,16
FORÊTS GALERIES PROVENÇO-LANGUEDOCIENNES À PEUPLIERS	G1.312	61,56
FORÊTS RIVERAINES ET FORÊTS GALERIES, AVEC DOMINANCE D'ALNUS, POPULUS OU SALIX	G1.1	0,26
FORMATIONS À ARUNDO DONAX	C3.32	0,81
FORMATIONS RIVERAINES D'ARBUSTES INVASIFS	F9.35	1,60
FOURRÉS À JUNIPERUS COMMUNIS	F3.16	0,03
FOURRÉS À PHILLYREA	F5.51A	0,06
FOURRÉS MÉDITERRANÉO-MACARONÉSIENS À TAMARIS	F9.313	17,93
GARRIGUES OCCIDENTALES À CISTUS	F6.13	5,01
GARRIGUES OCCIDENTALES À GENISTA	F6.18	2,15
GARRIGUES OCCIDENTALES À LAVANDULA	F6.16	17,20
GARRIGUES OCCIDENTALES À ROSMARINUS OFFICINALIS	F6.12	0,05
GAZONS PIONNIERS DES PANNEES DUNAIRES	B1.13	1,18
GRAVIERES AVEC PEU OU PAS DE VÉGÉTATION	H5.35	11,45
HAIES D'ESPÈCES INDIGÈNES FORTEMENT GÉRÉES	FA.2	2,34
HAIES D'ESPÈCES INDIGÈNES PAUVRES EN ESPÈCES	FA.4	0,11
JACHÈRES NON INONDÉES AVEC COMMUNAUTÉS RUDÉRALES ANNUELLES OU VIVACES	I1.53	18,02
LACS, ÉTANGS ET MARES OLIGOTROPHES PERMANENTS	C1.1	1,06
LACS, ÉTANGS ET MARES TEMPORAIRES	C1.6	0,16
MAQUIS BAS ÉPARS	F5.26	0,66
PAVEMENTS CALCAIRES	H3.511	0,13
PELOUSES CALCAIRES VIVACES ET STEPPIES RICHES EN BASES	E1.2	2,88
PHRAGMITAIÉS À PHRAGMITES AUSTRALIS	C3.21	0,05
PLAGES EXONDÉES NUDES DES EAUX CONTINENTALES SALÉES ET SAUMÂTRES À SÉDIMENTS MEUBLES	C3.66	0,05
PRAIRIES HUMIDES HAUTES MÉDITERRANÉENNES	E3.1	10,04
PRAIRIES MÉDITERRANÉENNES HUMIDES RASES	E3.2	1,34
ROCHERS, BLOCS ROCHEUX, PAVEMENTS DES FONDS LACUSTRES PÉRIODIQUEMENT EXONDÉS	C3.72	0,02
RONCIERS	F3.131	1,29
SABLE STABLE AVEC PEU OU PAS DE VÉGÉTATION	H5.32	1,46
SCIRPAIES À SCIRPUS LACISTRIS	C3.22	0,10
STEPPIES MÉDITERRANÉENNES À GRANDES GRAMINÉES ET ARTEMISIA	E1.4	0,48
STEPPIES MÉDITERRANÉENNES DOMINÉES PAR DE GRANDES GRAMINÉES AUTRES QUE STIPA TENACISSIMA OU LYGEUM SPARTUM	E1.43	0,28
STEPPIES SALÉES MÉDITERRANÉENNES À LIMONIUM	E6.11	3,89
TAPIS IMMÉRGÉS DE CHAROPHYTES DES PLANS D'EAU OLIGOTROPHES	C1.14	1,32
VERGERS D'ARBRES FRUITIERS	G1.D4	10,06

Zones bâties, sites industriels et autres habitats artificiels	Code EUNIS	Surface (ha)
AMAS DE DÉTRITUS ET RESTES INDUSTRIELS	J6.52	1,97
CONSTRUCTIONS ABANDONNÉES EN MILIEU RURAL	J2.6	1,04
CONSTRUCTIONS AGRICOLES	J2.4	0,16
DÉCHETS AGRICOLES ET HORTICOLES SOLIDES	J6.41	1,99
DÉCHETS PROVENANT DE LA CONSTRUCTION ET DE LA DÉMOLITION DE BÂTIMENTS	J6.1	1,25
RÉSEAUX ROUTIERS	J4.2	0,03
SENTIERS	H5.61	7,12
SITES D'EXTRACTION MINIÈRE À CIEL OUVERT EN ACTIVITÉ, Y COMPRIS LES CARRIÈRES	J3.2	20,72
SITES INDUSTRIELS RURAUX	J2.32	2,39
SITES ROUTIERS, FERROVIAIRES ET AUTRES CONSTRUCTIONS DÉSAFFECTÉES SUR DES SURFACES DURES	J4.1	3,41

Phenology and diurnal behavior of marbled duck *Marmaronetta angustirostris* in the eco-complex of wetlands of Guerbes Sahhadja North-east of Algeria

Nabil CHARCHAR^{1,2,*}, Laid BOUCHAÂLA^{1,2}, & Moussa HOUHAMDI²

1. Center for Biotechnology Research (CRBt), Constantine, Algeria

2. Biology, water and environment laboratory (LBEE), Faculty SNV-STU, University May 8, 1945, Algeria

* Corresponding author: charchar_nabil@yahoo.fr

Received: 10 April, 2019; First decision: 26 June, 2019; Revised: 13 July, 2019; Accepted: 19 Nov, 2019

Abstract

Marbled duck, also called Marbled Teal, *Marmaronetta angustirostris*, is classified as "vulnerable" on the red list of the International Union for the Conservation of Nature. It has this status in Algeria and throughout the western Palearctic. During three consecutive winter seasons (from August to November) of 2012, 2013 and 2014, Marbled duck numbers were less important than other duck species wintering in Gareat Hadj Tahar (wetland complex of Guerbes-Sanhadja north east of Algeria). The highest number of 38 individuals was observed during the second fortnight of September 2014. This number represents a record for all Algerian north eastern coastal wetlands. The marbled duck shows a gregarious behavior and concentrates in a single group which is easily observed in the center of water body. Diurnal behavior shows that feeding dominates daytime activities with 34.97% of the time. This activity is followed by sleeping (30.18%), swimming (19.47%), feather maintenance (9.28%) and finally flying (6.01%).

Introduction

Marbled duck, also called Marbled Teal, *Marmaronetta angustirostris*, is a globally threatened duck, ranked as a vulnerable in the IUCN red list (Birdlife international 2004). Before finding a large population in Iraq, the general population trend was estimated to be declining, although some populations fluctuate and others have unknown trends (Wetlands International 2016). In Europe, the population size has been decreasing by at least 10% in 21 years (Birdlife international 2015).

According to Dodman, the world population is estimated between 50,000 and 55,000 individuals, including 3000-5000 in the western Mediterranean and West Africa, 1000 east of the Mediterranean; 5000 in South Asia and at least 44000 in South-West Asia (Dodman 2002).

The Algerian populations of Marbled duck are present in coastal wetlands, semi-arid environments and arid environments (Bouzegag *et al.* 2013). The period from August to November represents a phase of passage (transition

Keywords: Marbled duck *Marmaronetta angustirostris*; wintering; Daytime behavior; eco-complex of Guerbes-Sanhadja.

period) of Marbled duck to reach the wetlands of the Sahara and the high plateaus which are wintering and breeding sites (Isenmann & Moali 2000; Bouzegag *et al.* 2013; Aberkane *et al.* 2014).

In Algeria, population estimates have never been regularly carried out and ecological monitoring has been carried out only in high-potential areas: the high plains of southern Constantine (Maazi 2009; Aberkane *et al.* 2014), the valley of Oued Righ, and northern Sahara (Bouzegag 2013). The eco-complex of wetlands of Guerbes-Sanhadja, located in the north-east of Algeria, also hosts a small population of this duck frequenting Garaet Hadj Tahar from the end of August to mid-November every year (Metallaoui & Houhamdi 2010).

In order to focus on the ecological role of particular protected wetlands in the maintenance of waterbird populations it is important to report on the ecology (abundance, spatial and temporal distribution, and diurnal time budget monitoring) of the marbled duck in such wetland, here, the Garaet Hadj-Tahar (Wetland Complex of Guerbes-Sanhadja and Ramsar since 2002). The main interest of this research is to understand the ecological requirements of and threats to these birds, in order to draw attention to the need for the conservation and management of wetlands for the protection and preservation of wintering Anatidae.

Material and Methods

Study area

Garaet Hadj-Tahar ($36^{\circ}51'N$ $07^{\circ}15'E$), situated in the community of Ben-Azzouz (District of Skikda, Northeast Algeria), is a stretch of freshwater covering an area of 112ha (Figure 1). It is part of the Guerbes-Sanhadja wetland complex, designated as an important area for the conservation of birds following the Ramsar classification (Coulthard 2001; Merzoug *et al.* 2014). This water body has the shape of an elongated oval and is situated about 20km from the Mediterranean Sea. It is not connected to the sea but complex of Guerbes Sanhadja is connected to the sea by oued Elkbir river that feeds the majority of wetlands in this complex (Metallaoui & Houhamdi 2008; Amor Abda *et al.* 2015).

This large coastal plain is bordered by the coastal hills of Skikda in the west and by the massive coastal forest of Chetaïbi in the east. The altitudes of this area range between 0 and 200m. About 48.5% of the terrain has an incline lower than or equal to 3%. The main lithological units are essentially formed from windy and alluvial deposits (Figure 1). The flora and fauna of this region owes its uniqueness to its geomorphologic diversity. Located at a bioclimatic crossroads, the area is distinguished by a high biodiversity (Boumezbeur 2001; Merzoug *et al.* 2015).

The site plays an important role in the breeding and wintering of certain species of waterfowl, such as the Purple swamphen *Porphyrio porphyrio* (Bara *et al.* 2014), the white headed duck *Oxyura leucocephala*, classified as endangered, and the Ferruginous duck *Aythya nyroca* (Merzoug *et al.* 2014) classified as near threatened (IUCN 2019). It also hosts an extremely rich floral diversity, such as *Nymphaea alba*, *Typha angustifolia*, *Phragmites australis*, *Scirpus maritimus*, *Scirpus lacustris*, and *Iris pseudacorus*, which practically cover from 60 to 70% of the total surface of the wetland, but also the pteridophyte *Salvinia natans*. The lake is bordered by a belt of vegetation mainly composed of *Juncus acutus*, *Juncus maritimus*, *Olea europaea*, *Asphodelus aestivus*, *Rubus ulmifolius*, and grasslands dominated by *Cynodon dactylon* and *Paspalum distichum* (Amor Abda *et al.* 2015). Garaet Hadj-Tahar constitutes a basin, which receives rainwater from surrounding mountains. The average depth of water therein varies between 0.80 and 1.20m, but it may suddenly increase after torrential rains. The land surrounding the site is used by the residents exclusively for the cultivation of vegetables, such as watermelons, melons, and tomatoes (Metallaoui & Houhamdi 2010).

Sampling

The phenology and diurnal behavior of Marbled duck *Marmaronetta angustirostris* were studied at Garaet Hadj-Tahar during three successive post-breeding seasons (2012, 2013 and 2014), from the end of August to mid-November. Birds were counted fortnightly (twice a month). Individual counting is possible when a Marbled duck group is near to observation points (within 200m) and counts less than 200 individuals and a visual estimation is made otherwise (group

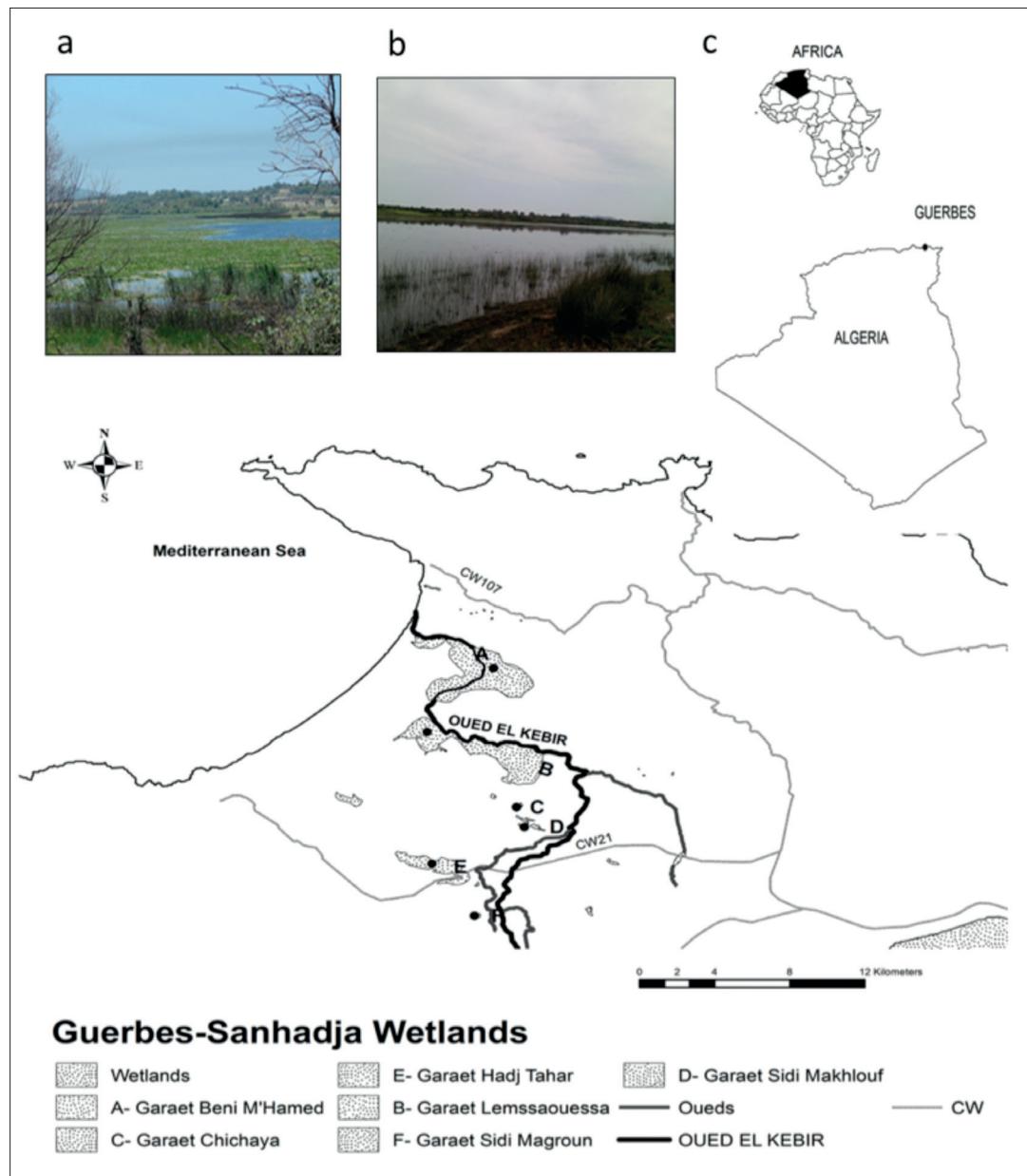


Figure 1 – General views of Garaet Hadj Tahar (a): oriental sector, (b) western sector (photos taken on 24th December 2013 by Nabil Charchar); (c) Location map of the complex of wetlands of Guerbes-Sanhadja.

including more individuals and situated in a far and away distance) (Lamotte & Bourrelière 1969; Blondel 1975; Houhamdi 2002). The distribution of birds was determined on the water body in order to conclude on the different distribution modalities and occupation of the wetland by this species.

During the same campaign, regular monitoring of diurnal activities rhythms of *M. angustirostris* was realized. It was organized every hour from 8am to 4pm during all the observation time of birds on the water body using the scan method: *instantaneous scan sampling* (Altman 1974; Baldassare *et al.* 1988;

Losito *et al.* 1989; Tamisier & Dehorter 1999; Houhamdi 2002). The measured activities (% of activity per hour) were: feeding and sleeping (both activities dominate the diurnal time as there are essential activities), as well as swimming, preening and flying (comfort activities). The data were then exploited using a multivariate Correspondence Analysis (with the xl-stat software), to describe the relationships between the different activities.

Results and discussion

Evolution of population (bird number)

Within each year, the stay of Marbled duck in this water body was very short. These birds colonized this wetland for three months, from mid-August to mid-November in very low numbers often varying between 4 and 16 individuals in 2012, between 2 and 18 individuals in 2013 and between 4 and 38 individuals in 2014 (Figure 2). The maximum of 38 individuals observed during the second fortnight of September 2014 represents a record for the all Algerian north-eastern coastal wetlands. It appears from these data that this species uses Garaet Hadj-Tahar as a stopover during the post-breeding period. Therefore, we attribute to this species the status of transit birds that temporarily station in these wetlands, confirming the results published previously (Isenmann & Moali 2000; Metallaoui & Houhamdi, 2008, 2010; Bouzegag *et al.* 2013; Aberkane *et al.* 2014). In general, the curve of the evolution of numbers shows a Gaussian shape with low abundance at the beginning of the colonization of the lake (mid-August). The number of individuals increases gradually to reach a maximum often in September, then decreases until the species leaves definitively the wetland until the following year (Figure 2).

Spatial occupation of garaet hadj-tahar by marbled duck

During three seasons of monitoring, it appears that individuals of this species are often seen in the central part of the lake (Figure 3). Generally, Marbled ducks exhibit a gregarious behavior and concentrate in a single group readily observable in shallow (0.6m to 1.2m) and open areas. Areas far from the banks and shores offer perfect tranquility to many avian species and especially ducks (dabbling ducks and diving ducks). On the contrary, there are other sites, such as wetlands in the high plains and the valley of Oued Righ, where Marbled ducks prefer to occupy the sectors rich in helophytes and emergent vegetation (Bouzegag *et al.* 2013; Aberkane *et al.* 2014).

Study of diurnal behaviours

The 290 hours of monitoring of the diurnal behaviors of Marbled duck show that feeding is the dominant activity covering 34.97% of the observation time, while this activity did not exceed 13.9% for the same period in Spain and Morocco, as it was mainly nocturnal (Green & Hamzaoui 2000). These birds prefer to forage in groups and in water confirming the data obtained at the valley of Oued Righ (Bouzegag *et al.* 2013). Sleeping, which is an essential activity for Anatidae (Tamisier &

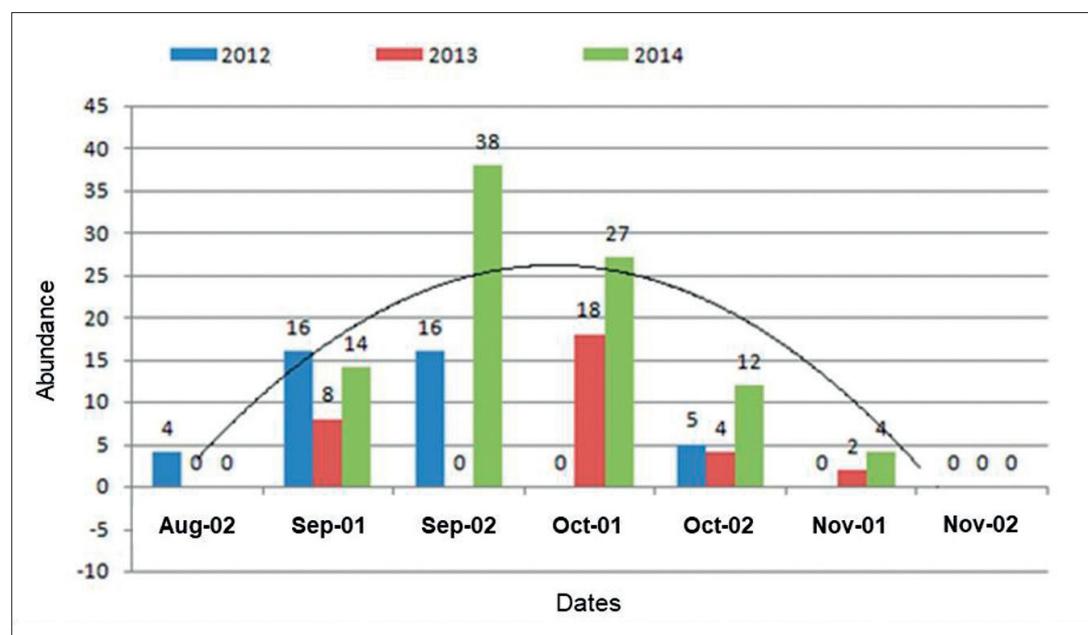


Figure 2 – Evolution of the abundance of Marbled duck *Marmaronetta angustirostris* at Garaet Hadj-Tahar in 2012 (blue), 2013 (red) and 2014 (green). Aug = August, Sep = September, Oct = October; 01 = first half of the month, 02 = second half of the month.

Dehorter 1999; Houhamdi & Samraoui 2001, 2003, 2008; Houhamdi *et al.* 2008, 2009) is the second diurnal activity (30.18%); this activity is observed preferentially in water. The third activity is swimming which holds 19.47% of the observation time. It occurs mainly at mid-day where individuals away from the group swim quickly to join the center of water body. Preening activity and maintenance of the plumage are observed mainly in the water and rarely on the banks. These activities make up 9.28% of the observation time. The flight holds a small rate with 6.01% in this diurnal time budget. It often occurs as a result of disturbances by diurnal raptors (Harrier of reeds *Circus aeruginosus*) or after the flight of another species of Anatidae (Figure 4).

From the second week of August to the end of November, the feeding activity ranges from 30.95% to 37.14%. A maximum of 40.18% was recorded during the first half of November. In general, the rates of this activity increase considerably from the first fortnight of September to reach their maximum during November. Because its transit is very short in this wetland, the Marbled duck intensifies its food search and feeds more before leaving the eco-complex and the region in order to continue its migration route and join its usual wintering and breeding sites in wetlands of high plateaus, valley of Oued Righ and Sahar.

During the first period of their occupation of Garaet Hadj-Tahar, the sleeping activity exhibits the highest values varying between 31.34% and 33.72%. Unlike the feeding activity, diurnal sleep has an inverse curve: very high rates are noted at the start of the stay and decline progressively until all birds leave this site (Figure 5). The minimum value recorded was 26%. It was noted during the last fortnight of November. This activity is observed in water where Marbled duck devotes an important part of daily time (Figure 6B).

The swimming activity occupying third position reaches a maximum of 21.14% in October and minimum in September (16.27%) (Figure 6C). Generally, this activity is often associated with a feeding activity for the majority of Anatidae and their evolutions follow similar patterns (Figures 6A, 6C).

The maintenance of plumage is a vital activity for Anatidae. It is observed throughout the period of the study (September, October and November) (Figure 6D). It is recorded with very low values varying between 5.18% and 11.93% and observed preferentially in water during the first hours of the day.

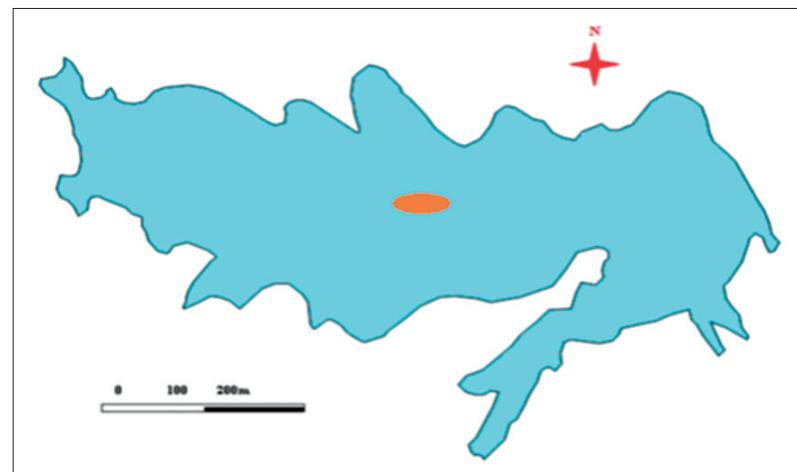


Figure 3 – Spatial occupation of Garaet Hadj-Tahar by Marbled duck *Marmaronetta angustirostris*.

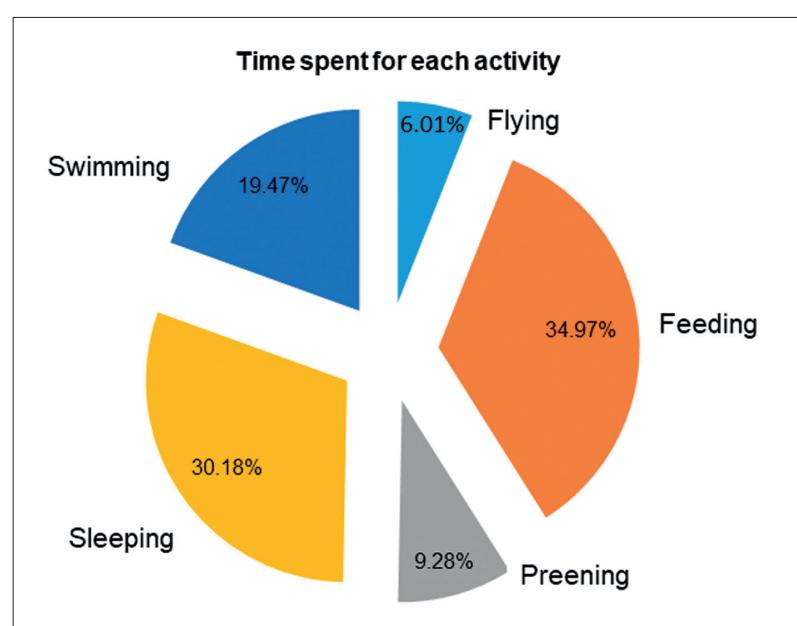


Figure 4 – Balance of diurnal rhythms activities of Marbled duck *Marmaronetta angustirostris* at Garaet Hadj-Tahar in 2012, 2013 and 2014.

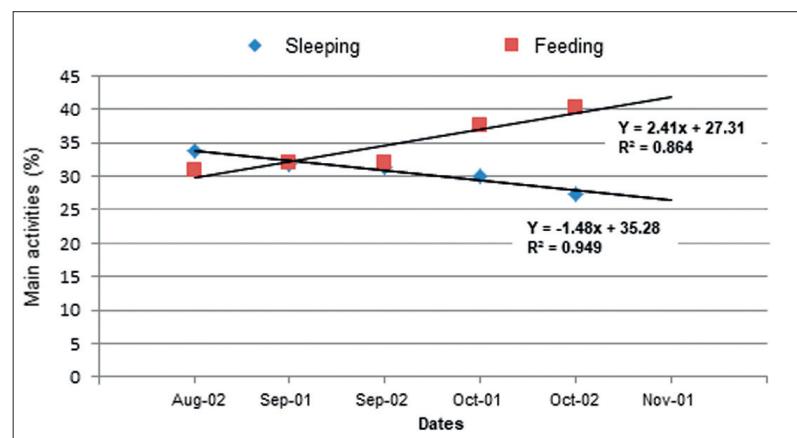


Figure 5 – Linear regression between feeding and sleeping activities.
Jul = July, Aug = August, Sep = September, Oct = October; 01 = first half of the month, 02 = second half of the month.

Flight is a rare activity for individuals of Marbled duck occupying Garaet Hadj-Tahar. This species prefer to move in groups by swimming confirming the data of the scientific study (Bouzegag *et al.* 2013; Aberkane *et al.* 2014; Green & El Hamzaoui 2000; Harchrass *et al.* 2010). This activity is observed with a maximum of 8.09% recorded during the first fortnight of September (Figure 6E).

This study on the daytime activities of Marbled duck at Gareat Hadj Tahar showed a significant difference compared to the studies reported by Green & El Hamzaoui (2000) in Spain and Morocco and those carried and Aberkane at the wetlands of high plateaus (Aberkane *et al.* 2013), where Marbled duck

allocated a very important part of its daytime budget to sleeping and resting, and the feeding activity is nocturnal. These variations in the rates of diurnal activity are explained by differences in local conditions including food availability and distribution, abiotic factors, such as water temperature (thermoregulation) and biotic factors, such as predation and intra- and interspecific competition.

Multivariate statistical treatment of diurnal activity rhythms

The Correspondence Analysis accounts for 94.09% of the information, and shows that the passage of Marbled duck

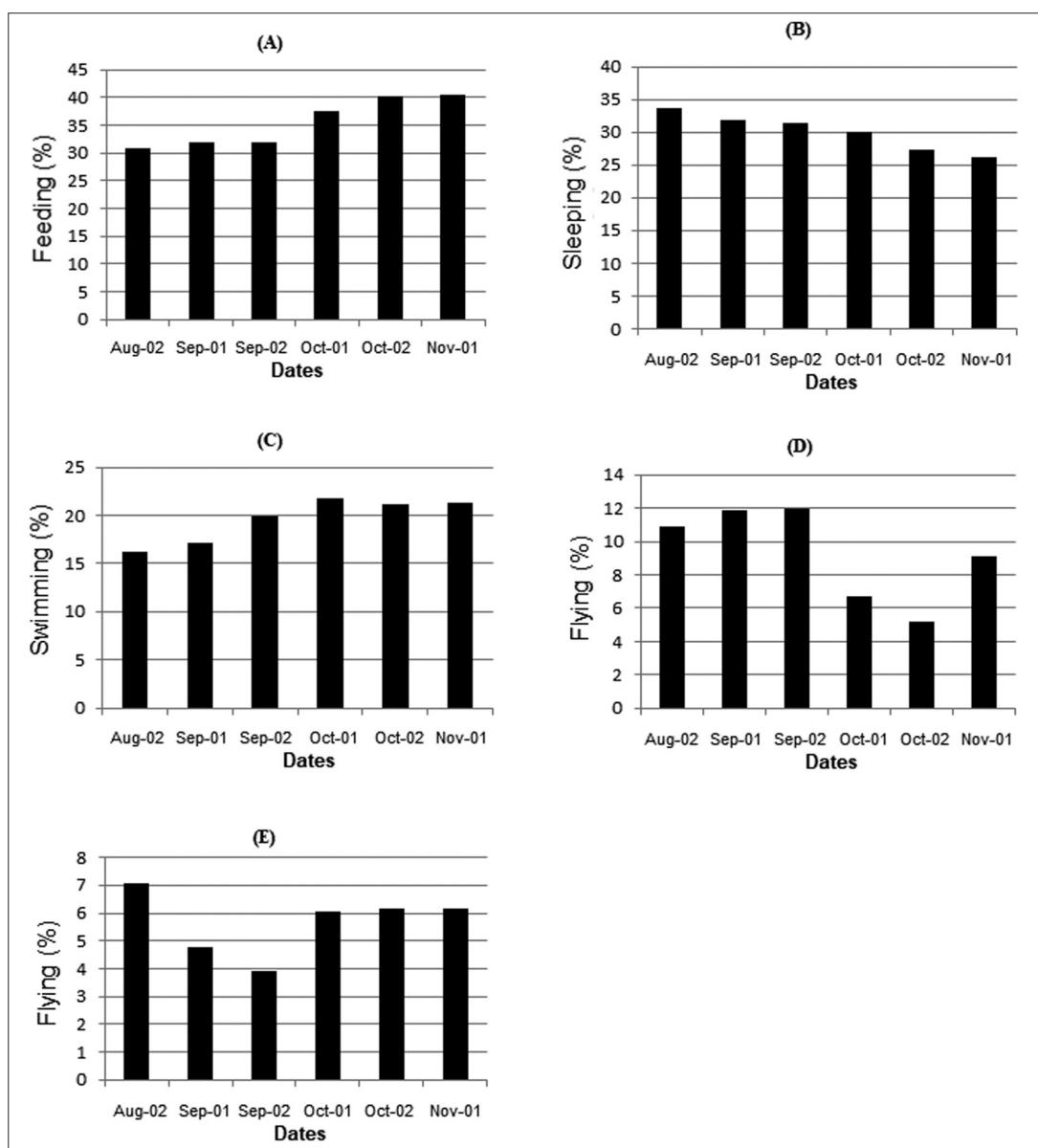


Figure 6 – Evolution of diurnal activities patterns of *Marmaronetta angustirostris* at Garaet Hadj-Tahar during the 2012, 2013 and 2014. Jul = July, Aug = August, Sep = September, Oct = October; 01 = first half of the month, 02 = second half of the month.

by Gareat Hadj-Tahar is subdivided into three more or less distinct periods:

- The beginning of the stay, which consists of the second fortnight of August, where we recorded a very intense flight activity among the first occupants of the body of water. We observed regular positioning flights allowing these birds to regroup.
- Mid-stay during September when ducks exhibit their second most important activity:

sleeping represents the best means of recovery and conservation of energy. They also exhibit the preening activity as, after a long migration, they have to change their damaged feathers.

- Finally, at the end of their stay, in October and November, when birds prepare for their new migration. They have to restore their energy reserves in order to carry out their pre-nuptial migration to the usual breeding and nesting sites. The reproductive success of this species is closely related to the accumulation of lipid reserves during the wintering period (Krapu *et al.* 1983).

The Correspondence Analysis also shows that the feeding activity is associated with swimming. This allows birds to feed on the surface of the water in areas cleared of all vegetation and away from other ducks occupying the same areas of the wetland.

Conclusion

The Marbled duck has frequented the complex of Guerbes-Sanhadja with very low numbers not exceeding 38 individuals. Although the species is nesting nearby in the wetlands of Annaba in the east and the high plateaus in the south (Maazi 2009; Aberkane *et al.* 2014), the length of their stay at the Garaet Hadj-Tahar remains very short. It generally extends from September to November when autumn is relatively hot and dry, which has been observed during the last two seasons of monitoring and reported by the scientific study (Ledant *et al.* 1981; Isenmann & Moali 2000; Aberkane *et al.* 2014). This confirms that this species prefers to use the studied wetlands during its post-nuptial passage and Gareat Hadj-Tahar is considered as a migratory halt for this species. The results of the study of the diurnal activities allowed us to highlight the particularity of this site. Feeding is the main activity with 34.97%. This species intensified its search for food continuing its migration route and reaching its wintering sites. Sleep is in second place followed by swimming, preening and flying.

This site is undergoing major human pressure in recent years linked with the development of agriculture. Therefore, sound management of this Ramsar Site should control farming in the surroundings of water bodies and decrease poaching during the breeding season.

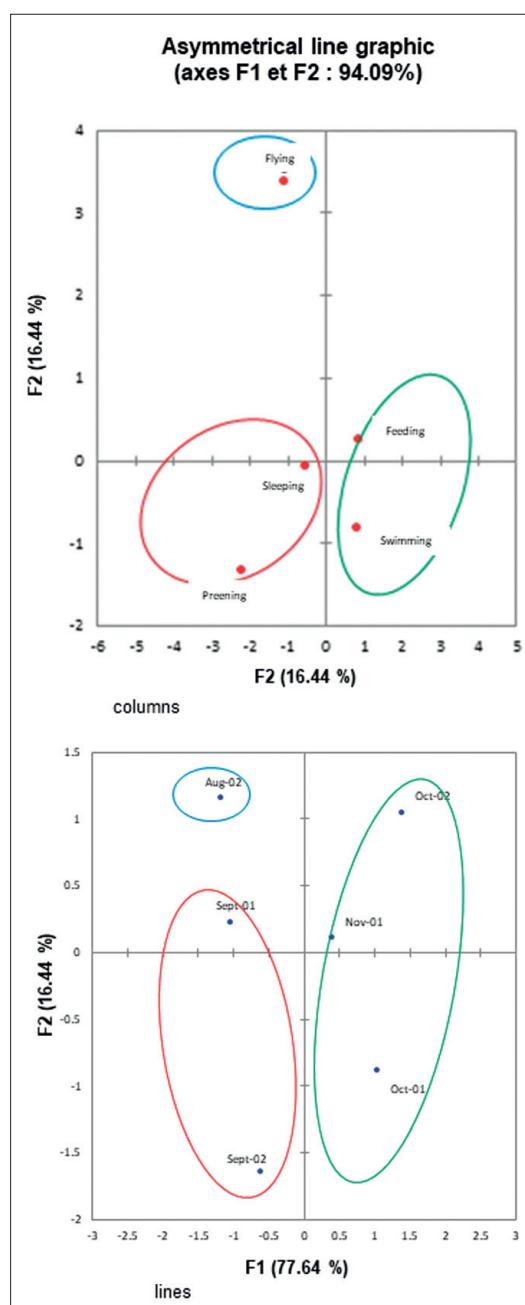


Figure 7 – Analysis (CA) factorial plan 1x2 of diurnal rhythms of activities of Marbled duck at Garaet Hadj-Tahar. Jul = July, Aug = August, Sep = September, Oct = October; 01 = first half of the month, 02 = second half of the month.

Acknowledgements

The authors wish to acknowledge the Directorate-General for Scientific Research and Technological Development (DGRSDT) for funding the work. Additionally, the authors are grateful to thank Mr. Merzoug Seyfeddine, for his contribution to the realization of this work.

References

- Aberkane M., Maazi M.C., Chettibi F., Guergueb Y., Bouslama, Z. & Houhamdi M., 2014. Diurnal wintering behaviour of the Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*) in north-east Algeria. *Zool. Ecol.* 1: 10-15.
- Altman, J. 1974. Observational study of behaviour: sampling methods. *Behaviour* 49: 227-267.
- Amor Abda W., Merzoug S., Belhamra M. & Houhamdi M., 2015. Phenology and diurnal behaviour of the Northern Shoveler *Anas clypeata* in the Guerbes-Sanhadja wetland complex (north-eastern Algeria). *Zool. Ecol.* 1: 19-25.
- Baldassare G.A., Paulus S.L., Tamisier A. & Titman R.D., 1988. Workshop summary: Techniques for timing activity of wintering waterfowl. In: Weller M.W. (ed.), *Waterfowl in winter*. Univ. Minnesota Press, Minneapolis. 23p.
- Bara M., Merzoug S.E., Khelifa R., Bouslama Z. & Houhamdi M., 2014. Aspects of the breeding ecology of the Purple Swamphen *Porphyrio porphyrio* in the wetland complex of Guerbes-Sanhadja, north-east Algeria. *Ostrich* 82: 185-191.
- Birdlife International., 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Birdlife International, Cambridge, Birdlife Conservation series. n° 12, 74p.
- Birdlife International., 2015. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International, Cambridge.
- Blondel J., 1975. Analysis of populations of water birds. Element of ecological diagnosis. I: Progressive sampling method frequency (EFP). *Rev. Ecol-Terre Vie* 29: 533-589.
- Boumezbeur A., 2001. *Atlas of Algerian wetlands of international importance*. General Management, Forestry, Ben Aknoun.
- Bouzegag A., Saheb M., Bensaci E., Nouidjem Y. & Houhamdi M., 2013. Ecology of Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* (Ménétrier, 1832) in the wetland complex of Oued Righ valley (Algerian Sahara). *Bull. Ins. Sci. Rabat, Section Sciences de la Vie* 35: 141-149.
- Coulthard N.D., 2001. Algeria. In: Fishpool L.D.C. & Evans M.I. (eds.), *Important bird areas in Africa and associated islands: Priority sites for conservation*. Newbury/Cambridge: Pisces Publications/Bird Life International (Bird Life Conservation Series 11: 51-70).
- Dodman T., 2002. *Waterbird population Estimates in Africa*. Unpublished consultation draft. Wetlands International, Dakar.
- Green A.J. & El Hamzaoui M., 2000. Diurnal behaviour and habitat use of no breeding Marbled duck *Marmaronetta angustirostris*. *Can. J. Zool.* 78: 2112-2118.
- Harchrass A., Belghyti D. & Elkharim K., 2010. Phénologie de la Sarcelle marbrée *Marmaronetta angustirostris* dans le lac Sidi Boughaba & propositions de conservation Kenitra - Maroc (août 2007-août 2009). *World Journal of Biological Research* 3(2): 1-5.
- Houhamdi M., Hafid H., Seddik S., Bouzegag A., Nouidjem Y., Maazi M.C. & Saheb M., 2008. Wintering of common crane *Grus grus* in the Algerian eastern wetland complex. *Aves* 2: 93-103.
- Houhamdi M., 2002. *Ecology of avian populations of Lac des Oiseaux (oriental Numidia)*. Doctoral thesis. Univ. Badji Mokhtar, Annaba (Algérie).
- Houhamdi M., Maazi M.C., Seddik S., Bouaguel L., Bougoudjil S. & Saheb M., 2009. Status and ecology of the White-headed duck *Oxyura leucocephala* in the wetlands of the high plains of eastern Algeria. *Aves* 1: 129-148.
- Houhamdi M. & Samraoui B., 2001. Diurnal behaviour of common teal *Anas crecca* at lac des Oiseaux, northeast Algeria. *Ardeola* 1: 59-69.
- Houhamdi M. & Samraoui B., 2003. Diurnal behaviour of wintering Wigeon *Anas penelope* at Lac des Oiseaux, Northeast Algeria. *Wildfowl* 54: 51-62.
- Houhamdi M. & B. Samraoui., 2008. Diurnal and nocturnal behaviour of ferruginous duck *Aythya nyroca* at Lac des Oiseaux, Northeast Algeria. *Ardeola* 55: 59-69.
- Isenmann, P. & Moali, A. 2000. *Les oiseaux d'Algérie/ Birds of Algeria*. SEOF, Paris, 336p.
- IUCN 2019. The IUCN red list of threatened species. <https://www.iucnredlist.org/>
- Krapu G.L., Klett AT. & Jorde DG., 1983. The effects of variable spring water conditions on Mallard reproduction. *The Auk*. 100: 689-698.
- Lamotte J. & Bourrelière A., 1969. *Problems of ecology: sampling of terrestrial animal populations*. Masson, Paris, 151p.
- Ledant J.P., Jacob J.P., Jacobs P., Malher F., Ochando B. & Roché J., 1981. Mise à jour de l'avifaune algérienne. *Le Gerfaut – De Gierwalk – Revue belge d'ornithologie* 71: 295-398.
- Losito M.P., Mirarchi E. & Baldassare G.A., 1989. New techniques for timing activity studies of avian flocks in view-restricted habitats. *J. Field. Ornithol.* 60: 388-396.
- Maazi M.C., 2009. *Eco-ethology of the Anatidae wintering in Garaet of Timerganine (Ain Zitoun-Umm el Bouaghi)*. Ph.D. thesis. Badji Mokhtar University, Annaba. Algeria.
- Merzoug A., Bara, M. & Houhamdi, M., 2015. Diurnal time budget of Gadwall *Anas strepera* in Guerbes-Sanhadja wetlands (Skikda, northeast Algeria). *Zool. Ecol.* 2: 101-105.
- Merzoug S.E., Amor Abda W., Belhamra M. & Houhamdi M., 2014. Eco-ethology of the wintering ferruginous duck *Aythya nyroca* (Anatidae) in Garaet HadjTahar (Guerbes-Sanhadja, Northeast of Algeria). *Zool. Ecol.* 4: 297-304.

- Metallaoui S., Houhamdi M., 2008. Preliminary data on water birds of Garaet Hadj-Tahar (Skikda, Algeria North East). *Afri. Birdclub. Bull.* 1: 71-76.
- Metallaoui S. & Houhamdi M., 2010. Biodiversity and ecology of water birds wintering in Garaet Hadj-Tahar (Skikda, north-east of Algeria). *Appl. Hydro.* 17: 1-16.
- Tamisier A. & Dehorter O., 1999. *Camargue, Canards et Foulques. Fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hiver.* Centre ornithologique du Gard, France.
- Wetlands International, 2016. Waterbird population estimates. Retrieved from wpe. <http://wpe.wetlands.org>.

Diversité floristique du Mont Guerouaou (Sehary Guebli, Région de Djelfa, Algérie) en fonction des paramètres stationnels

Floristic diversity of Guerouaou Mountain (Sehary Guebli, Djelfa region, Algeria) according to the environmental factors

Brahim GUIT¹, Bouzid NEDJIMI^{1,*}

1. Laboratoire d'exploration et de valorisation des écosystèmes steppiques, Faculté des sciences de la nature et de la vie, Université Ziane Achour, Cité Aïn Chih, B.P. 3117, Djelfa 17000, Algérie

* Auteur correspondant : bnedjimi@yahoo.fr

Received: 19 Feb, 2019 ; First decision: 12 April, 2019 ; Revised: 27 June, 2019 ; Accepted: 11 July, 2019

Résumé

La présente recherche a pour objectif l'étude de l'effet des facteurs stationnels sur la diversité floristique du Mont Guerouaou, partie intégrante de la forêt de Bastama (massif de Sehary Guebli), situé en zone semi-aride Centre (Algérie). Trente-six relevés floristiques (1 600 m²) ont été réalisés selon une toposéquence du bas en haut de versant sur les deux expositions nord et sud. La zone d'étude abrite 77 espèces végétales réparties en 23 familles dont les Asteraceae, Poaceae et Fabaceae sont les plus dominantes. Les thérophytes détiennent la première place des types biologiques. Du point de vue biogéographique, l'élément méditerranéen l'emporte sur les autres types. Le versant nord, dont la strate arborescente domine, est caractérisé par une richesse spécifique plus élevée que le versant sud, dont la strate arbustive domine. L'analyse numérique multivariée (CAH et AFC) a permis de distinguer 4 groupes de relevés liés à un gradient de xérité exprimé par l'exposition et un autre altitudinal. Une stratégie intégrative de conservation doit être envisagée afin de préserver ce réservoir de biodiversité. L'implication de la population locale doit constituer une priorité pour une utilisation rationnelle des ressources naturelles.

