



HAL
open science

Réhabilitation écologique d'écosystèmes dégradés par l'exploitation des carrières : faire avec, refaire ou laisser faire la nature ?

Julie Chenot

► **To cite this version:**

Julie Chenot. Réhabilitation écologique d'écosystèmes dégradés par l'exploitation des carrières : faire avec, refaire ou laisser faire la nature ?. Biologie végétale. Université d'Avignon, 2018. Français. NNT : 2018AVIG0344 . tel-02070639

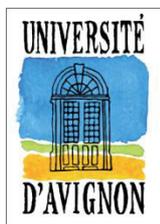
HAL Id: tel-02070639

<https://theses.hal.science/tel-02070639v1>

Submitted on 18 Mar 2019

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.



UNIVERSITÉ D'AVIGNON
ET DES PAYS DE VAUCLUSE

Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse
École doctorale 536 « Sciences et Agrosociétés »

S.C.L.M.

THÈSE

Présentée pour l'obtention du grade de
Docteur de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse

Réhabilitation écologique d'écosystèmes dégradés par l'exploitation des carrières : faire avec, refaire ou laisser faire la nature ?

Julie CHENOT

Soutenance le 29 octobre 2018

Grégory MAHY	Professeur, Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège, Belgique	Rapporteur
Emmanuel CORCKET	Maître de Conférences, H.D.R., Biogeco Université de Bordeaux, France	Rapporteur
Isabelle LAFFONT-SCHWOB	Professeur, Aix-Marseille université, France	Examinatrice
Marion BRUN	Post-doctorante, Université de Lille, France	Examinatrice
Pierre BOURGUET	Directeur Société des Carrières de La Ménudelle, France	Invité
François AMORY	Directeur financier, Gagneraud PACA, France	Invité
Thierry DUTOIT	Directeur de Recherche IMBE, CNRS Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, France	Directeur
Elise BUISSON	Maître de Conférences, H.D.R., IMBE, Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, France	Co-directrice
Renaud JAUNATRE	Chargé de recherches Irstea Grenoble, France	Co-encadrant

Thèse préparée au sein de l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Écologie d'Avignon et de
l'Irstea de Grenoble



AVANT-PROPOS

Cette thèse a été réalisée dans le cadre d'une convention CIFRE conjointement entre l'entreprise Société des carrières de La Ménudelle (SCLM, filiale Gagneraud Construction), l'Institut Méditerranéen de Biodiversité et d'Ecologie marine et continentale (IMBE) au sein de l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse et l'Irstea de Grenoble. L'encadrement de ces recherches a été effectué au sein de l'entreprise par Pierre Bourguet, au sein de l'IMBE par Thierry Dutoit et Elise Buisson et au sein d'Irstea par Renaud Jaunatre.

FINANCEURS

Les recherches ont été financées par l'entreprise Société des Carrières de La Ménudelle (SCLM) associée à une bourse CIFRE (2015/0663) entre la SCLM, l'Association Nationale de la Recherche Technique (ANRT) et l'Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse ainsi que l'Irstea de Grenoble pour la partie fonctionnement. La SCLM est issue du groupe Gagneraud construction, entreprise familiale depuis son origine, dont l'activité a évolué vers les travaux publics, les carrières, les transports, le bâtiment et la maintenance industrielle. La SCLM exploite depuis 2007 de la roche silico calcaire provenant de matériaux alluvionnaires de la plaine du Crau pour une surface de 3 ha/an (total : 83ha). Elle produit 200 000 T de granulats (roulés et concassés) par an et fait de la déballe (Classe 3 et 3+). De plus, le financement de l'approche sociologique a été assuré par le programme « Projets Exploratoires Premier Soutien » (PEPS) « *Paysages* » de l'Institut Ecologie et Environnement du CNRS (2016) intitulé "*Libérer ou restaurer les nouveaux paysages ?* ».

QUI A FAIT QUOI ?

Le travail d'une thèse ne peut être l'œuvre d'une seule personne, une thèse résulte du travail en équipe avec des personnes compétentes dans tous les domaines abordés. C'est pourquoi voici les personnes ayant contribué aux différents travaux de cette thèse :

- Récolte des données phytosociologiques sur le terrain : Anne Aurière (Doctorante), Elise Buisson (MCF) et moi-même
- Récolte des données naturalistes (faune) : Flavie Lescure (Chargée d'études faune), Karline Martorell (Chargée d'études faune), Emmanuelle Dallaporta (Animatrice nature), Jeremy Jalabert (Chargée d'études faune), Elie Gaget (Doctorant) et moi-même
- Récolte des données naturalistes (flore) : Anne Aurière, Renaud Jaunatre (Chargé de Recherches), Elise Buisson, Cannelle Moinardeau (Doctorante), Elie Gaget, Hervé Ramone (Technicien), Thierry Dutoit (Directeur de recherches) et moi-même.
- Récolte des données pédologiques : Fabrice Bureau (MCF), Jean-Marc Arnal (Chef de carrière), Thierry Dutoit et moi-même

- Mise en place des placettes d'expérimentations dans la Ménudelle : Jean-Marc Arnal, Anne Aurière, Christel Vidaller, Thierry Dutoit et moi-même
- Les protocoles ont été élaborés par Renaud Jaunatre, Elise Buisson, Carole Barthélémy (MCF) (pour la partie sociologie), Thierry Dutoit et moi-même
- Récolte des données en sociologie (entretiens semi-directifs et expérimentation in situ) : Jordan Batikh stagiaire M2.

J'ai effectué toutes les analyses de données avec l'aide de Renaud Jaunatre et d'Elise Buisson. Toutes les discussions ont été réalisées par mes soins avec l'aide de mes collègues et encadrants.

PROJET

Ce manuscrit de thèse ne représente qu'une partie de mon travail de recherche de ces trois années. Une deuxième thématique de recherche a été développée sur la végétalisation écologique de toits verts en climat méditerranéen sans apport d'eau. Suite à la commande de l'entreprise à l'origine de cette thèse, deux cahiers des charges vont être rédigés (un sur les toits verts et un autre sur la réhabilitation écologique des carrières comme en traite le chapitre 2).

REMERCIEMENTS

La thèse touche à sa fin, il est temps de rédiger les dernières lignes mais pas des moindres. Je voudrais remercier toutes les personnes qui ont participé de près ou de loin à ce travail de recherche et qui ont permis son bon déroulement. Mais avant ça, il est important de rappeler qu'une thèse c'est trois années qui peuvent être très courtes à l'échelle du développement de la végétation mais riches en événements à l'échelle d'une vie. On rencontre de nouvelles personnes qui deviendront vite de véritables amis, on perd des êtres qui nous sont chers, on est très déçu par d'autres, on partage des moments toujours aussi magiques et inoubliables en famille, qui continue à s'agrandir : et un neveu ! Et une nièce ! Et deux neveux ! Et encore une autre nièce ! Tous aussi adorables les uns que les autres. On investit dans une grande ferme pour un jour faire le bonheur de tous ces petits bouts, certains s'unissent et c'est à notre tour de nous lier pour la vie, on se projette, on se soutient, et tout notre bonheur repose sur ce petit groupe de personnes, tous unis, à l'écoute les uns des autres, éternellement prêts pour de nouveaux moments de partage. Ces personnes et ces moments font de nous ce que nous sommes vraiment et nous permettent d'embellir notre petit monde en apportant du bonheur, du partage, de la solidarité, de l'entraide, de l'humilité, de l'amitié, de l'amour. Et tous ces moments-là, en dehors du travail, permettent à ce dernier de se dérouler au mieux.

C'est pour cela que je voudrais en tout premier lieu remercier du fond du cœur toute l'équipe de l'Institut Sainte Catherine et d'Urbain Cinq, l'oncologue, le chirurgien, les infirmières, les aides-soignants, la psychologue, l'esthéticienne, les secrétaires pour leur professionnalisme, leur aide, leur soutien dans certaines épreuves que nous réservent la vie. Merci surtout de nous avoir donné encore plus de temps tous ensemble, pour rêver, s'aimer, vivre. Je voudrais également remercier toutes les personnes qui nous ont soutenues, qui, sans un mot nous ont compris et épaulées en toutes circonstances, merci de rester simplement humains.

Un immense merci pour tous ces moments passés avec vous le « Girls Band » car ces trois ans auraient été bien tristes sans votre présence. Merci Cannelle MOINARDEAU pour ta complicité et ta bienveillance, pour tous ces moments de papotage où on a essayé de refaire le monde (va falloir venir en Aveyron pour les œufs maintenant). Merci Anne AURIERE pour ton énergie et ta joie de vivre contagieuse, pour tous ces moments où tu as su me remotiver pour ne rien lâcher (désolée de n'avoir pas pu faire de même) et de m'avoir fait découvrir avec passion la phytosociologie. Merci Anouk COURTIAL pour ta générosité et ta franchise et vive la vie en toute simplicité (ramène ta roulotte en Aveyron !) ! Merci Tania DE ALMEIDA pour ta gentillesse, pour toutes ces cracottes à l'huile de palme et pour m'avoir rendu mon bureau à mon retour ! Et un grand merci à vous toutes pour votre aide sur le terrain, vous êtes juste géniales les copines ! Merci à tous les collègues : merci Christel VIDALLER pour tous ces moments de franches rigolades, Jean-François ALIGNAN pour tous ces moments de partage et pour le beau projet entomo qu'on a monté tous les deux sur les carrières, Marthe LUCAS pour tes bons conseils en droit de l'environnement et tous ces moments d'échanges, François MESLEARD pour toutes ces discussions sur la condition des thésards en essayant de refaire le monde, ainsi qu'Aline LE MENN pour nous avoir servi de cobaye pour l'expérimentation

sociologique. Et merci à Fabien JARRE pour ton aide technique à l'IUT et pour nous avoir accroché de beaux tableaux de liège dans notre bureau.

Renaud JAUNATRE, je voulais te remercier sincèrement pour tout. En premier lieu pour ton accueil chaleureux à Grenoble : c'était un vrai plaisir de partager ton bureau pendant un an, à me demander tous les matins où est-ce que tu as pu aller à l'aube, ski de rando, course, escalade ? Et surtout comment arrives-tu à faire rentrer autant d'activités en seulement 24h ! Merci aussi énormément pour ton investissement dans cette thèse, tant au niveau pratique (inventaires botaniques, analyses de données) que de la réflexion ce qui m'a permis de mieux appréhender ma thèse. Tu as été bien plus qu'un co-encadrant.

Elise BUISSON, les années passent, ça fait maintenant 8 ans qu'on travaille ensemble, et c'est toujours un plaisir de travailler avec toi. Tu es toujours disponible, simple et efficace, on sait que l'on peut toujours compter sur toi (autant dans les analyses, que dans les relectures, que dans les discussions...), c'est juste un pur bonheur. Merci pour tes vanes bien drôles quand tu en sors et pour la découverte des gâteaux au chocolat à la courgette !

Un grand merci à mes supérieurs qui m'ont fait confiance pour réaliser les missions confiées. Merci à Pierre BOURGUET de m'avoir appris tant de choses sur les carrières, d'avoir été très disponible pour toutes mes demandes et questionnements. Merci de m'avoir fait découvrir tous ces bons restaurants du coin. Merci à Frédéric TOMASELLA pour ta sensibilité à l'environnement et la création de cette belle collaboration. Merci à François AMORY pour les lapins de Pâques cachés au milieu de mes quadrats expérimentaux et pour ton professionnalisme dans cette thèse. Enfin merci à mon directeur de thèse, Thierry DUTOIT, d'avoir été à l'origine de la réflexion de ce projet, donc de m'avoir permis d'obtenir cet emploi, pour son investissement dans les nombreuses relectures et l'élaboration des protocoles.

Dans un tel travail de thèse, il est important de remercier toutes les personnes qui s'y sont investies personnellement, par passion ou par volonté d'aider, sans pour autant y trouver un quelconque bénéfice. Pour cela, je voudrais remercier très sincèrement Jean-Marc ARNAL qui n'a pas hésité à prendre de son temps libre le soir pour mettre en place les substrats dans la carrière avec une implication sans failles. Je me demande toujours comment tu es arrivé à faire des quadrats aussi carrés avec l'énorme chargeur. Merci pour ton énergie débordante, pour les moments de partage de ta passion pour la nature et pour ton investissement dans ma thèse. Tu as vraiment été un pilier dans cette thèse. Et merci pour les crêpes dentelles !

La thèse est faite de rencontres inattendues, on y rencontre des personnes passionnantes et passionnées. Des gens qui vous surprennent par leur gentillesse, leur savoir et leur envie d'en apprendre davantage. C'est pourquoi je voudrais encore remercier du fond du cœur Jean-Marc ARNAL, de m'avoir présenté son fils Kézia ARNAL avec qui j'ai parcouru les carrières et la Crau à la recherche de Lézard ocellé, d'Outarde et toutes les petites bestioles qui s'y trouvent. Kézia tu es vraiment quelqu'un d'exceptionnel, continue à développer cette passion pour tout ce qui t'entoure, tu m'as vraiment impressionnée sur le terrain à connaître autant de choses pour ton jeune âge et à toujours vouloir en apprendre davantage. C'est quand même

déstabilisant de voir que tu apprenais les noms des plantes plus vite que moi, mais je me suis vraiment régalée à faire des inventaires avec toi. On remet ça quand tu veux en Aveyron.

Un immense merci à Hervé RAMONE, sans qui l'IUT ne tournerait pas rond. Tu as toujours été disponible pour nous, au terrain comme au laboratoire et en tout temps. C'est tellement agréable de travailler avec des personnes si réactives et passionnées. Je t'attends en Aveyron pour partir à la recherche d'orchidées !

Un merci tout particulier à Daniel PAVON pour toutes les sorties botaniques toujours dans la bonne humeur, pour toutes les déterminations photos et de nous transmettre un petit peu de ta passion pour les plantes.

Un grand merci à Virginie MONTELLE de nous avoir facilitées la vie dans les questions d'administratif et de gestion. Il est tellement agréable de travailler avec des personnes aussi compétentes et réactives dans leur domaine. Et désolée pour les ordres de missions de dernières minutes et les messages « au secours je suis dans le rouge ce mois-ci ! ».

Je voudrais également remercier sincèrement toute l'équipe de la SCLM pour leur accueil au sein de la carrière, les moments de franches rigolades au repas de fin d'année et leur disponibilité lorsque j'avais des questions. Un grand merci à Marc DEMAISON (merci pour l'envoi des données météorologiques et piézométriques), Joël JOUBERT, Jeremy ESTIENNE, Giovanna MULA et Maryline BREMAUD. Merci également à Pascal et Florian pour leur professionnalisme et leur application dans la préparation des mélanges de sols dans la carrière de la Ménudelle.

Un merci tout particulier à l'équipe de l'Irstea de Grenoble de m'avoir accueillie pendant 13 mois au sein de ses locaux. Merci à Nicole SARDAT, Sophie LABONNE, Gwenola REY, Thomas, André EVETTE, Fanny DOMMANGET, Catherine LUKIE, Alice DUPRE LA TOUR, Damien BUTTIGLIERI, Lucie BEZOMBES, Gaëlle RONSIN, Laurent MARTINEZ, Bertrand et toute l'équipe.

Enfin je voudrais également remercier toutes les personnes qui ont travaillé sur d'autres thématiques de ma thèse et en particulier sur les toits verts. De nombreuses personnes ont participé activement à cette étude lors de préparation et la mise en place de l'expérimentation, les suivis de végétation ou d'humidité des substrats ou l'analyse des résultats : Jean-Marc ARNAL, Elie GAGET, Cannelle MOINARDEAU, Sébastien DAILLY, Anne AURIERE, Christel VIDALLER, Hervé RAMONE, Flavie LESCURE, Julien CHENOT, Elise BUISSON, Thierry DUTOIT, Lenka BROUSSET, Olivier BLIGHT et Armin BISCHOFF. Merci d'avoir vissé les 768 vis pour réaliser les 96 quadrats, fait tourner les 192 bétonnières et d'avoir monté les 14,4 tonnes de matériaux sur les toits de l'IUT.

Un grand merci aux membres de mon comité de thèse : Carole BARTHELEMY de m'avoir fait découvrir avec intérêt les mystères de la sociologie, Grégory LOUCOUGARAY de m'avoir conseillée pour les aspects végétations, Fabrice BUREAU d'être venu sur le terrain pour apporter son expertise en pédologie. Vous avez été d'excellents conseils.

Merci aux membres de mon jury de thèse qui ont accepté d'y participer, Grégory MAHY, Carla KHATER, Emmanuel CORCKET et Marion BRUN. Un grand merci à Adeline BULOT qui a une magnifique excuse de ne pas être des nôtres, je te souhaite tout plein de bonheur dans ta future vie de mère.

Je tiens tout particulièrement à remercier mes proches et mes amis naturalistes qui ont bien voulu consacrer certains week-ends aux inventaires faunistiques. Merci à Flavie LESCURE, Karline MARTORELL, Jérémy JALABERT, Emmanuelle DALLAPORTA, Floriane MEREL. Merci pour vos conseils et votre aide dans l'établissement des protocoles et les inventaires terrains. Un merci tout particulier à Elie GAGET, mon binôme depuis de nombreuses années pour ton investissement dans le sujet tant au niveau des inventaires flore et faune sur le terrain que pour tes conseils et le temps que tu as consacré sur mes statistiques.

Un grand merci à mes stagiaires. Merci à Agnès DUHAMMET pour le tri et l'identification des insectes de Crau et des carrières, merci à Jordan BATHIK d'être parti avec les données et d'avoir bâclé la mission confiée, ce qui aurait pu aboutir à un travail encore plus complet pour la partie sociologie.

Merci à Jean-François BLANCO pour avoir géré tous les aspects techniques et juridiques de la convention CIFRE.

Enfin une thèse appliquée n'est pas réalisable sans site d'études, c'est pourquoi je voudrais remercier les gestionnaires et propriétaires des sites pour leurs autorisations d'y accéder et d'y faire des relevés. Merci à la Réserve Naturelle des Coussous de Crau (RNCC), à Christian RELJIC et aux gardes du Grand Port Maritime de Marseille (GPMM), à Michel FERRER de la carrière Midi Concassage.

Le meilleur pour la fin : un grand merci à ma famille qui m'a sans cesse épaulée, soutenue et sans qui ce travail n'aurait pas abouti (et merci pour les relectures de dernière minute). Un immense merci à mes parents Cathy et Julien CHENOT de m'avoir inculqué ces valeurs de vie et de m'avoir soutenue dans tous mes choix de vie, je suis tellement fière d'être votre petite der'. Merci à vous deux, mon frangin (Jérémy CHENOT) et ma frangine (Marion BALEZEAU) ainsi qu'à vos petites familles (Ghyslaine THAO, Eléa et Thomas CHENOT, Stéphane, Rémi et Elie BALEZEAU) pour avoir égayé ces trois années. Un très grand merci à ma femme, Flavie LESCURE pour son soutien quotidien, ses nombreuses relectures, ses conseils professionnels, le temps passé sur le terrain dans les inventaires naturalistes et dans la mise en place de l'expérimentation sur les toits de l'IUT, et de faire de ma vie un rêve éveillé.

Et un grand merci à tous ceux que j'aurais malencontreusement et bien involontairement oublié.

TABLE DES MATIERES

Introduction générale	1
1. Impacts des activités humaines sur les écosystèmes.....	2
2. La biologie de la conservation en réponse à la perte de biodiversité.....	3
3. L'essor de la restauration écologique	3
4. Objectifs de la thèse aux niveaux de la biologie de la conservation et de l'écologie de la restauration	7
5. Un cas concret : la plaine de Crau et ses activités industrielles	14
6. Objectifs de la thèse dans le contexte des carrières de la plaine de Crau	25
Partie 1 : Les opérations de restauration écologique permettent-elles de restaurer l'écosystème de référence?	28
Transition vers le chapitre 1	29
Chapitre 1 : Le transfert de sol comme outil de réhabilitation	35
1. Introduction.....	36
2. Matériels et méthodes	39
2.1. Site d'études	39
2.2. Analyses de la végétation.....	41
2.3. Analyses de sol	42
2.4. Analyses des données	43
3. Résultats.....	44
3.1. Effet du transfert de sol sur les paramètres physico-chimiques du sol	44
3.2. Effets du transfert de sol sur la composition des communautés végétales.....	46
3.2.1. Diversité alpha et gamma.....	46
3.2.2. Effets du transfert de sol sur la composition de la communauté végétale.	48
4. Discussion.....	51
Transition vers le chapitre 2	56
Chapitre 2 : Peut-on créer des substrats permettant d'accueillir des communautés végétales cibles et initier une trajectoire vers un écosystème historique de référence?.. 59	
1. Introduction.....	60
2. Matériels et méthodes	62

2.1.	Site d'études	62
2.2.	Dispositif expérimental.....	64
2.2.1.	Les différentes compositions de sol	64
2.2.2.	Forçage de l'installation de l'espèce dominante.....	65
2.3.	Dispositif expérimental.....	65
2.4.	Suivis annuels de la végétation	66
2.5.	Suivis des paramètres physico-chimiques des sols	66
2.6.	Analyses de données.....	66
2.6.1.	Analyse de propriétés physico-chimiques des sols	66
2.6.2.	Analyse de l'effet des mélanges de sol et de l'ensemencement sur les communautés végétales.....	67
2.6.3.	Comparaison des substrats étudiés avec la steppe de référence	67
2.6.4.	Analyse de l'évolution des communautés végétales sur 3 années	68
3.	Résultats.....	69
3.1.	Variations des paramètres physico-chimiques des différents substrats.....	69
3.2.	Influence des mélanges de sols et du semis du <i>Brachypodium</i> sur les communautés végétales en 2018	70
3.3.	Comparaison des communautés végétales obtenues expérimentalement avec celle de la steppe de référence	73
3.4.	Evolution des végétations sur trois ans.....	76
4.	Discussion.....	79

Partie 2 : Après dégradation et sans restauration quels écosystèmes et quelle biodiversité associée	85
--	-----------

Transition vers le chapitre 3	86
--	-----------

Chapitre 3 : Impact de l'exploitation et de l'abandon des carrières sur la pédogenèse des sols.....	88
--	-----------

1.	Introduction.....	89
2.	Matériel et méthodes.....	91
2.1.	Site d'étude	91
2.1.1.	Le climat de la plaine de Crau	91
2.1.2.	Le sol de la plaine de Crau	92

2.1.3.	La végétation de la plaine de Crau	92
2.1.4.	Les carrières en plaine de Crau.....	93
2.2.	Description et analyses des profils de sols.....	93
2.3.	Mesures des traces d'activités biologiques	94
2.4.	Pourcentages de recouvrement de la végétation et d'éléments grossiers	97
2.5.	Analyses de données.....	97
2.5.1.	Analyses des paramètres physico-chimiques des sols	97
2.5.2.	Analyses des indices de présence d'activité biologique dans les sols.....	97
2.5.3.	Analyses entre types de sol, recouvrement de la végétation et recouvrement d'éléments grossiers	98
3.	Résultats.....	98
3.1.	Analyses des fosses pédologiques.....	98
3.2.	Analyses physico-chimiques.....	101
3.3.	Relation entre type de sol et traces d'activités biologiques	103
3.3.1.	Activités des vers de terre	103
3.3.2.	Activités racinaires	104
3.4.	Relation sol et recouvrement de la végétation	105
4.	Discussion.....	105
5.	Conclusions	111
Transition vers le chapitre 4		112
Chapitre 4 : Potentialités écologiques des carrières abandonnées à moyen terme (30-40 ans). Implications pour la conservation		114
1.	Introduction.....	115
2.	Matériel et méthodes.....	116
2.1.	Site d'étude et choix des groupes faunistiques inventoriés.....	116
2.2.	Habitats naturels.....	116
2.3.	Inventaires ornithologiques	117
2.4.	Inventaires herpétologiques.....	117
2.4.1.	Inventaires des amphibiens	117
2.4.2.	Inventaires des reptiles	118
2.5.	Patrimonialité des espèces et cartographie d'habitats	118

3.	Résultats.....	119
3.1.	La diversité des habitats néoformés.....	119
3.2.	Espèces floristiques d'intérêt patrimonial.....	123
3.3.	Diversité du cortège faunistique	124
3.3.1.	Amphibiens	125
3.3.2.	Reptiles.....	127
3.3.3.	Avifaune.....	129
3.3.4.	Mammifères.....	136
3.3.5.	Insectes	138
4.	Discussion.....	139
5.	Conclusions	149
Transition vers le chapitre 5		151
Chapitre 5 : Les "nouveaux écosystèmes" créés par les activités anthropiques sont-ils vraiment "nouveaux" ? Approche phytosociologique		154
1.	Introduction.....	155
2.	Matériel et méthodes.....	158
2.1.	Site d'étude	158
2.2.	Relevés de terrain	159
2.3.	Classification	160
2.4.	Analyses de données.....	161
3.	Résultats.....	163
3.1.	Une classification des relevés selon leur composition	163
3.2.	Caractéristiques des différents clusters selon les variables environnementales 164	
3.3.	Définition des groupements de végétation des anciennes carrières	166
3.4.	Relations variables environnementales et traits d'espèces.....	175
3.5.	Synsystème des végétations des carrières de la plaine de Crau	177
4.	Discussion.....	179
5.	Conclusions	187

Partie 3 : Quelles natures voulons-nous?	189
---	------------

Transition vers le chapitre 6	190
--	------------

Chapitre 6 : Comment sont perçus les écosystèmes dégradés, restaurés et historiques ?

Implications dans le choix de la restauration active ou passive	192
--	------------

1. Introduction : Perception, naturalité et objectifs de l'étude	193
1.1. La perception.....	193
1.2. La naturalité	194
1.3. La prise en compte de la perception paysagère dans le contexte des projets de restauration écologique	194
1.4. Objectifs de l'étude	196
2. Matériel et méthodes : Définition d'outils méthodologiques.....	197
2.1. Sites d'études.....	197
2.2. Le choix des enquêtés	197
2.2.1. L'individu	197
2.2.2. Les différentes catégories d'acteurs	197
2.3. Méthodologies choisies.....	198
2.3.1. Entretiens semi-directifs	198
2.3.2. Le photo-questionnaire	199
2.3.2.1. La construction du jeu de photographies	200
2.3.2.2. Parties du questionnaire et critères d'évaluation.....	203
2.3.3. Perception de la nature in situ	206
2.3.3.1. Description des perceptions et ressentis in situ à l'aide d'une grille analogique	206
2.3.3.2. Paysages étudiés.....	207
2.4. Le traitement des données.....	209
2.4.1. Entretiens semi-directifs	209
2.4.2. Photo questionnaire	209
2.4.3. Expérimentation in situ	210
3. Résultats.....	211
3.1. Entretiens semi directifs	211
3.1.1. Population enquêtée.....	211

3.1.2.	Représentation des milieux étudiés	211
3.1.3.	Thématiques abordées	216
3.2.	Photo-questionnaire	216
3.2.1.	Population enquêtée.....	216
3.2.2.	Evaluation paysagère par notation de la steppe et des anciennes carrières 217	
3.3.	Expérimentation in situ	227
4.	Discussion.....	232
4.1.	Comparaison steppe vs carrières abandonnées	232
4.2.	Présence d'activités anthropiques : d'un espace naturel à un espace culturel	234
4.3.	Des divergences de perceptions	234
4.3.1.	Le lieu de vie influence les perceptions paysagères de milieux ruraux ...	235
4.3.2.	Une convergence des perceptions entre les experts en écologie et les non experts	235
4.3.3.	La perception de la steppe : une socialisation en deux étapes	236
4.3.4.	La perception des anciennes carrières : une socialisation à trois dimensions	236
4.4.	La beauté du paysage au cœur des perceptions paysagères	238
4.5.	La naturalité comme objectif de restauration ?	239
4.6.	La relation à l'environnement : conflits d'usages	242
4.7.	L'étude des perceptions et les concertations comme outils d'aide à la décision dans les projets de restauration et d'aménagement	244
5.	Conclusions	245
	Discussion générale	246
1.	Bilan des expérimentations menées dans les carrières de la plaine de Crau	247
2.	Apports de ces recherches en écologie de la restauration	253
3.	Perspectives de recherche.....	265
	Conclusions	267
	Références bibliographiques	269
	ANNEXES	296

INTRODUCTION GENERALE

1. Impacts des activités humaines sur les écosystèmes

Depuis le début de l'ère industrielle au XIX^{ème} siècle, les sociétés sont prises d'une frénétique activité de développement liée à des besoins grandissants qui ont profondément modifié la planète, sans commune mesure avec la situation antérieure (Leduc and Raymond, 2000). Ces besoins s'accroissent suite à la pression démographique et pour l'amélioration des niveaux de vie, but ultime et justification de l'industrialisation. Ceci se traduit par une augmentation des demandes en espaces et en énergies, ressources naturelles au cœur de l'économie moderne, dont les dynamiques sont étudiées à la fois par les sciences sociales et les sciences naturelles (Carbonnier and Grinevald, 2011; Smil, 2017). Les besoins des sociétés scellent alors de manière décisive la relation entre l'énergie et le développement économique moderne (Ayres and Warr, 2009; Dehejia, 2012; Fouquet, 2008).

Parmi les énergies terrestres, les ressources minérales constituent un des éléments clés du développement. Elles sont omniprésentes et indispensables, pour nos routes, dans nos ustensiles quotidiens, nos verres, nos céramiques et même dans nos produits high-tech (un ordinateur contient jusqu'à 31 métaux différents qu'il a fallu extraire, purifier et transformer) (UNICEM, 2017; Varet, 2007). Le développement des sociétés modernes a avant tout été et reste très largement basé sur l'exploitation accélérée de ressources minérales de la lithosphère (Carbonnier and Grinevald, 2011). Quelle que soit leur nature (matériaux de construction, minéraux fossiles, métalliques ou industriels, pierres précieuses, *etc.*) celles-ci constituent des éléments essentiels au bien-être (confort et besoins) des hommes par l'amélioration ou le simple maintien des conditions de vie de notre « société de consommation » (Deshaies and Mérenne-Schoumaker, 2014; Leduc and Raymond, 2000; Varet, 2007).

Malgré la grande interdépendance entre les êtres humains et leur environnement, la plupart des activités humaines ont et continuent de modifier plus ou moins profondément le fonctionnement des écosystèmes ou l'état de certains éléments de l'environnement. Le développement des sociétés contribue ainsi à l'extension des activités humaines ayant des incidences sur l'environnement. Les diverses activités humaines susceptibles d'être néfastes pour l'environnement ne présentent pas toutes la même intensité. Leurs incidences sur le milieu sont d'une plus ou moins grande ampleur (Leduc and Raymond, 2000). Ainsi, par la demande grandissante des besoins des sociétés actuelles, les activités anthropiques se multiplient sur le territoire, entraînant des modifications environnementales apparemment très éloignées du bien-être des humains mais qui affectent en retour leur qualité de vie. Ceci se produit même si à l'heure où la préservation de l'environnement est devenue une exigence sociétale avec l'apparition d'une volonté affichée de concilier les impératifs économiques et environnementaux dans une perspective de développement durable (Martaud, 2008). En effet, à l'aube du XXI^{ème} siècle, entre un tiers et la moitié de la surface de la terre a été transformé par l'action humaine (Vitousek et al., 2008) dont 85% en Europe (Primack et al., 2012). Malgré la

volonté de contrebalancer cette tendance (Millennium Ecosystem Assessment, 2005), les activités anthropiques continuent à impacter les écosystèmes au profit du développement des sociétés humaines. Ces activités transforment, modifient les grands cycles biogéochimiques et ajoutent ou suppriment des espèces et des populations de façon irréversible dans la plupart des écosystèmes (Vitousek et al., 2008). Ces impacts sont alors responsables d'une érosion estimée mille fois supérieure au taux naturel d'extinction (Pimm et al., 1995).

2. La biologie de la conservation en réponse à la perte de biodiversité

En réponse à la perte de la biodiversité, la biologie de la conservation a vu le jour et s'est développée dans les années 1970-1980 (Primack, 1993; Robinson, 2006). Cette science ambitionne de comprendre les causes de cette perte, de l'enrayer et de promouvoir l'utilisation durable des ressources naturelles pour une finalité de conservation de la biodiversité (Mathevet and Poulin, 2006; Primack, 1993; Soulé, 1985, 1986). Les travaux ont très vite porté sur la création et la gestion de zones protégées, la gestion de zones non protégées, la restauration d'habitats, le renforcement des populations, la réintroduction d'espèces, la conservation *ex-situ* ou encore le suivi scientifique des interventions et/ou mesures préconisées (Mathevet, 2010). La biologie de la conservation constitue un champ de recherches multidisciplinaires qui associe les concepts de l'évolution et de l'écologie (Primack et al., 2012; Robinson, 2006).

Bien que la protection des écosystèmes restants soit essentielle à la conservation de la biodiversité, la protection à elle seule est maintenant insuffisante compte tenu de la faible résilience naturelle, de l'ininterruption et de l'extension de la dégradation des écosystèmes (McDonald et al., 2016). Des opérations de restauration écologique doivent donc avoir lieu pour assurer un gain net de l'étendue et de la fonctionnalité des écosystèmes indigènes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

3. L'essor de la restauration écologique

Pour compenser les impacts du développement des sociétés, la restauration écologique a vu le jour dans les années 1930 et est aujourd'hui un moyen de conservation et d'amélioration du bien-être humain (Jordan and Lubick, 2011; Levrel et al., 2015; McDonald et al., 2016; Miller and Bestelmeyer, 2016). Aujourd'hui, la science, la politique et la pratique de la restauration écologique sont reconnues comme une priorité mondiale (Aronson and Alexander, 2013; Clewell and Aronson, 2013; Convention on Biological Diversity, 2012). De grands projets de restauration sont actuellement en cours de réalisation pour atteindre les objectifs et les défis relevés lors d'initiatives et traités internationaux. Parmi ceux-ci peuvent être cités le Challenge de Bonn qui vise à restaurer 150 millions d'hectares de terres dégradées ou déboisées d'ici 2020 et 350 millions d'hectares d'ici 2030 (Verdone and Seidl, 2017). La Convention sur la Diversité Biologique (CDB) a également pour objectif de restaurer 15% des écosystèmes dégradés d'ici

2020 afin d'atténuer les effets du changement global et de lutter contre la désertification (Objectif 15 d'Aichi pour la biodiversité) (Convention on Biological Diversity, 2012).

La restauration écologique est définie comme étant « le processus d'assistance à la récupération d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (SER, 2004). L'élément central de cette définition est « assistance à la récupération », ce qui implique deux choses : (i) la restauration écologique « *sensu stricto* » dont le but est de ramener le système à un état antérieur ou sur sa trajectoire historique afin qu'il puisse persister et que ses espèces puissent s'adapter et évoluer ; (ii) la gestion active est le moyen approprié pour réaliser ce retour (Aronson et al., 2016; Balaguer et al., 2014; Clewell and Aronson, 2013; McDonald et al., 2016). L'objectif ultime, à très long terme, de la restauration devrait donc consister à préserver la biodiversité ainsi que la résilience et la capacité d'adaptation des écosystèmes aux changements environnementaux. Il s'agit donc aussi d'assurer le maintien de la complexité naturelle des paysages pour aider les écosystèmes à résister aux dégradations à venir (Jackson and Hobbs, 2009). Pour effectuer ces actions, les décisions doivent donc être prises en tenant compte des objectifs à long terme de la conservation du paysage (Halme et al., 2013).

L'écologie de la restauration se base sur un concept important : celui de l'écosystème de référence, modèle représentant l'objectif de la restauration (Balaguer et al., 2014). L'écosystème de référence aide à planifier, suivre et évaluer les travaux de restauration écologique (McDonald et al., 2016). Le modèle de référence historique peut être défini comme un état original antérieur à une perturbation anthropique (Hall, 2005) et ce, avant que le système écologique en question ne franchisse un ou plusieurs seuils écologiques irréversibles (Aronson et al., 1993, 1995; Hobbs et al., 2009). Dans certains cas il peut être basé sur un modèle ajusté au besoin qui ne correspond pas forcément à l'écosystème historique mais qui permet d'optimiser le potentiel de rétablissement des espèces et des communautés locales afin qu'elles continuent à s'assembler, s'adapter et à évoluer (McDonald et al., 2016). La définition de cet état de référence est une étape cruciale dans les projets de restauration écologique et fait intervenir de nombreux concepts et réflexions. Avant tout projet de restauration écologique, il est nécessaire d'identifier, de sélectionner ou de construire des références localement adaptées. Il faut alors utiliser tous les outils conceptuels disponibles et appropriés, de manière à intégrer à la fois les processus, les valeurs écologiques et socioculturelles passés ou actuels afin de sélectionner ou construire la meilleure référence possible (Balaguer et al., 2014).

La construction de la référence se base sur un système de mémoire écologique non pas considérée comme un héritage passif mais comme étant le moteur principal de la configuration et du fonctionnement de l'écosystème actuel et futur. Ainsi la référence ne se base pas sur un état précis passé mais sur un ensemble de facteurs interagissant qui ont façonné les écosystèmes toujours en perpétuelle évolution. La référence est alors non pas un état statique des attributs de l'écosystème mais une gamme de variation de ces attributs (Landres et al., 1999).

La construction de cette référence fait alors interagir la mémoire sociale et culturelle avec la mémoire écologique dans la mesure où l'activité humaine et les facteurs de la mémoire écologique sont pris en compte ensemble, avec leurs interactions (microclimat, configuration du paysage, structure et composition du sol) (Olsson et al., 2004). Ainsi la mémoire écologique est un concept en perpétuelle évolution c'est pourquoi il n'existe pas un seul type d'état de référence, tout dépend de l'échelle temporelle ciblée et des facteurs anthropiques acceptés comme faisant partie de l'évolution des écosystèmes. Selon les continents et les rapports aux écosystèmes, les activités anthropiques historiques peuvent faire partie intégrante de l'évolution des écosystèmes (Tengberg et al., 2012), ou au contraire doivent être exclues de l'évolution des écosystèmes (Christensen, 2014).

Deux problématiques ressortent de ce concept d'écosystème de référence : 1) la première est, qu'à l'heure d'aujourd'hui, il reste très peu d'exemples de véritables écosystèmes historiques ou « originaux » (Hobbs et al., 2009) ; 2) la deuxième réside au fait que les opérations de restauration ne se basent que sur certains attributs, fonctions ou compartiments de l'écosystème de référence et qu'il n'y a, aujourd'hui, aucun moyen de restaurer en totalité ces écosystèmes (Aronson et al., 2016; Benayas et al., 2009; Moreno-Mateos et al., 2012).

Dans tout projet de restauration écologique, il est donc nécessaire de prendre en compte la dynamique de ces écosystèmes de références. En effet, un écosystème évolue spontanément, en permanence, il est donc très difficile de caractériser l'état d'un écosystème puisqu'il s'agit d'un système dynamique et que son état dépend fortement du moment où il a été évalué (Nicolas et al., 2013). Des grands cycles naturels que sont les cycles journaliers et annuels apportent des variations inter et interannuelles importantes dans les écosystèmes. Les communautés végétales évoluent au cours du temps. Elles font l'objet de successions végétales, ce qui se traduit par le gain ou la perte d'espèces pouvant suivre des trajectoires multiples de succession en fonction des types de perturbations et des facteurs abiotiques. La succession est définie comme un processus de remplacement et de modifications des performances des individus (Glenn-Lewin et al., 1992; Pickett et al., 1987). Deux catégories de succession végétale sont classiquement distinguées : la succession végétale primaire et la succession végétale secondaire. La première correspond au développement de la végétation sur un substrat nouvellement formé ou nu ne laissant aucune trace *a priori* de composante d'une végétation antérieure (banque de graines, matière organique, *etc.*). La succession végétale secondaire correspond au processus de reconstitution de la végétation suite à une perturbation qui aurait laissé un sol développé (Clements, 1916; Walker and Moral, 2003). La plupart des successions végétales sont secondaires dans les études de restauration, du fait du maintien d'éléments de sols et/ou de végétation d'origine dans les sites à restaurer.

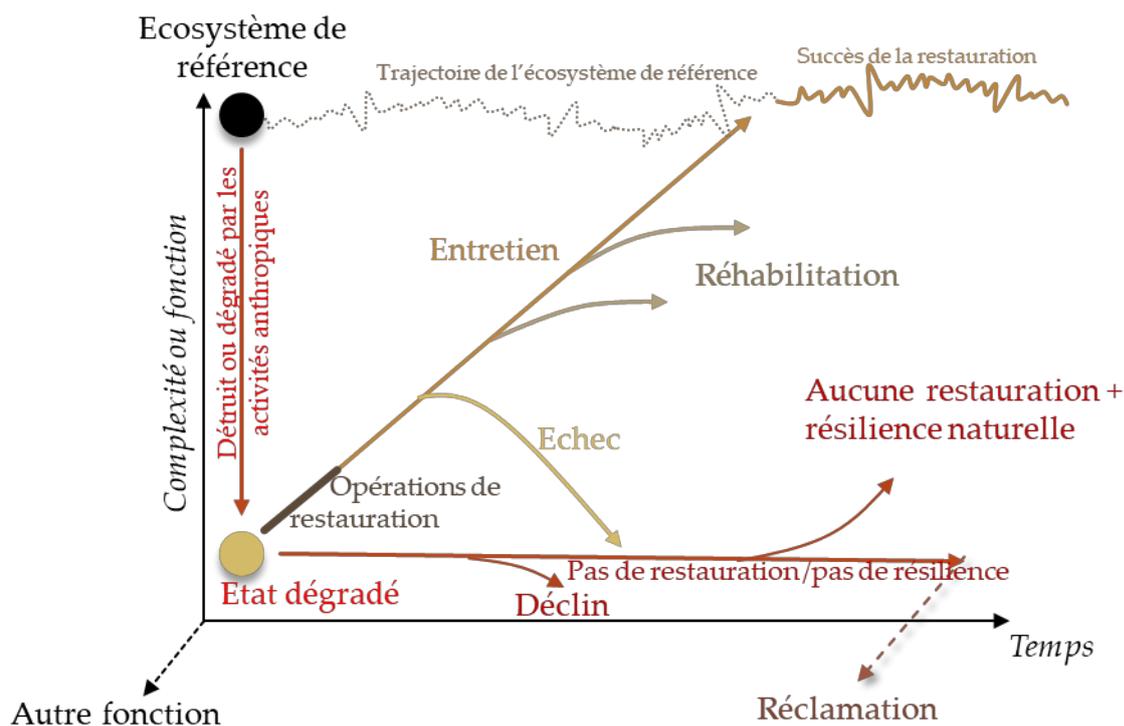


Figure I.1 : Représentation schématique de la trajectoire d'un écosystème naturel ou semi-naturel dans le temps (Buisson, 2011)

Par ailleurs, de nombreux facteurs peuvent entraver ces successions et changer l'évolution des communautés végétales au cours du temps. Sous les diverses pressions qui lui sont applicables, l'écosystème peut prendre tout un panel d'itinéraires encore appelés trajectoires d'écosystèmes (Le Floch and Aronson, 1995). Ces dernières intègrent l'histoire de l'écosystème et en particulier les contraintes et les forçages anthropiques qu'il a subi (Barnaud and Fustec, 2007; Nicolas et al., 2013). Le changement brutal de trajectoire naturelle (ou succession naturelle) de l'écosystème via une perturbation anthropique peut alors être à l'origine d'opérations de restauration écologique.

Lors de réflexions préalables à la restauration des écosystèmes, il est également nécessaire de prendre en compte l'équilibre, la stabilité et la résilience des écosystèmes. En effet, l'objectif de la restauration vise à tendre vers un bon état écologique dans lequel le système serait en équilibre et stable (Nicolas et al., 2013) dans la gamme des variations environnementales dans laquelle il s'est historiquement maintenu. Cela correspond au fait que l'état ou la trajectoire de l'écosystème n'évolue que de façon lente en l'absence de perturbation extérieure majeure ou de changements globaux (climatiques ou d'usages au niveau paysager). La stabilité mesure la capacité du système à maintenir cet équilibre lorsque le système subit une perturbation extérieure. La résilience consiste en la capacité d'un écosystème à absorber une perturbation (naturelle ou anthropique) et à se réorganiser tout en conservant une fonction, une structure et des boucles de rétroaction similaires (Suding and Hobbs, 2009). Un écosystème résilient va

rapidement retrouver un fonctionnement équilibré après perturbation et proche de l'état préalable à la perturbation si le système était dans un état stable. Si la perturbation est trop importante par rapport à la stabilité de l'écosystème, elle peut le faire bifurquer vers un autre état alternatif. Cependant, si l'écosystème n'est pas résilient, il ne retrouvera pas son état initial, mais un état différent et considéré comme dégradé de l'écosystème de référence (une diversité, une composition et un fonctionnement différent).

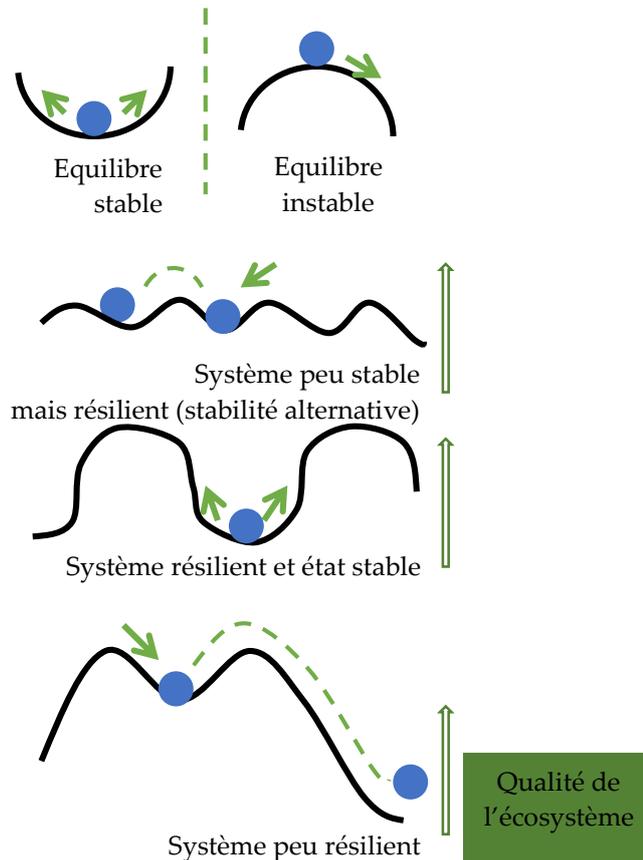


Figure I.2 : Schémas représentant les notions de stabilité et de résilience des écosystèmes. les états potentiels de l'écosystème sont représentés par la ligne, la position de la balle sur cette ligne représentant l'état de la communauté (Nicolas et al., 2013)

4. Objectifs de la thèse aux niveaux de la biologie de la conservation et de l'écologie de la restauration

Ce projet de thèse s'insère dans cette réflexion générale autour du concept d'écologie de la restauration. Il fait suite à une demande de la part de l'entreprise le finançant de développer des techniques de restauration d'écosystèmes aux caractéristiques pédologiques et floristiques aussi proches que possible de l'écosystème de référence totalement détruit par les activités anthropiques. Cependant, de nombreuses questions émergent sur les aspects concernant la restauration écologique à savoir : peut-on vraiment restaurer les écosystèmes dans leur ensemble ? Quels outils utiliser ? Quels compartiments écologiques doit on prendre en compte pour évaluer le succès de ces opérations ? Quel écosystème de référence choisir ? Quelles natures voulons-nous ? *etc.* On se demande donc si la restauration en général et la sélection

d'un système de référence historique en particulier sont pertinentes ou applicables dans un monde en perpétuelle évolution. C'est à partir de ces questions que cette thèse s'est construite. Notre démarche s'est voulue multiscalaire et pluridisciplinaire où les sciences naturelles et sociales se mobilisent dans un objectif de conservation de la biodiversité. Il s'agit ici de présenter des éléments concrets pour alimenter les concepts en écologie fondamentale en réinterprétant et illustrant les nouveaux paradigmes de l'écologie et enjeux propres à la biodiversité. Le choix d'utiliser différentes démarches est volontaire car répondre à un enjeu actuel complexe nécessite diverses approches notamment pour faire face aux réalités et aux incertitudes du terrain (Mathevet, 2010). De plus, l'usage de plusieurs démarches facilite la diffusion des informations au sein des différentes écoles de pensées. Il permet également de mettre en évidence certaines dimensions des espaces étudiés.

- i) Le raisonnement multiscalaire permet de comprendre un fait géographique à diverses échelles (communautés locales, pool d'espèces régionales, diversité des habitats, *etc.*)
- ii) La démarche systémique vise à relier le plus grand nombre d'éléments, pour mieux comprendre une réalité géographique.
- iii) Les perceptions et les représentations des individus et des groupes sociaux permettent d'appréhender le mécanisme de décision spatiale.

Cette thèse fait donc appel aux sciences naturelles et aux sciences sociales à travers l'utilisation à la fois de l'écologie des communautés, du naturalisme, de la phytosociologie, de la sociologie et de la pédologie qui devraient alors permettre d'apporter des éléments de réponse aux nombreuses questions fondamentales.

Comment peut-on restaurer les communautés végétales et les sols ? Quels succès pour ces opérations ?

De nombreux accords internationaux visent à "*préserver et restaurer les écosystèmes terrestres, en veillant à les exploiter de façon durable, gérer durablement les forêts, lutter contre la désertification, enrayer et inverser le processus de dégradation des sols et mettre fin à l'appauvrissement de la biodiversité*" (McDonald et al., 2016). Pour mettre en œuvre effectivement et efficacement cette restauration écologique dans le monde, il est nécessaire (i) d'étudier comment il est possible de restaurer les écosystèmes, avec quelles méthodes de restauration et surtout (ii) d'évaluer leurs succès. A l'heure actuelle, le transfert de sol qui consiste à prélever la couche superficielle d'un écosystème donneur, contenant propagules de plantes, des micro-organismes et des caractéristiques abiotiques proches de la référence, pour le transférer sur la zone à restaurer. Cela a été reconnu comme étant la méthode la plus efficace pour sauver des sols et utiliser une ressource édaphique qui a été conservée ou est disponible ailleurs (Box, 2014; Bulot et al., 2014, 2017). C'est une méthode pour restaurer une part de l'écosystème dégradé en le replaçant sur une trajectoire favorable pour une restauration sur le long terme. Cependant, à ce jour, le

succès de restauration à l'aide de cette technique a été évalué principalement sur le court terme (< à 5 ans). Ainsi, dans cette thèse, nous cherchons à répondre plus précisément à la question suivante :

- Le transfert de sol est-elle une méthode efficace de restauration en ce qui concerne les propriétés du sol et de la végétation sur le moyen terme (35 ans) ?

Par ailleurs, la restauration des écosystèmes dégradés, est aujourd'hui rendue difficile par la perte permanente de la ressource originelle du sol (Castillejo and Castelló, 2010). A l'heure actuelle, très peu d'études se basent sur la création de sols artificiels encore appelés technosols (IUSS Working Group WRB, 2015) ou anthroposols construits (Baize and Girard, 2008) dans des projets de restauration écologique (Bulot, 2014; Jarvis and Walton, 2012; Mchergui et al., 2014). La création et la restauration du sol est donc une science en développement dont nous essayerons d'évaluer le succès pour répondre à la question suivante :

- La recréation d'un sol permet-elle de restaurer la communauté végétale de référence ?

Quels sont les facteurs qui régissent l'assemblage des communautés végétales ? Quels sont leurs implications pour la restauration ?