Abstract

The present work was conducted to examine the effect of environmental factors on the floristic diversity of Guerouaou Mount located in Bastama forest (Sehary Guebli massif) at Djelfa province (Algeria). Thirty-six floristic surveys (totaling 1600m²) were taken across an altitudinal gradient established on south and north exposures. The results revealed the presence of 77 species belonging to 23 botanical families of which Asteraceae, Poaceae and Fabaceae were the dominant families. In this area the therophytes are the principal biological type. The north exposition (predominance of trees) is characterized by high specific richness compared to the south exposition where shrubs are dominant. The multivariate analyses (HCA and CA) showed the presence of 4 groups of vegetation related to xeric and altitudinal gradients. Conservation and restoration strategies of these ecosystems are recommended.

Mots-clés : diversité floristique, exposition, topographie, pinède semi-aride, Sehary Guebli, Algérie.

Keywords: floristic diversity, exposition, topography, semi-arid pine forest, Sehary Guebli, Algeria.

Abridged English Version

Aleppo pine formations constitute an ecosystem of importance for plant diversity in Algerian Saharan Atlas. Currently, they are under constant threat of illegal wood cuttings, overgrazing and fires aggravated by climatic changes as well as increasing human activities.

The future protection and management of this ecosystem therefore depends upon establishing a baseline of floristic data. The objectives of this work are: (i) to investigate the different plant formations present in the Guerouaou Mount (Sehary Guebli massif, Djelfa Algeria) and (ii) to describe the environmental factors which affect the distribution of plant formations.

The floristic study showed that the environmental factors (exposure and altitude) have a significant effect on vegetable diversity of the Guerouaou Mount. Thirty-six floristic surveys and a minimal surface of 1600m² were carried out along transects established on the north and south exposures of the study site. Seventy-seven (77) species, distributed among 23 families were inventoried in which the *Asteraceae*, *Poaceae* and *Fabaceae* were the predominant families. ANOVAs revealed that north facing slopes are characterized by higher specific richness as compared to south facing slopes. The therophytization dominates the biological spectrum (31 to 44%). This phenomenon constitutes an adaptation strategy to the adverse conditions such as drought. The analysis of the chorologic types shows the prevalence of the Mediterranean elements (36 to 52%). However, the local flora displays a significant endemism of 15%. A Correspondence Analysis (CA) combined with a Hierarchical Clustering Analysis (HCA) exposed the combination of two ecological factors: exposure (xericity) and altitude. Actual problems in Guerouaou Mount are related to human and natural degradations leading to the regression of its floristic richness. A durable management and a rational exploitation of the phylogenetic resources must be planned in order to protect this ecosystem from any degradation caused by the irrational use.

Introduction

La mesure de la diversité biologique est d'une importance capitale dans les études écologiques et la conservation de la biodiversité (Lu *et al.*, 2007). Les espèces végétales, partie intégrante de l'écosystème et l'un de ses principaux composants (Jackson *et al.*, 2000), fournissent des informations quantitatives et qualitatives rendant possible la caractérisation de l'environnement (Markert, 2008). Comprendre la distribution des espèces végétales à travers les études floristiques est l'un des principaux objectifs de l'écologie (Dias dos Santos *et al.*, 2014) et une nécessité pour la gestion et la conservation des écosystèmes (Bano *et al.*, 2018).

À l'échelle mondiale, les forêts constituent des réservoirs majeurs de la biodiversité terrestre et fournissent des services écosystémiques vitaux (Venter & Venter, 2009). Selon le FAO (2010), les forêts méditerranéennes sont estimées à 85 millions d'hectares, représentant environ 2 % de la surface forestière mondiale (soit 4 033 millions d'hectares). Elles abritent une diversité végétale estimée à environ 25 000 espèces (Myers *et al.*, 2000) dont plus de 60 % sont endémiques (Thompson *et al.*, 2005). Les forêts algériennes occupent une superficie de 1 492 000 ha (FAO, 2010) et présentent des richesses naturelles importantes dont une diversité floristique avérée (Quézel and Médail, 2003). Ce patrimoine forestier est localisé au nord de l'Algérie, principalement sur les Atlas tellien et saharien.

Le massif forestier de Sehary Guebli (Terme arabe signifiant « situé au sud »), objet de notre présente recherche, constitue l'une des plus importantes forêts naturelles de pin d'Alep des zones arides de l'Atlas saharien algérien. Hormis la seule étude phytosociologique et phytoécologique des formations à pin d'Alep de l'étage bioclimatique semi-aride algérien, menée par Kadik (2005), qui a englobé le massif Sehary Guebli, aucune autre étude floristique n'a été entamée dans la région. Le Mont Guerouaou, relevant du massif de Sehary Guebli, constitue un des sites exceptionnels de diversité végétale de l'Atlas saharien malgré les menaces anthropiques qui pèsent sur lui (coupes illicites, défrichements, pâturages extensifs, incendies) ou naturels.

Gallardo-Cruz *et al.*, (2009) notent que, dans les régions montagneuses, les caractéristiques topographiques telles que l'exposition et l'altitude jouent un rôle majeur dans

la structuration de la végétation. Crist *et al.* (2003) ajoutent que la diversité et la richesse spécifique sont toujours influencées par les facteurs du milieu.

Le gradient altitudinal, évoqué par Quense (2011), est fortement lié à la notion de température, ce qui est à la base de différences importantes dans la composition floristique, structurale des peuplements forestiers le long de ce gradient. De la même façon que les formations végétales varient sur un gradient altitudinal, la diversité suit aussi cet étagement (Lenoir, 2009).

De leur part, Gallardo-Cruz *et al.* (2009) ; Zhuang *et al.* (2012) et Moeslund *et al.* (2013) affirment que les versants nord ou sud présentent une composition et une richesse différentes de la communauté végétale du fait des différences de microclimat (températures et humidité). Dans les conditions arides, où les précipitations ne dépassent pas 400 mm par an, on peut généralement s'attendre à une richesse en espèces plus élevée sur les versants exposés au nord relativement plus humides que ceux exposés au sud (Sternberg and Shoshany, 2001).

Partant de ces postulats, nous essayerons à travers cette étude, portant sur la diversité floristique du Mont Guerouaou, partie intégrante du massif forestier de Sehary Guebli, de répondre à cette question : Y a-t-il des différences notables dans la composition floristique et la diversité entre les versants contrastés nord et sud et à différentes altitudes ?

Matériel et Méthodes

Site d'étude

La zone d'étude est le massif forestier de Sehary Guebli. Il est situé sur les collines des hauts plateaux de l'Atlas saharien à environ 30 km au nord-est du chef-lieu de la commune de Djelfa (figure 1). Ses coordonnées géographiques sont 3°7' à 3°24' longitude est et 34°47' à 34°57' latitude nord. Occupant une superficie de 32 256 ha, ces forêts se situent dans une tranche altitudinale de 1 000 m à 1 450 m et sont constituées principalement de pin d'Alep à l'état naturel. Les pentes, de l'ordre de 40 % au niveau des sommets, sont plus douces (5 à 20 %) sur le bas des versants. La région de Sehary Guebli est en grande partie une zone forestière bien que les

bas versants soient utilisés pour l'agriculture et le pastoralisme.

Ce massif appartient à l'étage bioclimatique semi-aride, caractérisé par une pluviométrie moyenne annuelle de 340 mm, fluctuant entre 165 mm et 450 mm durant la période trentenaire (1987-2016). La saison humide dure 7 mois, du début janvier à la mi-mai et de la mi-octobre à la fin décembre, et la saison sèche s'étend sur 5 mois, de la mi-mai à la mi-octobre. La température moyenne annuelle est de 13,8 °C. Le mois le plus froid est janvier avec 4,1 °C et le mois le plus chaud est juillet avec 21,7 °C. Les sols de Sehary Guebli sont caractérisés par une hétérogénéité liée à la roche-mère et à la topographie. Kadik (2005) distingue deux classes de sols : les rendzines

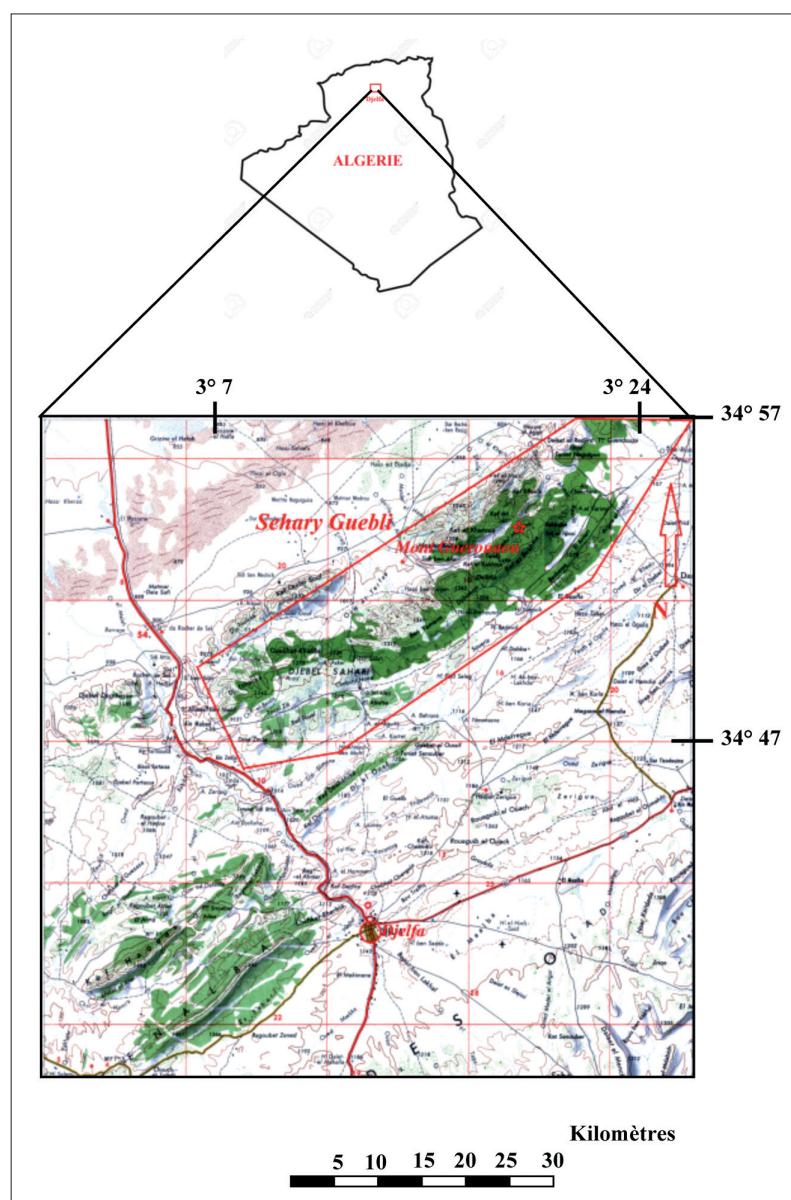


Figure 1 – Localisation du site d'étude.

et les sols bruns calcaires. Du point de vue de la physionomie de la végétation, on distingue : – Une strate arborescente constituée exclusivement de Pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.).

– Une strate arbustive comprenant de nombreux arbustes parmi lesquels : le Chêne vert (*Quercus ilex* L.), le Genévrier de Phénicie (*Juniperus phoenicea* L.), le Genévrier oxycédre (*Juniperus oxycedrus* L.) et la Filaire à feuilles étroites (*Phillyrea angustifolia* L.). – Une strate herbacée dominée par deux graminées : le Diss (*Ampelodesma mauritanicum* (Poiret) Dur. et Sch.) surtout sur les versants nord et l'Alfa (*Stipa tenacissima* L.).

D'après les subdivisions géographiques de l'Afrique méditerranéenne et du Sahara élaborées par Quézel and Santa (1962), le massif de Sehary Guebli appartient au Domaine Nord-Africain steppique, au secteur de l'Atlas saharien et au sous-secteur de l'Atlas saharien central.

Méthodologie adoptée

Choix des stations et échantillonnage

Notre choix s'est porté sur le Mont Guerouaou, partie intégrante du massif de Sehary Guebli, car il abrite une diversité floristique très riche et rare en zone semi-aride (notamment la présence de l'Arbousier, le Chèvrefeuille, le Petit Houx...). Aussi, il offre deux expositions nord et sud et une différence altitudinale de plus de 100 m : 1 300 à 1 450 m.

Nous avons distingué sur un même versant (nord ou sud), selon une toposéquence du bas en haut versant, trois positions topographiques : bas versant, mi-versant et haut versant, correspondant respectivement aux tranches altitudinales suivantes : 1 300-1 350 m ; 1 350-1 400 m et 1 400-1 450 m (figures 2a et 2b). Au niveau de chaque position topographique, trois aires minimales d'une superficie de 200 m² chacune (20 m × 10 m, dont la longueur étant prise dans le sens de la pente) ont été installées et où on a procédé à la récolte de la totalité des espèces végétales se trouvant à l'intérieur de ces aires. Le choix de cette superficie est dicté par la formation arborée ou arbustive dominant la physionomie du Mont Guerouaou. Conjointement et à l'intérieur de chaque aire, deux relevés linéaires de 10 m chacun ont été effectués, selon la direction de la pente, pour estimer le recouvrement de chaque strate de la végétation (arborescente, arbustive et herbacée). La lecture se fait tous les 10 cm sur la ligne ce qui donne au total 200 points de lecture dans chaque aire pour plus de précision. Un relevé doit être situé précisément dans le temps, en général, pendant

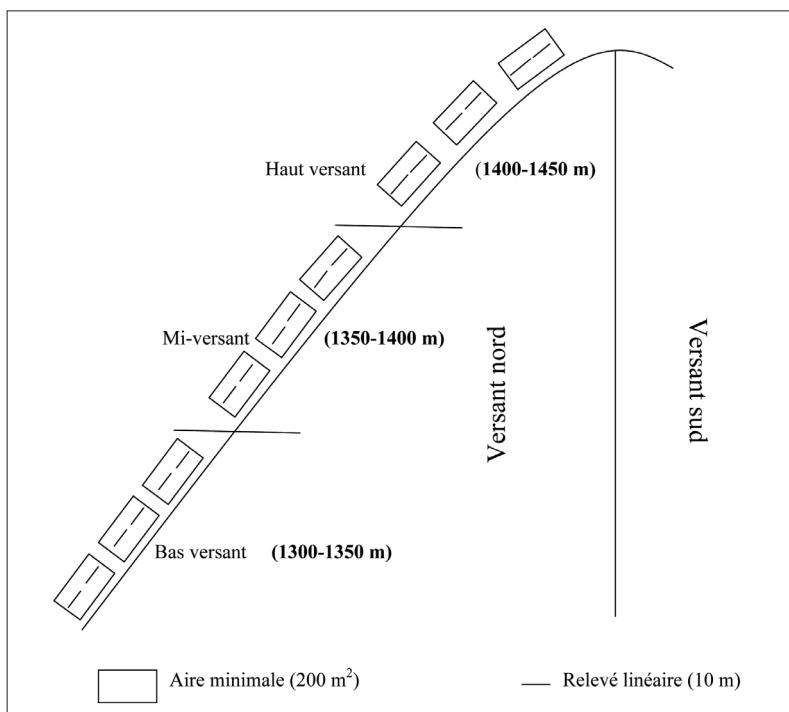


Figure 2a – Protocole expérimental adopté sur le terrain.

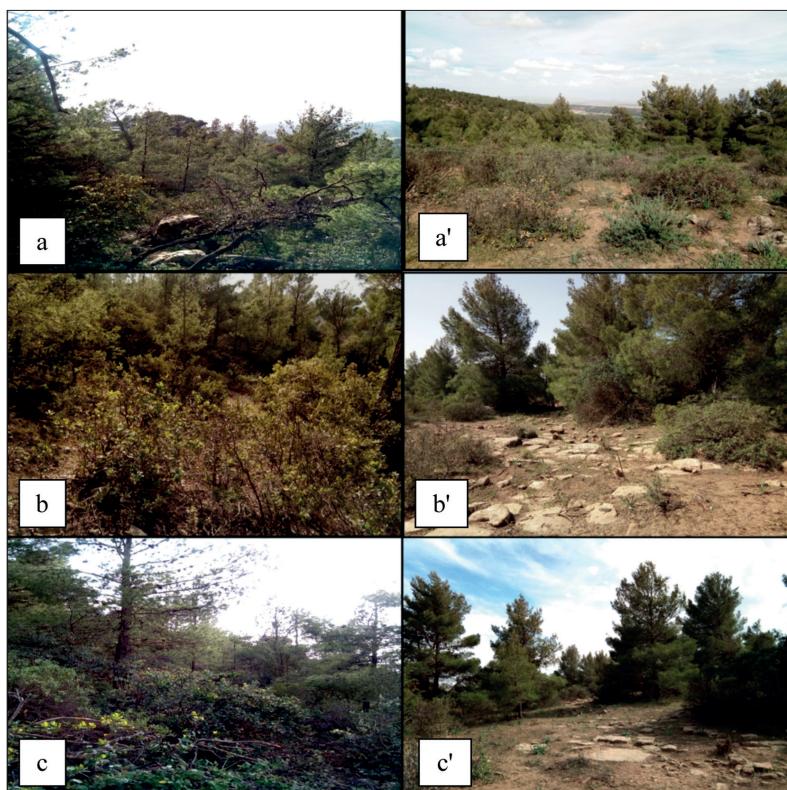


Figure 2b – Positions topographiques du Mont Guerouaou (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie), (a) : haut versant nord, (b) : mi-versant nord, (c) : bas versant nord, (a') : haut versant sud, (b') : mi-versant sud, (c') : bas versant sud.

la période de développement optimale de la végétation (Ozenda, 1982). Dans notre cas, la période d'échantillonnage s'est étalée de la mi-avril à la mi-mai du printemps 2017.

Indices et paramètres de la végétation mesurés

Recouvrement global de la végétation

Selon Brigitte (2004), la physionomie de la végétation est décrite à partir de ses caractéristiques, à savoir la structure verticale définie par les strates de végétation, la structure horizontale définie par le degré de recouvrement par strate, et à partir des coefficients d'abondance-dominance des espèces, annotés lors des campagnes de relevés. L'identification des formations végétales est basée sur l'étude des strates de végétation. Le recouvrement de chaque strate étant estimé par la valeur moyenne des deux relevés dans chaque aire.

Richesse floristique

Parmi les différentes mesures de diversité disponibles, la richesse spécifique étant la plus adoptée dans les recherches en écologie (Laurin *et al.*, 2016). Elle influence le fonctionnement de la communauté au sein des groupes fonctionnels (Bruno & Cardinale 2008). C'est aussi l'un des principaux traits des communautés du fait qu'elle affecte leur stabilité, leur productivité et leur susceptibilité à l'invasion (Gamfeldt and Hillebrand, 2008). Dans notre cas, ce paramètre étant estimé par le nombre cumulé d'espèces se trouvant dans les trois aires de chaque position topographique.

Indice de Shannon et de similarité de Sørensen

L'indice de diversité le plus couramment utilisé dans la littérature est celui de Shannon (Frontier *et al.*, 2008) et l'indice de similarité le plus largement adopté est celui de Sørensen (Magurran, 2004). Ce dernier indice mesure la similarité de la composition des espèces au niveau des deux versants nord et sud.

Spectre biologique et phytogéographique

La végétation sera décrite au regard des formes de vie des espèces végétales au sens de Raunkiaer (1934) : phanérophytes, chamaephytes, hemicryptophytes, géophytes et théophytes. Ces formes sont des types

fonctionnels qui ont été utilisés pour décrire la compatibilité des plantes à certaines conditions écologiques (Odland, 2009). Associées aux conditions environnementales, ces formes sont considérées comme un indicateur sensible des facteurs physiques et biologiques dominants (Mota *et al.*, 2017).

La répartition des types chorologiques au sein de la végétation sera également abordée. L'étude de la répartition géographique ou de la chorologie est en effet une autre partie des études floristiques qui font référence à l'adaptation des plantes aux variations environnementales. Chaque espèce végétale a une certaine extension écologique et tolère des conditions environnementales particulières dans l'espace (Abedi and Abedi, 2015). C'est une source précieuse de données relatives à la biogéographie, aux modèles d'exigences en matière d'habitat, à la conservation des ressources phytogénétiques et à la sélection des espèces pour la restauration des écosystèmes (Bagheri *et al.*, 2017).

Analyses statistiques

Une analyse de variance (ANOVA) au seuil de significativité $P < 0,05$ a été réalisée pour tester l'influence de l'exposition et de la position topographique sur la richesse floristique. L'Analyse factorielle des correspondances permet de mettre en évidence l'existence de gradients (altitudinal, d'aridité...). Elle constitue une première étape pour l'exploitation des matrices station-espèces et permet un traitement des données. C'est un outil privilégié pour le traitement des données floristiques (Schwal, 2004). Cette technique a pour objet de décrire (en particulier sous forme graphique) le maximum d'information contenue dans un tableau de données, croisant des variables et des individus (relevés et espèces) (Meddour, 2010). L'AFC est une bonne méthode pour représenter les relevés à classer et une bonne méthode pour trouver des gradients (Chessel *et al.*, 2004). L'efficacité de l'AFC est généralement maximale pour l'analyse des gradients (dynamique, altitudinal, thermique, de dégradation, etc.) (Dufrêne, 1998). L'analyse factorielle des correspondances permet d'individualiser des groupements végétaux (Ramade, 2003).

La Classification Ascendante Hiérarchique (CAH), par le critère de l'inertie (Méthode de Ward), a été employée, après AFC, pour rechercher la typologie des relevés (Marage,

2004). Chaque groupe doit être le plus homogène possible et les groupes doivent être les plus différents possibles entre eux (Chessel *et al.*, 2004). Cette classification nécessite le calcul d'un indice de similarité ou de distance entre les paires d'entités à classer, qui sont soit des groupes de relevés ou de simples relevés (Bouxin, 2008).

Ces analyses numériques (ANOVA, AFC et CAH) ont été réalisées avec le logiciel STATISTICA 10.

Résultats

Richesses et indices de diversité floristiques

L'étude floristique a comptabilisé 77 espèces végétales appartenant à 65 genres et 22 familles botaniques (Annexe). Le nombre total d'espèces est plus important sur le versant nord (58) par rapport au versant sud (41) (tableau 1). L'analyse de variance a révélé un effet très hautement significatif ($F = 74,05$; $ddl = 1$; $P < 0,001$) du facteur « Exposition » sur la richesse floristique.

Sur versant nord, la richesse floristique est plus importante sur mi-versant (34 espèces) et haut versant (30 espèces) par rapport au

bas versant (27 espèces). Sur versant sud, un maximum a été enregistré sur haut versant (29 espèces) puis en mi-versant (28 espèces). L'analyse de variance a révélé un effet significatif ($F = 5,43$; $ddl = 2$; $P < 0,05$) du facteur « Position topographique » sur la richesse floristique.

Le résultat des indices de Shannon, calculés pour différentes positions topographiques de chaque versant, est illustré par le tableau 1. Les valeurs de l'indice de Shannon traduisent une meilleure diversification de la flore sur versant nord (3,15 bit/ind.) par rapport au versant sud (2,75 bit/ind.). Concernant les positions topographiques, le mi-versant est le plus diversifié avec des valeurs respectives de 3,30 (bit/ind.) et de 2,79 (bit/ind.) sur versant nord et sud. L'analyse de variance a révélé un effet hautement significatif ($F = 14$; $ddl = 1$; $P < 0,01$) du facteur « Exposition » et un effet significatif ($F = 5,16$; $ddl = 2$; $P < 0,05$) du facteur « Position topographique » sur la diversité floristique exprimée par l'indice de Shannon.

Similarité floristique

La similarité floristique entre versants nord et sud, d'un côté, et entre différentes positions topographiques, de l'autre est estimée par l'indice de similarité de Sørensen et est présentée dans le tableau 2. La similarité moyenne entre les deux versants est de 33 %. La similarité est maximale entre les hauts versants des deux expositions nord et sud (41 %).

Contribution des différentes familles botaniques

La contribution des différentes familles au cortège floristique du Mont Guerouaou dans les deux versants est illustrée par la figure 3 (a et b). Sur le versant nord, la famille des *Asteraceae* est la plus dominante avec un taux de 24,13 %, suivie par les *Fabaceae*, *Poaceae* et *Liliaceae* à un même taux de 10,34 %, les *Cistaceae* (6,89 %), les *Rubiaceae* (5,17 %). Les familles des *Caryophyllaceae*, *Plantaginaceae*, *Oleaceae*, *Cupressaceae* et *Lamiaceae* ont un taux de 3,44 % et le reste des familles à savoir les *Brassicaceae*, *Iridaceae*, *Pinaceae*, *Ranunculaceae*, *Ericaceae*, *Linaceae*, *Apiaceae*, *Fagaceae* et *Caprifoliaceae*, avec un très faible taux de 1,72 %.

Tableau 1 – Richesses spécifiques et indices de diversité de Shannon (bit/ind.) par station et par position géomorphologique.
Mont Guerouaou (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie).

	Position topographique	Versant nord	Versant sud
Richesse spécifique	Bas versant	27	26
	Mi-versant	34	28
	Haut versant	30	29
	Total	58	41
Indice de Shannon (bit/ind.)	Bas versant	3,13	2,78
	Mi-versant	3,30	2,79
	Haut versant	3,02	2,70
	Moyenne	3,15	2,75

Tableau 2 – Espèces communes et indices de similarité de Sørensen entre stations et positions topographiques.
Mont Guerouaou (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie).

	Station I/Station II			Moyenne (Station I/Station II)
	Haut versant	Mi-versant	Bas versant	
c	12	10	7	13
I_s	0,41	0,32	0,26	0,33

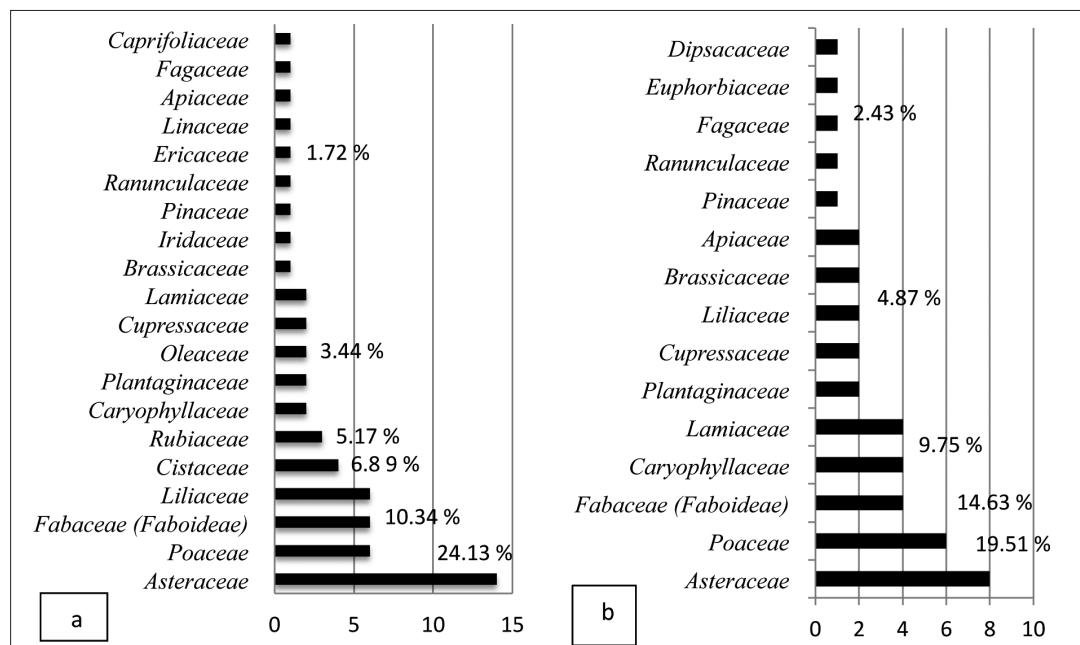


Figure 3 – Contribution des différentes familles (nombre d'espèces par famille) du Mont Guerouaou (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie), (a) : Versant nord, (b) : Versant sud.

Sur versant sud, la famille des *Asteraceae* domine aussi avec taux de 19,51 %, suivie par les *Poaceae* avec 14,63 %, puis les familles telles que les *Fabaceae*, *Caryophyllaceae* et *Lamiaceae* avec un taux de 9,75 %, et les familles des *Plantaginaceae*, *Cupressaceae*, *Liliaceae*, *Brassicaceae*, et *Apiaceae* avec un taux de 4,87 %. Le reste des familles comme les *Pinaceae* *Ranunculaceae*, *Fagaceae*, *Euphorbiaceae* et *Dipsacaceae* ont un très faible taux de 2,43 %.

Treize familles sont communes aux deux versants (*Asteraceae*, *Poaceae*, *Fabaceae* (*Faboïdeae*), *Liliaceae*, *Caryophyllaceae*, *Plantaginaceae*, *Cupressaceae*, *Lamiaceae*, *Brassicaceae*, *Pinaceae*, *Ranunculaceae*, *Apiaceae* et *Fagaceae*). Sept familles sont exclusives au versant nord (*Cistaceae*, *Rubiaceae*, *Oleaceae*, *Iridaceae*, *Ericaceae*, *Linaceae* et *Caprifoliaceae*) alors qu'en versant sud, seules deux familles sont exclusives telles que les *Euphorbiaceae* et *Dipsacaceae*.

La famille des *Asteraceae* est la plus représentée au sein des espèces végétales (14 genres et 20 espèces) suivie par la famille des *Poaceae* (8 genres et 8 espèces) et les *Fabaceae* (représentée par la sous-famille des *Faboïdeae*) (6 genres et 7 espèces) (Annexe).

Spectre biologique et phytogéographique

Au versant nord, les thérophytes constituent le taux le plus élevé (31 %) des formes de vie (tableau 3) suivis par les hémicryptophytes (26 %), ensuite les phanérophytes (24 %), puis les chaméphytes (14 %) et enfin les géophytes qui enregistrent un taux faible de 5 %. Sur le versant sud, les thérophytes forment le taux le plus élevé (44 %) suivis par les hémicryptophytes (24 %), ensuite les phanérophytes (12 %), puis les géophytes et les chaméphytes qui enregistrent un même taux de 10 %.

Tableau 3 – Spectres biologique et phytogéographique. Mont Guerouaou (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie).

Types biologiques	Versant nord	Versant sud
Thérophytes	18 (31 %)	18 (44 %)
Hémicryptophytes	15 (26 %)	10 (24 %)
Phanérophytes	14 (24 %)	5 (12 %)
Chaméphytes	8 (14 %)	4 (10 %)
Géophytes	3 (5 %)	4 (10 %)
Total	58 (100 %)	41 (100 %)

Types chorologiques	Versant nord	Versant sud
Méditerranéens	30 (52 %)	15 (36 %)
Plurirégionaux	22 (38 %)	13 (32 %)
Nordiques	5 (8 %)	7 (17 %)
Endémiques	1 (2 %)	6 (15 %)
Total	58 (100 %)	41 (100 %)

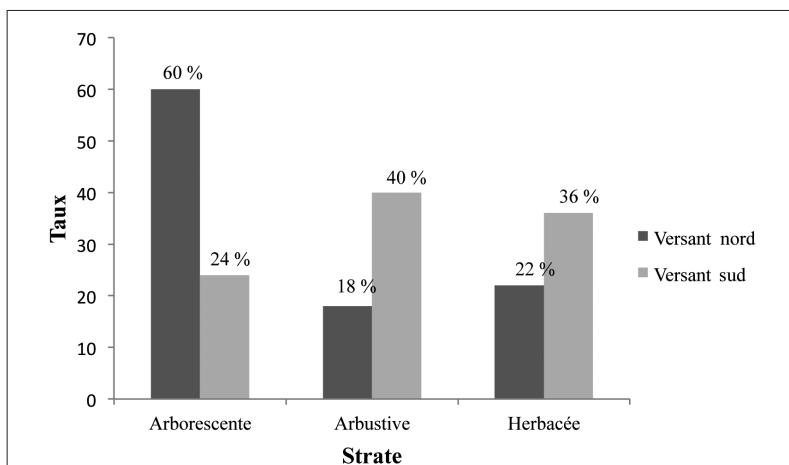


Figure 4 – Stratification de la végétation du Mont Guerouau (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie).

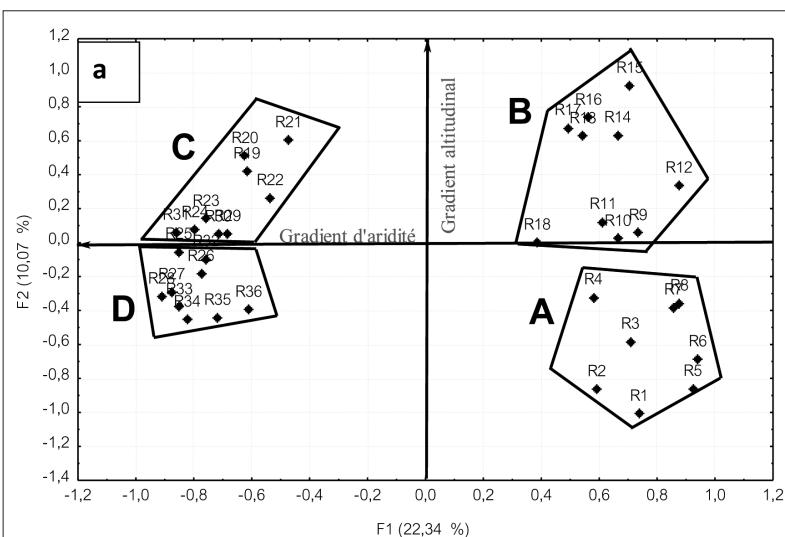


Figure 5a – Analyse factorielle des relevés, Mont Guerouau (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie).

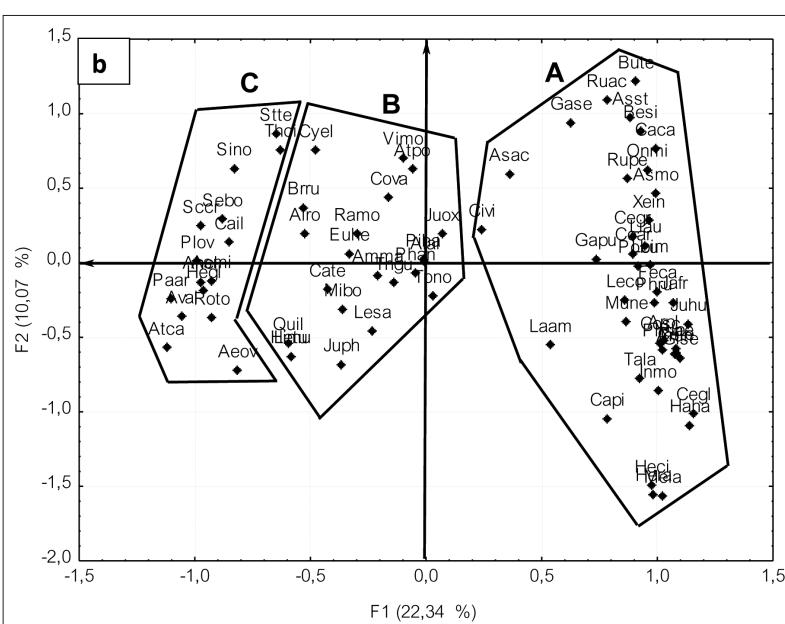


Figure 5b – Analyse factorielle des espèces. Mont Guerouau (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie).

Les types chorologiques méditerranéens sont dominants sur les deux versants nord et sud avec des taux respectifs de 52 % et 36 % suivis par les taxons plurirégionaux (38 % et 32 %), nordiques (8 % et 17 %) et enfin les endémiques (2 % et 15 %) (tableau 3).

Stratification de la végétation

La figure 4 illustre la stratification de la végétation sur versant nord et sud. La strate arborescente domine sur versant nord avec un taux d'environ 60 %, puis la strate herbacée avec 22 % et en dernier la strate arbustive avec 18 %. Sur versant sud, la strate arbustive est la plus dominante avec un taux de 40 %, suivie par la strate herbacée avec un taux de 36 %, et enfin la strate arborescente avec un taux de 24 %.

L'analyse de variance a révélé un effet très hautement significatif ($F = 16$; $ddl = 1$; $P < 0,001$) du facteur « Exposition » sur la stratification de la végétation.

Analyse factorielle des correspondances

Dans cette analyse, nous avons examiné séparément en premier lieu le groupement de relevés puis dans un deuxième temps le groupement d'espèces. Seuls les plans factoriels absorbant le maximum d'informations et expliquant le maximum du taux de l'inertie totale sont pris en compte pour le graphique suivant (figures 5a et 5b).

Analyse factorielle des relevés

L'axe 1 horizontal, dont la contribution à l'inertie est de 22,34 %, exprime un gradient d'aridité croissant du versant nord au versant sud puisque les relevés du versant nord (R_1 à R_{18}) se trouvent sur la partie négative de cet axe et les relevés du versant sud (R_{19} à R_{36}) sur la partie positive du même axe.

L'axe 2 vertical, dont la contribution à l'inertie est relativement faible (10,07 %), peut être exprimé par un gradient altitudinal croissant (du bas de versant au haut de versant). Les relevés du groupe A (R_1 à R_8) et les relevés du groupe D (R_{26} à R_{36}), situés pour la plupart en bas et mi-versant, se trouvent dans la partie négative de l'axe des ordonnées tandis que les relevés B (R_9 à R_{18}) et C (R_{19} à R_{25}), situés en haut et mi-versant, se situent dans la partie positive du même axe.

Analyse factorielle des espèces

Là aussi, les espèces suivent un gradient de xérité combiné à un gradient altitudinal tous deux croissants. Toutes les espèces du groupe A sont celles du versant nord. Ce groupe se situe sur la partie négative de l'axe des abscisses. Les espèces du groupe B sont pour la plupart celles du versant sud.

Le troisième groupe (C) réunit les espèces herbacées surtout du versant sud. On peut citer : *Stipa tenacissima*, *Atractylis cancellata*, *Silene nocturna*, *Seseli bocconi*, *Carduncellus ilicifolius* et *Scabiosa crenata*.

Classification hiérarchique ascendante

Le premier niveau de lecture du dendrogramme (figure 6) révèle un découpage indéniable en deux ensembles déjà mis en évidence par l'AFC : Le premier ensemble réunit les groupes de relevés A et B qui constituent les relevés du versant nord et le second rassemble les groupes de relevés C et D qui sont ceux du versant sud ce qui permet de conclure que la structuration des relevés est surtout déterminée par l'exposition.

À un niveau sous-jacent, nous distinguons quatre groupes répartis ainsi :

- Le groupe A, liant les relevés R₁ à R₁₂, correspond à totalité des relevés du bas et mi-versant de l'exposition nord.
- Le groupe B, rassemblant les relevés R₁₃ à R₁₈, correspond aux relevés du haut versant nord.
- Le groupe C, réunissant les relevés R₁₉ à R₂₄ correspond à totalité des relevés du haut versant sud ; aux relevés R₂₉ et R₃₀ du mi-versant sud et les relevés R₃₁ et R₃₂ du bas versant sud.
- Le groupe D, englobant les relevés R₂₅ à R₂₈, correspond à la presque totalité des relevés du mi-versant sud et aux relevés R₃₃ à R₃₆ correspondant à la quasi-totalité des relevés du bas versant sud.

Discussion

Des richesses floristiques régies par l'exposition et l'altitude

La présente étude a permis de recenser une richesse floristique plus élevée sur versant

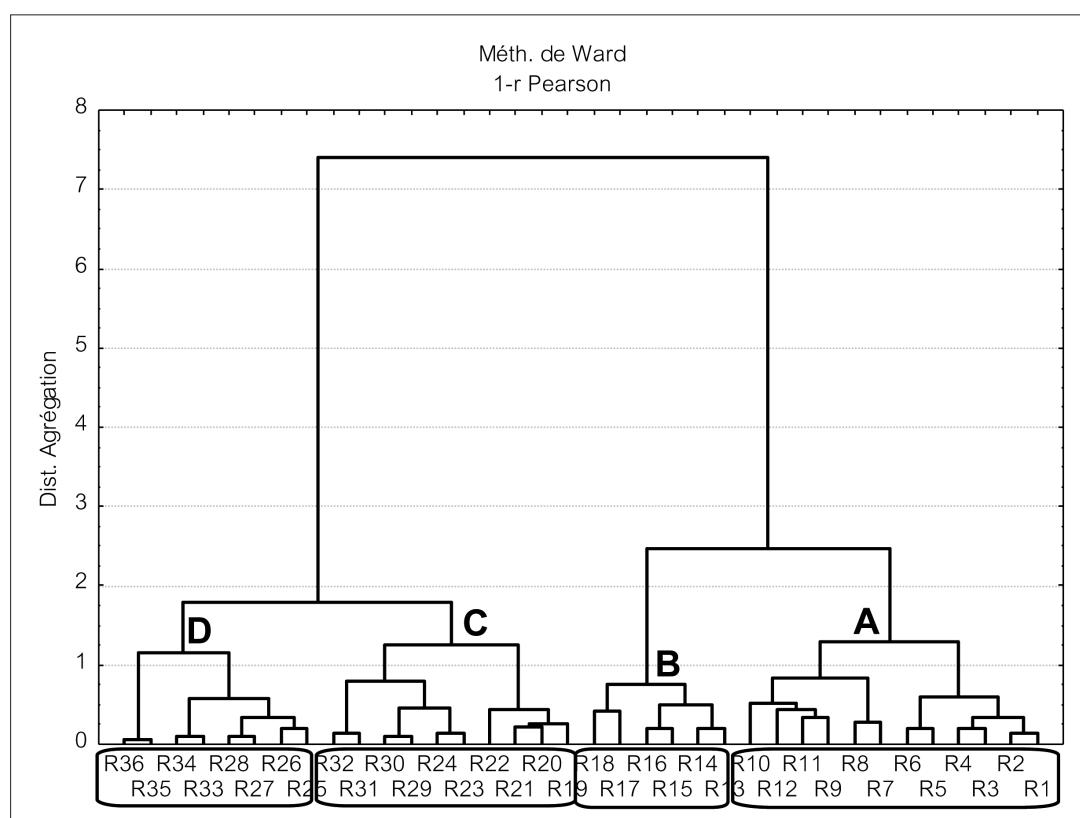


Figure 6 – Dendrogramme des relevés floristiques, Mont Guerouaou (Massif de Sehary Guebli, Djelfa, Algérie).

nord. Dans ce contexte, Douzet *et al.* (2001) notent que la topographie conditionne l'effet adret (versant sud)/ubac (versant nord) où la quantité de lumière reçue et la température engendrent plus de stress sur l'exposition sud et influent également sur la quantité de ressource en eau ce qui se traduit par une richesse floristique moins importante par rapport à l'exposition nord. Crist *et al.* (2003) ajoutent que la diversité et la richesse spécifique sont toujours influencées par les facteurs du milieu. Le versant nord étant plus frais ce qui induit une richesse floristique plus conséquente.

Moeslund *et al.* (2013) rapportent que la distribution différentielle du rayonnement solaire entre les versants exposés au nord et ceux au sud peut produire des différences de micro-climat ce qui se traduit par une composition et une richesse différentes de la communauté végétale. Sternberg and Shoshany (2001), précisent que, dans les conditions arides où les précipitations ne dépassent pas 400 mm par an, on peut généralement s'attendre à une richesse en espèces plus élevée sur les versants nord relativement humides que sur les versants sud exposés au soleil. Au *Senalba*, les versants nord profitent mieux des masses d'air humides arrivant du côté nord en provenance de la mer Méditerranée (Guit *et al.*, 2015). Ceci est aussi valable pour le massif de Sehary Guebli se trouvant dans le même prolongement des monts de *Ouled Nail* (Atlas saharien Centre).

En haut versant sud, l'effet altitude joue le rôle de « compensation » sur ce versant plus sec. Sur versant nord, c'est la pente très abrupte (45 %) en haut de versant qui joue un effet « limitant » le nombre d'espèces. Les espèces se développant sur ces milieux ventés et à substrat rocheux sont dites « rupicoles ». On peut citer parmi ces espèces : *Ruscus aculeatus* L., *Inula montana* L., *Leontodon saxatilis* Lamk., *Phagnalon rupestre* (L.) DC., *Phagnalon saxatile* (L.) Casso, *Ranunculus montanus* Willd., *Taraxacum laevigatum* DC. et *Thymus ciliatus* Desf. En bas de versant nord et sud, le nombre relativement faible d'espèces étant justifié par le pâturage plus accentué sur ces zones plus facilement accessibles. Dans ce contexte, Zhang and Mi (2007) ont signalé la tendance croissante de la richesse en espèces avec une altitude croissante en expliquant que cette tendance pourrait être le résultat de différences d'intensité de pâturage. Nogués-Bravo *et al.* (2008) ont considéré que les zones de haute altitude sont plus susceptibles d'être un

refuge pour un grand nombre d'espèces car les activités humaines diminuent à mesure que l'altitude augmente.