L'écologie de la restauration se focalise beaucoup sur les communautés végétales car (1) ces dernières sont souvent la cible d'opérations de restauration, (2) elles participent à la co-construction du sol en participant aux processus bio-géochimiques et (3) de par leurs caractères intégrateurs des conditions biotiques et abiotiques elles peuvent être indicatrices du fonctionnement de l'écosystème (Cristofoli and Mahy, 2010; Matthews et al., 2009; Mchergui et al., 2014; Spieles et al., 2006; Stefanik and Mitsch, 2012). La discipline de l'écologie de la restauration va donc fortement s'inspirer des théories sur les processus de succession et d'assemblages des espèces pour améliorer la restauration écologique (Cristofoli and Mahy, 2010). Il est donc nécessaire de comprendre les règles d'assemblage des communautés végétales choisies comme référence et d'évaluer quels facteurs interviennent dans celles-ci.

L'assemblage d'une communauté a été conceptualisé comme un ensemble de filtres excluant des espèces à partir d'un pool régional d'espèces, formant des pools d'espèces de plus en plus restreints pour finalement aboutir au pool d'espèces observées localement, il s'agit du modèle des filtres (Lortie et al., 2004). Il dépend de processus se déroulant à plusieurs échelles spatio-temporelles. Dans ce modèle, la structure des communautés végétales locales est régie par trois filtres : la dispersion, les filtres abiotiques et les filtres biotiques (Butaye et al., 2002; Guisan and Rahbek, 2011; Horn et al., 2015; Keddy, 1992; Kraft et al., 2015; Kraft and Ackerly, 2014; Lortie et al., 2004; Weiher and Keddy, 1999; Zobel et al., 1998) (Fig. I.3). Ces filtres interviennent, isolément ou conjointement, entravant la colonisation, l'établissement ou la persistance à long terme de certaines espèces (Tonn et al., 1990).

Le pool régional est constitué par des espèces potentiellement disponibles en un lieu et à un moment donné, dont la composition est influencée par la biogéographie des espèces. La proximité de sources de graines avec la communauté locale, les capacités de production de graines des espèces et leurs dispersions vont constituer le premier filtre de la dispersion, principalement régi par des événements stochastiques (Bakker et al., 1996; Ozinga et al., 2004) (Fig. I.3). Les espèces rejoignent la communauté soit à partir de pools d'espèces externes (dispersion spatiale via la pluie de graines), soit à partir de pools d'espèces internes (dispersion temporelle via la banque de graines). Ce filtre est important à prendre en compte dans les projets de restauration car un site nouvellement restauré peut, au départ, n'accueillir qu'une proportion très limitée voire nulle d'espèces cibles. Le pool d'espèces régional, c'est-à-dire les sources de diaspores et le potentiel de colonisation des espèces vont jouer un rôle important dans le succès des opérations de restauration (Pärtel et al., 1998; Zobel et al., 1998), d'où l'importance d'un écosystème de référence à proximité (Bakker et al., 1996). Le caractère du paysage doit donc être sérieusement pris en compte dans tout effort de restauration (Bakker et al., 1996; Prach et al., 2001). Les échelles spatiales et temporelles auxquelles est lié un projet de restauration détermineront les possibilités d'actions sur le filtre de dispersion (Cristofoli and Mahy, 2010).

Le deuxième filtre est le filtre abiotique (Fig. I.3). Il correspond à l'influence des conditions environnementales locales, de la disponibilité des ressources et du niveau de perturbations. Ce filtre définit la niche écologique fondamentale des espèces, c'est-à-dire la gamme des conditions environnementales dans lesquelles une espèce peut vivre (Grinnell, 1917; Whittaker et al., 1973). Ce filtre constitue une priorité dans les opérations de restauration écologique. En effet, les premières interventions devraient viser à se rapprocher des conditions abiotiques de l'écosystème de référence (restauration des sols, restauration du régime hydrique, dépollution, *etc.*). En restaurant les conditions physico-chimiques propres à un écosystème, les espèces cibles sont alors susceptibles de retrouver dans le site restauré des conditions propres à leur niche écologique fondamentale et auront de plus fortes chances de s'y établir (Cristofoli and Mahy, 2010).

Lorsqu'une espèce du pool régional d'espèces parvient à franchir le filtre de dispersion et n'est pas contrainte par le filtre abiotique, son inclusion dans la communauté végétale locale est déterminée par les filtres biotiques. Ces derniers sont dus aux interactions positives et négatives existant entre les organismes vivants au sein de la communauté (compétition interspécifiques, relations trophiques, *etc.*). C'est un facteur important à prendre en compte en restauration écologique car la présence d'espèces nurses peut potentiellement aider au recouvrement d'espèces compagnes cibles par facilitation ou inversement, empêcher l'implantation et le développement d'espèces indésirables (Brooker, 2006; Maestre et al., 2009; Teixeira et al., 2016).

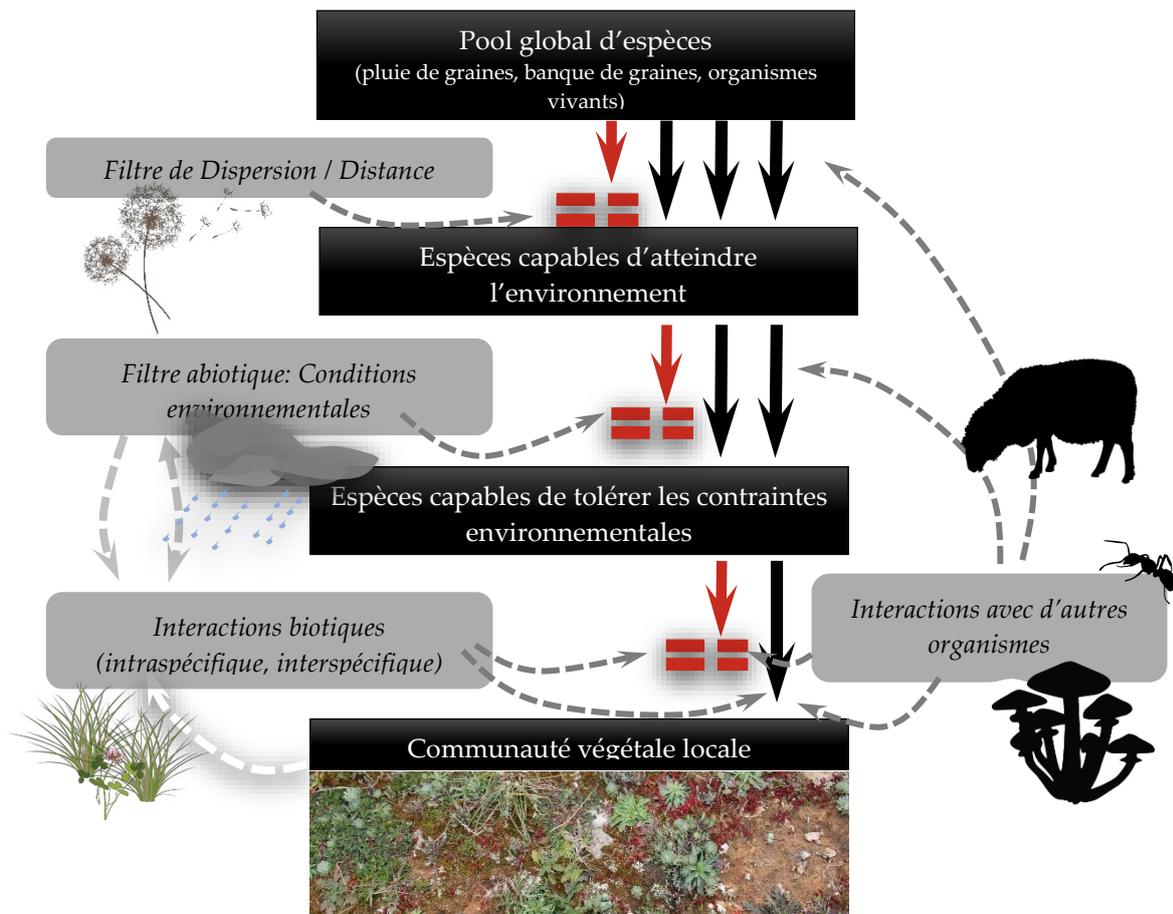


Figure I.3 : Théorie des filtres (d'après Cristofoli and Mahy, 2010; Lortie et al., 2004) © Renaud Jaunatre

Ces trois filtres vont intervenir à chaque étape du processus de restauration. Ils font référence aux seuils écologiques dans lesquels les filtres sont considérés comme barrières à la restauration (Hobbs et al., 2009; Hobbs and Harris, 2001; Le Floc'h and Aronson, 1995). Il est ainsi nécessaire de définir les rôles joués par les filtres abiotiques et biotiques dans l'installation des espèces afin de mettre en place un protocole efficace de restauration écologique. Deux principaux compartiments des écosystèmes que sont le sol et la végétation ont pu être étudiés plus spécifiquement dans cette thèse pour répondre à deux questions liant opérations de restauration actives et communautés végétales.

- i) Est-ce que les caractéristiques physico-chimiques héritées des matériaux pédologiques lors d'un transfert de sol (filtre abiotique) permettent de conserver les caractéristiques typiques associées au sol de l'écosystème de référence ? Le pool régional d'espèces permet-il une recolonisation spontanée des milieux après transfert de sol ?
- ii) Comment le choix des matériaux pédologiques utilisés pour recréer des sols (filtre abiotique) et le choix d'un ensemencement d'une espèce dominante de l'écosystème de référence (filtre biotique) influencent-ils la colonisation spontanée des cortèges floristiques et leur dynamique ?

Pour apporter des éléments de réponse à ces grandes questions d'écologie, cette thèse se base sur l'exemple d'une activité humaine dont le développement des sociétés est particulièrement dépendant : l'exploitation des ressources naturelles minérales (Varet, 2007). Ces dernières sont par nature « non renouvelable » puisqu'à la différence des ressources biologiques ou des ressources en eau, en permanence renouvelées, les exploitations minières constituent un gisement fini et donc épuisable. Parmi ces dernières, les carrières sont nécessaires pour l'extraction des matériaux essentiels et très utilisés pour la construction de bâtiments, de routes et autres travaux publics (granulats, blocs, *etc.*). Pour limiter les coûts de transport relativement élevés de ces matériaux pondéreux par rapport à leurs valeurs, les sites de production ont été logiquement implantés à proximité des lieux de consommation notamment des grands chantiers et parsèment ainsi le territoire national. Il en existe ainsi près de 2 700 réparties sur l'ensemble du territoire français dont les plus communes produisent du granulats (sable et gravier) (UNICEM, 2017; UNPG, 2017). Même si l'exploitation minière ne s'intéresse *a priori* qu'à l'extraction de ressources minérales et donc non vivantes elle a un impact direct sur la biodiversité en amputant directement le capital des ressources vivantes par la destruction totale des habitats et de leur biodiversité associée. Le processus d'exploitation à ciel ouvert, entraîne la destruction intégrale de toutes les biocénoses des surfaces exploitées (Richer de Forges and Pascal, 2008). Les impacts de cette activité sur les écosystèmes, les réponses possibles en écologie de la restauration ainsi que l'apport des perceptions et les représentations de ces écosystèmes sur le choix de gestion sont étudiés dans un exemple concret d'application en Crau.

Quelle est la valeur de la biodiversité et des écosystèmes générés par les activités anthropiques ?

Après abandon des activités anthropiques et sans restauration écologique, un écosystème dégradé peut se reconstituer même sans intervention humaine, celui-ci est alors qualifié d'écosystème féral (Vallauri et al., 2016). Lorsque les origines du site (carrières, mines, sites industriels) sont précisées, les qualificatifs associés aux espaces féraux sont cependant toujours négatifs (Schnitzler and Génot, 2012). Les champs abandonnés, les ronces, les hautes herbes et les boisements spontanés sont ainsi généralement considérés quasi unanimement comme une menace pour la nature, sans aucune considération de leur potentiel écologique à long terme (Schnitzler and Génot, 2012). Face à ces idées reçues, de nombreuses questions émergent :

- Quelles sont les potentialités écologiques de la nature férale ?
- Quelle sont les perceptions et les valeurs de cette biodiversité générée par l'homme ?
- Les écosystèmes accueillant cette nature férale peuvent-ils être considérés comme des « nouveaux écosystèmes » quant à leur composition et leur structure par rapport à l'écosystème de référence ?
- Comment est-perçue la nature férale par rapport aux écosystèmes de référence ?

A travers cette thèse, ces questions vont être testées sous forme d'expérimentations et de diagnostics en employant de nombreuses approches (naturalisme, phytosociologie, écologie des communautés, pédologie, sociologie).

Pour évaluer les potentialités écologiques de la nature férale et sa valeur écologique, des diagnostics écologiques doivent avoir lieu pour caractériser le plus précisément possible les écosystèmes étudiés. Pour cela, **une étude pédologique** a tout d'abord été réalisée afin de mieux caractériser le compartiment édaphique, socle des écosystèmes qui influe sur ce qui va s'y développer (habitats, faune, flore). Ces derniers doivent être par la suite étudiés précisément lors **d'inventaires naturalistes** en optimisant le nombre de groupes biologiques étudiés, ce qui permettra d'avoir une valeur de la biodiversité associée à ces écosystèmes à travers l'étude des espèces la caractérisant (espèces patrimoniales : protégées, rares, indicatrices d'habitats, endémiques, *etc.*). Ces diagnostics écologiques devraient permettre d'avoir une vision la plus globale possible des écosystèmes étudiés selon les compétences mobilisables.

Afin d'étudier et comprendre l'organisation des communautés végétales générées par les activités anthropiques, la phytosociologie a également été utilisée dans cette thèse. Le fondement méthodologique de **la phytosociologie** est le relevé de végétation, leur classification typologique, leur distribution et de leur évolution. La phytosociologie vise à caractériser les végétations naturelles et semi-naturelles, à mettre en avant leur déterminisme mais aussi à identifier leurs dynamiques en intégrant les facteurs biotiques et abiotiques dans la définition des différentes successions (Géhu, 2006). Elle étudie ainsi les communautés végétales et leur relation avec leur milieu (Braun-Blanquet, 1915; Chalumeau and Bioret, 2013). Elle est ordonnée en un système hiérarchisé, où l'association est l'unité fondamentale. Le système phytosociologique comprend des unités de rangs hiérarchiques progressivement plus élevées : alliances, ordres, classes (Géhu, 2006). La connaissance des règles d'assemblages, de la dynamique de végétation et de ses communautés peut servir de base à la restauration d'écosystème. L'existence de communautés de référence étaye les diagnostics pré-restauration. La connaissance fine du déterminisme synécologique (mésologique ou biotique) des communautés oriente les pratiques et les modalités de gestion conservatoire (Géhu, 2006). Cette discipline s'est donc avérée pertinente pour la restauration écologique dans notre cas. En effet, elle permet un diagnostic efficace et transférable du fait notamment de l'existence de références auxquelles peuvent être confrontés les résultats et elle permet une étude poussée des trajectoires des écosystèmes (Gallet et al., 2010). Cette discipline permettra de caractériser les écosystèmes issus des activités anthropiques et d'évaluer, en confirmant ou en infirmant, leur caractère de « nouvel écosystème » comparés à l'écosystème de référence.

Parallèlement l'étude des perceptions et représentations de ces écosystèmes est indispensable en restauration écologique. En effet, alors que l'écologie ne propose que des connaissances partielles de l'environnement étudié en termes de fonctionnement, structure et dynamique, les

perceptions et les représentations que les acteurs d'un territoire associent à l'environnement rendent compte des enjeux présents sur ce territoire (Rivière-Honegger et al., 2014). Le discours du grand-public vis-à-vis de ces écosystèmes témoigne également de l'intérêt du territoire et peut donner une vision différente et par conséquent un objectif de restauration différent, ce qui permettrait de mieux intégrer les territoires dans les sociétés actuelles. En effet, des contradictions peuvent émerger quant aux idées reçues sur le symbole de la nature férale dans les discours si un exemple concret y est associé. Avant d'apporter des conclusions trop hâtives quant aux écosystèmes féraux, il est donc nécessaire d'étudier ces milieux et les perceptions vis-à-vis de ceux-ci sous l'angle de **la sociologie**.

5. Un cas concret : la plaine de Crau et ses activités industrielles

5.1. Ecosystème de référence : La plaine de Crau

5.1.1. Site d'étude

La Crau est une vaste plaine d'environ 600 km² qui se situe dans le Sud-est de la France, dans le département des Bouches-du-Rhône (Fig. I.4). Elle est délimitée à l'ouest par le Grand Rhône, au nord par le massif des Alpilles, à l'est par l'étang de Berre et au sud par le golfe de Fos. 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). A l'heure actuelle, cette steppe est considérée comme la dernière steppe xérique méditerranéenne française (Devaux et al., 1983).

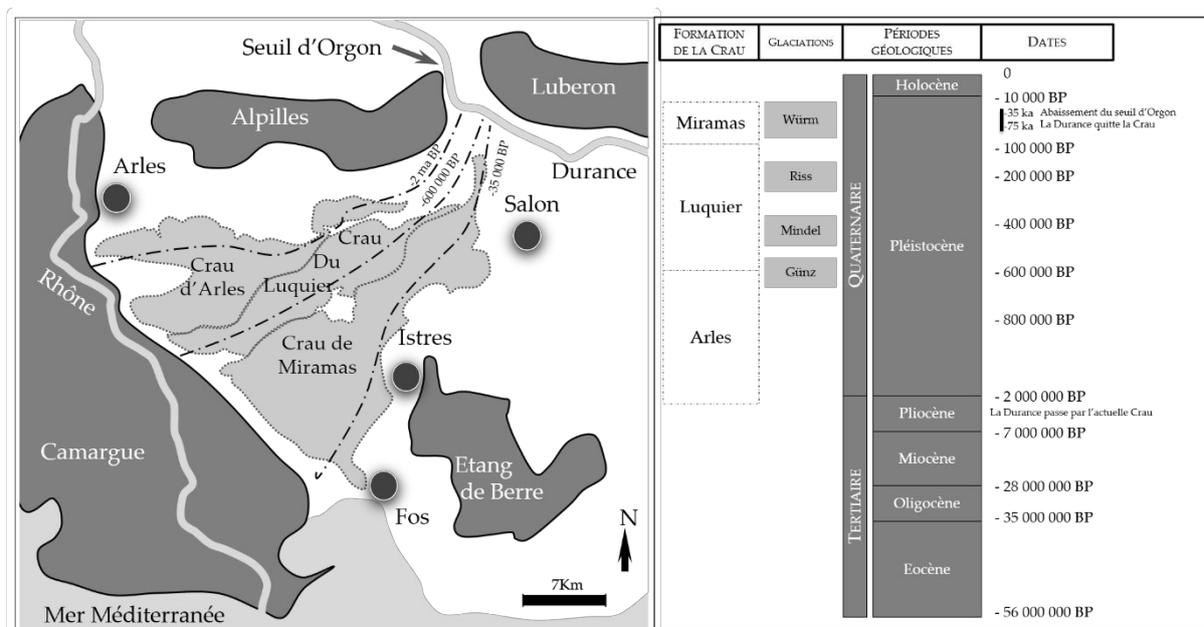
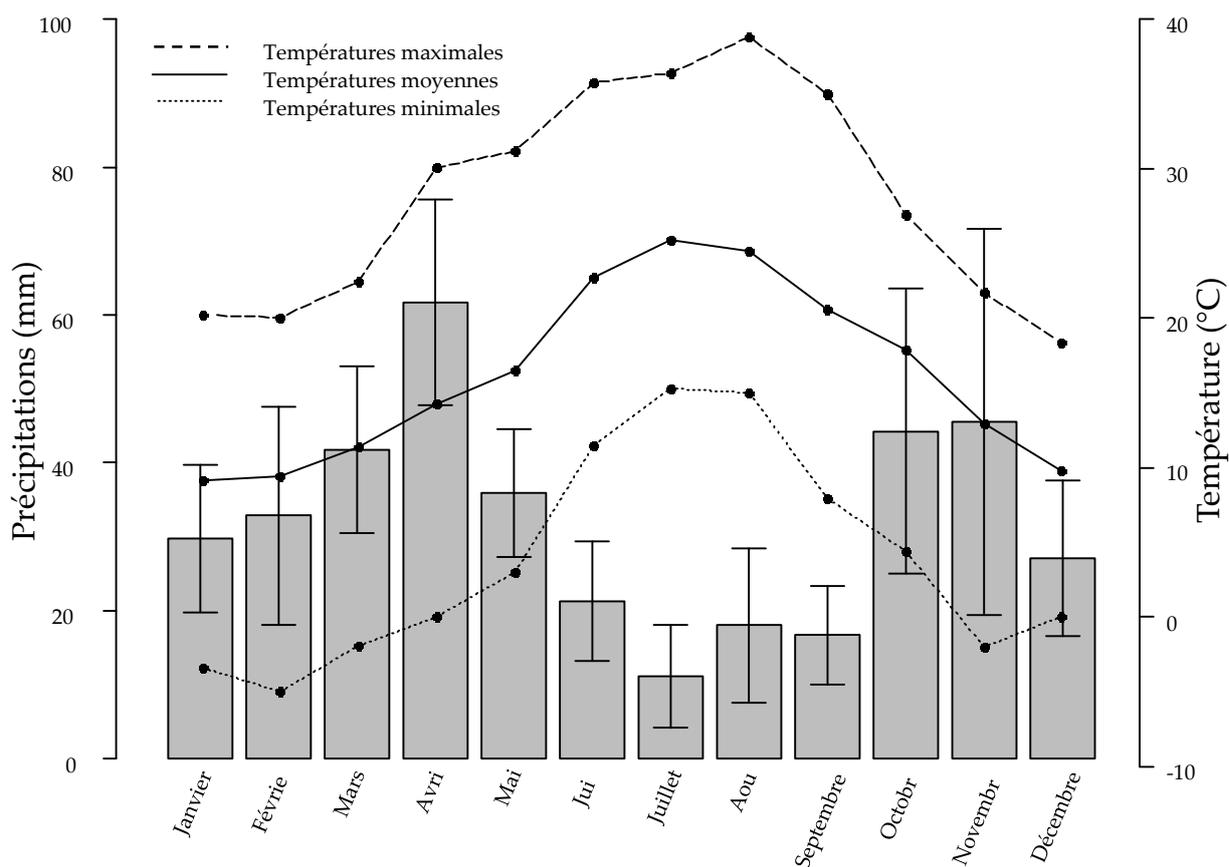


Figure I.4 : Localisation de la plaine de Crau, des trois terrasses alluvionnaires la constituant (d'après Devaux et al., 1983 modifié par Jaunatre, 2012) et des lits de la Durance en plaine de Crau suivant les époques géologiques (Molliex et al., 2013)

5.1.2. Paramètres climatiques du site d'étude

La plaine de Crau présente toutes les caractéristiques d'un climat méditerranéen avec des étés chauds et secs, des hivers relativement doux et un ensoleillement important. Les précipitations sont rares mais abondantes et principalement concentrées en automne avec plus de la moitié du cumul annuel (entre 450 et 650 mm/an) et une variabilité interannuelle importante (Beltrando, 2015; Tatin et al., 2013) (Fig. I.5). L'hiver est en moyenne modérément pluvieux avec des épisodes neigeux très rares. L'été est très peu arrosé, voir totalement sec certaines années, conférant ainsi à la plaine un caractère très xérique. Ceci est accentué par la forte présence de galets en surface (taux de couverture jusqu'à 70 %) qui accumulent la chaleur pendant le jour et la restituent la nuit. Le climat est caractérisé également par le Mistral, un vent froid très fréquent et violent à fort pouvoir évaporant (Beltrando, 2015) (Fig. I.5). Sa présence implique des durées d'ensoleillement annuelles exceptionnelles (proche des 3 000 heures/an), accentuant l'évapotranspiration et donc la sécheresse estivale. En hiver, il contribue cependant à rafraîchir les températures.



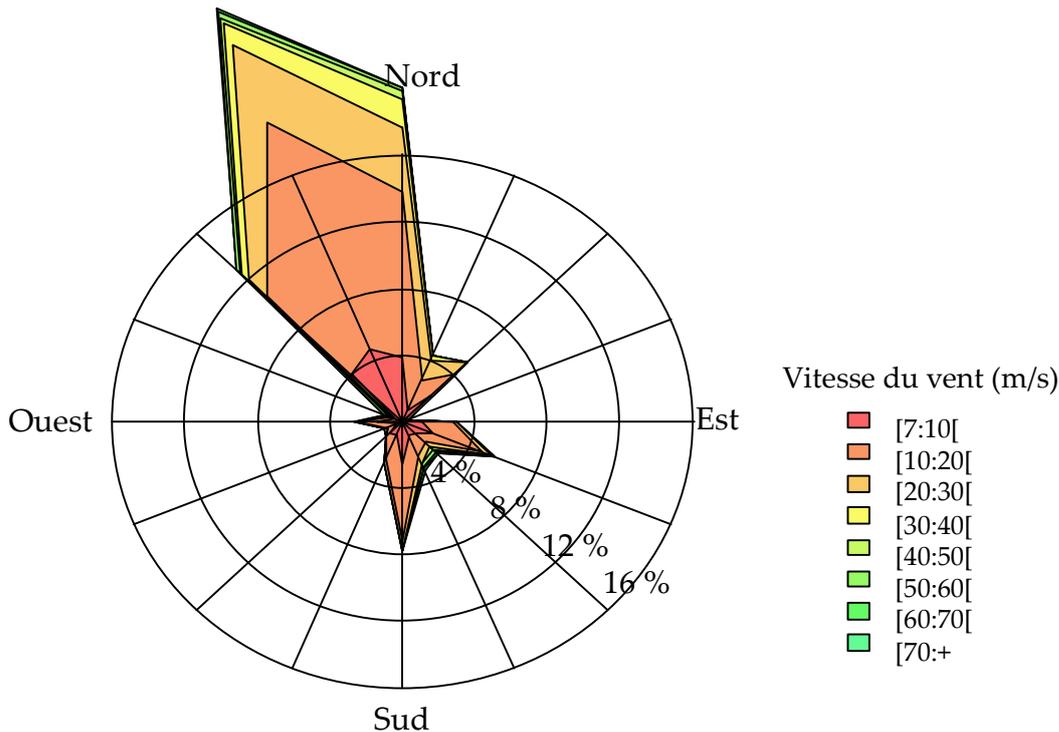


Figure I.5 : Diagrammes ombrothermiques et rose des vents des données météorologiques récoltées entre 2013-2018 sur la Carrière de La Ménudelle dans le sud-est de la plaine de Crau. Sur la rose des vents, les polygones représentent le pourcentage du temps que le vent souffle à une certaine vitesse et dans une certaine direction

5.1.3. Paramètres géologiques du site d'étude

L'aire géographique de la plaine de Crau correspond à l'ancien lit de la Durance qui a été généré par des dépôts charriés au cours du Quaternaire (Molliex *et al.*, 2013). La plaine de Crau a été formée par apports d'alluvions, de galets siliceux de type cailloutis et graviers à matrice sableuse. L'épaisseur des alluvions varient entre 5 et 35 mètres selon les zones. Cette nappe de cailloutis duranciens affleure largement. Elle présente la forme caractéristique et bien conservée d'un cône de déjection issu du seuil de Lamanon (Fig. I.4). Les déformations tectoniques caractérisées par un relèvement au nord ont provoqué un glissement de la Durance vers le sud-est. Elle a ainsi emprunté successivement plusieurs passages entraînant un phasage dans les dépôts alluvionnaires. Trois types de Crau se distinguent ainsi en fonction des périodes et des origines des dépôts de galets siliceux et calcaires. La vieille Crau, ou Crau d'Arles est issue de dépôts datant du début du Pléistocène, la centre Crau ou Crau de Luquier est due à des dépôts datant de la seconde partie du Pléistocène (160 à 190 ka) et enfin la jeune Crau, ou Crau de Miramas qui forme le site d'étude a été créé à la fin du Riss et au début du Würm (35 à 75 ka) (Molliex *et al.*, 2013) (Fig. I.4). A la fin du Würm, l'abaissement du niveau de l'eau et l'érosion régressive permettent à la Durance de quitter la Crau et de rejoindre la vallée du Rhône au niveau d'Avignon.

L'étude géomorphologique de la jeune Crau montre qu'à 40 cm en moyenne sous la surface actuelle s'est formé, sur 1 m à 1,5 m, une strate de poudingue à ciment calcaire (encroutement calcaire) qui correspond à l'horizon pédologique où les galets se sont cimentés soit sous l'action de la lixiviation du calcium par les eaux de gravitation et/ou du fait de dépôts lors des remontées de la nappe battante riche en carbonates. Le poudingue forme donc une roche dure et imperméable qui isole le sol de la nappe phréatique située en dessous. L'aridité de la Crau provient donc pour partie de la présence de ce poudingue formant une barrière quasi-imperméable. Sous ce premier niveau, divers niveaux de concrétion constituant d'autres dalles sont également observables dont la position et l'extension latérale sont apparemment stochastiques.

5.1.4. Caractéristiques pédologiques

A l'origine, les sols de la jeune Crau sont des sols rouges méditerranéens encore appelés FERSIALSOLS (présence de FER, SiLice et Aluminium) tronqués à réserve calcaire (Fig. I.6). De tels sols se rencontrent couramment dans les situations géomorphologiques stables, ayant permis leur développement sur de longues durées (plusieurs centaines de millions d'années) (Bouteyre and Duclos, 1994; Tatin et al., 2013). Le sol de Crau est dit "tronqué" car la couche supérieure normalement riche en éléments fins de type limons est très réduite, voire inexistante, phénomène résultant de l'érosion éolienne au tardiglaciaire. Dans la jeune Crau de Miramas, le sol est généralement peu épais (jusqu'à 40 cm), limono-argileux avec de nombreux galets siliceux dominants, sur poudingue continu et épais. Ce dernier forme une barrière à la pénétration des racines et à la remontée des eaux de la nappe (Devaux et al., 1983). Ces sols forment la steppe de Crau Wurmienne de Miramas.

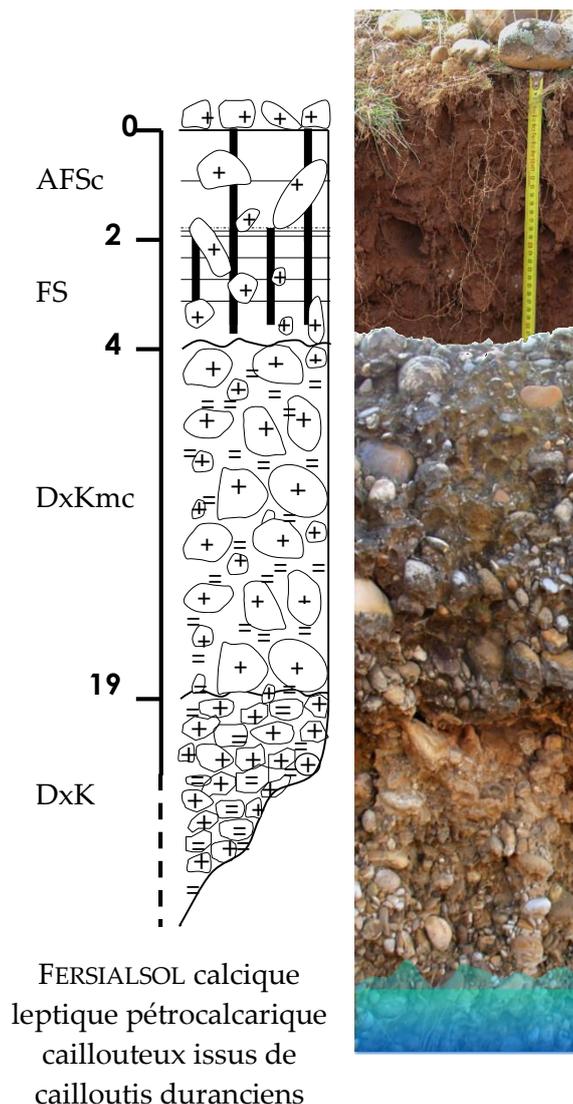


Figure I.6 : Profil pédologique de la steppe de la Crau – FERSIALSOL calcique leptique pétrocalcarique. L'image de droite est une reconstitution à partir de plusieurs photographies. (+) substrat rocheux siliceux non altéré ; (=) Carbonate de calcium ;  Argiles 2/1 ;  Accumulation de fer ferrique déshydraté

5.1.5. Une communauté végétale originale

La communauté végétale de cette pseudo-steppe, décrite comme une pelouse sub-steppe xérique méditerranéenne, est caractérisée par l'association *Asphodeletum fistulosii* (Molinier and Tallon, 1950), dominée entre autres par *Brachypodium retusum* (Pers.) P. Beauv, *Thymus vulgaris* L. et *Asphodelus ayardii* Jahand et Maire. Cette communauté végétale est intéressante en termes de richesse en espèces, de composition et de diversité (Badan et al., 1995; Bulot, 2014; Cherel, 1988; Henry, 2009). Il y a en moyenne 30 à 40 espèces de plantes pour quatre mètres carrés, dont 50% sont des annuelles (Römermann et al., 2005). Cette communauté végétale est le résultat d'une succession végétale régressive ou allogénique de milliers d'années sous les effets combinés i) du climat méditerranéen sec et venteux, ii) des conditions spécifiques du sol décrites précédemment qui ne peut être pénétré par les racines des plantes (Molliex et al., 2013) et iii) d'un régime de perturbation récurrent constitué par le pâturage itinérant et les feux

pastoraux depuis la fin du Néolithique (Badan et al., 1995; Henry et al., 2010; Lebaudy, 2004; Tatin et al., 2013) (Fig. I.7).

La plupart des espèces sont oligotrophes, c'est-à-dire qu'elles sont capables de bien se développer dans un environnement stressant. Cette communauté caractérise l'écosystème de référence dans cette étude et sera dorénavant appelée steppe en référence au paysage herbacé dominant (Devaux et al., 1983). Les 40 000 ha de steppe originale étaient caractérisés par une végétation hétérogène pelousaire avant d'être fragmentées par diverses perturbations anthropogéniques, notamment des cultures (Buisson and Dutoit, 2006; Devaux et al., 1983). Les friches culturelles contiennent maintenant des communautés de plantes différentes dominées par des espèces de *Anisantha* sp. même après réintroduction du système de pâturage ovin traditionnel (Römermann et al., 2005).



Figure I.7 : Une vue de la plaine de Crau

5.1.6. Les perturbations anthropiques

Depuis plusieurs siècles, cette terre parcourue par les troupeaux de moutons a été considérée comme un espace sans valeur, et par conséquent a été le lieu de nombreuses implantations d'activités anthropiques. Tout a commencé en 1557 lorsqu'Adam de Craonne fit construire un canal qui porte actuellement son nom, créant ainsi un réseau hydraulique superficiel inexistant alors dans cette région (Fig. I.8). L'irrigation de la plaine a permis, dans la partie nord, la mise en culture des prairies de foin de Crau, premier fourrage à avoir obtenu une AOC. Au fil du temps, la plaine de Crau a été la cible de nombreuses activités : décharges, dépôts d'explosifs, bases militaires, usines, centrale photovoltaïque, zone d'extension des villes et de nombreuses utilisations agricoles ce qui entraîna un changement brutal de l'occupation des sols, particulièrement dans la seconde moitié du XX^{ème} siècle. A partir des années 1960, diverses pratiques agricoles intensives se sont développées (arboriculture, maraîchage, horticulture, et même riziculture sur les franges sud-ouest de Crau) réduisant la surface de steppe (Fig. I.8). Ce changement s'est opéré rapidement notamment pour répondre à la demande de la société en produits agricoles (Beltrando, 2015). Dans les années 1960, des centaines d'hectares ont été irrigués par pompage dans la nappe phréatique pour favoriser le maraîchage : melon, courgettes et tomates envahissent la steppe, avant de régresser à la fin des années 1970. L'arboriculture intensive et notamment de pêchers et abricotiers a ensuite explosé (Pluvinage, 2011; Tatin et al., 2013). Cependant, les causes de la régression de la steppe ne sont pas seulement agricoles : carrières, complexes militaires et industriels, plateformes logistiques s'implantent sur de vastes surfaces. Ainsi, la base militaire d'Istres, souvent qualifiée comme hors normes avec sa piste la plus longue d'Europe et la seule à pouvoir recevoir les navettes spatiales Américaines, a grignotée plus de 2 400 ha. Plus de 300 ha de steppe ont aussi été condamnés par l'extension des carrières pour créer la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer. Depuis la construction de ce site en 1968, la steppe subit l'assaut d'infrastructures de toutes sortes liées au développement industriel de la région : usines, entrepôts, plateformes logistiques, axes routiers, logements, commerces, *etc.* La steppe de Crau a été également dégradée en profondeur sur de grands linéaires. En effet, deux gazoducs et cinq oléoducs ont été creusés dans la steppe autour des années 1970 dont l'un a provoqué une marée noire de 4 000 tonnes de pétrole l'été 2009 (Bulot, 2014; Tatin et al., 2013).

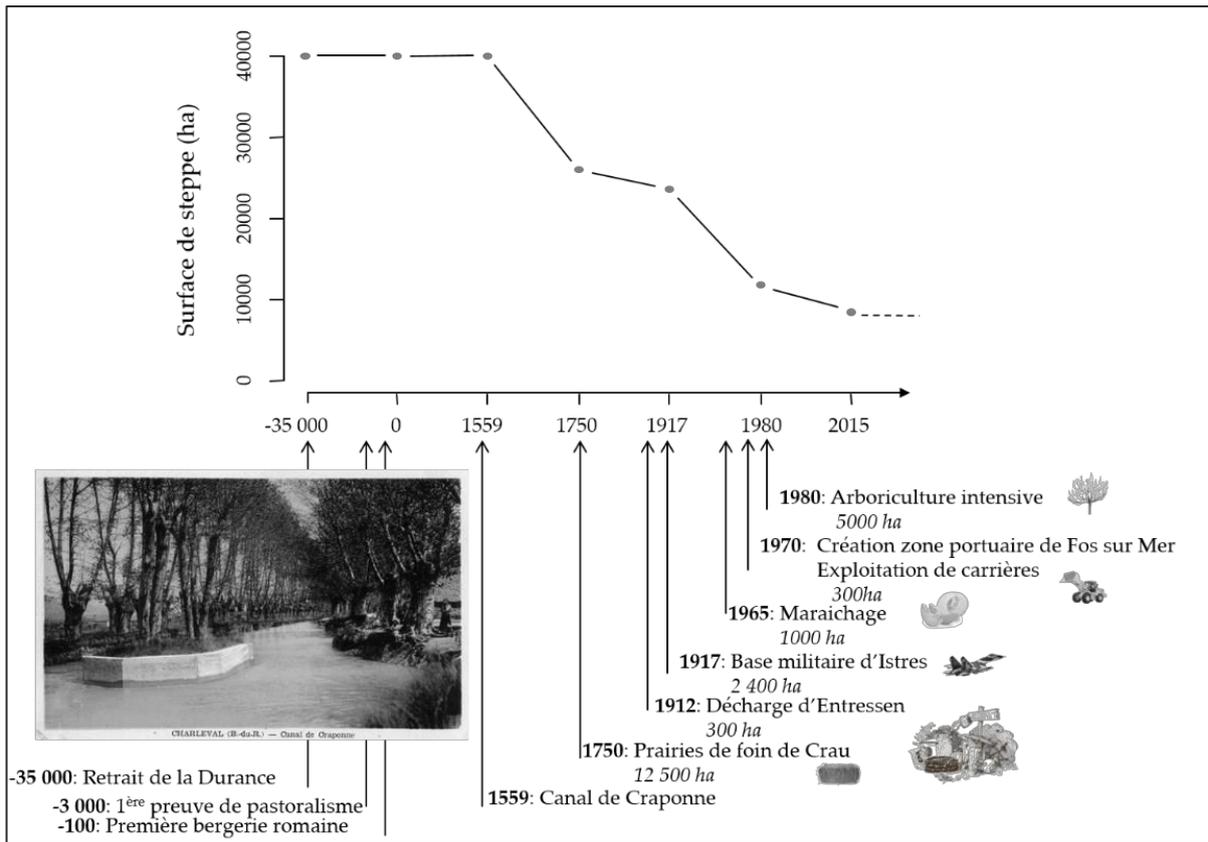


Figure I.8 : Evolution de la surface de la steppe de Crau au cours des dernières décennies

Les espaces naturels ont ainsi été consommés au cours des derniers siècles sur la plaine de Crau. La valeur écologique et patrimoniale de la steppe a été prise en compte à partir des années 1970, et plusieurs outils de protection ont pu être mis en place. L'habitat est aujourd'hui intégré au réseau Natura 2000 et face à la destruction de cet écosystème, 5 811 ha de végétation sub-steppique ont été classés en Réserve Naturelle Nationale en 2001 sous l'appellation "Réserve Naturelle des Coussouls de Crau" (surface actuelle totale de 7 411 ha) (Buisson and Dutoit, 2006) (Fig. I.9). Outre cette diminution drastique, la steppe de Crau est aujourd'hui très fragmentée (Fig. I.9). Elle est composée d'un noyau central de 6 500 ha et de surfaces satellites variant de 10 à 600 ha de surface éparpillés dans la plaine de Crau (Beltrando, 2015; Tatin et al., 2013) (Fig. I.9).

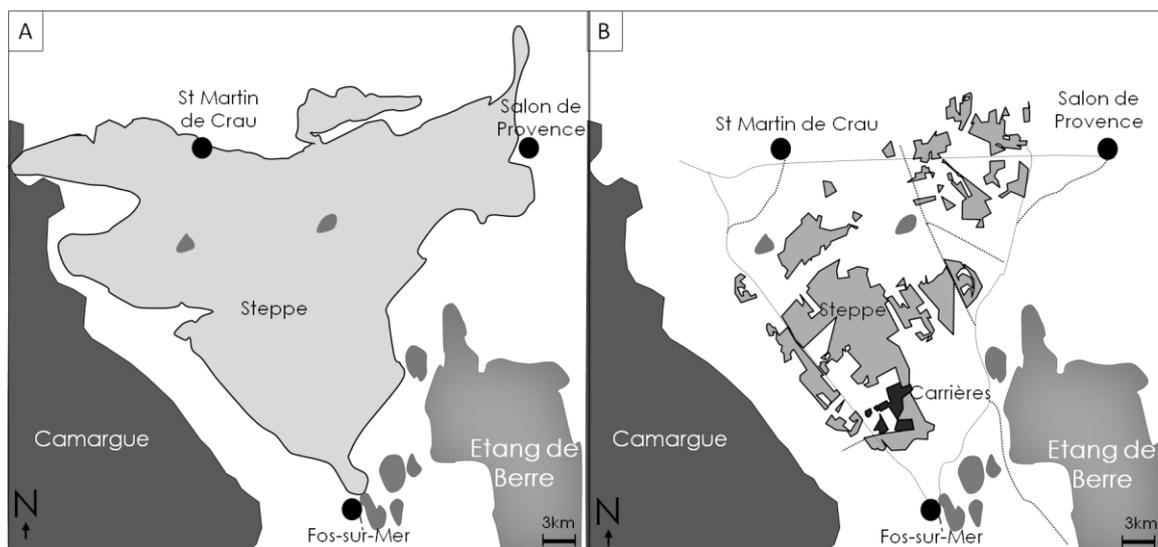


Figure I.9 : Evolution de la surface de la steppe de Crau A) avant les années 1550 ; B) 2017

5.2. Les carrières de la plaine de Crau

Dans la plaine de Crau, 51 sites de carrières et d'extraction sauvage ou légale fermés et abandonnés ont pu être recensés (Tab. I.1) (SYM CRAU, 2009). Parmi ceux-ci dix se situent dans le sud à proximité de la place de pâturage du Ventillon et sont considérés dans cette étude. Ce choix s'est porté en fonction des autorisations, des localisations et de l'accessibilité des sites, représentant au total 296 ha de carrières à ciel ouvert exploitées dans les années 1970.

Tableau I.1 : Répartition géographique des carrières abandonnées par commune dans la plaine de Crau

Communes	Nombre de sites de carrières et d'extraction sauvages fermés
Arles	12
Fos-sur-Mer	10
Grans	3
Istres	16
Miramas	2
Saint-Martin de Crau	8

La majorité des carrières ont été abandonnées dans les années 80 (Fig. I.10). Cependant, à cette époque, il n'existait aucun texte qui réglementait l'exploitation (notamment la profondeur de creusement par rapport à la hauteur de la nappe) ou la remise en état des lieux après exploitation. Il faut attendre les années 1990 avant qu'un tel texte ne voit le jour. Dans ces carrières, le sol encore appelé « terre végétale » était alors exporté, vendu ou bien stocké pour prélever le substrat géologique sous-jacent. Après exploitation, le sol stocké a pu être ré-étalé selon diverses modalités incluant des épaisseurs diverses et son mélange avec des matériaux du substrat (cailloutis, argiles et sables duranciens, blocs de poudingues, etc.). Dans d'autres cas, aucun sol n'a été remis en place laissant apparaître le substrat géologique en surface ou directement la nappe phréatique quand la profondeur d'exploitation était supérieure à 9 m.

Enfin, dans d'autres carrières, il y a eu des dépôts de matériaux géologiques non exploités à la date de fin d'exploitation de la carrière (galets, graviers, argiles, sables, *etc.*) ou de déblais de constructions provenant d'autres sites. Les différentes modalités d'exploitation ou de réaménagement en fin d'exploitation ont donc généré une très grande diversité de situations géomorphologiques sans qu'il ne soit possible d'en restituer précisément l'histoire faute de documents ou de témoins pouvant renseigner précisément les différentes modalités d'exploitation et de réhabilitation.



Figure I.10 : Expansion des carrières dans les années 70 et 80. Consultation de photographies aériennes IGN d'origine (1968 – 1974 – 1984 – 2011). La carrière encore en cours d'exploitation de La Ménudelle est visible sur la photographie de 2011 (la zone d'exploitation actuelle est entourée en rouge).

Actuellement, il ne reste plus qu'une carrière en cours d'exploitation sur la dizaine qui existait dans la partie sud de la plaine de Crau il y a 35 ans (dans le reste de la plaine de la Crau, il y a quatre autres carrières en cours d'exploitation) (Tatin et al., 2013). Les arrêtés préfectoraux de ces cinq dernières carrières ont été revus pour réduire la production de matériaux à usage de remblai. Selon le Schéma départemental des Carrières, l'objectif est de protéger le gisement et de réserver les produits à l'usage de matériaux routiers de qualité et de béton. Les principaux clients sont la DIR (Direction Interdépartementale des Routes), les grandes entreprises routières, les centrales à béton et les grands chantiers. Cette étude se concentre sur l'une

d'entre elle, située dans le sud de Crau : la Société des Carrières de La Ménudelle (SCLM) qui est à l'origine de ce projet. Son exploitation a débuté en 1998 et un arrêté préfectoral autorisant sa poursuite avec adjonction d'une installation de premier traitement des matériaux extraits a vu le jour le 18 janvier 2005. Il autorise ainsi, au vu du code Minier, du Code de l'Environnement et de nombreuses lois, arrêtés et décrets, l'expansion de la Carrière dite de La Ménudelle pour une période de 25 ans. Cet arrêté met un point d'honneur sur la considération de l'écosystème d'origine dans l'exploitation et met l'accent sur le fait de prescrire des mesures relatives à la reconstitution de la steppe. Ainsi, la superficie totale d'extraction autorisée est de 82,92 ha pour une exploitation dont le volume de production annuelle maximale est limité à 200 000 tonnes dont 90% est destiné à un usage dit « noble » (béton, matériaux élaborés), le reliquat, soit 10% pouvant être utilisé en tout venant. L'arrêté préfectoral limite la profondeur d'exploitation à 3,20 mètres pour avoir au minimum 2 mètres de matériaux en dessus de la nappe phréatique pour éviter toute contamination de cette dernière (Fig. I.11).

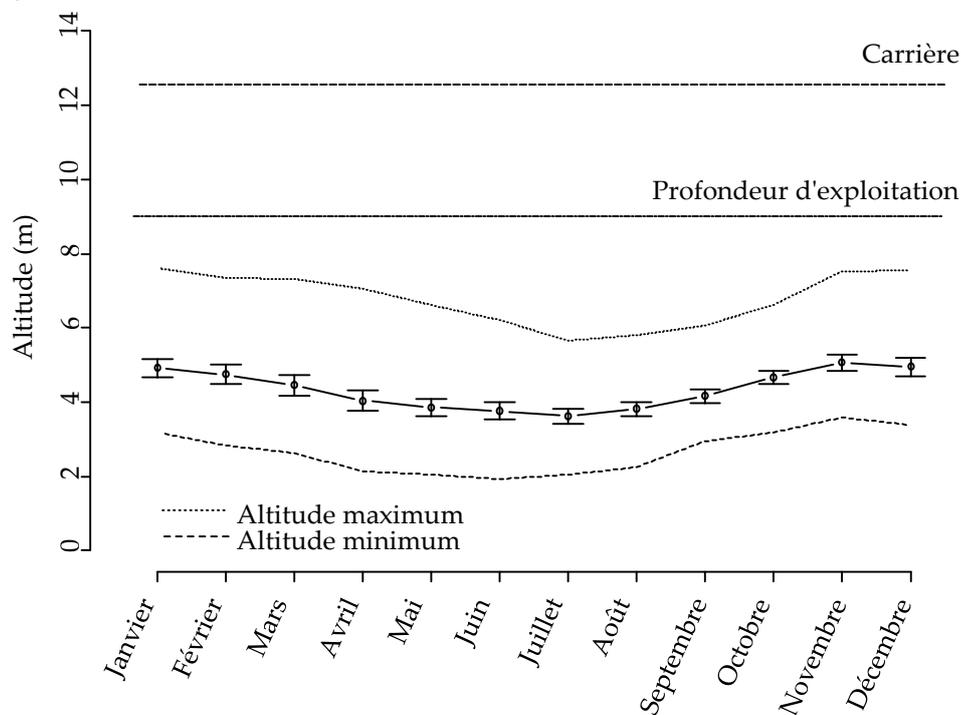


Figure I.11 : Fluctuations mensuelles du niveau de la nappe sur le site de la carrière de la Ménudelle. Moyennes 2008-2018 (compilation de 3 relevés piézométriques moyennés par mois et de 117 mois de relevés: septembre 2008- mai 2018)

Le remblayage de la carrière par apport de matériaux extérieurs inertes est autorisé. Par inertes est entendu tout déchet qui ne subit aucune modification physique, chimique ou biologique importante, qui ne se décompose pas, ne brûle pas, ne produit aucune réaction physique ou chimique, n'est pas biodégradable et ne détériore pas les matières avec lesquelles il entre en contact de manière susceptible à entraîner des atteintes à l'environnement ou à la santé humaine (Directive 1999/31/CE du conseil du 26 avril 1999 - JOCE du 16 juillet 1999). Le dépôt

d'inerte permet le comblement de la carrière pour permettre la mise en place de mesures de remise en états des lieux dont de nombreuses préconisations ont été énumérées dans l'arrêté préfectoral :

- Les terres de découverte seront réservées pour être réutilisées lors de la remise en état des espaces exploités pour faciliter la revégétalisation
- Les travaux de remise en état des terrains seront effectués progressivement dès que l'avancement de l'exploitation le permettra
- La remise en état favorisera une recolonisation naturelle du site avec vocation pastorale ultérieure
- Les talus provisoires à l'avancement de l'exploitation, ainsi que les talus définitifs lors de la remise en état seront modulés avec une pente maximale de 30° ; ils seront formés de terrains en place et non de remblais rapportés.
- L'arrêté préfectoral prévoyait également :
 - o Sur une surface d'environ 5 ha, une opération expérimentale de recréation d'un écosystème steppique avec l'implantation d'espèces (Thym et Brachypode) par un opérateur scientifique.
 - o Une zone de 25 ha devra être remise en état selon différentes modalités pour retrouver les caractéristiques de l'écosystème d'origine (transfert immédiat de la terre végétale du Coussoul vers le carreau à réhabiliter).