Une similarité floristique contrastée entre versants

L'étude a montré une grande similarité entre les hauts versants nord et sud. Cette similarité était attendue car les deux positions sont assez proches (séparées par la ligne de crête du Mont Guerouaou) et de conditions stationnelles assez identiques (pente assez forte et affleurement rocheux).

Cependant, trente-six espèces sont exclusives au versant nord. Nous citons parmi elles : *Arbutus unedo* L., espèce signalée très rare sur l'Atlas saharien par Quézel and Santa (1963), ne se rencontre que sur versant nord du Mont Guerouaou et elle ne se trouve pratiquement pas ailleurs (d'après nos tournées sur terrain dans l'Atlas saharien Centre) ; *Lonicera implexa* L., aussi signalée comme très rare par les mêmes auteurs, n'existe que sur versant nord de l'Atlas saharien Centre (notamment *Senalba Gharbi* et *Chergui* et Sehary Guebli). *Ampelodesma mauritanicum*, une graminée absente sur les versants sud de l'Atlas saharien, et qui peut profiter des conditions microclimatiques liées aux versants plus frais (Versants nord) notamment au Mont Guerouaou.

Au versant sud, dix-neuf espèces sont exclusives. Les plus importantes à citer sont : *Atractylis cancellata* L., *Atractylis polyccephala* Coss., *Carduncellus ilicifolius* Pomel, *Leontodon tuberosus* L., *Herniaria glabra* L. et *Paronychia argentea* (Pourr.) Lamk. annonçant la tendance steppique telle qu'évoquée par Kadik (2005). Les espèces épineuses et sans intérêt pastoral, notamment *Atractylis cancellata*, *Atractylis polyccephala* et *Carduncellus ilicifolius* témoignent de la pression animale plus accrue sur versant sud, plus accessible à cause de la pente moins abrupte, et plus fréquenté du fait qu'il soit plus ensoleillé et donc plus chaud surtout en période hivernale à printanière. Saidi *et al.* (2016) mentionnent que la forte fréquence de telles espèces non appétentes (épineuses et/ou toxiques) est une preuve de l'ouverture des formations forestières favorisée par l'action anthropozoogène.

De leur part, Aase and Vetaas (2007) et Aase *et al.* (2010) expliquent que, dans certaines régions montagneuses, les versants plus

chauds orientés vers le sud-ouest sont historiquement utilisés pour l'agriculture. De ce fait, les activités anthropiques ont plus d'impact sur ces versants par rapport aux versants orientés nord-est.

Vingt-deux espèces sont communes aux deux versants. Les plus importantes à noter : *Pinus halepensis*, *Quercus ilex*, *Juniperus oxycedrus*, *Juniperus phoenicea* et *Poa bulbosa* L. Ces espèces constituent l'essentiel du cortège floristique des formations forestières et pré-forestières de toute la région de l'Atlas saharien.

La dominance de trois familles botaniques

Les familles les plus importantes par leur contribution dans la zone d'étude sont : *Asteraceae*, *Poaceae* et *Fabaceae*. Nos résultats se concordent avec ceux obtenus par Gharzouli and Djellouli (2005) dans leur étude sur la diversité des formations forestières et pré-forestières de la Kabylie des Babors (Algérie) ; Yahi *et al.* (2008), ayant travaillé sur les cédraies d'Algérie ; Medjahdi *et al.* (2009), ayant étudié la diversité floristique des Monts des Traras (Nord-Ouest algérien) ainsi que Bounar *et al.* (2013), ayant abordé une recherche sur la forêt du parc national de Taza, située dans le Nord-Est algérien, et qui ont montré que les *Asteraceae*, *Poaceae* et *Fabaceae*, sont les familles les plus dominantes.

La prédominance des *Asteraceae*, *Poaceae* et *Fabaceae* au niveau du Mont Guerouaou a été signalée par Kargar Chigani *et al.* (2017) la justifiant par leur grande adaptation aux conditions climatiques semi-arides. Kuster *et al.* (2016) notent que l'abondance des *Asteraceae* peut être due aux caractéristiques morphologiques, à l'anatomie et à la physiologie de ces espèces. Les stratégies défensives y compris les épines et les composés secondaires font que les espèces de cette famille ont un mécanisme important contre le surpâturage ce qui conduit à leur généralisation. Mota *et al.* (2017) ajoutent que les *Asteraceae* ont de grandes capacités d'adaptation aux conditions stationnelles locales : faible profondeur du sol, pentes raides, rayonnement solaire élevé et faible disponibilité de l'eau et des nutriments.

Numériquement, les *Poaceae* détiennent la seconde place après les *Asteraceae*. C'est l'une des familles les plus riches de la flore

algérienne. C'est à cause de sa résistance aux facteurs de destruction notamment le surpâturage et de sa régénération facile, que le nombre de ses représentants est élevé (Nazari Anbaran *et al.*, 2016).

Une prépondérance des thérophytes et des taxons méditerranéens

Le pourcentage élevé de thérophytes dans la zone d'étude est dû au bioclimat semi-aride (Pirini *et al.*, 2010). Leur dominance reflète une stratégie efficace pour éviter les pertes en eau (Malik *et al.*, 2007) et leur importance augmente avec la diminution des précipitations (Raunkiaer, 1934). Ces plantes bouclent leur cycle de vie pendant la saison appropriée et survivent en tant que semences en raison du déficit hydrique (Asri, 2003). Indépendamment du type d'écosystème, le surpâturage peut être une des causes de la propagation des thérophytes (Ahmadi *et al.*, 2013). Benneau et Benhassaini (2017), ayant constaté la prédominance des thérophytes au niveau de la zone de Tessala (Algérie nord-occidentale), indiquent que plus un système est influencé par l'action anthropique, plus la thérophytie y prend de l'importance.

Le taux plus élevé des thérophytes sur versant sud s'explique par l'ouverture du milieu profitable aux taxons passant la saison estivale sous forme de graines enfouies dans le sol. Le taux, relativement élevé, d'hémicryptophytes est probablement dû à leur adaptation au froid régnant dans de telles régions montagneuses (Klimes, 2003). Ces espèces, dont les bourgeons végétatifs se situent sur ou près de la surface du sol en hiver, présentent une résistance élevée aux conditions de froid grâce à cette caractéristique (Mota *et al.*, 2017).

Les phanérophytes, venant en troisième place, présentent un taux plus élevé sur versant nord. Les espèces exclusives au versant nord sont : *Arbutus unedo*, *Asparagus acutifolius* L. et *A. stipularis* Forsk., *Cistus villosus* L., *Colutea arborescens* L., *Halimium halimifolium* (L.) Willk., *Jasminum fruticans* L., *Lonicera implexa* et *Phillyrea angustifolia*. La seule espèce ligneuse exclusive au versant sud étant *Rosmarinus tournefortii* de Noé, espèce de lumière favorisée par la position méridionale et l'ouverture du milieu.

La présence des chaméphytes, à une proportion de 14 à 10 % entre versant nord et sud, témoigne de leur adaptation à de tels milieux secs, exposés aux fortes radiations et venteux.

De plus, ils sont plutôt résistants au pâturage (Ghollasimood *et al.*, 2014).

Les géophytes, relativement peu présents (5 à 10 %), sont localisés en haut de versant du fait qu'ils exigent une longue période d'humidité pendant la saison de croissance et une couverture de neige fréquente (Danin and Oarshan, 1990).

L'étude chorologique entamée rejoint parfaitement celle de Quézel (2002) qui confirme la dominance du type chorologique méditerranéen dans tous les pays de l'Afrique du Nord. Le même auteur mentionne 320 espèces endémiques pour l'Algérie. Dans notre cas, on a noté un taux d'endémisme de 15 % sur versant sud, soit 6 espèces (dont 3 espèces endémiques algériennes : *Thymus guyonii* de Noé, *Rosmarinus tournefortii* et *Carduncellus ilicifolius*).

Une physionomie différente entre versants

Sur versant nord, la strate arborescente domine la physionomie de la végétation. On est en présence d'une forêt. Les espèces liées à ce type de formations sont : *Pinus halepensis*, *Quercus ilex* et *Phillyrea angustifolia* telles que citées par Kadik (2005). La strate herbacée est caractérisée par *Ampelodesma mauritanicum*, espèce liée aux forêts selon Quézel and Santa (1962). Dans l'étage semi-aride, où les conditions de survie sont difficiles, ce taxon devient indicateur de milieux humides, sur les expositions fraîches et les fonds de vallons. Cette espèce est remplacée par *Stipa tenacissima*, dans les milieux xériques du semi-aride (Kadik, 2005).

Sur versant sud, c'est la strate arbustive qui domine la physionomie. On est en présence d'un matorral. Dahmani-Megroureche (2002) cite que l'intensité du pâturage et les coupes, associées à l'aridité climatique, favorisent l'extension de matorrals xériques, plus résistants, à Alfa, Romarin avec ou sans Genévrier et Chêne vert structurés en mosaïque avec des pelouses xériques à *Poa bulbosa*. Avec un taux de recouvrement de 36 %, la strate herbacée prend de l'ampleur sur versant sud.

Dans le contexte de la dynamique régressive de la végétation, Chermat *et al.* (2016), menant un suivi diachronique de la végétation de djebel Zdimm (Algérie nord-orientale), ont mis l'accent des impacts potentiels, de la pression anthropique et des aléas climatiques où le couvert végétal a subi une dégradation

très poussée et plus particulièrement la végétation ligneuse. Van Couwenberghe (2011) note que l'accroissement de l'ouverture du peuplement se traduit, sur la communauté végétale, par une augmentation du nombre d'espèces de la strate herbacée.

Une tendance vers la xérité

Le phénomène de xérité a été mis en évidence par Kadik (2005) qui explique, dans ce contexte, que dans l'étage bioclimatique semi-aride, l'action de l'homme sur ces phytocénoses (pâturage intensif, coupes de bois et incendies répétés) conjuguée avec la xérité du climat, a entraîné la substitution des taxons forestiers par des taxons steppiques. Dans ces mêmes conditions semi-arides, Guit *et al.* (2016) précisent que les peuplements de Pin d'Alep de la région de Senalba (Atlas saharien Centre), situés en limite sèche de répartition, sont de plus en plus exposés aux récents changements climatiques. À Sehary Guebli, les groupements forestiers situés sur versant nord profitent des conditions climatiques relativement plus favorables.

Un même gradient altitudinal a été dégagé par Kadik (2005) qui le qualifie de facteur thermique exprimé par un gradient altitudinal. Dans le même contexte, Ababou *et al.* (2015), en abordant la diversité végétale en fonction des conditions environnementales dans la forêt littorale de Beni-Haoua (Chlef, Algérie), ont distingué un gradient altitudinal, sur lequel un changement de la composition végétale de basse en haute altitude était observé.

Parmi ces espèces exclusives au versant nord nous notons : *Carduncellus pinnatus* (Desf.) DC., *Helianthemum cinereum* (Cav.) Pers., *Medicago laciniata* (L.) All., rencontrées en bas versant ; *Arbutus unedo*, *Phillyrea angustifolia*, *Lonicera implexa*, *Xeranthemum inapertum* (L.) Mill., notamment rencontrées en mi-versant et *Ruscus aculeatus* L., *Buffonia tenuifolia* L., *Galium setaceum* Lamk., *Bellis silvestris* L., rencontrées en haut de versant. *Galium setaceum* et *Ruscus aculeatus* sont des espèces rupicoles qu'on rencontre sur les falaises des rochers.

Les espèces du versant sud les plus importantes à citer sont celles caractérisant le matorral: *Quercus ilex*, *Juniperus phoenicea*, *Juniperus oxycedrus*, ... Kadik (2005) indique que la présence de telles espèces traduit la vulnérabilité des formations forestières et le passage vers un matorral.

La tendance xérophytique, traduite par la présence des espèces liées à la steppe, telles que décrites par Kadik (2005) montre qu'on tend vers un passage des formations forestières ou pré-forestières aux formations steppiques. Le même auteur lie *Atractylis cancellata* aux matorrals et steppes arborées à alfa et Genévrier rouge et *Silene nocturna* L. au pâturage. Nedjraoui (1990) signale que les steppes à Alfa (*Stipa tenacissima*) assurent la transition entre les groupements forestiers et les groupements steppiques. Kadi-Hanifi (1998) ajoute que *Thymus ciliatus*, rencontré sur versant sud, est une espèce liée au groupement à Alfa et Genévrier de Phénicie et est considérée comme une relique forestière.

Conclusion

Cette étude sur la diversité floristique du Mont Guerouaou nous a permis de recenser 77 espèces réparties en 65 genres et 22 familles dont les plus importantes numériquement sont les *Asteraceae*, *Poaceae* et *Fabaceae*. L'exposition, la topographie et l'activité humaine se sont avérées des facteurs déterminant la composition et la physionomie de la végétation. La richesse floristique est plus conséquente en exposition nord ainsi qu'en haut et mi-versant par rapport au bas versant. Les théophytes dominent les autres types biologiques et ce au niveau des deux versants. Ceci témoigne que la zone d'étude subit les actions anthropiques aboutissant à la dégradation de ces formations forestières et préforestières et leur passage vers les formations steppiques. L'analyse factorielle a permis de distinguer un gradient de xérité croissant du nord au sud combiné à un gradient altitudinal du bas en haut de versant. De par cette diversité floristique remarquable qu'abrite le Mont Guerouaou, il ne faut pas négliger les conditions d'aridité de plus en plus accentuées, conjuguées à l'effet dévastateur qu'exerce l'homme sur ce potentiel biologique par ses actions destructrices : surpâturage, coupes illicites, incendies et tourisme anarchique. Il est urgent de sauvegarder ce patrimoine naturel mis en péril en proposant qu'il soit désigné comme une aire protégée dans le cadre des programmes de conservation de la faune et de la flore.

Remerciements

Ce travail a bénéficié du soutien financier du Ministère de l'Enseignement Supérieur et de la Recherche Scientifique (Projet PRFU n° D04N01UN170120200001). Nous remercions vivement le chef de la circonscription des forêts de la daïra de Dar Chioukh pour nous avoir facilité les sorties sur terrain, ainsi que l'expert anonyme pour ses remarques constructives.

Références bibliographiques

- Aase T.H. & Vetaas O.R., 2007. Risk management by communal decision in Trans-Himalayan farming: Manang Valley in Central Nepal. *Human Ecology* 35: 453-460.
- Ababou A., Chouieb M., Bouthiba A., Saidi D. & Mederbal K., 2015. Floristic Diversity Patterns in the Beni-Haoua Forest (Chlef, Algeria). *Ecologia mediterranea* 41: 73-84.
- Abedi T. & Abedi R., 2015. Study on floristic composition, life form and chorotypes of Kishkhale reserve area (Guilan province). *Journal of Agriculture and Crop Sciences* 8(1): 47-51.
- Ahmadi F., Mansory F., Maroofi H. & Karimi K., 2013. Study of flora, life form and chorotypes of the forest area of West Kurdistan (Iran). *Bulletin of Environment, Pharmacology and Life Sciences* 10(2): 33-44.
- Asri Y., 2003. *Plant diversity in Touran biosphere reserve*. Research Institute of Forests and Rangelands press, Tehran. 306 p.
- Bagheri H., Ghorbani A., Zare Chahouki M.A., Jafari A.A. & Sefidy K., 2017. Halophyte species distribution modeling with MaxEnt model in the surrounding rangelands of Meighan playa, Iran. *Applied Ecology and Environmental Research*, 15(3): 1473-1484.
- Bano S., Khan S.M., Alam J., Alqarawi A. A., Abd-Allah E. F., Inayat Z.A., Ahmed Z., Rahman I.U., Ahmad H., Aldubise A. & Hashem A., 2018. Eco-floristic studies of the Beer hills along the Indus River in the districts Haripur and Abbottabad, Pakistan. *Saudi Journal of Biological Sciences*. 25: 801-810.
- Bennaoum Z. & Benhassaini H. (2017) Autoécologie et place des espèces du genre *Ruta* dans les formations végétales en Algérie nord-occidentale. *Ecologia mediterranea* 43: 19-35.
- Bounar R., Rebbas K., Gharzouli R., Djellouli Y. & Abbad, A., 2013. Ecological and Medicinal Interest of Taza National Park Flora (Jijel - Algeria), *Global. J. Res. Med. Plants and Indigen. Med.*, 2(2): 89-101.
- Bouxin G., 2008. *Analyse statistique des données de végétation*. 577 p.
- Brigitte S., 2004. *Dynamique de la biodiversité végétale dans les paysages d'agriculture intensive*. Thèse de doctorat de l'université de Toulouse II, 157 p.
- Bruno J. F., Cardinale B. J., 2008. Cascading effects of predator richness. *Front. Ecol. Environ.* 6: 539-546.
- Cardinale B.J., Srivastava D.S., Duffy J. E., Wright J.P. Downing A.L., Sankaran M. & Jouseau C., 2006.

- Effects of biodiversity on the functioning of trophic groups and ecosystems. *Nature* 443: 989-992.
- Chermat S., Gharzouli R. & Djellouli Y., 2016. Phytodynamique des groupements steppiques de djebel Zdimm en Algérie nord-orientale. *Ecologia mediterranea* 42: 51-63.
- Chessel D., Thioulouse J. & Dufour A.B., 2004. Introduction à la classification hiérarchique. Fiche de biostatistiques. Stage 7, 56 p.
- Crist T.O., Veech J.A., Gering J.C. & Summerville K.S., 2003. Partitioning species diversity across landscapes and regions: a hierarchical analysis of α , β , and γ diversity. *The American Naturalist* 162, 6: 734-743.
- Dahmani-Megrerouche M., 1996. Diversité biologique et phytogéographique des chênaies vertes d'Algérie. *Ecologia mediterranea* 22(3-4): 19-38.
- Danin A. & Orshan G., 1990. The distribution of Raunkiaer life forms in Israel in relation to the environment. *Journal of Vegetation Science* 1: 41-48.
- Dias Dos Santos N., Da Costa D.P., Sumiko Kinoshita L. & G.J. Shepherd, 2014. Windborne: can liverworts be used as indicators of altitudinal gradient in the Brazilian Atlantic forest? *Journal of Ecological Indicators* 36: 431-440.
- Douzet R., Choler P. & Aubert S., 2001. *Éléments de botanique et d'écologie alpine de la région du Lautaret – Briançonnais*. Université de Grenoble. 25 p.
- Dufrêne M., 1998. *Cours de phytosociologie. Partie « analyse de données »*. Version B. 1 – 1/12/98.
- FAO., 2010. *Global forest resources assessment 2010. Main report*. FAO of the united nation, Rome, 340p (FAO Forestry Paper n° 163).
- Frontier S., Pichod-Viale D., Leprêtre A., Davout D. & Luczak C., 2008. *Écosystèmes. Structure, fonctionnement, évolution*. 4^e édition, Dunod, Malakoff, 558 p.
- Gallardo Cruz A.J., Pérez-García E.A. & Meave J.A., 2009. Diversity and vegetation structure as influenced by slope aspect and altitude in a seasonally dry tropical landscape. *Landscape Ecology* 24: 473-482.
- Gamfeldt L. & Hillebrand H., 2008. Biodiversity effects on aquatic ecosystem functioning. Maturation of a new paradigm. *Int. Rev. Hydrobiol.* 93: 550-564.
- Gharzouli R. & Djellouli Y., 2005. Diversité floristique de la Kabylie des Babors (Algérie). *Sécheresse* 16(3): 217-223.
- Ghollasimood S., Amousi O. & Fattahi B., 2014. Floristic composition, life forms and geographical distribution of semi steppe pastures of Western Zagros (case study: Perdanan, West Azerbaijan, Iran). *Journal of Biodiversity and Environmental Sciences* 4(4): 75-86.
- Guit B., Nedjimi B., Guibal F. & Chakali G., 2015. Dendroécologie du Pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) en fonction des paramètres stationnels dans le massif forestier de Senalba (Djelfa - Algérie). *Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 70(1): 32-43.
- Guit B., Nedjimi B., Chakali G. & Guibal F., 2016. État sanitaire des peuplements de pin d'Alep (*Pinus halepensis* Mill.) dans le massif forestier de Senalba (Djelfa, Algérie). *Revue d'Écologie (Terre et Vie)* 71(2): 156-167.
- Jackson L.E., Janis C.K. & William S.F., 2000. *Evaluation guidelines for ecological indicators*. USEPA, Office of research and development, Research Triangle Park, NC, 107p.
- Kadi-Hanifi H., 1998. *L'Alfa en Algérie. Syntaxonomie, relation milieu-végétation, dynamiques et perspectives d'avenir*. Thèse de doctorat d'État de l'université des sciences et de la technologie Houari Boumédiène, Alger, 228 p.
- Kadik L., 2005. *Étude phytosociologique et phytoécologique des formations à pin d'Alep (Pinus halepensis Mill.) de l'étage bioclimatique semi-aride algérien*. Thèse de doctorat de l'université des sciences et de la technologie Houari Boumédiène, Alger, 341 p.
- Kargar Chigani H., Akbarjavadi S., Zahedi Amiri G., Jafari M. & Jamaleddin Khajeddin S., 2017. The floristic composition and biological spectrum of vegetation in the Meymeh region of Northern Isfahan province, Iran. *Journal of Applied Ecology and Environmental Research* 15(1): 415-428.
- Klimes L., 2003. Life forms and clonality of vascular plants along an altitudinal gradient in E Ladakh (NW Himalayas). *Journal of Basic and Applied Ecology* 4: 317-328.
- Kuster V.C., Barbosa de Castro S.A., Aguiar H. & Vale F., 2016. Morphological and physiological responses of three plant species occurring in distinct altitudes in the Neotropical savannah. *Brazilian Journal of Botany* 39(4): 1039-1049.
- Laurin G.V., Puletti N., Chen Q., Corona P., Papale D. & Valentini R., 2016. Above ground biomass and tree species richness estimation with airborne lidar in tropical Ghana forests. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*. 52: 371-379.
- Lenoir J., 2009. *Impacts d'un réchauffement rapide du climat sur la distribution des espèces végétales forestières le long du gradient d'altitude*. Thèse de doctorat de l'Institut des sciences et industries du vivant et de l'environnement, Agro Paris Tech, 283 p.
- Lu H.P., Wagner H. H. & Chen X.-Y., 2007. A contribution diversity approach to evaluate species diversity. *Basic and Applied Ecology* 8(1): 1-12.
- Magurran A.E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell publishing, Oxford, 256 p.
- Malik Z.H., Hussain F. & Malik N.Z., 2007. Life form and leaf size spectra of plant communities Harboring Ganga Chotti and Bedori hills during 1999-2000. *International Journal of Agriculture and Biology* 9(6): 833-838.
- Marage D., 2004. *Déterminisme, dynamique et modélisation spatiale de la diversité floristique dans un contexte de déprise pastorale. Application à la gestion durable des espaces montagnards sous influence méditerranéenne*. Thèse de doctorat de l'ENGREF, Spécialité Sciences de l'environnement, 236 p.
- Markert B., 2008. From biomonitoring to integrated observation of the environment. The multi-markered bioindication concept. *Ecological Chemistry and Engineering's* 15(3): 315-333.
- Meddour R., 2010. *Bioclimatologie, phytogéographie et phytosociologie en Algérie. Exemple des groupements forestiers et préforestiers de la Kabylie djurdjuriéenne*. Thèse de doctorat de l'université Moulood Mammeri, Tizi Ouzou, Algérie, 397 p.
- Moeslund J.E., Arge L., Bøcher P.K., Dalgaard T. & Svensson J.-C., 2013. Topography as a driver of local terrestrial vascular plant diversity patterns. *Nordic Journal of Botany* 31: 129-144.
- Mota G.S., Luz G.R., Mota N.M., Coutinho E.S., Magalhães Veloso M.D.D., Fernandes G.W. &

- Ferreira Nunes Y.R., 2017. Changes in species composition, vegetation structure, and life forms along an altitudinal gradient of rupestrian grasslands in Southeastern Brazil. *Flora*: 32-42.
- Medjahdi B., Ibn Tattou M., Barkat D. & Benabdli K., 2009. La flore vasculaire des Monts des Traras (Nord-Ouest Algérien). *Acta Botanica Malacitana* 34: 57-75.
- Nazari Anbaran F., Ghorbani A., Azimi Motem F., Teymorzadeh A., Asghari A. & Hashemimajd K., 2016. Floristic and species diversity in altitudinal gradient of Lahrod-Shabil (North Sabalan). *Journal of Plant Ecosystem Conservation* 7(3): 1-18.
- Ozenda P., 1982. *Les végétaux dans la biosphère*. Doin Éditeurs, Paris, 431 p.
- Odland A., 2009. Interpretation of altitudinal gradient in South central Norway based on vascular plants as environmental indicators. *Journal of Ecological Indicators* 9: 409-421.
- Nedjraoui D., 1990. *Adaptation de l'Alfa (Stipa tenacissima L.) aux conditions stationnelles*. Thèse de doctorat en Sciences de l'université des sciences et de la technologie Houari Boumédiène, Alger, 256 p.
- Nogues-Bravo D., Araújo M.B., Romdal T. & Rahbek C., 2008. Scale effects and human impact on the elevational species richness gradients. *Nature* 453: 216-220.
- Pirini C.B., Tsiripidis I., Karagiannakidou-Iatropoulou V., Raus T. & Babalonas D., 2010. Pseudo-steppic and aquatic flora of the Natura 2000 network site Limnes Vegoritida-Petron (North-central Greece). *Journal of Phytologia Balcanica* 16(1): 109-129.
- Quense J., 2011. *Changement climatique et dynamique de la végétation dans les Andes du Chili central, depuis le milieu du xx^e siècle : l'exemple de la vallée de Yerba Loca*. Thèse de doctorat en biodiversité, écologie, environnement de l'université de Grenoble, 271 p.
- Quézel P., 2002. *Réflexions sur l'évolution de la flore et de la végétation au Maghreb méditerranéen*. Ibis Press, Paris, 112 p.
- Quézel P. & Médail F., 2003. *Écologie et biogéographie des forêts du bassin méditerranéen*. Édit. Elsevier, Paris, 571 p.
- Quézel P. & Santa S., 1962. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Vol. 1, CNRS éditions, Paris, 570 p.
- Quézel P. & Santa S., 1963. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales*. Vol. 2, CNRS éditions, Paris, 600 p.
- Ramade F., 2003. *Éléments d'écologie. Écologie fondamentale*. Dunod, Malakoff, 360 p.
- Raunkiar C., 1934. *The life forms of plants and statistical plant. Geography*. Clarendon press, Oxford, 632 p.
- Saidi B., Latrèche A., Hakemi Z., Mehdadi Z. & Bouker A., 2016. Dynamique post-perturbation (post-incendie ou post-surpâturage) des communautés végétales des monts de Tessala, Algérie occidentale. *Ecologia mediterranea* 42(2): 41-49.
- Schwal B., 2004. *Dynamique de la biodiversité végétale dans les paysages d'agriculture intensive : Utilisation du sol, composition floristique, végétation et structures paysagères du Lauragais haut-garonnais (Sud-Ouest, France), xix^e-xx^e siècles*. Thèse de doctorat de l'université de Toulouse II, 370 p.
- Sternberg M. & Shoshany M., 2001. Influence of slope aspect on Mediterranean woody formations: Comparison of a semiarid and an arid site in Israel. *Ecological Research* 16: 335-345.
- Van Couwenberghe R., 2011. *Effets des facteurs environnementaux sur la distribution et l'abondance des espèces végétales forestières aux échelles locales et régionales*. Thèse de doctorat, Agro Paris Tech, 148 p.
- Venter F. & Venter J.A., 2009. *Making the most of indigenous trees*. Briza Publications, Pretoria, South Africa, 304 p.
- Yahi N., Djellouli Y. & de Foucault B., 2008. Diversités floristique et biogéographique des cédraies d'Algérie. *Acta Botanica Gallica* 155(3): 389-402.
- Zhang J.T. & Mi X., 2007. Diversity and distribution of high mountain meadow across elevation gradient in Wutai Mts. (North China). *Polish Journal of Ecology* 55(3): 585-593.

Annexe – Liste des espèces végétales du Mont Guerouaou

Code	Taxon	Famille	Type biologique	Chorologie
Aeov	<i>Aegilops ovata</i> L.	Poaceae	Thérophyte	Méd.-Irano-tour.
Alro	<i>Allium roseum</i> L.	Liliaceae	Géophyte	Méd.
Alal	<i>Alyssum alpestre</i> L.	Brassicaceae	Chaméphyte	Méd.
Amma	<i>Ampelodesma mauritanicum</i> (Poiret) Dur. et Sch.	Poaceae	Géophyte	W. Méd.
Ancl	<i>Anacyclus clavatus</i> Desf.	Asteraceae	Thérophyte	Eur. Méd.
Arun	<i>Arbutus unedo</i> L.	Ericaceae	Phanérophyte	Méd.
Arpl	<i>Armeria plantaginea</i> All.	Plumbaginaceae	Hémicryptophyte	W. Eur.
Asac	<i>Asparagus acutifolius</i> L.	Asparagaceae	Phanérophyte	Méd.
Asst	<i>Asparagus stipularis</i> Forsk.	Liliaceae	Phanérophyte	Méd.
Asmi	<i>Asphodelus microcarpus</i> Salzm. et Viv.	Liliaceae	Géophyte	Canar.-Méd.
Asmo	<i>Astragalus monspessulanus</i> L.	Fabaceae (Faboideae)	Hémicryptophyte	Méd.-Eur.
Atca	<i>Atractylis cancellata</i> L.	Asteraceae	Thérophyte	Circumméd.
Atpo	<i>Atractylis polycephala</i> Coss.	Asteraceae	Hémicryptophyte	Méd.
Aval	<i>Avena alba</i> Vahl.	Poaceae	Thérophyte	Méd.-Iran-Tour.
Besi	<i>Bellis silvestris</i> L.	Asteraceae	Hémicryptophyte	Circum-méd.
Brru	<i>Bromus rubens</i> L.	Poaceae	Thérophyte	Trop
Bute	<i>Buffonia tenuifolia</i> L.	Caryophyllaceae	Thérophyte	W. Méd.
Cail	<i>Carduncellus ilicifolius</i> Pomel	Asteraceae	Hémicryptophyte	End.
Capi	<i>Carduncellus pinnatus</i> (Desf.) D.C.	Asteraceae	Hémicryptophyte	Sicile-A.N.-Lybie
Caca	<i>Catananche caerulea</i> L.	Asteraceae	Hémicryptophyte	Méd.
Cate	<i>Catapodium tenellum</i> (L.) Trab.	Poaceae	Thérophyte	Euro-Méd.
Cegr	<i>Centaurea granatensis</i> Boiss.	Asteraceae	Hémicryptophyte	Méd.
Cete	<i>Centaurea tenuifolia</i> Duf.	Asteraceae	Chaméphyte	Ibéro-Maur
Cegl	<i>Cerastium glomeratum</i> Thuill.	Caryophyllaceae	Thérophyte	Cosm.
Civi	<i>Cistus villosus</i> L.	Cistaceae	Phanérophyte	Méd.
Coar	<i>Colutea arborescens</i> L.	Fabaceae (Faboideae)	Phanérophyte	Méd.
Cosc	<i>Coronilla scorpioides</i> Koch.	Fabaceae (Faboideae)	Thérophyte	Méd.
Cova	<i>Coronilla valentina</i> L.	Fabaceae (Faboideae)	Thérophyte	Méd.
Cyel	<i>Cynosurus elegans</i> Desf.	Poaceae	Thérophyte	Méd.-Macar.
Euhe	<i>Euphorbia helioscopia</i> L.	Euphorbiaceae	Hémicryptophyte	Euras.
Feca	<i>Festuca caerulescens</i> Desf.	Poaceae	Hémicryptophyte	Ibér.-Maur.-Sicile
Gapu	<i>Galium pusillum</i> L.	Rubiaceae	Thérophyte	Euras.
Gase	<i>Galium setaceum</i> Lamk.	Rubiaceae	Thérophyte	Méd. Euras.
Glse	<i>Gladiolus segetum</i> Ker.-Gawl.	Iridaceae	Hémicryptophyte	Méd.
Haha	<i>Halimium halimifolium</i> (L.) Willk.	Cistaceae	Phanérophyte	W. Méd.
Heci	<i>Helianthemum cinereum</i> (Cav.) Pers.	Cistaceae	Chaméphyte	Eur. mérid. N.A.
Hera	<i>Helianthemum racemosum</i> (L.) Pau.	Cistaceae	Chaméphyte	Eur. Méd.
Hegl	<i>Herniaria glabra</i> L.	Caryophyllaceae	Hémicryptophyte	Paléo-Temp.
Himu	<i>Hippocratea multisiliquosa</i> L.	Brassicaceae	Thérophyte	Méd.
Inmo	<i>Inula montana</i> L.	Asteraceae	Hémicryptophyte	W. Méd. Sub-Atl.
Jafr	<i>Jasminum fruticans</i> L.	Oleaceae	Phanérophyte	Méd.
Juox	<i>Juniperus oxycedrus</i> L.	Cupressaceae	Phanérophyte	Atl.-Circum.-Méd.
Juph	<i>Juniperus phoenicea</i> L.	Cupressaceae	Phanérophyte	Circum-méd.
Juhu	<i>Juria humilis</i> DC.	Asteraceae	Hémicryptophyte	W. Méd.
Laam	<i>Lamium amplexicaule</i> L.	Lamiaceae	Thérophyte	Méd.
Lesa	<i>Leontodon saxatilis</i> Lamk.	Asteraceae	Thérophyte	W Méd.
Letu	<i>Leontodon tuberosus</i> L.	Asteraceae	Hémicryptophyte	Méd.
Leco	<i>Leuzea conifera</i> (L.) DC.	Asteraceae	Hémicryptophyte	W Méd.
Liau	<i>Linum austriacum</i> L.	Linaceae	Hémicryptophyte	E-Méd.
Loim	<i>Lonicera implexa</i> L.	Caprifoliaceae	Phanérophyte	Méd.
Mela	<i>Medicago laciniata</i> (L.) All.	Fabaceae (Faboideae)	Thérophyte	Méd.-sah-sind.
Mibo	<i>Micropus bombycinus</i> Lag.	Asteraceae	Thérophyte	Euras. N.A.Trip.
Mune	<i>Muscari neglectum</i> Guss.	Liliaceae	Géophyte	Eur. Méd.
Onmi	<i>Ononis mitissima</i> L.	Fabaceae (Faboideae)	Thérophyte	W. Méd.
Paar	<i>Paronychia argentea</i> (Pourr.) Lamk.	Caryophyllaceae	Hémicryptophyte	Méd.
Phru	<i>Phagnalon rupestre</i> (L.) DC.	Asteraceae	Chaméphyte	Circum-méd.

Code	TAXON	Famille	Type biologique	Chorologie
phsa	<i>Phagnalon saxatile</i> (L.) Cass.	Asteraceae	Chaméphyte	W. Méd.
Phan	<i>Phillyrea angustifolia</i> L.	Oleaceae	Phanérophyte	Méd.
Piha	<i>Pinus halepensis</i> Mill.	Pinaceae	Phanérophyte	Méd.
Plbe	<i>Plantago bellardii</i> All.	Plataginaceae	Hémicryptophyte	Méd.
Plov	<i>Plantago ovata</i> Forsk.	Plantaginaceae	Thérophyte	Méd.
Pobu	<i>Poa bulbosa</i> L.	Poaceae	Hémicryptophyte	Paléo-temp
Quil	<i>Quercus ilex</i> L.	Fagaceae	Phanérophyte	Méd.
Ramo	<i>Ranunculus montanus</i> Willd.	Ranunculaceae	Thérophyte	Oro-sud-Eur.
Roto	<i>Rosmarinus tournefortii</i> de Noé	Lamiaceae	Phanérophyte	End.
Rupe	<i>Rubia peregrina</i> L.	Rubiaceae	Phanérophyte	Méd. Atl.
Ruac	<i>Ruscus aculeatus</i> L.	Ruscaceae	Chaméphyte	Atl. Méd.
Sscr	<i>Scabiosa crenata</i> Cyr.	Dipsacaceae	Hémicryptophyte	E. Méd.
Sebo	<i>Seseli bocconi</i> Guss.	Apiaceae	Géophyte	Alg. Tyrh.
Sino	<i>Silene nocturna</i> L.	Caryophyllaceae	Thérophyte	Méd.
Stte	<i>Stipa tenacissima</i> L.	Poaceae	Géophyte	Ibéro.-Maur.
Tala	<i>Taraxacum laevigatum</i> DC.	Asteraceae	Thérophyte	Méd.
Thci	<i>Thymus ciliatus</i> Desf.	Lamiaceae	Chaméphyte	End. N.A.
Thgu	<i>Thymus guyonii</i> de Noé	Lamiaceae	Chaméphyte	End. Alg.Tun.
Tono	<i>Torilis nodosa</i> Gaertn.	Apiaceae	Thérophyte	Eura.
Vimo	<i>Vicia monantha</i> Retz.	Fabaceae (Faboideae)	Hémicryptophyte	Méd.
Xein	<i>Xeranthemum inapertum</i> (L.) Mill.	Asteraceae	Thérophyte	Méd.

New insights into the distribution and the ecology of *Cerastium siculum* Guss. (Caryophyllaceae)

Nouveaux éléments sur la répartition et l'écologie de Cerastium siculum Guss. (Caryophyllaceae)

Sébastien TRACLET¹, Mathias PIRES^{2,*}

1. Mascarine National Botanical Conservatory, 1 rue Chamodeau, Route National 2, Coconi,
97670 Ouangani, Mayotte, France
E-mail: sebastien.traclet@outlook.fr
2. Mediterranean National Botanical Conservatory, 34 avenue Gambetta,
83160 Hyères, France
E-mail: m.pires@cbnmed.fr

Received: 7 July, 2019; First decision: 14 Sept, 2019; Revised: 7 Nov, 2019; Accepted: 19 Nov, 2019

Abstract

Cerastium siculum is a poorly known vascular plant of the French Mediterranean coast. A bibliographical synthesis supplemented by herbarium consulting helped to establish its world distribution (France, Corsica, Italy, Sicily, Sardinia). This work leads to consider *C. siculum* as a Tyrrhenian species present only in Italy and France.

Its ecology has been clarified as well, and shows that the species grows on sandy-silty to silty-sandy substrate without salt, at a neutral pH and with low vegetation maintained by a pastoral charge (primary habitat). However, it may also grow on marginal habitats in back sand dune situations or in the sandy ridge of small streams.

Résumé

Cerastium siculum est une plante vasculaire méconnue de la côte méditerranéenne française. Une synthèse bibliographique complétée par la consultation de nombreux herbiers a permis d'établir sa distribution mondiale (France, Corse,

Italie, Sicile, Sardaigne). Ce travail conduit à considérer *C. siculum* comme une espèce tyrrhénienne présente uniquement en Italie et en France. Son écologie a également été clarifiée et montre que l'espèce pousse sur un substrat sablo-limoneux à simono-sableux sans sel, à pH neutre et avec une végétation basse maintenue par une charge pastorale (habitat principal). Cependant, il peut aussi pousser sur des habitats marginaux dans des dunes de sable ou sur la crête sablonneuse de petits ruisseaux.

Introduction

The plant family of the Caryophyllaceae is a large family present around the world whose diversification center is the Mediterranean basin (Heywood *et al.* 2007). The family contains more than 2500 species in 80 genera (Spichiger *et al.* 2002). The genus *Cerastium* represents a great number of species with up

Keywords: *Fugacia*, habitat, taxonomy, world distribution, Tyrrhenian species.

Mots clés: *Fugacia*, habitat, taxonomie, distribution mondiale, espèce Tyrrhénienne.

to 100 species (Tison & De Foucault 2014). The species of the genus *Cerastium* are classified in different sections (and sub-sections) based on various characteristics (such as perennial or annual plants for example). *Cerastium siculum* Guss. is a species of the *Orthodon* section and *Fugacia* sub-section which include 12 species.

The taxonomy of the *Orthodon* section (and its sub-section), have not been studied on a large scale since the middle of the 20th century (Pax & Hoffmann 1934; Möschl 1936, 1938, 1951a, 1964). It is a taxonomically and morphological complex group with unclear criteria. This complexity leads to a lot of mistaken statements in the herbariums and the floras. Although some recent works have clarified the taxonomy for a small area or a country (Rico Hernandez 1990; De Bolos & Vigo 1990; Blanca *et al.* 2009; Jeanmonod & Gamisans 2013; Tison *et al.* 2014; Tison & De Foucault 2014), there is still a lack of a large review of the species of the *Orthodon* section.

The species *C. siculum* has been described for the first time in 1832 by Giovanni Gussone (Gussone 1832) and typified by Traclet *et al.* (2017). The description and circumscription

of *C. siculum* is provided in Croze *et al.* (2016). Despite the lack of information about the reproduction of the species, the seeds are dispersed principally by gravity (barochory) and also by the wind (anemochory) (Traclet, pers. obs.). *C. siculum* is distinguished from the other close species (*C. glomeratum* Thuill., *C. brachypetalum* Desp. ex Pers., *C. semidecandrum* L., *C. diffusum* Pers. and *C. pumilum* Curtis) by a set of criteria: bracts, sepals, number of petals, size and form of pedicels, size and form of the fruit, size of the seeds (see figure 1).

The present paper aims to provide a clear view of the distribution of *C. siculum* Guss. in Europe and to specify the ecology of this species.

Materials and methods

Botanical referential

The referential for the determinations and the nomenclature is the Flore de la France méditerranéenne continentale (Tison *et al.* 2014).

1. Apex of the sepals overtaken by hair	2
1'. Hair of the sepal not exceeding its apex	3
2. Inflorescences generally dense; flowers grouped in number on peduncles smaller than sepals and slightly curved; capsules prominent almost twice as long as sepals, often curved	<i>C. glomeratum</i> Thuill.
2'. Inflorescences in open dichasia; lower flowers on peduncles longer than sepals and distinctly curved, capsule half longer than sepals	<i>C. brachypetalum</i> Pers.
3. Pedicels of mature flowers equaling at most the length of the calyxes	4
3'. At least some pedicels of lower flowers significantly longer than mature calyxes	5
4. Pedicels barely arched at the top after flowering and barely cranked at the base at the beginning of dissemination; capsule very long and slender (width < 1 mm at the base of the teeth after dissemination); dense inflorescences at the top of the stems; plant with golden yellow color characteristic once dry	<i>C. siculum</i> Guss.
4'. Lower pedicels elbowed at flowering and generally arched at the dissemination (forming almost a right angle); wider capsule at the top	see <i>C. pumilum</i> Curtis
5. Bracts with large scarious margin; sepal with mainly eglandular hairs; pedicel deciduous at flowering; capsule straight, 1.5-1.8 times longer than sepals; seed < 0.5mm	<i>C. semidecandrum</i> L.
5'. Completely herbaceous bracts or small parts of the bracts scarious; seed > 0.5 mm ..	6
6. Often tetramer flower; completely herbaceous bracts	<i>C. diffusum</i> Pers.
6'. Barely tetramer flower; small parts of the bracts scarious at least in the upper part of the plant	<i>C. pumilum</i> Curtis

Figure 1 – Determination key of the closest species of *Cerastium siculum*.

Material

In order to characterize the distribution of *C. siculum* based on herbarium specimens, we have checked specimens from 68 herbaria. The herbaria consulted in person are in bold, the others one have been consulted by scan:
 Public herbaria: AH, AIX, ANG, AUR, AV, BBF, BC, BCN, BOLO, BOUM, BR, C, CAT, CLF, COI, ER, FI, FR, FULD, G, GAP, GDA, GE, GZU, H, HVR, HYE, ID, JE, K, KFTA, LD, LISU, LMS, LY, MA, MAF, MARS, MGC, MJSD, MPU, NAP, NICE, P, PAD, PAL, PAMP, PI, PO, RO, S, SEV, SLA, SS, STR, TLON, TO, UBC, VAL, VIT, VTA
 No-public herbaria: Association Charles Flahault, Museum d'Histoire Naturelle de Marseille (MMARS), Pers. Herb. of Andrieu (FA), Pers. Herb. of Bugni, Pers. Herb. of Traclet (ST), Pers. Herb. of Molina, Pers. Herb. of Vilmorin (VIL)

The numerised herbarium collections have been consulted on SONNERAT and RECOLNAT website or provided directly by the herbarium. We requested material for

C. siculum and its synonyms: *C. aggregatum* Durieu ex Brign., *C. densiflorum* Guss., *C. pumilum* Curtis subsp. *siculum* (Guss.) Maire, *C. semidecandrum* L. subsp. *densiflorum* (Guss.) Arcang. and *C. semidecandrum* L. subsp. *siculum* (Guss.) Arcang. Each specimen of *C. siculum* was re-determined. Finally, we added data extracts from the CBNMed database (SILENE-Flore 2016).