Des mesures de compensations en faveur de la biodiversité ont également été imposées. Il s'agit d'actions de génie écologique et de suivis scientifiques sur l'ensemble de la carrière et de ses abords. Ces interventions portent sur la flore et la faune à différents niveaux (oiseaux, reptiles, insectes) et ont débuté dès 2005 pour une durée minimale de 10 ans. La société qui exploite la carrière a continué ces suivis sur un plus long terme de sa propre initiative.

6. Objectifs de la thèse dans le contexte des carrières de la plaine de Crau

L'objectif de cette thèse appliquée au site d'étude est de remettre en état un site d'exploitation dans une carrière tout en développant une méthode permettant de recréer la trajectoire de la végétation vers des pelouses sub-steppiques méditerranéennes aux caractéristiques pédologiques et floristiques aussi proches que possible de celles de la steppe totalement détruites par l'exploitation des matériaux alluvionnaires. Les réflexions autour de cet objectif ont fait ressortir une question globale à savoir s'il faut restaurer ou laisser faire les écosystèmes dégradés ? Pour cela, deux questions fondamentales sont posées :

- (1) **Les opérations de restauration écologique permettent-elles de restaurer l'écosystème de référence ?** Pour y répondre, un premier chapitre est destiné à étudier la méthode du transfert de sol et d'évaluer son succès après 35 ans d'application. Un deuxième chapitre fait suite et prend l'exemple d'opérations de restauration écologique pour lesquelles il n'y a pas de sol de référence disponible, et dans ce cas il est nécessaire de recréer des substrats

permettant d'initier une trajectoire successione de communautés végétales cibles vers celle de l'écosystème de référence qui préexistait.

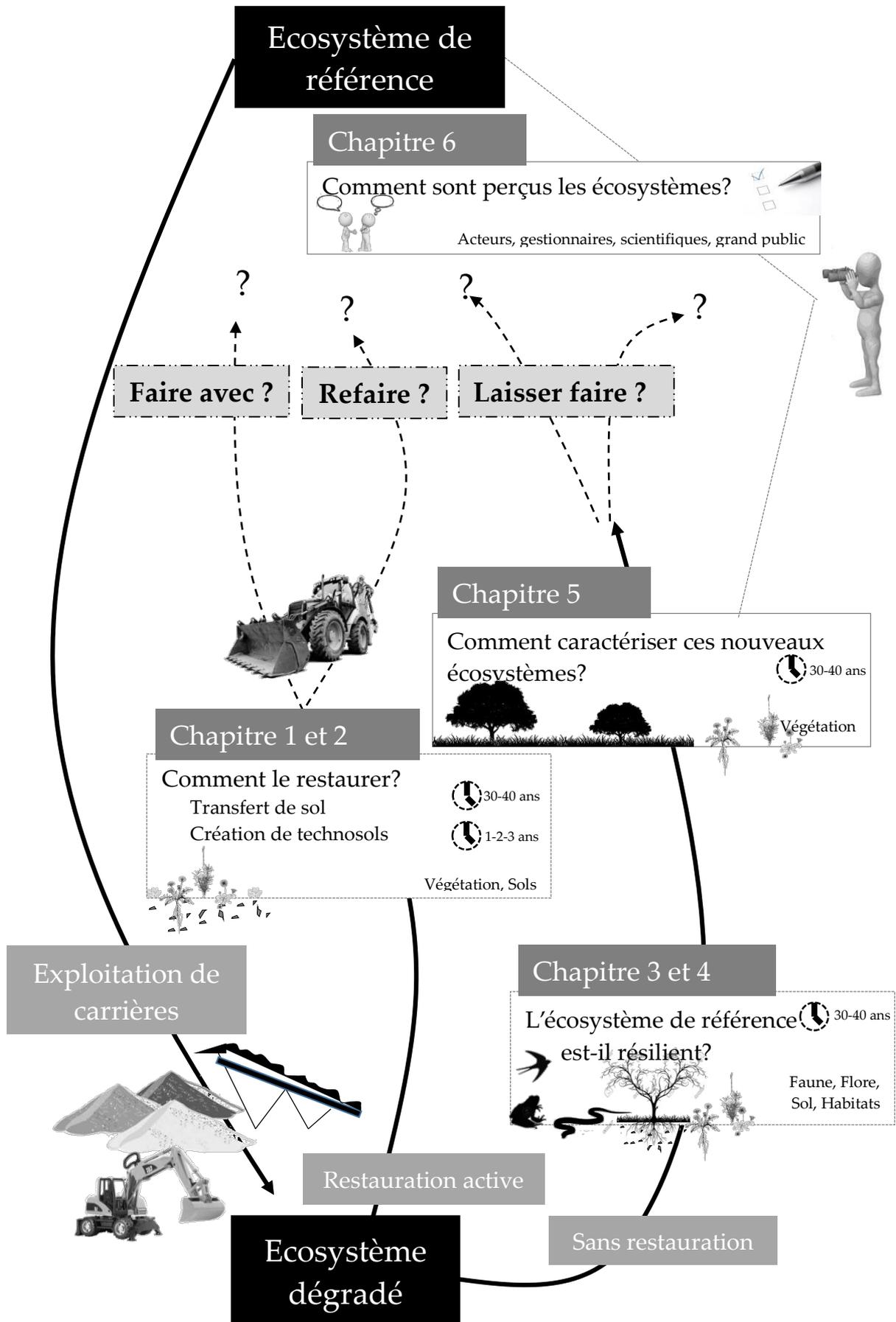
- **Chapitre 1** : Le transfert de sol comme outil de réhabilitation - Effets à long terme du transfert de sol évalués trente-cinq ans après la réhabilitation des carrières alluviales sèches dans le Sud-Est de la France
- **Chapitre 2** : Peut-on créer des substrats permettant d'accueillir des communautés végétales cibles et initier une trajectoire vers un écosystème historique de référence ?

(2) **Sans restauration active, quelle est la valeur de la biodiversité générée par les activités humaines ? Quelles natures voulons-nous ?** Si certains prônent une politique active de restauration écologique, d'autres estiment au contraire que le laisser faire est parfois préférable au regard du succès des opérations de restauration écologique et à son coût financier (Prach and Hobbs, 2008). Il est alors indispensable d'étudier ce qui se développe sur les friches industrielles pour évaluer les valeurs écologiques et les enjeux de ces sites. Cet objectif passe alors par l'évaluation écologique et sociologique de la nature férale qui se développe dans les carrières abandonnées qui offrent aujourd'hui un recul de 35 ans sur les successions spontanées et les opérations de réhabilitations qui ont pu y être mise en place à certains endroits. Plusieurs focus vont être réalisés sur les trois chapitres suivants :

- **Chapitre 3** : Impacts des carrières sur les sols : Un focus sur les sols qui se développent dans les anciennes carrières selon le type de réhabilitation ou de non réhabilitation
- **Chapitre 4** : Un focus sur la biodiversité faunistique et floristique et leur valeur patrimoniale associée qui se développe dans les anciennes carrières en comparaison avec l'écosystème de référence
- **Chapitre 5** : Un focus sur les habitats qui sont identifiés dans ces anciennes carrières en lien avec les différentes couvertures pédologiques. Quelles originalités ont ces écosystèmes ? Comment les caractériser ? Les nouveaux écosystèmes sont-ils vraiment nouveaux ?
- **Chapitre 6** : Un focus sur les perceptions des écosystèmes dégradés, restaurés et historiques dans le cadre d'opérations de restauration écologique.

Ces études permettront de mieux appréhender si l'écosystème dégradé est, de lui-même résilient et si ce n'est pas le cas, de caractériser les écosystèmes qui s'y développent. Ceci permettra d'avoir un diagnostic écologique plus complet de ce qui peut se développer naturellement dans les carrières abandonnées tout en y associant les perceptions sociologiques de ces milieux. Les résultats pourraient éventuellement réorienter la restauration active appliquée en fin d'exploitation vers le choix d'une libre expression de la nature férale installée, encore appelée restauration passive.

Représentation schématique des questions de la thèse



PARTIE 1 : LES OPERATIONS DE
RESTAURATION ECOLOGIQUE
PERMETTENT-ELLES DE RESTAURER
L'ECOSYSTEME DE REFERENCE ?

Transition vers le chapitre 1

Avant de mesurer l'éventuel succès d'opérations de réhabilitations de carrières alluvionnaires réalisés il y a plus de 35 années, il est important de faire un rappel concernant l'évolution de la réglementation à laquelle doivent se soumettre les exploitations aujourd'hui.

« L'exploitation de carrières est l'exploitation de substances dont les gîtes ne constituent pas des mines, au sens des articles 2 et 3 du code minier. Sont considérées en premier lieu comme exploitations de carrières les extractions qui ont pour vocation première la production de ces matériaux en vue de leur utilisation, et ceci par opposition aux dragages et aux affouillements. Il s'agit de granulats mais aussi de substances utilisées pour la fabrication de produits industriels ou pour l'agriculture. »
(Circulaire du 10/12/2003 relative à la rubrique n°2510 de la nomenclature des installations classées)

L'exploitation des carrières est règlementée par le code minier créé le 16 août 1956 (notions définies par l'article L100-1 du Code Minier) (Fig.T1.1). Ce code rassemble tous les textes essentiels relatifs à l'exploitation des gîtes minéraux. Cependant le cadre réglementaire s'appliquant aux carrières a beaucoup évolué depuis les années 70. Depuis la loi du 21 avril 1810 et ce, jusqu'en 1970, une simple déclaration à la mairie contre récépissé suffisait pour ouvrir une carrière. Il faudra attendre les années 1970 pour que soient mises en place des mesures afin de règlementer l'exploitation des carrières. Parallèlement, durant cette même période, une volonté d'intégration des principes du développement durable et des préoccupations écologiques ne cesse d'évoluer en relation avec le droit de l'environnement. Le principe de maîtriser et limiter les impacts de tels projets sur l'environnement voit le jour. La loi n°70-1 du 2 janvier 1970 modifie le Code minier et remplace le système déclaratif simple en mairie par une demande d'autorisation préfectorale. Il s'agit là de l'étape la plus importante dans l'évolution du cadre juridique applicable aux carrières. Pour compléter cette loi, le décret n° 71-792 du 20 septembre 1971 introduit les premières dispositions relatives à la remise en état des lieux après exploitation (Fig.T1.1).

En 1976, la loi relative à la protection de la nature, premier texte posant les bases de la protection de la nature, reconnaît d'intérêt général la préservation des espaces naturels, des paysages et des ressources naturelles. Celle-ci impose alors la réalisation d'une étude d'impact pour les projets publics ou privés. Cependant, il faudra encore attendre 3 ans pour que le décret n°79-1108 du 20 décembre 1979 impose ce principe dans les procédures de demande d'ouverture des carrières importantes (superficie supérieure à 5 ha ou production annuelle supérieure à 150 000 tonnes) qui sont également soumises à enquête publique. Cette étude permet d'évaluer les impacts sur l'environnement, l'eau, les paysages, la faune, la flore, les

écosystèmes et de proposer des mesures pour éviter, réduire ou compenser ces incidences directes et indirectes, temporaires et permanentes. En dessous de ces seuils, pour les carrières moindres, une notice d'impact suffit (Fig.T1.1).

Ces études d'impacts sont obligatoires dans certains cas et notamment pour tout ce qui est Installations Classées pour la Protection de l'Environnement (ICPE) instaurées par la loi n°76-663 du 19 juillet 1976. Ces ICPE sont définies comme des activités industrielles, artisanales ou agricoles susceptibles de présenter des nuisances ou des risques pour l'environnement, la santé et la sécurité publique. La loi n°93-3 du 4 janvier 1993 (suivie du décret n°94-485 du 9 juin 1994) intègre les carrières à la législation des ICPE qui deviennent alors des installations à part entière et sont donc soumises à la législation du code de l'environnement (en supprimant l'autorisation encore sous le Code minier) (Fig.T1.1). Les carrières sont visées à la rubrique 2510 "exploitations de carrières" de la nomenclature des ICPE. Suite à cette réglementation, les exploitants sont obligés de constituer des garanties financières destinées à attester, dans tous les cas, la remise en état des carrières après exploitation. Cette loi limite également l'autorisation d'exploiter à 30 ans au maximum (15 ans renouvelables pour les terrains boisés soumis à l'autorisation de défrichement) et prévoit la réalisation d'un schéma départemental des carrières. Le respect de l'application de l'arrêté préfectoral est contrôlé régulièrement par l'inspecteur des installations classées qui relève de la Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement (DREAL).

Procédure d'autorisation d'exploitation d'une carrière : 5 étapes

Afin d'obtenir une autorisation préfectorale pour toute ouverture ou extension de carrière, l'exploitant de la carrière doit suivre une longue procédure :

- Il constitue un dossier de demande d'autorisation d'exploitation qui contient une étude d'impact (avec présentation du projet, sites impactés, incidences directes et indirectes, temporaires et permanentes du projet sur les habitats, la faune, la flore, le paysage, les écosystèmes, les mesures prévues pour contrôler ces impacts : éviter-réduire-compenser).
- Il soumet son dossier aux services de la préfecture. A cette étape, le dossier passe par différents services administrations. L'autorité environnementale en réalise une évaluation. La recevabilité du dossier est ensuite vérifiée par l'inspection des installations classées. Les conseils municipaux sont consultés. Puis c'est le tour des services de l'Etat d'exprimer leurs avis (DREAL, DDT, ...). Enfin, le Comité d'Hygiène, Sécurité et Conditions de Travail (CHSCT) de l'entreprise est consulté. Tous ces avis sont transmis au Préfet.
- Parallèlement, le projet est soumis à enquête publique qui permet à tout citoyen et acteur social de consulter le projet et d'émettre un avis.

- Le Préfet réunit la Commission Départementale de la Nature, des Paysages et des Sites (CDNPS) pour recueillir son avis sur le projet.
- Au vue de l'ensemble de ces éléments, le Préfet décide, par arrêté préfectoral, d'autoriser ou non l'exploitation.

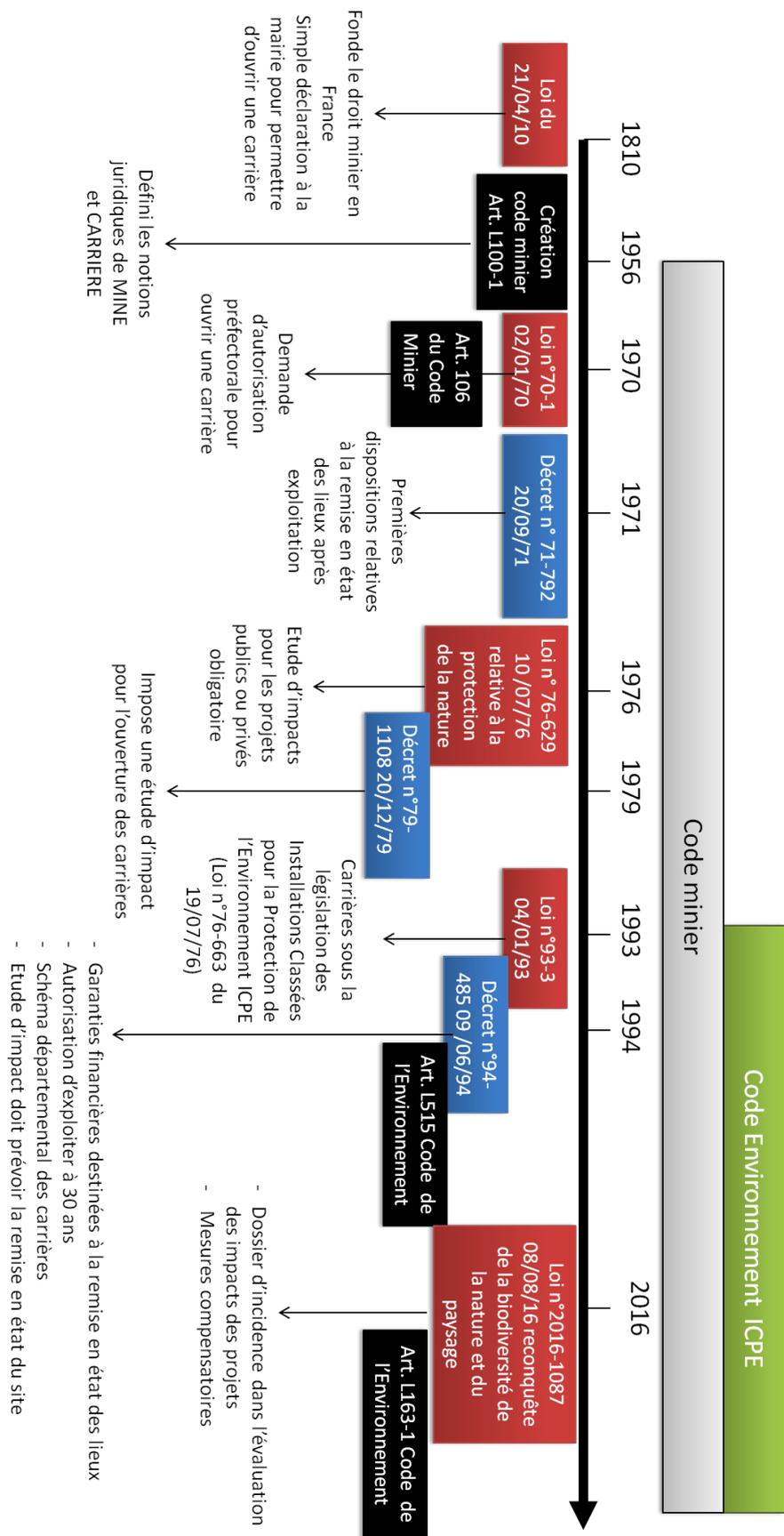
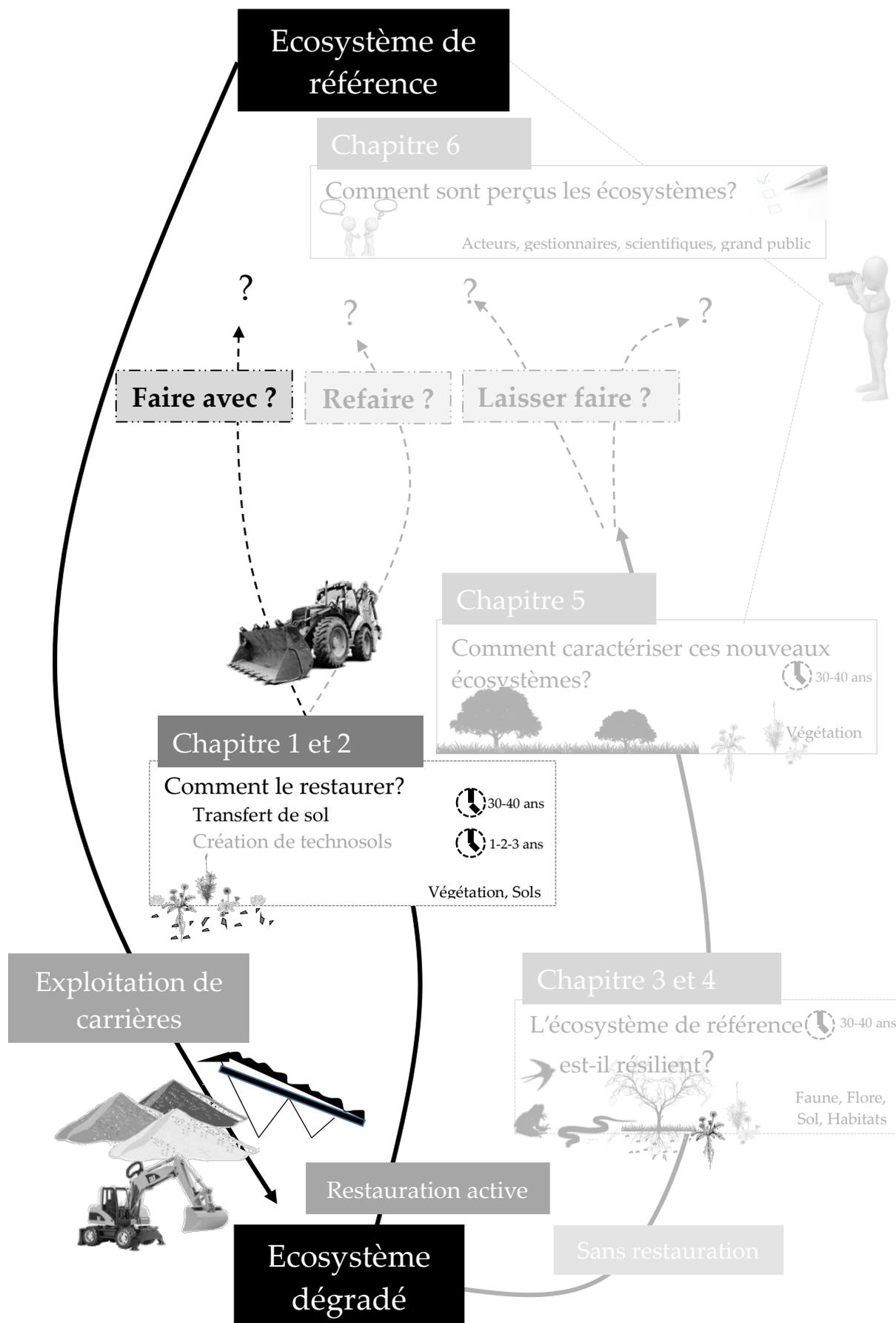


Figure T1.1 : Frise chronologique des lois et décrets régissant l'exploitation d'extraction de matériaux au niveau national

Face à cette obligation de remise en état, différents outils de réhabilitation écologique commencent à se développer, se basant principalement sur la réhabilitation des communautés végétales (Sheoran et al., 2010). Parmi ceux-ci figure le transfert de sol (Box, 2014; Bulot et al., 2017; Török et al., 2012). Ce chapitre vise à évaluer le succès de cet outil mis en place il y a 35 années notamment pour réhabiliter à l'époque, la fertilité de la terre végétale ré-épandue.





Chapitre 1 : Le transfert de sol comme outil de réhabilitation

Effets à long terme du transfert de sol évalués trente-
cinq ans après la réhabilitation de carrières
alluvionnaires sèches dans le Sud-Est de la France

Julie Chenot, Renaud Jaunatre, Elise Buisson, Thierry Dutoit

Ecological engineering

Accepté le 13 novembre 2016. Publié en Février 2017

1. Introduction

L'importance des écosystèmes et leur biodiversité dans le bien-être humain est maintenant largement reconnu (Cardinale et al., 2012; Sponsel, 2013; García-Llorente et al., 2016). Les tentatives visant à réduire et enrayer la perte de biodiversité au niveau mondial n'ont cependant pas eu beaucoup de succès jusqu'à présent et le débat pour trouver des moyens efficaces pour renverser cette tendance se poursuit dans le domaine de la conservation (Kamal et al., 2015; McShane et al., 2011; Wilkie et al., 2006). Notre environnement continue donc d'être dégradé par des activités anthropiques croissantes.

Le progrès continu et rapide de l'industrialisation et de l'urbanisation dans le monde et la nécessité qui en découle pour les ressources minérales a en grande partie détruit de nombreux écosystèmes naturels notamment par l'exploitation de carrières (Wang et al., 2011). Les activités d'extraction entraînent des impacts visuels et écologiques significatifs (Simón-Torres et al., 2014) dont tous n'ont pas encore été identifiés (El-Taher et al., 2016). L'exploitation de carrières provoque une altération drastique de la nature physique et biologique de la zone des carrières. Elle entraîne la destruction de la flore et la faune, réduisant ainsi la biodiversité et perturbant irréversiblement les relations écologiques fondamentales. De plus, elle endommage considérablement le sol en modifiant la topographie du site original et en appauvrissant et modifiant les communautés microbiennes du sol (Pinto et al., 2001; Mouflis et al., 2008; Milgrom, 2008; Simón-Torres et al., 2014; Corbett et al., 1996). Dans la plupart des carrières, la destruction de la végétation est le principal facteur qui conduit à la dégradation de l'écosystème (Singh et al., 2004). De toute évidence, le rétablissement de la végétation est la clé de l'amélioration de l'environnement écologique et devrait entraîner alors la réhabilitation de l'écosystème. Parmi les autres impacts identifiés au niveau régional figurent également les nuisances pour les résidents locaux dont la poussière, la pollution sonore et les vibrations du sol lorsque la terre végétale est retirée avec de lourdes machines (Dontala et al., 2015; Mohamed and Mohamed, 2013). L'extraction en carrière peut également provoquer une contamination chimique des eaux souterraines par des produits et matériaux de plus en plus dangereux (Dontala et al., 2015; Misra, 2013).

La conservation de la biodiversité à proprement parler, ne suffit pas. Nous devons aussi restaurer les écosystèmes dégradés. Aujourd'hui, de nombreux pays ont adopté une législation exigeant que les sociétés minières et portuaires mettent en œuvre une restauration écologique après arrêt de l'exploitation (European Parliament, 2014). La restauration écologique *sensu lato* est le processus d'aide au rétablissement d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit (SER, Society for Ecological Restoration International, Science & Policy Working Group, 2004). Les buts de la restauration au sens strict comprennent le rétablissement de l'intégrité biotique préexistante en termes de composition des espèces et de structure de la communauté. De nombreuses carrières mettent ainsi en œuvre des actions de réhabilitation ou de remise en état des bonnes conditions pour la biodiversité (Carrick and Krüger, 2007; Damigos and Kaliampakos, 2003). La réhabilitation vise à réparer un ou plusieurs attributs,

processus ou services d'un écosystème. D'autre part, la remise en état comprend la stabilisation des terres, les garanties de sécurité publique, l'amélioration esthétique et généralement un retour de l'écosystème utile dans le contexte régional (SER, Society for Ecological Restoration International, Science & Policy Working Group, 2004). Toutefois, étant donné la situation économique actuelle de certains pays, certaines opérations de restauration se sont avérées inefficaces (Milgrom, 2008). Le début de réhabilitation se fait par le choix des matériaux de départ qui déterminent la réussite des processus de restauration (Bradshaw, 2000), et est particulièrement décisive pour le rétablissement de la flore autochtone associée à des substrats spécifiques (Ballesteros et al., 2014; Whiting et al., 2004). De nombreuses expériences menées dans le monde entier témoignent de la variété des techniques de réhabilitation des carrières utilisées, en particulier la végétalisation. Par exemple, des espèces arbustives ont été plantées dans les carrières de roches dolomitiques en Chine (Wang et al., 2011) ou dans des carrières de calcaire au Portugal (Oliveira et al., 2011) pour réhabiliter des zones précédemment dégradées. Cela impliquait l'ajout d'une couche de marne et d'un substrat amélioré sur la roche nue (Oliveira et al., 2011). D'autres techniques utilisant des substrats de substitution (technosols) avec des fertilisants, des polymères de rétention d'eau, des géotextiles, des inoculations mycorhiziennes, des remblais sont également utilisés pour améliorer la croissance de la végétation après exploitation de marbre en Espagne (Ballesteros et al., 2014; Simón-Torres et al., 2014). Toutes ces techniques sont utilisées pour la restauration de la végétation dans les zones perturbées. Cependant, un suivi à long terme est rarement mis en œuvre ou si c'est le cas, les résultats sont peu encourageants (Oliveira et al., 2011). De plus, l'effet quelque peu limité de la restauration ne peut pas justifier les coûts supplémentaires (économiques et peut-être de l'environnement) de sa mise en œuvre. De plus, la réhabilitation contraste avec la grande diversité parfois observée dans certaines carrières abandonnées (Chapel, 2011; Pitz et al., 2014; Prach et al., 2013; Remacle, 2009) (Chapitre 4). Ce paradoxe suggère la nécessité de déterminer les mesures les plus bénéfiques pour la réhabilitation de la flore et de la végétation originales dans les zones perturbées et spécifiquement pour celle destinée aux habitats présents dans les carrières (Ballesteros et al., 2014; Oliveira et al., 2011).

La perte des ressources en sols et minéraux originaux causée par les activités d'exploitation de carrières représente un défi majeur pour la restauration de la flore particulière associée à des substrats spécifiques (Ballesteros et al., 2014; Clemente et al., 2004). Par conséquent, des substrats supplémentaires sont nécessaires lorsque le développement de la communauté végétale d'origine est l'objectif de la restauration (Oliveira et al., 2011). Une des techniques les plus fréquemment utilisées pour la restauration des carrières consiste à recouvrir le substrat géologique exposé post-extraction, soit avec une couche de terre végétale extraite du site avant l'exploitation et conservée en tas pendant l'exploitation de la carrière (couche arable) (Simón-Torres et al., 2014), soit avec un sol artificiellement créé (Frouz et al., 2007; Weber et al., 2015) (Chapitre 2). Le transfert de sol consiste à retirer les premiers centimètres de la terre végétale

à partir d'un site donneur d'intérêt écologique et de le ré-étaler sur des sites dégradés à restaurer (Ghose, 2001; Sheoran et al., 2010). Ce sol peut être le sol préexistant du site lui-même ou peut provenir d'un autre site déjà programmé pour être détruit (Bulot et al., 2017). Le sol est ensuite ré-étalé sur les sites à restaurer (Ghose, 2001; Sheoran et al., 2010). Il peut consister en un transfert direct de terre végétale d'un autre site qui commence à être exploité. Dans ce cas, il n'y a pas de stockage de terre végétale et donc une meilleure chance de réhabilitation réussie (Rivera et al., 2014). Dans d'autres cas, la terre végétale est stockée pendant la durée de l'exploitation minière, la qualité du sol et la banque de graines sont alors modifiées, ce qui réduit les chances de réussite de la réhabilitation (Ghose, 2001; Strohmayer, 1999). Le transfert de la terre végétale peut être utilisé pour restaurer les caractéristiques écologiques et les services écosystémiques associés de sites donneurs (Box, 2003). Il a été évalué comme étant la meilleure méthode de restauration pour compenser les nombreux projets impliquant nécessairement la destruction d'écosystèmes de grande valeur écologique en raison du développement de projets consentis ou autorisés (Box, 2014). Toutefois, c'est encore une approche jeune. L'évaluation du succès de cette méthode ne dépasse que rarement les premières années (Koch, 2007; Oliveira et al., 2011; Muller et al., 2013; Bulot et al., 2014; Jaunatre et al., 2014a). La plupart des restaurations impliquant un transfert de sol sont récentes et / ou n'ont pas été examinées scientifiquement (Fowler et al., 2015). Les effets à long terme (sur plusieurs décennies) de cette expérimentation sur la survie d'espèces cibles ne sont pas connus. En outre, les résultats obtenus dans les premiers mois ou années après leur mise en œuvre ne fournissent pas nécessairement une bonne indication des réponses à long terme des opérations de restauration écologique (Cooke and Johnson, 2002; D'Antonio and Meyerson, 2002; Gaucherand et al., in press; Herrick et al., 2006; Oliveira et al., 2011). À l'heure actuelle, seuls les modèles de succession sont appliqués à la restauration (Hobbs and Norton, 1996; Hobbs and Harris, 2001; Westoby et al., 2006). Ces modèles décrivent les écosystèmes par le biais de catalogues des états alternatifs avec des transitions et des seuils distincts entre les états (Koch, 2007). Des études évaluant les résultats à moyen et long terme sont donc indispensables pour une évaluation plus complète de ces techniques.

Dans la plaine de la Crau, de nombreuses carrières alluviales sèches ont été exploitées dans les années 1970 pour la création de la zone portuaire de Fos-sur-Mer. Ces carrières ont entraîné la destruction de près de 300 hectares de écosystème original de la steppe de la Crau (Buisson and Dutoit, 2006). Lorsque les carrières ont cessé leur activité dix ans plus tard, les entreprises n'étaient alors pas tenues par la législation de réhabiliter l'environnement après l'exploitation minière. Malgré cela, diverses opérations de réhabilitation, utilisant majoritairement des techniques de transfert de sol ont été mises en place sur ces sites principalement avec des objectifs esthétiques (créer une zone plane comme le paysage de steppe) ou sécuritaires (éviter les fosses abruptes). Le suivi du sol et de la végétation de ces carrières donne donc l'occasion d'un retour d'expérience à long terme de 35 ans sur ces techniques (c.-à-d. impliquant

différentes sources de sol, compositions, épaisseurs, avec ou sans contact avec la nappe phréatique). Les communautés végétales et les paramètres physico-chimiques des sols dans les fonds de carrière réhabilités ont été comparés à un témoin positif, la steppe, généralement considérée comme l'écosystème de référence (Dutoit et al., 2013; Hobbs et al., 2013a, 2013b) et à un contrôle négatif correspondant à une zone exploitée et abandonnée sans la mise en place d'une quelconque mesure de réhabilitation. Le sol de cette steppe environnante était celui qui existait avant d'être détruit par les carrières. Pour évaluer l'importance biologique des habitats nouvellement créés, nous avons travaillé à différentes échelles spatiales. Ainsi, la biodiversité locale (diversité α : nombre d'espèces présentes dans une communauté végétale) et de la diversité biologique d'une fenêtre régionale (diversité γ : nombre total d'espèces dans une fenêtre paysagère), mais aussi l'originalité des communautés présentes en rapport à un référentiel paysager (diversité β : relation entre la diversité alpha et la diversité gamma c'est-à-dire la façon dont la variation de la composition ou la structure d'un point à un autre contribue à la diversité gamma; une façon de la mesurer est la dissimilarité entre les relevés) ont été prises en compte (Whittaker, 1972; Anderson et al., 2006; Jamoneau, 2010; Anderson et al., 2011).

Face à ces réhabilitations, diverses études ont été menées sur le sol et la végétation pour évaluer le succès de la restauration écologique sur deux compartiments de l'écosystème. Ces analyses ont été effectuées en mai et juin 2015, 35 ans après la fin de l'exploitation. Dans la restauration écologique, il est important de suivre la végétation et ce, particulièrement sur différents niveaux d'analyses (à l'échelle de la communauté, entre les communautés et à l'échelle du paysage) pour les sites et les paysages méditerranéens de type pelouses sèches qui représentent des millions d'hectares dans le bassin méditerranéen.

2. Matériels et méthodes

2.1. Site d'études

Cette étude a été réalisée dans la plaine de Crau, située dans le sud-est de la France (Bouches-du-Rhône) (Fig. C1.1A). Caractérisée par un habitat naturel original, la plaine dénommée « steppe de la Crau » a été classée en 1990 Zone de Protection Spéciale au titre de Natura 2000. Cette steppe constitue la dernière steppe méditerranéenne française restante (Buisson and Dutoit, 2006). Sa communauté de pelouses sub-steppiques méditerranéennes présente l'association phytosociologique *Asphodelo ayardii – Brachypodietum retusum*, Molinier & Tallon 1950 corr Aurière, Dutoit et Bioret, 2017 (Aurière et al., In prep.; Molinier and Tallon, 1950) dominée par des espèces telles que *Brachypodium retusum* (Pers.) P. Beauv, *Thymus vulgaris* L. et *Asphodelus ayardii* Jahand et Maire. Cette communauté végétale est intéressante d'un point de vue richesse spécifique, composition et diversité (Badan et al., 1995; Cherel, 1988; Henry, 2009). Il y a en moyenne 30 à 40 espèces végétales relevées dans quatre mètres carrés, dont 50% d'annuelles (Römermann et al., 2005). Cette communauté végétale résulte d'une

succession végétale régressive ou allogénique de milliers d'années sous les effets conjugués de i) un climat méditerranéen sec et venteux, ii) des conditions spécifiques du sol de 40 cm de profondeur et constitué de 50% d'éléments grossiers et repose sur un conglomérat calcaire qui ne peut pas être pénétré par les racines des plantes (Molliex et al., 2013) et iii) un régime de perturbation récurrent constitué par le pâturage ovin itinérant depuis la fin du néolithique (Badan et al., 1995; Beltrando, 2015; Henry et al., 2010; Lebaudy, 2004; Tatin et al., 2013). Notre site d'étude est situé dans le sud de la plaine de Crau (43°31'36.77''N, 4°53'04.50''E). Sur celui-ci se trouvent 296 ha de carrières autrefois exploitées pour le ballast routier ou pour des matériaux nécessaires à la construction de la zone portuaire de Fos-sur-Mer (Fig. C1.1). Les carrières étudiées ont été abandonnées dans les années 80 d'après l'analyse des photographies aériennes anciennes (1938-2015) (Fig. C1.2). Un sol peu profond de type FERSIALSOL également appelé « terre végétale » (Baize and Jabiol, 2011; Chenot et al., 2018) de 40 cm de profondeur au-dessus du conglomérat géologique (composé de galets de silice dans une matrice de carbonate de calcium formant un conglomérat calcaire de 1 à 5 m d'épaisseur) a été enlevé des carrières et exporté, vendu ou stocké. Cela a permis d'extraire le substrat géologique sous-jacent (un mélange de 10 à 50 m d'épaisseur de galets et de sables quaternaires déposés dans un ancien grand alluvionnaire pendant la période Riss-Würm glaciaire, (Molliex et al., 2013)) sous le conglomérat.

Cependant, à l'époque de l'exploitation de ces carrières, il n'y avait aucun texte officiel régulant l'exploitation (notamment la profondeur d'exploitation relative à la hauteur de la nappe phréatique) ou la réhabilitation des sites après exploitation. Dans la majorité des cas (44% du site d'étude), aucun matériau n'a été remis en place après la fin de l'exploitation des carrières, révélant ainsi le substrat géologique directement à la surface. Dans les cas où la profondeur d'exploitation a été supérieure à 9 m (hauteur moyenne de la nappe phréatique), la nappe phréatique affleure. Cette situation est considérée comme un témoin négatif sans tentative de réhabilitation du sol ou de la végétation pour des raisons écologiques ou autres (Tab. C1.1). Cependant, dans certains cas, les fonds de carrière ont été partiellement remplis de déblais anthropogéniques combinant différentes proportions de graviers, d'argiles et de sables, de conglomérats ou de blocs de béton, *etc.* (11% de la superficie du site d'étude). Cette situation a été considérée comme un traitement de réhabilitation car ces nouveaux sols artificiels fournissent des conditions favorables à de nouvelles successions primaires, même si rien n'a été mis en place pour conduire ces successions vers la composition végétale et la dynamique de la communauté végétale de la steppe de référence. Cependant, à l'initiative de carriers, le sol stocké a été ré-étalé (45% du site d'étude) de différentes façons incluant diverses épaisseurs et des mélanges de matériaux dans le substrat (graviers, argiles et sables, blocs de poudingues, *etc.*). À l'inverse, à l'initiative de certains opérateurs de carrière, dans d'autres fonds de carrière, la terre végétale stockée préalablement à l'exploitation a été étalée sur les matériaux de déblais ou directement sur le matériau géologique (45% de la zone d'étude). Par

conséquent, les différentes conditions d'exploitations et traitements de réhabilitation mis en place dans les années 80 ont généré une grande diversité de situations géomorphologiques et pédologiques d'origines anthropiques. Cela permet de comparer les impacts des différents traitements de réhabilitation sur la végétation qui s'y est développée. Ces végétations ont été comparées à (i) celle de la steppe de Crau généralement considérée comme l'écosystème de référence dans les précédents projets de restauration réalisés dans cette zone (Dutoit et al., 2013) et à (ii) la végétation se développant là où il n'y a eu aucune réhabilitation, aucun transfert de sol (témoin négatif) (Tab. C1.1). Au total quatre situations ont été identifiées le long d'un gradient de réhabilitation: (1) transfert de sol (40 cm) sans contact avec la nappe phréatique, (2) transfert de sol (40 cm) en contact avec la nappe phréatique (3) transfert de plus de 40 cm et (4) dépôt de matériaux anthropogéniques (déblais, remblais) (Tab. C1.1, Fig. C1.1). Ces quatre situations ont été identifiées à l'aide de photographies aériennes anciennes, de profils de sol (Chenot et al., 2018) et d'entretiens avec des opérateurs de carrière.

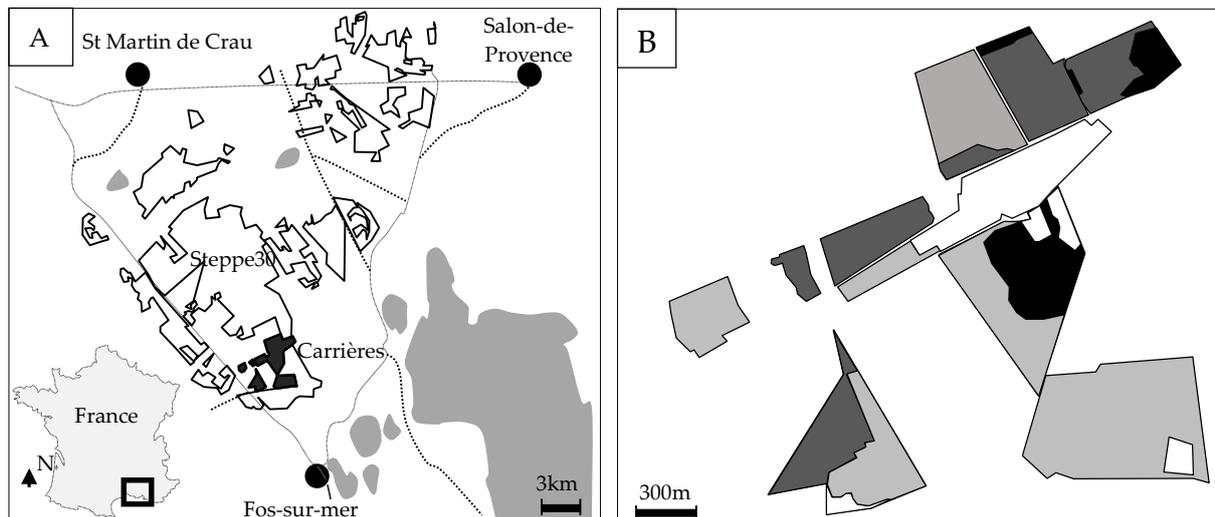


Figure C1.1 : Localisation du site d'étude et design expérimental des opérations de restauration après arrêt d'exploitation. (A) Localisation de la plaine de la Crau en France, des patches restants de steppe (gris clair) et des carrières (noir) ; (B) design expérimental des traitements de restauration dans les carrières abandonnées : dépôts de matériaux anthropogéniques (blanc cassé) ; aucune réhabilitation (gris clair), transfert de 40cm de terre végétale (gris foncé), transfert de plus de 40 cm de terre végétale (noir) et carrière en cours d'exploitation (beige)

2.2. Analyses de la végétation

Pour les analyses de la végétation (composition végétale, diversité alpha, bêta et gamma) dans les différents traitements des échantillonnages ont été réalisés grâce à des quadrats de 4 m² inventoriés en mai 2015. Pour chacun des six différents traitements de réhabilitation identifiés dans le diagnostic écologique et selon la superficie disponible, 3 à 6 transects de 100 m de long ont été répliqués (3 à 6 fois répliqués), chacun composé de 5 quadrats de pseudo réplification ont été mis en place (Fig. C1.1, Tab. C1.1). Ces quadrats ont été pseudo-répliqués sur le même site, le long de chaque transect de manière à révéler une éventuelle hétérogénéité dans la

distribution spatiale des communautés végétales pour un même traitement. Dans chaque transect, les quadrats ont été espacés pour éviter toute autocorrélation spatiale entre eux. Cinq quadrats de 4 m² ont été utilisés pour l'échantillonnage car ils recouvrent une surface plus importante que l'aire minimale des associations phytosociologiques avoisinantes (Molinier and Tallon, 1950). L'abondance de chaque espèce végétale a été estimée visuellement en pourcentages de recouvrement (Gillet, 2000).

Les analyses de la végétation ont eu lieu dans 25 transects (125 quadrats), quatre dans les situations où il y a plus de 40 cm de transfert de sol, trois dans les situations où il y a eu transfert de 40 cm de sol en contact avec la nappe phréatique, trois dans les situations où il y a eu transfert de 40 cm de sol sans contact avec la nappe phréatique, cinq dans les dépôts de matériaux anthropogéniques, quatre dans le témoin négatif où il n'y a eu aucune réhabilitation et 6 dans la steppe de référence (témoin positif) qui entoure les carrières abandonnées (Fig. C1.1).

2.3. Analyses de sol

Des analyses de sol ont été effectuées en 2015 sur 29 échantillons de sol provenant des carrières abandonnées. Cinq échantillons (200g) provenant de la steppe, cinq du témoin négatif et 5 échantillons pour chacun des quatre traitements de réhabilitation (Tab. C1.1). Pour cela, les échantillons de sol ont été prélevés dans les dix premiers centimètres de la couche superficielle de sol/matériau. Chaque échantillon a été séché et tamisé à 2mm. Le contenu chimique (Carbone organique (Allison, 1965), Azote total (Bremner, 1996), C/N, CEC Metson (Metson, 1956; Ciesielski et al., 1997), K, P₂O₅ (Olsen, 1954), CaCO₃, pH (Thomas, 1996) (Sparks et al., 1996)) et les particules fines (<2 mm) (pourcentage d'argile (<0.002 mm), limons fins (0.002–0.02 mm), limons grossiers (0.2–2 mm), sables fins (0.05–0.2 mm) et sables grossiers (0.2–2 mm)) ont été mesurés sans décarbonatation par le laboratoire d'analyses de sol de l'INRA d'Arras (Institut National de la Recherche Agronomique).

Tableau C1.1: Différents traitements de réhabilitation et témoins utilisés dans cette étude et analyses effectuées sur chaque traitement

Traitements		Nombre d'échantillons pour les analyses de sol	Nombre de transects de végétation
Témoin positif	Steppe de référence	5	6
	Transfert de sol de 40 cm sans contact avec la nappe phréatique	4	4
Transferts de sol	Transfert de sol de 40 cm avec contact avec la nappe phréatique	5	3
	Transfert de sol de plus de 40 cm	5	3
Anthroposols artificiels	Dépôts de matériaux anthropogéniques (déblais, remblais)	5	5
Témoin négatif	Absence de réhabilitation	5	4

2.4. Analyses des données

Pour tester les effets des traitements sur les paramètres physico-chimiques, les caractéristiques du sol ont été ordonnées en utilisant l'Analyse en Composantes Principales (ACP) (6 traitements \times 29 échantillons de sol), méthode appropriée pour les variables continues (Borcard et al., 2011). Pour tester les effets des différents traitements sur la richesse en espèces, la composition et la structure de la communauté végétale, ces variables ont été comparées entre les traitements. La structure de la communauté a été mesurée en utilisant différents indices (diversité alpha, diversité gamma, index CSII_{norm} et HAI). La diversité alpha, qui est le nombre d'espèces présentes dans une communauté végétale, a été calculée pour chaque quadrat de 4 m². La diversité gamma, qui est le nombre total d'espèces dans un paysage, a été calculée comme la richesse en espèces cumulées des cinq quadrats pour chaque transect dans les différentes carrières et la steppe de référence. Comme le nombre de transects utilisés dans les carrières (N = 19) est plus élevé que dans la steppe (N = 6), six transects des carrières ont été sélectionnés au hasard et leur richesse spécifique cumulée a été calculée. Ce tirage aléatoire a été répété 100 fois. La richesse en espèces cumulées moyenne a déterminé la diversité gamma dans les carrières. Deux indices ont été utilisés pour évaluer le succès de la réhabilitation des communautés végétales par transfert de sol: l'indice CSII_{norm} (normalized Community Structure Integrity Index) mesurant la proportion de l'abondance des espèces de la communauté de référence représentées dans la communauté restaurée, et l'indice HAI (Higher Abundance Index) mesurant la proportion de l'abondance des espèces dans la communauté restaurée qui est plus élevée que dans la communauté de référence (Jaunatre et al., 2013). Lorsque les conditions paramétriques ont été remplies, nous avons utilisé les tests ANOVA suivis de tests post-hoc de Tukey HSD si une différence significative était détectée. Lorsque les conditions paramétriques n'étaient pas remplies, nous avons utilisé des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis suivis de comparaisons de Wilcoxon par paires avec un ajustement de la valeur p selon Bonferroni si une différence significative était détectée.

(Bonferroni, 1936; Kruskal and Wallis, 1952; Stoll, 2017; Wilcoxon, 1945). La composition et l'abondance de la végétation ont été ordonnées en utilisant une Non-metric multidimensional scaling (NMDS) (6 traitements × 125 quadrats × 241 espèces végétales) basée sur la dissimilarité de Bray-Curtis (Borcard et al., 2011). Nous avons ainsi pu visualiser la structure de la végétation de chaque traitement et les comparer. Toutes les analyses ont été effectuées en utilisant R 2.13.0 (R Development Core Team, 2016), des analyses multivariées avec les packages «ade4» (Chessel et al., 2004; Dray et al., 2007; Dray and Dufour, 2007) et «vegan» (Oksanen et al., 2015).

3. Résultats

3.1. Effet du transfert de sol sur les paramètres physico-chimiques du sol

Les différents traitements de restauration montrent des différences significatives dans les propriétés physico-chimiques des sols (Tab. C1.2, Fig. C1.2). L'ACP basée sur les propriétés du sol discrimine significativement les différents traitements. L'axe 1 (45,3% d'inertie) sépare la terre végétale (steppe et transferts de sol) du témoin négatif où il n'y a eu aucun sol ré-étalé. Cette séparation s'explique en partie par la quantité d'argiles, de limons fins et grossiers significativement supérieurs dans la steppe et dans les transferts de sol. Inversement, en l'absence de réhabilitation (témoin négatif), le substrat est caractérisé par des quantités significativement plus élevées de sable grossier, des rapports C/N plus élevés et un pH plus élevé (Tab. C1.2).

L'axe 2 (25,8% d'inertie) sépare nettement les sols de la steppe et des transferts de sol par rapport au témoin négatif et aux dépôts de matériaux anthropogéniques. Le plan 1-2 de l'ACP permet de visualiser de nombreuses ressemblances dans les propriétés physico-chimiques mesurées entre la steppe et les différents traitements de transfert de sol. Ces derniers tendent vers les sols de la steppe de référence, spécialement celui où il n'y a pas contact avec la nappe phréatique. Les quantités de limons fins et de limons grossiers sont significativement supérieures dans les sols de la steppe en comparaison avec les différents traitements de transfert de sol (Tab. C1.2).