Ecology of French populations

To estimate the micro-habitat of the French populations, 29 plot samplings (figure 2) were performed on 1m² quadra centred on *C. siculum* individuals following the Braun-Blanquet's method (Braun-Blanquet 1964) and the BASECO protocol (Gachet *et al.* 2005) during spring 2016. Nine variables were taken in consideration and are detailed in table 1. The quadra size of 1m² is the minimal size of quadra to include the majority (up to 95%) of the vascular plants species associated with *C. siculum* (Traclet *et al.* 2016b). The species of communities associated to *Cerastium*

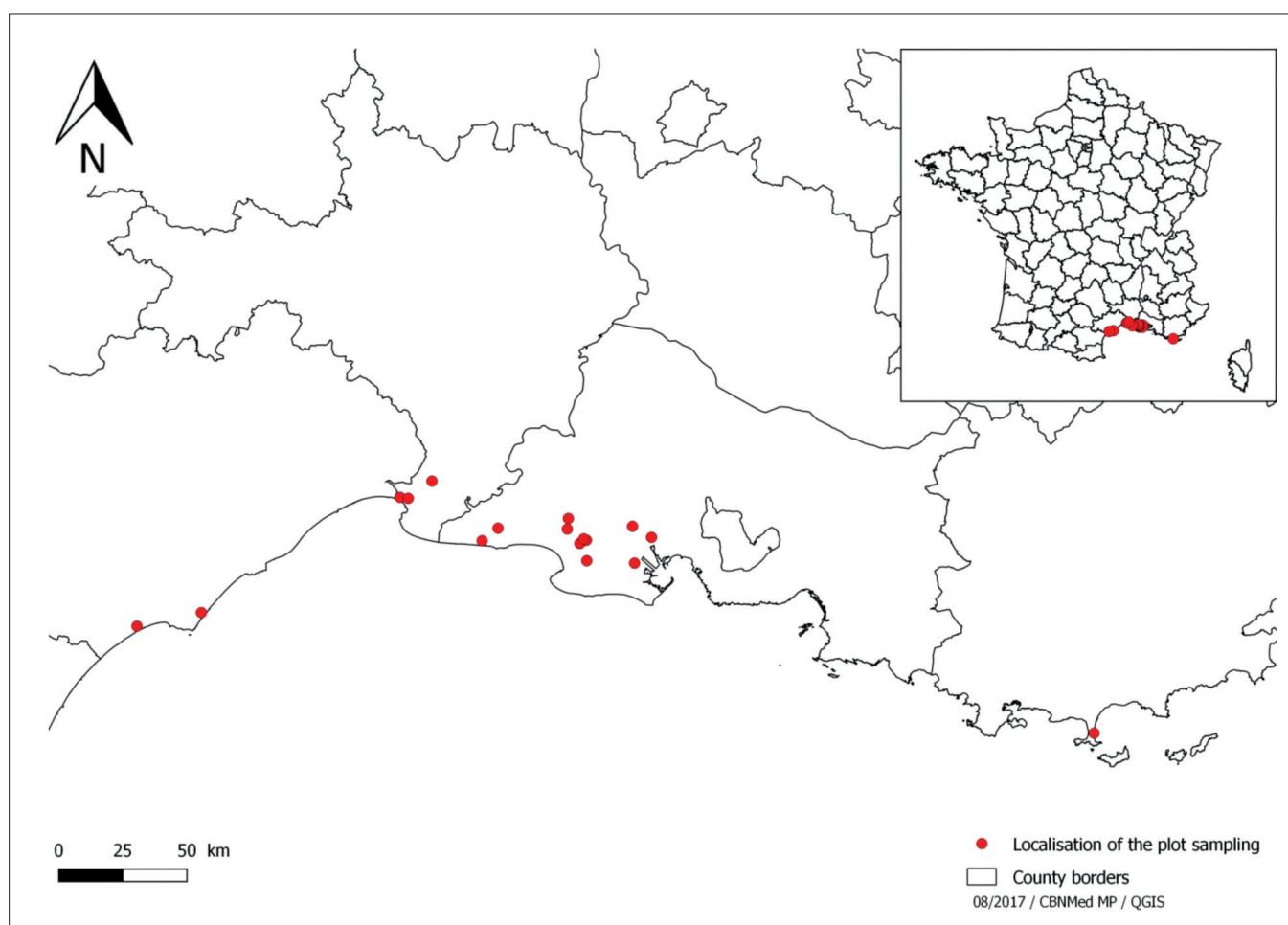


Figure 2 – Map of plot sampling on *Cerastium siculum* in France.

Table 1 – Description of the variables recorded for each plot (n = 29).

Variables	Description
Plant species cover	Cover for each plant species according to the 6 classes of abundance-dominance of the phytosociological method (Braun-Blanquet 1964) (%)
Height vegetation	Mean height of vegetation within the plot (cm)
Vegetation cover	Cover of vegetation within the plot (%)
Substrate cover	Cover of blocks (>20cm), stone (<20cm), and bare soil within the plot (%)
Slope	Mean slope within the plot (°)
pH	Soil pH value within the plot
Salinity	Soil salinity value within the plot
Grazing	Type of grazing exerted within the plot (cattle, equine, sheep, rabbit, others)
Soil composition	Type of soil within the plot determined on the field by a classic hand texture chart

siculum were identified using the Flore de la France méditerranéenne continentale (Tison *et al.* 2014). The pH values were measured *in situ* with a *Field Scout™ SoilStick™ Pro Meter* (precision: 0.01 pH unit) and calibrated with solution (pH = 4 and pH = 7) before each measure. To measure the salinity, samples of soil (3cm deep, Qiaoling *et al.* 2005) were taken and the salinity was measured with a conductivity meter *Cond 3110* in laboratory by diluting 1 volume of soil in 4 volumes of distilled water during at least 1 hour (Shabala & Cuin 2012).

Data analyses

Plant communities were analyzed with PAST v.3 software (Hammer *et al.* 2001) by a NMDS (non-metric dimensional positioning) based on the Bray-Curtis distances to analyze the divergence of plot sampling by the presence and absence of the species associated to *C. siculum*. The mapping was performed with the QGIS v.2.14.1 software (QGIS Development Team 2016).

Results

Distribution

A total of 601 specimens were compiled for this work. There are 233 relevant specimens (unique location) if we exclude century (mass collection of a species from one site to exchange with naturalists and museum herbariums) and the specimens from a location already mentioned (figure 3, annex 2 and appendix).

Portugal. The presence of *C. siculum* in Portugal has been not confirmed by literature (Sequeira *et al.* 2011): the specimens were mistaken with *C. semidecandrum* (= *C. pentandrum*; Möschl 1951b; Jalas & Suominen 1983). Seven sheets of *C. siculum* were redetermined as *C. glomeratum*, *C. pumilum*, *C. ramosissimum* and *C. semidecandrum*.

Spain (including Balearic Islands). Despite the mention in litterature of the species in continental Spain (Coste & Flahault 1903; Tutin *et al.* 1964), sometimes doubtful (Jalas & Suominen 1983; Greuter *et al.* 1984) or mistaken with *C. glomeratum* (Greuter & Raus 1984), the recent Spanish flora (Rico Hernandez 1990; De Bolos & Vigo 1990; Blanca *et al.* 2009) didn't mention the species. Forty-three sheets in 16 herbaria (see appendix) of *C. siculum* were found. However, all these mentions turned out to be mistakes and were redetermined as *C. diffusum*, *C. glomeratum*, *C. pumilum*, *C. brachypetalum*, *C. semidecandrum*, *C. ramosissimum* or *Cerastium* sp. Literature also mentions the species in the Balearic Islands (Tutin *et al.* 1964; Jalas & Suominen 1983; Greuter *et al.* 1984), especially in Majorca and Minorca (Duvigneaud 1979), but the species is absent in recent floras (Gil & Lorens 1999) and Rico Hernandez (1990) estimated that the mentions are to be assigned in reality to *C. glomeratum*. Seven sheets in 4 herbaria (see appendix) of *C. siculum* were found. For all of them, they revealed to have been confused with *C. glomeratum*, *C. diffusum* subsp. *gussonei* or *Cerastium* sp.

Morocco. Despite a lot of *C. siculum* mentions in literature (Caballero *et al.* 1917; Sennen & Maurico 1934; Greuter *et al.* 1984; Valdés

2002; Fennane & Tatou 2005), the 11 sheets consulted from 7 herbaria (see appendix) were re-determined as *C. glomeratum*, *C. diffusum* and *C. pumilum*.

Algeria. Some literature mentionned the species in Algeria (Rouy & Foucaud 1896; Coste & Flahault 1903; Greuter *et al.* 1984) despite its absence in local and recent floras (Quezel *et al.* 1962). We found 5 sheets of *C. siculum* from 2 herbaria (see appendix). Four of them have been re-determined as *Cerastium* sp. and one as *C. glomeratum*. It was not possible to give a name at some specimens because they presented intermediate characteristic between several species as *C. diffusum*, *C. glomeratum* and *C. siculum*.

Tunisia. No literature (Le Floch *et al.* 2010) or herbarium sheets have been found for *C. siculum* in Tunisia.

Libya. Despite several mentions of *C. siculum* in literature (Maire 1963; Jafri & Ali 1976; Quezel *et al.* 1962), the 8 sheets we consulted from 6 herbaria (see appendix) were

re-determined as *C. glomeratum* or *Cerastium* sp.

Italy (including Tuscan archipelago, Sicily and Sardinia). Literature mentionned the species in many regions in Italy: Tuscany, Lazio, Abruzzo, Campania, Apulia, Basilicata and Calabria (Bisogni 1896; Zodda 1953; Tutin *et al.* 1964; Pignatti 1982; Quezel *et al.* 1962; Ciccarelli *et al.* 2014; Anzalone *et al.* 1997; Anzalone *et al.* 2010). Forty-one sheets in total in 18 herbaria, confirmed the presence of *C. siculum* in the region of Tuscany, Marches, Lazio, Apulia, Abruzzo and Campania (see appendix). Eight sheets from four herbaria were re-determined as *C. brachypetalum*, *C. glomeratum*, *Cerastium* sp. or *Silene sedoides* Poir.

The presence of *C. siculum* on the Tuscan archipelago, especially on the Islands of Pianosa and Gorgona, was confirmed by 20 sheets conserved in 8 herbaria (see appendix) in addition to the literature (Foggi *et al.* 2001; Rizzotto 2011; Adorni & Ghillani 2016). One sheet redetermined in *C. pumilum* was found.

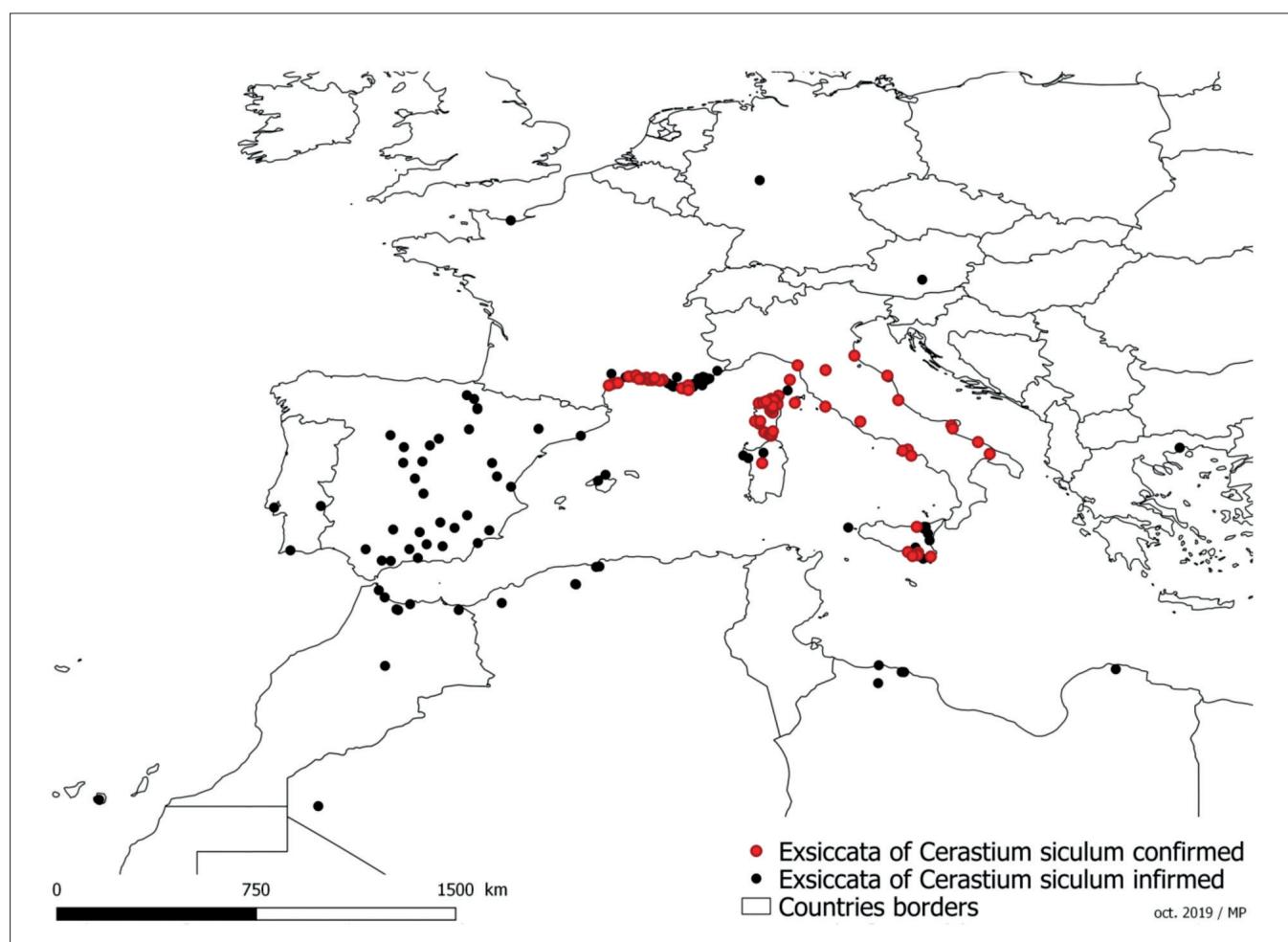


Figure 3 – Distribution of the mention of *Cerastium siculum* confirmed and infirmed from exsiccata (WGS84 projection).

The type of *C. siculum*, recently lectotypified (Traclet *et al.* 2017) was collected in Sicily (Gussone 1832). Other specimens from Sicily were found in the 19th century, but unfortunately, we didn't find any recent specimens from Sicily in herbaria despite its mention in recent checklists (Raimondo *et al.* 2010). Thirteen sheets conserved in 7 herbaria of *Cerastium siculum* were found and 11 sheet from 6 herbaria were re-determined as *C. glomeratum*, *Cerastium* sp. or *Silene sedoides* (see appendix). The mention on the island Marretimo (Francini & Messeri 1956) is in fact *C. glomeratum*.

Literature mentioned the species in Sardinia (Fiori 1913; Tutin *et al.* 1964; Möschl 1964; Pignatti 1982; Jalas & Suominen 1983; Camarda *et al.* 1993; Bacchetta 2006) despite the doubtful mentions from Greuter *et al.* (1984) where Arrigoni specified that he hadn't seen any specimen that could confirm the presence of the species in the island. Two sheets of *C. siculum* were found in GZU which confirmed the presence of the species in this island despite the lack of recent observation. Two others sheets still in GZU were found and re-determined as *C. pumilum*.

France (including Corsica). The herbaria work confirmed the presence of the species in the departments of Var, Bouches-du-Rhône, Gard, Hérault, Aude and in Corsica. This was confirmed by 342 sheets conserved in 41 herbaria (see appendix). However, 70 sheets were mistaken with *C. brachypetalum*, *C. glomeratum*, *C. ligusticum*, *C. pumilum*, *C. semidecandrum*, or *Cerastium* sp. Detailed reviews of the distribution of *C. siculum* in continental France (Croze *et al.* 2016; Traclet *et al.* 2016a, 2016b) including field prospections and in Corsica (Jeanmonod 2015) have already been published.

Others mentions in the world. Two specimens of *C. siculum* from Greece were found in herbaria (see appendix) and re-determined as *C. pumilum*. Some mentions of *C. siculum* existed in Macaronesia (Pitard & Roust 1908; Valdés 2002; Fennane & Tatou 2005) in literature, but the local and recent floras didn't mention the species on this territory (Chevalier 1935; Bramwell & Bramwell 1990; Hansen & Sunding 1993), pointing to the probable mistake of the initial mentions. The only sheet found was from the island of Gomera (Canary Islands - Spain) and was re-determined as *C. glomeratum*.

Mentions also existed in the USA (Gray & Lichhardt 2003; Rice 2016; Kenton & La Rea 1973) but it was mistaken with *C. dichotomum* (Morton 2005) or *C. brachypodium* as was confirmed by the found specimens (see appendix).

A last mention in Azerbaijan at Baku was identified in the literature (Möschl 1936; Möschl 1964) but without any other information. As the herbarium of Möschl is not stored in GZU herbarium anymore, we can't confirm this mention: we consider it to be a very doubtful mention. Having no clue to evaluate it, we did not take it in consideration.

Ecology of the French continental population

Habitats. *Cerastium siculum* thrives in low grazed vegetation: 83% of the plots sampling (annexe 1) were grazed by wild animals such as rabbits (7%) or domestic animals such as cattle (55%), horses (17%) or sheep (3%). A mechanical mowing is also tolerated by *C. siculum* populations as it has been noted during the field survey especially in campsites (not recorded in graphs).



Figure 4 – Pictures of montille (left) and backyard dunes (right) contained *Cerastium siculum* population in France continental.

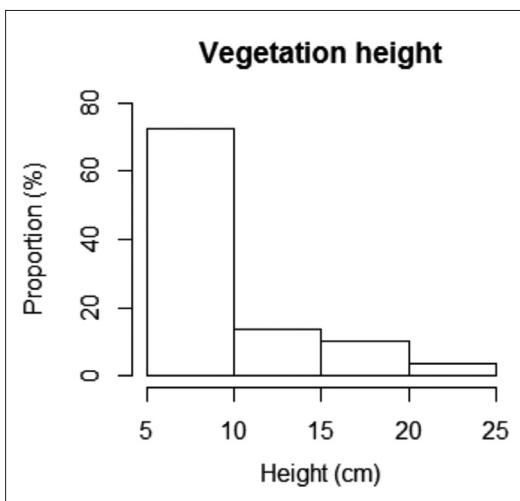


Figure 5 – Values of the vegetation height in the habitat of *Cerastium siculum*. The complete dataset is detailed in annexe 1.

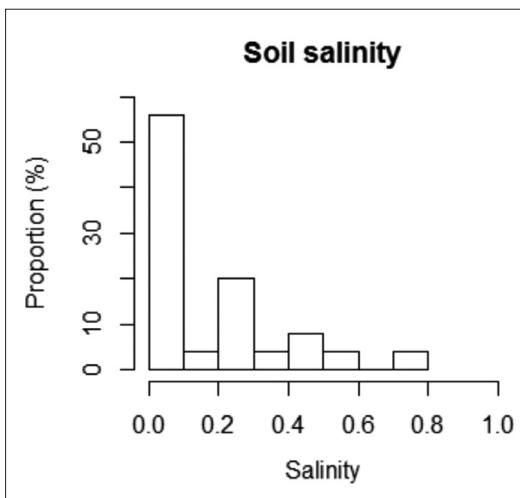


Figure 6 – Values of the soil salinity in the habitat of *Cerastium siculum*. The complete dataset is detailed in annexe 1.

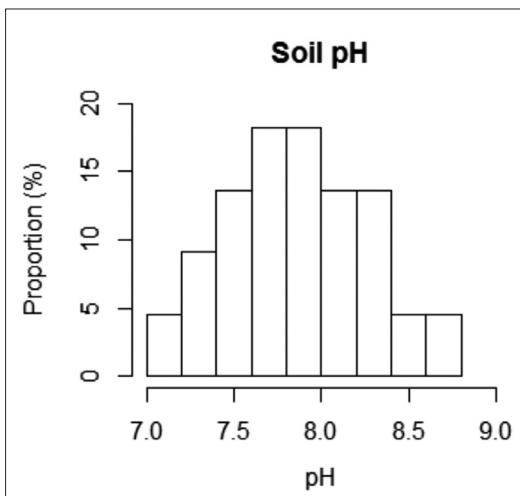


Figure 7 – Values of the soil pH in the habitat of *Cerastium siculum*. The complete dataset is detailed in annexe 1.

The French continental populations of *C.siculum* grow principally in a specific habitat called “montille” (figure 4). A montille, whose size varies from a few square meters to many square kilometres, is a small-raised mound of soil, not exceeding 2m of altitude, resulting from fluvial loam mixed with sandy deposits from the sea. An isolated case (HY_01 and HY_02) showed a low population of *C. siculum* growing in clearings at the back of the dunes

Ecological factors. The substrate is light from loamy-sand (HY_01 and HY_02; annexe 1) to sandy-loam (all others plot; annexe 1) sometimes with shells (CS_01; annexe 1). One plot (TO_01; annexe 1) showed rocks as evidence of the human impact on the surroundings (pipeline, electric pylon) and another was characterised by the presence of big stones (TO_03; annexe 1).

Cerastium siculum populations grow on low vegetation (72% of field surveys with a height vegetation \leq 10cm; figure 5), with a soil salinity close to zero (salinity = [0; 0.8] \pm 0.2; figure 6) and a neutral to basic soil pH (pH = [7.1; 8.6] \pm 0.4; figure 7).

Phytosociological affinities. The NMDS (figure 8) shows that two field surveys (HY_01 and HY_02, in green on figure 8) are clearly separated from the others (in red on figure 8).

The first set is characterised by *Silene conica* and *Rostraria pubescens* and can be referred

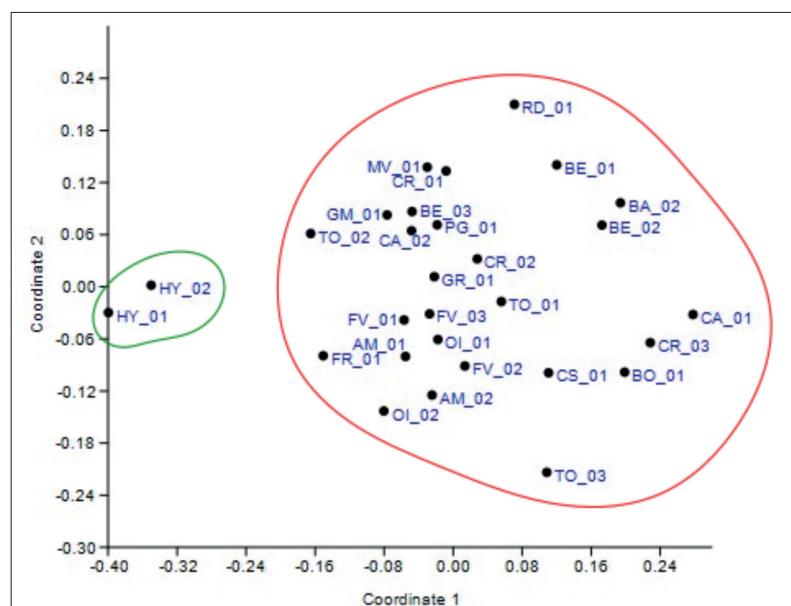


Figure 8 – NMDS ordination of dissimilarities between sampling plot based on presence and absence of 152 species associated with *Cerastium siculum*. In red, group characterised by *Plantago coronopus* and *Sagina maritima*. In green, group characterised by *Silene conica* and *Rostraria pubescens*.

to the class of *Sisymbrietea officinalis* Korneck (*Laguro ovati-Bromion rigifi* Géhu & Géhu-Franck) and the class of *Koelerio glaucae-Corynephoretea canescens* Klika. In this group, *C. siculum* is accompanied by *C. semidecandrum*, *Lagurus ovatus*, *Myosotis ramosissima*, *Geranium rotundifolium* and *Senecio vulgaris*. It is a set a psammophile species growing on loamy-sand substrates on clearings at the back of the dunes (figure 8). The second set (in red on figure 8) is characterised by *Plantago coronopus* and *Sagina maritima* and can be attached to the class of *Saginetea maritimae* Whesthoff. In this group, *C. siculum* is accompanied by a recurring species set: *Arenaria leptoclados*, *Carex divisa*, *Erodium cicutarium*, *Geranium molle*, *Medicago littoralis*, *Hedypnois rhagadioloides*, *Myosotis discolor* subsp. *dubia*, *Parentucellia latifolia*, *Sherardia arvensis* and *Trifolium campestre*. The floristic composition shows that two sub-sets stand out: one set characterised by *C. semidecandrum* and the other by *C. glomeratum*. In the set of *C. semidecandrum*, *C. siculum* is accompanied by *Filago pygmaea*, *Galium murale*, *Juncus bufonius*, *Lagurus ovatus*, *Limonium virginatum*, *Medicago minima*, *Medicago monspeliaca*, *Poa bulbosa*, *Sagina apetala*, *Sonchus bulbosus* and *Valantia muralis*. According to the species, it is a stress tolerant sub-set. In the set of *C. glomeratum*, *C. siculum* is accompanied by *Bellis perennis*, *Crepis vesicaria* subsp. *taraxacifolia*, *Euphorbia exigua*, *Geranium dissectum*, *Hypochaeris radicata*, *Trifolium nigrescens* and *Veronica arvensis*. According to the species, it is a sub-set characterised by a mesophilic and sub-neutrophilic environment.

Discussion

Through this study, we tried to provide a clear view of the distribution of *Cerastium siculum* in the world and to specify the ecology of this species. The species is present in France and Italy and grows in low vegetation on light substrates without salt.

Distribution

It seems a large confusion existed from the 19th century to the middle of the 20th century about *C. siculum*. It was mentioned all around

the Mediterranean basin and for very different samples from big *C. glomeratum* to small *C. pumilum*. The conception of *C. siculum* seems to have been refined over the last decades. Despite these clarifications for some parts of its area, a lot of mistaken mentions remained and led to consider it as a Western Mediterranean species. Through this work, a lot of the mistaken mentions of the species in Portugal, Spain (including Balearic Islands), Morocco, Algeria, Libya, Greece and USA have been cleared. Now, the species appears as Tyrrhenian according to the area where its presence has been confirmed as certain in France (including Corsica) and in Italy (including Tuscan archipelago, Sardinia and Sicily).

Concerning Maghreb countries (Morocco, Algeria, Tunisia and Libya), more investigations are necessary to clarify the *Fugacia* sub-section complex. Based on this herbarium work, the ecology of the species in France and Italy and the recent literature, we confirm the absence of *C. siculum* in these countries but the specimens found (especially the 4 samples from Algeria collected between 1859 and 1895) present intermediate criteria between several species (*C. diffusum*, *C. glomeratum*, *C. pumilum* and *C. siculum*).

Ecology

According to our data, the *C. siculum* ecology of the French continental population is a narrow niche, relatively homogeneous in biotic and abiotic factors and concentrated on a limited area. However, even if you can find locally abundant populations of *C. siculum* in France, its micro-habitat seems to be very rare. A strong link was identified between grazing and the species distribution; the focusing of environmental managers on this point could contribute to maintain the species in the future. However, in Corsica or Italy, the species grows not only on the littoral, but also inland. In Corsica, the species has been found on the sandy ridge of a river up to 700m above sea level (Jeanmonod 2015) and more surprising on the edge of the road. However, the information in the herbarium sheets should be considered with caution. In Italy, the species has always been observed on the coast, but not only at sea level, as for example on Monte Gargano at an altitude of 800m and in Sardinia at up to 650m. This seems to be isolated and future study on the niche could be interesting.

The substrate seems to be of no importance as the plant grows on limestone in France, on basalt in Sardinia or on schist in Corsica.

Taxonomy

Some samples seemed to be close to *C. siculum* according to the literature (hair not exceeding sepals, small pedicels, herbaceous bracts; Tison *et al.* 2014), but didn't correspond exactly to the specimens known in France or Italy (more robust specimens, fruit of different shapes). Often it a sheet with an isolated specimen, to be sure of the determination, it's necessary to collect several individuals.

Otherwise, in G herbarium there is specimens of *C. pumilum* (G s.n. Strid no 41113) and *C. pumilum* subsp. *glutinosum* (G450684 Strid no 31068) collected and determined by Strid in Greece during the 90s. These specimens could be *C. siculum*: short pedicels, herbaceous bracts, hairs not exceeding sepals and similar fruit. In addition, on the first specimen labels (G s.n. Strid no 41113), it's wrote "*In the opinion of Nielsen, this specimen represents the west European C. diffusum Pers.*". In the second specimens (G450684 Strid no 31068), Strid mentioned that "*Greek plants show various combinations of the characters supposedly distinguishing C. pumilum and C. diffusum*" as *C. siculum* do. The current available elements do not allow to clarify this taxonomic question. It is the same issue with the maghreb where some specimens present intermediate criteria between several species (*C. diffusum*, *C. glomeratum*, *C. pumilum* and *C. siculum*).

The situation could be clarified with future thorough investigation, field prospection and genetic analysis. There is a need of a large revision of the sub-section *Fugacia* in the mediterranean basin. There might be vicariates species of *C. siculum* in north Africa and in the east of the mediterranean basin. The clarification of the distribution by an integrative approach across the species range can help to solve the taxonomic issues.

Perspectives

The Mediterranean basin hosts a high specific richness (floristic & faunistic) with a high endemism rate: it is the third most important biodiversity hotspot for vascular plants in the world (Myers *et al.* 2000). In terms of conservation issues and evolution patterns, it

represents a diversification center for many taxa (Medail & Quezel 1997, 1999). Within many cryptic and difficult genera, it is difficult to determine the species mainly due to a lack of knowledge about their distribution and their ecology. Thus, it is impossible to evaluate the conservation interest or to perform a quotation like that of the IUCN for these species and to propose an adapted management of their habitat. Despite this work to clarify the world distribution of *C. siculum*, a lot of areas still need to be prospected in France and Italy, but also in locations where the species is considered absent, such as the Pelagie Islands (Lampedusa, Linosa and Lampione). Also, a taxonomic and genetic study should be undertaken in the Mediterranean countries (especially Maghreb, Greece and Italy) about all the species from section *Orthodon* sub-section *Fugacia*.

Acknowledgement

The authors would like to gracefully thank for their precious help the staff of all herbaria solicited for this project as well as E. Bugni, F. Andrieu, J. Molina and E. Bidault for their help. The authors thank Benoît Strauss for English language improvement and Daniel Pavon for his help with the determination key of the different species of *Cerastium*. We want to thank Daniel Jeanmonod for reviewing the manuscript and for his constructives remarks.

References

- Adorni M. & Ghillani L., 2016. Contributo alla conoscenza della flora dell'Isola di Pianosa (Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano) [Contribution to the knowledge of the flora of the Island of Pianosa (National Park of Tuscan Archipelago)]. *Acta Plantarum Notes* 4: 89-114.
- Anzalone B., Iberite M. & Lattanzi E. 2010. La flora vascolare del Lazio [The vascular flora of Lazio]. *Informatore Botanico Italiano* 42: 187-317.
- Anzalone B., Lattanzi E., Lucchese F. & Padula M. 1997. La flora vascolare del Parco Nazionale del Circeo (Lazio) [The vascular flora of National Park of Circeo (Lazio)]. *Webbia* 51: 251-341.
- Bacchetta G. 2006. Flora vascolare del Sulcis (Sardegna sud-occidentale, Italia) [Vascular flora of Sulcis (southwestern Sardinia, Italy)]. *Guineana* 12: 1-369.
- Bisogni C. 1896. Contributo alla flora d'Hipponium [Contribution to the flora of Hipponium]. *Rivista italiana di scienze naturali* 6: 73-6, 81-6, 97-100.
- Blanca G., Cabezudo B., Cueto M., Fernández López C. & Morales Torres C. 2009. *Flora vascular del*

- andalucía oriental* [Vascular flora of eastern andalusia]. Consejería de Medio Ambiente, Junta de andalucía. Sevilla Vol. 2, 640p.
- Bramwell D. & Bramwell Z.I. 1990. *Flores silvestres de las Islas Canarias* [Wild flowers of the Canary Islands]. Editorial Rueda XVI ed. Madrid Vol. 1, 392 p.
- Braun-Blanquet J. 1964. *Pflanzensoziologie, grundzuge der vegetations kunde* [Plant sociology, vegetation fundamentals]. Springer-Werlag Wien, New-York 865p.
- Caballero A., Alvarado S., Cogolludo J., Urcelay J. C. & González Fragoso R. 1917. Excursión botánica a Melilla en 1915 [Botanical excursion to Melilla in 1915]. *Serie Botanica* 11.
- Camarda I., Lucchese F., Pignatti S. & Wikus-Pignatti E. 1993. La flora di Pantaleo – Gutturu Mannu-Punta Maxia nel Sulcis (Sardegna sud-occidentale) [The flora of Pantaleo-Gutturu Mannu-Punta Maxia in Sulcis (South-Western Sardinia)]. *Webbia* 47: 79-120.
- Chevalier A. 1935. Les îles du Cap Vert. In: *Géographie, biogéographie, agriculture. Flore de l'archipel* [The Islands of Cape Verde. Geography, biogeography, agriculture. Flora of the archipelago]. Museum national d'histoire naturelle, Paris: 733-1090.
- Ciccarelli D., Di Bugno C. & Peruzzi L. 2014. Checklist della flora vascolare psammofila della Toscana [Checklist of the psammophilous vascular flora of Tuscany]. Atti della Società Toscana di Scienze Naturali, *Serie B* 121: 37-88.
- Coste H. & Flahault C. 1903. *Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes*, Vol. 1 [Descriptive and illustrated flora of France, Corsica, and neighboring countries]. Librairie des sciences et des arts, Paris, 416 p.
- Croze T., Fontes H., Traclet S., Pires M. & Baumberger T. 2016. Le céraiste de Sicile *Cerastium siculum* Guss., 1832 (Caryophyllaceae) en France continentale, une espèce oubliée durant près d'un siècle [*Cerastium siculum* Guss., 1832 (Caryophyllaceae) in continental France, a species forgotten for nearly a century]. *Bulletin de la Société linnéenne de Provence* 67: 53-70.
- De Bolos O. & Vigo J. 1990. *Flora dels Països Catalans* [Flora of the Catalan countries]. Editorial Barcino Barcelona, Vol. 2, 921 p.
- Duvigneaud J. 1979. Catalogue provisoire de la flore des Baléares [Provisional catalog of the Balearic flora]. *Bulletin de la Société pour l'échange des plantes vasculaires de l'Europe occidentale et du bassin méditerranéen* 1-43.
- Fennane M. & Tattou M.I. 2005. *Flore vasculaire du Maroc. Pteridophyta, Gymnospermae, Angiospermae*, Vol. 1 [Vascular flora of Morocco: Pteridophyta, Gymnospermae, Angiospermae]. Institut scientifique, Université Mohammed V, Rabat, 560 p.
- Fiori A. 1913. Erborizzazioni primaverili in Sardegna [Spring botanizing in Sardinia]. *Nuovo Giornale botanico italiano* 20: 144-54.
- Foggi B., Grigioni A. & Luzzi P. 2001. La flora vascolare dell'Isola di Capraia (Arcipelago Toscano): aggiornamento, aspetti fitogeografici e di conservazione [The vascular flora of the Island of Capraia (Tuscan Archipelago): updating, phyto-geographic and conservation aspects]. *Parlatoreo* 5: 5-53.
- Francini E. & Messeri A. 1956. L'isola de Marettimo nel l'arcipelago delle Egadi e la sua vegetazione [The island of Marettimo in the archipelago of the Egadi and its vegetation]. *Webbia* 11: 607-846.
- Gachet S., Véla E. & Tatoni T. 2005. BASECO: a floristic and ecological database of Mediterranean French flora. *Biodivers. Conserv.* 14: 1023-1034.
- Gil L. & Llorens L. 1999. *Claus de determinació de la Flora Balear* [Keys of determination of the Balearic flora] Consorci per al Foment de l'ús de la llengua catalana, pròpia de les Illes Balears Sóller, 293 p.
- Gray K. & Lichhardt J. 2003. *Long-term monitoring of Canyon Grasslands at Craig Mountain, Idaho: Eighth-year data*. Cooperative Cost-Share Project Idaho Department of Fish and Game and the Bureau of Land Management, Boise, 20p.
- Greuter W. & Raus T. 1984. Med-Checklist Notulae 9. *Willdenowia* 14: 37-54.
- Greuter W., Burdet H.M. & Long G. 1984. *Med-checklist: a critical inventory of vascular plants of the circum-Mediterranean countries*, Vol. 3. Conservatoire et Jardin botaniques de la ville de Genève, Genève, 395p.
- Gussone G. 1832. Supplement Flora Siculae Prodromus. In: *Florae Siculae prodromus, sive, Plantarum in Sicilia ulteriori nascentium enumeratio secundum systema Linnaeanum disposita*. Ex Regia Typographia, Naples, 166p.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D. 2001. Paleontological statistics software (PAST): Package for education and data analysis. *Palaeontol. Electron.* 4.
- Hansen A. & Sunding P. 1993. *Flora of Macaronesia: checklist of vascular plants*. Botanical garden and museum, University of Oslo, Oslo, 295p.
- Heywood V.H., Brummitt R.K., Culham A. & Seberg O. 2007. *Flowering plant families of the world*. Richmond Hill, Firefly Books, 424p.
- Jafri S.M.H. & Ali S.I. 1976. *Flora of Libya*, Vol. 1. Al Faateh University, Faculty of Science, Department of Botany, Tripoli.
- Jalas J. & Suominen J. 1983. Caryophyllaceae (Alsinoideae and Paronychicidae). In: *Atlas Florae Europaea: distribution of vascular plants in Europe*. Committee for Mapping the Flora of Europe and Societas Biologica Fennica Vanamo, Helsinki, 176p.
- Jeanmonod D. 2015. Notes à la flore de Corse, XXV. *Candollea* 70: 109-40.
- Jeanmonod D. & Gamisans J. 2013. *Flora Corsica*. Edisud, Saint-Rémy-de-Provence, 1074 p.
- Kenton C.L. & LaRea J.D. 1973. Additional plant records for Oregon. *Madroño* 22: 149-50.
- Le Floch E., Boulos L. & Vela E. 2010. *Catalogue synonymique commenté de la flore de Tunisie* [Synonymated catalog of the flora of Tunisia]. Ministère de l'environnement et du développement durable, Banque nationale de gènes, Tunis, 504 p.
- Maire R. 1963. *Flore de l'Afrique du Nord*, Vol. 9 [Flora of Northern Africa]. Jouve, Paris, 300 p.
- Medail F. & Quezel P. 1997. Hot-spots analysis for conservation of plant biodiversity in the Mediterranean Basin. *Ann. Mo. Bot. Gard.* 84: 112-27.
- Medail F. & Quezel P. 1999. Biodiversity hotspots in the Mediterranean Basin: setting global conservation priorities. *Conserv. Biol.* 13: 1510-1513.
- Morton J.K. 2005. *Flora of North America*, Vol. 5. Flora of North America Editorial Committee, New-York/Oxford.

- Möschl W. 1936. Über einjährige Arten der Gattung *Cerastium* (Orthodon-Fugacia-Leiopetala) [About annual species of the genus *Cerastium* (Orthodon-Fugacia-Leiopetala)]. *Repertorium specierum novarum regni vegetabilis* 41: 153-63.
- Möschl W. 1938. Morphologie einjähriger europäischer Arten der Gattung *Cerastium* (Orthodon-Fugacia-Leiopetala) [Morphology of annual European species of the genus *Cerastium* (Orthodon-Fugacia-Leiopetala)]. *Österr. Bot. Z.* 87: 249-72.
- Möschl W. 1951a. *Die Cerastium-Arten Afrikas südlich der Sahara* [The *Cerastium* species of sub-Saharan Africa]. Universitate de Coimbra, Instituto Botanico, Coimbra.
- Möschl W. 1951b. *Cerastia lusitaniae archipelagorumque Açores et Madeira* [*Cerastium* of Azores-Madeira archipelago]. *Agronomia Lusitana* 13: 23-66.
- Möschl W. 1964. De Cerastiis Africae Septentrionalis [*Cerastium* of Northern Africa]. *Memorias da Sociedade Broteriana* 17: 5-119.
- Myers N., Mittermeier R.A., Mittermeier C.G., Da Fonseca G.A.B. & Kent J. 2000. Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403: 853-8.
- Pax F. & Hoffmann K. 1934. Caryophyllaceae. *Die natürl. Pflanzenfam.* 2.
- Pignatti S. 1982. *Flora d'Italia*, Vol. 1 [The Flora of Italy]. Edagricole, Bologna, 790 p.
- Pitard J. & Proust L. 1908. *Les îles Canaries. Flore de l'archipel* [The Canary Islands: flora of the archipelago]. Librairie des sciences naturelles, Paris, 502 p.
- QGIS Development Team. 2017. "QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project." Essen.
- Qiaoling Y., Zhimin L., Jiaojun Z., Yongming L., Hongmei W. & Deming J. 2005. Structure, pattern and mechanisms of formation of seed banks in sand dune systems in northeastern Inner Mongolia, China. *Plant Soil* 277: 175-84.
- Quezel P., Santa S. & Schotter O. 1962. *Nouvelle flore de l'Algérie et des régions désertiques méridionales* [New flora of Algeria and the southern desert regions]. CNRS, Paris, 565 p.
- Raimondo F.M., Domina G. & Spadaro V. 2010. Checklist of the vascular flora of Sicily. *Quaderni di Botanica ambientale e applicata* 21: 189-252.
- Rice P.M. 2016. INVADERS Database system: <http://invaders.dbs.umt.edu>. Access on 09/2016.
- Rico Hernandez E. 1990. *Cerastium* L. In: Castroviejo S., Lainz M., López González G., Montserrat P., Muñoz Garmendia F., Paiva J. & Villar L. (eds), *Flora Iberica*, Vol. 2. Real Jardín Botánico, Madrid: 263-283.
- Rizzotto M. 2011. Flora of the Island of Gorgona (Tuscan Archipelago, Italy). *Webbia* 66: 85-118.
- Rouy G. & Foucaud J. 1896. *Flore de France, ou Description des plantes qui croissent spontanément en France, en Corse et en Alsace-Lorraine*, Vol. 3 [Flora of France or Description of plants that grow spontaneously in France, Corsica and Alsace-Lorraine]. Société des sciences naturelles de la Charente-Inférieure, La Rochelle, 382 p.
- Sequeira M., Espírito Santo D., Aguiar C., Capelo J. & Honrado, J. J. 2011. *Checklist da Flora de Portugal Continental, Açores e Madeira* [Checklist of Flora of Portugal, Açores and Madeira]. Associação Lusitana de Fitossociologia, 74 p.
- Sennen F. & Mauricio F. 1934. *Catálogo florístico del Rif oriental y principalmente de las cárillas límitrofes con Melilla* [Floristic catalog of Eastern Rif and mainly of the bordering land of Melilla]. Gráficas La Ibérica, Marina, Melilla.
- Shabala S.N. & Cuin T.A. 2012. *Plant Salt Tolerance Methods and Protocols*. Humana Press, Springer, New-York, 432p.
- SILENE-Flore. 2016. Base de données floristiques (<http://flore.silene.eu>). CBNMed and CBNA. Access on 09/2016.
- Spichiger R.-E., Savolainen V.V., Figeat-Hug M. & Jeanmonod D. 2002. *Botanique systématique des plantes à fleurs: une approche phylogénétique nouvelle des angiospermes des régions tempérées et tropicales* [Systematic botany of flowering plants: A new phylogenetic approach to angiosperms in temperate and tropical regions]. PPUR presses polytechniques, Lausanne, 413 p.
- Thien S. J. 1979. A flow diagram for teaching texture-by-feel analysis. *Journal of Agronomic Education* 8(2): 54-55.
- Tison J.-M. & De Foucault B. 2014. *Flora Gallica. Biotope*, Mèze, 1195 p.
- Tison J.-M., Jauzein P. & Michaud H. 2014. *Flore de la France méditerranéenne continentale* [Flora of continental Mediterranean France]. Naturalia publications, Turriers, 2078 p.
- Traclet S., Michaud H., Andrieu F., Croze T. & Pires M. 2016a. Nouvelles données sur la distribution et l'écologie du céraiste de Sicile (*Cerastium siculum* Guss., 1832) dans le sud de la France [New data on distribution and ecology *Cerastium siculum* Guss., 1832 in the south of France]. *Bulletin de la Société linnéenne de Provence* 67: 71-82.
- Traclet S., Pires M. & Domina G. 2017. Lectotypifications of *Cerastium siculum*, *C. densiflorum* and *C. aggregatum* and taxonomic notes on *C. siculum* (Caryophyllaceae). *Turkish Journal of Botany* 41: 416-22.
- Traclet S., Pires M. & Michaud H. 2016b. *Bilan stationnel de Cerastium siculum Guss.* [Summary of *Cerastium siculum* Guss. stations in France]. Hyères, CBNMed, 46 p.
- Tutin T.G., Heywood V.H., Burges N.A., Valentine D.H., Walters S.M. & Webb D.A. 1964. *Flora Europaea*, Vol. 1. Cambridge University Press, Cambridge, 464p.
- Valdés, B. (Ed.). 2002. *Catalogue des plantes vasculaires du Nord du Maroc, incluant des clés d'identification*, Vol. 1 [Catalogue of vascular plants in North Morocco, including identification keys]. Editorial CSIC-CSIC Press, Madrid, 1040 p.
- Zodda G. 1954. La Flora Teramana [The Flora of Teramana]. *Webbia* 10: 1-317.

Appendix

The *excicata* are sort by species then by countries. In each country they are sort by localisation (from East to West and North to South) then by collector and by date. The centuries are grouped to simplify the reading.

***Cerastium brachypetalum* Pers.**

France: Alpes-Maritimes: Colmars, coteau, 1981, Litzler (MPU116301) sub: *Cerastium siculum*; Var, route D562 Draguignan-Grasse entre les 4 chemins & Garron, arène granitique, 1981, Litzler (MPU116299) sub: *Cerastium siculum*; Le Muy, Montagne de Roquebrun, grès permien, 1981, Litzler (MPU116300) sub: *Cerastium siculum*; Var, au Nord de Ste-Maxime vers le col de Gratteloup, talus sur sables siliceux, 1981, Litzler (MPU116298) sub: *Cerastium siculum*.

Italy: Marche, 1946, Unknown (FI5844-21) sub: *Cerastium siculum*.

Morocco: Chefchaouen, entre Bou-Ahmed y Targha, acantilados de serpentinas, 35°22'N 4°59'W, 210m, 1996, Mateos, Pina & Silvestre (BC945474/2) sub: *Cerastium siculum*.

Spain: Prado acido, Llano de la Perdiz, Granada, 1980, Diaz de la Guardia & Valle (GDA8608) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium brachypodum* (Engelm. ex A.Gray) B.L.Rob. ex Britton**

USA: Idaho: Nez Perce County: East of the Snake River, on ridge north of Crowers Canyon and south of Redbird Creek. Elev. 2370 ft., 2002, Gray (ID[121904; 090261]) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium dichotomum* L.**

USA: Idaho: Nez Perce County, Snake River Canyon, south of Redbird Creek. Elev. ~2400ft., 2009, Gray (UBC236588) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium diffusum* Pers.**

Austria: St. Andrä, in graminonis subsalais, 1930, Rechinger (BC[990356/2; 990356/2]) sub: *Cerastium siculum* f. *subtetandrum*.

France: Corse: Bigugli, plage, Unknown (ANG012935) sub: *Cerastium siculum*.

Morocco: Moyen Atlas: Itzer, rochers granitiques vers l'ouest Kis, 1400m, 1925, Jahandiez (MPU s.n.) sub: *Cerastium siculum*.

Spain: Muro, Mallorca, Baléares. Dunes fixées en arrière de la baie d'Alcudia, 1964, Duvigneaud (BR610334) sub: *Cerastium siculum*; Alcudia, Mallorca, Baléares, Albuferata, limite du pré salé et de la dune, 1965, Duvigneaud (BR610334) sub: *Cerastium siculum*; Can Picafort, Mallorca, Baléares. Dunes littorales, pelouses à annuelles, 1977, Duvigneaud (BR610332) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium glomeratum* Thuill.**

Algeria: Teniet-el-Haad, 1919, Alleizette (CLF151724) sub: *Cerastium siculum*.

France: Var, 1911, Boissieu (STR91017) sub: *Cerastium siculum*; Pont du Bonocuit, Unknown (CLF259588) sub: *Cerastium aggregatum*; Le Trayas (Var), 1928, Unknown (P05163123) sub: *Cerastium siculum*; Arène dénudée, vers 180m. Bagnols-en-Forêt (Var), 1973, Vanden Berghen (BR21453138) sub: *Cerastium siculum*; Var: Mines de Vaux, au Nord de Fréjus, 1937, Rodié (MPU199453) sub: *Cerastium siculum*; Parking des Barraques, Pampelonne, Ramatuelle, 1993, Lavagne (MARS1392) sub: *Cerastium siculum*; Environs de La Fou de St Tropez (Var) - lieux sablonneux, 1962, Gavelle (NICE2935) sub: *Cerastium siculum*; St Tropez (Var) glacis de la Citadelle, 1948, Rodié (MPU[199454; 761235; 761237]) sub: *Cerastium siculum*; Sur les bords de la Verne et montée de Collobrières au col de la Sauvette (Var), 1886, Roux (MARS s.n.) sub: *Cerastium aggregatum*; Maures, avant Grimaud, 200m, silice, 1975, Gruber (MARS51229) sub: *Cerastium siculum*; Cassis, 1900, Marnac (MARS s.n.) sub: *Cerastium siculum*; Dept. Bouches-du-Rhône, La Ciotat-St. Loup, bei der Auberge des Beaux Pins an der Straße nach Cassis., 1972, Buttler & Erben (FR0025622) sub: *Cerastium siculum*; La Mède dans les bois de pins sur la limite des marécages, 1878, Autheman (AIX s.n.) sub: *Cerastium aggregatum*; Châteauneuf-les-Martigues, sur les bords de l'étang de Bolmon, 1887, Autheman (AIX s.n.) sub: *Cerastium aggregatum*; Fos-Les-Martigues (B du Rh). Marais sur les berges du canal, 1879, Autheman (AIX s.n.) sub: *Cerastium aggregatum*; Hyères (Var): prairies maritimes, 1873, Allard (FI5844-37; AIX s.n.) sub: *Cerastium aggregatum*; Hyères (Var) aux Vieux Salins, 1911, Chevalier (P[05078855; 05162519]) sub: *Cerastium siculum*; Hyères (Var), 1912, Decary (P05137058) sub:

Cerastium siculum; Var: au Salins d'Hyères, talus herbeux entre le chemin et le canal, 1911, Delmas (MARS s.n.) sub: *Cerastium siculum*; Var: Hyères, pelouses aux Vieux Salins, 1911, Guichard (MPU533807) sub: *Cerastium siculum*; Les Salins près d'Hyères, Var, 1861, Huet (P05135727) sub: *Cerastium aggregatum*; Pelouses sablonneuses du bord de mer au salins, près d'Hyères (Var, France), parmi les cistes et les salicornes sur le terrain de transition modifié, 1861, Huet et Jacquin (S16-51616) sub: *Cerastium aggregatum*; Pelouses maritimes aux Salins près d'Hyères (Var), 1861, Huet et Jacquin (P05162519) sub: *Cerastium aggregatum*; Salins d'Hyères (Var), 1911, Vichet (MPU[492514; 492515]) sub: *Cerastium siculum*; Salins, Léveillé (P05139024) sub: *Cerastium siculum*; Var: Toulon, au fort Lamalque, 1866, Huet (P05074672) sub: *Cerastium aggregatum*; À peu près partout, environs de Toulon, 1912, Reynier (MARS64110) sub: *Cerastium glomeratum* var. *pseudo-siculum*; Var. Toulon. Glacis du fort Lamalque, 1929, Unknown (CLF151720) sub: *Cerastium siculum*; Var: Toulon, glacis du Cap Brun, rocallles, schistes, 1930, Verguin (MPU199455) sub: *Cerastium siculum*; Octon (dépt. Hérault), 1987, Geerinck-Coutrez (BR21453244) sub: *Cerastium siculum*; Calvi, pinède devant la mer. Corse, 1956, Pelgrims (BR21453206) sub: *Cerastium siculum*; Ajaccio, bord de route vers Aspreto, 1953, Pelgrims (MPU116297) sub: *Cerastium siculum*.

Italy: Firenze: lungo l'Affrico sull'argine che lo costeggia, 1916, Chiovenda (BOLO[0600019; 0600018]) sub: *Cerastium siculum*; In cultis et neglectis ad radices Aetnae, Mont Etna, 1856, Huet (COI57820; TO s.n.; BR21453236) sub: *Cerastium densiflorum*; Caltagirone, 1900, Pietro (CAT[3173; 3174]) sub: *Cerastium siculum*; Marettimo Egadi, 1935, Unknown (FI5844-25) sub: *Cerastium semidecandrum* var. *siculum*.

Libya: Cyrenaica, 20km W of Derna. Ravine with *Quercus coccifera*, *Arbutus pavarii* and *Pistacia lentiscus*. Calcareous soil, 1982, Anderberg (S07-13322) sub: *Cerastium siculum*.

Morocco: Béni-Snassen [Ayt Iznassen]: Berkane, coteaux calcaires, 1934, Sennen & Mauricio (MAF04328) sub: *Cerastium siculum*; Rif Central, 8km W from Ketama on road to Bab-Berret, ditch by road, 34°57'N 4°38'W, 1993, Jury & Springate (BC945473/1) sub: *Cerastium siculum*; Marruecos, Rif

Central, 8km W from Ketama on road to Bab-Berret, 30S 351409 3868317, 1530. Ditch by road, 1993, Jury & Springate (SEV206656) sub: *Cerastium siculum*; Chefchaouen, entre Bou-Ahmed y Targha, acantilados de serpentinas, 35°22'N 4°59'W, 210m, 1996, Mateos, Pina & Silvestre (BC945474/1) sub: *Cerastium siculum*; Chefchaouen, Targha, Oued Tarerha, Montes Beni-Galoune, 35° 19'N 5°34'W, 200-270m, cauce del arroyo sobre pizarras basicas, 1996, Mateos, Pina & Silvestre (BC94575/1) sub: *Cerastium siculum*; Hab in arenosis, c. Bu-Sicur (Bocoia), ad 10m alt, 1929, Font Quer (BCN72248; GDA1497) sub: *Cerastium aggregatum*; Koudia Taifor, 1950, Muñoz Medina (GDA1499) sub: *Cerastium aggregatum*.

Portugal: Estalagem de San Jeronimo, 1972, Jovet (P04189933) sub: *Cerastium siculum*.

Spain: Castilla: arrejago, friches, 1906, Sennen & Elias (BC[990352/2; 990353/1]) sub: *Cerastium siculum*; Sierra de Villarrubia (CR Espagna), Villarubia de Los Ojos, UTM 30S-044434, hab.: Pastizal, 1979, Peinardo M. (AH37732) sub: *Cerastium siculum*; Barcelona, Montjuïc, in imenly, 1935, Rothmaler (BCN109505) sub: *Cerastium siculum*; Aguilas, côte espagnole du SE, 1966, Sotiaux (BR807053) sub: *Cerastium siculum*; ES, Jaen, Arroyo del Ojanco, 1982, Nezadal (ER19206) sub: *Cerastium siculum*; Loja de Balanca, 1965, Hohenester (ER3150) sub: *Cerastium aggregatum*; Regnum Muricum in pascuis Sierra de Carascoy, 1891, Drake (P04977196) sub: *Cerastium siculum*; San Pedro-Ronda, km25 (Prov. Malaga, Espagne). Bois à *Quercus ruber* & *Cistus ladaniferus*, 1977, Evrard (BR21453213) sub: *Cerastium siculum*; Formentor, Majorque, Baléares. Clairière dans le bois au NW de l'hôtel de Formentor, 1963, Duvigneaud (BR[21453229; 973753]) sub: *Cerastium siculum*; Gomera: Laguna grande, in herbidis (1100m), 1906, Pitard (LY0123344) sub: *Cerastium siculum* var. *densiflorum*; Mll, Espana, 1955, Esteve Chueca F. (AH12875) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium glutinosum* Nutt.**

Germany: Landkreis- Marburg-Diedenkopf, Gemeinde Marburg, 2000, Gregor & Ludwig (FULD002562) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium ligusticum* Viv.**

France: Marseille, Roux et Perrier de la Bâthie (G s.n.) sub: *Cerastium aggregatum*.

***Cerastium pumilum* Curtis**

France: Pelouse du sommet de la Sauvette (Var), 1953, Bouchard (Ass. Ch. Flahault) sub: *Cerastium siculum*; Saint-Tropez, Var, 1937, Unknown (AV[0013112; 0013111]) sub: *Cerastium siculum*; Maures, 1981, Gruber (MARS44061) sub: *Cerastium cf. siculum*; Le bords de la mer aux ceinturons à Hyères (Var), terrains sables maritimes, 1874, De Puyfol (AUR02063) sub: *Cerastium aggregatum*; Pelouses sablonneuses du bord de mer aux salins, près d'Hyères (Var, France) parmi les cistes et les salicornes, sur le terrain de transition modifié, 1861, Huet & Jacquin (S16-51616; MPU s.n.; COI00057762; LD1971521) sub: *Cerastium aggregatum*; Gardiole de Rians (83), lieux pierreux, calcaire, 500m, 1983, Gruber (MARS63312) sub: *Cerastium siculum*; Pâturages maritimes schisteux à Toulon, 1839, Durieu (STR91019) sub: *Cerastium aggregatum*; Aux environs de Toulon, 1848, Durieu (STR91013) sub: *Cerastium aggregatum*; Dept. Bouches-du-Rhône, La Ciotat-St. Loup, bei der Auberge des Beaux Pins an der Straße nach Cassis., 1972, Buttler & Erben (FR0025622) sub: *Cerastium siculum*; Dunes entre Carnon et Le Grau du Roi, 1965, Litzler (MPU116282) sub: *Cerastium cf. siculum*; La Sierra di Pigno, Corse, 1881, Chabert (FI5844-28) sub: *Cerastium siculum*; Mont Stello, Corse, 1881, Chabert (FI5844-27) sub: *Cerastium siculum*.

Greece: Thrakia: Kavala: flughaminen, 1963, Segelberg (S[16-51614; 16-51615]) sub: *Cerastium siculum*.

Italy: Insula Capraria (Capraja), 1896, Sommier (FI5844-12) sub: *Cerastium siculum*; Buiht von Alghero, Sanddinen ostl Fertilia - Sardinien, 1963, Brendle et al. (GZU000335291) sub: *Cerastium siculum*; Capo Caccia bei Alghero, küstennahe Felsheiden und Garigue auf Kalk - Sardinien, 1963, Ehrendorfer (GZU000335292) sub: *Cerastium siculum*.

Morocco: Rochers granitiques vers l'Ouest Kis, 1400m. Itzer, Moyen Atlas, 1925, Jahandiez (MARS64132) sub: *Cerastium siculum*.

Portugal: Portimão, Sampaio (PO16235) sub: *Cerastium siculum*.

Spain: Sierra del Perdón, 1983, Vicente (PAMP42439) sub: *Cerastium siculum*; Toperas, Sierra de Urbasa, rasos de Limitaciones de las Améscoas, 1964, Lopez (PAMP31313) sub: *Cerastium siculum*; Vedado de Eguaras, 1983, Ursua (PAMP32709) sub:

Cerastium siculum; Sisallar, Caparroso, 1983, Ursua (PAMP32710) sub: *Cerastium siculum*; Castilla: arrejago, friches, 1906, Sennen & Elias (BC990352/2) sub: *Cerastium siculum*; Prado acido, Llamo de la Perdiz, Granada, 1980, Diaz de la Guardia & Valle (GDA8607) sub: *Cerastium siculum*; Calizo pedregoso, Berdejo (Zaragoza), 1969, Segura Zubizarreta (PAMP244) sub: *Cerastium siculum*; Sierra de Alto Rey, 1982, Peinardo, M. & Ruiz, R (AH37732) sub: *Cerastium siculum*; Valdesotos, 1981, Nezadal (ER18973) sub: *Cerastium siculum*; Montsec de Rubies: sobre el Sant del Bosc, Prats del Festucetum scopariae, 1500m, 1982, Romo (BC675748/1) sub: *Cerastium siculum*; Valencia: Alpuente, Corcolilla, 1984, Aguilella (VAL06693) sub: *Cerastium siculum*; Valencia: Andilla, 1984, Aguilella (VAL06571) sub: *Cerastium siculum*; Font de la Coveta, naiximent del Vinalopo Bocaient, 1987, Nebot (VAL231551) sub: *Cerastium siculum*; Madrid: Patones de Amiba, Comunidades tenofíticas efímeras sobre substrats calizo, 1985, Galan-Mera (MAF127122) sub: *Cerastium siculum*; Albacete, Ferez, 1983, Nezadal (ER20123) sub: *Cerastium siculum*; España, Cordoba, Rute, subida al Pico de las Cruces. Calizas, 1980, Gallejo, Romero & Silvestre (SEV56121) sub: *Cerastium siculum*; Villanueva del Arzobispo, 1982, Nezadal (ER19215) sub: *Cerastium siculum*; Gebirgs - Garrigue, ca 1870m, Collado del Cabrito, Sierra Arana, Provincia de Granada, 1989, Rhöthlisberger (G370489) sub: *Cerastium siculum*; Cueva del agua - Sierra de Harane - Granada, 1980, Diaz de la Guardia, Morals & Valle (GDA8611) sub: *Cerastium siculum*; La Peza, Sierra de Baza, 1980, Diaz de la Guardia & Valle (GDA8608) sub: *Cerastium siculum*; Fuente Fria, prados Sierra de Baza, Granada, 1981, Diaz de la Guardia & Valle (GDA8609) sub: *Cerastium siculum*; Sierra Sagra, Huéscar, Cotijo del Collado, en prados, 1978, Negrillo (GDA11613) sub: *Cerastium siculum*; Bajo Peñón, Godis, Granada, 1980, Diaz de la Guardia & Valle (GDA8606) sub: *Cerastium siculum*; Los Lagares, Yunquera (Malaga), 1974, Asensi & Diez (MGC[1043-2; 1048]) sub: *Cerastium siculum*; Llanos de la Alcaiceria, Sierra de Tejeda (Malaga), 1980, Nieto Caldera (MGC 6781) sub: *Cerastium siculum*; Borde de litorral sobre gros Los Molares, 1983, Ursua (PAMP32711) sub: *Cerastium siculum*; Spain, 1983, Ursua (PAMP32712) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium ramosissimum* Boiss.**

Portugal: Villa Real, Serra do Alvao, a 200m a leste de Vaqueiros, BA, Serra da Estrela, Lagoa Redonda, Viseu, Daire (HVR s.n.) sub: *Cerastium siculum* subsp. *riai*.

Spain: Sierra de Javalambre entre Loma Colchanes y Cruz del Cerro, 30TXK63, 1950m. Creston es calizos pedregosos, 1988, Uribe-Echebarria (VIT11304) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium semidecandrum* L.**

France: Castellas à St Raphaël (Var) - prairie sèches, 1950, Gavelle (NICE2936) sub: *Cerastium siculum*; Palunette, talus herbeux, 1931, Carondelet (MPU1334529) sub: *Cerastium siculum*; Hyères (Var): prairies maritimes, 1873, Allard (MARS s.n.) sub: *Cerastium aggregatum*; Var, Unknown (MMARS1396) sub: *Cerastium aggregatum*.

Portugal: Vila Viçosa: Castelo, Sampaio (PO [5028GS/1; 5028GS/2; 5028GS/3]) sub: *Cerastium siculum*; Portimão: areais, Sampaio (PO5029GS) sub: *Cerastium siculum*.

Spain: Spanien Valladolid, Pozal de Gallinas, 1983, Nezadal (ER19725) sub: *Cerastium siculum*; ES, M, Aldea de Fresno, 1980, Nezadal (ER18389) sub: *Cerastium siculum*; Spanien, Toledo, Nambroca, 1980, Nezadal (ER18311) sub: *Cerastium siculum*; Prado acido, Llamo de la Perdiz, Granada, 1980, Diaz de la Guardia & Valle (GDA8608) sub: *Cerastium siculum*.

***Cerastium siculum* Guss.**

France: Pierrefeu-Var, 1866, Chambeiron (FI5844-37); Hyères, pelouses maritimes, 1861, Alioth (G s.n.); Hyères (Var): prairies maritimes, 1873, Allard (P[04977189; 05022261; 05078672; 05168035]; FI5844-37; MARS s.n.; TO s.n.); Pelouses sablonneuses et maritimes, terrains de transition modifiés, aux Pesquiers près d'Hyères (Var), 1861, Huet (CLF057882); Pelouses sablonneuses du bord de mer au salins, près d'Hyères (Var, France), parmi les cistes et les salicornes sur le terrain de transition modifié, 1861, Huet (GE s.n.); Glacis du fort Lamalque près de Toulon (Var), 1863, Huet (FI5844-41); Prairies maritimes au Ceinturon près d'Hyères, 1873, Huet (G-BU s.n.; FI[5844-34; 5844-36]; BOUM s.n.); Pelouses sablonneuses et maritimes, terrains de transition modifiés, aux Pesquiers près d'Hyères (Var), 1861, Huet & Jacquin (G s.n.; MARS s.n.; BR21453151; SLA010858;

MMARS1372; P[04977190; 04977194; 05022260; 05074687; 05078668; 05079063; 05078671; 05165183; 05168037]; LY687293); Pelouses sablonneuses du bord de mer aux salins, près d'Hyères (Var, France) parmi les cistes et les salicornes, sur le terrain de transition modifié, 1861, Huet & Jacquin (G s.n.; P[04977189; 05022263; 05022264]; PAL55174; LY[C935; 0001181] LISU20836; PAL55174; S16-51636; COI00057762); Pelouses maritimes aux salins près d'Hyères, 1861, Huet & Jacquin (VIL005052); Pelouses maritimes sablonneuses aux Pesquiers près d'Hyères, 1862, Huet & Jacquin (VILL005053); Sables maritimes aux Pesquiers près d'Hyères (Var), 1866, Huet & Jacquin (BR21453144); Les vieux salins d'Hyères (Var), 1869, Huet & Jacquin (G s.n.); Pelouses maritimes au ceinturon près d'Hyères (Var), 1873, Huet & Jacquin (S16-51630); Pelouses maritimes dans la presqu'île de Giens, au-delà du terrain de camping. Var., 1953, Jaquard (TLON755); Hyères, sur la chaussée de gauche en allant à la presqu'île de Giens, 1861, Jayet (FI5844-39); Vieux salins près Hyères, 1863, Shuttleworth (G s.n.); Pesquiers, 2016, Traclet (HYE2610); Pesquiers - entre le camping Eurosurf et la plage, 2016, Traclet (ST00140); Prairies maritimes à Hyères, 1873, Unknown (GZU000335289) sub: *Cerastium aggregatum*; Var. Pelouse du fort Lamalque près Toulon, 1904, Alleizette (CLF151721); Toulon, glacis du fort Lamalque, 1874, André (MPU s.n.); Var - Toulon, schistes du fort Lamalque, 1922, Arènes (P05077942); Pelouses sur les glacis du fort Lamalque à Toulon (Var), 1967, Autheman (AIX038966); Dans les fossés du fort Lamalque, Toulon, 1861, Chambeiron (G s.n.); Toulon, glacis du fort Lamalque, 1862, Chambeiron (MARS s.n.); Toulon, au fort Lamalque & dans les pâturages maritimes de Lagubran, 1839, Des Moulins (K000723548); France - Var: Toulon, glacis du fort Malbousquet (localité de Durieu), 1917, Desplantes (H0056735); Toulon, in arvis, 1862, Dupin (G s.n.); Var: Toulon, autour des glacis du fort Lamalque, 1839, Durieu (G-BU s.n.; G s.n.; MARS s.n.; P[0022028; 04977191; 04977192; 05022032; 05079033]; BOUM s.n.; BR21453175; MPU[021845; 021844; 021846; 021847]; LISU20835; KFTA0000032; STR91018; AURO2062; LY0123341; CLF019400; MJSD022875); Pâturages maritimes schisteux à Toulon, 1839, Durieu (G s.n.; AV0001509; P[04977190; 05022258]; MPU[021844; s.n.];

JE[00012371; 00012044]; COI00057763; LY0687292; K000723549; STR91014); Toulon. Glacis du fort Lamalgue, à l'Est, 1839, Durieu (P05022249); Toulon. Pâturages maritimes, de Lagoubran. Très grands individus observés en petit nombre dans un lieu humide parmi des joncs maritimes épais., 1839, Durieu (P05022249); Toulon. Autour du glacis du fort Lamalgue, principalement au NE, sur le schiste. Abondant., 1839, Durieu (P05022262); Toulon. Premiers individus découverts au pied du glacis du fort Lamalgue, 1839, Durieu (P05022262); Toulon. Pâturages maritimes de Balagué, près l'isthme des Sablettes, dans un terrain d'alluvions parmi les joncs maritimes, 1839, Durieu (P05022262); Toulon, 1839, Durieu (P[05022266; 05022259] MPU s.n.); Toulon, glacis oriental du fort Lamalgue sur le schiste, 1840, Durieu (K000723550); Toulon, 1846, Durieu (K000723547); Cap Brun - Toulon, 1862, Fauconnet (G s.n.); Enclos du Lazaret de Toulon, 1858, Huet (P05049952); Toulon, 1861, Huet (P05022211); Glacis du fort Lamalgue à Toulon, 1865, Huet (TO s.n.); Pelouses, glacis du fort Lamalgue, à Toulon (Var), sur terrains de transition modifiés, 1866, Huet (CLF[151722; 057884]; G-BU s.n.; G s.n.; MARS s.n.; MPU s.n.; P[04977189; 04977196; 05022257; 05077978; 05078667; 05078669; 05168036; 05079035]); Glacis du fort Lamalgue à Toulon (Var), 1866, Huet (TLON s.n.); Glacis du fort Lamalgue à Toulon (Var), 1867, Huet (G-BU s.n.; MPU s.n.); Toulon (Var), 1867, Huet (VIL005051); Glacis du fort Lamalgue à Toulon (Var), 1869, Huet (CLF057885; P04977193); Glacis du fort Lamalgue à Toulon (Var), terrains schisteux, 1872, Huet (G-BU s.n.; P[05078670; 05079034]; AIX s.n.; FI[5844-38; 5844-40; 5844-42]; H0056729; TO s.n.); Glacis du fort Malbousquet, Toulon (Var), 1872, Huet (FI5844-35); In montis, Toulon, Gallic, 1872, Huet (H0056730; BC10096/1; LD1971329); Toulon (Var), 1872, Huet (BC98748/1; LD1971457); Var, sur les glacis du fort Lamalgue près de Toulon, 1860, Lefevre (P05022038); Var, Toulon, 1869, Lenormand (LD1971265); Rempart de Toulon, 1862, Mercier (G-Reuter-Barbey s.n.); Rempart de Toulon - Cap Brun, 1862, Mercier (G s.n.); Toulon, -, Perrier de la Bâthie (G s.n.); Var: Toulon: glacis du fort Lamalgue, sur le schiste, localité classique pour la forme aggregatum de Durieu., 1912, Reynier (G-BU s.n.; P[05022031; 05022033; 05022036; 05022039; 05050009; 05163122]; BR21453182; MARS s.n.; MPU761238; SLA020864; STR91020; LMS13704; LY0123348; MJSD023006, CLF[019401; 19402]); Var: Toulon: Fort Lamalgue, 1912, Reynier (G s.n.); Toulon-sur-mer: dans un terrain un peu humide, voisin de la rade, à Lagoubran, 1912, Reynier (P05022040); Pied des glacis du Fort Lamalgue, 1912, Reynier (MARS64133); Toulon (Var): au pied des glacis du fort Lamalgue, 1916, Reynier (SLA010863); Var: Toulon. Glacis du fort Malbousquet (localité de Durieu), 1917, Reynier (CLF151719; G s.n.; MARS s.n.; AIX057529; MPU[733949; 9772001]; BR21453168; BC990354/1; P[05022037; 05049663]); Toulon. Glacis du fort Lamalgue, pâturages maritimes de Castigneaux, 1839, Roussel (P05022029); Toulon, 1846, Roussel (P05022030); Pâturage maritime entre Castignaux et Lagubran parmi l'herbe épaisse, 1839, Rouy (LY687291); Toulon, 1839, Unknown (STR91015); Toulon. Pâturages maritimes, 1869, Unknown (CLF057883); Var. Toulon. Glacis du fort Lamalgue, 1929, Unknown (CLF151720); Bords de l'Etang de Marignane (B.-du-Rh.), 1873, Autheman (S16-51633); Dans les lieux sablonneux des bords de l'étang de Marignane vers la Mède, 1873, Roux (MARS s.n.); Bords de l'étang de Marignane, 1889, Le gré (MMARS13296.1222); Bolmon, 1887, Marnac (MARS s.n.); Lieux sablonneux du bord de l'étang de Marignane, 1873, Roux (MARS s.n.); La Mède près de Martigues. Sable marécageux du Jay. Se trouve aussi dans les marais de Fos, 1873, Autheman (AIX s.n.); Marais de Fos-les-Martigues (B. du Rh.), 1845, Autheman (MARS s.n.); Fos-les-Martigues (B. du Rhône), berges du canal, 1873, Autheman (G s.n.); Carrière Fossette, 2016, Traclet (HYE2512); Lieux marécageux de Fos au Galégeon (B. du Rh.), 1874, Unknown (MARS s.n.); Étang de L'Oiseau, 2016, Pires (HYE[0690; 2600]); Les Enfrees, 2016, Traclet (ST00130); Pont de l'Aube, 2016, Michaud (HYE2532); Amphise, 2015, Pires (HYE1940); Tonkin, 2016, Pires (HYE2599); B.d.R. La Camargue, Fiélouse, dunes anciennement dites «les Vétérines», pelouse à *Staticia echoides* et *Catapodium loliaceum*, 1934, Tallon (MPU977198); B.d.R. La Camargue, La Grande Ponche, dunes anciennes. Therobrachypodion, 1936, Tallon (MPU977197); B.d.R. La Camargue, Fiélouse, pelouse aux dunes du Vaccarès (sable de coquille), 1954, Tallon

(MPU977199); Cabane Rouge, 2016, Traclet (HYE2686; ST00125); Tonkin, 2016, Traclet (HYE2522; ST[00128; 00129]); Pont de l'Aube, 2016, Traclet (ST00126); Ceinture à *Statice virgata* sur les dunes Vétérines à Fiélouses (Camargue), 1962, Molinier (MPU733950); Montilles de Fiélouse, sables à *Artemisia gallica* et *Statice virgata*, 1962, Molinier (GZU000335297); Camargue: une 2ieme station sur les montilles de Bardouine, 1964, Mollinier & Tallon (MPU733954); Cassieu, 2016, Traclet (HYE2530; ST00127); Fielouse, 2016, Traclet (HYE2569; ST00131); Pont de Gau, 2016, Traclet (HYE2696); Grand Radeau, 2016, Traclet (HYE2540; ST00132); Pelouse à l'Est des Ste Maries, B. du Rh., 1960, Vilmorin (VIL005054); Anciennes dunes dites «Les Vétérines», Fiélouse, Camargue, B. du Rh., 1962, Vilmorin (VIL005050); Tour Carbonnière, 2016, Andrieu (FA6560); Relais Des Tourades, 2016, Traclet (HYE2609; ST00135); Boucanet, 2015, Andrieu (FA6067); Montago, 2015, Andrieu (FA6093); Boucanet, 2015, Molina (Herb. Pers. s.n.); Montago, 2016, Traclet (HYE2619; ST00134); Boucanet, 2016, Traclet (HYE2570; ST00133); L'Estelle, 2016, Andrieu (FA6581; FA6578); Gourg de Maldormir, 2013, Molina (Herb. Pers. 12051); Gourg de Maldormir, 2016, Molina (Herb. Pers. [15320; 15273]); Gourg de Maldormir, 2016, Traclet (HYE2579; ST00137); Petit Bagnas, 2016, Andrieu (FA6565); Petit Bagnas, 2016, Traclet (HYE2589; ST00136); La Cosse, 2016, Andrieu (FA6567); La Cosse, 2016, Traclet (HYE2580; ST[00138; 00139]); La Guirlande, 2016, Traclet (HYE2590); Corse - Corte, bois de sapins, 1907, Arènes (P05077943); an der Landstrasse zwischen St Florent und Ile-Rousse, glimm. Schiefer, 1963, Bousquet (GZU000335298); Corse: Capo di Becco, 1971, Conrad (Ass. Ch. Flahault); Bonifacio, marais de Sperone, 1987, Corcelle (G00185982); Bonifacio (Corse), sur la terre entre les rocallles calcaires qui affleurent au bord de la route de Santa-Manza, à env. 2 km de la ville, 1971, Deschâtres (AV0001553; P05079195; P05170168; MPU330406; BR21453199; MA270775; MAF95676; SEV111053; STR91017); Cap Corse, route de la côte E, à env. 3 km au sud de la Marine de Porticciolo (et 6 km au N de la Marine de Sisco), 1971, Deschâtres (G00345191); Saint-Florent, aux Strette, 1971, Deschâtres (G00345193); Près du marais de Musella, 1971, Deschâtres

(G00345194); Env. d'Ajaccio, plage de Campo di l'Oro, 1971, Deschâtres (G00345192); Route de Morosaglia, un peu avant la Bocca Serna (à droite), 1973, Deschâtres (G00345195); Ponte-Leccia, 1973, Deschâtres (G00345197); Francardo, rive g. du Golo, à 1 km en aval du village (passerelle), 1978, Deschâtres (G00345199); Près du Col de Teghime, route d'Oletta, à gauche, 1982, Deschâtres (G[00345188; 00345189]); Au Mte Pigno, parking près du sommet, 1982, Deschâtres (G00345190); Tralonca, route de Ste Lucie de Mercurio, à env. 1 km de Tralonca, à gauche, 1982, Deschâtres (G00345196); N de Corte, au Col San Quilico, 1982, Deschâtres (G00345198); Bonifacio, à Musella, 1982, Deschâtres (G00345171); Bord du Tavignano, au Pont d'Altiani, rive droite amont, 1983, Deschâtres (G00345182); Agriates, à Saleccia, embouchure du Zente, 1983, Deschâtres (G00345184); St.-Florent, r. g. du ruisseau de Poggio, 1983, Deschâtres (G00345185); Entre l'Etang de Canneto et la mer, au NE de Bonifacio, 1983, Deschâtres (G00345186); Santa Giulia, près de la lagune, au S de Porto-Vecchio, 1983, Deschâtres (G00345187); Région de Morosaglia, route de Casa Pitti, près de son embranchement, 1983, Deschâtres (G00345183); Région d'Ajaccio, à La Parata, 1984, Deschâtres (G00345203); Route de Bonifacio à Sartène, près de la fontaine à l'embranchement de la route de Tonnara, 1984, Deschâtres (G00345180); A la Cala di Roccapina, 1984, Deschâtres (G[00345181; 00345173]); Cap Corse, entre Patrimonio et Farinole, Tuffone Niellu, 1984, Deschâtres (G00345176); Corte, route de Bastia, coteau près de Bistuglio, 1984, Deschâtres (G00345179); St-Florent, "u Pezzo", 1984, Deschâtres (G00345174); Près de Corte, après un ruisselet, en allant vers le "Ranch", 1984, Deschâtres (G00345178); A gauche de la route d'Asco, Pietralbello, près de la carrière, 1984, Deschâtres (G00345177); Rive droite du Tavignano, en aval de Corte (à 12 km en aval), 1985, Deschâtres (G00345201); N de Ponte-Leccia, Cima Corbjola, entre la route et la vallée de la Novaccia, 1985, Deschâtres (G00345202); Barchetta, bord du Golo, rive droite, en aval du pont, 1985, Deschâtres (G00345200); Balagne, Sant Antonino, 1986, Deschâtres (G00345172); Palasca, route qui joint le village à la route de Belgodère, 1986, Deschâtres (G00345204); Francardo, rive gauche du Golo en aval du village, près de la "passerelle", 1987, Deschâtres (G00345169);

Bonifacio, à la Trinité, entre les grands rochers au nord de l'Ermitage, 1987, Deschâtres (G00345170); Corte, vallée du Tavignano, à 6 km en aval de la ville, route d'Aleria N 200, 1987, Deschâtres (G00345168); Plage de Canetto, région de Bonifacio, 1989, Deschâtres (G00345175); Agriates, route D 81, entre les bornes, près Casta, 1991, Deschâtres & Guyot (G00345205); Bastia, 1896, Foucaud (LY0123343); Corte (Corse), 1896, Foucaud (LY0123346); Pinède de Calvi (Corse), 1957, Gavelle (NICE2935); Bords herbeux de la route, entre la Trinité et Roccapina, près Bonifacio. Corse., 1984, Jaquard (TLON756); De Bastia à Lari (Corse), 1896, Jusset (LY0123340); Corte (Corse), 1896, Jusset (LY0123345); Pointe de Fortino, près St-Florent, 1919, Kofler (G00185985); Bonifacio, plateau de Pertusato, près du phare, 1949, Kofler (G00185987); Ile Rousse: rochers siliceux au bord de la route de St Florent, en amont du pont sur l'Aliso (Corse), 1950, Le Brun (BBF000636); Talus sablonneux le long de la route de St Florent à l'Ile Rousse près de la Tour de Lozari (Corse), 1963, Le Brun (BBF000636); Agriates: route de St-Florent à Île-Rousse, à 2 km env. de St-Florent, 1947, Litardière (G00185983); Casamozza, rive droite du Golo, au pont routier, 1953, Litardière (G00185984); Bonifacio, 1938, Luzzatto (GZU000335286); Le Figuo en Corse, 1868, Mabille (P05022265); Ponte-Leccia, 1994, Orsini (TLON s.n.); Bonifacio (Corse): terrain vague près de la marine, 1953, Pelgrims (MPU176663); Cap Corse: Serra di Pigno, 1956, Pelgrims (G00185986); Bonifacio, 1911, Stefani (P[05022034; 05022035]); Secteur Renosu, embouchure du Zirione, côte occidentale, Golfe d'Ajaccio, à l'E de l'ancien port de Chiavari, au bord de la mer, 1980, Thiébaud & Gamisans (G00185988); Corse Nord (pont de Francardo, commune d'Omessa) 42.400635/9.190600, 1994, Tison (TLON s.n.).

Italy: Lido di Classe - Ravenna - Italy - 0/1/2 meters above sea level, sidewalk at 150/200 meters from the beach, 2016, Bugni (Herb. Pers. s.n.); Sabbia compatta presso la spiaggia protecta di Vittoria Apuana, a Forte dei Marmi, i Versilia (LU), Toscana, 2011, Marchetti (FI5844-5); Marche, 1946, Unknown (FI5844-22); Etruria - Prope Florentiam (Firenze) in aggreribus loco dicto alla Nave, al di là dei Indiani della Cascine, alt. 40m, solo vario, 1908, Sommier (G-BU s.n.; FI[5844-12; 5844-17]; H0056733; RO-HG s.n.; SS11168;

TO s.n.; LY0123339); Prope Florentiam - al Galluzzo Salita di Callaggi. Inter microphytas in Silva pinorussa, 1908, Sommier (G-BU s.n.); Env. de Florence, Callaggi. Lieux secs des forêts de sapins, 1908, Sommier (P05079883); Florence, 1908, Sommier (MARS s.n.); Prope Florentiam. Pineta sopun in sylva dinnorum, 1908, Sommier (SLA010865); Prope Florientiam all Nave dell Indiano della Cascine, 1908, Sommier (STR91011); Propre Florentiam nella pineta al di la dei Collaggi, 1909, Sommier (FI[5844-13; 5844-18]); Prope Florentiam sopra Callaggi, In sylva Pinorum sicca, 1908, Sommier (PO32990); Prope Florentiam. La Nave al di la Dulli Surtani della Cascine, 1909, Sommier (MARS s.n.; MPU583563); Prope Florentiam alla Nove, Sommier (FI5844-14); Itsmo di Torriglia, si faccia ad Orbelello. Prapelli si micropite milla macchina, 1902, Sommier (FI5844-7); Abruzzi, Teramo, Küste Mare Adriatico, 27 km O Teramo, Scerne, Umgebung Hapimag-Anlage, 2004, Hachmann (FR0195537); Provincia di Roma - Monte Lepini, 1897, Bigonnet (H0056736); Colosseo Roma, 1902, Chiovenda (BOLO[0600020; 0600022]; Ostia Antica, su suolo sabbioso e sulle rovine, 1984, Lucchese & Lattanzi (FI5844-23); Trockenhänge bei den Marmorbrüchen 16 km Wlich Manfredonia a[n] d[er] Straße nach Bari., 1964, Buttler (FR-0025620); Pouilles (Italie) Monte Gargano, N41°41.126 E15°52.144, Pâtures sur calcaire, 2016, Michaud (HYE2293); Pouilles (Italie) Près Fuggiamare, littoral au sud de Manfredonia N41°29.615 E15°55.136, Montilles dans un marais saumâtre (anciennes culture), 2016, Michaud (HYE2292); Pouilles (Italie) Monte Gargano, côte près de Vieste N41°50.588 E16°10.885, Arrière plage humide, 2016, Michaud (HYE2291); Gargano a Monte S. Angelo, 1823, Gussone (RO-HC05805501); Napoli, 1833, Gussone (K000723545); Praterie di Portici al Granatello, e di Pozzuoli al Fusaro, 1841, Gussone (BOLOHSFI104017); Penisola Sorrentina tra Pagerola e la Madonna de li Faudi, 1920, Biadego (BOLO0600023); Fusaro, Cesati (RO-HC05805503); Fusaro, Gussone (RO-HC05805502); Sommier (FI[5844-13; 5844-18]); Prope Florentiam. La Nave al di la Dulli Surtani della Cascine, 1909, Sommier (MARS s.n.; MPU583563); Prope Florentiam alla Nove, Sommier (FI5844-14); Puglia, Martina Franca, masseria Pilano, 40°38'29"N 17°16'41"W (WGS84), 370m, claros encinar, 2015, Aedo (MA901171); Da Tenove in Maris 1844. In campi et inere

syerby, 1844, Unknown (FI s.n.); Toscana, Isola di Gorgona (Prov. Livorno). Torre Becchia: praticelli ernes e vecchi muri presso la Torre, alt. 210m, 1987, Rizzotto (FI5844-6); Insula Gorgona: In microflora sat frequens, 1899, Sommier (FI[5844-15; 5844-16]); Insula Pianosa: Punta Puepito, 1901, Sommier (G-BU s.n.); Insula Pianosa: Inter microphytas vulgatum, 1901, Sommier (G-BU s.n.); Insula Pianosa (olim Planasia vel Planaria). In herboris, 1901, Sommier (P05059344; SLA010866; GE s.n.); Insula Pianosa: caecia Reale, 1901, Sommier (FI5844-43); Insula Pianosa: Belvadora, Giurdia aec, 1901, Sommier (FI5844-44); Insula Pianosa: in herbirus in pratien, 1901, Sommier (FI5844-45); Insula Pianosa. Pressi il parto commune, 1901, Sommier (FI5844-9); Insula Pianosa: In herboris, 1901, Sommier (MA34434); Insula Pianosa: abunde inter microphytes, 1901, Sommier (RO-HG s.n.); Insula Pianosa, lunfo rurari fri Punta Palpito, Lavandria, 1901, Sommier (FI5844-10); Insula Pianosa (olim Planasia vel Planaria) - Fralemicrophylla olla mraedria, 1901, Sommier (GE s.n.); Insula Pianosa (olim Planasia vel Planaria) - Lungo mare fra Punta Prepiste Lavanduria, 1901, Sommier (GE s.n.); Insula Pianosa - Etruria, 1901, Sommier (STR91012); Insula Pianosa: vulgatum in insula, 1909, Sommier (RO-HG s.n.); Insula Pianosa - Locis rariis, 1909, Sommier (FI5844-8); Sardinien. Campeda, südl. Bonorvan feuchte Mulden über Basalt, 650m, 1963, Ehrendorfer et al. (GZU000335288); Sardinien. Campeda, südlich Bonorva, ca. 650m, 1963, Mettlesics (GUZ000335290); Sicilia, 1833, Gussone (K000723546); Comiso alla Bardia, 1841, Gussone (BOLOHSFI104019); Chiaramonte, 1841, Gussone (BOLOHSFI104015); Terranova, Gussone (FI5844-24; NAP s.n.; RO-HC05805504); Comiso alla Berdia, Gussone (NAP s.n.); Chiaramonte, Gussone (PAL45740; RO-HC05801701); Chiaramonte, 1866, Pasquale (FI5844-4); In Siciliae meridionalis sed praesertim abunde provenit in arenosis maritimis prope Pachynum (Mazzamanei, Avola), Pavia (GZU000335300).

***Cerastium* sp.**

Algeria: Montagne de Blidah, 1874, Chabert (FI5844-30) sub: *Cerastium siculum*; Mont Mouzaïa, 1859, Clauson (FI s.n.) sub: *Cerastium aggregatum*; Pelouse du Dabra près du marabout à Sidi Yagoub (Province Oran), 1871, Warion (NICE s.n.) sub: *Cerastium*

siculum; Oued Ida, 1895, Doumergue (LY0123350) sub: *Cerastium siculum* var. *tetandrum*.

France: Falaise de Cabourg, 1859, Lebel (P[05079062; 5079064]) sub: *Cerastium aggregatum*; Vallescure, station n°43, 1952, Dewit (VTA041852) sub: *Cerastium* cf. *siculum*; Pelouses sablonneuses et maritimes, terrains de transition modifié, aux Pesquières près d'Hyères (Var), 1861, Huet et Jacquin (P05165183) sub: *Cerastium aggregatum*; Hyères (Var): aux Pesquières, 1899, Pellat (GAP027302) sub: *Cerastium siculum*; Lavoir à laine aux Crottes près Marseille, 1858, Huet (MARS s.n.; LY0123342) sub: *Cerastium aggregatum*.