Tableau C1.2 : Analyses de sol réalisées en mai 2015 entre les traitements de réhabilitation et les témoins négatifs et positifs. Les valeurs données sont des moyennes \pm erreurs types. La valeur F et la valeur p résultant des tests ANOVA et la valeur χ^2 résultant des tests de chisq pour l'effet du traitement de réhabilitation sur chaque variable. Dans une ligne, deux cellules avec une lettre différente ont des valeurs significativement différentes selon les tests post-hoc de Tukey ou les tests de Mann-Whitney-Wilcoxon (Stoll, 2017; Wilcoxon, 1945)

	Statistiques	P	Steppe de référence (Contrôle positif)	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 (sur plus de 40 cm)	Dépôts de matériaux anthropogéniques	Absence de traitement de réhabilitation (Contrôle négatif)
Argiles (g kg ⁻¹)	$\chi^2=19.38$, Df=6	0.004**	231.2\pm6.6 b	199.5\pm33.9 b	223.4\pm4 b	204\pm17.5 b	109.8\pm28.1 a	98.8\pm8.9 a
Limon fin (g kg ⁻¹)	$F_{6,27}= 1.7$	0.16	210.8 \pm 5.5	173.5 \pm 15.3	177.4 \pm 2.7	176.8 \pm 6.5	150.8 \pm 46.3	131.6 \pm 13
Limon grossier (g kg ⁻¹)	$F_{6,27}= 0.56$	0.76	143 \pm 3.7	116.5 \pm 11.6	128.4 \pm 2.6	123.6 \pm 5.9	123.8 \pm 66.1	81.2 \pm 6.9
Sable fin (g kg ⁻¹)	$F_{6,27}= 0.5$	0.801	202.8 \pm 5.1	239.5 \pm 34.9	218 \pm 6.2	205.8 \pm 5.3	224 \pm 47.1	234.6 \pm 16.1
Sable grossier (g kg ⁻¹)	$F_{6,27}= 2.91$	0.026*	212.2\pm13.6 a	271\pm26.9 ab	252.8\pm3.4 ab	289.8\pm29.1 ab	391.6\pm118.7 ab	453.8\pm35.5 b
Carbone total (g kg ⁻¹)	$F_{6,27}= 1.1$	0.385	17.4 \pm 1.4	12.4 \pm 2.1	15.4 \pm 1.9	15.9 \pm 1.6	31.7 \pm 15.6	11.4 \pm 3.2
Azote total (g kg ⁻¹)	$F_{6,27}= 0.72$	0.637	1.6 \pm 0.1	1.1 \pm 0.2	1.4 \pm 0.1	1.5 \pm 0.2	2.2 \pm 1.3	0.8 \pm 0.3
C/N	$F_{6,27}= 2.72$	0.034*	10.7\pm0.3 a	11.8\pm1.8 ab	10.7\pm0.5 ab	10.9\pm0.6 ab	22.1\pm6.2 b	15.1\pm0.9 ab
pH	$F_{6,27}= 4.31$	0.004**	7.6\pm0.3 a	8.2\pm0.2 ab	8.3\pm0.1 ab	8.2\pm0.1 ab	8.7\pm0.2 b	8.6\pm0.1 b
CaCO ₃ (g kg ⁻¹)	$\chi^2= 19.38$, Df=6	0.004***	5.8\pm4.8 a	70.8\pm62.3 a	20.8\pm5.7 a	58\pm46.1 a	216.6\pm20.4 b	223.4\pm19.1 b
P ₂ O ₅ (g kg ⁻¹)	$\chi^2= 10.59$, Df=6	0.102	0.1844 \pm 0.1727	0.0088 \pm 0.0008	0.0136 \pm 0.0027	0.0304 \pm 0.0162	0.0156 \pm 0.0094	0.0256 \pm 0.0077
CEC Metson (cmol + kg ⁻¹)	$F_{6,27}= 1.37$	0.261	9.1 \pm 0.4	7.1 \pm 1.3	8.4 \pm 0.2	7.8 \pm 0.4	8.7 \pm 4	3.4 \pm 0.6
Ca	$F_{6,27}= 2.89$	0.026*	2.8\pm1 a	4.1\pm1.1 ab	4.9\pm0.6 ab	4.3\pm1 ab	6.7\pm0.4 b	6.4\pm0.1 b
K	$F_{6,27}= 1.32$	0.282	0.1 \pm 0	0.1 \pm 0	0.2 \pm 0	0.1 \pm 0	0.1 \pm 0.1	0.1 \pm 0

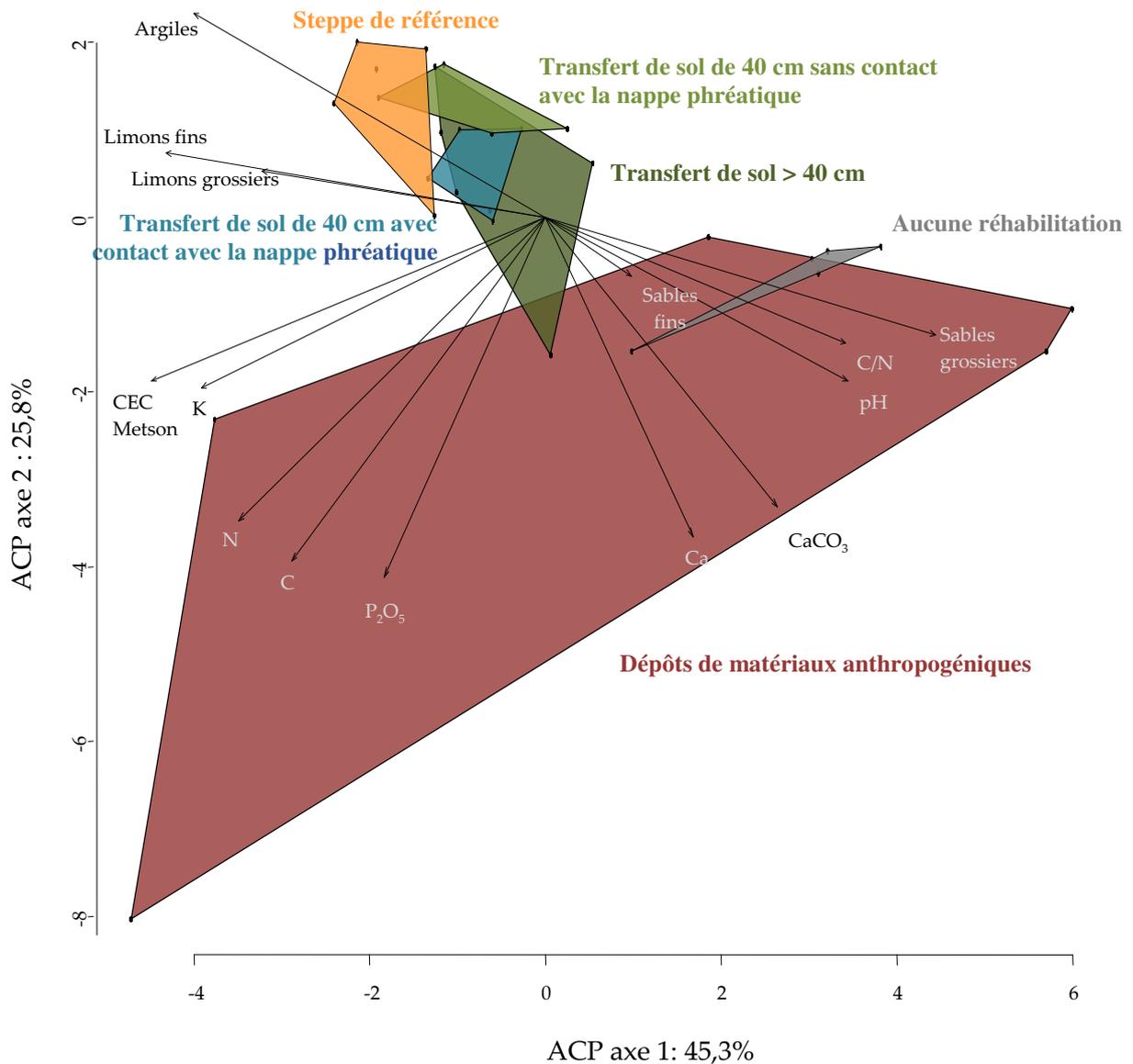


Figure C1.2 : ACP basée sur l'analyse de 29 échantillons de sol. Les échantillons de chaque traitement de restauration sont identifiés par des lignes pointillées : (1) dépôts de matières anthropogéniques en gris foncé (2) transfert de sol (40 cm) en contact avec la nappe phréatique en gris clair (3) transfert de sol de plus de 40 cm en gris moyen et (4) transfert de sol (40 cm) sans contact avec la nappe phréatique en blanc. Les deux témoins sont identifiés par des lignes pleines : (i) la Steppe de référence en blanc (témoin positif), (ii) aucune réhabilitation en gris (témoin négatif). Les flèches représentent les paramètres physico-chimiques du sol mesurés (Teneur chimique (Carbone organique, Azote total, C/N, CEC Metson, K, P₂O₅, CaCO₃, pH) et la granulométrie du sol avec les particules fines (<2 mm) (pourcentages d'argiles (<0,002 mm), limon (0,002-0,02 mm), limon grossier (0,2-2 mm), sable fin (0,05-0,2 mm) et sable grossier (0,2-2 mm))

3.2. Effets du transfert de sol sur la composition des communautés végétales

3.2.1. Diversité alpha et gamma

Les inventaires floristiques ont permis de répertorier 21 espèces végétales à forte valeur patrimoniale (5 à fort enjeu et 16 à enjeu modéré) identifiées sur la liste rouge régionale de Provence-Alpes-Côte-D'Azur (Tab. C1.3). Ces espèces représentent 10% des 241 espèces recensées au total. 224 espèces ont été inventoriées sur les 95 quadrats de 4 m² des carrières

dont 20 espèces patrimoniales contre 131 espèces dans les 30 quadrats de 4 m² de la steppe de référence dont 11 espèces patrimoniales (Tab. C1.3). Une seule espèce patrimoniale a été identifiée uniquement dans la steppe : *Phlomis lychnitis* alors que les carrières en compte onze. Quatre espèces patrimoniales ont été recensées uniquement sur les dépôts de matériaux anthropogéniques (*Bupleurum semicompositum*, *Limonium cuspidatum*, *Limonium echioides*, *Velezia rigida*) et une dans le témoin négatif (*Lythrum hyssopifolia*) (Tab. C1.3). Toutes les espèces patrimoniales identifiées dans les traitements avec transferts de sol ont également été inventoriées dans la steppe à l'exception de *Campanula erinus* et *Paronychia capitata* (Tab. C1.3).

Tableau C1.3: Espèces patrimoniales recensées sur chaque type de sol en mai 2015. L'enjeu régional a été déterminé selon la liste rouge de la région Provence-Alpes-Côte-D'Azur

Espèces	Enjeu régional	Steppe de Crau (Témoin positif)	Transfert de sol (40 cm) sans contact avec la nappe phréatique	Transfert de sol (40 cm) en contact avec la nappe phréatique	Transfert de sol (Plus de 40 cm)	Dépôts de matériaux anthropogéniques (remblais et déblais)	Absence de réhabilitation (Témoin négatif)
<i>Bupleurum semicompositum</i>	Modéré					x	
<i>Campanula erinus</i>	Modéré		x	x		x	x
<i>Centaurea melitensis</i>	Modéré	x		x		x	
<i>Gastriidium ventricosum</i>	Modéré	x		x	x		
<i>Limonium cuspidatum</i>	Fort					x	
<i>Limonium echioides</i>	Modéré					x	
<i>Linaria arvensis</i>	Modéré	x	x	x		x	
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	Modéré						x
<i>Melilotus indicus</i>	Modéré					x	
<i>Parapholis incurva</i>	Modéré	x		x	x	x	x
<i>Paronychia capitata</i>	Modéré		x			x	
<i>Phlomis lychnitis</i>	Modéré	x					
<i>Polygala monspeliaca</i>	Modéré	x			x		x
<i>Polypogon maritimus</i>	Modéré					x	x
<i>Psilurus incurvus</i>	Modéré	x	x	x	x	x	x
<i>Ruta montana</i>	Modéré	x	x				
<i>Taeniatherum caput-medusae</i>	Fort	x	x	x	x	x	x
<i>Trifolium glomeratum</i>	Fort	x	x	x		x	
<i>Trifolium subterraneum</i>	Modéré	x			x		
<i>Valerianella microcarpa</i>	Fort				x	x	
<i>Velezia rigida</i>	Fort					x	

A l'échelle régionale (diversité gamma), la richesse moyenne des espèces des différentes communautés végétales des carrières abandonnées (130,00 ± 0) est significativement inférieure à la richesse moyenne des espèces recensées dans la communauté végétale de la steppe (156,78 ± 0,77) (F_{1,198}=1219,00 ; p<0,001***). Cependant, à l'échelle de la communauté végétale, la richesse spécifique (diversité alpha) des différents traitements de transfert de sol (en contact

avec la nappe phréatique ($47,60 \pm 2,02$) ; sans contact avec la nappe ($36,00 \pm 1,20$); transfert de plus de 40cm de sol ($35,55 \pm 1,46$) ne présentent aucune différence significative avec la végétation de la steppe de référence ($42,20 \pm 1,51$) (Fig. C1.4). En revanche, la richesse spécifique recensée sur les dépôts de matériaux anthropogéniques ($29,88 \pm 2,66$) et dans le témoin négatif ($23,25 \pm 1,64$) sont significativement inférieures par rapport à la steppe de référence ($F_{5, 119}=18,98$; $p<0,0001^{***}$) (Fig. C1.3).

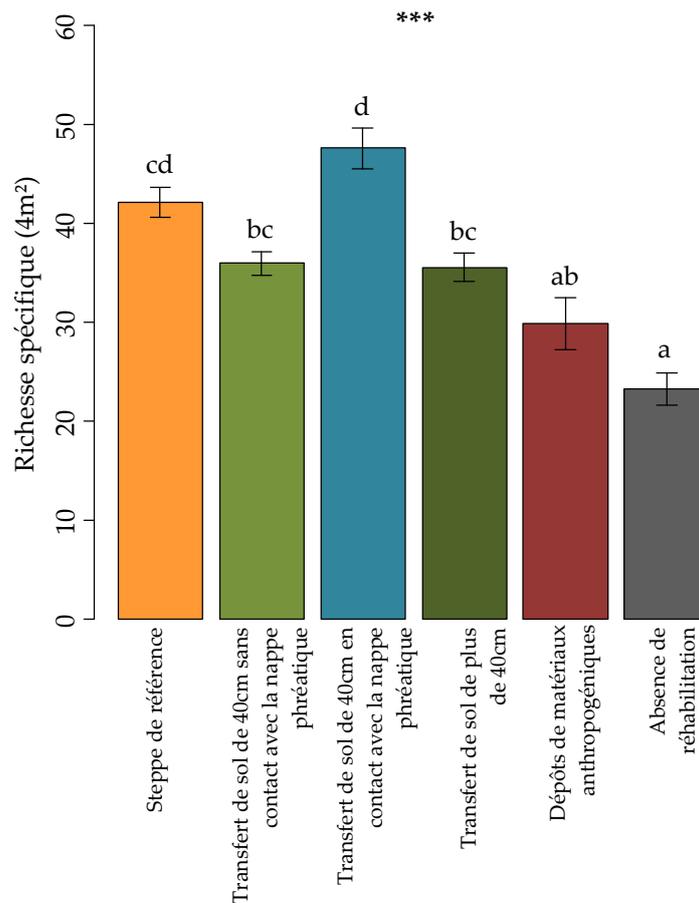


Figure C1.3: Moyennes et erreurs standards de la richesse spécifique relevée dans chaque quadrat (4m²) entre les traitements et les deux témoins: steppe (orange), transfert de sol (gris clair), dépôts de matériaux anthropogéniques et absence de réhabilitation (gris foncé). Entre chaque traitement, les barres d'erreurs partageant des lettres communes n'ont pas de différences significatives selon le test post-hoc de Tukey (Stoll, 2017)

3.2.2. Effets du transfert de sol sur la composition de la communauté végétale

La NMDS montre un gradient dans la composition des communautés végétales de la steppe (témoin positif) à l'absence de réhabilitation (témoin négatif) et discrimine nettement les communautés végétales selon leur composition floristique (NMDS-Stress = 0,20) (Fig. C1.4). La steppe de référence est caractérisée par de nombreuses espèces représentatives notamment des espèces pérennes (*Eryngium campestre*, *Phlomis lychnitis*, *Stipa capillata*) en particulier

Brachypodium retusum généralement dominant dans les communautés végétales de la steppe. Elle est également caractérisée par des espèces annuelles qui y ont été uniquement recensées telles qu'*Aegilops geniculata*, *Clypeola jonthlaspi*, *Cynosurus echinatus*, *Hedypnois raghadioloides*, *Reseda phyteuma*, *Trifolium arvense*. Les communautés végétales de la steppe de référence sont proches des deux traitements de transfert de sol où il n'y a aucun contact avec la nappe phréatique ("transfert de sol de plus de 40cm" et "transfert de 40cm de sol sans contact avec la nappe") (Fig. C1.4). Les communautés de ces deux traitements sont similaires et sont caractérisées principalement par des graminées et des chardons telles que *Avena barbata* et *Galactites tomentosus*, ainsi qu'*Euphorbia cyparissias*, *Marrubium vulgare*, *Medicago truncatula*, etc.. Ce résultat est confirmé par le CSII_{norm} qui montre que seulement 18% à 22% des espèces identifiées dans les communautés végétales des transferts de sol sont également présentes dans les communautés végétales de la steppe de référence en termes de composition, abondance et richesse (Fig. C1.5A) et ce, 35 ans après ces traitements de réhabilitation. Le traitement du transfert de sol en contact avec la nappe phréatique montre une différence en termes de composition des communautés végétales par rapport à la steppe de référence avec la présence de *Lysimachia arvensis*, *Catapodium rigidum*, *Hypericum perforatum*, *Stellaria media*, *Veronica arvensis*, etc. (Fig. C1.4) qui sont des espèces pionnières caractérisant les milieux fortement impactés par les activités humaines et les milieux de zones humides.

Dans le plan 1-2 de la NMDS, les zones réhabilitées (avec transfert de sol et dépôts de matériaux anthropogéniques) ainsi que la steppe de référence sont clairement séparées du témoin négatif (aucune réhabilitation) en termes de composition des communautés végétales (Fig. C1.4). Le témoin négatif est caractérisé par des espèces annuelles pionnières cibles se trouvant également dans la steppe de référence comme *Centranthus calcitrapae*, *Valerianella locusta*, *Velezia rigida* mais également par des espèces non-cibles comme *Artemisia annua* et *Pyracantha coccinea* (Fig. C1.4). Ces deux espèces, exotiques, peuvent être considérées comme des espèces potentiellement invasives. En raison de la présence avec la nappe phréatique, ces zones renferment des espèces de milieux humides temporaires comme *Lythrum hyssopifolia*, une espèce patrimoniale d'intérêt pour la conservation. Enfin, l'absence de transfert de sol dans le témoin négatif et sur les dépôts de matériaux anthropogéniques présentent une très grande hétérogénéité avec de nombreuses communautés végétales en comparaison avec la steppe de référence dans leur composition.

Cependant, les communautés végétales identifiées dans les carrières sont loin d'être similaires à l'écosystème d'origine en termes de composition, richesse et diversité ($F_{5,119}=227,20$; $p<0,0001^{***}$) (Fig. C1.5A). Non seulement elles n'incluent pas toutes les espèces présentes dans la steppe mais elles incluent d'autres espèces non présentes dans les communautés végétales de la steppe (*Lysimachia foemina*, *Lysimachia arvensis*, *Cynodon dactylon*, *Dittrichia viscosa*, *Medicago orbicularis*, *Rumex pulcher*, etc.). L'indice CSII_{norm} montre une différence significative

entre les traitements (Fig. C1.5A). Les dépôts de matériaux anthropogéniques ainsi que le témoin négatif présentent une valeur de CSII significativement plus faible que celui de la steppe (Fig. C1.5A). L'indice HAI est relativement élevé à la fois dans les différentes zones réhabilitées ainsi que dans le témoin négatif et diffère significativement de celui de la steppe de référence ($F_{5,119}=88,66$; $p<0,0001^{***}$) (Fig. C1.5B).

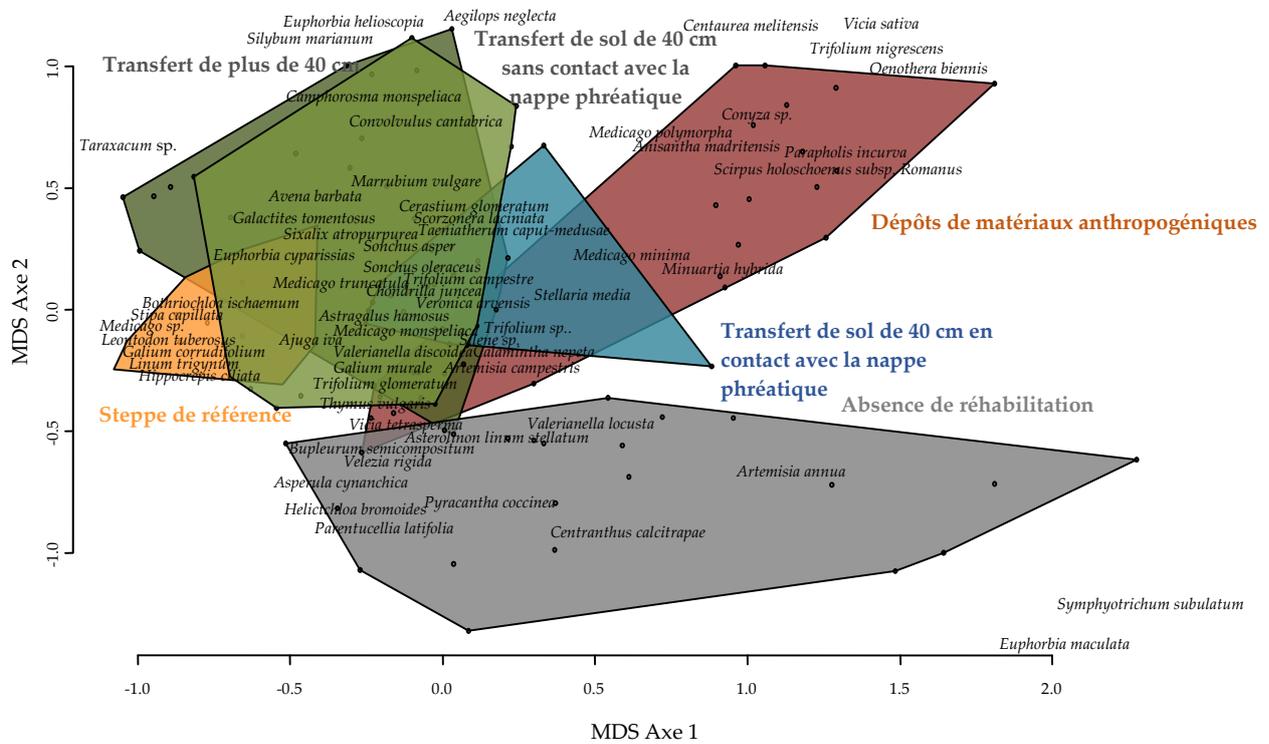


Figure C1.4: NMDS réalisée sur les différents traitements de réhabilitation et sur les témoins (125 quadrats de 2 × 2 m de végétation × 175 espèces présentes dans au moins 3 quadrats). Pour plus de clarté, seules les 63 espèces les plus corrélées sont illustrées

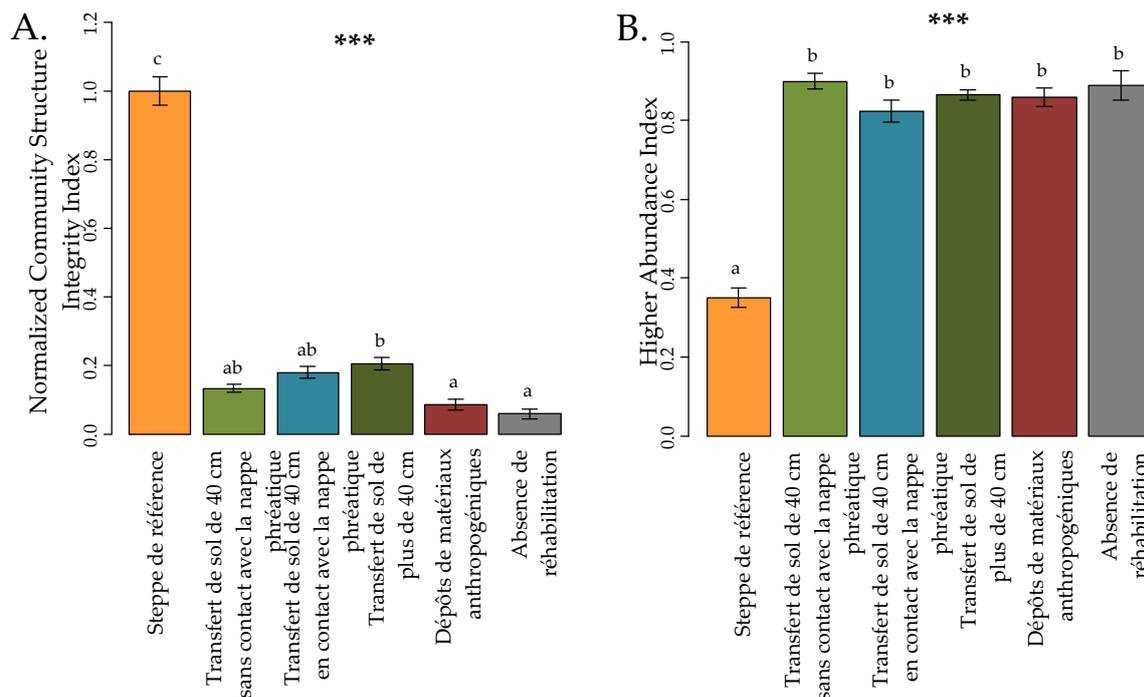


Figure C1.: Moyennes et erreurs standards des indices Community Structure Integrity Index (A) et Higher Abundance Index normalisé (B) pour chaque traitement : steppe (blanc), Transferts de sol (gris clair), dépôts de matériaux anthropogéniques et absence de réhabilitation (gris foncé). Entre chaque traitement, les barres d'erreurs partageant des lettres communes ne présentent pas de différences significatives selon le test post-hoc de Tukey (Stoll, 2017)

4. Discussion

Le transfert de sol n'est pas une alternative pour éviter ou réduire des impacts faits sur la biodiversité dans les projets de développement. C'est une méthode pour restaurer une part de l'écosystème dégradé en le replaçant sur une trajectoire favorable pour une restauration sur le long terme. Le transfert de sol a été identifié comme étant la meilleure méthode connue pour restaurer le sol et la végétation lorsque cette ressource édaphique a été conservée ou est disponible ailleurs (Box, 2014; Bulot et al., 2014, 2017). Cependant, à ce jour, le succès de restauration à l'aide de cette technique a été évalué principalement sur le court terme (quelques années après la mise en place du traitement de restauration). Évaluant la restauration sur le long terme (plusieurs décennies), nos résultats montrent que le transfert de sol reste la meilleure méthode, surtout lorsque les caractéristiques initiales du sol (épaisseur, absence de contact avec la nappe phréatique) sont respectées. Néanmoins, dans notre cas, le transfert de sol ne compense toujours pas la destruction de l'écosystème préexistant: le sol et la communauté végétale de la steppe de Crau ne sont pas encore complètement rétablis, même trente-cinq ans après son application. Ces résultats confirment des études précédentes (Holl and Cairns, 1994; Nichols, 2006; Mulligan et al., 2006), qui ont trouvé que la composition floristique de la communauté végétale n'a jamais été entièrement restaurée après la mise en place d'opérations de restauration écologique, dans les carrières ou autre part. Cependant, il

est généralement admis que les successions naturelles vers l'écosystème de référence se produisent dans les carrières après application du transfert de sol et/ou revégétalisation, bien que la composition des espèces diffère encore de celle de la steppe de référence (Martínez-Ruiz et Fernández-Santos, 2005). Ainsi cette étude apporte de nombreuses précisions sur les différents traitements de réhabilitation et permet d'orienter nos choix dans les futurs projets de restauration. En effet, le bilan des différents traitements permet de trouver des situations dont il est possible de s'inspirer pour anticiper la restauration des carrières en cours d'exploitation ou reconverties (dépôts d'inertes, champs photovoltaïques).

Le témoin négatif, où il n'y a eu aucune réhabilitation, aucun transfert de matériaux ou de sol, constitue la situation la plus éloignée de la steppe de référence en termes de nombre total d'espèces végétales et de nombre total d'espèces végétales patrimoniales. En 35 ans, seule une fraction de la végétation de la steppe de Crau s'est rétablie, l'évolution spontanée vers la végétation steppique y est très faible. Cela est dû à la profondeur de l'exploitation, qui implique un contact potentiel avec la nappe phréatique. La succession primaire est donc bloquée par des changements irréguliers du niveau de la nappe phréatique, y compris par les conditions extrêmes qui se développent entre les périodes sèches et les périodes inondées (Deák et al., 2015; Masson et al., 2015; Prach et al., 2014). L'absence de réhabilitation, associée aux nouvelles conditions abiotiques créées par l'activité des carrières, a ainsi généré des «écosystèmes nouveaux» dans le sens où les communautés végétales sont très éloignées de l'écosystème de référence (Hobbs et al., 2009). La dynamique à long terme de ces écosystèmes est inconnue car il n'y a aucune expérience de conditions d'habitats similaires et parce que ces écosystèmes sont également affectés par les changements globaux (climat et utilisation des terres) (Doley and Audet, 2013; Hobbs et al., 2013a). Cependant, nous savons que ces environnements n'évolueront pas spontanément vers la steppe de référence à long terme, sauf changement écologique majeur (réduction significative et permanente du niveau de la nappe phréatique). Habituellement, pour ces sites miniers radicalement perturbés, il n'est pas possible de viser la restauration des écosystèmes historiques. Cependant, les écosystèmes hybrides ou nouveaux qui consistent en de nouvelles combinaisons de composants physiques et biologiques avec de variables nouvelles et d'autres communes aux écosystèmes historiques, pourraient fournir des niveaux acceptables de stabilité et de fonctionnalité (Doley and Audet, 2013).

Le dépôt de divers types de matériaux anthropogéniques après la fin de l'extraction a créé une grande hétérogénéité en termes de paramètres physico-chimiques du sol, mais moins de diversité et de richesse en espèces végétales. Cependant, ces matériaux fournissent des habitats très spécifiques pour certaines espèces à haute valeur de conservation qui ont des exigences écologiques particulières liées à leur niche écologique étroite. À certains endroits de notre site, le dépôt de sols sableux salés excavés plus près de la côte méditerranéenne a fourni un habitat

pour *Limonium cuspidatum* (Delort) Erben et *Limonium echioides* (L.) Mill., deux espèces halophytiques d'intérêt pour la conservation à l'échelle régionale. Cependant, le dépôt de matériaux anthropogéniques n'est certainement pas la meilleure méthode pour restaurer des communautés végétales similaires à la steppe de référence dans la plaine de Crau. Néanmoins ils peuvent constituer une méthode de réhabilitation géomorphologique de la steppe par comblement des fonds de carrières, isolant ainsi les couches supérieures du sol transféré de la nappe phréatique (Frouz et al., 2008; Mchergui et al., 2014; Meredith, 2007). Nos résultats montrent que les déblais doivent cependant être couverts par au moins 40 cm de terre arable de la steppe de référence.

Enfin, les transferts de sols semblent être les traitements les plus favorables pour la réhabilitation des communautés végétales de l'écosystème de référence, en termes de propriétés physico-chimiques et de composition de la communauté végétale. Nos résultats à long terme sur la restauration du transfert de sol confirment ceux obtenus à court terme par Bulot et al. (Bulot et al., 2014, 2017) et Jaunatre et al. (Jaunatre et al., 2014a, 2014b) pour la même zone steppique. Notre étude montre que ces sols reconstitués présentent les conditions abiotiques les plus favorables à la restauration de la steppe de référence, notamment parce qu'ils n'entraînent pas de différences significatives de la taille des particules fines du sol de la steppe de référence (Buisson et al., 2006; Römermann et al., 2005).

Cependant, les communautés végétales identifiées dans ces traitements ne peuvent pas encore être considérées comme similaires à celle de la steppe de référence, tel que mesuré par les divers indices de diversité. Le sol n'explique ainsi pas à lui seul toute la diversité des végétations rencontrées sur les différentes couvertures pédologiques. D'autres facteurs entrent en ligne de compte, tels que la composition végétale du pool d'espèces régionales (différentes parcelles environnantes : steppe, carrières abandonnées, jachères, vergers, etc.) (Pärtel et al., 1998; Zobel et al., 1998) les capacités de reproduction et de dispersion des espèces, la présence de vecteurs de dispersion (Bakker et al., 1996; Ozinga et al., 2004) et la compétition ou la facilitation entre les espèces installées (Maestre et al., 2009; Teixeira et al., 2016). Les sols transférés possédaient très probablement une banque de graines très pauvre du fait de leur stockage et leur conservation en grands tas pendant plusieurs années et le sol de la steppe de référence est connu pour avoir une banque de graines permanente très pauvre (Bordez, 2015; Buisson et al., 2018, 2006; Rivera et al., 2012; Römermann et al., 2005; Saatkamp et al., 2009). Par conséquent, il y aurait très peu de similitude entre les Anthrosols reconstitués et la steppe de référence. De plus, si les Anthrosols reconstitués sans contact avec l'eau de la nappe phréatique ou avec trop de terre partagent bien des espèces communes avec la steppe de référence, les Anthrosols reconstitués en présence d'eau sont par contre à exclure si l'objectif est de restaurer la végétation de la steppe de référence (pelouses xériques méditerranéennes) puisqu'ils favorisent des espèces adaptées aux sols humides, comme *Scirpus holoschoenus* subsp. *romanus*, *Symphotrichum subulatum*, etc.. La solution consisterait à

reconstituer le poudingue se trouvant dans la steppe de référence ou à déposer des déblais couverts de terre végétale comme décrit ci-dessus, ce qui empêcherait les racines des plantes d'atteindre la nappe phréatique.

Comparé aux techniques de restauration qui ont un impact sur la dispersion des espèces, comme le transfert du foin (Coiffait-Gombault et al., 2011a, 2011b; Hölzel and Otte, 2003; Török et al., 2012) ou l'ensemencement (Gilardelli et al., 2013; Oliveira et al., 2014), le transfert de sol offre les meilleurs résultats, à la fois en dispersant les espèces cibles et en recréant, au moins partiellement, les conditions abiotiques du sol (Box, 2003; Jaunatre et al., 2014b). Cependant, un réel succès n'est possible que si certains critères sont remplis. La fraction granulométrique de la terre végétale doit être adéquate et ne doit pas contenir de blocs de conglomérat qui augmentent la teneur en CaCO_3 et le pH du sol. Ceci pourrait avoir un impact négatif sur certaines espèces légèrement acidophiles qui caractérisent la végétation steppique, en particulier les végétations des tonsures, patchs de végétation dans la Crau composés d'une végétation très basse, dominée par des bryophytes, des lichens et des plantes vasculaires caractéristiques qui sont plus acidophiles et xérophiles que les autres espèces de la steppe (Aurière et al., In prep.; Coiffait-Gombault, 2011).

Confirmant les résultats de Simón-Torres et al. (Simón-Torres et al., 2014), notre étude démontre qu'à long terme, la meilleure façon de restaurer la végétation de la steppe de référence est d'utiliser le sol similaire régalez, qui a conservé sa fraction granulométrique fine, avec une épaisseur d'au moins 30 à 40 cm et sans contact avec la nappe phréatique (Bowen et al., 2005; Holmes, 2001; Redente et al., 1997). Schladweiler et al. (Schladweiler et al., 2005) ont trouvé que 30 cm de terre végétale produisaient la plus grande diversité alors qu'ils ont démontré que plus de 50 cm assuraient la plus grande biomasse, ce qui n'est pas notre objectif ici. Malgré le transfert de sol, 35 ans n'ont pas été suffisants pour retrouver l'état de référence, même si le régime traditionnel de pâturage ovin a été rétabli après l'abandon des carrières. D'autres facteurs peuvent avoir été impliqués et peuvent modifier les dynamiques naturelles. Au niveau du sol, des éléments fins tels que les argiles auraient pu être perdus par lessivage pendant le transport du sol et / ou la phase de stockage (Weng et al., 2004; Zeng et al., 2011). Cela aurait modifié les propriétés physico-chimiques du sol et par conséquent les communautés végétales qui s'y sont développées (Amir et al., 2014; Citeau, 2008). Sur nos traitements de transfert de sol, la richesse en espèces était similaire à celle de la steppe, mais les espèces les plus dominantes de la steppe étaient encore absentes (*Brachypodium retusum*). Inversement, des espèces non présentes dans la steppe ont pu se développer dans les traitements de restauration mis en place dans les carrières. Dans tous les cas, une veille écologique devrait être poursuivie sur le long terme.

Il y a clairement place à des améliorations dans les méthodes utilisées pour les futures opérations de restauration des carrières toujours en activité. Le transfert de sol en plaque

pourrait constituer une réponse (Bulot et al., 2014; Good et al., 1999; Vécirin and Muller, 2003), cette méthode permettant de conserver la structure du sol (Bulot et al., 2014). Le transfert pourrait également être direct, sans stockage, limitant ainsi la dégradation du sol et de la banque de graines (Fenner and Thompson, 2005; Golos and Dixon, 2014; Granstrom, 1987; Hall et al., 2010; Jones and Esler, 2004). Cela permettrait également de s'assurer que les espèces végétales restent établies sur les milieux, empêchant ainsi l'implantation d'espèces indésirables. Bien que le transfert direct de sol soit à préconiser, il n'est souvent pas réalisable car le sol en place dans la steppe peut ne pas être disponible lorsque requis pour le transfert (Bulot et al., 2014). Lorsque seul un transfert de sol ordinaire est possible, le temps de stockage doit être le plus court possible, de nombreuses études ayant montré l'impact négatif du stockage du sol (Bordez, 2015; Boyer et al., 2011; Golos and Dixon, 2014; Park et al., 2011; Stahl et al., 2002; Strohmayer, 1999). Le stockage peut en effet entraîner des impacts négatifs sur la banque de graines du sol. Le transfert direct du sol entraîne une perte de moins de 50% de la banque de graines du sol alors que le stockage entraîne une perte de 80 à 90% (Koch et al., 1996). De plus, les tas de sol stockés forment une barrière et peuvent piéger de nombreuses espèces anémochores non ciblées (Bordez, 2015). Le stockage peut également provoquer le pourrissement de la matière organique lorsque les tas sont trop hauts (Stahl et al., 2002). Il est donc recommandé de stocker le sol sur des piles de faible hauteur (Bordez, 2015). De plus, bien que le transfert du sol puisse contribuer à la restauration de l'écosystème de référence, les trajectoires des écosystèmes réhabilités ne sont pas celles de l'écosystème steppique de référence. Des techniques supplémentaires devraient être mises en œuvre pour améliorer la restauration, telles que le semis d'espèces cibles ou l'élimination d'espèces indésirables (Bordez, 2015). Par exemple, l'ensemencement des espèces indigènes favorise le développement d'espèces indigènes au détriment des espèces exotiques ou rudérales (Norman et al., 2006).

En conclusion, les méthodes de transfert de sol peuvent être modifiées par diverses techniques offrant des perspectives d'amélioration de la restauration. Cela devrait encourager les carrières actuelles à mettre en œuvre ces opérations lors de la planification de la réhabilitation.

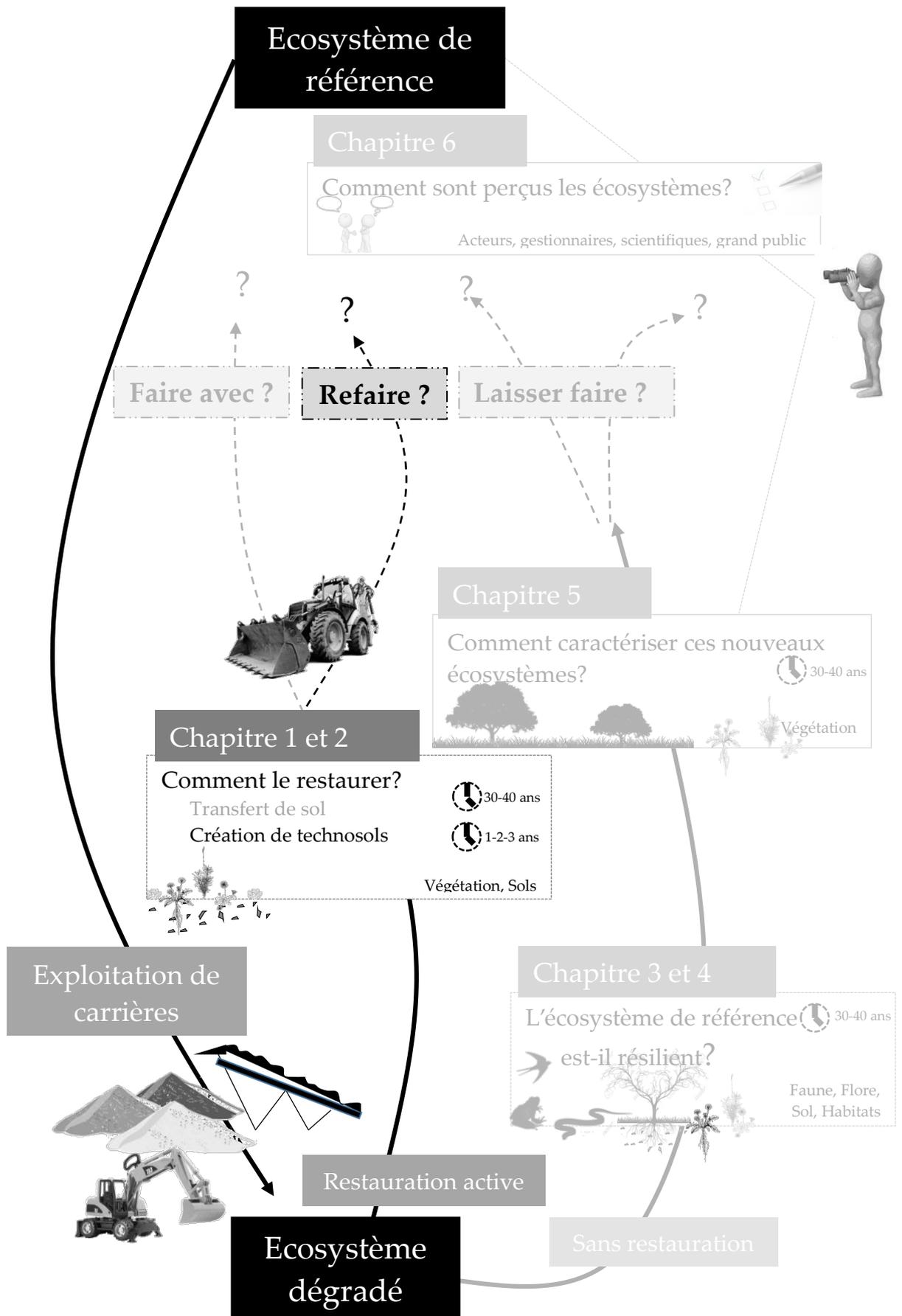
Transition vers le chapitre 2

Le transfert de sol apparaît être un bon outil de réhabilitation écologique permettant de mettre les écosystèmes vers une trajectoire qui pourrait tendre vers la référence identifiée sur le long terme. Cependant, dans certains cas, la terre végétale a été exportée ou vendue et n'est plus disponible pour cette réhabilitation. Dans ce cas, il faut recréer des sols qui permettraient de mettre l'écosystème réhabilité sur cette trajectoire. Cette problématique constitue le chapitre suivant de ma thèse.

L'expérimentation permettrait donc à l'écosystème de tendre vers son état d'origine (la steppe de Crau), ce qui est recherché principalement par les écologues. Et pour les carrières, cela permettra d'établir un cahier des charges pour recréer des sols à partir de matériaux présents dans la carrière dont ils pourront faire une plus-value pour réhabiliter d'autres sites (décharges, ISDI, *etc.*).







Chapitre 2 : Peut-on créer des substrats
permettant d'accueillir des communautés
végétales cibles et initier une trajectoire vers
un écosystème historique de référence ?

Julie Chenot, Hervé Ramone, Elise Buisson, Thierry Dutoit, Renaud Jaunatre

1. Introduction

La réhabilitation des carrières est souvent rendue difficile par la perte définitive de la ressource en sol originel (Castillejo and Castelló, 2010; Jarvis and Walton, 2012). Son remplacement par un substrat de mauvaise qualité est souvent insuffisant pour une revégétalisation de qualité car il limite l'établissement et la croissance des plantes dans ces zones dégradées, qui sont également soumises au stress récurrent de la sécheresse en région méditerranéenne (Oliveira et al., 2011). De nombreuses expérimentations se développent sur la création et la restauration de nouvelles pelouses xériques méditerranéennes pour atténuer les pertes de ces écosystèmes, leurs succès restent cependant encore à évaluer. A l'heure actuelle, très peu d'études se basent sur la création *in integrum* d'un sol dans des projets de restauration écologique (Jarvis and Walton, 2012; Mchergui et al., 2014). En effet, la mesure de la réussite de la restauration écologique reste encore principalement basée sur l'étude d'une seule composante écosystémique comme celle des communautés végétales (Laughlin et al., 2017; Matthews et al., 2009). Très peu d'études favorisent ainsi une approche plus intégrée incluant de nombreuses variables afin de mieux évaluer le succès de la restauration (Aradottir and Hagen, 2013; Hobbs and Norton, 1996; Passoni et al., 2009) et encore moins d'études ont tenté d'utiliser les propriétés du sol comme un indicateur de la réussite de la restauration des milieux dégradés bien que les sols constituent le socle de la biodiversité (Mchergui et al., 2014; Muñoz-Rojas, 2018).

Dans les carrières de la plaine de Crau, à l'heure actuelle, il n'y a plus de destruction de l'écosystème de référence autorisée, et donc plus de terre végétale de cet écosystème disponible pour prétendre à sa réhabilitation via des opérations de transferts de sol (Bulot, 2014; Bulot et al., 2017; Chenot et al., 2017). Les carrières s'étendant actuellement sur d'anciens vergers intensifs, seule la terre végétale de vergers peut alors être utilisée comme base pour recréer des sols après exploitation. Les engrais épandus lors de l'exploitation fruitière (azote, phosphore et potassium) ont cependant largement modifié les caractéristiques chimiques des sols (Hao et al., 2017; Kumar et al., 2017; Wang et al., 2017; Zhou et al., 2016). L'utilisation de la couche arable provenant de l'exploitation fruitière peut ainsi favoriser l'établissement d'espèces indésirables dont des exotiques invasives au détriment de la végétation cible de la restauration (Ballesteros et al., 2012; Castillejo and Castelló, 2010; Jaunatre, 2012; Nair et al., 2000). Ainsi, la seule utilisation de sol de verger ne permettrait pas de répondre aux objectifs de restauration d'une végétation de type pelouse sèche, ce qui entraverait la restauration de l'écosystème de référence. Dans ce contexte, la sélection des matériaux de départ détermine le succès des processus de restauration (Bradshaw, 2000) et est particulièrement décisive pour la récupération de la végétation cible associée à des substrats spécifiques (Ballesteros et al., 2012, 2014; Whiting et al., 2004). Afin de recréer un sol adéquat à partir de la terre végétale issue des vergers intensifs, il faudrait la mélanger (par exemple, avec des matériaux bruts issus du substrat géologique composé de cailloutis duranciens) pour être plus proche des caractéristiques oligotrophes du sol de la steppe de référence. Des matériaux disponibles dans

les carrières peuvent être utilisés, notamment la classe granulométrique de matériaux bruts constitués de galets de 0-30 mm avec sa matrice sableuse. L'objectif de cette expérimentation est de tester différents mélanges pour déterminer quel est le plus adéquat pour initier la trajectoire successionale de la végétation vers la communauté végétale typique de la steppe de référence (*l'Asphodeletum fistulosii*).

Dans les meilleurs des cas, il suffit juste de recréer un milieu et les espèces le recolonisent naturellement grâce aux pluies de graines transportées par le vent ou par les animaux (notamment dans la laine des moutons qui pâturent le site). Cependant, il arrive que des espèces ne recolonisent pas par manque de dispersion des graines. Dans ce cas-là, le processus de recolonisation peut être accéléré par le semis d'espèces typiques de pelouses ou bien par le semis d'espèces dites "nurses" qui vont faciliter l'implantation d'autres espèces (López and Cavallero, 2017; Ren et al., 2008). C'est ce qui est appelé facilitation et qui correspond à des situations où la présence d'une espèce améliore l'installation, la vie ou la survie d'autres espèces (Bruno et al., 2003). Cela a été testé dans la carrière de la Ménudelle. Une espèce typique des pelouses sèches est utilisée : il s'agit de *Brachypodium retusum*. Elle représente l'espèce ayant la plus forte contribution à la couverture végétale totale dans la majorité de la steppe (Luis et al., 2004; Molinier and Tallon, 1950). *B. retusum* est une espèce végétale pérenne rhizomateuse typique du bassin méditerranéen. L'espèce est généralement décrite comme commune dans son aire de répartition naturelle (Contu, 2013), où elle joue un rôle important notamment dans l'écologie post-incendie (Caturla et al., 2000). *B. retusum* est en effet l'une des premières espèces à se reproduire après les feux et à recoloniser rapidement le milieu mis à nu par la perturbation, en assumant un rôle important dans la protection des sols contre l'érosion et en favorisant l'établissement d'autres espèces (Cerdà and Doerr, 2005; Raventós et al., 2012). Grâce à ces caractéristiques, *B. retusum* pourrait être une espèce facilitatrice dans les projets de restauration (Raventós et al., 2012). Elle est en effet déjà utilisée pour son pouvoir couvrant important qui peut aider à protéger le sol avant la colonisation d'espèces indigènes et empêcher les espèces indésirables de s'installer (Caturla et al., 2000; Larchevêque et al., 2010). Par ailleurs sa physionomie assez haute permettrait de piéger les graines anémochores provenant des pelouses avoisinantes et par conséquent favoriserait l'implantation d'espèces typiques de pelouses. Pour toutes ces raisons *B. retusum* serait un bon candidat pour avoir un impact positif sur l'installation et la survie des espèces indigènes (Callaway, 1995; Raventós et al., 2012).

L'objectif de cette expérimentation est donc de tester l'effet de la composition physico-chimique et la structure du sol, de l'ensemencement de *B. retusum* et de leur interaction sur l'expression de la colonisation naturelle du pool d'espèces régionales par différents vecteurs : barochorie, exozoochorie par les ovins, anémochorie. Sur l'ensemble du gradient de mélange terre végétale et matériaux bruts, nous avons mesuré la végétation sur des placettes bénéficiant d'un ensemencement en *B. retusum* ou non.

Les hypothèses suivantes peuvent alors être formulées :

- Le semis de *Brachypodium retusum* permettrait d'une part l'implantation rapide de cette espèce et aurait potentiellement un rôle de facilitation en piégeant les graines dispersées par anémochorie. Les substrats ensemencés devraient alors potentiellement avoir une richesse spécifique plus élevée en termes d'espèces cibles et donc une similitude plus rapidement semblable à celle de la steppe de référence.
- Les substrats avec le plus de terre végétale devraient présenter des concentrations en engrais (N, P, K) plus élevées ce qui devrait alors induire le développement d'espèces rudérales indésirables et envahissantes comme *Silybum marianum*.
- Les substrats constitués exclusivement de matériaux bruts seraient trop pauvre en nutriments et limiteraient l'installation de toutes les espèces, les rudérales indésirables mais aussi les espèces cibles de la restauration.
- La colonisation spontanée permettrait aux communautés végétales recensées de tendre vers la steppe de référence à condition qu'elles ne soient pas trop en concurrence avec les espèces rudérales (comme sur les substrats avec le plus de terre végétale) où qu'elles n'aient pas des conditions abiotiques trop difficiles (comme sur les substrats avec le plus de matériaux brut).

2. Matériels et méthodes

2.1. Site d'études

Pour mener à bien cette expérience, une parcelle de la carrière de la Ménudelle a été consacrée à cette étude : elle a été exploitée de 2008 à 2011, imperméabilisée en 2012 et remblayée en 2012-2013. Après exploitation, le fond de fouille a été imperméabilisé par dépôts de fines (ou boues) de décantation (Fig. C2.1). Il s'agit d'un sous-produit issu du lavage des granulats. En cours d'exploitation, les eaux de lavage sont déversées dans des bassins de décantation où les matières minérales se déposent afin de recycler l'eau propre pour une utilisation en circuit fermé. Du fait de leur granulométrie très fine, elles possèdent une forte capacité de rétention en eau. Ainsi, utilisées pures en fond de fouille elles se comportent comme une couche imperméable en empêchant l'eau de la nappe phréatique de remonter lors de crues et tous produits potentiellement présents dans les inertes d'aller dans la nappe. Ainsi les conditions de xéricité pour les végétaux, liées à l'absence d'accès à la nappe, sont restaurés à l'image du rôle du poudingue dans le sol de la steppe de référence (Chenot et al., 2017, 2018 ; Chapitres 1 et 3). Sur ce dépôt d'argiles et de limons, des matériaux inertes ont été déposés sur le site pour combler le trou d'excavation (3,50 m de profondeur). Par inertes sont entendus des matériaux non fermentescibles (absence de matière végétale : herbe, bois), non polluants et non susceptibles de modifications physico-chimiques du sol (absence de ferrailles, produits chimiques, plastiques, etc.) (BO-MEDDTL, 2011). Par autorisation préfectorale, ces matériaux inertes proviennent majoritairement de l'extérieur du site d'exploitation (chantiers aux environs de la carrière) et sont soumis à des normes pour pouvoir être déposés sur le fond de fouille. En effet, la réglementation impose le suivi des remblais inertes provenant de

l'extérieur. Après compaction et nivellement du toit du remblai, le site est prêt à recevoir le dispositif expérimental (Fig. C2.1), il se situe alors à la côte -40 cm de la surface originelle de la steppe.