Italy: 1900, Pietro (CAT3176) sub: *Cerastium siculum*; Marche, 1947, Bettini (FI5844-19) sub: *Cerastium siculum*; Marche, 1944, Unknown (FI5844-21) sub: *Cerastium siculum*; Marche, 1946, Unknown (FI5844-22) sub: *Cerastium siculum*; Sardegna, Tula, lungo la spiggia, 1912, Fiori (FI5844-27) sub: *Cerastium siculum*; Sicily, Monto Soro, Nebrodi, 1500m, 1966, Luzzatto (GZU000335287) sub: *Cerastium siculum*.

Libya: Msid di Mesellata, 1919, Pampanini (FI5844-31) sub: *Cerastium siculum*; Uadi Ksea, Ras Argobinani, 1919, Pampanini (FI5844-31) sub: *Cerastium siculum*; Kasr Daun, 1919, Pampanini (FI5844-32) sub: *Cerastium siculum*; Uadi Garian, 1919, Pampanini (FI5844-32) sub: *Cerastium siculum*; Rus Tecut, 1919, Pampanini (FI5844-33) sub: *Cerastium siculum*; Uadi el Arbaa presso Tebedut, 1919, Pampanini (FI5844-33) sub: *Cerastium siculum*.

Spain: Mallorca: puig de Massanella, Escorca, pie de cantil calcareo, 1991, Aedo (MA623395) sub: *Cerastium siculum*.

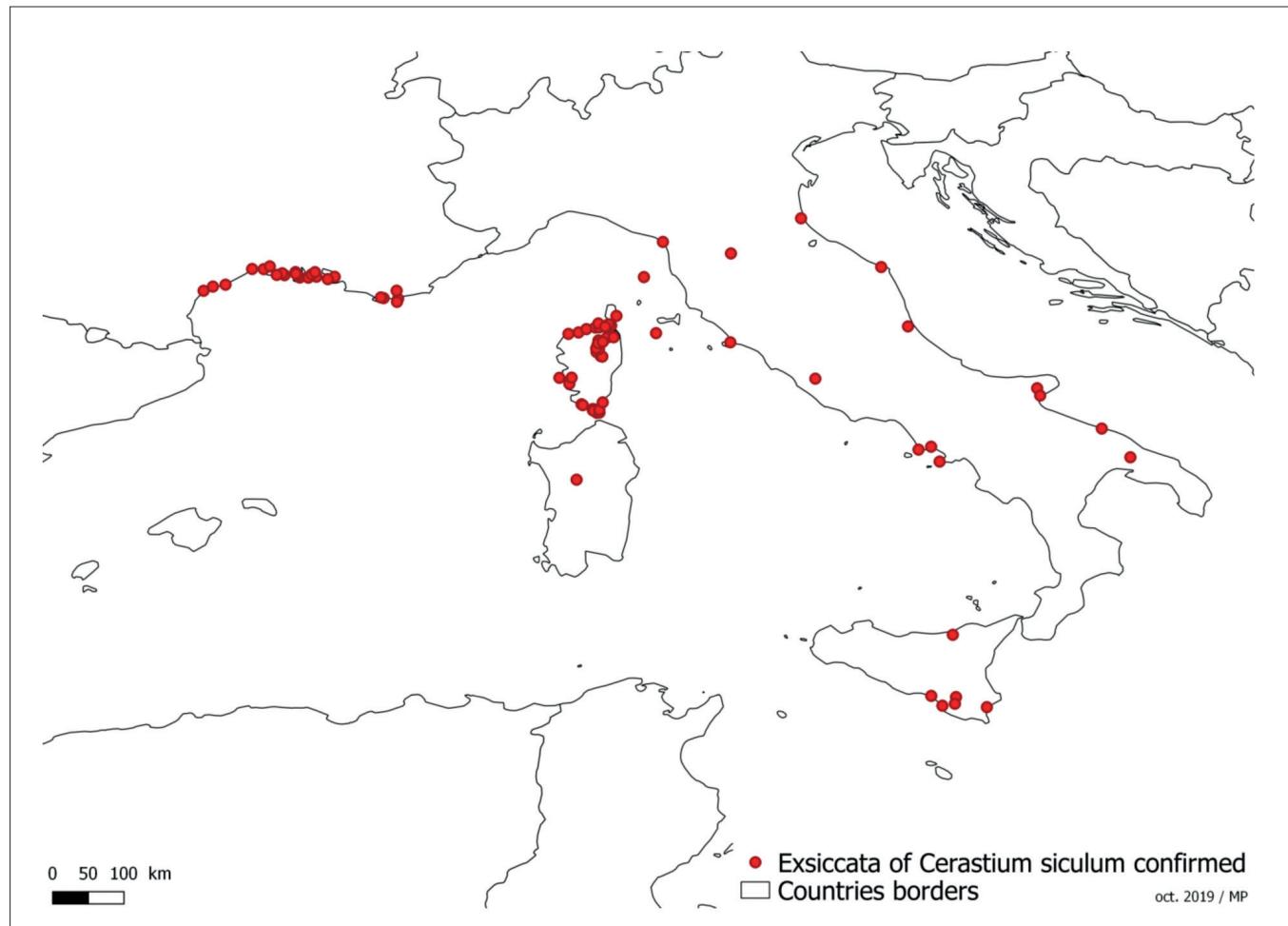
***Silene sedoides* Poir.**

Italy: Catane, Catunra, Tornabene (CAT3170) sub: *Cerastium siculum*; Spaccaforno, Capro, S. Croce, Tornabene (CAT3169) sub: *Cerastium siculum*; Scoglitti proximis locis arenaris maritimis, Tornabene (CAT3171) sub: *Cerastium siculum*; Terranova, Tornabene (CAT3172) sub: *Cerastium siculum*.

Annexe 1 – Results of the field survey for 7 variables recorded within 29 plots centred on Cerastium siculum in continental France.

Plot	Height veg.	Veg. cover	Substrate cover			Slope	pH	Salinity	Grazing
			Blocks	Stones	Soil				
HY_01	5	90	0	0	10	0	7.8	0.3	-
HY_02	10	100	0	0	0	0	NA	0.3	-
MV_01	13	97	0	0	3	0	7.13	0	Cattle
T0_01	10	75	0	20	5	0	NA	NA	Cattle
TO_02	5	90	0	0	10	0	NA	NA	Cattle
TO_03	10	90	5	0	5	0	NA	NA	Cattle
OI_01	5	60	0	0	40	0	7.88	NA	Rabbit
OI_02	5	97	0	0	3	0	8.22	0;3	Rabbit
BE_01	8	98	0	0	2	0	7.28	0	Cattle
BE_02	5	95	0	0	5	0	7.87	0.6	Cattle
BE_03	5	60	0	0	40	0	7.25	0.8	Cattle
AM_01	20	70	0	0	30	0	NA	0	-
AM_02	15	65	0	0	35	0	8.13	0.3	-
CR_01	10	100	0	0	0	0	7.83	0	Cattle
CR_02	5	60	0	0	40	0	7.52	0	Cattle
CR_03	8	90	0	0	10	0	8.06	0.1	Cattle
RD_01	7	90	0	0	10	0	7.52	0	Cattle
CS_01	20	90	0	0	10	0	NA	0.5	-
FR_01	10	99	0	0	1	0	8.54	0.1	Cattle
FV_01	15	55	0	0	45	0	8.61	0	Cattle
FV_02	25	97	0	0	3	0	8.24	0	Cattle
FV_03	15	85	0	0	15	0	8.4	0.1	Cattle
PG_01	5	90	0	0	10	0	7.84	0	Equine
GR_01	5	95	0	0	5	0	7.5	0.1	Cattle
BO_01	20	90	0	0	10	0	8.03	0.2	Equine
CA_01	10	98	0	0	2	0	7.62	0.5	Equine
CA_02	8	98	0	0	2	0	7.68	0.4	Equine
BA_02	10	90	0	0	10	0	NA	0.3	Equine
GM_01	5	80	0	0	20	0	7.64	0	Sheep

Annexe 2 – Distribution of the mention of *Cerastium siculum* confirmed from exiccata.



Analyse phytosociologique et phytoécologique des formations forestières à pin laricio de Corse (*Pinus nigra* J.F. Arnold subsp. *laricio* Maire) – Addendum

Phytosociological and phytoecological survey of Corsican Pine forests – Addendum

Christian GAUBERVILLE^{1,*}, Christophe PANAIOTIS², Frédéric BIORET³, Jorge CAPELO⁴

1. 11, Trugny, 41370 Josnes, France

2. Office de l'environnement de la Corse 14, avenue Jean Nicoli,
20250 Corte, France

3. Univ Brest, EA 7462 Géoarchitecture, F- 29200 Brest, France

4. Instituto Nacional de Investigação Agrária e Veterinária I.P.,
Herbarium Quinta 2780-159 Oeiras, Portugal

* Auteur correspondant : cgauberville@gmail.com

Received: 10 Dec, 2019; Accepted: 13 Dec, 2019

Abstract

In *Ecologia Mediterranea* issue 45 (1) – 2019, we published a phytosociological review article on the formations of Corsican Pine (*Pinus nigra* J.F. Arnold subsp. *laricio* Maire) (Gauberville et al. 2019). Since then, we found out that we did not scrupulously followed the code of phytosociological nomenclature (Weber et al. 2000).

We had made a proposal for a new name for the climatophile mountain association, as *Pinus poiretianae* is now called *Pinus laricio*, and the old species name had not been used for more than 20 years. We now propose to reinstate the name initially given by Litardière & Malcuit (1929). Our name proposal was and is still correct (*Pinetum laricionis* (from Litardière & Malcuit 1926) Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo nom. nov. prop.) but until the ad hoc committee has formally accepted it, the name should remain *Pinetum poiretianae* (from Litardière & Malcuit 1926).

Furthermore, in order to validate our new syn-taxons we here publish their typus relevés.

Dans le numéro 45(1) – 2019 d'*Ecologia Mediterranea*, nous faisions paraître un article de synthèse phytosociologique sur les formations de pin laricio de Corse (Gauberville et al. 2019).

Depuis, un échange avec J.-P. Theurillat nous a montré que nous n'avions pas scrupuleusement respecté le code de nomenclature phytosociologique (Weber et al. 2000).

Concernant le nom de l'association climatophile montagnarde nous avons proposé de rétablir le nom donné initialement par de Litardière et Malcuit (1929). Le pin laricio s'appelant alors *Pinus poiretianae* nous avons fait une proposition de nom nouveau, l'ancien nom d'espèce n'étant plus utilisé depuis plus de 20 ans.

La proposition est correcte (*Pinetum laricionis* (de Litardière & Malcuit 1926)

Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *nom. nov. prop.*) mais tant que la commission *ad hoc* ne l'a pas acceptée formellement le nom doit rester *Pinetum poiretianae* de Litardière & Malcuit 1926.

Ainsi on doit écrire *Pinetum poiretianae* de Litardière & Malcuit 1926 (= *Pinetum laricionis* (de Litardière & Malcuit 1926) Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo *nom. nov. prop.*) en attendant l'accord de la commission ou de nouvelles dispositions d'une version du code à venir.

Un autre point concerne la validité des syntaxons nouveaux. Selon l'édition actuelle du code ICPN, un matériel électronique ne constitue pas une publication valide car le document n'est pas imprimé au sens de l'art. 1. Afin de valider nos syntaxons, nous proposons ci-dessous les lectotypifications suivantes :

1) *Galio rotundifolii-Pinetum laricionis*
Braun-Blanquet 1955 corr. Gamisans
1977.

a) *quercketosum ilicis* Gauberville, Panaïotis,
Bioret & Capelo *subass. nov.*

Typus : relevé n° 18 du 29/04/2016,
C. Panaïotis, Forêt communale de Venaco,
exposition sud, 860 m, pente : 6 %.

Pinus nigra Arnold subsp. *laricio* Maire A1
3, *Quercus ilex* L. A1 2, A2 2, *Galium rotundifolium* 1, *Helleborus lividus* Aiton subsp.
corsicus (Briq.) P. Fourn. +, *Luzula forsteri*
(Sm.) DC. +, *Erica arborea* L. 1, *Prenanthes*
purpurea L. +, *Rubus ulmifolius* Schott
1, *Hedera helix* L. 1, *Umbilicus rupestris*
(Salisb.) Dandy +, *Pteridium aquilinum* (L.)
Kuhn +, *Cyclamen repandum* Sibth. & Sm.
subsp. *repandum* 3, *Asplenium onopteris* L.
+, *Polypodium cambricum* L. 1, *Geranium*
robertianum L. subsp. *purpureum* (Vill.)
Nyman +, *Hieracium pilosella* L. 1, *Pulicaria*
odora (L.) Reichenb. +.

b) *anthyllidetosum hermanniae* Gauberville,
Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.*

Typus : relevé n° 32 du 22/06/2018,
Gauberville, Panaïotis & Dumoulin, col de
Sorba, exposition sud, 1 447 m, pente : 80 %.

Pinus nigra Arnold subsp. *laricio* Maire
A1 3, h +, *Helleborus lividus* Aiton subsp.
corsicus (Briq.) P. Fourn. +, *Luzula forsteri*
(Sm.) +, DC. +, *Erica arborea* L. 2, *Teucrium*
scorodonia L. +, *Cynosurus effusus* Link +,
Anthyllis hermanniae L. 1, *Carex distachya*
Desf. +, *Quercus humilis* Miller h +, *Pteridium*

aquilinum (L.) Kuhn 1, *Cyclamen repandum*
Sibth. & Sm. subsp. *repandum* +, *Festuca*
heterophylla Lam. +, *Poa nemoralis* L. +,
Saponaria ocymoides L. +, *Arrhenatherum*
elatius (L.) P. Beauv. ex J. & C. Presl subsp.
sardoum (E. Schmid) Gamisans +, *Jasione*
montana L. +, *Lotus corniculatus* L. +,
Cynosurus echinatus L. +, *Helichrysum italicum*
(Roth) G. Don fil. subsp. *italicum* 1,
Micropyrum tenellum (L.) Link +, *Dianthus*
sylvestris Wulfen subsp. *longicaulis* (Ten.)
Greuter & Burdet var. *godronianus* (Jordan)
Kerguélen +, *Crucianella angustifolia* L. +,
Stellaria media (L.) Vill. +, *Brachypodium*
retusum (Pers.) P. Beauv. +, *Brachypodium*
rupestre (Host) Roemer & Schulthes 1,
Anthoxanthum odoratum L. +, *Hypochaeris*
robertia Fiori 1, *Cruciata glabra* (L.) Ehrend.
+, *Galium corsicum* Sprengel +, *Rumex acetosella* L. +, *Cerasium soleirolii* Ser. ex Duby
+, *Asplenium adiantum-nigrum* L. +, *Galium*
aparine L. +, *Silene vulgaris* (Moench)
Garcke +, *Arabidopsis thaliana* (L.) Heynh.
+, *Bromus sterilis* L. +, *Bromus tectorum* L. +,
Peucedanum officinale L. subsp. *paniculatum*
(Loisel) Frey +, *Stachys glutinosa* L. +.

2) *Pinetum poiretianae* de Litardière &
Malcuit 1926 (= *Pinetum laricionis* (de
Litardière & Malcuit 1926) Gauberville,
Panaïotis, Bioret & Capelo *nom. nov. prop.*)

a) *fagetosum sylvaticae* Gauberville,
Panaïotis, Bioret & Capelo *subass. nov.*

Typus : relevé n° 63 du 28/06/2018,
Gauberville, Panaïotis, Hugot, Bioret &
Capelo, Forêt de San Antone, exposition
ouest, altitude 1 061 m, pente 35 %.

Pinus nigra Arnold subsp. *laricio* Maire A1
5, *Quercus ilex* L. h +, *Galium rotundifolium*
L. 2, *Helleborus lividus* Aiton subsp. *corsicus*
(Briq.) P. Fourn. 1, *Luzula forsteri* (Sm.) DC.
+, *Teucrium scorodonia* L. 1, *Veronica officinalis* L. +, *Abies alba* Miller a1 +, a2 +, *Fagus*
sylvatica L. A2 2, a1 2, a2 2, h +, *Quercus*
humilis Miller h +, *Castanea sativa* Miller h +,
Hedera helix L. 2, *Epipactis helleborine* (L.)
Crantz +, *Sanicula europaea* L. +, *Cyclamen*
repandum Sibth. & Sm. subsp. *repandum* 2,
Pteridium aquilinum (L.) Kuhn 2, *Festuca*
heterophylla Lam. 2, *Mycelis muralis* (L.)
Dumort. +, *Viola riviniana* Reichenb. +, *Ilex*
aquifolium L. 1, *Potentilla micrantha* Ramond
ex DC. +, *Cruciata glabra* (L.) Ehrend. +,
Asplenium adiantum-nigrum L. +, *Hieracium*
cinerascens Jordan gr. *glaucinum* +, *Aquilegia*
dumeticola Jordan +, *Daphne laureola* L. 1.

b) *juniperetosum sibiricae* Gauberville,
Panaïotis, Bioret & Capelo subass. nov.

Typus : relevé n° 85 du 27/06/2018,
Gauberville, Panaïotis, Bioret, Capelo &
Dumoulin, Forêt de Vizzavona, exposition
est, altitude 1 513 m, pente 20 %.

Pinus nigra Arnold subsp. *laricio* Maire A1
4, A2 2, a1 +, *Erica arborea* L. 2, *Anthyllis*
hermanniae L. +, *Juniperus sibirica* Loddiges
in Burgsd. 2, *Fagus sylvatica* L. a2 +, *Sorbus*
aucuparia L. subsp. *praemorsa* (Guss.)
Nyman a2 +, *Acer pseudoplatanus* L. a2 +,
Amelanchier ovalis Medik. +, *Quercus humilis*
Miller a2 +, *Deschampsia flexuosa* (L.) Trin.
2, *Bellium bellidioides* L. +, *Micropyrum*
tenellum (L.) Link +, *Carlina macrocephala*
Moris +, *Brachypodium rupestre* (Host)
Roemer & Schultes 2, *Hypochaeris robertia*
Fiori +, *Hieracium cinerascens* Jordan gr.
glaucinum +.

3) *Anthyllido hermaniae-Pinetum laricionis*
(Gamisans 1977) Gauberville, Panaïotis,
Bioret & Capelo stat. nov.

Typus : relevé n° 96 du 26/06/2018,
Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo,
Forêt de Rospa Sorba, exposition sud-sud-
ouest, altitude 1 307 m, pente 5 %.

Pinus nigra Arnold subsp. *laricio* Maire A1
3, a1 3, a2 3, h +, *Veronica officinalis* L. +,
Anthyllis hermanniae L. 3, *Briza maxima*
L. 1, *Pteridium aquilinum* (L.) Kuhn +, *Poa*
nemoralis L. +, *Micropyrum tenellum* (L.)
Link 1, *Jasione montana* L. 1, *Crucianella*
angustifolia L. +, *Cynosurus echinatus* L.
1, *Helichrysum italicum* (Roth) G. Don fil.
subsp. *italicum* +, *Lotus corniculatus* L. +,
Asphodelus aestivus Brot. +, *Hypochaeris*
robertia Fiori +, *Anthoxanthum odoratum*
L. 1, *Rumex acetosella* L. +, *Hieracium cine-*
rascens Jordan gr. *glaucinum* +, *Plantago*
lanceolata L. +, *Teesdalia coronopifolia* (J.P.
Bergeret) Thell. +, *Digitalis purpurea* L. +.

4) *Arbuto unedoni-Pinetum laricionis*
Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo
ass. nov.

Typus : relevé n° 13 du 29/06/2018,
Gauberville, Panaïotis, Bioret & Capelo,
Vallée du Verghellu, exposition sud, altitude
944 m, pente 15 %.

Pinus nigra Arnold subsp. *laricio* Maire A1
3, A2 4, *Pinus pinaster* Aiton A2 +, *Quercus*
ilex L. a1 3, a2 +, h +, *Galium rotundifolium*
L. +, *Helleborus lividus* Aiton subsp. *corsicus*
(Briq.) P. Fourn. +, *Luzula forsteri* (Sm.) DC.

+, *Rubia peregrina* L. 1, *Erica arborea* L. +,
Teucrium scorodonia L. +, *Arbutus unedo*
L. a1 2, a2 +, *Lonicera etrusca* G. Santi +,
Carex distachya Desf. +, *Castanea sativa*
Miller A2 2, a1 +, a2 +, *Cyclamen repandum*
Sibth. & Sm. subsp. *repandum* 1, *Pteridium*
aquilinum (L.) Kuhn 2, *Hedera helix* L. A2
+, a2 5, *Lathyrus venetus* (Miller) Wohlf. +,
Festuca heterophylla Lam. +, *Viola riviniana*
Reichenb. +, *Mycelis muralis* (L.) Dumort.
+, *Cruciata glabra* (L.) Ehrend. +, *Agrostis*
capillaris L. subsp. *castellana* (Boiss. &
Reuter) O. Bolos et al. +, *Asplenium onop-*
teris L. +, *Hieracium cinerascens* Jordan gr.
glaucinum +, *Pancratium illyricum* L. +.

Bibliographie

- Gauberville C., Panaiotis C., Bioret F., Capelo J. 2019.
Analyse phytosociologique et phytoécologique des
formations forestières à pin laricio de Corse (*Pinus*
nigra J.F. Arnold subsp. *laricio* Maire). *Ecologia*
Mediterranea 45(1): 85-103.
- Weber H.E., Moravec J., Theurillat J.-P., 2000
– International Code of Phytosociological
Nomenclature. 3rd Edition. *Journal of Vegetation*
Science 11: 739-768.

Seed weight and container capacity effects on emergence and early growth of the Mediterranean oak (*Quercus suber* L.) seedlings in nursery

Samir BENAMIROUCHE^{1, 2}, Mebarek CHOUIAL¹ & Wiam GUECHI¹

1. Institut national de recherche forestière, Station régionale de recherche forestière de Jijel, Algérie

2. École nationale supérieure agronomique, El-Harrach, Algérie

* Corresponding author: sbenamirouche@gmail.com

Received: 18 March, 2019; First decision: 17 May, 2019; Revised: 11 July, 2019; Accepted: 30 July, 2019

Abstract

The goal of this study was to assess the effects of seed weight and container capacity on cork oak seedling growth and attributes during nursery cultivation. Seedlings were grown from seeds of known weights sown in three WM type containers of 400cm³, 800cm³ and 1,200cm³ filled with a compost of *Acacia cyanophylla* Lindl. Seedling quality was evaluated through some growth parameters including seedling emergence time and percentage, seedling height and collar diameter, shoot and root dry weight measured on thirty seedlings per container type randomly selected after seedling emergence was completed. The results showed that seedling emergence and growth were rather influenced by container size than seed weight. The 1,200cm³ container had the highest values for all growth parameters throughout the nursery period while the 400cm³ had the smallest values; the 800cm³ being intermediate. However, increasing container volume improved much more growth than quality in

cork oak seedling. In fact, seedlings grown in large WM type container showed the highest growth values throughout the nursery period but, unluckily, not the best quality attributes. Thus, breeding of cork oak seedlings in containers up to 400cm³ in capacity will be justified only if planting stock produced in such a way will result in high quality seedlings with high outplanting success.

Introduction

Cork oak (*Quercus suber* L.) is one of the most original tree species of the Western Mediterranean region where it covers more than two million hectares (Houston Durrant *et al.* 2016). In Algeria, this evergreen woody species occupies areas of ecological and socio-economical interests extending over an extensive area of about 357,582 hectares (Abbas 2013), mainly located in the North-East of the country on mountains of the

Keywords: Cork oak, nursery, seed weight, container capacity, seedling quality.

Tellian Atlas on varying altitude, aspect and slope. However, despite their importance, the combined effects of human impacts and water stress, along with a lack of management practices adapted to the species have resulted in a deficiency of natural regeneration. To address this worrying situation, foresters have resorted to artificial regeneration through planting of container-grown seedlings. Accordingly, efforts were deployed but survival rates were in most cases very low as elsewhere for other Mediterranean oak species (Pausas *et al.* 2004; Villar-Salvador *et al.* 2004). These unsuccessful reforestation may be due to the combined action of the harsh site conditions of the Mediterranean environment, the low quality of the planted seedlings, the rough-handling of seedlings from nursery to plantation site, the inappropriate site preparation and the lack of post-planting maintenance.

Planting quality seedlings with high survival capability, which is closely depended on the nursery techniques, is one important aspect of a successful forest restoration program (Grossnickle 2012). Nursery cultivation regimes can strongly determine the functional characteristics of seedlings and their field performance (Villar-Salvador *et al.* 2004). Besides irrigation management, fertilizer application and shading, the type and size of container exert a significant impact on plant quality (Landis *et al.* 1990; Bernaola Paukar *et al.* 2016) and production costs. The optimum container size varies according to many different factors, including species, growing density, environmental conditions, and length of the growing season (Tian *et al.* 2017). In general, as container size increases plant leaf area, shoot biomass and root biomass increase (Cantliffe 1993). Optimal transplant root growth depends on favorable soil or media conditions including water, fertility, and the physical rooting environment (Leskovar *et al.* 1990). In general, for better quality of oak seedlings narrow, deep bottom opened containers are recommended (Tsitoni & Tsakaldimi 2015). Moreover, transplanting survival of species with strong taproots, such as oaks, increases when cultivated in deep containers than in shallow containers (Domínguez Lerena 1999). Although several seedling attributes have been used to predict seedling performance in the field, there is no general agreement about the suitable plant morphology for Mediterranean environment (González-Rodríguez *et al.* 2011a). No relationship was observed, in most cases, between

survival or growth and plant size (Trubat *et al.* 2010; Villar-Salvador *et al.* 2010). Moreover, decreasing survival with increasing seedling sizes was observed in Mediterranean dry areas (Trubat *et al.* 2011; Puétrolas *et al.* 2012).

Although planting high quality seedlings does not guarantee successful seedling establishment, it may increase chances for successful establishment and growth (Grossnickle & MacDonald 2018). Thus, nurserymen should produce high-quality seedlings. The effect of planting poor quality stock can last for many years or it can become apparent many years after planting, as it occurs with root deformations that can reduce tree stability over the long-term (Lindström & Rune 1999). Moreover, one of the most serious problems with containers (especially for the seedlings with tap roots) is the tendency of root spiraling around the inside of the container when round, smooth-walled plastic containers are used (Tsakaldimi *et al.* 2005), which can seriously reduce seedling quality and field performance after planting (Tian *et al.* 2017).

In the past, the failures on cork oak reforestation projects were largely attributed to the low quality of the planted seedlings in particular with regard to their roots exhibiting detrimental deformities resulting from cultivation on polyethylene bag of a closed-bottomed cylindrical shape. These root anomalies were solved by using out-of-the-ground seedbed production system associating anti-spiraling WM type containers made of thin plastic with dihedral ridges (Riedacker 1977). Although this system potentially allows air root-pruning which favours a more fibrous root system as well as a significant reduction of detrimental root deformities, there is little information about the ideal volume of this container type that allows better root and shoot attributes; the WM type container of 400cm³ was empirically used.

Despite homogenous growth conditions for cork oak seedling cultivation in nursery, difference in seedling size remains observed throughout the nursery growing period. This size difference may be attributed to the acorn size variability often observed amongst seed sources, amongst contiguous trees and even within individual tree. The strong effect of acorn size on seedling size and outplanting performance has important practical implications for the collection and selection of acorns used in oak forest restoration projects (Shi *et al.* 2019). The positive effect of acorn size

on seedling performance is mainly explained by the seedling size effect (Westoby *et al.* 1996; Leishman *et al.* 2000). Small acorns are expected to give small seedlings, while large acorns, though difficult to seed into most standard forest containers, are expected to result in large seedlings, with greater capacity to resist stress than small seedlings (Shi *et al.* 2019). However, exceptions to this are so commonly encountered in oaks (Korstian 1927; McComb 1934; Jarvis 1963; Olson 1974; Bonner 1987), that a generalized statement about the relationship cannot be made (Kromannik *et al.* 1998). To determine if the relationship seed-seedling holds for *Q. suber*, we conducted the nursery experiment here presented using acorns collected from a tree that produced a wide variety of acorn weights.

Given the above, the goal of this study was therefore to assess the effects of seed weight and container size on cork oak seedling growth and attributes during nursery cultivation. The approach consisted on the assessment of seedling quality from seed to seedling in homogenous cultivation regime (growing medium, sowing date, irrigation) to explore at which seedling size and attribute any potential seed weight and/or container size effects can be shown. Although limited to the nursery phase, the results should have practical implications for cork oak seedling cultivation that could contribute to better seedling outplanting performance.

Material and methods

Seed collect and handling

Acorns used in the experiment were hand-collected in November 2014 from a seed source located in Kissir region in the east of Algeria (36°79' N, 5°66' E). After harvest, apparently mature and healthy acorns were selected. Each acorn was marked with a number using a permanent marker and weighted with an analytical balance sensitive to 1mg for seed weight. Acorns were then stored in a cold chamber (0-2°C) until experiment started in April 2015.

Seedling cultivation

The experiment was conducted in April 2015 at the regional forest research station of Jijel (36°47'30.53"N, 5°39'59.52"E, at an elevation of 19m a.s.l, 18°C annual average temperature and 1100mm annual rainfall). Ungerminated acorns and without any apparent damage were selected from the stored ones. Prior to sowing, the seeds were put to germinate in moist sawdust in laboratory environment. The germinated acorns were then individually sown in three container type WM of 400cm³ (17cm deep with top opening 25cm²), 800cm³ (19cm deep with top opening 42cm²) and 1,200cm³ (20cm deep with top opening 58cm²) potted with a compost of *Acacia cyanophylla*. The three containers allow respective growing densities (seedlings.m⁻²) of 240, 144 and 90. The 400-cm³ container usually used in nurseries was designed as the control in the experiment. The containers carrying the corresponding acorns numbers were arranged at random in perforated plastic boxes which were randomly placed on benches elevated at 30cm from the surface of the ground allowing root air-pruning. As randomly processed, all seed size were represented within the three containers of 400cm³ (min = 3.65g, max = 9.87g, mean = 6.18±1.79, CV = 29.02), 800cm³ (min = 4.36g, max = 11.13g, mean = 7.17±1.67, CV = 23.39) and 1200 cm³ (min = 4.12g, max = 9.64g, mean = 6.26±1.55, CV = 24.80).

Experimental design, sampling and measurement

Nursery trials were arranged according to a completely randomized block with three replications, each container type was represented by three plastic boxes. The boxes used can contain 40 containers of 400cm³, 24 containers of 800cm³ and 15 containers of 1,200cm³. Thus, the experiment contains 237 acorns. To evaluate the effects of acorns weight and container volume on seedling morphological attributes, several growth parameters were measured including seedling emergence time and percentage, seedling height and diameter, shoot and root dry weight. Emergence was considered by the expansion of the cotyledons and was daily recorded for all sown seeds. From the data, emergence time (days) and percentage were derived. After emergence was completed, thirty (10 x 3) seedlings per container type were randomly

selected and marked for later growth measurements. Shoot height (H, cm) and root collar diameter (D, mm) were measured for 30 seedlings randomly harvested from each container capacity at 60, 120 and 180 days after sowing. The heights and diameters were then used to calculate the sturdiness quotient (SQ) and the growth increments. For biomass measurements, all harvested seedlings were carefully removed from containers at the end of the experiment, their roots were delicately washed and cleaned free of grown medium. Seedlings were then divided in shoot and root parts. Each part was packed in a separate aluminum paper and oven dried at 105°C for 24 hours and weighed with an analytical balance sensitive to 1mg for shoot dry weight (SDW), root dry weight (RDW) and total dry weight (TDW). The shoot to root dry matter ratio (SDW/RDW) was then calculated for the harvested seedlings. A Dickson quality index (DQI) was also calculated using the formula: $DQI = \text{Seedling dry weight (TDW)} / (\text{SQ} + \text{SDW/RDW})$ (Dickson *et al.* 1960).

Data analysis

In the case of seed weight effects, each seed was treated as an experimental unit (Cochran & Cox 1992; Schrader & Graves 2005). Pearson's correlation coefficients (r) were calculated within each container size to determine the relationship that existed between acorn weight, emergence time and percentage and all measured seedling attributes. A one-way ANOVA (Container capacity factor) was performed to examine the effects of container capacity on seedling emergence and growth irrespective of seed

weight. Significant differences were determined by Newman-Keuls multiple range test at the 5% level of significance. All the statistics were performed using the XLSTAT statistical software package and the results are reported as mean \pm standard error.

Results

Seedling emergence time and percentage

Overall, seedling emergence time was 23.95 days on average and seedling emergence percentage was 80.46% on average (Figure 1). Although no significant correlations were showed between emergence time and seed weight in the three containers of 400cm³ ($r = 0.310$), 800cm³ ($r = -0.065$) and 1,200cm³ ($r = -0.023$), the ANOVA test was highly significant about the container size effect ($P < 0.001$). The emergence was faster in the 1,200cm³ container (19.40 days) than in the 800cm³ (24.94 days) and the 400cm³ (27.52 days).

Height and collar diameter growth

The mean height and root collar diameter of the seedlings at 60, 120, and 180 days after sowing are presented in Table 1. During the first measurement date (60 days after sowing), moderate correlations were found between seed weight and seedlings height in the three container size of 400cm³ ($r = 0.478$), 800cm³ ($r = 0.243$) and 1,200 cm³ ($r = 0.367$). The collar diameter was moderately correlated with seed weight in 400cm³ ($r = 0.376$) and 1,200cm³ ($r = 0.224$) and positively correlated in 800cm³ ($r = 0.691$).

At the second measurement date, the correlation levels seed- seedling height and seed- seedling diameter were maintained in 400cm³ and decreased in 1,200cm³ and in 800cm³. The ANOVA showed significant differences for height ($r = 0.800$, $P < 0.001$) and collar diameter ($r = 0.424$, $P < 0.001$) among the three container capacities. Seedling growth was higher in the 1,200cm³ container than in 800cm³ and 400cm³ containers. Height growth increments achieved at the second measurement date were more pronounced in 1,200cm³ (35.20 ± 1.20 cm) as compared to 800cm³ (21.0 ± 1.24 cm)

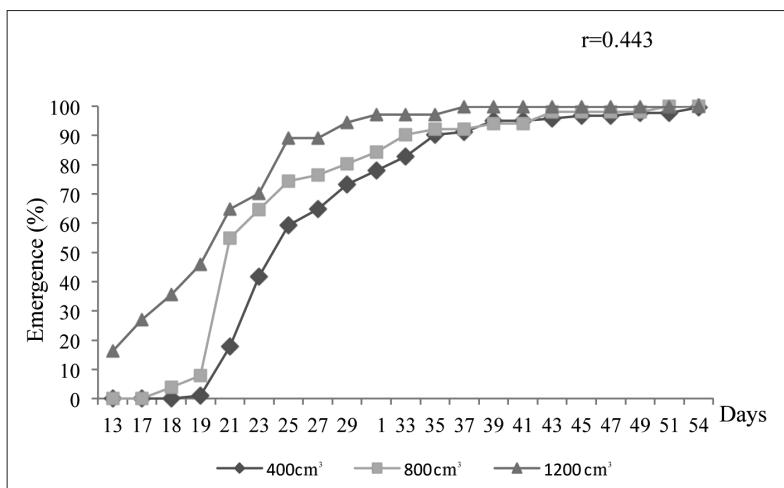


Figure 1 – Emergence percentage and time of seedlings grown in the three containers size.

and 400cm³ (14.89±1.02cm). Likewise, diameter growth increments were highest in 1,200cm³ (1.79±0.13mm) as compared with 800cm³ (1.50±0.10mm) and 400cm³ (1.19±0.08mm). At 180 days after sowing, the correlations between seed weight and height were maintained. A low correlation was observed between seedling diameter and container capacity ($r = 0.467$), whereas a height positive correlation was observed between container capacity and seedling height growth ($r = 0.810$). Seedlings grown in 1,200cm³ were significantly the highest (63.08±1.74cm), followed by seedlings grown in 800cm³ (45.33±1.47cm) and seedlings grown in 400cm³ (39.05±0.92cm). The collar diameter of seedlings grown in the container of 400cm³ were significantly the smallest (4.28±0.09mm), whereas seedlings of the containers of 800cm³ and 1,200cm³ capacities showed similar diameters of 5.07±0.26mm and 5.49±0.26mm respectively. Seedlings of 1,200cm³ showed the highest increment value (1.08±0.17mm) followed by seedlings of 800cm³ and 400cm³ (0.77±0.06 and 0.63 ± 0.07mm, respectively).

The SQ and seed weight were poorly correlated in the containers of 400cm³ and 1,200cm³ and negatively correlated in the container of 800cm³ (Table 3). Irrespective of the seed weight, the sturdiness quotients were non different ($P = 0.64$) between the three

containers of 400cm³, 800cm³ and 1,200cm³ at the first evaluation date, significantly different ($P < 0.001$) at the second and the third evaluation dates.

Total, shoot and root dry weight and quality index

The mean seedling dry weight, shoot dry weight, root dry weight, the ratio shoot to root dry weight and the Dickson quality index measured at 180 days after sowing are presented in Table 2.

The total dry weight of seedlings, shoot dry weight and root dry weight have an overall low correlation with seed weight for the three container capacities of 400cm³, 800cm³ and 1,200cm³. Whereas, total, shoot and root dry weight were positively correlated with container capacity ($r = 0.664$, $r = 0.711$, $r = 0.511$ respectively) irrespective of seed weight. Seedlings grown in the container of 1,200cm³ achieved the highest values for the three weight parameters, followed respectively by seedlings grown in 800cm³ and 400cm³.

Total dry weight and diameter measured during the last sampling date were positively correlated in each of the three containers of 400cm³ ($r = 0.372$), 800cm³ ($r = 0.620$) and 1,200cm³ ($r = 0.688$). The shoot to root dry weight ratio and seed weight were negatively correlated in 800cm³ ($r = -0.140$), not

Table 1 – Container effects on height growth, collar diameter and the ratio of height to diameter (SQ) of *Quercus suber* L. seedlings at 60, 120 and 180 days after sowing.

Container	N	Height (cm)			Collar diameter (mm)			SQ		
		60 d	120 d	180 d	60 d	120 d	180 d	60 d	120 d	180 d
400cm ³	30	20.79±1.08 ^a	35.68±0.95 ^c	39.05±0.92 ^c	2.55±0.08 ^a	3.74±0.09 ^b	4.28±0.09 ^b	8.24±0.42 ^a	9.63±0.29 ^b	9.23±0.29 ^b
800cm ³	30	23.67±0.86 ^a	44.66±1.52 ^b	45.33±1.47 ^b	2.85±0.07 ^a	4.36±0.11 ^a	5.07±0.26 ^a	8.28±0.23 ^a	10.35±0.38 ^b	9.0±0.29 ^b
1,200cm ³	30	23.27±1.05 ^a	58.46±1.80 ^a	63.08±1.74 ^a	2.68±0.07 ^a	4.48±0.16 ^a	5.49±0.26 ^a	8.64±0.29 ^a	13.40±0.52 ^a	11.97±0.49 ^a
F		2.42 ^{NS}	61.03***	77.22***	2.79 ^{NS}	9.52**	12.17***	0.43 ^{NS}	24.79***	21.18***

The data are means ±SE. Within the same column the means followed by the same letter were not significantly different by Newman-Keuls test.
Ns: non-significant, ** and *** indicate significant effects at $p < 0.01$ and $p < 0.001$, respectively.

Table 2 – Container effects on emergence and biomass production of *Quercus suber* L. seedlings.

Container	N	TDW (g)	SDW (g)	RDW (g)	RDW:SDW	DQI
400cm ³	30	5.24±0.30 ^c	2.24±0.12 ^c	2.99±0.21 ^b	0.81±0.06 ^b	0.55±0.03 ^b
800cm ³	30	9.0±0.45 ^b	4.09±0.20 ^b	4.91±0.31 ^a	0.93±0.08 ^b	0.95±0.05 ^a
1,200cm ³	30	11.54±0.76 ^a	6.60±0.51 ^a	4.94±0.31 ^a	1.40±0.09 ^a	0.94±0.07 ^a
F		34.37***	44.51***	15.47***	15.65***	14.76***

The data are means ±SE. Within the same column the means followed by the same letter were not significantly different by Newman-Keuls test.
Ns: non-significant, ** and *** indicate significant effects at $p < 0.01$ and $p < 0.001$, respectively.

Table 3 – Pearson correlation between seed weight and seedling attributes in the three container types.

Variable	E (d)	H1	H2	H3	D1	D2	D3	SQ1	SQ2	SQ3	TDW (g)	SDW (g)	RDW (g)	RDW: SDW	DQI	
SW (g)	400 cc	0.093	0.478	0.494	0.505	0.376	0.379	0.195	0.268	0.102	0.240	0.360	0.009	0.231	0.358	0.156
	800 cc	-0.065	0.243	-0.155	-0.149	0.691	0.161	0.095	-0.189	-0.350	-0.314	0.144	0.044	0.181	-0.140	0.320
	1,200 cc	-0.023	0.367	0.400	0.457	0.224	0.136	0.344	0.299	0.182	-0.031	0.299	0.090	0.234	0.054	0.260

SW: seed weight (g), E: emergence time (days).

correlated in 1,200cm³ ($r = 0.054$) and poorly correlated in 400cm³ ($r = 0.350$). On the other hand, there was a positive correlation between the shoot to root dry weight ratio and container capacity ($r = 0.514$), this ratio was significantly ($P < 0.001$) higher in 1,200cm³ as compared to 800cm³ and 400cm³. The DQI was significantly lower in the container of 400cm³ as compared with the containers of 800cm³ and 1,200cm³.

Discussion

The data obtained from the experiment showed that nursery morphological attributes of cork oak seedling were rather influenced by container capacity than seed weight. No significant relationship seedling seed appears at any growing stage for neither of the container capacities tested. In fact, an effect should be observed at an early stage of seedling emergence were they are depended on cotyledonary reserves to grow before developing true leaves able to do photosynthesis. So, theoretically, despite the amount of seed reserves, translocation to root system that emerges and fastly grows well before shoot emergence, emergence from large seed should be faster than from small seed. This was not the case in the current study since the similar emergence speed registered, excluding thereby any emergence patterns associated to seed weight. This trend may suggest that the efficiency in the use of seed reserves during the first stage of growth varies among seeds.

In natural conditions, cork oak seedlings develop rapidly their tap-root to reach deeper layers of the soil as an adaptive strategy to drought stress so that they invest firstly and more in their roots. This supports the view that the seed reserves in oaks are quickly directed to the tap root (Korstian 1927; McComb 1934; Grime & Jeffrey 1965; Bonfil 1998), although more investigation is needed to explain the

use of seed reserves in the first life stage of this species.

The kinetics of emergence demonstrates that emergence started at the thirteenth day was nearly completed in the three containers thirty-five days after sowing where 90% of the emerged seedlings were seen. The nursery trial also demonstrates that no effect of seed weight on seedling survivals was found since all emerged seedlings survived until the end of the experiment. Furthermore, no clear patterns were observed between seed weight and seedling size throughout the nursery period. These findings confirmed the maternal influences on seed mass effect and seedling growth in *Q. suber* stated by González-Rodríguez *et al.* (2011b).

On the other hand, our results showed that seed weight was poorly correlated to seedling total dry weight within the three containers of 400cm³ ($r = 0.360$), 800cm³ ($r = 0.144$) and 1,200cm³ ($r = 0.229$). These correlation levels are less than those found by Queru *et al.* (2007) and González-Rodríguez *et al.* (2011b) using *Q. suber* seeds from southern Spain ($r = 0.76$, $r = 0.78$ respectively), despite the fact that correlation found by Queru *et al.* (2007) was under lowest light (3%) that did not reflect the real growth conditions, neither in the fields nor at nursery. In fact, the effect of acorn size on seedling growth is often strongest in sub-optimal conditions (Pesendorfer 2014). The effect of seed size might change markedly if experiments are performed in greenhouse or under field conditions (Marshall 1986). Our results confirm, however, the variability between seed fresh weight (Min = 3.65g, Max = 11.53g, CV = 26-29) and seed weight-seedling effect across maternal trees on cork oak species in concordance with the previous authors (CV = 25-35).

Cork oak seedling emergence and growth were significantly affected by container capacity. Seedlings grown in the 1,200cm³ container showed higher growth values during the nursery period, followed by seedlings grown in the 800cm³ containers, while seedlings

grown in the 400cm³ containers were smaller. The high growth in higher volume container can be explained by a higher rooting volume, a better availability of nutrients, water and air with regard to the volume of growing medium contained than smaller container. Similar patterns container-seedling have been reported for forest tree seedlings either for coniferous species (Kinghorn 1974; Endean & Carlson 1975; Hocking & Mitchell 1974; Sutherland & Day 1988; Domínguez Lerena *et al.* 2006; Ortega *et al.* 2006; Kostopoulou *et al.* 2011) and oak species including *Quercus falcata*, *Q. nuttallii*, *Q. shumardii* and *Q. nigra* (Elam *et al.* 1981), *Q. rubra* (Cogliastro *et al.* 1995), *Q. pagoda* (Howell & Harrington 2004), *Q. ilex* (Tsakaldimi *et al.* 2005; Jelić *et al.* 2015) *Q. coccifera* (Tsakaldimi *et al.* 2005) and even *Q. suber* (Chirino *et al.* 2008; Zine El Abidine *et al.* 2016). However, our results are in disagreement with those of Benseghir (1995) concluded on an inverse growing pattern cork oak seedling- container capacity. The author observed a decrease in cork oak seedling growth with an increase of the container capacity. This disparity can be attributed to the growing densities (seedlings.m⁻²) which were 240, 144 and 90 respectively for 400cm³, 800m³ and 1,200cm³ in our experiment versus 200, 120 and 102 in Benseghir (1995) and to a lower extent to the growing medium used (compost of *Acacia cyanophylla* versus peat) and to seed origin. With regard to the growing medium, growth registered in containers of 400cm³ in our study are comparable with those used in previous studies (Belghazi *et al.* 2013; Chouial & Benamirouche 2016).