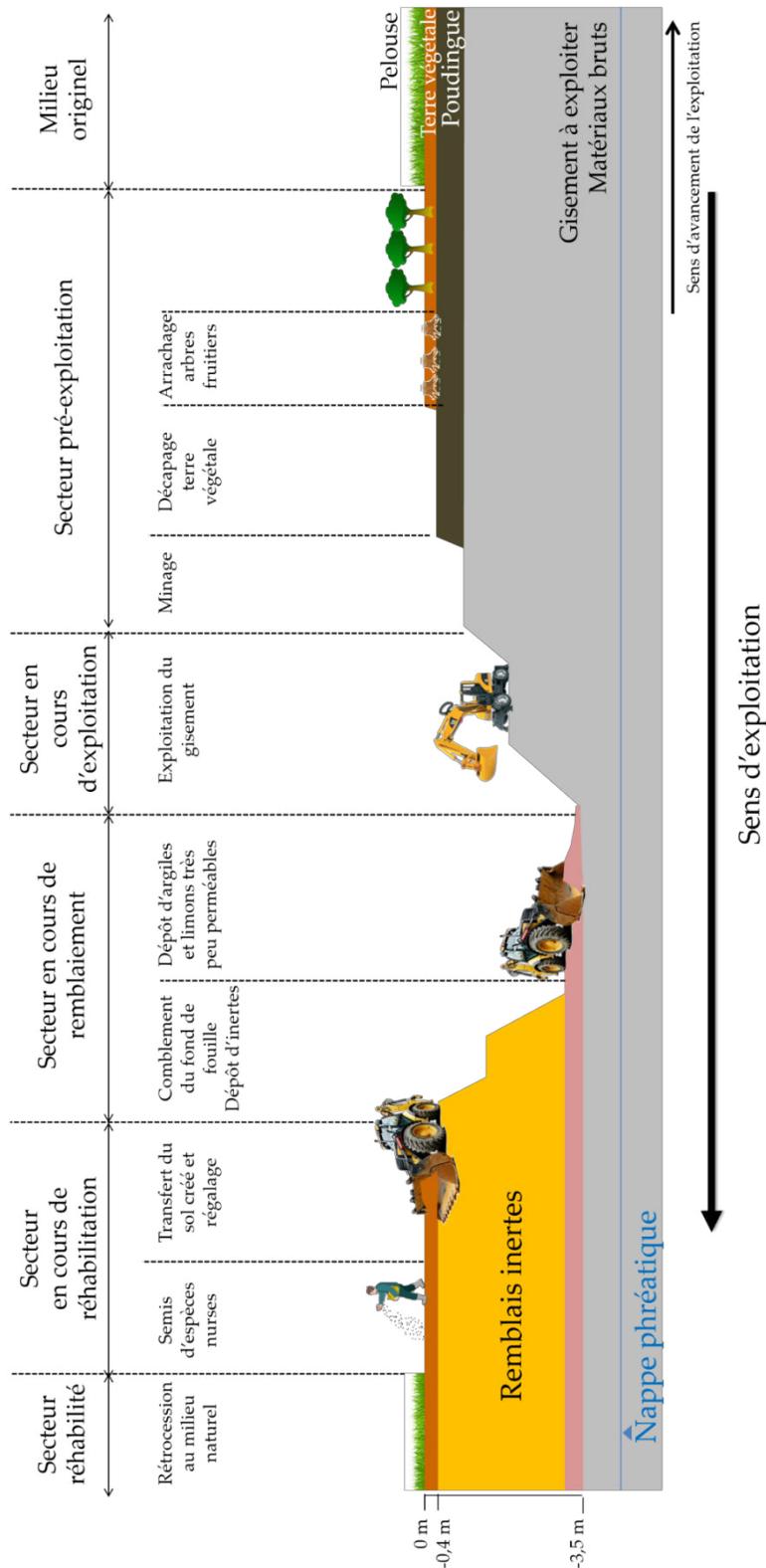


Figure C2.1 : Schéma d'exploitation et de réhabilitation de la carrière de la Ménudelle

2.2. Dispositif expérimental

2.2.1. Les différentes compositions de sol

Lorsque des sols doivent être reconstitués ou créés, les matières minérales et les matières organiques doivent être mélangées. La texture des sols est essentiellement définie par les éléments fins : sables, les limons et les argiles (Bending et al., 1999), mais il comprend aussi des matériaux grossiers de tous types et toutes tailles (graviers à galets) issus du substrat géologique et exploités sur la carrière (Jarvis and Walton, 2012). Deux types de matériaux sont donc utilisés dans l'expérimentation à travers différents mélanges : (1) de la terre végétale issue de sols de vergers abandonnés directement prélevée sur le site donneur au moment de la constitution des différents traitements pour éviter toute période de stockage de la terre et enrichissement en espèces indésirables lors du stockage (Bordez, 2015). Les horizons A (horizon organo-minéral, 0-20 cm) et (B) (horizon minéral, 20-40 cm) ont été mélangés au cours du prélèvement pour faire un premier mélange sur l'ensemble du profil ; (2) le matériau brut issu des cailloutis duranciens, criblé (trié) pour ne garder que les éléments entre 0 et 30 mm ainsi que sa matrice sableuse et stocker dans un temps minime pour éviter également l'enrichissement en graines d'espèces indésirables (Astéracées anémochores notamment). Au total cinq mélanges avec des quantités différentes de matériaux ont été testés (Tab. C2.1).

Tableau C2.1 : Composition des différents mélanges créés pour l'expérimentation (MB = Matériaux Bruts ; TV = Terre Végétale)

Code texte	0-30 (MB)	Terre végétale (TV)	Code couleur
MB	100%	0%	
MB_TV	75%	25%	
MOIT	50%	50%	
TV_MB	25%	75%	
TV	0%	100%	

Les différents mélanges réalisés permettent d'obtenir des gradients dans les propriétés physico-chimiques des cinq variables testées (Fig. C2.2, Annexe 1) constituant une « dilution » pour certains éléments chimiques (N, P, K) et à l'inverse, un enrichissement pour certaines classes granulométriques comme les sables grossiers. Les mélanges ont été réalisés et étalés au printemps 2016 sous forme de quadrats de 5 m × 5 m sur une épaisseur d'environ 30 cm (épaisseur de sol similaire à l'écosystème d'origine) à l'aide de chargeurs et outils à main. Lors du mélange des matériaux à l'aide de chargeurs, les sols ont été remués, mélangés et par conséquent aérés pour assurer la croissance des plantes (Jarvis and Walton, 2012). Au total, 50 quadrats ont été mis en place sur le site en février 2016. Cette expérimentation a nécessité l'utilisation de plus de 250 m³ de matériaux (125 m³ de terre végétale et 125 m³ de 0-30) (Fig. C2.2).

2.2.2. Forçage de l'installation de l'espèce dominante

Deux traitements d'ensemencement vont être testés : (1) Chaque mélange sans semis d'aucune espèce (colonisation naturelle) ; (2) Chaque mélange avec semis de *B. retusum*. Des graines de provenance espagnole (taux de germination : 73%) ont été semées en mars 2016 sur 625 m² de quadrats expérimentaux (25 m² × 25 quadrats) avec un rapport de 10g de graines/m² (3000 graines/m² pour un semis en monoculture) (Coiffait-Gombault, 2011). Après les premiers semis, le *Brachypodium retusum* acheté s'est avéré être un mélange de *B. retusum* (32%) et *B. hybridum* (68%). Dans la suite du chapitre, le seul terme de « *Brachypodium* » sera utilisé. Le protocole expérimental comprend donc cinq réplicats de chaque traitement (5 mélanges × 2 traitements de semis × 5 réplicats).

2.3. Dispositif expérimental

Les différents traitements ont été disposés aléatoirement sur le site (Fig. C2.2). Entre les différents quadrats, aucun matériau n'a été déposé. Une gestion par fauche au rotofil a été mise en place pour éviter toute colonisation d'espèces végétales entre les quadrats qui pourraient influencer l'installation d'espèces sur l'expérimentation par effet de bordure. Enfin, un exutoire a été creusé en bout de la parcelle expérimentale pour éviter la stagnation de l'eau lors d'épisodes pluvieux sur la parcelle expérimentale du fait du tassement des matériaux inertes.



Figure C2.2 : Dispositif expérimental au sein de la carrière de la Ménudelle en 2016 (50 quadrats × 5 mélanges ((bleu : 100% de matériaux bruts ; orange : 75% de matériaux bruts et 25% de terre végétale ; jaune : mélange 50% de chaque ; violet : 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts ; vert : 100% de terre végétale) × 2 traitements + un exutoire) © SCLM

2.4. Suivis annuels de la végétation

Afin de recréer des conditions similaires à la plaine de la Crau, le site d'étude est pâturé avec le passage d'un troupeau d'ovins durant quelques heures chaque printemps. Un suivi de végétation (composition et abondance) a eu lieu tous les ans (2016-2018) pour évaluer la dynamique de recolonisation du milieu et comparer les différents traitements testés sur la carrière de la Ménudelle. L'utilisation de placettes permanentes a été privilégiée car elle constitue la meilleure méthode pour étudier les changements à long terme de la végétation (Bakker et al., 1996). Pour cela, des sous-quadrats permanents de 4 m² situés au centre de chaque quadrat de 25 m² (pour éviter tout effet de bordure) ont été inventoriés en mai 2016, mai 2017 et mai 2018. L'abondance de chaque espèce végétale a été estimée par des pourcentages de recouvrement (Gillet, 2000). Ces végétations se développant sur les mélanges ont été comparées à l'écosystème de référence suite à l'inventaire de 10 quadrats de 4 m² sur la steppe de Crau (dont cinq réalisés à 300 m du site et cinq à 900 m).

2.5. Suivis des paramètres physico-chimiques des sols

Les analyses physiques et chimiques du sol ont été effectuées sur 30 échantillons de sols de 200 g recueillis dans les quadrats en 2016 (où il n'y avait pas encore de traitement de semis) et 50 échantillons en 2018. Pour ce faire, des échantillons ont été extraits dans les dix premiers centimètres de la couche de sol en dehors des zones de relevés de végétation. La collecte des échantillons a été répliquée trois fois pour chaque mélange et ce, pour chaque traitement (N= 5 mélanges × 2 traitements × 5 réplicats). Chaque échantillon a ensuite été séché et tamisé avec un tamis de maille de 2 mm. Les analyses physico-chimiques (pH de l'eau ratio 1:5 (Thomas, 1996), CaCO₃ en utilisant un calcimètre de Bernard (Sparks et al., 1996), Carbone Organique (Allison, 1965), Azote total par combustion à sec (Bremner, 1996; Ciesielski et al., 1997), rapport C/N, Capacité d'échange Cationique (CEC) et K⁺ par la méthode de Metson (Ciesielski et al., 1997; Metson, 1956), le Potassium disponible pour les plantes (Olsen, 1954) et la distribution granulométrique en 5 fractions par la méthode de Robinson sans décarbonatation préalable (argile (<0,002 mm), limons fins (0,002-0,02 mm), limons grossiers (0,2 à 2 mm), sables fins (0,05-0,2 mm) et sables grossiers (0,2 à 2 mm)) ont été effectuées par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA d'Arras (*Institut National de Recherche Agronomique*).

2.6. Analyses de données

2.6.1. Analyse de propriétés physico-chimiques des sols

Afin de caractériser les paramètres physico-chimiques des différents substrats testés et leur évolution sur 3 ans, une Analyse à Composantes Principales (ACP) a été réalisée sur les variables (5 mélanges × 30 échantillons de sols). Des analyses de sol de la steppe de référence y ont été ajoutées pour comparaison (5 échantillons). En complément, des analyses univariées ont été effectuées sur chaque paramètre physique et chimique mesuré dans les sols (Annexe 1). Lorsque les conditions paramétriques ont été rencontrées, un test ANOVA suivi d'un test

post-hoc de TukeyHSD dès lors que des différences significatives sont rencontrées, ont été réalisés (Stoll, 2017). Lorsque les conditions paramétriques n'ont pas été remplies, un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis suivi par un test post-hoc deux à deux de Wilcoxon avec ajustement de Bonferroni si une différence significative a été détectée, ont été utilisés (Bonferroni, 1936; Wilcoxon, 1945). L'évolution des paramètres physico-chimique sur trois ans (en comparant les analyses de 2016 avec celles de 2018) a été modélisée avec un modèle linéaire généralisé (GLM : *Generalized Linear Model*) en loi Gaussienne (Coelho et al., 2013; McCullagh, 1984). L'utilisation de ce modèle a permis d'étudier l'effet année et traitement sur les paramètres physico-chimiques mesurés.

2.6.2. *Analyse de l'effet des mélanges de sol et de l'ensemencement sur les communautés végétales*

Les effets des mélanges du sol et de l'ensemencement des substrats ont été mesurés sur la composition des communautés végétales, la richesse spécifique, le couvert végétal et la hauteur de végétation pour les données récoltées en 2018. Afin de caractériser les communautés végétales relevées sur les différents substrats, une Non-metric multidimensional scaling (NMDS) (50 quadrats (5 mélanges × 2 traitements × 5 répétitions) × 118 espèces) avec la dissimilarité de Bray-Curtis utilisée comme distance d'ordination a été réalisée sur les quadrats inventoriés (Borcard et al., 2011; Holland, 2008). Pour tester les éventuelles corrélations entre les différents substrats couplés aux deux modalités d'ensemencement sur le recouvrement de la végétation, la richesse spécifique et la hauteur de végétation, un GLM a été réalisé sur ces variables, suivi d'analyses univariées. Lorsque les conditions paramétriques ont été rencontrées, un test ANOVA suivi d'un test post-hoc de TukeyHSD dès lors que des différences significatives sont rencontrées, ont été réalisés (Stoll, 2017). Lorsque les conditions paramétriques n'ont pas été remplies, un test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé suivi d'un test de comparaison de Pairwise Wilcoxon avec ajustement de Bonferroni (Bonferroni, 1936; Kruskal and Wallis, 1952; Wilcoxon, 1945).

Dans le but d'évaluer le pourcentage de recouvrement d'espèces spontanées sur les substrats, une analyse univariée a été réalisée. Elle a permis d'étudier l'effet du semis de Brachypode sur le pourcentage de recouvrement de la végétation. Pour cela, une analyse a été faite, tous substrats confondus en prenant en compte la moyenne des recouvrements totaux d'une part et par la suite en enlevant les Brachypodes de l'analyse. Un test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé (Kruskal and Wallis, 1952). Celui-ci a été suivi d'un test de comparaison de Pairwise Wilcoxon avec ajustement de Bonferroni pour détecter les différences significatives (Bonferroni, 1936; Wilcoxon, 1945).

2.6.3. *Comparaison des substrats étudiés avec la steppe de référence*

Les communautés végétales des 50 quadrats inventoriés dans la carrière en 2018 ont été comparées à celles relevées dans les 10 quadrats de la steppe de référence. La composition et

l'abondance de la végétation ont été ordonnées en utilisant une Non-metric multidimensional scaling (NMDS) (60 quadrats × 153 espèces × 5 mélanges × 2 traitements) avec la dissimilarité de Bray-Curtis utilisée comme distance d'ordination (Borcard et al., 2011; Holland, 2008). Ceci a permis de visualiser la structure de la végétation de chaque mélange de sol couplé à un traitement d'ensemencement, celle de la steppe et de les comparer.

Deux indices ont été utilisés pour évaluer l'état des communautés végétales par rapport à l'écosystème de référence : l'indice CSII_{norm} (normalized Community Structure Integrity Index) mesurant la proportion de l'abondance des espèces de la communauté de référence représentée dans la communauté restaurée (il montre le pourcentage de similitude en termes de composition et abondance des communautés étudiées par rapport à la communauté de référence), et l'indice HAI (Higher Abundance Index) mesurant la proportion de l'abondance des espèces dans la communauté restaurée qui est plus élevée que dans la communauté de référence (il montre ce qu'il y a « en trop », en termes d'espèces et d'abondance dans les communautés étudiées par rapport à la communauté de référence) (Jaunatre et al., 2013). Ces indices fournissent des informations sur le succès de restauration des communautés étudiées. Le CSII peut indiquer si l'amélioration de l'abondance des espèces cibles est nécessaire ou non alors que le HAI peut indiquer si le contrôle de l'abondance en trop de certaines espèces est nécessaire pour la restauration de l'écosystème de référence. Un test non paramétrique de Kruskal-Wallis suivi de comparaisons de Wilcoxon par paires avec un ajustement de la valeur p selon Bonferroni a été réalisé sur ces indices (Bonferroni, 1936; Kruskal and Wallis, 1952; Stoll, 2017; Wilcoxon, 1945).

2.6.4. Analyse de l'évolution des communautés végétales sur 3 années

Les trois tableaux de suivis de la végétation des quadrats dans la carrière ont été compilés avec les relevés de la steppe de référence pour pouvoir y réaliser une AFC (Analyse Factorielle des Correspondances) (160 quadrats × 174 espèces × 5 mélanges × 2 traitements d'ensemencement × 3 années) qui projette les trajectoires des barycentres des modalités. Ceci permet d'avoir une étude dynamique et voir si les communautés végétales des substrats étudiées tendent vers la steppe de référence au bout de trois années. La NMDS n'a pas été utilisée car cette analyse ne peut gérer des quadrats avec aucune abondance, contrairement à l'AFC.

Par ailleurs, des analyses univariées ont été réalisées sur l'évolution du pourcentage de recouvrement végétal et sur l'évolution de la richesse spécifique, tout mélange et traitement d'ensemencement confondus. Un test non paramétrique de Kruskal-Wallis suivi de comparaisons de Wilcoxon par paires avec un ajustement de la valeur p selon Bonferroni a été réalisé (Bonferroni, 1936; Kruskal and Wallis, 1952; Stoll, 2017; Wilcoxon, 1945).

Toutes les analyses de données ont été conduites à l'aide du logiciel statistique R 2.13.0 (R Development Core Team, 2016) et des packages "ade4" (Chessel et al., 2004; Dray and Dufour, 2007; Dray et al., 2007), "vegan" (Oksanen et al., 2015), "effects" (Fox et al., 2017), "nlme" (Pinheiro et al., 2017) et "lme4" (Bates et al., 2016).

3. Résultats

3.1. Variations des paramètres physico-chimiques des différents substrats

Les mélanges de la terre végétale avec des matériaux bruts permettent de diminuer la fertilité des sols (Fig. C2.3 et 4). Les concentrations d'azote, de phosphore et de potassium relevées en 2016 passent du simple, pour les sols composés exclusivement de matériaux bruts, au quintuple pour ceux composés exclusivement de terre végétale (Fig. C2.4). Au niveau granulométrique, il y a également un gradient dans la proportion des sables (fins et grossiers) beaucoup plus importante dans les matériaux bruts et les argiles inversement proportionnelles qui est présente en de plus grandes quantités dans les mélanges avec de la terre végétale (Fig. C2.3, Annexe 1). Les matériaux bruts sont caractérisés par de fortes quantités de CaCO_3 et Ca alors que la terre végétale contient significativement plus de matières organiques et de carbone que ces derniers (Fig. C2.3, Annexe 1). Enfin, un gradient dans la Capacité d'Echanges Cationiques est observé entre les mélanges avec de plus grandes capacités dans la terre végétale par rapport aux matériaux bruts (Fig. C2.3, Annexe 1).

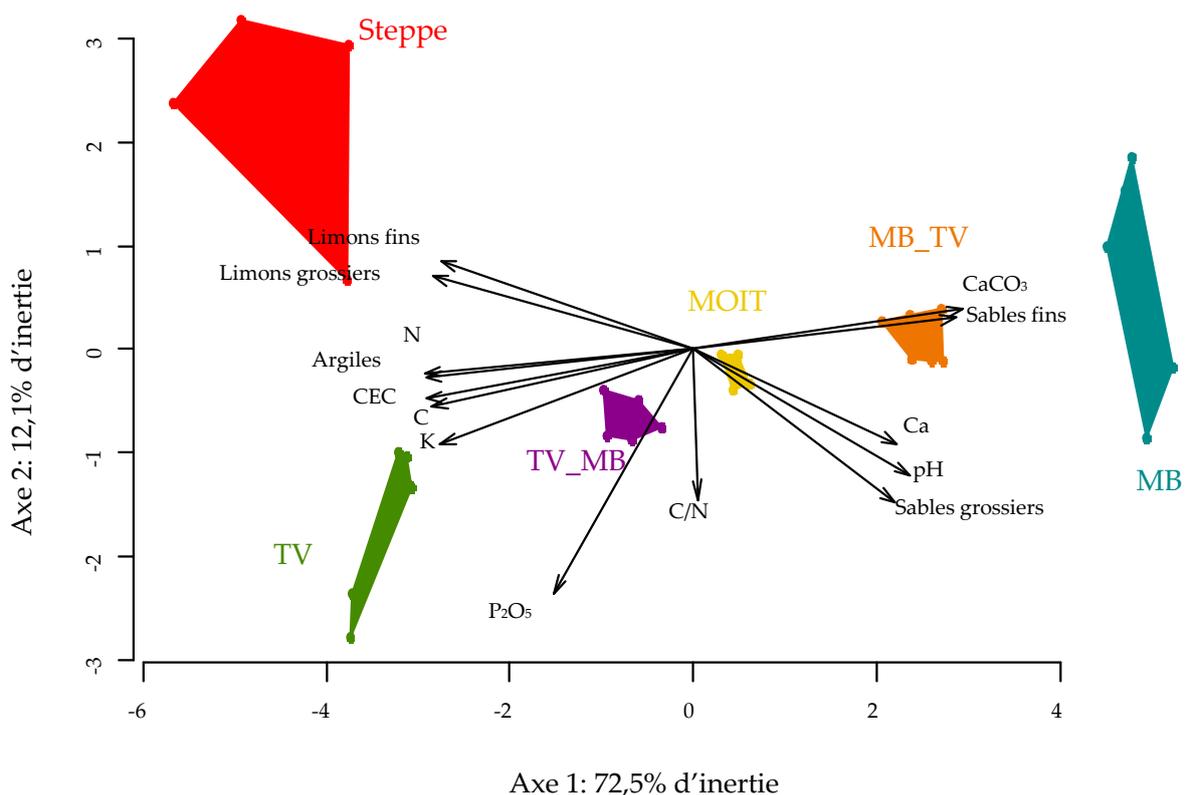


Figure C2.3 : ACP réalisées sur les 30 échantillons d'analyses de sol pour les cinq mélanges (bleu : 100% de matériaux bruts ; orange : 75% de matériaux bruts et 25% de terre végétale ; jaune : mélange 50% de chaque ; violet : 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts ; vert : 100% de terre végétale) et sur la steppe de Crau (cinq échantillons)

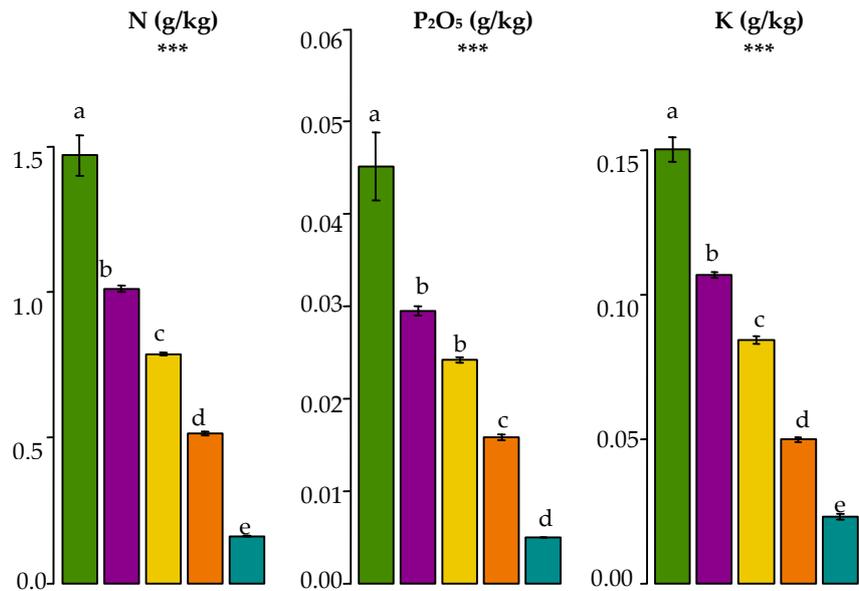


Figure C2.4 : Teneurs en phosphates (P₂O₅), l'Azote (N) et le Potassium (K) entre les cinq différents mélanges testés relevées dans les analyses de sol de 2016 (bleu : 100% de matériaux bruts ; orange : 75% de matériaux bruts et 25% de terre végétale ; jaune : mélange 50% de chaque ; violet : 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts ; vert : 100% de terre végétale). Les barres d'histogramme représentent la moyenne ± l'erreur standard. Entre chaque mélange, les barres d'erreurs partageant des lettres communes ne présentent pas de différences significatives selon le test post-hoc de Pairwise Wilcoxon (Wilcoxon, 1945)

Aucune différence significative n'a été recensée entre les années 2016 et 2018, quel que soit le paramètre physico-chimique analysé (GLM : Estimate = -2240,94 ; Std. Error = 6967,87 ; t = -0,035 ; p > 0,05). Toutes les analyses réalisées en 2018 ne sont pas significativement différentes à celles de 2016.

3.2. Influence des mélanges de sols et du semis du *Brachypodium* sur les communautés végétales en 2018

Le semis de *Brachypodium* et les mélanges de sol influencent la composition des communautés végétales. L'axe 1 de la NMDS des communautés végétales relevées sur les 50 quadrats permet de distinguer deux grands ensembles : les quadrats avec semis de *Brachypodium* et ceux sans semis de *Brachypodium*. L'ensemencement des substrats influence considérablement les communautés végétales. Les quadrats ensemencés sont marqués par la très forte densité de *Brachypodium*. A l'inverse, ceux sans ensemencement sont caractérisés par la présence de nombreuses autres Poaceae (*Anisantha rubens*, *A. madritensis*, *A. diandra*, *Bromus hordeaceus*, *Avena barbata*, etc.) (Fig. C2.5).

Par ailleurs, l'axe 2 de la NMDS permet d'observer un gradient dans la structure des communautés végétales sans semis par rapport aux cinq mélanges de sol testés. Plus la proportion en terre végétale est importante et donc, plus il y a de matière organique et de

nutriments, plus il y aura d'espèces telles que *Anisantha diandra*, *Diplotaxis tenuifolia*, *Medicago truncatula*, *Silybum marianum*, *Anisantha madritensis*, *Crepis foetida*, *Galactites tomentosus*, *Medicago polymorpha*, *Sonchus tenerrimus*, *Artemisia verlotiorum*. A l'inverse, sur les substrats où il y a plus de matériaux bruts et donc plus pauvres en matières organiques *Dittrichia graveolens* et *Symphytotrichum subulatum* vont plus s'y développer (Fig. C2.5).

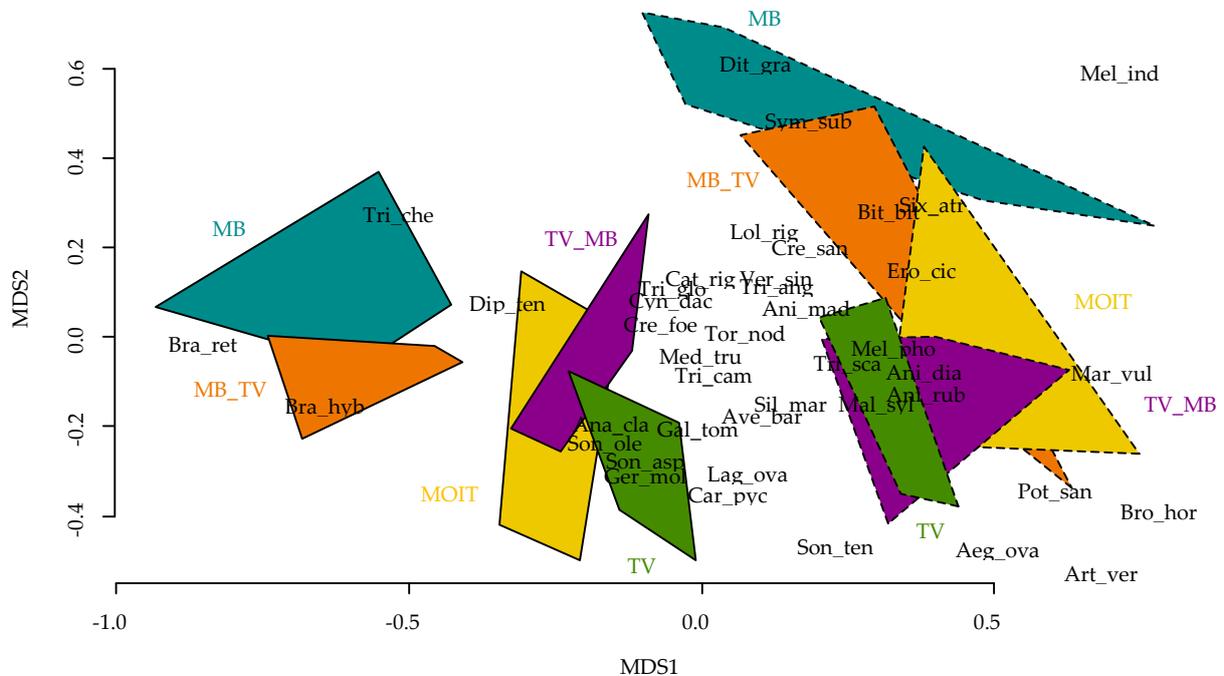


Figure C2.5 : NMDS réalisées sur les relevés de végétation au sein de la carrière de la Ménéudelle en 2018 (50 quadrats de 2 × 2 m de végétation × 118 espèces × 5 mélanges (bleu : 100% de matériaux bruts ; orange : 75% de matériaux bruts et 25% de terre végétale ; jaune : mélange 50% de chaque ; violet : 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts ; vert : 100% de terre végétale) × 2 traitements (Semis de *Brachypodium* : lignes pleines ; Sans semis de *Brachypodium* : lignes pointillées) selon la distance de Bray (NMDS stress=0,237). Pour plus de clarté, seules les espèces les plus corrélées sont illustrées (code espèces en annexe 3)

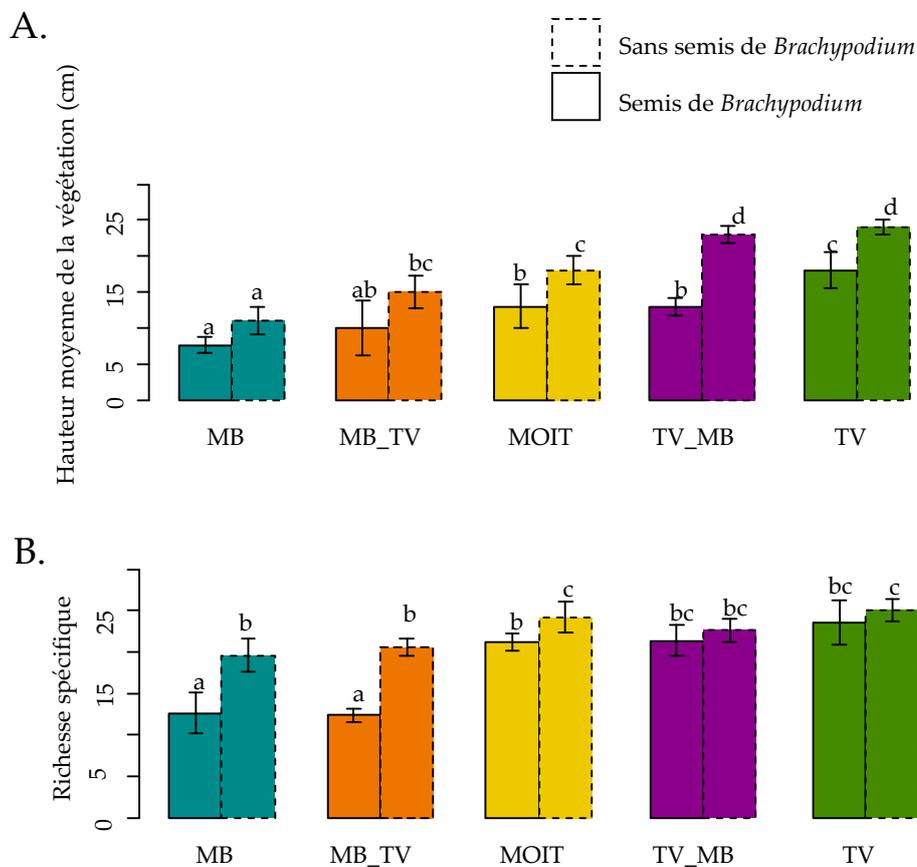
Le semis de *Brachypodium* et les mélanges de sol présentent des effets significatifs sur la richesse spécifique (GLM : Estimate = 2,67; Std. Error = 0,09; z = 31,01; p < 0,05 ***), le couvert végétal (GLM : Estimate = 3,25; Std. Error = 0,07; z = 49,52 ; p < 0,05 ***) et la hauteur de la végétation (GLM : Estimate = 31,60; Std. Error = 9,25; z = 3,42; p < 0,005 **).

La présence de *Brachypodium* limite significativement l'installation d'espèces notamment pour les traitements de 100% à 50% de matériaux bruts où la richesse spécifique relevée dans les quadrats avec semis de *Brachypodium* est significativement plus faible que dans les quadrats du même mélange mais sans semis de *Brachypodium* (ANOVA : ddl = 9 ; F = 6,434 ; p < 0,001 ***) (Fig. C2.6B). Concernant la hauteur moyenne de végétation, il n'y a pas d'effets significatifs pour les mélanges où il y a une majorité de matériaux bruts que ce soit avec ou sans semis de *Brachypodium* (Fig. C2.6A). La présence de *Brachypodium* limite significativement la hauteur de la végétation notamment pour les traitements de 100% à 50% de terre végétale où la hauteur

relevée dans les quadrats avec semis de *Brachypodium* est significativement plus faible que dans les quadrats du même mélange mais sans semis de *Brachypodium* (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2 = 23,28$; $\text{ddl} = 5$; $p < 0,001$ ***) (Fig. C2.6A).

Le semis de *Brachypodium* ne présente aucune différence significative quant au recouvrement de la végétation pour un mélange donné (Fig. C2.6C. et Fig. C2.7A.). Cependant, la forte densité de *Brachypodium* dans les semis limite significativement le recouvrement des autres espèces (ANOVA : $\text{ddl} = 1$; $F = 63,04$; $p < 0,001$ ***) (Fig. C2.7B.).

Concernant les différents mélanges, plus il y a de terre végétale, plus il y a d'espèces recensées dans les quadrats, plus le couvert végétal est important et plus la hauteur moyenne de la végétation est élevée (Fig. C2.6A, 6B et 6C).



C.

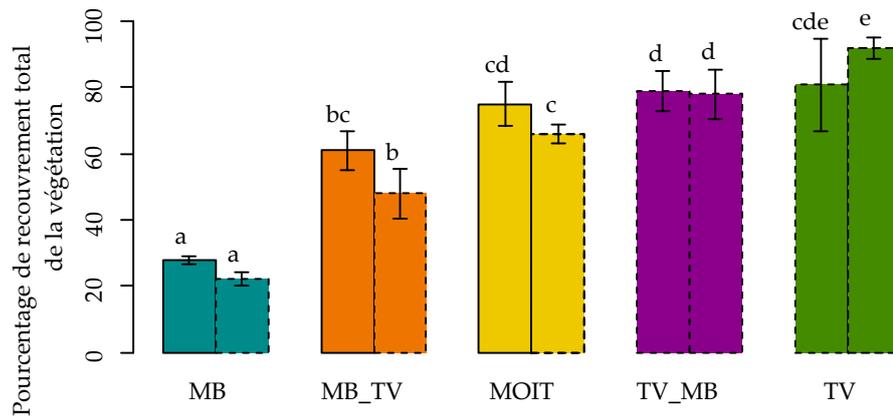


Figure C2.6 : Effets du semis du *Brachypodium* et des mélanges de sols (bleu : 100% de matériaux bruts ; orange : 75% de matériaux bruts et 25% de terre végétale ; jaune : mélange 50% de chaque ; violet : 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts ; vert : 100% de terre végétale) sur A. la hauteur moyenne de la végétation (Kruskal-Wallis $\text{Khi}^2 = 23,28$; ddl = 5 ; $p < 0,05^{***}$) ; B. la richesse spécifique ; C. le pourcentage de recouvrement de la végétation relevé dans les quadrats de 4 m² lors des inventaires de mai 2018 sur le site de la Ménudelle. Les barres d’histogramme représentent la moyenne \pm l’erreur standard. Entre chaque traitement et mélange n, les barres d’erreurs partageant des lettres communes ne présentent pas de différences significatives selon les tests post-hoc de Pairwise Wilcoxon ou de Tukey (Stoll, 2017; Wilcoxon, 1945)

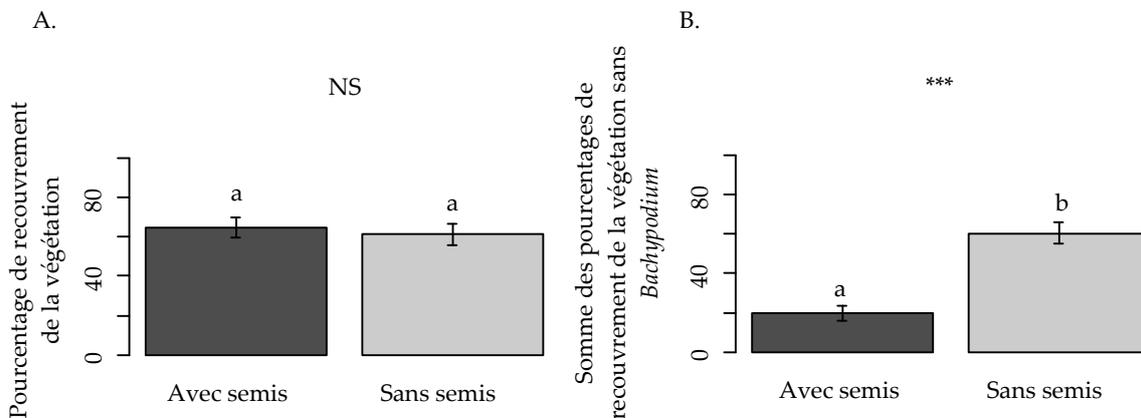


Figure C2.7 : Influence de la densité de *Brachypodium* sur le recouvrement total de la végétation, tout substrat confondu : A. prise en compte du *Brachypodium* (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2 = 33,37$; ddl = 25 ; $p > 0,05$) et B. sans prise en compte du *Brachypodium* (ANOVA : ddl = 1 ; $F = 63,04$; $p < 0,001^{***}$). Les barres d’histogramme représentent la moyenne \pm l’erreur standard. Entre chaque traitement et mélange, les barres d’erreurs partageant des lettres communes ne présentent pas de différences significatives selon le test post-hoc de Tukey (Stoll, 2017).

3.3. Comparaison des communautés végétales obtenues expérimentalement avec celle de la steppe de référence

Les communautés végétales se développant sur les substrats nouvellement créés restent très éloignées de la steppe de référence même après trois années d’ensemencement et de colonisation spontanée en présence du pâturage ovin. Ce sont les substrats les plus pauvres

en nutriments, avec le plus de matériaux bruts (100% et 75%) qui abritent les communautés végétales les plus éloignées de la steppe de référence en termes de composition et de fréquence, contrairement à ceux avec une forte proportion de terre végétale (Fig. C2.8). Aucun de ces trois derniers traitements de 50 à 100% de terre végétale ne se distingue nettement des autres pour tendre vers la steppe de référence. L'ensemencement des substrats ne permet pas non plus de montrer une plus nette proximité des communautés végétales étudiées avec celles de la steppe. En effet, l'axe 1 de la NMDS sépare clairement la steppe des substrats testés sans qu'il n'y ait de nettes séparations entre eux. L'axe 2 de la NMDS sépare les substrats ensemencés des non ensemencés (Fig. C2.8).

En termes de composition, d'abondance et de richesse des communautés végétales, de nombreuses différences sont mesurées entre les communautés étudiées et celle de la steppe de référence (Fig. C2.8 et 9). En effet, sur les 101 espèces recensées dans la steppe, seulement 43 ont été recensées sur les substrats expérimentaux. Leur abondance varie énormément en comparaison avec la steppe de référence. Par exemple, *Brachypodium* a été retrouvé sur chaque substrat testé du fait de son semis mais sa réponse en termes d'abondance est beaucoup plus faible que celui recensé sur la steppe. Ceci est confirmé par le calcul du CSII qui montre que moins de 40% des espèces relevées dans les communautés végétales des mélanges testés sont présentes dans la communauté de référence en termes de composition, abondance et richesse (Fig. C2.9B.). Les communautés végétales identifiées dans les carrières sont loin d'être similaires à l'écosystème de référence (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2 = 50,54$; ddl = 10 ; $p < 0,0001$ ***) (Fig. C2.9B.). Elles n'ont en effet pas toutes les espèces de la steppe de référence mais, elles possèdent en plus d'autres espèces, au nombre de 50, généralement absentes dans cet écosystème (*Brachypodium hybridum* (semé), *Diplotaxis tenuifolia*, *Symphotrichum subulatum*, *Sonchus tenerrimus*, *Medicago polymorpha*, *Piptatherum miliaceum*, *Malva sylvestris*, *Anacyclus clavatus*, etc.) (Fig. C2.8, 9A., Annexe 2 et 3). De plus, des espèces communes aux deux communautés ont été recensées en surdensité par rapport à la steppe sur les substrats testés (*Anisantha madritensis*, *Rostraria cristata*, *Hordeum murinum*, *Anisantha rubens*, *Trifolium campestre*, *Avena barbata*, *Medicago truncatula*, *Crepis foetida*, *Geranium molle*, etc.), ce qui se traduit par un indice de restauration CSII relativement faible (Fig. C2.8, Fig. C2.9B., Annexes 2 et 3).

L'indice de restauration HAI significativement plus élevé sur les substrats non ensemencés, montre que l'ensemencement des substrats limite l'installation d'espèces non cibles mais il reste cependant toujours plus élevé que la steppe excepté pour les substrats ensemencés sur matériaux bruts seuls (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2 = 53,15$; ddl = 10 ; $p < 0,001$ ***) (Fig. C2.9A.). Plus les substrats ensemencés contiennent de la terre végétale, plus il y a d'espèces non cibles de la restauration, en terme d'abondance, de composition et de richesse (Fig. C2.9A.).

L'indice de restauration CSII montre que les substrats ensemencés tendent à être plus proches de la steppe que les substrats non ensemencés (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2 = 50,54$; ddl = 10 ; $p <$

0,001 ***) (Fig. C2.9B.). Aucune différence significative n'est cependant mesurée entre les différents mélanges.

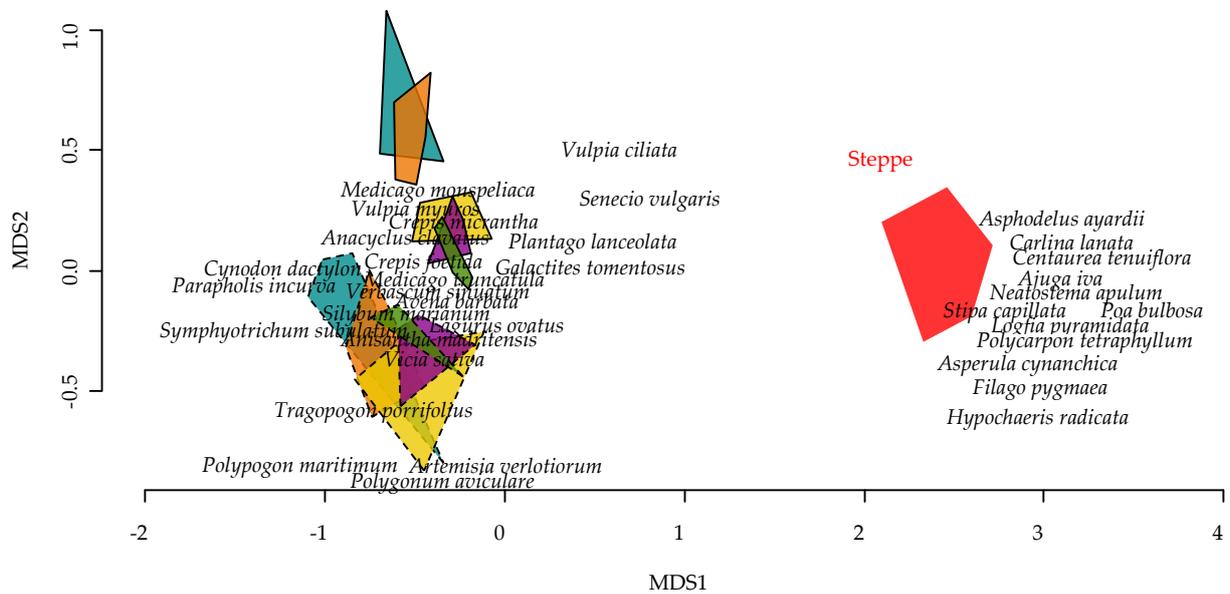


Figure C2.8 : NMDS réalisées sur les 50 quadrats expérimentaux et les 10 quadrats inventoriés dans la steppe de référence au printemps 2018 (60 quadrats × 153 espèces × 5 mélanges (bleu : 100% de matériaux bruts ; orange : 75% de matériaux bruts et 25% de terre végétale ; jaune : mélange 50% de chaque ; violet : 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts ; vert : 100% de terre végétale) × 2 traitements (Semis de *Brachypodium* : lignes pleines ; Sans semis de *Brachypodium* : lignes pointillées) selon la distance de Bray (NMDS stress = 0,1352). Pour plus de clarté, seules les espèces les plus corrélées aux axes 1 et 2 sont illustrées

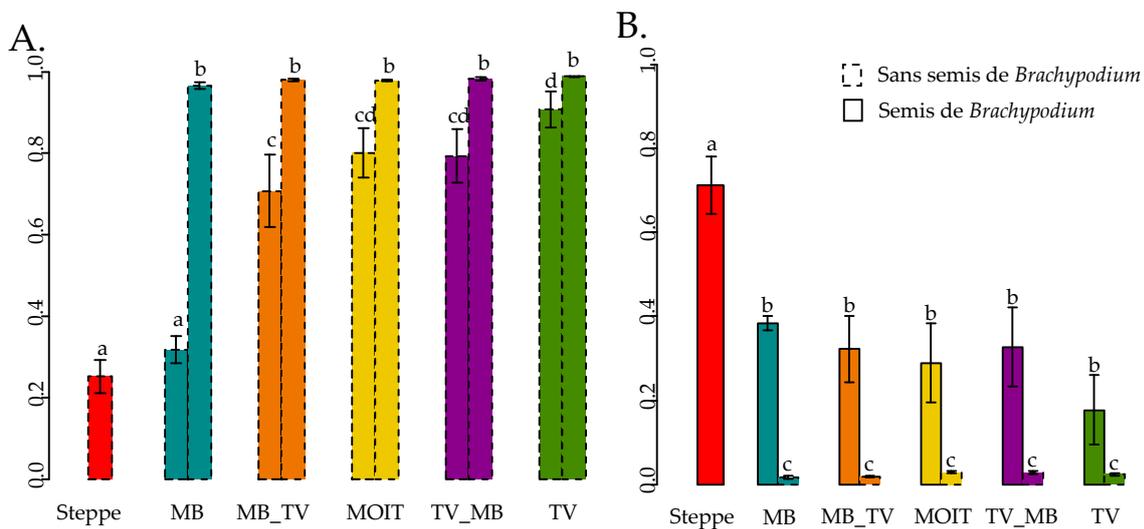


Figure C2.9 : Comparaison des différentes communautés végétales en termes d'abondance, de richesse et de structure à l'aide de deux indices de restauration A. HAI et B. CSII (Jaunatre et al., 2014). Les barres d'histogramme représentent la moyenne ± l'erreur standard. Entre chaque traitement et mélange, les barres d'erreurs partageant des lettres communes ne présentent pas de différences significatives selon le test post-hoc de Tukey (Stoll, 2017)

3.4. Evolution des végétations sur trois ans

L'étude des communautés végétales sur une durée de trois ans de suivis montrent des changements significatifs au court du temps sur le recouvrement de la végétation dans les quadrats (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2 = 30,22$; $\text{ddl} = 2$; $p < 0,001$ ***). Sur les deux premières années, l'ensemencement permet un développement rapide du couvert végétal principalement représenté par *Brachypodium*. Au bout de la troisième année d'expérimentation, les traitements avec ensemencement ou sans présente le même taux de couvert végétal (Fig. C2.10).

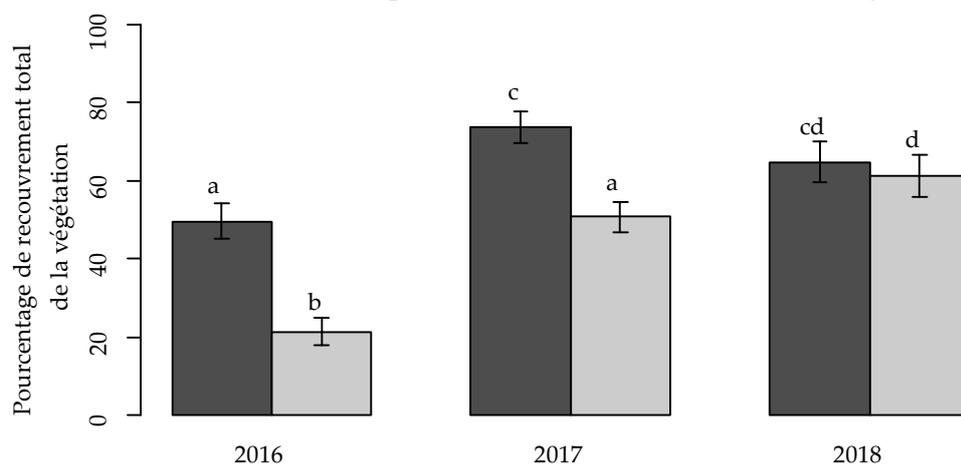


Figure C2.10 : Evolution du recouvrement de la végétation sur trois ans entre les quadrats ensemencés (gris foncé) et les quadrats non ensemencés (gris clair). Les barres d'histogramme représentent la moyenne \pm l'erreur standard. Entre chaque type de semis, les barres d'erreurs partageant des lettres communes ne présentent pas de différences significatives selon le test post-hoc de Pairwise Wilcoxon (Wilcoxon, 1945).