Our results indicate that growth increments in the three container capacities were more pronounced in 1,200cm³ than in 800cm³ and 400cm³ as well as in the second measurement date than in the first and the third dates. This trend suggest that cork oak seedling growth is rhythmic and is done by flush of growth and that the most active elongation occurs during the period of June-July. However, the high growth observed in 1,200cm³ containers were not in favor of seedling quality since their growth in this container capacity exceeded by far the quality standards (7-9cm.mm⁻¹) recommended for the species (Lamhamadi *et al.* 2000). In fact, sturdiness quotients, were similar in the first evaluation for the three containers, and then exceeded the standards in the 1,200cm³ containers in the second and third evaluation (SQ = 13.40±0.52, SQ = 11.97±0.45 respectively). This may have

been due to a more pronounced growth in height than in diameter that may be disadvantageous in terms of quality. The seedlings grown in 400cm³ containers, although being smaller than those of 1,200cm³ and 800cm³, presented a SQ meeting the standards and therefore were better balanced. Nevertheless, higher does not mean ubiquitously better since height is a seedling morphological indicator that may be more useful for height growth potential than survival potential (Thompson 1985; Mexal & Landis 1990) which is the first and the principal challenge in reforestation success under drought. In this regard, we have observed in another study (Benamirouche & Chouial 2018) that outplanting success of cork oak seedlings was positively correlated to the SQ ($r = 0.690$).

The shoot-root ratio based on dry weights and devised as a measure of balance between the transpirational area and the water absorbing area (Thompson 1985; Haase & Rose 2004), is a predictor of seedling tolerance to transplanting stress and resistance to drought (Grossnickle 2005), particularly under dry climates where seedlings are exposed to a high evaporative demand so their success depends on water uptake capacity of their roots. When analyzing results of several studies involving to the optimum ratio, Thompson (1985) concluded that a quality seedling should have as low shoot-root dray weight ratio as possible to insure the best survival. The ratios calculated by the end of the present experiment have exceeded the standard (1g.g⁻¹) recommended (Lamhamadi *et al.* 2000) in 1,200cm³ (1.40±0.08) when compared to 800cm³ (0.93±0.08) and 400cm³ (0.81±0.05). The strong development in height achieved in the 1,200cm³ container compared to the limited volume of roots has resulted in a less balanced morphology.

The Dickson quality index of the seedling is an integrated quality index based on several morphological attributes (Dry weight, SQ and shoot: root ratio). This index was significantly different between containers, with a higher index in 1,200cm³ (0.95) and a smaller one in 400cm³ (0.55). Attention should be paid to interpreting these values because seedlings grown in 400cm³ are better balanced but exhibited lower DQI values than the others. This is due to their lower weight values. In fact, the DQI may be rather depended on seedling size than on SQ and shoot: root ratio. For instance, seedlings of different size and so weight values but with identical SQ and

shoot: root ratios will exhibit DQIs proportional to their size. Correspondingly, the DQI were higher in larger than in smaller container. The seedling quality study by Binotto *et al.* (2010) for *Eucalyptus grandis* and *Pinus elliottii var. elliottii*, reported that dry matter variables are the most strongly correlated with the Dickson quality index DQI, in agreement with our results. Although, it is recognized that the higher the DQI the higher the seedling quality we believe, however, that the range of values would vary with species and for each size class within species.

Beside the disadvantages of larger containers mentioned above, we observed that the seedlings raised in the containers of 1,200cm³ have dried up much earlier and much more than those raised in 800cm³ and 400cm³ when kept without watering after the end of the experiment. Thus, seedlings raised in large containers showed lower performance under severe nursery conditions and appeared unable to withstand the harsh site conditions often encountered in the Mediterranean region. However, seedling performance under water restricted conditions in nursery did not reflect their real performance in field. Roots of seedlings generally out planted by the end of the autumn will have already reached deeper layers of the soil before the dry season enabling them to avoid drought situations, in contrast to nursery where their root are limited in containers. Thus, the relation seedling size-outplanting performance deserves future investigation.

Conclusion

The results of this experiment suggest that acorn weight had no clear impact on cork oak seedling emergence and growth. Although partial, our results could be an indication that the silvicultural practice in the species that could be more relevant than seed size is to consider the use of high physiological quality seed to enhance seedlings quality. On the other hand, the container size had a marked effect on seedling growth and attributes. Seedlings grown in large WM type containers showed the highest growth values throughout the nursery period but, unluckily, not the best quality attributes. Thus, increasing container volume improved much more growth than quality in cork oak seedlings. Besides the quality weaknesses highlighted in this study,

seedlings produced in larger containers are more costly to produce per unit. Large containers take up more growing space, require more quantity of growing media and are colossal to handle during outplanting generally made in rough topographies. Thus, breeding of cork oak seedlings in containers up to 400cm³ in capacity will be justified only if planting material produced in such a way will result in high quality seedlings with high outplanting success. It also appeared that producing the optimum containerized cork oak seedlings need much more testing both in nursery and field.

References

- Abbas M., 2013. *Incidence économique des feux de forêts sur les subéraies*. Journées d'étude sur la réhabilitation des subéraies incendiées et reboisement. Université de Tlemcen, 10 p.
- Belghazi B., Nahidi A. & Belghazi T., 2013. La qualité des plants de chêne liège en pépinière. Effet du volume du conteneur et du substrat. *For. Med.* XXXIV(1): 35-44.
- Benamirouche S. & Chouial M., 2018. Essai de production et de valorisation de compost d'*Acacia cyanophylla* pour la production de plants de chêne liège (*Quercus suber* L.). Résultats en pépinière et après transplantation. *Dech. Sci. Tech.* 75: 21-32.
- Benseghir L.A., 1995. *Amélioration des techniques de production hors-sol du chêne liège*. Master en sciences forestières, Cemagref Aix-en-Provence, 26 p.
- Bernaola Paucar R.M., Zamora Natera J.F., Vargas Radillo J.J., Cetina Alcala V.M., Rodriguez Macias R. & Salcedo Perez E., 2016. Plant quality of two pine species at nursery stage in a double transplanting system. *Rev. Mex. Sci. For.* 7(33): 74-93.
- Binotto A.F., Dal' Col Lúcio A. & Lopes S.J., 2010. Correlations between growth variables and the Dickson quality index in forest seedlings. *Cer. Lav.* 16 (4): 457-464.
- Bonfil C., 1998. The effects of seed size, cotyledon reserves, and herbivory on seedling survival and growth in *Quercus rugosa* and *Quercus Laurina* (fagaceae). *Am. J. Bot.* 85(1): 79-87.
- Bonner E.T., 1987. Importance of seed size in germination and seedling growth. In: Kamra S.K. & Ayling R.D. (eds.), *Proceedings of the international symposium on forest seed problems in Africa*, Harare, Zimbabwe, August 23 - September 2, 1987: 53-61.
- Cantliffe D.J., 1993. Pre and postharvest practices for improved vegetable transplant quality. *Hor. Tech.* 3: 415-417.
- Chirino I.E., Vilagrosa A., Hernández E.I., Matos A. & Vallejo V.R., 2008. Effects of a deep container on morpho-functional characteristics and root colonization in *Quercus suber* L. seedlings for reforestation in Mediterranean climate. *For. Ecol. Manag.* 256 (4): 779-785.
- Chouial M. & Benamirouche S., 2016. Effects of sowing methods on growth and root deformations of

- containerized cork oak (*Quercus suber* L.) seedlings in nursery. *Ecología Mediterránea* 42(1): 21-28.
- Cochran W.G. & Cox G.M., 1992. *Experimental designs*. 2nd edition, Wiley, New York, 640p.
- Cogliastro A., Halle A., Labrecque M. & Daigle S., 1995. Évaluation de trois contenants pour la production de plants d'espèces feuillues de fortes dimensions. *For. Chron.* 71: 459-465.
- Dickson A., Leaf A.L. & Hosner J.F., 1960. Quality appraisal of white spruce and white pine seedling stock in nursery. *For. Chron.* 36: 10-13.
- Domínguez Lerena S., 1999. Influencia de distintos tipos de contenedores en el desarrollo en campo de *Pinus pinea* y *Quercus ilex*. In: *Reunión de coordinación del Programa I+D Forestal*, Fundación CEAM, Fundación CEAM, Castellón de la Plana: 81-88.
- Domínguez Lerena S., Herrero Sierra N., Carrasco Manzano I., Ocana Bueno I., Penulas Rubira J.L. & Mexal J.G., 2006. Container characteristics influence *Pinus pinea* seedling development in nursery and field. *For. Ecol. Manag.* 222: 63-71.
- Elam W., Hodges J.D. & Moorhead D., 1981. Production of containerized southern red oaks and their performance after outplanting. In: Guilin R.D and Barnett J. (eds.), *Proceedings of The Southern Containerized Forest Tree Seedling Conference*, 1981 August 25-27, Savannah, Georgia: 69-76.
- Endean F. & Carlson L.M., 1975. The effect of rooting volume on the early growth of Lodgepole pine seedlings. *Can. J. For. Res.* 5: 55-60.
- González-Rodríguez V., Navarro-Cerrillo R.M. & Villar R., 2011a. Artificial regeneration with *Quercus ilex* L. and *Quercus suber* L. by direct seeding and planting in southern Spain. *Ann. For. Sci.* 68: 637-646.
- González-Rodríguez V., Villar R. & Navarro-Cerrillo R.M. 2011b. Maternal influences on seed weight effect and initial seedling growth in four *Quercus* species. *Act. Oecol.* 37(1): 1-9.
- Grime J.P. & Jeffrey D.W., 1965. Seedling establishment in vertical gradients of sunlight. *J. Ecol.* 53: 621-642.
- Grossnickle S.C., 2005. Importance of root growth in overcoming planting stress. *N. For.* 30: 273-294.
- Grossnickle S.C., 2012. Why seedlings survive: influence of plant attributes. *N. For.* 43(5-6): 711-738.
- Grossnickle S.C. & MacDonald J.E., 2018. Why seedlings grow: influence of plant attributes. *N. For.* 49: 1-34.
- Haase D.L. & Rose R., 2004. Evaluating seedling quality: The basics. *Nor. Wood.* 20(1): 26-28.
- Hocking D. & Mitchell D.L., 1974. The influences of rooting volume: seedling escapement and substratum density on greenhouse growth of lodgepole pine, white spruce, and Douglas-fir grown in extruded peat cylinders. *Can. J. For. Res.* 5: 440-451.
- Howell K.D. & Harrington T.B., 2004. Nursery practices influence seedling morphology, field performance, and cost efficiency of containerized cherrybark oak. *South. J. App. For.* 28: 152-162.
- Houston Durrant T., De Rigo D. & Caudullo G., 2016. *Quercus suber* in Europe: distribution, habitat, usages and threats. In: San-Miguel-Ayanz J., Caudullo G., Houston Durrant T., Mauri A. (eds.), *European Atlas of Forest Tree Species*. Pub. Off. Eu., Luxembourg, pp. e01ff11.
- Jarvis P.G., 1963. The effects of acorn size and provenance on the growth of seedlings of Sessile oak. *Q. J. For.* 57: 11-19.
- Jelić G., Topić V., Boora L., Jazbec A., Oršanić M. & Durdević Z., 2015. The impact of the container size and soil preparation on afforestation success of one year old holm oak (*Quercus ilex*) seedlings in Croatian Mediterranean area. *Per. Bio.* 117 (4): 493-503.
- Kinghorn J.M., 1974. Principles and Concepts in Container Planting. In: Tinus R.W., Stein W.I. and Balmer W.E. (eds.), *Proceedings of North American Containerized Forest Tree Seedling Symposium*, 26-29 August 1974, Denver, Publ. 68. Great Plains Agricultural Council: 8-18.
- Korstian C.F., 1927. Factors controlling germination and early survival in oaks. *Yal. Sch. For. Bull.* 19: 7-115.
- Kostopoulou P., Radoglou K., Dini Papanastasi O. & Adamidou C., 2011. Effect of mini-plug container depth on root and shoot growth of four forest tree species during early development stage. *Turk. J. Agri. For.* 35: 379-390.
- Kromanik P.P., Sung S.S., Kromanik T.L., Schlarbaum S.E. & Zarnoch S.J., 1998. Effect of acorn size on development of northern red oak 1-0 seedlings. *Can. J. For. Res.* 28: 1803-1813.
- Lamhammedi M.S., Ammari Y., Fecteau B., Fortin A. & Margolis H., 2000. Problématique des pépinières forestières en Afrique du Nord et stratégies d'orientation. *Cah. Agri.* 9: 369-380.
- Landis T.D., Tinus R.W., McDonald S.E., Barnett J.P., 1990. *The Container Tree Nursery Manual. Containers and growing media*, Vol. 2. Agriculture Handbook 674. USDA Forest Service, Washington DC, p.41-85.
- Leishman M.R., Wright I.J., Moles A.T. & Westoby M., 2000. The evolutionary ecology of seed size. In: Fenner M (ed.), *Seeds: the ecology of regeneration in plant communities*, 2nd ed, CAB International, Wallingford: 31-57.
- Leskovar D.I., Cantliffe D.J. & Stoffella P.G., 1990. Root growth and root-shoot interaction in transplant and direct seeded pepper plant. *J. Expt. Bot.* 30: 249-354.
- Lindström A. & Rune G., 1999. Root deformation in plantations of container-grown Scots pine trees: effects on root growth, tree stability and stem straightness. *Plant and Soil* 217: 31-39.
- Marshall D.L., 1986. Effect of seed size on seedling success in three species of *Sesbania* (Fabaceae). *Am. J. Bot.* 73: 457-464.
- McComb A.L., 1934. The relation between acorn weight and the development of one year chestnut oak seedlings. *J. For.* 32: 479-484.
- Mexal J.G. & Landis TD., 1990. Target seedling concepts: Height and diameter. In: Rose R., Campbell S.J., Landis T.D. (eds.), *Proceedings of the western forest nursery association*, 1990 August 13-17; Roseburg, OR. General Technical Report RM-200. Fort Collins, CO: US. Department of agriculture, Forest service, Rocky Mountain Forest and Range Experiment Station: 17-35.
- Olson, D.F. 1974. *Quercus L.* In: *Seeds of woody plants in the United States*. USDA For. Serv. Handbook, No. 450, pp. 692-703.
- Ortega U., Majada J., Mena-Petite A., Sanchezabala J., Rodrigues-Iturriariz N. & Txarterina K., 2006. Field performance of *Pinus radiata* D. Don produced in nursery with different types of containers. *N. For.* 31: 97-112.

- Pausas J.G., Blade C., Valdecantos A., Seva J.P., Fuentes D., Alloza J.A., Vilagrosa A., Bautista S., Cortina J. & Vallejo R., 2004. Pines and oaks in the restoration of Mediterranean landscapes of Spain: New perspectives for an old practice-a review. *Pl. Ecol.* 171: 209-220.
- Pesendorfer M.B., 2014. The effect of seed size variation in *Quercus pacifica* on seedling establishment and growth. *Gen. Tech. Rep. PSW-GTR.* 251: 407-412.
- Puétrolas J., Jacob D.F., Benito L.F. & Peñuelas J.L., 2012. Cost-benefit analysis of different container capacities and fertilization regimes in *Pinus* stock-type production for forest restoration in dry Mediterranean areas. *Ecol. Eng.* 2012(44): 210-215.
- Queru J.L., Villar R., Maranon T., Zamora R. & Pooter L., 2007. Seed mass effects in four Mediterranean *Quercus* species (Fagaceae) growing in contrasting light environments. *Am. J. Bot.* 94(11): 1795-1803.
- Riedacker A., 1977. Les systèmes racinaires de jeunes plants de hêtre de chêne: modification de leur morphogenèse par décapitation d'extrémités de racines et conséquences pratiques. *Ann. For. Sci.* 34: 111-135.
- Schrader J.A. & Graves W.R., 2005. Seed germination of *Dirca* (Leatherwood): Pretreatments and interspecific comparisons. *Hort. Sci.* 40(6): 1838-1842.
- Shi W., Villar-Salvador P., Li G. & Jiang X., 2019. Acorn size is more important than nursery fertilization for outplanting performance of *Quercus variabilis* container seedlings. *Ann. For. Sci.* 76(1): 22.
- Sutherland D.C. & Day R.J., 1988. Container volume affects survival and growth of white spruce, black spruce and jack pine seedlings: a literature review. *North. J. App. For.* 5: 185-189.
- Thompson B.E., 1985. Seedling morphological evaluation: What you can tell by looking. In: Duryea, M. L. (eds.), *Evaluating seedling quality: Principles, procedures, and predictive abilities of major tests*. Forest Research Laboratory, Oregon State University, Corvallis: 59-71.
- Tian N., Fang S., Yang W., Shang X. & Fu X., 2017. Influence of container type and growth medium on seedling growth and root morphology of *Cyclocarya palurus* during nursery culture. *For.* 8: 387.
- Trubat R., Cortina J. & Vilagrosa A., 2010. Nursery fertilization affects seedling traits but not field performance in *Quercus suber* L. *J. A. Env.* 74: 491-497.
- Trubat R., Cortina J. & Vilagrosa A., 2011. Nutrient deprivation improves field performance of woody species in a degraded semi-arid shrub-land. *Ecol. Eng.* 37: 1164-1173.
- Tsakaldimi M., Zagas T., Tsitsoni T. & Ganatsas P., 2005. Root morphology, stem growth and field performance of seedlings of two Mediterranean evergreen oak species raised in different container types. *Pl. Soil.* 278: 85-93.
- Tsitoni T. & Tsakaldimi M., 2015. Studying shoot and root architecture and growth of *Quercus ithaburensis* subsp. *Macrolepis* seedlings; Key factors for successful restoration of Mediterranean ecosystems. *Ecologia Mediterranea* 41(2): 25-32.
- Villar-Salvador P., Planelles R., Enriquez E. & Penuelas-Rubira J., 2004. Nursery cultivation regimes, plant functional attributes and field performance relationships in the Mediterranean oak *Quercus ilex* L. *For. Ecol. Manag.* 196: 257-266.
- Villar-Salvador P., Puerto Simon J. & Penuelas J.L., 2010. *Assessing Morphological and Physiological Plant Quality for Mediterranean Woodland Restoration Projects. Land Restoration to Combat Desertification: Innovative Approaches, Quality Control and Project Evaluation*. Editor/Susana Bautista, James Aronson, V. Ramón Vallejo. Valencia: Fundación CEAM, pp. 103-120.
- Westoby M., Leishman M. & Lord J., 1996. Comparative ecology of seed size and dispersal. *Philos. Trans. R. Soc. Biol. Sci.* 351: 1309-1318.
- Zine El Abidine A., Bouderrah M., Bekkour A., Lamhamadi M.S. & Abbas Y., 2016. Croissance et développement des plants de deux provenances de chêne liège produits en pépinière dans des conteneurs de différentes profondeurs. *For. Med.* XXXVII (2): 137-150.

Germination characteristics of old seeds help explain coexistence of selected dry grassland species

Mirjana SIPEK*, Nina SAJNA

Biology Department, Faculty of Natural Sciences and Mathematics, University in Maribor, Slovenia

* Corresponding author: mirjana.sipek1@um.si

Received: 18 Oct., 2018; First decision: 30 Jan., 2019; Revised: 20 May, 2019; Accepted: 11 Dec., 2019

Abstract

Coexistence of congeneric dry grassland species presents an interesting opportunity to evaluate traits of closely related co-occurring species. Coexisting congeneric species, exhibiting common traits, are expected to experience strong niche-overlap, which can intensify competition. Mechanisms that enable coexistence should also reduce competition. We assume that plant characteristics differing among coexisting species would diminish interspecific competition and therefore enable coexistence. We were interested in the species characteristics of three congeneric pairs found in the same sub-Mediterranean montane grassland (the Karst region in Slovenia): *Anthyllis montana* var. *jacquinii*, *Anthyllis vulneraria*, *Gentiana clusii*, *Gentiana verna* ssp. *tergestina*, *Plantago holosteum* and *Plantago media* and an additional four accompanying common species. We compared their morphological and reproduction traits as recorded in the literature. We performed germination studies with seven-year-old seeds and

compared germination rate under various conditions. Old seeds of *A. montana* var. *jacquinii*, *A. vulneraria*, *Lotus corniculatus*, *Coronilla vaginalis*, *P. holosteum* and *Centaurea rupestris* were able to germinate. Clustering analysis (k-means clustering) on traits and germination data resulted in two clusters, which produced ecologically interpretable patterns. Congeners were always found in separate clusters. Analysis showed the most prominent difference between clusters was germination rate at low temperatures. Results showed that, because of the high germination rate of old seeds in *Anthyllis* congeners, they have the potential to form long-term persistent seed banks, whereby the germination rate in the rarer congener was lower. Between *Plantago* congeners, the rare species exhibited the potential to be persistent in soil seed banks, however, only in the presence of unfavorable germination conditions. Seeds from both *Gentiana* congeners were short-lived rather than dormant. Studying coexisting species that occupy similar niches is becoming increasingly important, since the possibility for competitive, ecologically similar species to meet increases along with the range changes caused by global climate change.

Keywords: congeners, ecological niche, competition, *Anthyllis*, *Plantago*, *Gentiana*.

Introduction

All European semi-natural calcareous grasslands harbor very high plant species richness (van der Maarel & Titlyanova 1989). In Slovenia, this is especially evident for the grasslands that can be found in the sub-Mediterranean Karst region (Kaligarič 1997), because the species richness of sub-Mediterranean grassland is increased by the presence of sub-Alpine and Illyrian grassland species, often involving endemic and closely related species.

Generally, the reason for high species richness has been often recognized to be the ability of different plant species to coexist within the limited space of a given environment. However, the explanations of the coexistence of a number of vascular plant species in calcareous grasslands have challenged the theory of ecological niche (Zobel 1992). The fundamental Hutchinsonian ecological niche of a species is defined as a multidimensional hypervolume and is perceived as a subset of the space where dimensions are represented by resource availability, competition parameters, climate and functional traits (Blonder 2017). Ecological niche-based theory predicts that two species, occupying a similar niche, cannot coexist because of competitive exclusion. It also predicts that coexisting species need to exhibit similar traits, suitable for a given habitat (Maire *et al.* 2012). However, the species richness of grassland plant communities does not suggest that the competitive exclusion of similar species could be the explanation of coexistence, since the species competition is reduced and more symmetric because of grazing and mowing (Zobel 1992). As stressed by Maire *et al.* (2012), plant traits suitable for a given habitat and traits helping to decrease the interspecific competition jointly determine species richness within grassland communities. This means that a habitat selects for similarity among coexisting species, while this increases their interspecific competition selecting for niche differentiation. Therefore, we should try to detect different patterns in the use of niche resources and conditions of coexisting species. According to that, the plant niche can be separated into the habitat and the regeneration niche components, based on environmental conditions suitable for species survival and reproduction, and into the lifeform and phenological niche components, defined by physiological and ecological

plant traits (Grubb 1977). Studying plant traits, reflecting the morphology, physiology and reproduction, can identify ecological strategies e.g. the Grime's competitive/stress tolerant/ruderal species (CSR) scheme (Grime *et al.* 1988), which can help explain how species cope with local environmental stress and/or competition (Pierce *et al.* 2017; Novakovsky & Panyukov 2018). We can explain coexistence through the differentiation in regeneration niche components, including traits regarding the pollination mode, production of viable seeds, dispersal, germination, establishment and development to mature plants (Grubb 1977). For example, adapting to different pollinators releases the competition for potentially limiting resources - pollinators (Pauw 2013), which can lead to differentiation in the flowering phenology in accordance to the peak of pollinator presence. Time of flowering and time of seeding determines the allocation of plant resources into reproductive structures, thereby limiting vegetative growth. This can further influence the variability in seed production and the quality of seeds, which determine plant abundance and distribution in space, persistence in time, recruitment, and successful competition (Turnbull *et al.* 2000; Grime 2001; Moles & Westoby 2002).

Additionally, if we take into consideration the phylogenetic information of species, we can expect not-related coexisting species to be less ecologically similar than coexisting congeners – closely related species of the same genus, which retained traits of their shared ancestry (Burns & Strauss 2011). In ecological theory, sympatric congeners are able to coexist, if they use the habitat resources differently and in association with different environmental variables (Costa *et al.* 2016). Therefore, their successful coexistence should be fine-tuned at least by slight differences (Arrigo *et al.* 2016), a characteristic, which makes congeners very interesting for comparative studies, especially if they are sympatric in a habitat with strong environmental filtering, forcing them into niche differentiation. Recognizable differences in morphological traits that enable taxonomic identification of congeners are often reported (Pimentel & Sahuillo 2008; Garcia *et al.* 2013; Morden *et al.* 2015; Arroyo-Cosultchi *et al.* 2017) and can be sometimes used as proxies for species niches (Carscadden *et al.* 2017). Congeners were often used in comparative studies: rare vs. common, endemic vs. frequently abundant

and native vs. invasive species coexistence, competitive ability (Bowsher *et al.* 2017), and stress resistance (Bartelme *et al.* 2018).

However, the differentiation in the regeneration niche component of sympatrically occurring congeners, assessed by reproductive traits, such as flowering characteristics, pollination, seed traits and germination rate, was less often studied (Boutin & Harper 1991; Mattana *et al.* 2010). In congeners, which often exhibit similar flower morphology, the pollinators can drive the morphological and phenological diversification (Johnson 2010; Peakall *et al.* 2010). Germination diversification is a source of variation in the regeneration niche component (Pearson *et al.* 2002). Additionally, differences in seed dormancy and seed longevity can preserve diversification in time, enabling variable persistence over time in a soil seed bank which is important for community composition stability (Ma *et al.* 2017) as such communities have a potential to recover after disturbance. Therefore, studying germination characteristics may indicate the diversification of congeners by differences in requirements for e.g. dark, light, or specific temperature conditions. Congeners germination has been studied by few authors, who were in majority interested in germination comparisons among rare and widespread congeners (Brown *et al.* 2003; Simon & Hay 2003; Mattana *et al.* 2010; Hewitt *et al.* 2015; Paulu 2017) while germination of coexisting congeners in species rich dry grassland is poorly understood. Moreover, comparative studies of germination characteristics of congeners often have contradicting conclusions, especially if congeners with different distribution ranges are compared. Brown *et al.* (2003) found out in their research that rare *Acacia* required specific conditions while common congeners germinated across wide range of condition. In opposite, Simon & Hay (2003) showed that rare *Mimosa* species germinated in higher rates than common congeners. Hewitt *et al.* (2015) studied germination of three common and one rare congener of *Melaleuca* species, which exhibited substantially different germination patterns only when exposed to specific environmental conditions.

We were interested in a comparative study of coexisting congeners. We compared them among each other and to some not related coexisting species. Our goal was to explore whether there are differences in seed and germination characteristics and in selected

traits, obtained from the literature, among selected dry meadow congeners and four co-occurring species. To exclude the influence of life-cycle we included only species that develop ripe seeds at the same time. Further, not related coexisting species were included to find out whether variation of collected traits is higher for random coexisting species than closely related congeners. Our research was based on the germination characteristics of old seeds under various conditions because we expected differences between congeners to be very fine-tuned.

We made pairwise comparisons of biological traits and ecological characteristics of three congeneric species pairs: *Anthyllis montana* L. var. *jacquinii* (Kern) Beck, *A. vulneraria* L. (Fabaceae), *Gentiana clusii* E.P. Perrier & Songeon, *G. verna* ssp. *tergestina* Beck (Gentianaceae), *Plantago holosteum* Scop. and *P. media* L. (Plantaginaceae) found in the same dry calcareous grassland. Moreover, to gain additional understanding of germination variability among species in this grassland, we studied germination in the unrelated co-occurring species *Lotus corniculatus* L. (Fabaceae), *Coronilla vaginalis* Lam. (Fabaceae), *Rhinanthus minor* L. (Scrophulariaceae) and *Centaurea ruprechtii* L. (Asteraceae). Because germination and seed viability in time are correlated with seed mass (Baskin & Baskin 2014), we also searched for differences in seed traits.

The aim of our study was to answer the following questions: (1) what are the differences in seed traits, life cycle, life form, flowering phenology, pollination type and ecological strategy (“CSR” scheme) between congeners in dry sub-Mediterranean grassland; (2) do germination characteristics of old seeds under various conditions differ among coexisting congeners; (3) do the investigated traits differ more among congeners or between congeners and unrelated coexisting species.

We hypothesize to find among congener pairs at least some differences in studied traits. Further, we expect to detect fine-tuned differences in germination characteristics of old seeds between congener pairs. Lastly, we hypothesize that major differences in biological traits would be among unrelated coexisting species while these differences will be less pronounced between congeners.

Methods

Study site

The seeds were collected from a dry calcareous meadow in Predmeja, on the southern edge of the high karst plateau of Trnovski gozd (Figure 1). This meadow is an example of a sub-Mediterranean dry grassland belonging to the alliance *Satureion subspicatae* with a high representation of species usually found in sub-Alpine association *Seslerion albicantis* and it is extensively used twice a year as a pasture (Šajna *et al.* 2011). The main reason for finding sub-Mediterranean species growing together with Illyrian and sub-Alpine ones is the geographical location in the transition zone from a Mediterranean towards an Alpine climate (Kaligarič 1997), where the plateau represents an orographic barrier. Annual average precipitation for over 30-years is about 2000mm, mostly as snow, which can remain on the plateau for up to 6 months (Pristov 1997). According to our own measurements in 2006, temperatures 2cm

below the soil surface did not fall below -2°C during winter in this meadow. Additionally, drought was present during early summer, while soil humidity values were on average 20% in May, 6% in June and 4% in July. In the summer of seed collection, the highest temperature recorded was 45°C in the second part of July. In August, the temperatures at night and in the morning were already below 10°C (Šajna 2010).

Plant species and their traits

In August 2005, at the time of seed dispersal, we collected seeds from three herbaceous, perennial, congeneric indigenous species pairs that coexist in the Predmeja meadow: *Anthyllis montana* var. *jacquinii*, *Anthyllis vulneraria*, *Gentiana clusii*, *Gentiana verna* ssp. *tergestina*, *Plantago holosteum* and *Plantago media*. In Slovenia, *A. montana* var. *jacquinii* is distributed across the Alpine, Dinaric, sub-Mediterranean and sub-Pannonic regions. Its congener *A. vulneraria* is more common and very morphologically variable, occurring in grasslands from the lowlands to the Alpine belt. *G. clusii* thrives in a variety of habitats, such as grassland, stony pasture and rock crevices from the montane region, to the Alpine belt. Its congener *G. verna* ssp. *tergestina* is found in grasslands from the lowlands to the montane belt in the Dinaric, sub-Dinaric, sub-Alpine and sub-Mediterranean regions. *P. holosteum* is distributed across the Dinaric and sub-Mediterranean regions in dry, rocky slopes and grasslands. Its congener *P. media* is more common and widely distributed, occurring in various habitats such as rocky or sandy areas, as well as moderately dry and dry grasslands from the lowlands to the sub-Alpine belt (Martinčič *et al.* 2007). To better evaluate the variation in germination behavior, we selected plants that co-occur in this particular meadow and develop seeds at the same time: two common grassland species (*Lotus corniculatus* and *Rhinanthus minor*); a representative of the dry, rocky grasslands in the Alpine, Dinaric and sub-Mediterranean belts (*Coronilla vaginalis*); and a representative of the karst meadows and screes in the sub-Mediterranean region (*Centaurea rupestris*).

The information about vegetative reproduction, pollination mode, flowering phenology, life form, life cycle, storage organs, leaf characteristics and CSR ecological

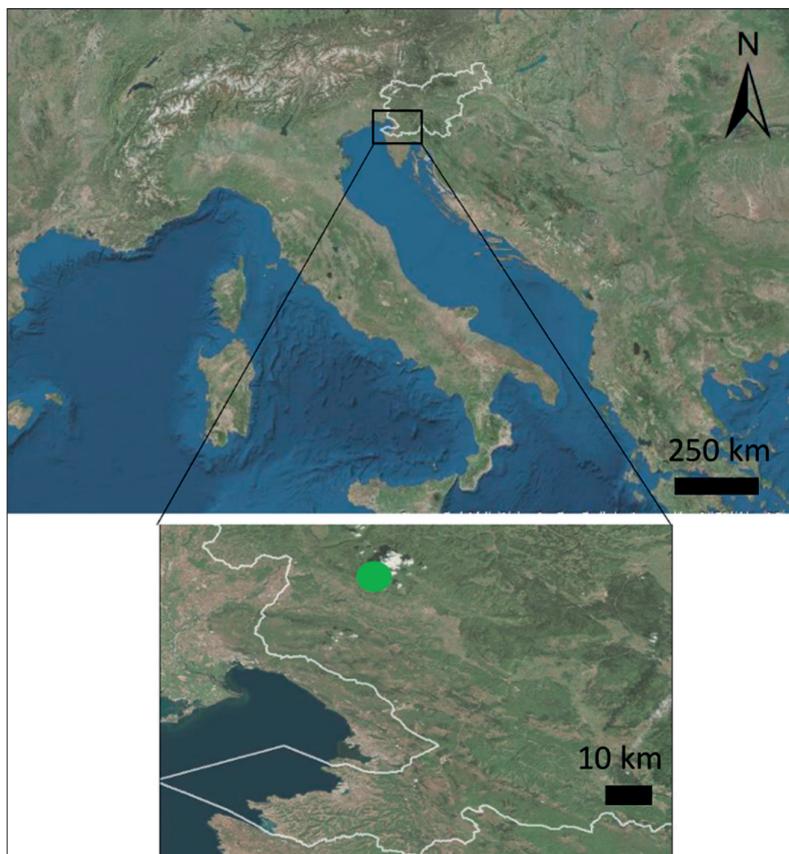


Figure 1 – Geographical position of Slovenia in the transition zone between Alps, the Mediterranean, the Dinaric mountains and the Pannonian plain. White line indicates Slovenia border and green circle is the position of studied sub-Mediterranean grassland in Predmeja in the plateau of Trnovski gozd.

Table 1 – Plant traits of species in the study: family, flowering phenology (starting, ending month, duration of flowering in months), pollination type, life form and cycle, and C-S-R strategy obtained from Klotz et al. (2002) and Martinčić et al. (2007) or additional references (indicated by a surge number).

Species	Family	Flowering phenology	Pollination	Life form	Life cycle	C-S-R strategy
<i>Anthyllis montana</i> var. <i>jacquinii</i>	Fabaceae	5, 6, 2	No data	Hemikryptophyte	Perennial	CSR ³
<i>Anthyllis vulneraria</i>	Fabaceae	5, 8, 4	Selfing, insects	Hemikryptophyte	Perennial	CSR
<i>Centaurea rupestris</i>	Asteraceae	6, 7, 2	No data	Hemikryptophyte	Perennial	CS ³
<i>Coronilla vaginalis</i>	Fabaceae	5, 7, 3	Selfing, insects	Chamaephyte	Perennial	CS, R/CSR ¹
<i>Gentiana clusii</i>	Gentianaceae	5, 7, 3	Selfing, insects	Hemikryptophyte	Perennial	CSR, CS ¹
<i>Gentiana verna</i> ssp. <i>tergestina</i>	Gentianaceae	4, 5, 2	Insects	Hemikryptophyte	Perennial	CSR, S/SR ¹
<i>Lotus corniculatus</i>	Fabaceae	6, 8, 3	Insects	Hemikryptophyte	Perennial	CSR, R/SR ¹
<i>Plantago holosteum</i>	Plantaginaceae	5, 9, 5	Wind	Chamaephyte	Perennial	CS ³
<i>Plantago media</i>	Plantaginaceae	5, 9, 5	Wind, insects	Hemikryptophyte	Perennial	CSR, CR ¹
<i>Rhinanthus minor</i>	Scrophulariaceae	5, 9, 5	Selfing, insects	Therophyte	Annual	CSR, SR ¹

¹Pierce et al. 2017, ²Rusak et al. 1992, ³Fajdetić 2016.

strategies (Table 1) was obtained from the BiolFlor database (Klotz et al. 2002) and other literature (Rusak et al. 1992, Martinčić et al. 2007, Pierce et al. 2017). Seed mass was calculated from the measured mass of 10 dry seeds randomly selected from seed set made from several individuals, which was averaged for a single seed. For each plant species, the calculation was replicated ten times. In the case of the very light seeds from the genus *Gentiana*, seed mass was calculated from the mass of 50 seeds. Seed length, measured at the longest section of the seed, was represented by the average length of a single seed calculated from twenty replicates. The length of the seeds was measured under a magnifying glass, using a slide caliper at a precision of 0.1mm.

Germination studies

Seven-year-old seeds were tested for germination. The seeds were kept in a dark, cool and dry place during the period from collection to germination. Only visually intact seeds were used in the tests. The seeds were not sterilized, to prevent the potentially harmful effect of a sterilization agent on the embryo and the germination outcome. Seeds were placed on filter paper in Petri dishes (7cm diameter) moistened with 5mL distilled water. The Petri dishes were sealed with Parafilm™, which was partially perforated to prevent excessive evaporation of water, while allowing simultaneous air exchange. During germination experiment, the petri dishes were kept moist by adding distilled water if necessary.

Table 2 – Details of the treatments of the old seeds of ten coexisting dry grassland species in germination experiment. Petri dishes with seeds were placed in growth chamber at 23°C and a photoperiod of 12/8 h except the first 30 days in treatment c.

Treatment	Scarification	Temperature	Duration of temperature treatment	Light during germination
a	-	23°C	-	+
b	+	23°C	-	+
c	-	4°C, after 30 days 23°C	30 days	+
d	-	23°C	-	-

* During temperature treatment seeds were kept in the dark.

The seed germination rate (G%) was investigated under four different conditions (Table 2, a-d) in a growth chamber at 23°C and a photoperiod of 12/8 h except the treatment c, where the seeds were moved into a growth chamber after 30 days of cold stratification at 4°C. Because several species belonged to Fabaceae, which often have water impermeable testa, one treatment series included seed scarification. Seeds with a hard testa (*A. montana* var. *jacquinii*, *A. vulneraria*, *L. corniculatus* and *C. vaginalis*) were scarified with a scalpel, while the other seeds were scarified with sand paper. The germination experiment was replicated twice, with 20 seeds for each condition and plant species. Each dish was inspected every second day, and the germinated seeds were counted and removed from the petri dishes. Any seed whose radicle emerged was considered to have germinated. Counting continued until no germination had occurred for six successive days.

Data Analysis

Analysis of variance (ANOVA) was applied to test differences in seed traits of all studied species. For pairwise comparisons among species Tukey's honestly significant difference (HSD) post hoc test was used.

Table 3 – Categorical and continuous variables with short description and units that were included in the k-means clustering analyses. Traits obtained from literature are attributed to the author. Treatments a, b, c and d are described in Table 2.

Trait	Description	Unit
Color	Color of the seed	Categorical (5 levels)
Surface	Seed surface characteristics	Categorical (2 levels)
Shape	Shape of the seed	Categorical (3 levels)
Dispersal structure	Presence or absence of dispersal structures	Categorical (2 levels)
Flowering start	Month of beginning of flowering obtained from Martinčič <i>et al.</i> (2007)	Categorical (3 levels)
Flowering end	Month of flowering end obtained from Martinčič <i>et al.</i> (2007)	Categorical (5 levels)
Flowering time in months	Duration of flowering in months obtained from Martinčič <i>et al.</i> (2007)	Categorical (5 levels)
Pollinators	Pollination type obtained from Klotz <i>et al.</i> (2002)	Categorical (2 levels)
Dispersers	Dispersal vectors obtained from Engler <i>et al.</i> (2009), Navarro (2000), Seidel (1992) and Tremlová <i>et al.</i> (2007)	Categorical (4 levels)
G%L after 55 days	Final G% of seeds under treatment a	Germination rate (%)
G%S after 55 days	Final G% of seeds under treatment b	Germination rate (%)
G%C after 55 days	Final G% of seeds under treatment c	Germination rate (%)
G%D after 55 days	Final G% of seeds under treatment d	Germination rate (%)
Mass	Seed mass	mg
Length	Seed length	mm
Ratio mass/length	Ratio between seed mass and length	Ratio (mg/mm)

Differences between congeners seed traits were tested using t-test. Before analysis, the data were inspected for required assumptions of the normal distribution and homogeneity of variance. Analysis were conducted in PAST 3.18 software (Hammer *et al.* 2001). The data gathered in Table 1, seed traits and the final germination rates of treatments a-d were included in k-means clustering procedure (Table 3) to group species into clusters, performed in STATISTICA 10 software (StatSoft Inc.). Categorical data were evaluated by their frequencies, while for continuous variables normalized mean values were calculated. Mean germination time was calculated in the package “GerminaR” (Isla *et al.* 2017) in R (R Core Team 2014).

Results

Seed traits

Among the studied dry grassland species, we were interested in seed morphological characteristics. We detected differences in seed size and mass as well as in structure of seed coat surface and color (Figure 3). Seed length (ANOVA; $F = 447.88$, $df = 9$, $P < 0.001$) and seed mass (ANOVA; $F = 485.15$, $df = 9$, $P < 0.001$) were different between non-related species as well between congener pairs of *Anthyllis*, *Gentiana* and *Plantago* (Figure 2). Within Fabaceae, *L. corniculatus* had the smallest seeds, while *C. vaginalis* possessed the longest and heaviest seeds (Figure 2). The

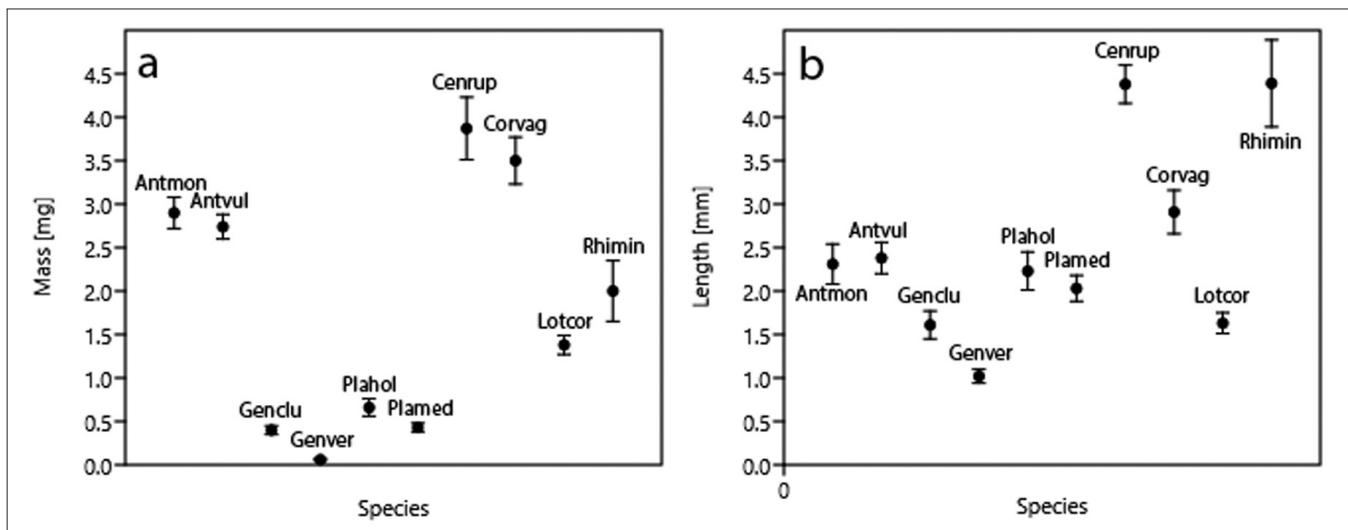


Figure 2 – Average weight (a) and length (b) of seeds \pm standard deviation. Antmon - *Anthyllis montana*. var. *jacquinii*, Antvul - *A. vulneraria*, Genclu - *Gentiana clusii*, Genver - *G. verna* ssp. *tergestina*, Plahol - *Plantago holosteum*, Plamed - *P. media*, Cenrup - *Centaurea rupestris*, Corvag - *Coronilla vaginalis*, Lotcor - *Lotus corniculatus*, Rhimin - *Rhinanthus minor*.

largest (4.38mm) and heaviest seeds (3.87mg) in our study belonged to *C. rupestris*. The seeds of *R. minor* were of similar size, even though much lighter (Figure 2).

Between the congeneric Fabaceae pair *A. vulneraria* and *A. montana* var. *jacquinii*, significant difference in seed mass (t-test; $t = 7.01$, $df = 18$, $P < 0.0001$) was exhibited, while the difference in seed length between congeners was not significant (t-test; $t = 1.07$, $df = 38$, $P = 0.29$). The *A. vulneraria* seeds were slightly larger, while *A. montana* var. *jacquinii* seeds weighed on average 2.90g and were 0.16mg heavier than its congener seeds (Figure 2).

The smallest seeds, which weighed on average only 0.06mg, belonged to *G. verna*

ssp. *tergestina*. Its congener *G. clusii* formed significantly larger seeds (t-test; $t = 14.75$, $df = 38$, $P < 0.0001$), almost seven times heavier (t-test; $t = 21.09$, $df = 18$, $P < 0.0001$).

P. holosteum yielded larger (t-test; $t = 3.36$, $df = 38$, $P = 0.002$) and heavier seeds (t-test; $t = 20.57$, $df = 18$, $P < 0.0001$) than *P. media* (Figure 2).

Plant traits

The search for plant traits in databases and literature resulted in Table 1. The *Anthyllis* congeners are perennial hemicryptophyte, and start flowering in May. *Anthyllis vulneraria* flower two months longer than rarer



Figure 3 – Seeds of studied congeneric species: *Plantago holosteum* (a) and *P. media* (b), *Gentiana clusii* (c) and *G. verna* ssp. *tergestina* (d), *Anthyllis montana* var. *jacquinii* (e) and *A. vulneraria* (f).

A. montana var. *jacquinii* (Martinčić *et al.* 2007). Both congeners are entomophilous, *A. vulneraria* is also self-pollinating (Klotz *et al.* 2002), while detailed information about its congener pollination biology is missing. *Anthyllis* congeners exhibit combinational CSR ecological strategy (Klotz *et al.* 2002, Fajdetić 2016).

The *Gentiana* congeners are perennial hemicryptophyte. *G. verna* ssp. *tergestina* flowers in April and May, while *G. clusii* flowers from May to July (Martinčić *et al.* 2007). Both congeners are entomophilous, *G. clusii* is also self-pollinating (Klotz *et al.* 2002). The *Gentiana* congeners differ in ecological

strategy: *G. clusii* exhibits a CS strategy, while *G. verna* ssp. *tergestina* a S/SR strategy (Pierce *et al.* 2017).

P. holosteum is perennial chamaephyte, while *P. media* is perennial hemicryptophyte. The *Plantago* congeners have the same flowering phenology, in duration from May to September (Martinčić *et al.* 2007) and are wind pollinated (Klotz *et al.* 2002). There is also evidence that *P. media* is entomophilous. Small difference was found in ecological strategy: *P. holosteum* exhibits a CS strategy, while *P. media* a CR strategy (Klotz *et al.* 2002, Fajdetić 2016).

Germination characteristics

Seven-year-old seeds of *A. montana* var. *jacquinii*, *A. vulneraria*, *L. corniculatus*, *C. vaginalis*, *P. holosteum* and *C. rupestris* were able to germinate. Old seeds from all Fabaceae species showed a similar germination pattern, and the G% was the highest when the seeds were scarified (Figure 4 c). Among them, the germination velocity of *L. corniculatus* was the highest (Figure 5), and scarified seeds achieved the maximum G% of 95% by the fourth day. In contrast, under other germination conditions, the maximum G% did not increase above 10% (Figure 4 a, b, d). Scarified seeds of *C. vaginalis* germinated more slowly, and the maximum G% reached was 70% in 37 days (Figure 4 c); nevertheless, *C. vaginalis* seeds were able to germinate in each treatment we tested. Only 5% of *C. rupestris* seeds, that were cold stratified, germinated after 55 days. The congeners *A. montana* var. *jacquinii* and *A. vulneraria* germinated best if they had previously been scarified, similar to other Fabaceae in our study. Scarified seeds of *A. vulneraria* reached G% = 80% in 28 days under light in the growth chamber (Figure 4 c); by the second day, 55% of these seeds germinated. Non-scarified seeds germinated more slowly, and the final G% was lower: 15% in 28 days and 5% in 49 days in the growth chamber in light or in darkness, respectively (Figure 4 a, b). Only 10% of non-scarified seeds exposed to low temperature pretreatment at 4°C for one month germinated after 55 days (Figure 4 d). In comparison, *A. montana* var. *jacquinii* germinated more slowly (Figure 5) and reached a lower G%: 60% in 49 days for scarified seeds, while seeds exposed to light did not germinate.

Old seeds of *P. holosteum* reached a high G%, regardless of the presence or absence of light

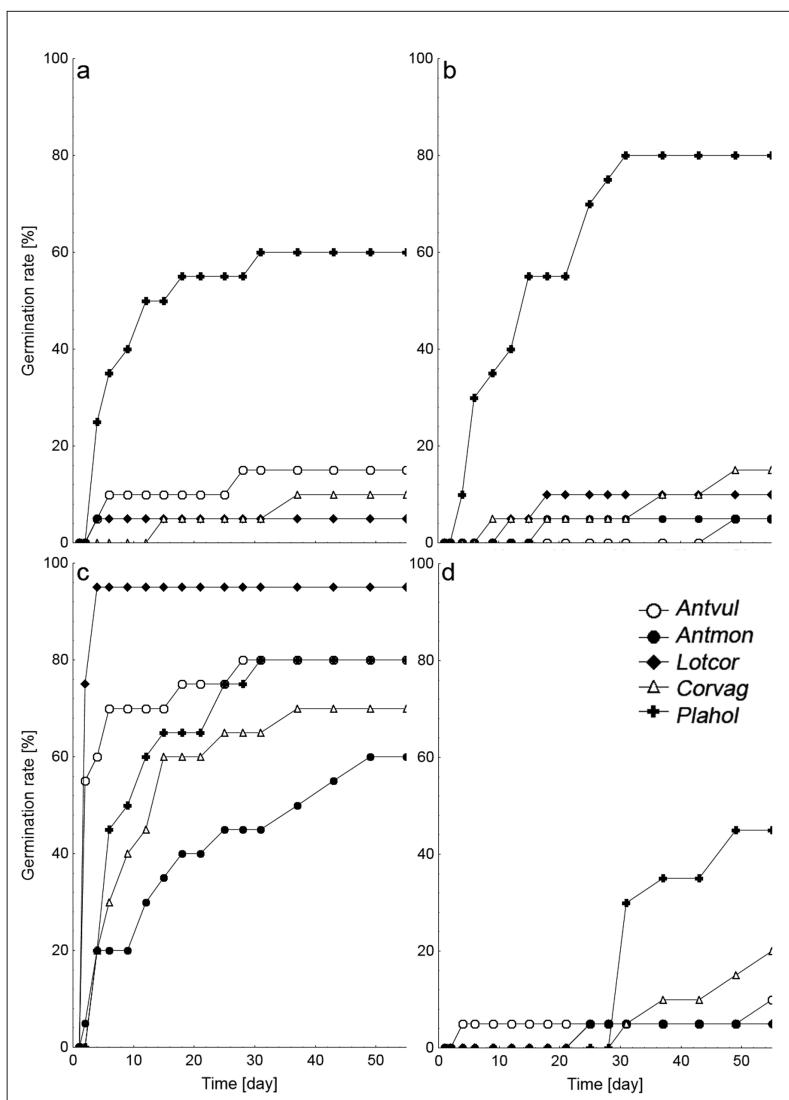


Figure 4 – Germination characteristics of 7-year-old seeds of congeneric pairs and co-occurring species under four different conditions. Germination in the light at 23°C, photoperiod 12/8 h (a), in the dark at 23°C (b), germination of previously scarified seeds at 23°C, photoperiod 12/8 h (c) and germination under one month exposure to lower temperature at 4°C, after 30 days, seeds moved to growth chamber (d). Data are the means of two replicates. Only the species that germinated are shown. Species abbreviations are the same as in Figure 2.

or previous scarification (Figure 4 a, b, c). The maximum G% reached was 80% in 31 days for scarified seeds and seeds in the dark. Seeds exposed to light reached G% = 60% in 31 days. The lowest G% was observed in seeds exposed to low temperature pretreatment. The low temperature inhibited germination, which began only after the seeds were moved to the growth chamber, when germination occurred rapidly and reached G% = 30% after one day (Figure 4 d). Old seeds of the congener *P. media* failed to germinate, regardless of germination conditions.

Cluster analysis

According to clustering analysis (*k*-means clustering), two clusters were recognized as producing ecologically interpretable patterns. Congeners were always found in two separate clusters, even though we observed strong similarities among members of the Fabaceae family. The first cluster included *A. montana* var. *jacquinii*, *G. verna* ssp. *tergestina*, *P. media*, *L. corniculatus*, and *R. minor*. The second cluster included *A. vulneraria*, *G. clusii*, *P. holosteum*, *Coronilla vaginalis*, and *Centaurea rupestris*. Continuous data used in the analysis showed that members of clusters differed in seed size and G% for all conditions tested, and that lower values were representative for cluster 1 (Figure 6). The most prominent difference in the normalized means was exhibited in G% at low temperatures. Further, the first cluster was represented by species that had rather round seeds, which were dispersed by epizoochory, wind or water. Flowering started early, in April, and ended for most of these species in July, but some kept flowering until September. Therefore, the flowering duration of this group was either short (2 months) or extending to 6 months. The second cluster included species with oval seeds, which were either dispersed by epizoochory or lacked a specific dispersal vector. The flowering start for this group of plants was more likely to fall in May or June and to end, for most of them, in September. For most of these species, flowering ended within 3 to 4 months. Pollination mode did not differ between clusters. Since we used several sources to obtain information about the ecological strategy (CSR classification; Table 1), the most common and overall present category was the combinational type “C-S-R” strategy. However, when we used sources that reported more specific and intermediate strategy types,

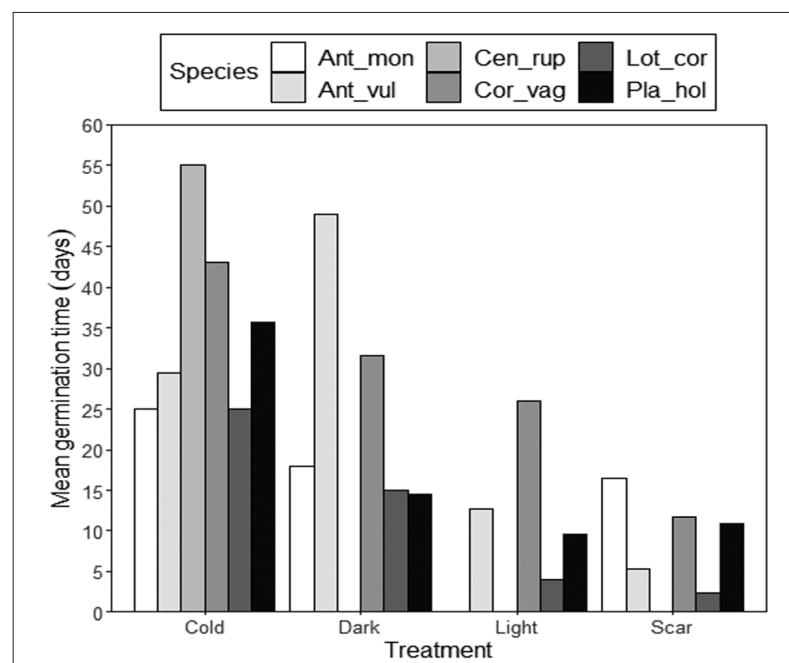


Figure 5 – Mean germination time under different germination treatments.
Treatments “LIGHT”, “DARK”, “SCAR” and “COLD” are described in Table 2 under treatments a, b, c and d, respectively. Species abbreviations are the same as in Figure 2.

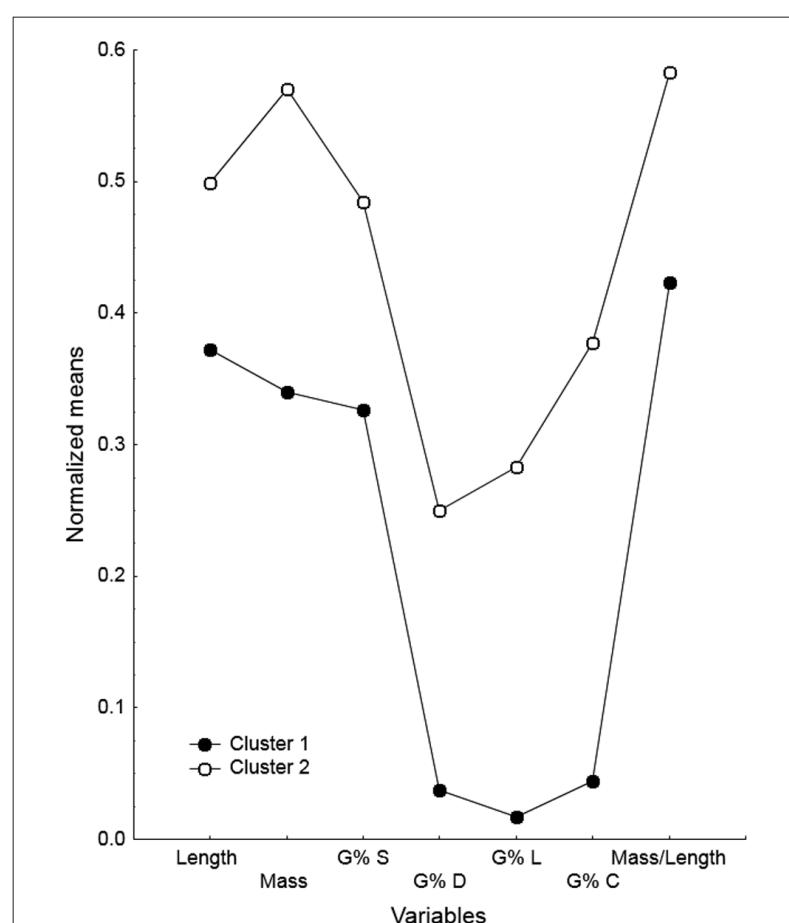


Figure 6 – Graphs of means for continuous variables included in k-means clustering showed differences in seed traits and germination rate under various conditions. Continuous variables: Seed length and mass, ratio of seed mass and length and final G% under treatments a, b, c and d as described in Table 2; G%L, G%S, G%C and G%D, respectively.

the plants from the first cluster were more likely to exhibit the strategy of stress-tolerant ruderals (SR), while the second cluster was dominated by plants belonging to the stress-tolerant competitors (SC strategy).

Discussion

Natural and semi-natural grasslands are well-studied systems with a long research history. There is evidence that niche differentiation plays a major role in coexistence among grassland species (Vincent *et al.* 2012, Bowsher *et al.* 2017, Godoy *et al.* 2017). In our study, we found several differences in studied traits among congeners. They differed in the seed traits and in flowering phenology (starting month and ending month of flowering and flowering duration), which indicate the separation of regeneration niche. In our case, the regeneration niche component of congeners can be fully separated (e.g. pollination by different pollinators) or it can partly overlap (e.g. flowering period). Furthermore, there were differences in germination characteristics of their old seeds, which are discussed below. According to traits included in cluster analysis, we conclude that differences were more pronounced between congeners than among congener pairs and selected unrelated coexisting species. We recognized two types of coexisting congeners in our study site. One type was represented by early-flowering species with better seed dispersal potential, belonging to stress-tolerant ruderals, with weak or no germination at low temperatures. The second type of congeners were species, represented by stress-tolerant competitors, which flowered later in the season and for shorter periods. Such separation within the reproductive niche component and distinct ecological strategy might also suggest a possible differentiation in the habitat niche component (Kirchheimer *et al.* 2016). However, the latter is harder to detect because of the very similar stress and disturbance they are experiencing by sharing the same grassland habitat (Zobel 1992).

Within *Anthyllis* congeners the similarity was exhibited by their similar life form, life cycle, flowering start in May and ecological strategy. We observed a difference in flowering duration, which is prolonged for two months in more widespread *A. vulneraria*. Prolonged flowering time could contribute to reduced competition for pollinators and

provides more time for seed production. Both species are entomophilous, while self-pollination was also observed in *A. vulneraria* (Klotz *et al.* 2002) which could be important advantage when strong competition for pollinators occurs.

Gentiana congeners have large blue flowers and are entomophilous, but their pollinators are most likely different because of the distinct shape and size of their flowers. The most characteristic pollinators of *G. clusii* are bumblebees (Klotz *et al.* 2002), while the narrow, elongated flower of *G. verna* ssp. *tergestina* is adapted for pollination by butterflies (Klotz *et al.* 2002). We concluded that pollination niche among *Gentiana* congeners is separated because of different flowering time and morphological diversification of the flower shape and size. There were slight differences in CSR ecological strategy between *Gentiana* congeners: *G. clusii* is CS strategist while *G. verna* ssp. *tergestina* has, instead of a competitor component, a ruderal one (S/SR strategist). Ecological strategy suggest that *G. clusii* is better competitor, while its congener has better performance in disturbed habitats. This even slight difference could be important for coexistence of both congeners in heterogeneous habitats, where each species could take advantage of its strategy.

Plantago congeners differed in life form: *P. holosteum* is a chamaephyte, while *P. media* is a hemicryptophyte, which indicate different strategy of surviving unfavorable environmental conditions. Both congeners are wind pollinated and flower at the same time (Martinčič *et al.* 2007, Klotz *et al.* 2002). They also differ in CSR ecological strategy: *P. holosteum* has a stress-tolerator component, while its common congener is more ruderal. Germination differences of congener species pairs have been addressed by several authors (Tofts & Silvertown 2002, Brown *et al.* 2003, Simon & Hay 2003, Mattana *et al.* 2010, Luo & Cardina 2012, Hewitt *et al.* 2015, Paulu *et al.* 2017); however, none of them referred to the germination characteristics of old seeds. Seed longevity plays an important role in species persistence over time, since long-lived seeds can enter and form persistent soil seed banks, which is especially important for species experiencing frequent disturbance. Even though persistent soil seed banks are uncommon in meadow species (Akinola *et al.* 1998), they are found in grassland vegetation subjected to summer drought (e.g.

Silene nutans, *Campanula rotundifolia*) and in certain meadow plants (e.g. *Plantago lanceolata*) (Grime 2001). Persistent seed banks are in such communities expected to be important because of the capability of the community restoration following fire or conversion to other forms of land use. Our results show that the germination traits of ten coexisting species (six of them pairwise congeners) were different; they indicated seed longevity and could be used to evaluate potential persistence in the soil seed bank since the studied sub-Mediterranean grassland is also subjected to summer drought. However, seeds in soil seed bank exposed to field conditions may not be viable the same time as seeds stored under controlled laboratory conditions and there should be some caution on the interpretation of the potential seed longevity in soil seed bank according to the germination experiments of previously for long term in laboratory stored seeds.

Members of Fabaceae showed a similar tendency on the seed germination, and all the studied Fabaceae germinated best after scarification (Molnár *et al.* 2015). As stressed by de Casas *et al.* (2017), lineages of co-occurring taxa in seasonal environments should have smaller and more dormant seeds. The Fabaceae seeds in our study, on average, did not exceed a length of 3mm and a weight of 3.5mg. The seeds of Fabaceae congeners were morphologically similar in shape and length while they significantly differ in mass. Generally, seed traits and germination characteristics show strong phylogenetic dependence, and this is reflected in dormancy mechanisms inhibiting germination (Bu *et al.* 2016). The hard, water-impermeable seed coat of Fabaceae species is characteristic for physical dormancy (Baskin & Baskin 2004, Baskin & Baskin 2014).

We found differences in the germination characteristics of old seeds when comparing *Anthyllis* congeners. *A. vulneraria* seeds germinated faster, reaching higher G% under all germination conditions in comparison to congener *A. montana* var. *jacquinii*. G% could potentially contribute to rarity/commonness between the rare *A. montana* var. *jacquinii* and the common *A. vulneraria* as reproductive success is crucial for species persistence (Young *et al.* 2007). Intact seeds, where physical dormancy was not broken by scarification, exhibited a very low G% in both congeners. Because of the high proportion of viable 7-year-old seeds, both *Anthyllis*

congeners are considered species with the potential to form long-term, persistent seed banks. This potential has been reported for 5-year-old seeds of *A. vulneraria* ssp. *alpicola* (Schwienbacher *et al.* 2010). However, we also observed that plenty of *A. montana* var. *jacquinii* seeds were showing signs of damage by seed predators (Figure 3 e), while seeds from the congener were intact. We can expect that damaged seeds where the embryo remained intact would be more likely to germinate than intact seeds.

Seven-year-old seeds of the genus *Gentiana* failed to germinate, regardless of germination conditions, suggesting that these seeds are short-lived rather than dormant. Even though germination is significantly affected by seed shape, volume and mass, so that small seeds can often have a high germination rate (Bu *et al.* 2016), the majority of published research studied seeds from the previous season, while we germinated older seeds. There is also evidence of the short life span of *Gentiana* seeds, since its congener *G. lutea*, which can co-occur in the same habitats as *G. clusii* and *G. verna* ssp. *tergestina*, forms a short-term persistent seed bank, and the seeds mainly germinate in the first year (Cuena-Lombraña *et al.* 2016). A dormancy-breaking cold stratification at 4°C in our experiment would be sufficient if the seeds were alive, because winter temperatures in the field (in the soil) did not fall below -2°C (Šajna 2010).

The seeds of *P. holosteum* germinated at high percentages under varied conditions (scarification, exposure to light or darkness), provided the temperature was sufficiently high. Low temperatures prevented germination; however, seeds germinated on the day following a temperature increase, suggesting that these seeds are long-lived and non-dormant. This means that, if habitat conditions are unfavorable for germination, *P. holosteum* seeds could remain viable for a long period; however, if favorable conditions occurred, high germination rates would not allow a persistent seed bank to form. Such a strategy was observed in long-lived plants (Muminović *et al.* 2014), and in this meadow we did find *P. holosteum* plants that were more than 40 years old (N. Šajna, unpublished data). This strategy could be one potential reason for its rarity. Seeds of congener *P. media*, a more common species, did not germinate, regardless of the germination conditions.

Besides the clustering of congeners in two distinct types, based on studied traits, the cluster analysis revealed that selected unrelated coexisting species shared similarities with either the first or the second congener type. This result was the most unexpected for *Anthyllis* congeners because of strong similarities in the germination among members of Fabaceae family. Congeners separation in different clusters could be explained by degree of relatedness, because not all the congener species are the same close relatives (Anacker & Strauss 2014). However, even among close related congeners Anacker & Strauss (2014) found out that some characteristics were more likely to differ between them than among less related congeners. However, it is still not completely clear how much ecological niche of close relatives overlap (Wiens & Graham 2005). Our results suggest that coexistence of the studied congeners and accompanying species could be explained by differentiation in regeneration niche as we found differences in flowering phenology, pollinators and germination characteristics of old seeds.

Acknowledgments

We would like thank associate editor Tom Parker as well as two anonymous reviewers for their constructive criticism and valuable suggestions, which helped us to improve the manuscript. The study was partly supported by the Slovene Ministry of High Education, Science and Technology within the research program P1-0403.

References

- Akinola M.O., Thompson K. & Buckland S.M., 1998. Soil seed bank of an upland calcareous grassland after 6 years of climate and management manipulations. *J. Appl. Ecol.* 35: 544-552.
- Arrigo N., de La Harpe M., Litsios G., Zozomová-Lihová J., Španiel S., Marhold K. *et al.*, 2016. Is hybridization driving the evolution of climatic niche in *Alyssum montanum*? *Am. J. Bot.* 103: 1348-1357.
- Anacker B.L., Strauss S.Y., 2014. The geography and ecology of plant speciation: range overlap and niche divergence in sister species. *Proc. R. Soc. B* 281: 20132980.
- Arroyo-Cosultchi G., Arias S., López-Mata L. & Terrazas T., 2017. Morphological plasticity of an endemic widespread columnar cactus and its congener. *Braz. J. Bot.* 40: 1029-1040.
- Bartelme E., Bowsher A. & Donovan L., 2018. *Helianthus porteri*, a Granite Outcrop Endemic, Does Not Have More Drought Resistant Traits Than Congeners. *Helia*. 41(68): 23-43.
- Baskin C.C. & Baskin J.M., 2014. *Seeds: ecology, biogeography, and evolution of dormancy and germination*, Elsevier 2nd ed., San Diego, 1600p.
- Baskin J.M. & Baskin C.C., 2004. A classification system for seed dormancy. *Seed Sci. Res.* 14: 1-16.
- Blonder B., 2017. Hypervolume concepts in niche-and trait-based ecology. *EcoGraphy* 40: 1-13.
- Boutin C. & Harper J., 1991. A Comparative Study of the Population Dynamics of Five Species of *Veronica* in Natural Habitats. *J. Ecol.* 79(1): 199-221.
- Bowsher A.W., Shetty P., Anacker B.L., Siefert A., Strauss S.Y. & Friesen M.L., 2017. Transcriptomic responses to conspecific and congeneric competition in co-occurring *Trifolium*. *J. Ecol.* 105: 602-615.
- Brown J., Enright N.J. & Miller B.P., 2003. Seed production and germination in two rare and three common co-occurring *Acacia* species from south-east Australia. *Aust. Ecol.* 28: 271-280.
- Bu H.Y., Wang X.J., Zhou X.H., Qi W., Liu K., Ge W.J. *et al.*, 2016. The ecological and evolutionary significance of seed shape and volume for the germination of 383 species on the eastern Qinghai-Tibet plateau. *Folia Geobot.* 51(4): 333-341.
- Burns J.H. & Strauss S.Y., 2011. More closely related species are more ecologically similar in an experimental test. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 108: 5302-5307.
- Carscadden K.A., Cadotte M.W. & Gilbert B., 2017. Trait dimensionality and population choice alter estimates of phenotypic dissimilarity. *Ecol. Evol.* 7(7): 2273-2285.
- Costa G.C., França K.L., Oliveira-Junior T.M. & Pichorim M., 2016. Habitat use and coexistence in two closely related species of *Herpsilochmus* (Aves: Thamnophilidae). *Cogent Environ. Sci.* 2(1): 1264126.
- Cuena-Lombraña A., Porceddu M., Dettori C.A. & Bacchetta G., 2016. *Gentiana lutea* L. ssp. *Lutea* seed germination: natural versus controlled conditions. *Botany* 94(8): 653-659.
- de Casas R., Willis C.G., Pearse W.D., Baskin C.C., Baskin J.M. & Cavender-Bares J., 2017. Global biogeography of seed dormancy is determined by seasonality and seed size: a case study in the legumes. *New Phytol.* 214: 1527-1536.
- Engler R., Randin C.F., Vittoz P., Czaka T., Beniston M., Zimmermann N.E., Guisan A., 2009. Predicting future distributions of mountain plants under climate change: does dispersal capacity matter. *EcoGraphy* 32: 34-45.
- Fajdetić R., 2016. *Analysis of Grime's CSR strategies among native and alien flora of Croatia*. Bachelor's thesis, University of Zagreb, Faculty of Science, Department of Biology, Zagreb. 38p.
- Garcia Y., Callaway R.M., Diaconu A. & Montesinos D., 2013. Invasive and non-invasive congeners show similar trait shifts between their same native and non-native ranges. *Plos One* 8(12): e82281.
- Godoy O., Stouffer D.B., Kraft N.J.B. & Levine J.M., 2017. Intransitivity is infrequent and fails to promote annual plant coexistence without pairwise niche differences. *Ecology* 98(5): 1193-1200.
- Grime J.P., 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. 2nd Edition, John Wiley & Sons, Chichester. 417p.

- Grime J.P., Hodgson J.G. & Hunt R., 1988. *Comparative Plant Ecology: A Functional Approach to Common British Species*, London: Springer, 742p.
- Grubb P.J., 1977. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. *Biol. Rev.* 52: 107-145.
- Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontol Electronica* 4(1) art. 4: 9pp.
- Hewitt A., Holford P., Renshaw A., Stone G. & Morris E.C., 2015. Seed size and the regeneration niches of one rare (*Melaleuca danei*) and three common (*Melaleuca styphelioides*, *Melaleuca thymifolia* and *Melaleuca nodosa*) *Melaleuca* (Myrtaceae) species of the Sydney region. *Aust. Ecol.* 40: 661-671.
- Isla F.L., Alfaro O.B., de Santana D.G., Ranal M.A. & Pompelli M.F., 2017. Germination indexes for seed germination variables for ecophysiological studies. R package version 1.2. Retrieved from <https://cran.r-project.org/>
- Johnson S.D., 2010. The pollination niche and its role in the diversification and maintenance of the southern African flora. *Philos. Trans. R. Soc. Lond. B. Biol. Sci.* 365: 499-516.
- Kaligarič M., 1997. *Rastlinstvo Primorskega krasa in Slovenske Istre: travniki in pašniki*. Zgodovinsko društvo za južno Primorsko: Znanstveno-raziskovalno središče Republike Slovenije, Koper, 111 p.
- Klotz S., Kühn I. & Durka W. (ed.), 2002. BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, 38. Bundesamt für Naturschutz, Bonn.
- Luo J. & Cardina J., 2012. Germination patterns and implications for invasiveness in three *Taraxacum* (Asteraceae) species. *Weed Res.* 52: 112-121.
- Ma Z., Zhang C., Zhou H.K., Yao B.Q & Zhao X.Q., 2017. Role of Seed Bank in Establishment of Single and Mixed-Sowing Artificial Grasslands of Tibetan Plateau. *Pol. J. Ecol.* 65(4): 334-344.
- Maire V., Gross N., Borger L., Proulx R., Wirth C., Pontes L.D. et al., 2012. Habitat filtering and niche differentiation jointly explain species relative abundance within grassland communities along fertility and disturbance gradients. *New Phytol.* 196: 497-509.
- Martinčič A., Wraber T., Jogan N., Podobnik A., Turk B., Vreš B. et al., 2007. *Mala flora Slovenije*. Ključ za določanje praprotnic in semenek. Četrta, dopolnjena in spremenjena izdaja. Tehniška založba Slovenije, Ljubljana, 967 p.
- Mattana E., Daws M.I. & Bacchetta G., 2010. Comparative germination ecology of the endemic *Centranthus amazonum* (Valerianaceae) and its widespread congener *Centranthus ruber*. *Plant Spec. Biol.* 25: 165-172.
- Moles A.T. & Westoby M., 2002. Seed addition experiments are more likely to increase recruitment in larger-seeded species. *Oikos* 99: 241-248.
- Molnár V.A., Sonkoly J., Lovas-Kiss Á., Fekete R., Takacs A., Somlyay L. & Toeroek P., 2015. Seed of the threatened annual legume, *Astragalus contortuplicatus*, can survive over 130 years of dry storage. *Preslia* 87: 319-328.
- Morden C.W., Harbin S.C., Rohwer J.G., Portner T. & Yorkston M., 2015. Characterization of Hawaiian *Cryptocarya* (Lauraceae): Recognition of a Critically Endangered Species and Relation to Non-Hawaiian Congeners. *Pac. Sci.* 69(1): 103-115.
- Muminović S., Kavgič I. & Šajna N., 2014. Persistence of *Centaurea pumilio* L., a rare sand dune species. *Ecol. Mediterr.* 40(1): 19-25.
- Navarro L., 2000. Pollination ecology of *Anthyllis vulneraria* subsp. *vulgaris* (Fabaceae): Nectar robbers as pollinators. *Am. J. Bot.* 87(7): 980-985.
- Novakovsky A.B. & Panyukov A.N., 2018. Analysis of Successional Dynamics of a Sown Meadow using Ramenskii-Grime's System of Ecological Strategies. *Russ. J. Ecol.* 49(2): 119-127.
- Paula A., Harčáriková L. & Münzbergová Z., 2017. Are there systematic differences in germination between rare and common species? A case study from central European mountains. *Flora* 236-237: 15-24.
- Pauw A., 2013. Can pollination niches facilitate plant coexistence? *Trends Ecol. Evol.* 28(1): 30-37.
- Peakall R., Ebert D., Poldy J., Barrow R.A., Francke W., Bower C.C. & Schiestl F.P., 2010. Pollinator specificity, floral odour chemistry and the phylogeny of Australian sexually deceptive *Chiloglottis* orchids: implications for pollinator-driven speciation. *New Phytol.* 188: 437-450.
- Pearson T.R.H., Burslem D.F.R.P., Mullins C.E. & Dalling J.W., 2002. Germination ecology of neotropical pioneers: interacting effects of environmental conditions and seed size. *Ecology* 83: 2798-2807.
- Pierce S., Negreiros D., Cerabolini B.E.L., Kattge J., Díaz S., Kleyer M. et al., 2017. A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide. *Funct. Ecol.* 31: 444-457.
- Pimentel M. & Sahuquillo E., 2008. Relationships between the close congeners *Anthoxanthum odoratum* and *A. alpinum* (Poaceae, Pooideae) assessed by morphological and molecular methods. *Bot. J. Linn. Soc.* 156(2): 237-252.
- Pristov J., 1997. The climate of the Trnovsko-Banjška planota. *Acta carsologica* 26: 30-38.
- R Development Core Team, 2014. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rusak G., Plese N. & Kustrak D., 1992. Anatomical investigations of endemic species *Centaurea rupestris* L. and *Centaurea fritschii* Hayek (Asteraceae). *Acta Bot. Croat.* 51: 27-36.
- Šajna N., 2010. *Ecology, biology and population genetics of Hladnikia pastinacifolia Rchb., Apiaceae*. Doctoral dissertation, University of Maribor, Faculty of Natural Sciences and Mathematics, Maribor, 104p.
- Šajna N., Kušar P., Slana Novak L. & Novak T., 2011. Benefits of low-intensive grazing: co-occurrence of umbelliferous plant (*Hladnikia pastinacifolia* Rchb.) and opilionid species (*Phalangium opilio* L.) in dry, calcareous grassland. *Pol. J. Ecol.* 59: 777-786.
- Schwienbacher E., Marcante S. & Erschbamer B., 2010. Alpine species seed longevity in the soil in relation to seed size and shape - A 5-year burial experiment in the Central Alps. *Flora* 205(1): 19-25.
- Seidel D., 1992. *Slikovni rastlinski ključ*. Državna založba Slovenije, Ljubljana. 287p.
- Simon M.F. & Hay J.D., 2003. Comparison of a common and rare species of *Mimosa* (Mimosaceae) in central Brazil. *Aust. Ecol.* 28: 315-326.

- Tofts R. & Silvertown J., 2002. Community assembly from the local species pool: an experimental study using congeneric species pairs. *J. Ecol.* 90: 385-393.
- Tremlová K., Münzbergová Z., 2007. Importance of species traits for species distribution in fragmented landscapes. *Ecology* 88(4): 965-977.
- Turnbull L.A., Crawley M.J. & Rees M., 2000: Are plant populations seed-limited? A review of seed sowing experiments. *Oikos* 88: 225-238.
- van der Maarel E. & Titlyanova A., 1989. Above-ground biomass relations in steppes under different grazing conditions. *Oikos* 56: 364-370.
- Vincent M., Gross N., Börger L., Proulx R., Wirth C., da Silveira Pontes L. et al., 2012. Habitat filtering and niche differentiation jointly explain species relative abundance within grassland communities along fertility and disturbance gradients. *New Phytol.* 196(2): 497-509.
- Zobel M., 1992. Plant species coexistence-the role of historical, evolutionary and ecological factors. *Oikos* 65: 314-320.
- Young A.S., Chang S., Rebecca R. & Sharitz R.R., 2007. Reproductive ecology of a federally endangered legume, *Baptisia arachnifera*, and its more widespread congener *B. lanceolata* (Fabaceae). *Am. J. Bot.* 94: 228-236.
- Wiens J.J. & Graham C.H., 2005. Niche conservatism: Integrating evolution, ecology, and conservation biology. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 36: 519-539.

Appendix

Table – Species and their traits that were included in cluster analysis and final k-means classification of the species.

Species	Final classification	Color	Surface	Shape	Dispersal structure	Flowering start [month]	Flowering end [month]	Flowering time [month]	Pollinators	Dispersers
<i>Anthyllis montana</i> var. <i>jacquinii</i>	1	2	1	1	1	5	6	2	1	1
<i>Anthyllis vulneraria</i>	2	1	1	2	1	5	8	4	1	1
<i>Centaurea rupestris</i>	2	4	1	2	2	6	7	2	1	5
<i>Coronilla vaginalis</i>	2	5	1	2	1	5	7	3	1	5
<i>Gentiana clusii</i>	2	3	2	2	1	5	7	3	1	6
<i>Gentiana verna</i> ssp. <i>tergestina</i>	1	3	2	2	1	4	5	2	1	7
<i>Lotus corniculatus</i>	1	3	1	1	1	5	9	5	1	1
<i>Plantago holosteum</i>	2	3	1	2	1	6	9	4	2	1
<i>Plantago media</i>	1	5	1	2	1	4	9	6	2	1
<i>Rhinanthus minor</i>	1	4	1	1	2	5	9	5	1	6

Species	G% after 55days SCAR	G% after 55days DARK	G% after 55days LIGHT	G% after 55days COLD	Ratio mass/length	Length [mm]	Mass [mg]	Distance to centroid
<i>Anthyllis montana</i> var. <i>jacquinii</i>	60.00000	5.00000	0.00000	5.00000	1.255411	2.310000	2.900000	2.595568
<i>Anthyllis vulneraria</i>	80.00000	5.00000	15.00000	10.00000	1.151261	2.380000	2.740000	3.324216
<i>Centaurea rupestris</i>	0.00000	0.00000	0.00000	10.00000	0.883562	4.380000	3.870000	5.845037
<i>Coronilla vaginalis</i>	70.00000	15.00000	10.00000	20.00000	1.202749	2.910000	3.500000	2.339151
<i>Gentiana clusii</i>	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.248447	1.610000	0.400000	3.036864
<i>Gentiana verna</i> ssp. <i>tergestina</i>	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.058824	1.020000	0.060000	5.543802
<i>Lotus corniculatus</i>	95.00000	10.00000	5.00000	5.00000	0.846626	1.630000	1.380000	1.562324
<i>Plantago holosteum</i>	80.00000	80.00000	60.00000	45.00000	0.295964	2.230000	0.660000	5.929709
<i>Plantago media</i>	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.211823	2.030000	0.430000	5.261724
<i>Rhinanthus minor</i>	0.00000	0.00000	0.00000	0.00000	0.455581	4.390000	2.000000	4.540857

Fabrication :

Transfaire /naturalia
PUBLICATIONS

04250 Turriers

www.transfaire.com

www.naturalia-publications.com

Achevé d'imprimer : février 2020

ecología mediterránea

Editors-in-Chief: Dr Élise Buisson
et Dr Brigitte Talon
UMR CNRS IRD IMBE
Université d'Avignon, IUT
Site Agroparc, BP 1207
84911 Avignon cedex 09
France

Editorial Board

Dr Pierre CHEVALDONNÉ, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Dr Marc CHEYLAN, EPHE, Montpellier, France
Dr Cécile CLARET, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Dr Bruno FADY, INRA, Avignon, France
Pr Thierry GAUQUELIN, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Dr Grant WARDELL-JOHNSON, Université Western, Australie
Dr Raphaël GROS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Dr Frédéric GUTTER, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Pr Serge KREITER, SupAgro, Montpellier, France
Dr Audrey MARCO, École nationale supérieure du paysage, Marseille, France
Pr Frédéric MÉDAIL, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Pr François MESLÉARD, Université Avignon-Tour du Valat, France
Dr Tom PARKER, San Francisco State University, États-Unis
Dr Philippe PONEL, CNRS, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Dr Roger PRODON, EPHE, Montpellier, France
Dr Sandra SAURA-MAS, Autonomous University of Barcelona, Espagne
Dr Isabelle SCHWOB, Université Aix-Marseille, Marseille, France
Dr Thekla K. TSITSONI, Aristotle University of Thessaloniki, Grèce
Dr Éric VIDAL, IRD, Nouvelle-Calédonie
Dr Mercedes VIVAS, Universidad de Concepción, Chili
Dr Ioannis VOGIATZAKIS, Open University of Cyprus, Chypre

ISSN 0153-8756

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

Guidelines for authors

ecología mediterránea 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 *ecología mediterránea* invite original contributions in the fields of: bioclimatology, biogeography, conservation biology, marine biology, population biology, community ecology, forest ecology, marine ecology, genetic ecology, landscape ecology, microbial ecology, restoration ecology, plant and animal ecology, ecophysiology, palaeoecology, palaeoclimatology. The journal also publishes reviews, short communications, book reviews, Ph. D. thesis abstracts and comments on papers recently published in the journal. *ecología mediterránea* invite conference organizers to get in touch with the editors for special issues as part of conference/symposium proceedings. Manuscripts are peer-reviewed by appropriate referees. The final decision to accept or reject the manuscript is made by the editors. To submit a paper, please send an electronic version of your paper to ecologia.mediterranea@imbe.fr (doc(x) or rtf). Please read the following guidelines to prepare your manuscript. When the article is accepted, the authors should take reviewer's comments into consideration. They will send back to the journal Editorial Office, within 2 months. After this deadline, the manuscript will be considered as a new submission.

TYPES OF MANUSCRIPTS

Please, mention the type of manuscript you are submitting on the first page of your submission.

Research article: research report of broad scope that is an original contribution to science. The typical length of research papers is about 6,000 to 8,000 words.

Short communication: brief report of new observations or of important findings that deserve publication before broader studies are completed. The typical length of short communications is about 3,000 to 4,000 words.

Reviews: critical appraisal of broad areas of investigation or research in Mediterranean ecology. The typical length of reviews is about 6,000 to 8,000 words.

Commentaries: opinion on topics recently published in *ecología mediterránea* or essays on topics of general interest in Mediterranean ecology. The typical length of short communications is about 1,000 to 3,000 words.

Book review: critical appraisal of a Book interesting to the readers of *ecología mediterránea*. Editors who wish to see their book reviewed in *ecología mediterránea* should get in touch with the editors of the journal.

Ph. D. thesis abstracts: abstract of the Ph. D. thesis recently defended in the fields covered by *ecología mediterránea*. Author, Year, Title, University (e.g. Ph. D. thesis defended on April, 4th 2014 at University of California, Irwin, USA, Lab xxx), Composition of board, Keywords, Abstract (1,000 words max.).

MANUSCRIPT PREPARATION

Manuscripts (typewritten Times 12, with double line spacing) must be written in English or in French. 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. title in English and French, author(s) and address(es), abstract in English and French, an English short version (if English is not the language used in the article), keywords in English and French, text, acknowledgements, references, figures and tables (one / page). For the submission, figures and tables are integrated in the

word document and not sent separately. For research papers, the text should normally consist of 4 sections: introduction, methods, results, discussion which are not numbered. Subtitles are not be numbered either:

- Introduction
- Methods
- Study site
- Experimental design
- Statistical analyses

Results

Discussion

Use lower-case letter type for names in the text and in the reference section. 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.

FIRST PAGE

The first page contains:

- 1) the type of manuscript (research paper, short communication, etc.);
- 2) the title of the article;
- 3) the names of the authors;
- 4) the address of each author + an email at least of the corresponding author;
- 5) the total number of words from the introduction to the references included.

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; ISI Journal Abbreviations Index). Check the manuscript to make sure that all references are cited and that all citations in the text are included in the references. Use following system to write the references:

Journal article

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

Book

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

Book chapters

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

Conference proceedings

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

IN-TEXT CITATIONS

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

ABBREVIAVES, 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 included in the word document after the section "References". Once the paper is accepted for publication, illustrations should be sent separately (3,000 dpi). All the illustrations should be cited and should have a legend.

REPRINTS

A pdf version will be supplied free of charge for each paper.

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
Avenue Maréchal Leclerc
F-04250 TURRIERS

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

Sommaire – Contents

<i>Editorial – Éditorial</i>	3
Faut-il restaurer les carrières après exploitation ? Potentialités écologiques des carrières abandonnées à moyen terme (30-40 ans)	
J. CHENOT-LESCURE, F. LESCURE	5
Phenology and diurnal behavior of marbled duck <i>Marmaronetta angustirostris</i> in the eco-complex of wetlands of Guerbes Sahhadja North-east of Algeria	
N. CHARCHAR, L. BOUCHAÂLA, M. HOUHAMDI	35
Diversité floristique du Mont Guerouaou (Sehary Guebli, Région de Djelfa, Algérie) en fonction des paramètres stationnels	
B. GUIT, B. NEDJIMI	45
New insights into the distribution and the ecology of <i>Cerastium siculum</i> Guss. (Caryophyllaceae)	
S. TRACLET, M. PIRES	63
Analyse phytosociologique et phytoécologique des formations forestières à pin laricio de Corse (<i>Pinus nigra</i> J.F. Arnold subsp. <i>laricio</i> Maire) – Addendum	
C. GAUBERVILLE, C. PANAIOTIS, F. BIROET, J. CAPELO	85
Seed weight and container capacity effects on emergence and early growth of the Mediterranean oak (<i>Quercus suber</i> L.) seedlings in nursery	
S. BENAMIROUCHE, M. CHOUIAL, W. GUECHI	89
Germination characteristics of old seeds help explain coexistence of selected dry grassland species	
M. SIEPK, N. SAJNA	99

Revue indexée dans Pascal-Cnrs et Biosis