Des évolutions significatives peuvent être également mesurées en termes de richesse spécifique (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2 = 63,12$; $\text{ddl} = 35$; $p < 0,01$ **) (Fig. C2.11) mais également de composition des communautés végétales (Fig. C2.12). Durant les deux premières années, *Diplotaxis tenuifolia* et *Galactites tomentosus* constituaient les deux espèces les plus dominantes en termes de recouvrement de végétation (de l'ordre de 15% en moyenne par quadrat pour *Diplotaxis* et de 5% pour *Galactites tomentosus*). En 2018, leur présence a diminué de plus de 2,5 fois pour *Diplotaxis tenuifolia* (de l'ordre de 6%) et de 10 fois pour *Galactites tomentosus*. Dans ces mêmes périodes, de nombreuses espèces rudérales se sont développées temporairement et ont disparu en 2018 comme *Capsella bursa-pastoris*, *Carduus nigrescens*, *Chenopodium album*, *Solanum nigrum*, *Kali soda*, *Conyza* sp., *Picris echioides*). Inversement, des évolutions positives sont visibles sur trois ans avec le développement des Fabaceae (*Medicago truncatula*, *Medicago polymorpha*, *Trifolium campestre*, *Trifolium angustifolium*, *Trifolium tomentosum*, *Trifolium stellatum*), qui recouvrent d'avantage les quadrats. Cette forte croissance est également mesurée chez les Poaceae (*Anisantha madritensis*, *Anisantha rubens*, *Bromus hordeaceus*, *Avena barbata*, *Hordeum murinum*, *Rostraria cristata*, *Vulpia myuros* et *Vulpia ciliata*) qui prennent la place des espèces annuelles rudérales avec notamment un fort développement des *Anisantha* en 2017 qui continuent largement de s'accroître en 2018 (plus de 4 fois plus), formant pour

certaines quadrats des tapis d'*Anisantha* en 2018 (jusqu'à 80% de recouvrement) (Fig. C2.13). La dynamique des communautés végétales, quelques soient les traitements suit une même direction sur le plan de l'ordination (Fig. C2.12). Cependant les communautés semées et les communautés non semées restent sur deux lignes de trajectoires différentes (Fig. C2.12). Au bout de 3 ans, les quadrats ensemencés tendent vers des communautés végétales obtenues dès la première année dans les quadrats non ensemencés. L'ensemencement entraine donc un ralentissement du développement des communautés végétales spontanées par rapport à l'absence d'ensemencement (Fig. C2.12) mais ce traitement permet cependant *in fine* d'être plus similaire à la communauté de référence au bout de trois années.

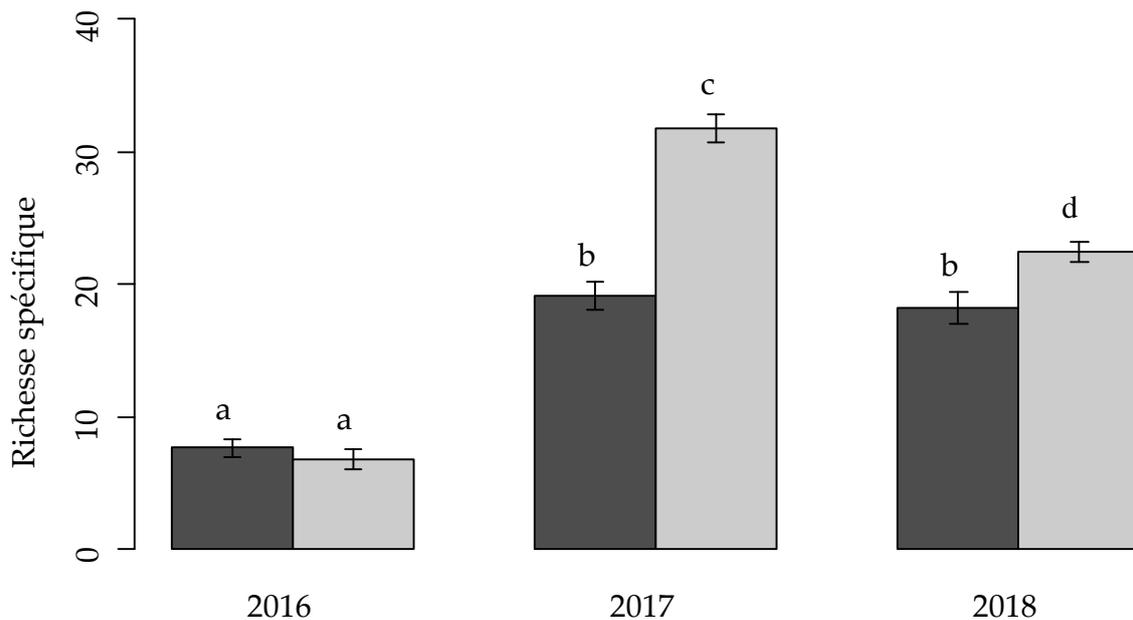


Figure C2.11 : Evolution de la richesse spécifique sur trois ans entre les quadrats ensemencés (gris foncé) et les quadrats non ensemencés (gris clair). Les barres d'histogramme représentent la moyenne \pm l'erreur standard.

Entre chaque type de semis, les barres d'erreurs partageant des lettres communes ne présentent pas de différences significatives selon le test post-hoc de Pairwise Wilcoxon (Wilcoxon, 1945)

Au cours des trois années de suivis, les communautés végétales s'éloignent de celles de la steppe (plus accentué pour les quadrats non ensemencés) excepté pour le substrat avec 100% de matériaux bruts et semis de *Brachypodium* dont la dynamique a tendance à stagner (Fig. C2.12).

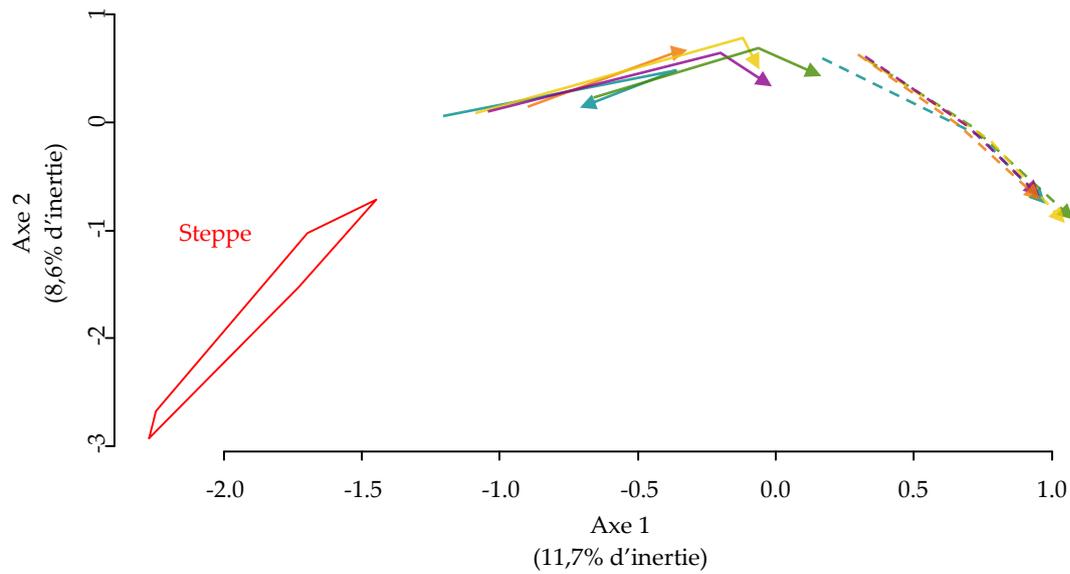


Figure C2.12 : AFC montrant l'évolution des communautés végétales au cours des 3 ans entre les 50 quadrats expérimentaux et les 10 quadrats inventoriés dans la steppe de référence (60 quadrats × 174 espèces × 5 mélanges (bleu : 100% de matériaux bruts ; orange : 75% de matériaux bruts et 25% de terre végétale ; jaune : mélange 50% de chaque ; violet : 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts ; vert : 100% de terre végétale) × 2 traitements (Semis de *Brachypode* : lignes pleines ; Sans semis de *Brachypode* : lignes pointillées)



Figure C2.13 : Quadrat de végétation sans semis de *Brachypodium* dominé par des *Anisantha* dans la carrière de La Ménudelle, mai 2018

4. Discussion

L'utilisation de produits miniers nouvellement créés et spécialement traités pour le mélange avec un autre produit (terre végétale) dans le but de former un sol artificiel ou technosol sur place pour la restauration de communautés végétales de type pelouse méditerranéenne semble un bon compromis. En effet, malgré leurs divergences à court terme (3 années) par rapport à l'écosystème de référence en terme de communautés végétales (composition, abondance), ces nouveaux substrats permettent un établissement rapide de la végétation de physionomie semblable à la référence (végétation basse, nombreuses Poaceae), et ce, particulièrement grâce à certaines conditions pédologiques proche notamment la hauteur du substrat (30 cm proches des 40 cm de l'épaisseur du sol de la steppe de référence) et à la mise en place du pâturage sur le site. Les conditions pédologiques des substrats représentent des variables importantes déterminant le rythme et les directions des successions spontanées et doivent inévitablement être prises en compte dans les programme de restauration (Prach et al., 2001). En effet, il a été démontré l'existence d'un gradient positif d'enrichissement en nutriments entre les substrats avec des matériaux bruts et ceux avec de la terre végétale. Les sols pauvres en nutriment (100% de matériaux bruts) sont beaucoup moins colonisés que les sols riches (100% terre végétale). Dans cette étude, les reliquats des engrais (N, P, K) appliqués sur les sols durant la phase d'exploitation des vergers (1983-2015) ont augmenté significativement la richesse, la densité et le recouvrement des espèces comme cela a déjà été démontré pour des substrats initialement très pauvres pour ces nutriments (Norman et al., 2006). Ils entraînent cependant un éloignement des communautés végétales par rapport à celle de référence qui se développent sur un sol pauvre. Les mélanges testés proposent tout un panel permettant d'accueillir des cortèges floristiques différents.

Le choix du substrat pour la restauration de milieux dégradés pose la question de savoir quel écosystème nous voulons cibler au final. (1) Si l'objectif consiste à obtenir quelques espèces cibles avec les plus dominantes de l'écosystème de référence, le substrat avec des matériaux bruts et un semis de la graminée dominante est à privilégier. Cela se fera cependant au détriment d'obtenir un couvert végétal relativement important, ce qui pourrait alors entraîner une érosion potentielle du substrat, et d'une richesse spécifique moyenne car ces substrats limitent considérablement l'installation d'espèces végétales. Si au contraire, (2) l'objectif est de retrouver sur les sites des communautés végétales plus proches de l'écosystème de référence, même si cela induit de voir s'y développer de nombreuses espèces non recensées dans l'écosystème de référence, notamment dans les premiers stades de successions avec la présence de nombreuses espèces rudérales, alors il faudra choisir le traitement 50% de matériaux bruts et 50% de terre végétale avec ou sans semis ou bien le traitement 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts et sans semis. Ces substrats permettront d'obtenir un fort couvert végétal et une richesse spécifique élevée. Ou au contraire, (3) si le maximum de diversité doit être privilégiée sans considération d'espèces cibles ou non, il faudra préconiser le traitement avec

uniquement de la terre végétale. En effet, le traitement 100% de terre végétale présente un sol très fortement enrichi en nutriments et en matières organiques qui influence la richesse spécifique alors la plus élevée comparativement aux autres mélanges. Ce mélange présente une composition spécifique avec potentiellement plus d'espèces non cibles et des caractéristiques de la végétation (hauteur, recouvrement) beaucoup plus importantes et alors plus proches des caractéristiques de prairies que de pelouses. Il en est de même pour le choix d'ensemencer les substrats. Si c'est le cas, le recouvrement d'espèces cibles autres que celles semées, la hauteur de végétation et la richesse spécifique se verront considérablement diminuées par rapport à l'absence d'ensemencement mais c'est quand même ce traitement qui permettra au bout des trois années d'être le plus proche de la communauté de référence en termes de similitude (HAI le plus faible et CSII le plus élevé).

Se pose alors la question de savoir si le nombre d'espèces cibles doit être la caractéristique la plus importante de la restauration écologique que le nombre total d'espèces (van Andel and Aronson, 2012). Les objectifs de restauration et de gestion future doivent donc être bien définis au préalable pour choisir le substrat le plus en adéquation avec les objectifs de conservation. Dans le cadre de restauration de pelouses sèches méditerranéennes, le substrat présentant le meilleur compromis pour la restauration de pelouses sèches méditerranéennes à court terme serait alors celui composé d'autant de matériaux bruts que de terre végétale et sans pour autant réalisé un semis de *Brachypodium*. En effet pour ce traitement le semis ne présente pas plus d'avantage que l'absence de semis pour tous les paramètres de végétation (richesse, hauteur, recouvrement) sauf qu'il limite la présence et le recouvrement d'espèces cibles. De plus cette option serait moins onéreuse. Une perspective peut être avancée : il peut être avantageux de laisser les espèces cibles revenir spontanément puis, si l'objectif est d'avoir une composition et une structure très semblable à l'écosystème de référence et par conséquent avoir également du *Brachypodium*, de le semer. En effet le *Brachypodium* ne recolonise pas de lui-même même (Römerman et al., 2005 ; Buisson et al., 2006), il faudrait alors le semer quelques années plus tard après que les espèces cibles se soient installées, il y aurait donc un effet de priorité à tester, à condition bien entendu de s'assurer au préalable que l'espèce semée soit véritablement du *Brachypodium retusum*.

Evolution des communautés végétales durant trois années

Les dynamiques végétales étudiées sont assez semblables dans leur composition en espèces pour ces stades initiaux et précoces que représente les trois années de suivis, où dominent surtout des espèces rudérales. A long terme, les communautés végétales devraient se différencier entre les différents substrats étudiés, principalement en raison des conditions pédologiques initiales fortement différentes entre eux (Prach et al., 2014). Le nombre total d'espèces et le nombre d'espèces cibles ont augmenté dans la majorité des substrats avec l'âge de la succession (Prach et al., 2014) comme cela a déjà été démontré dans d'autres

expérimentations de restauration menés dans la plaine de Crau (Bulot, 2014; Coiffait-Gombault, 2011). En effet, les deux premières années sont caractérisées par de fortes dominances d'espèces telles que *Diplotaxis tenuifolia*, *Polypogon aviculare*, etc. qui s'atténuent voire disparaissent l'année suivante, pour laisser place à des espèces cibles qui colonisent naturellement le site grâce au pool d'espèces régionales disponible à proximité dans l'écosystème de référence. Un suivi sur le plus long terme possible doit être préconisé sur l'expérimentation réalisée (>20 ans), pour mesurer l'évolution des communautés végétales par rapport à l'écosystème de référence. En Europe centrale, il faut ainsi près de 25 ans de succession pour atteindre la végétation (semi) naturelle, qui par la suite change peu dans la composition des espèces (Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2001).

Par ailleurs, il faut souligner la colonisation de très peu d'espèces envahissantes sur les quadrats testés malgré la présence, à proximité directe du site d'un andain (terre végétale de la steppe stockée lors d'ouverture de carreaux de la carrière) complètement recouvert de *Silybum marianum* (Fig. C2.14). Il se pourrait que l'établissement rapide de la végétation sur les substrats étudiés ait limité considérablement l'établissement de cette espèce, ce qui aurait alors permis une diversification des communautés végétales.



Figure C2.14 : Vue du site d'expérimentation depuis un andain colonisé par le *Silybum marianum* formant alors un tapis quasi monospécifique. Carrière de la Ménudelle, 2018

Importance du caractère du paysage environnant sur le site à restaurer

L'expérimentation menée montre bien que d'une part, la création de conditions abiotiques favorables augmente la richesse en termes d'espèces dans la zone réhabilitée. D'autre part, ce ne sont pas des espèces cibles qui colonisent les zones réhabilitées. En effet, les indices de restauration (HAI) montrent que sur les mélanges, il y a un excès d'espèces qui s'y développent mais qui ne sont pas présentes dans la steppe de référence. Ceci peut être dû au fait que le site n'est pas directement entouré de steppe (excepté une petite parcelle). Les parcelles avoisinantes sont des anciennes carrières fortement altérées, des anciens vergers où les espèces rudérales prédominent. Ces espèces peuvent alors facilement se retrouver sur les mélanges testés par anémochories ou zoochorie (présence de pâturage ovin itinérant). Le caractère du paysage doit donc être sérieusement pris en compte dans tout effort de restauration (Bakker et al., 1998; Brand and Parker, 1995; Prach et al., 2001). Si un site à restaurer est situé dans des paysages fortement dégradés, il peut alors être fortement colonisé par les espèces rudérales les premières années. Le pool d'espèces régionales, c'est-à-dire les sources de graines, de diaspores et le potentiel de colonisation des espèces joueraient un rôle important dans la restauration en influençant les processus de succession végétale spontanée (del Moral et al., 2005; Glenn-Lewin et al., 1992; Řehouňková and Prach, 2008; Strykstra et al., 1998; Zobel et al., 1998). En effet, l'absence d'une séparation nette entre les communautés végétales sur ces trois années de suivis, pourraient montrer que les facteurs du paysage sont beaucoup plus importants que les facteurs locaux (type de sol) au début de la succession, tandis que les facteurs du site expliquent davantage la variance de la végétation (hauteur, recouvrement) (del Moral et al., 2005; Řehouňková and Prach, 2006). De plus, l'évolution divergente des communautés végétales testées par rapport à la steppe de référence confirmerait bien l'effet des sites dégradés alentours qui constitueraient alors des barrières à la colonisation naturelle des espèces cibles présentes dans la steppe. Ainsi, pour restaurer des communautés végétales cibles par colonisation naturelle, il serait préférable que les sites à restaurer soient adjacents à la végétation semi-naturelle, qui peut alors servir de sources de graines pour de nombreuses espèces cibles (Brändle et al., 2003; Butaye et al., 2002; Řehouňková and Prach, 2008). Ces observations montreraient bien que les facteurs limitants ici seraient essentiellement la dispersion et le paysage. Le facteur abiotique arriverait seulement ensuite. Cependant, la colonisation naturelle des espèces cibles est très faible, et une question peut se poser : si la colonisation naturelle venait à avoir lieu, l'installation des espèces cibles serait-elle limitée par les espèces plus rudérales ? En effet la végétation en place sur les mélanges ne recouvre pas totalement les substrats, il y a encore de la place pour l'installation d'espèces.

Effets du semis

Les résultats obtenus lors de cette expérimentation réfutent l'hypothèse que *Brachypodium* pourrait être utilisé comme une espèce facilitatrice dans les projets de restauration, quand elle est semée en début de succession. Ceci est contraire à ce que préconise une autre étude testant l'effet de *B. retusum* reprenant après incendie sur la survie d'espèces ligneuses (Raventós et al., 2012). Dans notre étude, aucune espèce typique des pelouses n'a été recensée uniquement sur le traitement avec semis de *Brachypodium*. Au bout de trois ans d'expérimentation, aucun aspect de facilitation de ces espèces n'est observable. Contrairement à ce qu'a montré Baasch et al. (2012), au bout de trois ans, l'ensemencement accélère certes clairement le développement de la végétation (sur les deux premières années) mais ne conduit pas à l'établissement rapide de pelouses riches en espèces et typiques de l'écosystème de référence. D'après les résultats obtenus, son fort pouvoir couvrant déjà montré par Caturla et al. (2000) et Larchevêque et al. (2010) limite certes l'établissement d'espèces indésirables mais il limite également l'installation d'espèces cibles en réduisant la niche écologique disponible à ces espèces. De manière plus générale, il a été montré que la richesse des espèces indigènes est plus élevée dans les quadrats non ensemencés que dans les quadrats ensemencés contrairement à ce que montrent Baasch et al. (2012) et Norman et al. (2006). De plus, les quadrats ensemencés sont caractérisés par un très faible recouvrement végétal d'espèces disséminées naturellement par le vent ou les animaux (le pâturage ovin étant présent sur la placette expérimentale). Ces résultats peuvent être mis en parallèle avec les expérimentations menées sur la steppe de Crau qui montrent que plus il y a de *Brachypodium* sur les placettes, plus celles-ci sont pauvres en termes d'espèces végétales. *Brachypodium* forme ainsi des tapis assez monospécifiques, surtout où il y a peu de pâturage comme cela a pu être observé dans les exclos où la richesse spécifique avoisine les 10-15 espèces pour 4 m² en comparaison à la steppe pauvre en *B. retusum* où une richesse de l'ordre de 40 à 50 pour 4 m² espèces peut être recensée (Obs. pers). Un suivi sur le plus moyen terme (10-15 ans) doit être préconisé sur l'expérimentation réalisée pour voir si des bénéfices sur les communautés d'espèces végétales ressortent du semis d'une espèce typique, comme cela a pu être observé dans d'autres études (Norman et al., 2006).

Ces résultats posent la question de l'importance de *Brachypodium* dans les projets de restauration et même dans la steppe. En effet, c'est une espèce dominante de la steppe de Crau mais sa forte présence en raison des pressions de pâturages plus faibles, peut entraîner une disparition d'espèces typiques de pelouses en formant des ourlets-pelousaires avec sa physonomie assez haute. La question est donc de savoir si on veut restaurer un ourlet-pelousaire ou une pelouse, si la forte richesse spécifique en termes d'espèces annuelles cibles prédomine ou non sur le Brachypode en terme de référence physonomique de restauration.

Implications pour la restauration écologique et préconisation de gestion

Face aux résultats de cette étude, il apparaît que les zones réhabilitées ne tendent pas vers l'écosystème de référence à court terme et ce, malgré la restauration active des conditions abiotiques. De plus, l'ensemencement d'une espèce dominante présente un double effet : (1) il permettrait certes une meilleure proximité des communautés végétales restaurées par rapport à l'écosystème de référence par le simple fait de sa grande importance dans la structure de la communauté végétale mais (2) la colonisation étant déjà très faible des autres espèces, elle se voit limitée par la présence de cette espèce dominante. De ce fait, une réflexion se pose sur la place de la restauration active en écologie. En effet, dans le cas des grands projets de restauration des carrières, les opérations de restauration engendrent de nombreux coûts (financiers, écologiques), le volume des matériaux importés doit être calculé de telle sorte que les mouvements d'engins ne constituent pas en soi un problème environnemental (Jarvis and Walton, 2012). Il est donc important de réfléchir à d'autres solutions comme la restauration passive. Lors de projet de restauration, il est indispensable de vérifier que les conditions abiotiques soient similaires à l'écosystème de référence, que les écosystèmes de références se trouvent à proximité des zones à réhabiliter mais également que les espèces cibles aient les capacités de se disperser. Si ces conditions sont réunies, une succession spontanée devrait être préférée à la restauration active des écosystèmes de référence (Luken, 1990). Comparée à la recolonisation avec ensemencement, la succession spontanée se traduit par le développement de communautés végétales avec une richesse spécifique plus proche de celle de la végétation semi-naturelle, même si la structure et l'abondance y sont plus éloignées qu'avec l'ensemencement (Novák and Prach, 2003), représente une option moins onéreuse (Řehouňková and Prach, 2008) et plus écologique sous couvert cependant que le système de gestion via le pâturage ovin extensif ait été réintroduit également. Mais si ces conditions ne sont pas réunies, il peut alors être envisageable de mettre en place des opérations de restauration écologique à large échelle à conditions que celles-ci montrent de bons résultats. Si ce n'est pas le cas, il peut alors être envisagé de laisser la nature se restaurer d'elle-même, même si cela entraîne le développement d'écosystèmes totalement différents de la référence (Chapitres 3, 4 et 5).

En conclusion, pour toute restauration de carrière, il est indispensable au préalable de bien définir les objectifs de restauration, et ainsi d'adapter les types de sol à recréer selon ces derniers. Il est également important d'évaluer les sources de graines disponibles dans l'environnement proche pour définir les espèces qui vont potentiellement coloniser naturellement les sites à restaurer et ainsi estimer s'il est nécessaire de procéder à un ensemencement (Török et al., 2018). Un compromis existerait donc entre la restauration active et la succession spontanée dans les milieux dégradés (McDonald et al., 2016; Prach and Hobbs, 2008) en agissant sur le type de substrat et le type de gestion post-restauration.

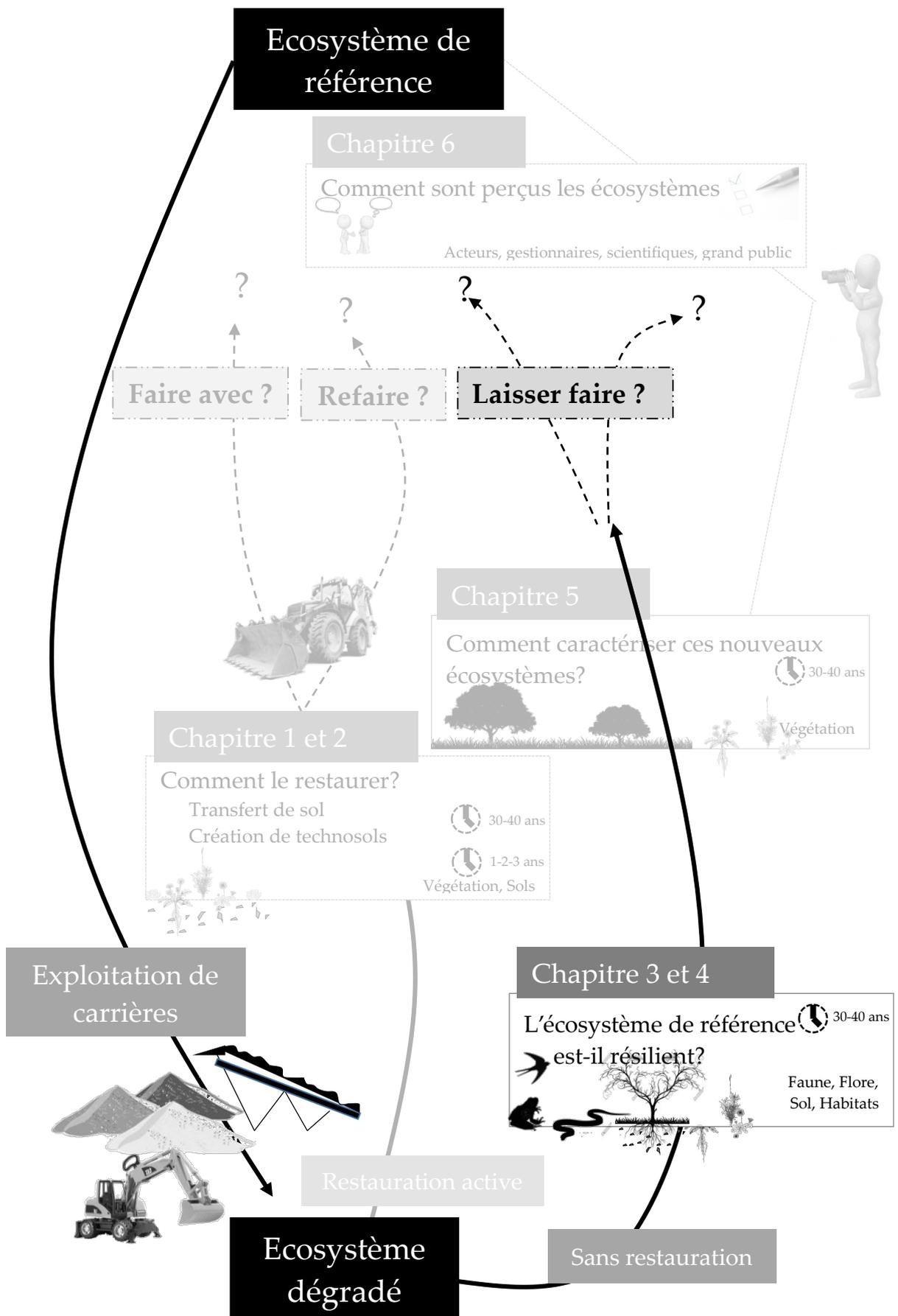
PARTIE 2 : APRES DEGRADATION ET
SANS RESTAURATION QUELS
ECOSYSTEMES ET QUELLE
BIODIVERSITE ASSOCIEE
SE METTENT EN
PLACE ?

Transition vers le chapitre 3

De nos jours, la libre expression des successions primaires n'est que très rarement considérée comme un choix de méthode de réhabilitation écologique pour les paysages après exploitation de carrière (Rehounkova et Prach, 2008). La réhabilitation active prime sur la restauration passive ou spontanée. L'Homme, avouant les impacts destructifs de ses activités sur les écosystèmes, se doit de faire quelque chose pour essayer de compenser ses dégradations et destructions. Cependant, la nature continue à s'exprimer librement après exploitation laissant place à des successions spontanées qui ne sont pas encore identifiées comme potentiellement intéressantes et pouvant être à leur tour, la cible d'une gestion conservatoire. Des preuves directes doivent être apportées et sont nécessaires pour analyser les avantages et les inconvénients de la succession spontanée (Erskine et al., 2012). Les sites d'activités de carrières sont actuellement connus pour accueillir une biodiversité riche et parfois intéressante d'un point de vue patrimonial après exploitation et ce, sans opérations de réhabilitations. De nos jours, il est reconnu l'intérêt des carrières sur les communautés d'arthropodes, d'orthoptères, d'odonates, d'amphibiens, *etc.* Face à ce constat, il est donc important de se poser la question de savoir s'il est préférable de réhabiliter les écosystèmes dégradés ou de laisser librement des successions spontanées se développer. Afin d'éviter d'émettre des conclusions hâtives, généralement construites sur la base de références bibliographiques dont on a délibérément pris soin de choisir celles qui orientent ses conclusions vers le laisser-faire ou d'autres, qui les orientent plutôt vers la réhabilitation obligatoire après exploitation, des diagnostics écologiques ont été réalisés sur nos sites d'études. En effet, les anciennes carrières abandonnées en Crau offrent un recul de 35 ans sur les successions spontanées et les opérations de réhabilitations qui ont pu y être mise en place à certains endroits. Plusieurs focus vont être réalisés sur les trois chapitres suivants de cette thèse :

- (1) Un focus sur les sols qui se développent dans les anciennes carrières selon le type de réhabilitation ou de non réhabilitation
- (2) Un focus sur la biodiversité faunistique et sa valeur patrimoniale qui se développe dans les anciennes carrières en comparaison avec l'écosystème de référence
- (3) Un focus sur les habitats qui sont identifiés dans ces anciennes carrières en lien avec les différentes couvertures pédologiques

Ces études permettront de voir si l'écosystème dégradé est de lui-même résilient, et si ce n'est pas le cas, de caractériser les écosystèmes qui s'y développent. Ceci permettra d'avoir un diagnostic écologique plus complet de ce qui peut se développer naturellement dans les carrières abandonnées si aucune réhabilitation écologique n'y a lieu et ainsi d'apporter des éléments de réponse complémentaires à la question de savoir s'il est préférable de réhabiliter les écosystèmes dégradés ou de laisser faire.



Chapitre 3 : Impact de l'exploitation et de l'abandon des carrières sur la pédogenèse des sols

Julie Chenot, Renaud Jaunatre, Elise Buisson, Fabrice Bureau, Thierry Dutoit

Catena

Accepté le 16 septembre 2017. Publié en Février 2018

1. Introduction

Au début du 21^e siècle, entre un tiers et la moitié de la surface de la terre a été transformé par des actions humaines (Vitousek et al., 2008) dont 85% en Europe (Primack et al., 2012). Ces transformations, toujours en augmentation, sont principalement motivées par des impératifs économiques et démographiques associés à l'exploitation intensive des ressources de base nécessaires aux besoins humains (agriculture, industrie, pêche, commerce international, *etc.*) (Balmford et al., 2002). Parmi ces changements d'usages, l'exploitation minière représente l'une des activités anthropiques les plus anciennes et les plus impactantes (Larson et al., 2006). Aujourd'hui, le grand nombre de carrières désaffectées ou en voie de fermeture dans de nombreux pays représente un défi pour la restauration de ces habitats gravement dégradés (Bradshaw, 1997; Darwish et al., 2011; Mouflis et al., 2008). En Europe, plus de 2,7 milliards de tonnes de granulats sont produites chaque année dans 25 000 carrières réparties dans toute l'Europe (Union Européenne des Producteurs de Granulats, 2015). Contrairement aux mines souterraines dont les impacts peuvent être plus localisés (Bradshaw, 1997), l'exploitation des carrières à ciel ouvert a un impact direct sur l'environnement et particulièrement sur la végétation et le sol puisqu'elle conduit inévitablement à une profonde altération de la composition et/ou de la structure du sol, voire sa disparition complète. Les processus impliqués dans l'évolution des sols hautement anthropisés doivent encore être spécifiquement abordés au sein de la communauté des scientifiques du sol. La nature des processus pédogénétiques dans ces sols peut être très similaire à celle des sols naturels. Cependant, l'effet de la présence de matériaux purement anthropiques sur l'évolution pédogénétique des sols et la nature des processus pédogénétiques associés reste à explorer (Huot et al., 2014).

Les études menées sur les impacts environnementaux des carrières se sont principalement concentrées sur la végétation sans prendre en compte les conditions édaphiques (De Deyn et al., 2003). La restauration des sites après exploitation s'est ainsi principalement concentrée sur ce compartiment des écosystèmes, majoritairement utilisé comme principal critère environnemental pour évaluer le succès de restauration (Koch, 2007). En dépit de son caractère de ressource vitale et non renouvelable (Van-Camp et al., 2004), le sol a été très peu étudié tant au niveau des impacts résultant de l'exploitation des carrières que de sa restauration après exploitation. Pour déterminer s'il faut intervenir après que l'exploitation ait cessé et rétablir le fonctionnement des communautés écologiques à long terme, il est donc nécessaire de prendre en compte tous les compartiments de l'écosystème (Bradshaw and Hüttl, 2001) et en particulier le sol (Heneghan et al., 2008). Les études ne doivent pas être limitées à un seul type d'exploitation pour une surface donnée mais doivent intégrer la diversité des types d'exploitation et des réaménagements post-exploitation souvent rencontrés au sein d'une même carrière dans le temps ou dans un ensemble de carrières situées sur la même unité géopédologique (Dana and Mota, 2006; Duque et al., 1998; Yuan et al., 2006).

La plaine de la Crau (sud-est de la France), décrite comme pseudo-steppe méditerranéenne, présente un ensemble de caractéristiques pédologiques, floristiques, faunistiques, écosystémiques qui lui confèrent un caractère patrimonial (Tatin et al., 2013). Une grande partie de cette plaine est classée Réserve Naturelle Nationale et la protection de ses habitats et de ses espèces associées est en vigueur depuis 2001 (Beltrando, 2015). Avant l'introduction de cette mesure de protection, de nombreuses carrières alluviales sèches y ont été exploitées dans les années 1970 pour la création d'un port industriel (Devaux et al., 1983). Elles ont entraîné la destruction d'une partie de cet écosystème original (Buisson and Dutoit, 2006). Leur exploitation a duré une dizaine d'années et leur abandon a suivi rapidement (Chenot et al., 2017; Chapitre 1). A cette époque, il n'y avait aucune obligation législative de remise en état après arrêt d'exploitation. Dans ce contexte, différentes options de réhabilitation ont été établies. Des techniques de transfert des sols ont ainsi été mises en œuvre (Bulot et al., 2014; Chenot et al., 2017) principalement à des fins esthétiques ou sécuritaires. En revanche, dans d'autres zones, aucune opération de réhabilitation n'a été entreprise, laissant le milieu totalement à nu immédiatement après exploitation (Chenot et al., 2017). Cette absence de législation a par conséquent entraîné une hétérogénéité des espaces après exploitation. A l'heure actuelle, nous bénéficions de 35 ans de recul sur la dynamique de ces écosystèmes résultant de la cessation de l'exploitation de ces carrières.

Compte tenu de ces spécificités d'exploitation, différentes questions se posent : (1) La diversité des modes d'exploitation a-t-elle entraîné une hétérogénéité des sols 35 années après arrêt de l'exploitation ? (2) A quel stade de pédogénèse sont les sols créés dans les carrières abandonnées ? (3) Les différentes modifications ont-elles un impact sur les traces d'activité biologique dans les sols des carrières ? (4) Est-il possible d'identifier des méthodes de réhabilitation des carrières qui favoriseraient la réhabilitation des sols et la recolonisation du couvert végétal afin d'améliorer les techniques utilisées ou de proposer des mesures alternatives ? Pour répondre à ces questions, différents sols extraits d'une série de carrières sèches et alluvionnaires abandonnées depuis une trentaine d'années dans le sud-est de la France ont été décrits au moyen de fosses pédologiques et de mesures de paramètres physiques et chimiques. Ils ont été ensuite comparés aux sols qui existaient avant l'exploitation des carrières et qui existent encore à proximité dans la matrice paysagère constituée d'une pelouse sub-steppique méditerranéenne sur un sol de type Fersialsol leptique tronqué (Bouteyre and Duclos, 1994). Enfin, le recouvrement en éléments grossiers, le recouvrement de la végétation et les traces d'activités biologiques observées dans les profils pédologiques (présence de galeries de vers et racines) caractérisant les différents sols ont été également comparés.

Nos hypothèses ont été les suivantes: (1) la diversité des modes d'exploitation entraîne une forte hétérogénéité des sols rencontrés dans les anciennes carrières ; (2) la majorité des sols créés sont cependant des sols artificiels rajeunis et/ou jeunes de type intra-zonal ne

ressemblant guère au sol de la steppe de référence, sauf dans les cas où des mesures de transfert de sol d'origine ont bien été entrepris après la fin de l'exploitation ; (3) ces altérations ont d'importantes implications en ce qui concerne les traces d'activités biologiques dans les fosses pédologiques et le recouvrement des communautés végétales colonisant spontanément les sols des anciennes carrières même sur le très long terme.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

Notre site d'étude est localisé dans le sud de la plaine de la Crau (43°31'36.77"N, 4°53'04.50"E) dans le sud-est de la France (Bouches-du-Rhône) (Fig. C3.1.A.). Cette plaine est caractérisée par un habitat naturel unique classé en 1990 en tant que Zone de Protection Spéciale au titre de Natura 2000, appelé « Steppe de Crau » comprenant des zones de pelouse sub-steppe méditerranéenne et des friches (agricoles, industrielles ou militaires). Couvrant à l'origine plus de 60 000 ha, les activités agricoles (prairies irriguées, vergers intensifs, cultures maraîchères, etc.), industrielles (plates-formes logistiques, carrières, etc.) et militaires (stockage de munitions, aéroport militaire, etc.) en ont détruit plus de 80% et aujourd'hui, seulement 10 500 ha de végétation steppique non dégradée persiste (Tatin et al., 2013).

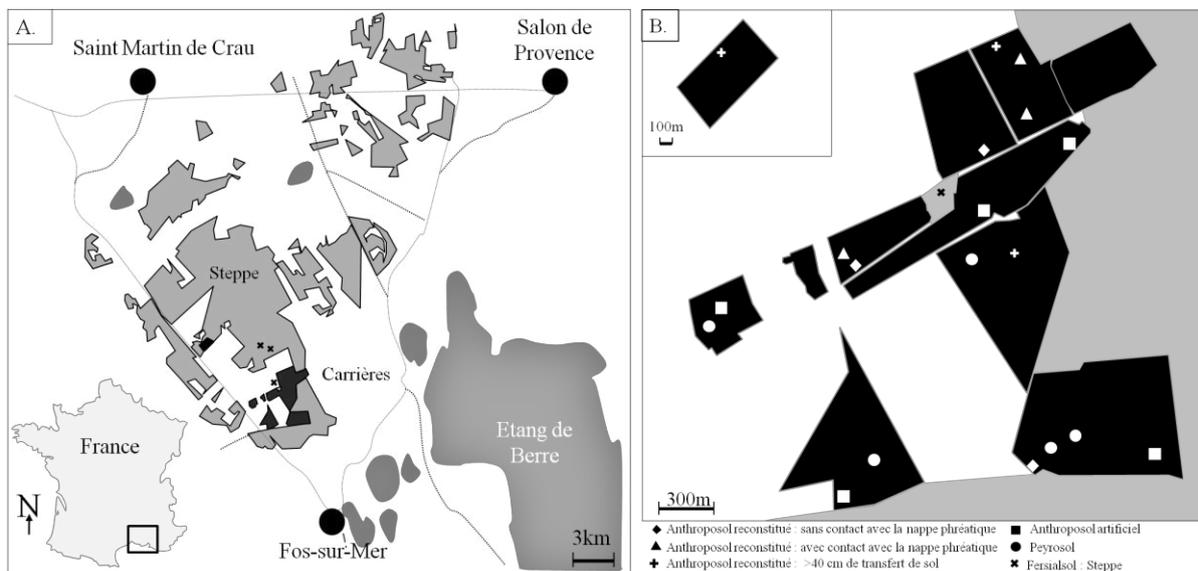


Figure C3.1. Location du site d'études et des profils (A) Localisation de la plaine de la Crau en France (60 000 ha) et des parcelles restantes de la steppe (gris) (10 000 ha) et des anciennes carrières étudiées (noir) (296 ha) ; (B) Localisation des profils de sol des différents traitements de réhabilitation

2.1.1. Le climat de la plaine de Crau

La plaine de la Crau présente toutes les caractéristiques d'un *climat* méditerranéen avec des étés chauds et secs, des hivers relativement doux et un fort ensoleillement. Les précipitations sont rares mais abondantes et se concentrent principalement à l'automne, avec plus de 50% du

total annuel (541 mm/an) (Tatin et al., 2013). Le climat est également caractérisé par le Mistral, un vent froid très fort et très fréquent. Sa présence entraîne des durées d'ensoleillement annuelles exceptionnelles (3000 heures/an), ce qui accentue l'évapotranspiration et donc la sécheresse estivale. En hiver, il contribue également à abaisser les températures.

2.1.2. *Le sol de la plaine de Crau*

L'aire géographique de la plaine de la Crau correspond à l'ancien lit fossilisé de la Durance,, généré par des dépôts charriés au cours du Quaternaire (Molliex et al., 2013). La plaine de la Crau a été formée de dépôts d'alluvions, de galets siliceux de type cailloutis et graviers à matrice sableuse entre - 2 millions d'années et - 35 000 ans, date de la capture de la Durance par le Rhône au nord de la plaine qui va alors s'assécher. L'épaisseur des dépôts d'alluvions varient entre 5 et 35 mètres selon les endroits. Le sol de la plaine de la Crau a été identifié comme étant un sol rouge méditerranéen (Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols, 1967) également appelé FERSIALSOL (présence de FER, SILice et Aluminium) leptique tronqué à réserve calcaïque selon le référentiel pédologique 2008 (Baize and Girard, 2008). Développés sur les anciennes alluvions caillouteuses de la Durance, ces sols limono-argileux présentent entre 40 et 80 cm de profondeur, un conglomérat ou un encroûtement calcaire autrement appelé "poudingue". Cet encroûtement résulte de l'action de lixiviation du calcium par les eaux de gravitation et du fait de dépôts calcaires lors des remontées de la nappe battante riche en carbonates (Bouteyre and Duclos, 1994). L'épaisseur de cet encroûtement peut varier entre 1 et 5 m, et plusieurs couches peuvent être présentes dans l'épaisseur du dépôt d'alluvions. Ces sols sont fréquemment rencontrés dans des situations géomorphologiques stables qui ont permis leur développement sur de longues périodes (plusieurs centaines de millions d'années) (Tatin et al., 2013). Le *solum* de la plaine de la Crau est dit "tronqué" car la couche arable normalement riche en éléments fins de type limons est fortement réduite, voire inexistante, phénomène résultant de l'érosion éolienne, phénomène qui date d'environ 10 000 ans et laisse ainsi apparaître les galets siliceux qui peuvent alors recouvrir plus de 50% de la surface du sol (Devaux et al., 1983).

2.1.3. *La végétation de la plaine de Crau*

Sous l'effet conjugué du climat, du pâturage multiséculaire et des conditions spécifiques du sol, une communauté végétale particulière s'est développée, résultant en une succession végétale régressive ou allogénique de plusieurs milliers d'années. Cette communauté végétale décrite comme une prairie sub-steppique de la Méditerranée et appartenant à l'association *Asphodeletum fistulosii* (Molinier and Tallon, 1950), dominée par *Brachypodium retusum* (Pers.) P. Beauv, *Thymus vulgaris* L. et *Asphodelus ayardii* Jahand et Maire. Cette communauté végétale est intéressante en termes de richesse en espèces, de composition et de diversité (Badan et al., 1995; Cherel, 1988; Henry, 2009). Il y a en moyenne 40 à 50 espèces de plantes pour quatre mètres carrés, dont 50% sont annuelles (Römermann et al., 2005).

2.1.4. Les carrières en plaine de Crau

Notre site d'étude présente la particularité d'abriter 296 ha de carrières sèches alluviales (exploitation de sables, graviers et galets) exploitées dans les années 1970 pour la construction de la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer (Fig. C3.1) (Devaux et al., 1983). Ces activités ont entraîné la destruction d'environ 300 ha d'un écosystème steppique original. Toutes ces carrières 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.

2.2. Description et analyses des profils de sols

Afin d'identifier les différents types de sol présents dans les carrières et dans la steppe, une analyse du *solum*, de sa pédogénèse et des perturbations qui s'y sont produites a été entreprise. A cet effet, des fosses pédologiques, excavées à l'aide d'un tractopelle ont été décrites en mars 2015 (Fig. C3.1.B.). Les fosses sont situées sur les zones où le tractopelle n'est pas passé afin d'éviter le compactage potentiel du sol par le passage de cet équipement lourd (Baize and Jabiol, 2011). Au total, 20 fosses pédologiques d'environ 1 m² d'une profondeur de 0,5 à 1,5 mètres ont été creusées dans des zones homogènes définies à partir de photos aériennes, de la végétation exprimée et des connaissances des carriers sur les anciens modes d'exploitation. L'excavation des fosses pédologiques a été arrêtée une fois que le sous-sol (cailloutis duranciens) ou le niveau de la nappe phréatique souterraine a été atteint. Quatre situations potentielles ont ainsi été identifiées avant de creuser les fosses pédologiques (Tab. C3.1) : (1) sol de la steppe de référence ; (2) sol reconstitué sous-divisé en trois catégories : i.e. (2.1) sol reconstitué avec épaisseur identique au sol de référence (40 cm) sans contact avec la nappe phréatique ; (2.2) avec contact avec la nappe phréatique ; (2.3) dépôt de sol plus épais que la couche de référence (>40 cm) ; (3) sol avec dépôts de matériaux anthropogéniques et enfin (4) matériau géologique brut laissé en surface. Un minimum de trois fosses pédologiques a été répliqué pour chaque type de sol dans les carrières et dans la steppe de référence (Tab. C3.1). Les profils de sols ont été décrits selon les procédures standards à l'aide des feuilles de données STIPA 2000 de l'Institut National de la Recherche Agronomique (Falipou and Legros, 2002) préconisées par l'Association Française d'Etudes des Sols (AFES) (Baize and Jabiol, 2011). La

dénomination des profils et des horizons pédologiques a été d'abord réalisée selon le référentiel pédologique 2008 (Baize and Girard, 2008) puis selon le Référentiel *World Reference Base for soil resources* pour les équivalences internationales (IUSS Working Group WRB, 2015) (Tab. C3.1).

Les analyses physico-chimiques de sol ont été réalisées sur vingt-neuf échantillons de sol de 200 g prélevés dans les carrières abandonnées en mars 2015. Pour ce faire, des échantillons ont été extraits dans les dix premiers centimètres de la couche supérieure de sol / matériau. La collecte des échantillons a été répliquée au moins quatre fois pour chaque type de sol préalablement identifié sur la base de la description des profils pédologiques (Tab. C3.1). Chaque échantillon a été séché et tamisé à l'aide d'un tamis de maille 2 mm. Les analyses chimiques (pH eau rapport 1:5 (Thomas, 1996), CaCO₃ à l'aide d'un calcimètre de Bernard (Sparks et al., 1996), C organique (Allison, 1965), N total par combustion sèche (Bremner, 1996; Dumas, 1831), ratio C/N, Capacité d'Echanges Cationiques (CEC) et K⁺ échangeable par la méthode Metson (Metson, 1956; Ciesielski et al., 1997), P₂O₅ assimilable (Olsen, 1954)) et la granulométrie 5 fractions par la méthode Robinson sans décarbonatation préalable (argile (<0.002 mm), limon fin (0.002-0.02 mm), limon grossier (0.2-2 mm), sable fin (0.05-0.2 mm) et sable grossier (0.2-2 mm)) ont été réalisées par le laboratoire d'analyse des sols de l'INRA (Institut National de la Recherche Agronomique) d'Arras.

Tableau C3.1: Types de sols décrits dans cette étude et leur échantillonnage pour les différentes analyses

Type de sol Référentiel pédologique (Baize and Girard, 2008)	Types de sol Référentiel WRB (WRB, 2015)	Spécifications des sites	Nombre d'échantillons - analyses de sol (0-10cm)	Nombre de fosses pédologiques décrites	Nombre de transects de végétation
FERSIALSOL	Haplic Cambisol (Calcaric)	1. Steppe	5	3	6
ANTHROPOSOL reconstitué	Reconstituted Technosols	2. 40 cm de transfert de sol originel sans contact avec la nappe phréatique	4	3	4
		3. 40 cm de transfert de sol originel avec contact avec la nappe phréatique	5	3	3
		4. > 40 cm de transfert de sol originel	5	3	3
ANTHROPOSOL artificiel	Technosols	5. Dépôts de matériaux anthropogéniques	5	5	5
PEYROSOL	Hyperskeletal Leptosols	6. Matériaux géologiques bruts en surface	5	5	4

2.3. Mesures des traces d'activités biologiques

Lors de l'observation des profils pédologiques, les traces d'activités biologiques ont été quantifiées. Elles sont de bons témoins de la restauration du sol sur l'ensemble du profil via des échanges entre les différents horizons (présence de galeries de vers et de racines). Les activités biologiques et plus particulièrement la faune du sol font en effet partie intégrante du

sol et sont indispensables pour son développement (De Deyn et al., 2003; Frouz et al., 2007). Elles sont utilisées comme indicateur de la qualité de milieu et pour appréhender le fonctionnement actuel du sol, il est nécessaire de les prendre en compte dans les études pédologiques. Caractérisés comme "ingénieurs de l'écosystème", les vers de terre influencent fortement le compartiment édaphique des écosystèmes (Lavelle et al., 1997). La qualité du sol est liée à la densité et à l'activité des vers de terre qui l'améliorent (Boyer and Wratten, 2010; De Deyn et al., 2003; Frouz et al., 2007; Pérès et al., 2011). La végétation est liée à ces activités puisque les vers vont aérer le sol et permettre un meilleur développement racinaire, et donc un meilleur développement de la végétation (Whalley and Dexter, 1994). Les racines et les vers de terre jouent donc un rôle clé dans la génération de la structure du sol et, par conséquent, dans la qualité du sol (Whalley and Dexter, 1994).

Les traces d'activités biologiques animales (vers de terres) et végétales (racines) ont été estimées visuellement sur l'ensemble des profils décrits sur la base de grilles d'estimation proposées par Baize et Jabiol (Baize and Jabiol, 2011). Différents paramètres ont été pris en compte et intégrés dans les analyses statistiques (Tab. C3.2).

Tableau C3. 2 : Modalités et facteurs mesurés pour les traces d'activités biologiques animales et végétales dans les 20 fosses pédologiques réalisées (Falipou and Legros, 2002).

Compartiment biologique étudié	Modalités	Facteurs
Vers de terre		- Pas de conduit
	Densité	- Peu de conduits (1-3/dm ²) - Nombreux conduits (3-5/dm ²) - Très nombreux conduits (>5/dm ²)
	Orientation	- Verticale - Horizontale - Oblique - Quelconque
	Abondance	- Pas de racine - Très peu nombreuses (<8/dm ²) - Peu nombreuses (8-16/dm ²) - Nombreuses (16-32/dm ²) - Très nombreuses (>32/dm ²)
	Localisation	- Dans la masse - Dans les agrégats - Entre les agrégats - Dans les fissures - Evitant les zones compactées
	Orientation	- Verticale - Horizontale - Oblique - Quelconque
Racines	Etat	- Saines - Nécrosées - Pourries - Gainées de rouille
	Dimension	- Très fines (<0.5 mm) - Fines (0.5 à 2 mm) - Moyennes (2 à 5 mm) - Grosses (5 à 20 mm) - Très grosses (> 20 mm)
	Forme	- Normales - Tourmentées - En arête de poisson - En fil de fer - Aplaties - Changement de section
	Pénétration	- Non déviées - Gênées par un obstacle de nature physique - Gênées par un obstacle de nature chimique

2.4. Pourcentages de recouvrement de la végétation et d'éléments grossiers

Le pourcentage de recouvrement de la végétation et d'éléments grossiers a été estimé visuellement sur des quadrats de 4 m² en mai 2015 au moment de productivité maximale (Bourrelly et al., 1983). Pour chaque type de sol et en fonction de leur surface, trois à six transects de 100 mètres ont été répliqués, chacun étant composé de cinq quadrats pseudo-répliqués (Table 1).

2.5. Analyses de données

Toutes les analyses de données ont été conduites à l'aide du logiciel statistique R 2.13.0 (R Development Core Team, 2016) et des packages "ade4" (Chessel et al., 2004; Dray and Dufour, 2007; Dray et al., 2007), "FactoMineR" (Husson et al., 2016), "JLutils" couplé à "devtools" (Hadley and Winston, 2016) "vegan" (Oksanen et al., 2015), et "RColorBrewer" (Neuwirth, 2014).

2.5.1. Analyses des paramètres physico-chimiques des sols

Afin de caractériser les paramètres physico-chimiques des différents types de sol, une Non-Metric MultiDimensional Scaling (NMDS) a été réalisée sur les variables (6 types de sol × 29 échantillons de sols) avec la dissimilarité de Bray-Curtis utilisée comme distance d'ordination (Borcard et al., 2011; Holland, 2008). Sur cette NMDS, ont été affichés simultanément deux éléments physico-chimiques (les argiles et le pH) qui ont le mieux contribué le mieux à expliquer l'ordination dans les différents types de sol étudiés. Les analyses et les illustrations ont été réalisées en utilisant le package "vegan" (Oksanen et al., 2015).

De plus, des analyses univariées ont été effectuées sur chaque paramètre physique et chimique mesuré dans les sols. Lorsque les conditions paramétriques ont été rencontrées, un test ANOVA suivi d'un test post-hoc de TukeyHSD dès lors que des différences significatives sont rencontrées, ont été réalisés (Stoll, 2017). Lorsque les conditions paramétriques n'ont pas été remplies, un test non-paramétrique de Kruskal-Wallis suivi par un test post-hoc deux à deux de Wilcoxon avec ajustement de Bonferroni si une différence significative a été détectée, ont été utilisés (Bonferroni, 1936).

2.5.2. Analyses des indices de présence d'activité biologique dans les sols

Pour décrire le mode d'assemblage des activités des vers et des racines, des Analyses à Composantes Multiples (ACM) ont été réalisées à l'aide des packages "ade4" (Chessel et al., 2004; Dray and Dufour, 2007; Dray et al., 2007) et "FactoMineR" (Husson et al., 2016). Plusieurs observations peuvent être identiques dans l'ACM, c'est-à-dire qu'elles correspondent à la même combinaison de modalités. Dès lors, ces observations sont projetées sur le même point dans le plan factoriel. Une représentation classique des résultats ne permet cependant pas de les observer. Pour cela, les packages "JLutils", couplé à "devtools" (Hadley and Winston, 2016)

ont été utilisés pour représenter chaque point de l'ACM d'un carré proportionnel au nombre d'observations.

2.5.3. Analyses entre types de sol, recouvrement de la végétation et recouvrement d'éléments grossiers

Pour tester les éventuelles corrélations entre les caractéristiques des différents types de sols, le recouvrement de la végétation et le recouvrement des éléments grossiers (> 2mm) en surface, un test non paramétrique de Kruskal-Wallis a été réalisé (Kruskal and Wallis, 1952). Celui-ci a été suivi d'un test de comparaison de Pairwise Wilcoxon avec ajustement de Bonferroni pour détecter les différences significatives (Bonferroni, 1936; Wilcoxon, 1945).

3. Résultats

3.1. Analyses des fosses pédologiques

La réalisation de fosses pédologiques dans les fonds de carrières a permis d'échantillonner plusieurs types de sol très différenciés et éloignés du sol de la steppe de référence. Selon les techniques d'exploitations et de réaménagement, les sols de carrières ont subi des degrés de dégradations plus ou moins importants en ce qui concerne leur composition et leur structure ainsi que des recompositions artificielles également très diversifiées.

L'exploitation des carrières a impliqué la destruction des horizons fersiallitiques (Fs) caractéristiques du sol de la steppe mais aussi de l'horizon pétrocalcarique (le poudingue exploité par minage) (DxKca) et finalement d'une épaisseur variable du matériau géologique brut composé d'alluvions issus de cailloutis duranciens exploités. Ceci a conduit à un sol de type PEYROSOL caractérisé par un seul horizon peyrique (X) de plus de 10 cm d'épaisseur. Il contient plus de 60% d'éléments grossiers de type cailloux noyés dans une matrice sableuse (Fig. C3.2). Selon la profondeur d'exploitation, cet horizon a subi des variations de la hauteur de la nappe phréatique et peut, dans certains cas, être inondé pendant des périodes de quelques jours à quelques semaines. Un début de pédogenèse (sur 1 ou 2 cm en surface) peut alors être observé dans certains cas, permettant la constitution d'un horizon "jeune" en surface (Js) contenant de faibles quantités de matières organiques (provenant notamment des feuilles de *Populus* sp. et *Salix* sp.) mais sans aucune bio-macrostructuration pour autant.

Sur ce substrat géologique affleurant, divers matériaux anthropogéniques (terreux, bitumineux, technologiques) ont été déposés et identifiés dans les différentes fosses pédologiques, soit sur une seule couche, soit sur plusieurs couches déposées directement sur le matériau géologique brut. A partir de cette superposition résultent des sols dénommés ANTHROPOSOLS artificiels puisqu'ils proviennent à 100% de matériaux anthropiques (Fig. C3.2). Ces sols peuvent être alors rudériques (constitués par des décombres : produits de

démolition de maisons, routes, *etc.*) ou lithiques (avec une couche dure artificielle de type bitume, béton, pierre, brique, *etc.* en profondeur).

Le dernier type de sol rencontré résulte de la remise en place de la terre végétale décapée avant exploitation. Ce sol a été replacé directement sur le matériau géologique non exploité (cailloutis durancien), quel que soit le niveau de la nappe phréatique, ou sur d'autres matériaux anthropiques (matériaux non exploités ou inertes mis en décharge). Il en résulte un ANTHROPOSOL reconstitué dont l'horizon transféré provient d'horizons fersiallitiques (horizons de surface décapés et stockés avant l'exploitation). A partir de ces ANTHROPOSOLS reconstitués, trois modalités peuvent être observées sur les sites : i) un transfert de sol sur une épaisseur d'environ 40 cm (semblable à l'épaisseur de l'horizon fersiallitique originel) sans contact avec la nappe phréatique située de 5,5 à 10 mètres de profondeur ; ii) un transfert de sol sur une épaisseur d'environ 40 cm avec des fluctuations de la nappe phréatique dans les secteurs où l'exploitation était proche des 5,5 ou 6 mètres de profondeur et iii) un transfert de sol sur une épaisseur de plus 40 cm (généralement plus d'un mètre d'horizon fersiallitique) correspondant à des monticules de sol empilés pour le stockage et simplement étalés après la fin d'exploitation (Fig. C3.2).

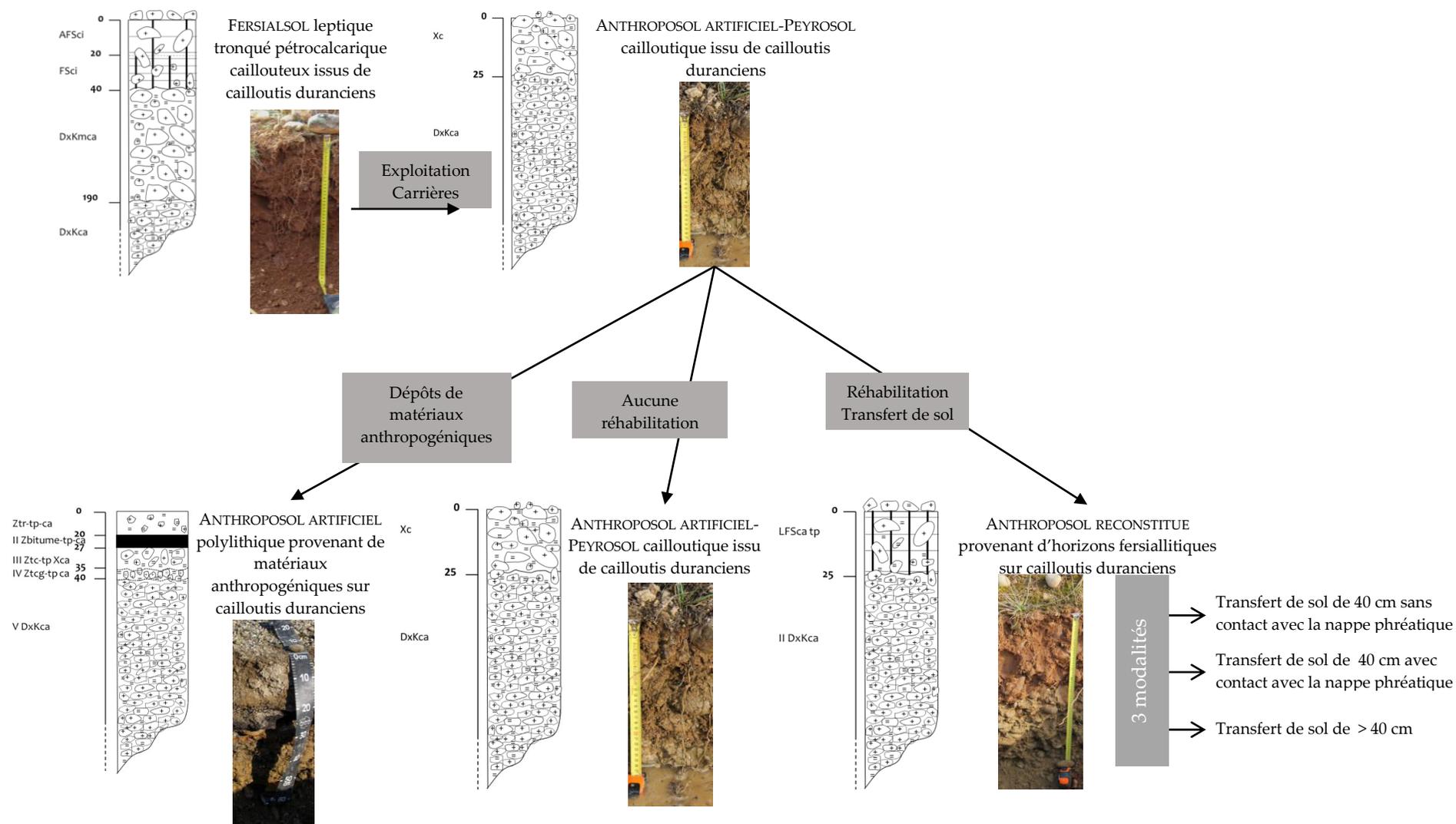


Figure C3.2 : Photos et schémas des fosses pédologiques du sol de référence et des différents types de sols créés par l'exploitation des carrières selon les divers réaménagements du site après exploitation. Les schémas suivent la dénomination du référentiel pédologique 2008 (Baize and Girard, 2008), (+) substrat rocheux siliceux non altéré ; (=) Carbonate de calcium; [horizontal lines] Argile 2/1 ; [vertical lines] Accumulation de fer ferrique déshydraté

3.2. Analyses physico-chimiques

Les sols identifiés lors de la description des fosses pédologiques présentent des différences claires dans leurs propriétés physico-chimiques (Fig. C3.3). La NMDS basée sur les propriétés des sols discrimine en effet les différents sols. L'axe 1 sépare les FERSIALSOLS (steppe et transferts de sol) des PEYROSOLS. Cette distinction s'explique en partie par la quantité d'argiles, significativement plus grande dans les FERSIALSOLS et un pH plus faible. En revanche, dans les PEYROSOLS, le substrat est caractérisé par une proportion significativement plus faible d'argiles, mais une plus importante proportion de sables grossiers ainsi qu'un pH et un rapport C/N significativement plus grands (Fig. C3.4). L'axe 2 sépare nettement les FERSIALSOLS des ANTHROPOSOLS et PEYROSOLS. En surface, les sols transférés ont tendance à être plus proches du sol de la steppe de référence, en particulier ceux qui ne sont pas en contact avec la nappe phréatique (Fig. C3.3). Des différences significatives subsistent toutefois dans la teneur en limons fins et limons grossiers entre ces deux types de sol (Fig. C3.4). La dispersion des points correspondant aux ANTHROPOSOLS artificiels dans la NMDS est également beaucoup plus importante que celle des autres sols, reflétant une grande hétérogénéité des caractéristiques physico-chimiques de cet ensemble de sols selon le type de dépôt (Fig. C3.3). En ce qui concerne les éléments grossiers (> 2 mm) présents à la surface des sols, les PEYROSOLS présentent près de deux fois plus de recouvrement de cailloux et pierres par rapport à tous les autres types de sol (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2 = 38,72$; $\text{ddl} = 5$; $p < 0,05^{***}$) (Fig. C3.4).

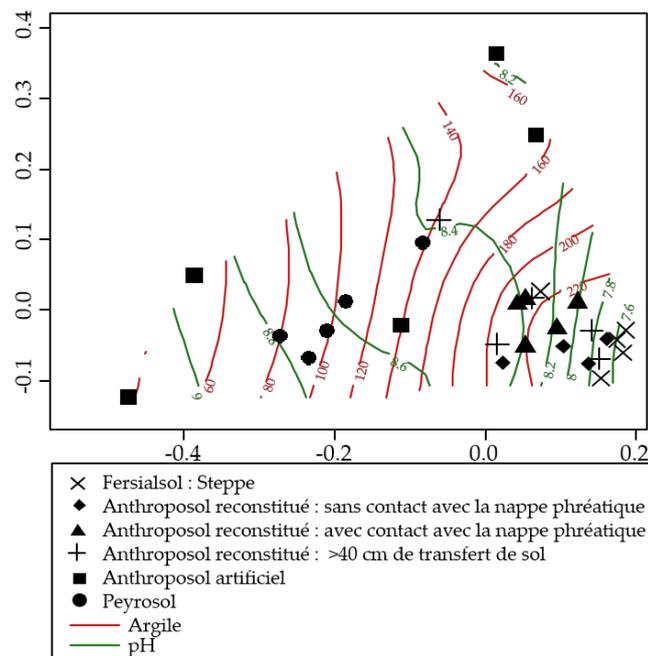


Figure C3.3: Surfaces de réponses de deux éléments importants de la NMDS (Argiles et pH) réalisée sur les 29 échantillons d'analyse de sol pour les 6 types de sol (NMDS stress : 0,045). Les courbes de couleur représentent les valeurs de deux éléments étudiés: les argiles (rouge) et le pH (vert)

Les sols diffèrent également par leurs propriétés physico-chimiques. Les ANTHROPOSOLS artificiels et PEYROSOLS contiennent des concentrations significativement plus élevées de CaCO_3 (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2= 19,88$; $\text{ddl} = 5$; $p < 0,01$ **) , Ca ($F_{5,23} = 5,20$; $p < 0,01$ **) et un rapport C/N plus élevé (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2= 17,98$; $\text{ddl} = 5$; $p < 0,01$ **) que les autres sols (Fig. C3.4). Il n'y a pas de différences significatives pour la teneur en matière organique (Kruskal-Wallis: $\text{Khi}^2= 3,89$; $\text{ddl} = 5$; $p > 0,05$) , mais les ANTHROPOSOLS artificiels ont tendance à contenir plus de matière organique que les autres sols (Fig. C3.4). Il n'y a pas non plus de différences significatives pour l'azote total (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2= 6,05$; $\text{ddl} = 5$; $p = 0,30$) , la capacité d'échange de cations (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2= 10,56$; $\text{ddl} = 5$, $p = 0,06$) , P_2O_5 (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2= 6,83$; $\text{ddl} = 5$; $p = 0,23$) , K ($F_{5,23} = 1,42$; $p = 0,25$) et K^+ ($F_{5,23} = 1,43$; $p = 0,25$) .

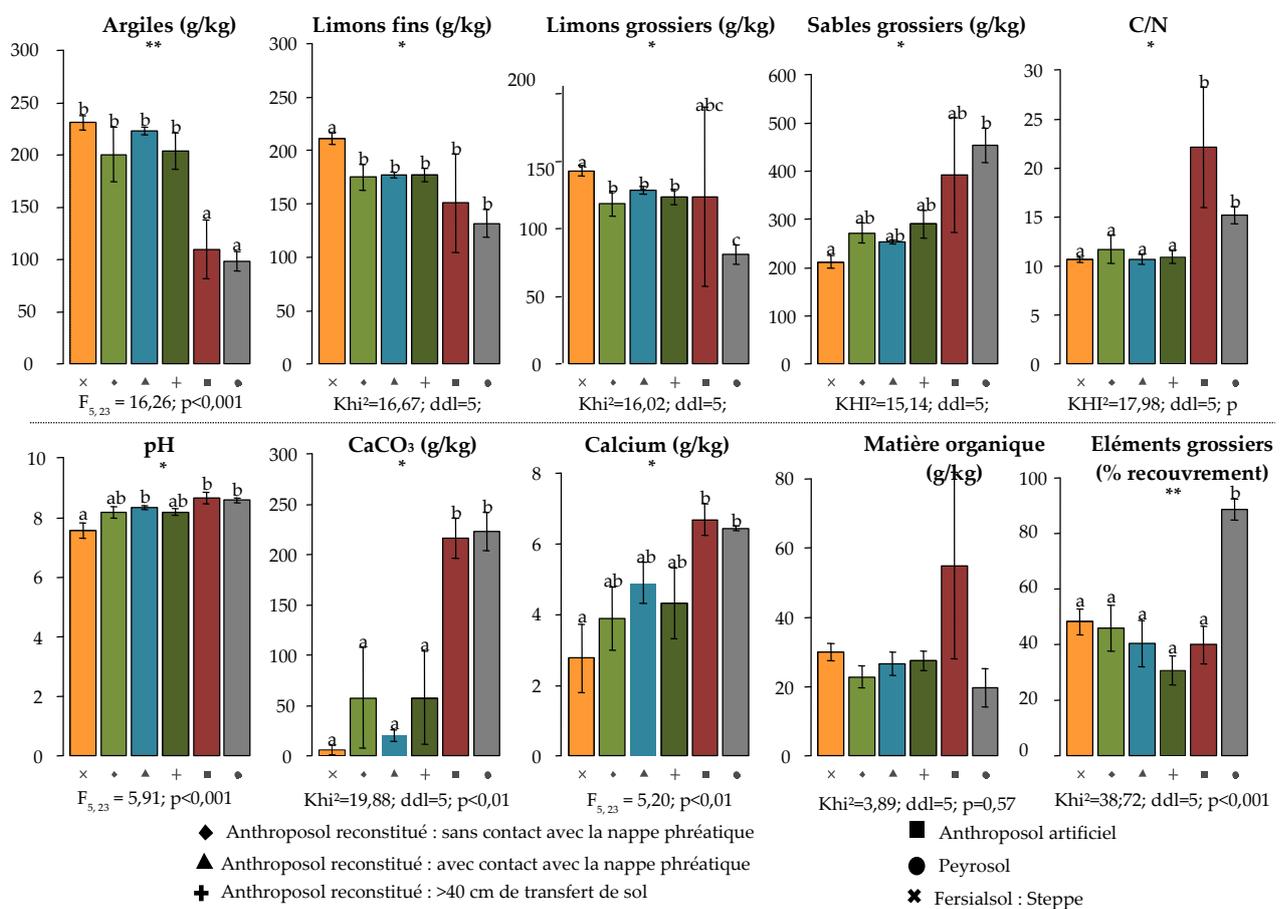


Figure C3.4: Moyennes et erreurs standards des différentes variables étudiées pour chaque type de sols des carrières et de la steppe (N = 4 ou 5). Les barres de l'histogramme partageant des lettres communes ne sont pas significativement différentes selon les tests post-hoc de comparaison deux à deux de TukeyHSD ou de Wilcoxon (Stoll, 2017; Wilcoxon, 1945)

3.3. Relation entre type de sol et traces d'activités biologiques

3.3.1. Activités des vers de terre

L'axe 1 (38,36% d'inertie) de l'ACM effectuée sur les données de présence de vers de terre discrimine les transferts de sol (ANTHROPOSOLS reconstitués) sans contact avec la nappe phréatique des autres types de sol (Fig. C3.5). Ces transferts de sol ont une organisation similaire à celle de l'écosystème d'origine (pas de contact avec la nappe phréatique, environ 40cm de sol), mais avec un niveau plus élevé d'activité des vers de terre, comme en témoigne la présence de nombreuses galeries dans toutes les directions. Les autres transferts de sol montrent des signes de présence de vers de terre mais dans des proportions plus faibles, comme la steppe. Ils sont caractérisés par le petit nombre de conduits, principalement horizontaux ou obliques, reflétant les changements dans la macro-structuration des sols et/ou la distribution des éléments grossiers. Les PEYROSOLS et ANTHROPOSOLS artificiels ne présentent pas ou très peu de conduits (Fig. C3.5).

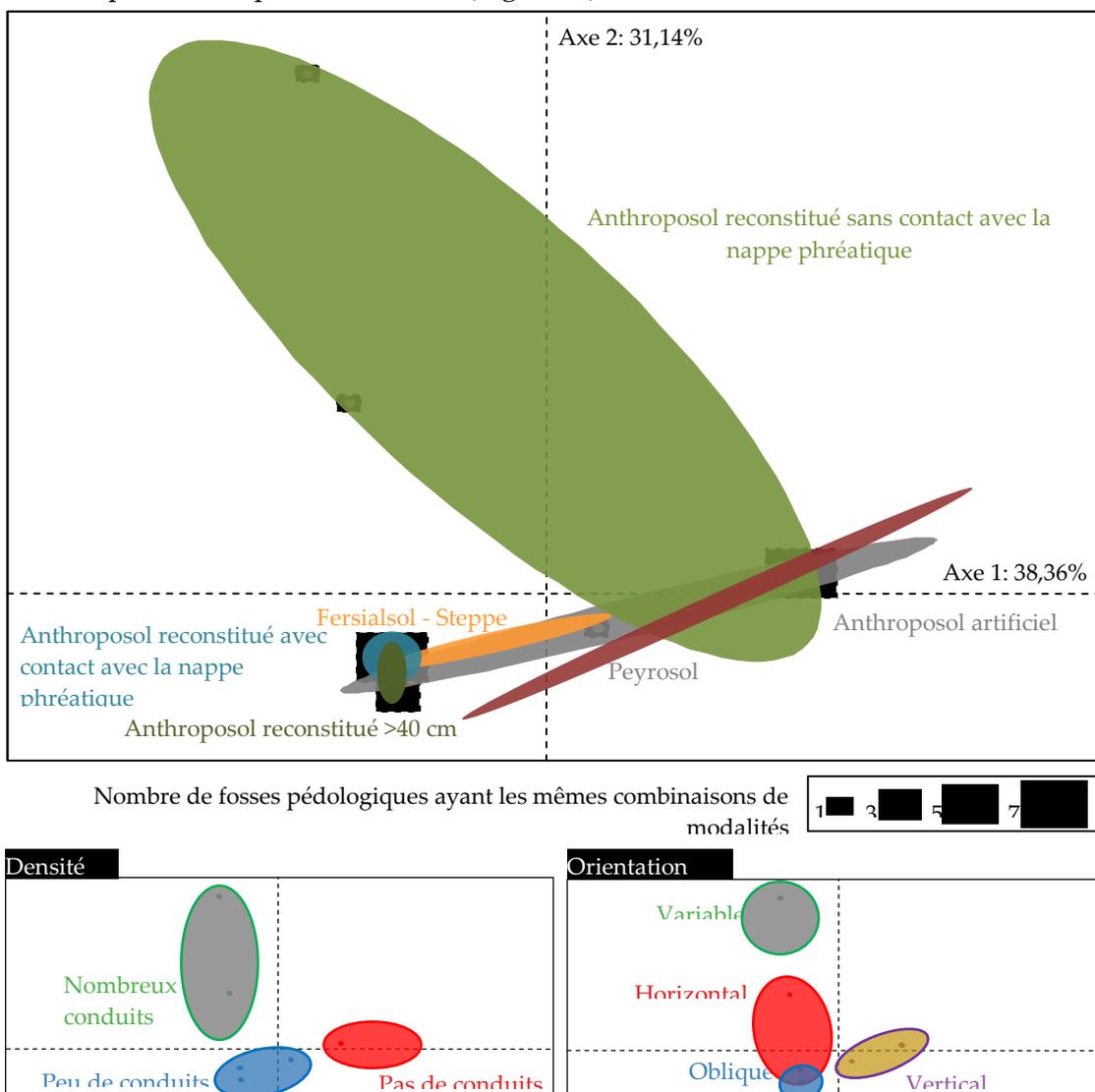


Figure C3.5 : ACM sur les différents types de sol avec projection des caractéristiques des indices de présence de vers de terre (6 types de sols x 19 descriptions de profils de sol)

3.3.2. Activités racinaires

Dans l'Analyse à Composantes Multiples (ACM), l'axe 1 (23,35% d'inertie), sépare nettement les transferts de sols (ANTHROPOSOLS reconstitués) des ANTHROPOSOLS artificiels (Fig. C3.6). En revanche, l'axe 2 (19,79% d'inertie) distingue les ANTHROPOSOLS artificiels des PEYROSOLS. Les ANTHROPOSOLS artificiels présentent une très faible quantité de racines, voir une absence de celles-ci. Ces dernières, de taille fine vont avoir une orientation majoritairement horizontale. Les PEYROSOLS présentent très peu de racines qui sont alors de taille intermédiaire et à orientation verticale. La majorité de ces racines sont aussi gênées par un obstacle de nature physique entraînant l'apparition de racines tourmentées par rapport aux autres sols.

Les sols où il y a eu transfert et quelle que soit la modalité (avec ou sans contact avec la nappe phréatique, > 40 cm de sol), présentent le plus grand nombre de racines d'orientation quelconque ou verticale. Les racines y sont saines et, dans un même profil de sol, de toutes tailles (fines, moyennes et grosses). Enfin, ces dernières ne sont quasiment pas déviées. La steppe est caractérisée par une forte abondance de racines de taille moyennes et le plus généralement gênées par un obstacle de nature physique dû de la forte proportion de galets dans ces sols. Ces caractéristiques se retrouvent également dans les trois types de transfert de sol (Fig. C3.6).

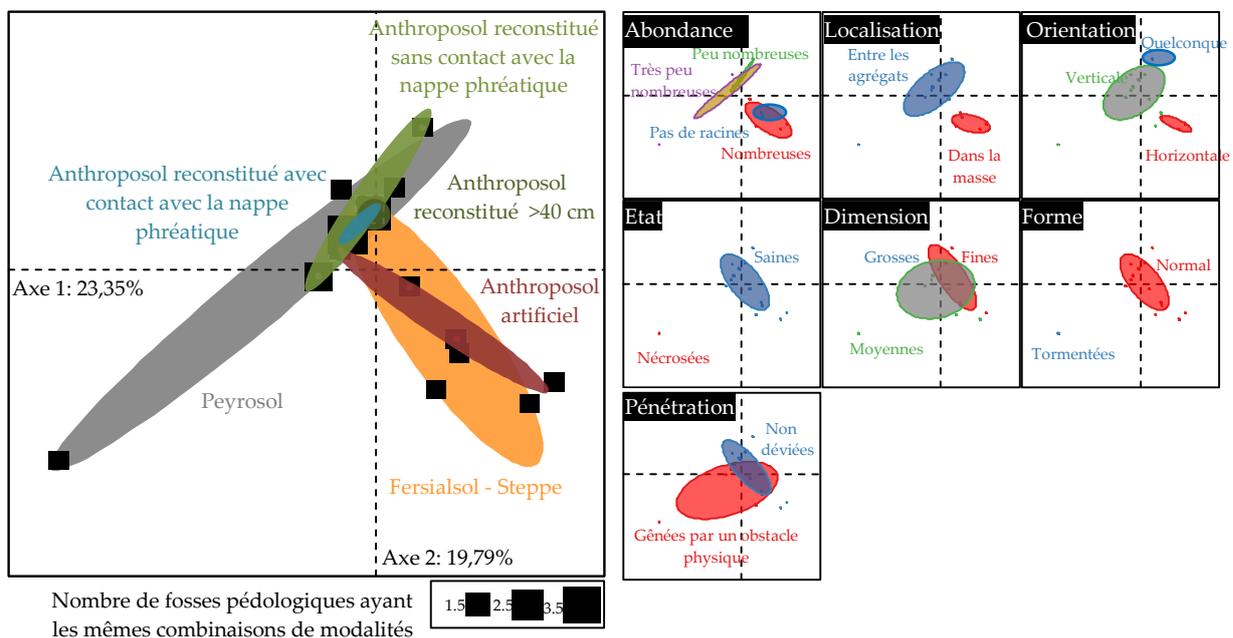


Figure C3.6 : ACM sur les différents types de sol avec projection des caractéristiques de l'activité racinaire (6 types de sols x 19 description de profils de sol)

3.4. Relation sol et recouvrement de la végétation

Le recouvrement de la végétation diffère significativement dans les différents types de sols rencontrés dans les carrières (Kruskal-Wallis : $K_{hi}^2 = 55,65$; $ddl = 5$; $p < 0,05^{***}$) (Fig. C3.7). Tous les transferts de sols sont semblables au FERSIALSOL de la steppe, avec plus de 60% de recouvrement de végétation en moyenne par quadrat. En revanche, les ANTHROPOSOLS artificiels et les PEYROSOLS, qui ne diffèrent pas significativement les uns des autres, présentent moins de 50% de recouvrement de végétation par rapport aux autres types de sols.

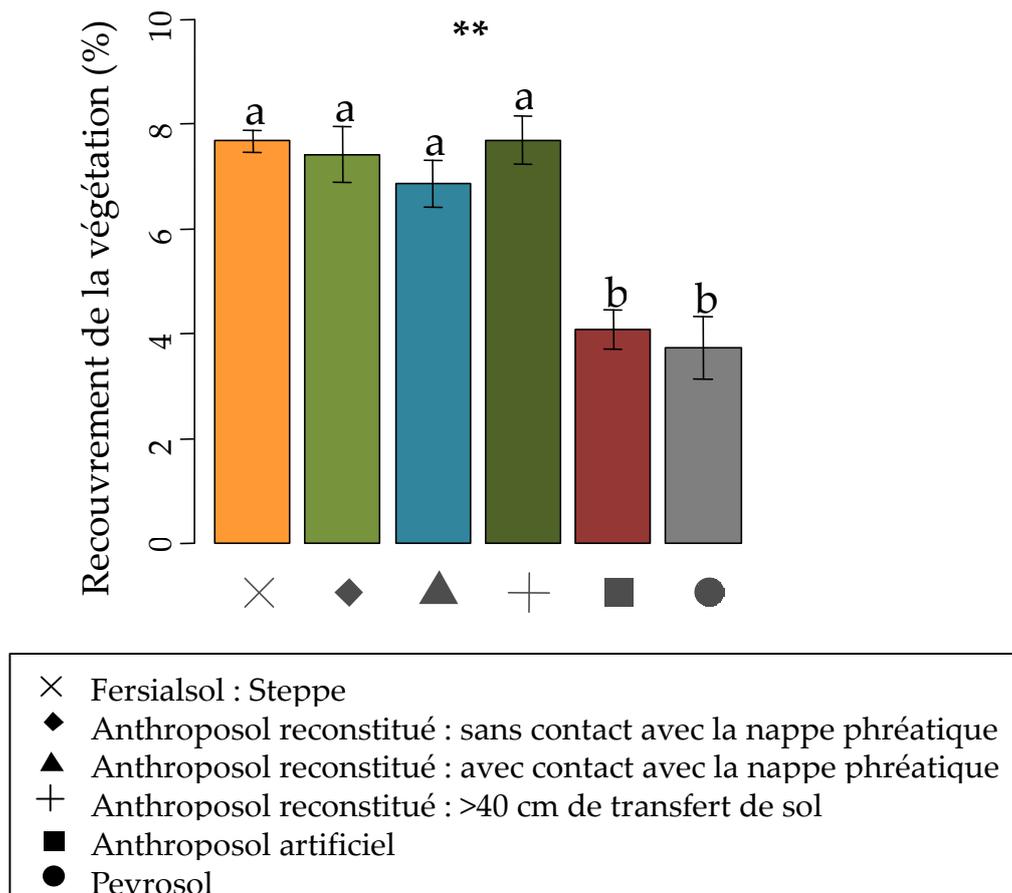


Figure C3.7 : Pourcentage de recouvrement de la végétation pour chaque type de sol provenant des carrières et de la steppe (N = 4 ou 5). Les barres de l'histogramme partageant des lettres communes ne sont pas significativement différentes selon les tests post-hoc de comparaison deux à deux de Wilcoxon (Wilcoxon, 1945)

4. Discussion

Il a déjà été démontré que l'exploitation de carrières à ciel ouvert entraîne un niveau important de variabilité des sols (Dimitrakopoulos and Mackie, 2008). Les différentes techniques d'excavation et de restauration des sites donnent également lieu à une hétérogénéité marquée dans le développement du biote du sol et de la végétation (Chenot et al., 2017; Frouz et al., 2001; Chapitre 1). Nos résultats confirment que tous les sols résultant de l'exploitation passée des carrières présentent des caractéristiques qui leur sont propres mais restent très éloignés, même sur le moyen terme, des caractéristiques du FERSIALSOL détruit (PEYROSOLS,

ANTHROPOSOLS artificiels). Les processus pédogénétiques sont très lents voir bloqués par l'action récurrente de certains paramètres environnementaux (fluctuations aléatoires de la nappe phréatique soumise à des processus d'irrigation artificielle dans la plaine mise en évidence par des observations de taches hydromorphiques dans les sols). Les opérations de transfert de sol menées dans de bonnes conditions (même épaisseur de sol que la steppe de référence et sans contact avec la nappe phréatique) ont, en revanche, permis de restaurer l'intégralité des propriétés physico-chimiques mesurées dans le sol de la steppe de référence en surface (0-40 cm) à l'exception des teneurs en limons fins et grossiers. En revanche, ce n'est pas le cas pour l'activité des vers de terre et des racines.

Le sol d'origine des espaces dégradés par les carrières est généralement perdu pour partie ou en totalité, ne laissant que des matériaux squelettiques (Kundu and Ghose, 1997; Sheoran et al., 2010; Wong, 2003). Dans notre cas, le FERSIALSOL a laissé la place au matériau géologique brut, les cailloutis duranciens sur lesquels se développent des PEYROSOLS, reflétant avant tout les propriétés du substrat géologique affleurant. Il est associé à une perte des éléments structuraux de base, souvent avec un manque de matière organique et de nutriments associés (Harris et al., 1998) et marqué par la forte présence d'éléments grossiers (>60%) (Baize and Girard, 2008) comme en témoignent les résultats de cette étude.

En l'absence de réhabilitation de ces sites après la fin de l'exploitation des carrières, ces PEYROSOLS persistent et, 35 ans après leur abandon, très peu de ces sols ont évolué vers des sols à organisation plus complexe. Un début de pédogenèse sur quelques centimètres en surface a été observé suite aux dépôts de feuilles sur les sites les plus boisés, notamment par les peupliers qui s'y sont établis. Les processus pédogénétiques peuvent également être bloqués dans ces sols suite aux fluctuations artificielles de la nappe phréatique elle-même, associées aux prélèvements et à la restitution des eaux en relation avec les systèmes d'irrigation des vergers (goutte à goutte) et des prairies de foin de Crau (submersion) (Beltrando, 2015). La faible profondeur des PEYROSOLS associée à un pédoclimat difficile qui peut être très sec en été, et la forte concentration en pierres (Jim, 2001) constituent également une contrainte sur le volume racinaire des plantes, qui est donc très restreint. L'absence de particules fines associée à la domination des pores dilatés présents dans la matrice sableuse limitent la rétention d'eau nécessaire aux plantes lorsqu'ils ne sont plus en contact avec la nappe phréatique. La quasi absence de vers de terre et de racines dans ces sols les rend très pauvres et totalement déstructurés et par conséquent de mauvaise qualité (Hu et al., 1992; Sheoran et al., 2010). Par ailleurs, ces sols, en raison de leur consistance pseudo-meuble et leur texture sableuse, sont très sensibles à l'érosion et leurs particules fines peuvent alors être régulièrement éolisées par la forte présence de Mistral dans cette région (Devaux et al., 1983). En ce qui concerne les paramètres chimiques, ces sols sont également très peu fertiles. La capacité d'échange de cations et les stocks de nutriments essentiels pour les plantes, en

particulier l'azote et le phosphore, sont faibles (Jim, 2001). Ces conditions contraignent le développement végétal ce qui explique pourquoi des recouvrements végétaux herbacés très faibles ont été observés. Même après 35 années d'abandon de carrières, ces sols restent très éloignés du FERSIALSOL de référence et rien n'indique qu'il pourrait y avoir, un jour, une évolution vers ce type de sol compte tenu de l'ampleur de la dégradation (suppression des horizons fersialitiques) et des nouvelles conditions environnementales générées par l'exploitation des carrières (destruction du poudingue et contact intermittent avec la nappe phréatique en fonction de la profondeur d'exploitation).

Ces nouvelles conditions environnementales entraînent des problèmes de développement et de maintien de la végétation sur les sites anciennement exploités (recouvrement végétal et activité racinaire faibles). Le couvert végétal qui s'y développe, n'a qu'un accès limité aux nutriments, en particulier lors des périodes d'exondation. L'établissement de la végétation est lente et se développe difficilement, limitant ainsi les successions écologiques des écosystèmes les laissant à un stade pionnier (peu de biomasse et teneur en éléments nutritifs faible), plutôt caractérisées par des pelouses sèches (Harris et al., 1998; Tomlinson et al., 2008; Walker and Moral, 2003; Wong, 2003). Yuan et al. (2006) ont montré que ceci est plus marqué par le volume limité de sol disponible que par la fertilité des sols. Ces PEYROSOLS sont donc considérés comme de mauvaise qualité au niveau agronomique (Hu et al., 1992; Sheoran et al., 2010). Cependant au niveau biologique, beaucoup de ces habitats sont classés d'intérêt communautaire, habitats prioritaires de la directive européenne, de par leur rareté ou la présence d'espèces rares (Baize and Girard, 2008) (Chapitre 4).

Après la fin de l'exploitation et principalement à des fins esthétiques et sécuritaires, diverses mesures de réhabilitation ont été prises sur ces sites. Elles ont consisté notamment en des apports de matériaux très variés sur les cailloutis duranciens. Ils ont permis la création d'ANTHROPOSOLS artificiels lorsqu'ils se sont développés sur des matériaux transportés non pédologiques (déblais de mines ou de carrières, déchets domestiques, boues résiduaire, scories, gravats, décombres, produits de démolition de maisons, de route, béton, bitume, *etc.*) (Baize and Girard, 2008). Les propriétés physico-chimiques de ces sols sont donc très hétérogènes et très éloignées du FERSIALSOL de référence, de même que la végétation qui s'y développe (forêts de peupliers ou de saules, pelouses humides *etc.*). Comme les PEYROSOLS, peu de végétation se développe en raison de la qualité des matériaux et du compactage causé par les machines lourdes qui y ont déposés ces matériaux. Ce compactage entraîne une déstructuration du sol, limite la présence de vers de terre ainsi que le développement et la pénétration racinaire. Néanmoins, compte tenu de l'origine plus ou moins lointaine des matériaux déposés sur le site, la végétation qui s'y développe peut être composée d'espèces rares à l'échelle régionale (Chenot et al., 2017) et donc posséder une valeur patrimoniale qui doit être prise en compte dans la planification future possible de réaménagements.

Contrairement aux PEYROSOLS, les dépôts de ces matériaux ont néanmoins conduit à l'isolation des horizons superficiels des fluctuations de la nappe phréatique, donnant lieu au développement de sols plus xériques.

Dans d'autres cas, il y a eu réhabilitation avec des dépôts de matériaux pédologiques transportés. Ceux-ci sont constitués d'horizons fersiallitiques des couches arables du site avant le début de l'exploitation, mais mélangés entre eux ou avec d'autres matériaux issus de l'exploitation (blocs de poudingues, argiles de décantation, déblais divers, *etc.*). Il en résulte des ANTHROPOSOLS reconstitués. Ce processus de réhabilitation implique la succession de différentes opérations : le décapage des horizons de surface (< 40 cm) jusqu'au poudingue, sa mise en tas, son stockage pendant une période de temps variable correspondant à la durée nécessaire à la destruction du poudingue sous-jacent et à l'extraction des cailloutis duranciens (5 à 10 ans), son transport et enfin sa remise en place sur le site choisi. Chacune de ces opérations peut impliquer une certaine dégradation des propriétés physiques, en particulier le lessivage de certaines particules fines comme les limons dans le cas présent. La structure du sol peut être également dégradée, la porosité réduite entraînant ainsi une mauvaise aération du sol, un mauvais drainage et une résistance accrue à la pénétration des racines ce qui réduit la croissance végétale (Baize and Girard, 2008; Bowen et al., 2005; Geissen et al., 2013; Stahl et al., 2002).

Cette étude montre clairement la grande diversité des sols qui ont été mis en place ou se sont mis en place selon les différents types d'exploitation et de réhabilitation entrepris auparavant. Si les impacts positifs de la diversité de certains modes d'exploitation en carrière ont déjà été démontrés en ce qui concerne la flore (Chenot et al., 2017; Craig et al., 2015; Prach et al., 2013; Vécrin and Muller, 2003), et la faune (Adamopoulou and Legakis, 2006) peu d'études ont porté sur l'impact sur la diversité des sols développés par rapport à la situation d'origine (Jarvis and Walton, 2012).

Trente-cinq ans après les processus de réhabilitation, les ANTHROPOSOLS reconstitués présentent très peu de différences significatives en surface avec le sol de la steppe de référence, quel que soit le paramètre physico-chimique mesuré. Ils peuvent donc être caractérisés comme étant de bien meilleure qualité pour la réhabilitation de la végétation steppique préexistante par rapport aux ANTHROPOSOLS artificiels et aux PEYROSOLS, et en particulier pour les transferts de sol réalisés sur des substrats ne laissant aucun contact avec la nappe phréatique (Chenot et al., 2017). En effet, les horizons fersiallitiques transférés présentent de meilleures caractéristiques de rétention d'eau que les PEYROSOLS ou ANTHROPOSOLS artificiels en raison de la teneur en pierre beaucoup plus faible et de la présence de particules inférieures à 2 mm qui les améliorent (Moreno-de las Heras et al., 2008; Nicolau, 2002; Sheoran et al., 2010). Ces caractéristiques permettent un meilleur développement de la végétation sur ces sols. Un

couvert végétal de plus de 80% a été mesuré sur ces sols ainsi qu'un important développement racinaire. Les transferts de sol permettent ainsi une amélioration beaucoup plus rapide du sol en surface, notamment en raison de l'installation plus précoce de la végétation (Bulot et al., 2014; Weber et al., 2015) par rapport aux PEYROSOLS. Par conséquent, les ANTHROPOSOLS reconstitués sont beaucoup plus proches du sol de référence, au moins en ce qui concerne l'horizon superficiel confirmant les résultats obtenus sur le court terme par Bulot et al. (Bulot et al., 2017).

Au niveau des propriétés chimiques, nos résultats n'ont montré aucune différence significative entre les horizons superficiels des ANTHROPOSOLS reconstitués et le FERSIALSOL de la steppe de référence. Il a cependant déjà été démontré dans la plaine de la Crau que le transfert de sol avait des impacts sur les teneurs en azote total, carbone organique et le pH mais sur le court terme seulement (3 années) (Bulot et al., 2017, 2014). Le temps écoulé depuis la réhabilitation peut alors expliquer l'absence de différences significatives 35 années après le ré-étalement du sol.

De même, le recouvrement de la végétation des ANTHROPOSOLS reconstitués est similaire à celui de la steppe de référence. Cependant, les communautés végétales ne sont pas semblables au niveau de leur composition spécifique et de leur structure (Chenot et al., 2017). Cela pourrait notamment s'expliquer par le non rétablissement de l'ensemble des processus de coexistence qui régissent la structuration de communautés steppiques résultant de plusieurs milliers d'années de pratiques du pâturage ovin et de feux pastoraux (Henry et al., 2010), mais aussi d'une activité encore différenciée de la faune du sol dont la forte influence sur la composition de la végétation a déjà été démontrée (De Deyn et al., 2003). Les sols transférés sans contact avec l'eau montrent donc une activité de vers de terre plus intense que les autres types de transfert. La densité des galeries est bien plus faible dans les sols soumis aux fluctuations de la nappe phréatique (PEYROSOLS), constitués de matériaux anthropogéniques (ANTHROPOSOLS artificiels) ou avec dépôt de plus de 40 cm de terre (ANTHROPOSOLS reconstitués) (Boyer et al., 2011; Geissen et al., 2013). La faible densité de vers de terre pourrait ainsi contribuer à limiter le développement couvert végétal (Frouz et al., 2007; Scullion and Malik, 2000). La présence de vers de terre, en agissant sur la structure du sol, permet aux végétaux de bénéficier d'un développement racinaire plus étendu et favorise l'accès à l'eau et aux éléments nutritifs (Boyer and Wratten, 2010).

A l'heure actuelle, la réhabilitation des carrières après la fin de l'exploitation est obligatoire (UNEP et al., 2005; UNEP/CBD/COP, 2012). La récupération naturelle d'un site est un processus long et il est donc recommandé d'attendre un certain temps (plusieurs centaines d'années) en étudiant les dynamiques naturelles avant d'adopter des mesures de gestion si les sites doivent être réhabilités (Letheren, 2009; Rao et al., 2000). Cependant, la restauration

spontanée n'est pas prévisible dans un contexte de changement global. Elle n'est donc pas considérée comme une stratégie de réhabilitation acceptable (Cullen et al., 1998). Pour la réhabilitation des écosystèmes et des fonctions écologiques dans un paysage post-minier, la reconstruction des sols sera donc nécessaire (Jim, 2001). Des opérations d'ingénierie pédologique doivent ainsi être entreprises (Bradshaw, 1997). La formation des couches supérieures du sol, à savoir des horizons organo-minéraux, affectés par la végétation (source de matière organique) et par le biote du sol (qui transforment la matière organique), est d'une importance particulière. La reconstitution et la gestion d'une couche de sol apte à supporter la végétation à long terme est donc une phase cruciale de la réhabilitation écologique. La composante du sol en tant que facteur limitant peut donc limiter les tentatives de restauration (Bulot et al., 2017; Jim, 2001).

La technique la plus largement utilisée et considérée comme la meilleure pour réhabiliter l'écosystème de référence consiste en un transfert de sol (Bulot et al., 2017; Fowler et al., 2015). Nos résultats montrent qu'à long terme, la remise en place des horizons superficiels par transfert présente des caractéristiques quasiment similaires à l'horizon superficiel de la steppe. C'est donc une opération très importante à prendre en compte dans la gestion des sites après exploitation. Cette technique doit être extrêmement bien étudiée avant sa mise en place (profondeur de prélèvement, hauteur et durée du stockage, conditions de remise en place, etc.). De sérieux dommages peuvent être causés aux sols s'ils sont mal gérés pendant leur rétablissement après l'exploitation (Geissen et al., 2013; Park et al., 2011; Strohmayer, 1999). Les principaux problèmes susceptibles de se produire sont la perte de la structure du sol et un compactage excessif (Duncan and Bransden, 1986; Ghose, 2001). Ces dommages peuvent être causés aux sols si la terre végétale est déplacée dans des conditions humides, ou si des engins passent sur le sol après ré-étalement. Même si le transfert de sol de surface semble être le meilleur moyen de réhabiliter les écosystèmes miniers (Fowler et al., 2015; Ghose, 2001; Vécrin and Muller, 2003), diverses autres mesures de réhabilitation peuvent être proposées. En particulier, dans le cas de l'absence de terre végétale d'origine et le coût excessif de l'importation de la terre végétale provenant d'autres sites. Dans d'autres cas, la terre végétale d'origine peut avoir perdu toutes ses propriétés et ses banques de graines lorsqu'elle a été stockée trop longtemps et est responsable du développement d'adventices qui ont été piégées par les tas de terre lors du stockage (Golos and Dixon, 2014; Jefferson and Usher, 1987; Jones and Esler, 2004). Dans ces cas-là, l'apport de déblais peut même être préférable au transfert de sol, avec possibilité de semis. Pour ce processus, il est recommandé d'utiliser des espèces adaptées aux contraintes des sols et qui peuvent les coloniser. Il a été démontré que ce sont essentiellement des espèces mycorhizées et/ou fixatrices d'azote qui se développent rapidement qui peuvent être directement semées ou plantées sur le substrat brut, ce qui peut accélérer la pédogenèse des sols (Bellingham et al., 2001; Brune et al., 2007; Meuser, 2012) et permettre l'implantation d'espèces désirées (Callaway, 1997, 1995). Il a été également montré

que ces espèces permettent une augmentation de la teneur en carbone et en azote du sol après leur installation (Macedo et al., 2008), ce qui améliorerait considérablement la qualité du sol et remettrait l'écosystème sur une trajectoire potentielle de l'écosystème de référence. Le choix des espèces peut également se concentrer sur des espèces pionnières à croissance rapide, en se basant sur le choix d'espèces indigènes (Bellingham et al., 2001; Parrotta et al., 1997). Il existe un large éventail de préconisations de réhabilitation, et il est important de procéder à une analyse complète de l'écosystème avant d'entreprendre la réhabilitation des sites, en intégrant notamment la description des sols développés. Il ne faut pas oublier que les écosystèmes ont une certaine résilience et peuvent se restaurer d'eux même, sans intervention humaine (Bradshaw, 1997). De même, les opérations de restauration active (ici le transfert de sol) doivent également être évaluées à court terme (Bulot et al., 2017, 2014) mais aussi à très long terme afin d'intégrer les processus pédogénétiques lents.

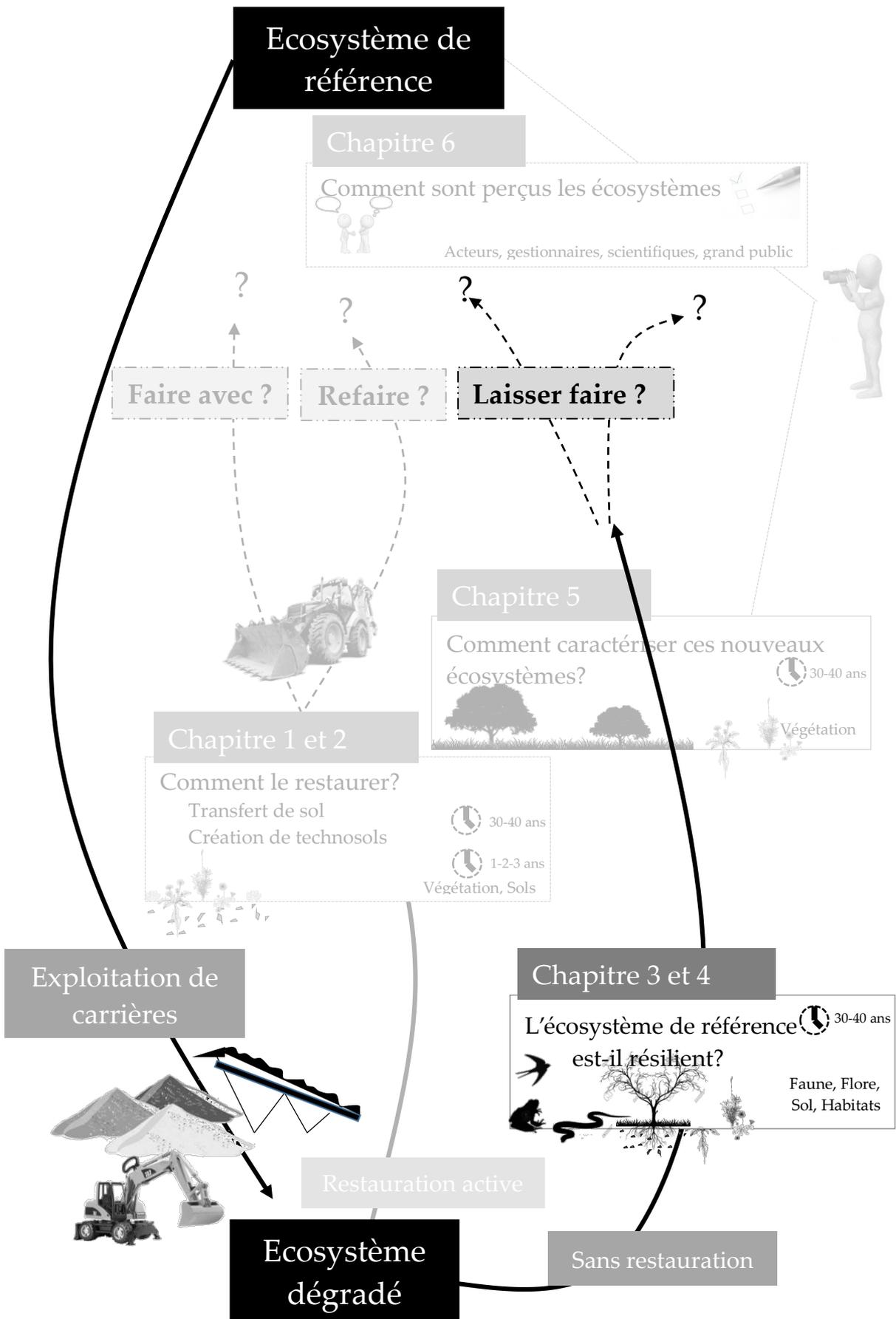
5. Conclusions

Cette étude confirme que tous les sols issus des anciens modes d'exploitation et de réhabilitation des carrières présentent leurs caractéristiques propres (fertilité de la couche supérieure du sol, organisation verticale du profil du sol). De plus, ils restent très différents, même après 35 ans, des caractéristiques du FERSIALSOL de l'écosystème du sol de référence détruit. Les processus pédogénétiques sont très lents ou même bloqués par l'action récurrente de certains paramètres environnementaux tels que la fluctuation artificielle et aléatoire de la nappe phréatique. En termes de réhabilitation écologique, seuls les transferts de sol ont permis de restaurer la plupart des propriétés physiques et chimiques enregistrées à proximité du sol de l'écosystème de référence mais uniquement dans la couche supérieure du sol. Néanmoins, cette technique doit être utilisée dans de bonnes conditions pour atteindre les objectifs de restauration: pas de stockage de terre végétale longue, manipulation de terre végétale en conditions sèches, *etc.* L'étude des sols est alors indispensable pour comprendre le fonctionnement des écosystèmes et optimiser l'efficacité de la réhabilitation écologique.

Transition vers le chapitre 4

Dans le chapitre précédent, nous avons montré que les conditions pédologiques relevées dans les différentes carrières sont bien différentes de celles de l'écosystème de référence. Les substrats peuvent se retrouver altérés, détruits, reconstitués ou remplacés par d'autres. Face à ce constat, se pose la question de savoir quelles sont les potentialités écologiques de ces écosystèmes ? L'objectif du chapitre suivant est d'analyser l'intérêt écologique des carrières abandonnées en s'appuyant sur une cartographie des habitats néoformés et sur un recensement systématique des espèces animales et végétales à forte valeur patrimoniale. Ceci permettra de voir (1) quelles contributions ces écosystèmes apportent à la biodiversité régionale, (2) si la biodiversité de ces écosystèmes est semblable ou non à la biodiversité de l'écosystème historique ? et (3) quels sont les enjeux de cette biodiversité.





Chapitre 4 : Potentialités écologiques des carrières abandonnées à moyen terme (30-40 ans). Implications pour la conservation

Julie Chenot, Flavie Lescure

Naturae

Soumis le 01 octobre 2018

1. 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 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; Chapitre 3). Pour palier 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 œuvre des actions de réhabilitation ou de remise en état pour la biodiversité (Damigos et Kaliampakos, 2003, Carrickand 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; Chapitre 1). Néanmoins elles 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 and Hobbs, 2008; Prach and 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 places spontanément dans un contexte de forte hétérogénéité environnementale locale (Chapitre 3 et 5). Cette hétérogénéité peut avoir de multiples origines, comme par exemple 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 and Leibold, 2003; Tilman and Pacala, 1993; Tischew and Kirmer, 2007) et offre ainsi toute une gamme de trajectoires possibles (Chenot et al., 2018; Chapitre 3). 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) (Chapitre 5). 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 et constituer ainsi des opportunités dans le cadre de la conservation de la biodiversité (Lundholm and Richardson, 2010; Remacle, 2009). Etant 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 and 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.

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude et choix des groupes faunistiques inventoriés

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 9 carrières abandonnées caractérisées par des paysages contrastés en termes d'occupation des sols (Chapitre 3) et d'habitats (Chapitre 5) 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 les 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).

2.2. 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 physionomique 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, la profondeur moyenne de la zone et l'utilisation humaine et son impact (MNHN and 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).

2.3. 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 ponctuels 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 10-11h 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.

2.4. Inventaires herpétologiques

2.4.1. Inventaires des amphibiens

Les espèces d'amphibiens de France sont toutes protégées (Arrêté du 22 juillet 1993 du B.O. 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 and Gourdain, 2011). La première méthode consiste en la détection des anoues chanteurs. En effet, le chant des amphibiens est spécifique et il permet d'identifier les différentes espèces. 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 anoues 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 accord 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 anoues chanteurs et recherche à vue des adultes et larves).

2.4.2. 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. 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 and Maillat, 2013; Tanguy and Gourdain, 2011). Pour cela, tous les habitats ont été parcourus à pieds et les abris potentiels vérifiés (cailloux au soleil, blocs de poudingues, tas de déchets, cistaies, ronciers, etc.) (Graitson and 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 (11h-16h).

2.5. 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 observées 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 règlementaires 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 et al., 2016a, 2016b; Pavon et al., 2013; Pavon, 2014; Roy et al., 2016; UICN France et al., 2011, 2015, 2017). 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.

3. Résultats

3.1. 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 (Fig. C4.1). 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.).

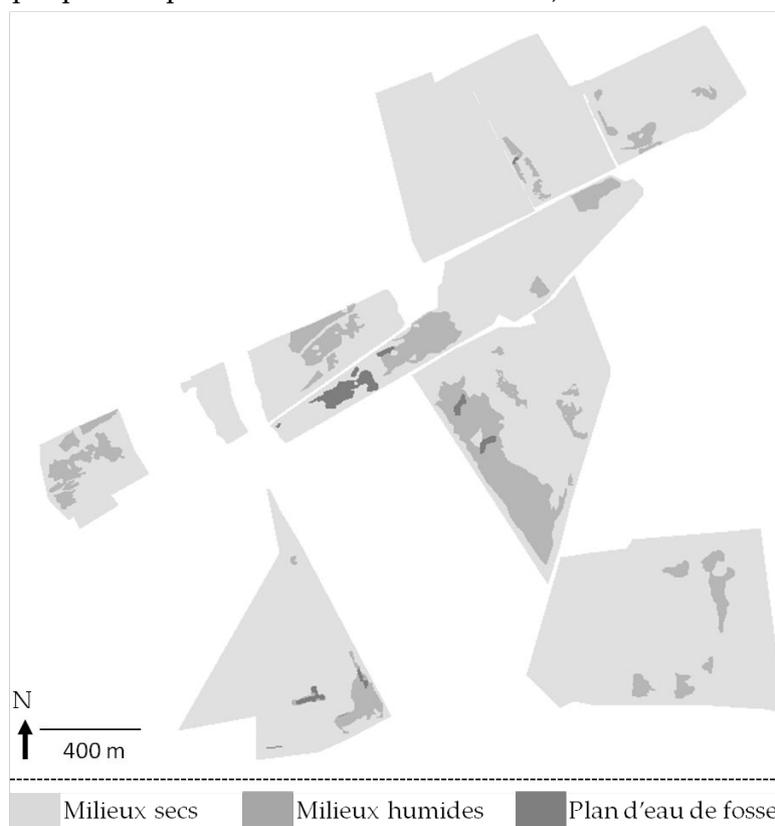


Figure C4.1 : Cartographie des trois types d'habitats néoformés dans les anciennes carrières selon leur degré d'humidité

Alors que seulement cinq grands ensembles pédologiques ont été déterminés (Chapitre 3, Tab. C4.1), 42 habitats semi-naturels ont été recensés dans les carrières abandonnées (Annexe 4). 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 (*Steppe de Crau* - Code EUNIS E1.312) ($\text{Khi}^2 = 4,06$; $\text{ddl} = 1$; $p = 0,04^*$). Cette diversité va des habitats les plus secs (*pelouses xériques méditerranéennes*) aux plus humides (*lacs, 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 (Tab. C4.1)

Tableau C4.1 : Nombre d'habitats naturels recensés dans les anciennes carrières de la plaine de Crau par type de couverture pédologique

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

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 EUNIS : E5.14) sont également observés, 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 met 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 régénérations 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 provenço-languedociennes à Peupliers* (codes EUNIS : G1.312) (Tab. C4.2).

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 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 (*Symphyotrichum squamatum*) 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 (Tab. C4.2, Fig. C4.2). 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 permet 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 fluviomarins 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 fluviomarins allochtones. Ces habitats riches et spécialisés, étroitement liés aux fluctuations hydrologiques, sont très menacés par l'abaissement des nappes phréatiques. Par ailleurs, 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 fluviomarins allochtones. Ces dernières abritent des espèces patrimoniales telles que *Limonium echioides*, *Limonium girardianum* et *Limonium virgatum* et par conséquent révèlent un enjeu assez fort du site (Tab. C4.2, Fig. C4.2). Des Forêts galeries provenço-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.

Tableau C4.2 : Liste des enjeux des habitats naturels communautaires 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
Steppes salées méditerranéennes à <i>Limonium</i>	E6.1 1	Assez fort	4
Gazons pionniers des pannes dunaires	B1.82	Assez fort	1.2
Tapis immergés de Charophytes des plans d'eau oligotrophes	C1.14	Fort	2.3
Prairies humides hautes méditerranéennes	E3.1	Modéré	1.4
Forêts galeries provenço-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

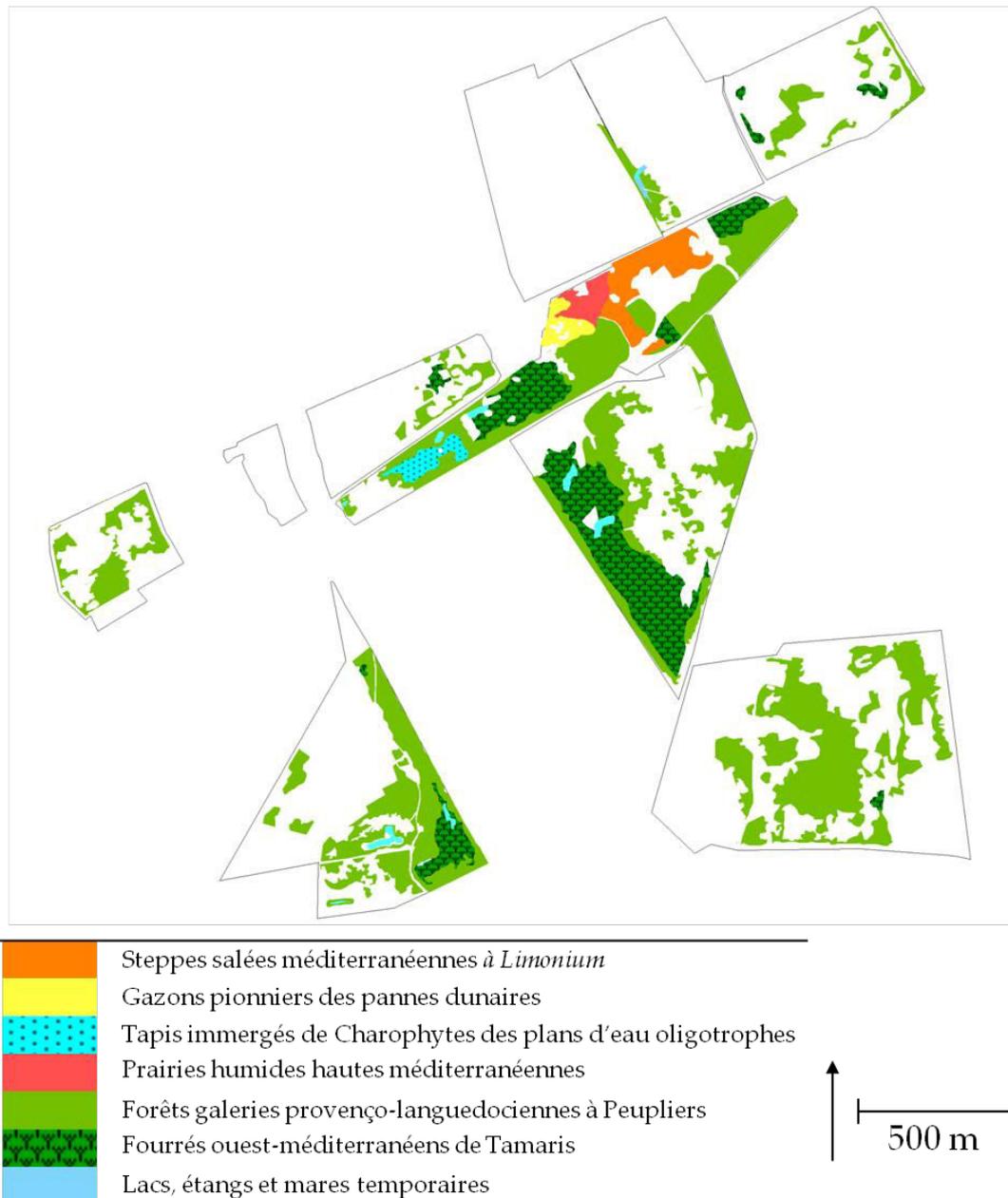


Figure C4.2 : Cartographie des habitats à enjeu dans les anciennes carrières de la plaine de Crau

3.2. 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 (Tab. C4.3). Quatre espèces ont été répertoriées sur les dépôts de remblais et déblais en lien avec leur préférence pour les habitats sableux (*Bupleurum semicompositum* L., *Convolvulus lineatus* L., *Limonium cuspidatum* (Delort) Erben, *Limonium echioides* (L.) Mill., *Velezia rigida* L.) et une sur les Peyrosols (*Lythrum hyssopifolia* L.) (Tab. C4.3). 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 C4.3: 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 et al., 2013; Pavon, 2014), en bleu, 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) phréatique	Anthrosol artificiel	Peyrosol	Enjeu local de conservation
<i>Bupleurum semicompositum</i> L.				x		Modéré
<i>Campanula erinus</i> L.	x	x		x	x	Modéré
<i>Centaurea melitensis</i> L.		x		x		Modéré
<i>Convolvulus lineatus</i>				x		Fort
<i>Gastroidium ventricosum</i> (Gouan) Schinz & Thell.		x	x			Modéré
<i>Limonium cuspidatum</i> (Delort) Erben				x		Fort
<i>Limonium echioides</i> (L.) Mill.				x		Modéré
<i>Linaria arvensis</i> (L.) Desf.	x	x		x		Modéré
<i>Lythrum hyssopifolia</i> L.					x	Modéré
<i>Melilotus indicus</i> (L.) All.				x		Modéré
<i>Phelipanche purpurea</i> subsp. <i>bohemica</i> (Čelak.)	x					Fort
<i>Parapholis incurva</i> (L.) C.E.Hubb.		x	x	x	x	Modéré
<i>Paronychia capitata</i> (L.) Lam.	x			x		Modéré
<i>Polygala monspeliaca</i> L.			x		x	Modéré
<i>Polypogon maritimus</i> Willd.				x	x	Modéré
<i>Psilurus incurvus</i> (Gouan) Schinz & Thell.	x	x	x	x	x	Modéré
<i>Ruta montana</i> (L.) L.	x					Modéré
<i>Taeniatherum caput-medusae</i> (L.) Nevski	x	x	x	x	x	Fort
<i>Trifolium glomeratum</i> L.	x	x		x		Fort
<i>Trifolium subterraneum</i> L.			x			Modéré
<i>Valerianella microcarpa</i> Loisel.			x	x	x	Fort
<i>Velezia rigida</i> L.				x		Fort

3.3. 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 (Tab. C4.4, 5, 6, 7 et 8).

3.3.1. Amphibiens

De nombreuses espèces, habituellement absentes de la steppe, ont été contactées dans les carrières (Tab. C4.4). C'est le cas des amphibiens, inféodés aux zones humides, dont cinq espèces ont été recensées (Crapaud 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 Crapaud calamite et le Pélodyte ponctué à faible pour les autres espèces.

Le Crapaud calamite est très présent dans les habitats temporairement inondés (mares temporaires, flaques, bas marais, *etc.*). De plus, de nombreux Crapauds calamites ont été également observés dans les "pare-éclats" (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 pélogyte 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.

Tableau C4.4 : 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		
Crapaud calamite <i>Bufo calamita</i> (Laurenti, 1768)	Mare temporaire: reproduction Habitats ouverts avec zones de sol nu et abris superficiels: phase terrestres	LC	LC	LC	PN2, DH4, BE2	Modéré
Péloodyte 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 plan 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

Légende :

Statut de protection

- Protection nationale : liste nationale des reptiles et amphibiens protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, Arrêté du 19/11/2007 (publié au J.O. 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

3.3.2. Reptiles

Au niveau des reptiles, sept espèces ont été observées dans la zone d'étude (Tab. C4.5). 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 (Fig. C4.3). Les habitats ouverts constituent de fortes potentialités pour leurs zones de chasse (Fig. C4.3). 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 (Fig. C4.3). 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 et le Psammodrome d'Edwards ont été signalés dans les carrières et la steppe. Cependant, la Couleuvre de Montpellier n'a été observée que dans les carrières.

Tableau C4.5 : 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)	Milieus 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)	Milieus ouverts à semis ouverts, (garrigues, pelouses rases)	LC	NT	NT	PN3, BE3		Modéré
Couleuvre à échelons <i>Rhinechis scalaris</i> (Schinz, 1822)	Milieus 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)	Milieus 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)	Milieus rupestres (garrigues)	LC	LC	LC	PN3, BE3		Faible

Légende :

Statut de protection

- Protection nationale : liste nationale des reptiles et amphibiens protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, Arrêté du 19/11/2007 (publié au J.O. 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

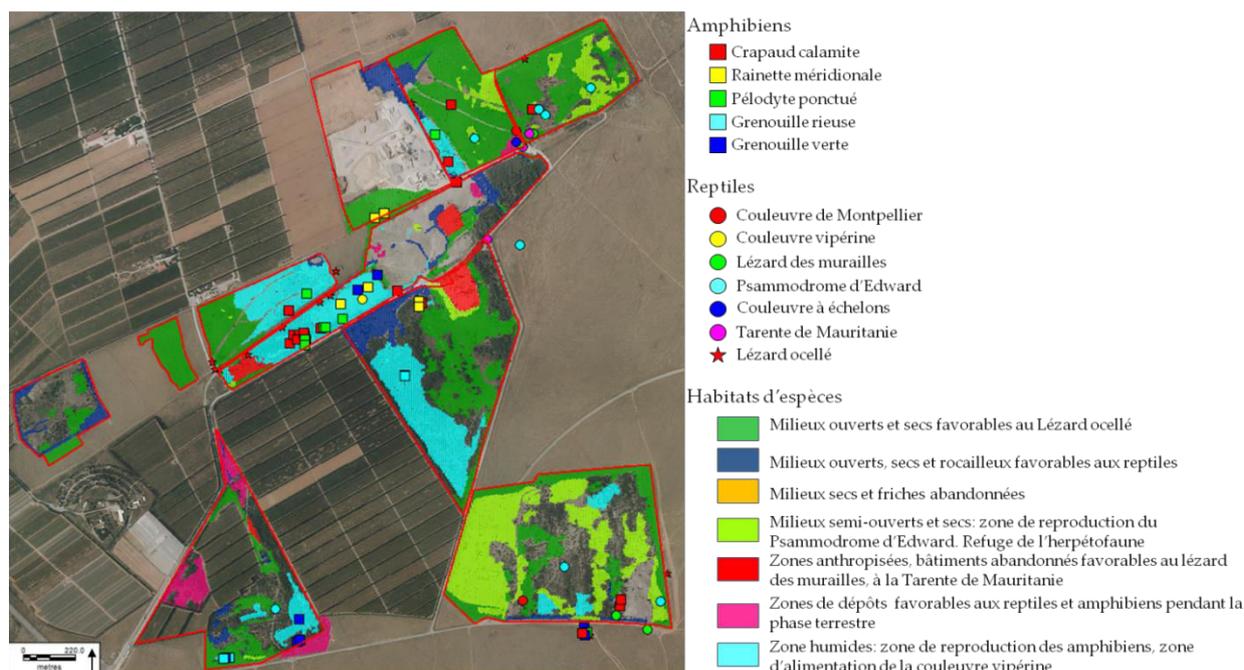


Figure C4.3 : Cartographie des habitats favorables à l'herpétofaune patrimoniale et localisation des présences des espèces dans la zone d'études des anciennes carrières et de la steppe de référence dans le sud-est de Crau (Bouches-du-Rhône, France)

3.3.3. 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 (Tab. C4.6, Fig. C4.4). 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 crécerellette, de l'Outarde canepetière, de la Pie-grièche méridionale ou encore de l'Édicnème criard. Ces quatre espèces affectionnent particulièrement les milieux xériques herbacées de type steppique pour leur alimentation, nidification, mais peuvent être amenée à utiliser également les habitats présents dans les anciennes carrières. Le Faucon crécerellette 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 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'Édicnème 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 physiognomique à leur habitat steppique de prédilection. 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 migrants ou erratiques comme c'est le cas du Faucon pèlerin.

Des espèces à fort enjeu ont été observées notamment dans les zones humides (Héron pourpré, Crabier chevelu, Aigrette garzette, Busard des roseaux, Balbuzard pêcheur). 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'Epervier d'Europe, la Buse variable, le Gobemouche gris, le Pic épeichette, le Pic épeiche, la Fauvette passerinette, la Fauvette grisette, le Rougequeue à front blanc, la Pie-grièche écorcheur, *etc.*

Tableau C4.6 : 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	Listes rouges			Statut de protection	Plan National d'Actions	Enjeu local de conservation
			UJCN monde	UJCN France	PACA			
Circaète Jean-le-Blanc <i>Circaetus gallicus</i> (Gmelin, 1788)	Milieux ouverts: alimentation	Migration et Alimentation	LC	LC	LC	PN3, DO1, BO2, BE2		Fort
Crabier chevelu <i>Ardeola ralloides</i> (Scopoli, 1769)	Lacs marécageux, étangs aux eaux peu profondes	Halte migratoire	LC	NT	VU	PN3, DO1, Accord AEW, BE2		Fort
Faucon crécerellette <i>Falco naumanni</i> (Fleischer, 1818)	Milieux ouverts: alimentation	Npr	VU	VU	VU	PN3, DO1, BO1, BO2, BE2	oui	Fort
Faucon pèlerin <i>Falco peregrinus</i> (Tunstall, 1771)	Milieux 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 AEW, BO2, BE2, BE3		Fort
Oedicnème criard <i>Burhinus oediconemus</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts: alimentation et nidification	Npro	LC	NT	NT	PN3, DO1, BO2, BE2		Fort
Outarde canepetière <i>Tetrax tetrax</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 de rédaction	Fort
Aigrette garzette <i>Egretta garzetta</i> (Linnaeus, 1766)	Zones d'eaux peu profondes	Hivernage	LC	LC	LC	PN3, DO1, Accord AEW, BE2, BE3		Modéré
Bondrée apivore <i>Pernis apivorus</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux 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)	Milieux ouverts: alimentation	Migration	LC	VU	CR	PN3, DO1, BO2, BE3		Modéré
Busard Saint-Martin <i>Circus cyaneus</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux ouverts: alimentation	Hivernage	LC	LC	NA	PN3, DO1, BO2, BE3		Modéré
Chevêche d'Athéna <i>Athene noctua</i> (Scopoli, 1769)	Milieux ouverts: alimentation	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2	oui	Modéré
Cochevis huppé <i>Galerida cristata</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux ouverts: alimentation et nidification	Npr	LC	LC	VU	PN3, BE3		Modéré

Coucou geai <i>Clamator glandarius</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux arbustifs/boisés dans nids de pie bavarde: nidification Milieux ouverts: alimentation	Npr	LC	NT	VU	PN3, BE2	Modéré
Fauvette passerinette <i>Sylvia cantillans</i> (Pallas, 1764)	Milieux 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)	Etangs, mares à végétation fournie	Passage	LC	LC	LC	PN3, Accord AEWA, BE2, BE3	Modéré
Guépier d'Europe <i>Merops apiaster</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux 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)	Milieux ouverts: alimentation	Migration	LC	LC	LC	PN3, BE2	Modéré
Milan noir <i>Milvus migrans</i> (Boddaert, 1783)	Habitats boisés: nidification Habitats ouverts: alimentation	Nc	LC	LC	LC	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 rousseline <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)	Milieux 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 proyer <i>Emberiza calandra</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux semi-ouverts	Npr	LC	NT	NT	PN3, BE3	Faible
Buse variable <i>Buteo buteo</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux boisés: nidification Milieux ouverts: alimentation	Npr	LC	LC	LC	PN3, BO2, BE2	Faible
Chardonneret élégant <i>Carduelis carduelis</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux 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)	Eclectique : régions boisées, cultivées, marais...	Npo	LC	LC	LC	PN3, BE3	Faible
Épervier d'Europe <i>Accipiter nisus</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux arbustifs/boisés: alimentation et migration	Migration	LC	LC	LC	PN3-PN6, BO2, BE2	Faible
Faucon crécerelle <i>Falco tinnunculus</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux boisés: nidification Milieux ouverts: alimentation	Npr	LC	LC	LC	PN3, BO2, BE2	Faible
Fauvette mélanocéphale <i>Sylvia melanocephala</i> (Gmelin, 1789)	Milieux semi-ouverts à boisés	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2	Faible
Fauvette grisette <i>Sylvia communis</i> (Latham, 1787)	Milieux 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)	Milieux ouverts: alimentation	Nalim	LC	LC	LC	PN3, BE2	Faible
Martinet noir <i>Apus apus</i> (Linnaeus, 1758)	Milieux ouverts: alimentation	Nalim	LC	LC	LC	PN3, BE3	Faible

Mésange charbonnière <i>Parus major</i> (Linnaeus, 1758)	espèce ubiquiste	Npr	LC	LC	LC	PN3, BE2		Faible
Moineau domestique <i>Passer domesticus</i> (Linnaeus, 1758)	Milieus semi-ouverts	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 boisés: alimentation et nidification	Npo	LC	LC	LC	PN3, BE2		Faible
Pie-grièche écorcheur <i>Lanius collurio</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats semi-ouverts: alimentation	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, DO1, BE2		Faible
Pinson des arbres <i>Fringilla coelebs</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats boisés: alimentation et nidification	Halte migratoire	LC	LC	LC	PN3, BE3		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 boisés: 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	LC	VU	PN3, BE2		Faible
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)	Milieus variés : étangs, lacs, marais boisés	Npr	LC	LC	LC	DO2-DO3, Accord AEWa, BE2		Nul
Corneille noire <i>Corvus corone</i> (Linnaeus, 1758)	Forêts claires, fourrés, cultures...	Npr	LC	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)	Etangs, lacs peu profonds à végétation dense	Npr	LC	LC	LC	DO2-DO3, Accord AEWA, BO2, BE3	Nul
Gallinule poule-d'eau <i>Gallinula chloropus</i> (Linnaeus, 1758)	Petits lacs, étangs, mare à végétation dense	Npr	LC	LC	LC	DO2, Accord AEWA, BE3	Nul
Perdrix rouge <i>Alectoris rufa</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts: alimentation et nidification	Npr	LC	LC	VU	PN4, DO2-DO3, BE3	Nul
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

Légende :

Statut de protection

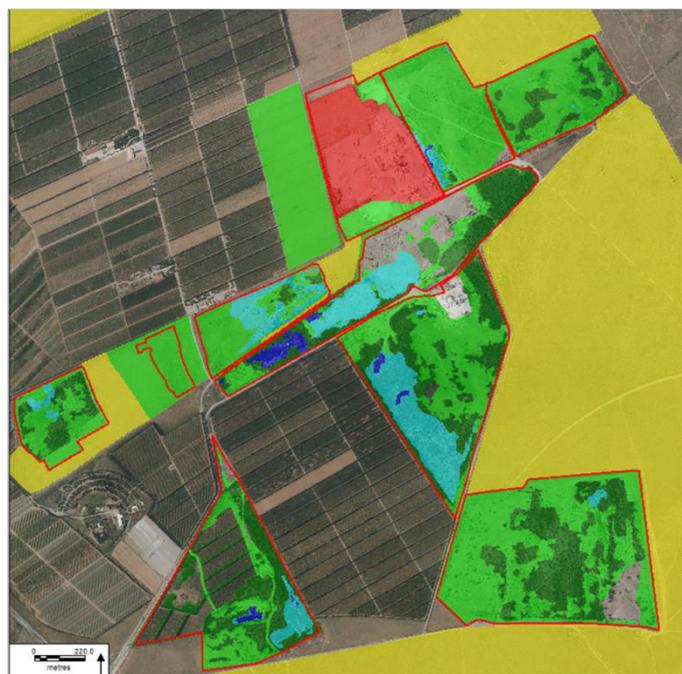
- Protection nationale : liste nationale des Oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, Arrêté du 29/10/2009 (J.O. du 05/12/2009). PN3 = Espèce et son habitat protégé ; PN4 = Espèce protégée sans son habitat.
- DO1/DO2/DO3 : espèce d'intérêt communautaire, inscrite à l'annexe I, II 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



Habitats d'espèces

- Eaux permanentes: Favorables aux ardéidés, au Grèbe castagneux, Crabier chevelu
- Milieux fermés: Favorables à la nidification de la Huppe fasciée, Milan noir, Petit-duc scops, Rollier d'Europe, Chevêche d'Athéna
- Milieux ouverts à semi-ouverts: Favorables à la Fauvette passerinette, Cochevis huppé, Coucou geai. Zone de chasse du Rollier D'Europe. Zone d'alimentation du Circaète Jean-le-blanc, Faucon crécerellette, Faucon pèlerin, Pie-grièche méridionale, Bondrée apivore, Busard cendré
- Milieux steppiques: Favorables à l'Outarde canepetière, Ganga cata, Œdicnème criard, Faucon crécerellette, Circaète Jean-le-blanc. Zone d'alimentation de toute l'avifaune
- Sites d'extraction: Favorables au Guépier d'Europe
- Zones humides: Favorables au Pipit farlouse, au Héron pourpré, Aigrette garzette

Figure C4.4 : 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)

3.3.4. 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 (Tab. C4.7). 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 véritables zones 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 d'Europe et le Lapin de Garenne. La présence de fourrés est favorable pour la plupart de la méso-faune observée 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 C4.7 : 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 monde	UICN 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 feuillus: 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 d'Europe <i>Lepus capensis</i> (Linnaeus, 1758)	Habitats ouverts, semi-ouverts ou boisés : alimentation	LC	LC	BE3		Nul

Légende :

Statut de protection

- Protection nationale : liste nationale des mammifères terrestres protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, Arrêté du 23/04/2007. 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

3.3.5. 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 (Tab. C4.8). 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 joue ainsi un rôle important pour la conservation de l'espèce à l'échelle locale.

Tableau C4.8 : 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>Lasionmata 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 <i>Rumex</i> : 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

Légende :

Statut de protection

- Protection nationale : liste nationale des insectes protégés sur l'ensemble du territoire métropolitain, Arrêté du 23/04/2007. 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

4. 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; Mouflis 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 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 *teppe 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*), de la Vipérine commune (*Echium vulgare*), du Plantain lancéolé (*Plantago lanceolata*), de la Ronce (*Rubus ulmifolius*), très abondante, ou encore de l'Inule visqueuse (*Dittrichia viscosa*).

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 endroit 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. A 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 and 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*) 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 requière 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*) ou encore de l'Oedicnème criard (*Burhinus oedicnemus*), 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 sont des éléments favorables 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 10500 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 and Robson, 2013; INULA, 2013, 2014; Santoul et al., 2009). En tant qu'habitats alternatifs de milieux humides, les plans d'eaux 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*), ou, lorsque le poisson est abondant, le Héron pourpré (*Ardea purpurea*). La présence de végétation riveraine telles que les Phragmites apporte à la fois nourriture, abris pour le Héron cendré et l'Aigrette garzette et peuvent constituer des aires de reproduction et de repos pour les Gallinules poules d'eau (*Gallinula chloropus*) et Foulques macroules (*Fulica atra*) recensées dans les anciennes carrières (INULA, 2013).

D'autres espèces sont inféodées à ces zones humides comme le Crapaud Calamite (*Bufo calamita*), 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 (Puissauve 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 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 and 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 and 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 (Flavenot et al., 2015; INULA, 2014). En effet, ce sont des espèces très vulnérables dont la présence et les fluctuations d'effectifs sont liés à l'évolution des habitats (nappe de Crau plus basse, moins de secteurs inondés, fermeture des milieux) (Lescure and Massary, 2012). La protection des zones humides le long du continuum d'hydropériode au niveau du paysage peut donc être essentielle au maintien et à la conservation des populations d'amphibiens (Karraker and 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 and Ayodele, 2010). Ces milieux leur offrent des conditions optimales pour leur thermorégulation (Carrascal et al., 1989; Martín and 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 edwardsianus*) va trouver refuge et habitat dans les terrains buissonneux parmi les garrigues, cistaies et ronciers qui se développent dans les anciennes carrières tout comme la Couleuvre de Montpellier (Carrascal et al., 1989; Kwet, 2009; Martín and Lopez, 2002). Le Psammodrome d'Edward trouve son habitat de prédilection dans les anciennes carrières où les terrains sont secs à végétation éparse, 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 and 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 leurs sont inféodées.

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 and Godreau, 1995; Lameed and Ayodele, 2010; Lucas et al., 2014; Unicem, 2001). Cela peut s'expliquer par le calme relatif des lieux (peu de dérangement comparativement aux zones industrielles voisines) mais 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.

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 Ecologique, Faunistique et Floristique) et toute la zone d'étude est comprise dans un Plan National d'Actions (Tab. C4.8).

Tableau C4.8: 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) Espèces(s) d'intérêt communautaire	Distance avec le site d'étude
Règlementaire	FR3600152 "Réserve Naturelle des Coussouls de Crau"	Réserve Naturelle Nationale	Buprestre de Crau, Criquet rhodanien, Lézard ocellé, Ganga cata, Outarde canepetière, Œdicnème criard, Alouette calandre, etc.	Incluse pour deux carrières
	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
Natura 2000	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

La prise en compte de deux carrières et une partie d'une troisième dans le périmètre de la Réserve Naturelle Nationale apporte une protection réglementaire à ces zones (Fig. C4.6) (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.

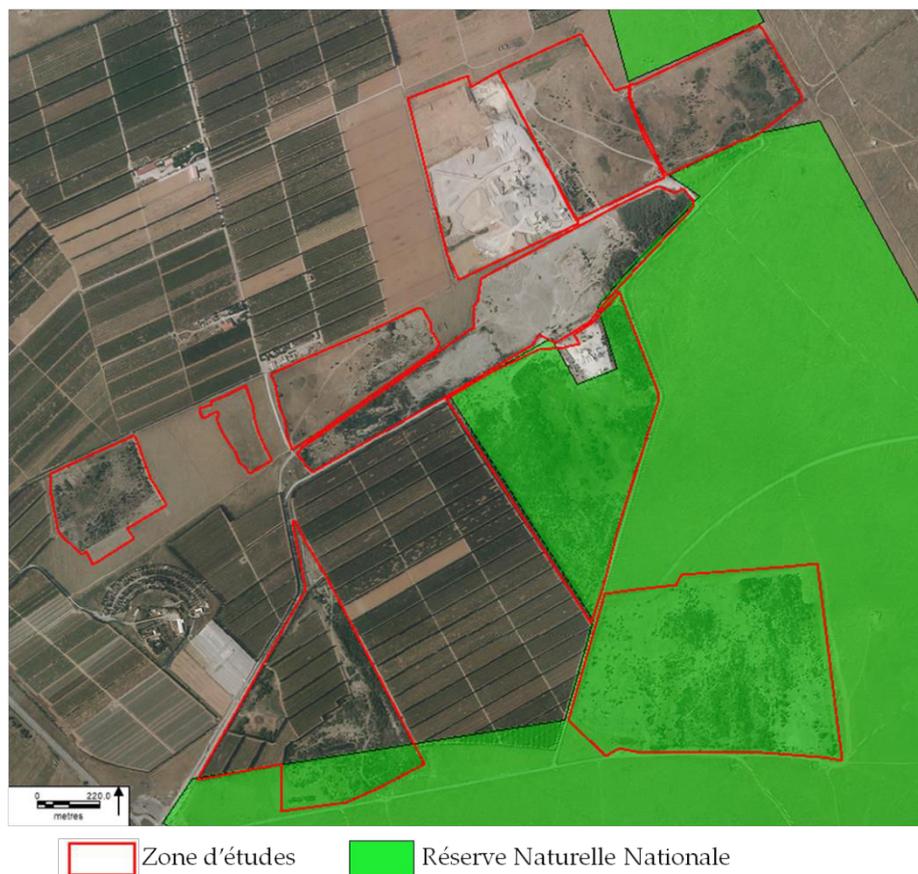


Figure C4.6 : Localisation de la zone d'études par rapport au périmètre règlementaire de la Réserve Naturelle Nationale des Coussouls de Crau.

Certaines carrières ont été incluses dans le réseau Natura 2000 en tant que ZSC au même titre que la steppe de Crau (Fig. C4.7), 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, 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.

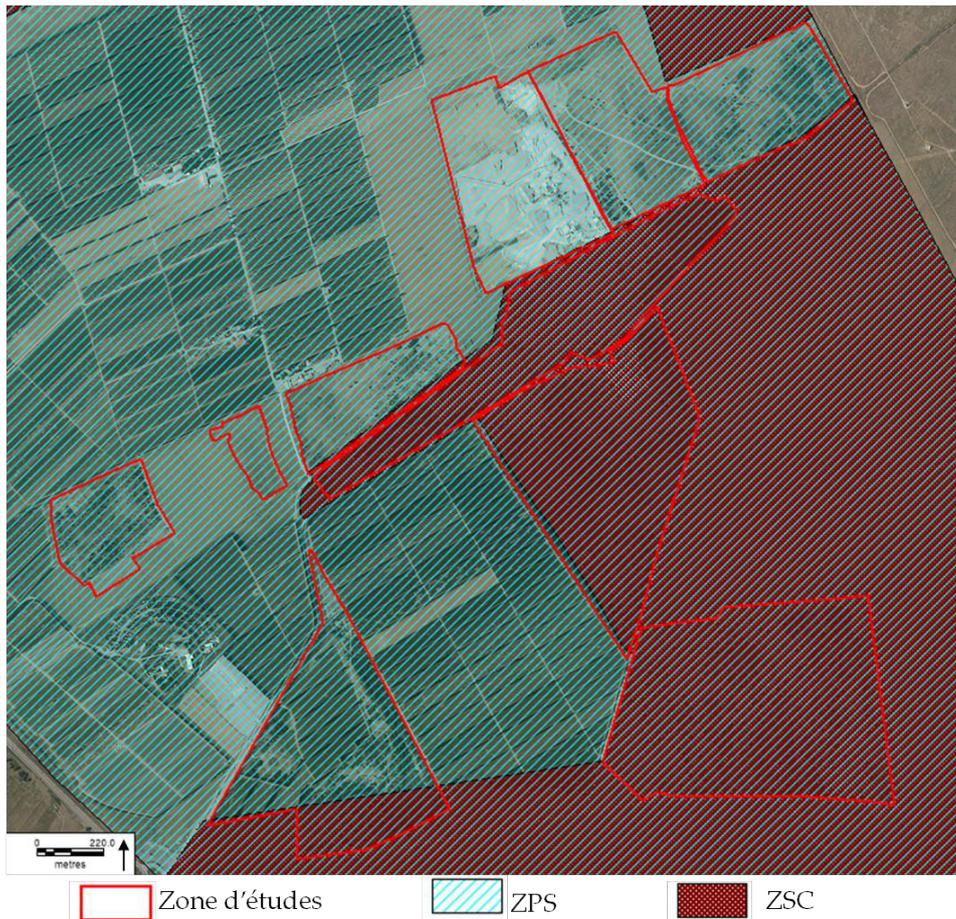


Figure C4.7 : Localisation de la zone d'étude au sein du réseau Natura 2000 local dans le sud de la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône, France)

ZPS : Zone de Protection Spéciale ; ZSC : Zone Spéciale de Conservation

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 (Fig. C4.8) (Michaud et al., 2016a). Cette même carrière est également incluse dans une ZNIEFF de type 2 (« Crau », n°930012406) qui souligne ses riches potentialités écologiques (Fig. C4.8) (Michaud et al., 2016b). L'implantation de la carrière dans ces ZNIEFF est fondée sur la présence des habitats (de forêts galeries provenço-languedociennes 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 pour la ZNIEFF de type 1 et 68 espèces pour la ZNIEFF de type 2) soulignant ainsi la richesse écologique globale du secteur étudié (Tab. C4.8).

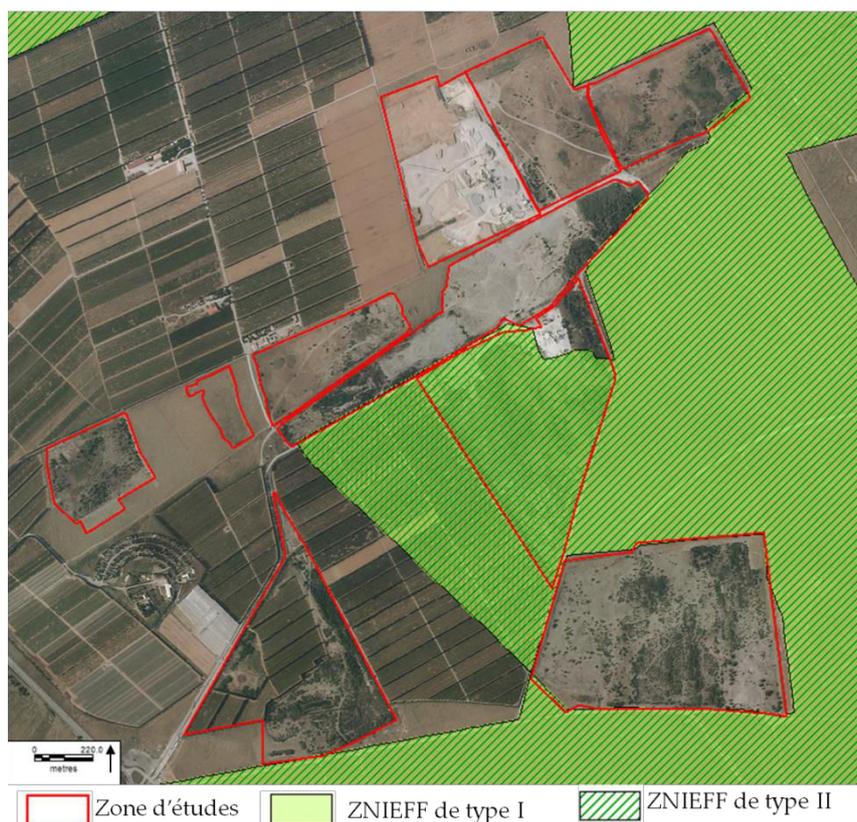


Figure C4.8 : Localisation de la zone d'étude et les ZNIEFF alentour dans le sud de la plaine de Crau (Bouches-du-Rhône, France)

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 préexistants, espace de loisir, en eau ou non, *etc.*). A 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, apport extérieurs de matériaux, de sols, intégration des mesures de conservation dès la phase d'exploitation comme la préservation de patches non exploités ou micro-réserves, *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 fragmentation et la perte de l'habitat ne doivent pas systématiquement être associés à des impacts néfastes et décrits comme des facteurs 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 patches d'habitats intéressants pour des espèces patrimoniales mais éloignés les uns des autres sans pour autant la nécessité 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 and 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 peuvent être préjudiciables aux espèces sensibles à l'impact industriel en détruisant, altérant ou augmentant la fragmentation de leur habitat, mais 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 terme 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 contrecarrer les pertes d'habitats naturels pour ces espèces pionnières (Flavenot et al., 2015; Lefeuvre, 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 offriraient 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; Lefeuvre, 2008).

5. 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 de 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.

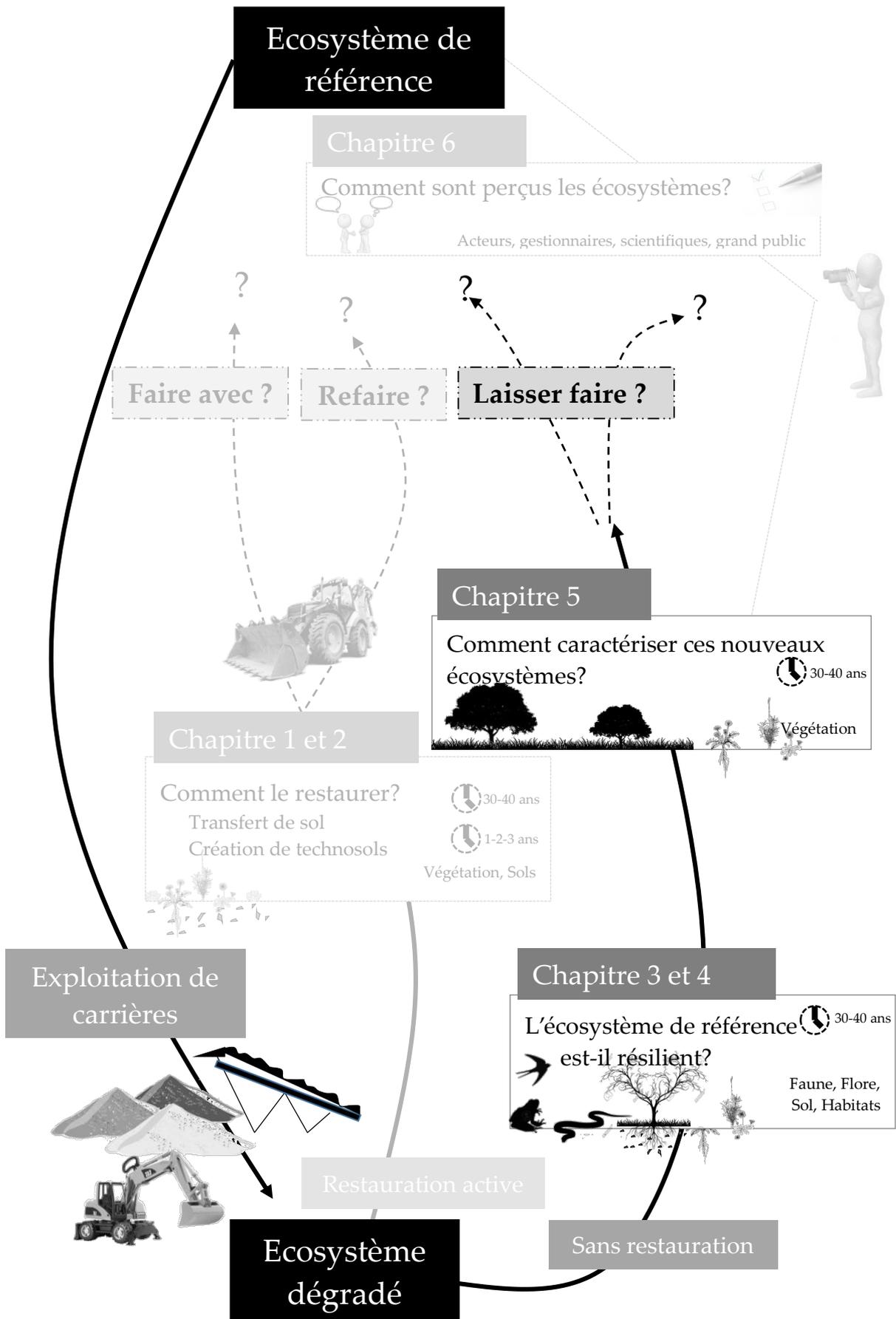
Transition vers le chapitre 5

D'après les diagnostics écologiques réalisés dans le chapitre précédent, après 35 ans, les habitats ne ressemblent en rien à l'écosystème historique lorsqu'aucune réhabilitation n'a été mise en place après exploitation (transfert de sol notamment). Cependant, une nouvelle biodiversité faunistique, floristique, de nouveaux habitats et de nouvelles conditions pédologiques se sont développés créant une mosaïque de paysages et d'écosystèmes associés. La biodiversité observée comprend des espèces patrimoniales à forts enjeux. Les carrières apparaissent donc comme de véritables sanctuaires pour une certaine biodiversité qui peut librement s'épanouir du fait du caractère délaissé de ces sites.

Une nouvelle question se pose alors, à savoir quels sont ces écosystèmes ? Sont-ils nouveaux ou sont-ils déjà identifiés et recensés au niveau national ? Quels sont alors leurs statuts et quelles dynamiques peuvent-ils prendre ? Le domaine de la phytosociologie a été utilisé dans ce chapitre pour décrire, identifier et classer les communautés végétales composant ces écosystèmes.







Chapitre 5 : Les "nouveaux écosystèmes" créés
par les activités anthropiques sont-ils
vraiment "nouveaux" ? Approche
phytosociologique

Julie Chenot, Anne Aurière, Elise Buisson, Renaud Jaunatre

1. Introduction

La plupart des écosystèmes terrestres mondiaux sont plus ou moins impactés par les activités anthropiques et évoluent vers des trajectoires différentes de leurs conditions historiques (Foley et al., 2005; Hobbs et al., 2009; Lindenmayer et al., 2008; Marris, 2010; Parmesan, 2006). Le changement est une caractéristique normale du fonctionnement des écosystèmes en réponse aux perturbations et aux changements environnementaux (Jackson, 2006; Williams and Jackson, 2007; Willis and Birks, 2006). Cependant, l'Homme joue maintenant le rôle le plus important et continue à manipuler les écosystèmes avec une intensité croissante à tous les niveaux pour soutenir la croissance de la population humaine et répondre aux dynamiques exponentielles de demandes en ressources naturelles (Vitousek et al., 1997). Les écosystèmes anthropogéniques deviennent alors les plus répandus à l'échelle mondiale (Ellis et al., 2010). A ce niveau, les politiques de conservation des écosystèmes ont vu le jour dans les années 60. Cette prise de conscience a permis la conservation et la gestion de nombreux écosystèmes permettant de limiter leur dégradation offrant ainsi de bonnes perspectives pour leur restauration (Aide et al., 2013; Aronson et al., 1995; Mendenhall et al., 2011; Murcia et al., 2014). Malgré tous ces efforts, en raison de divers changements locaux et globaux, il persiste encore aujourd'hui de nombreux écosystèmes fortement dégradés, au sein desquels, sont apparues de nouvelles populations et communautés avec des combinaisons et abondances originales d'espèces. Ces écosystèmes se créent spontanément en réponse aux changements anthropiques de l'utilisation des terres, à l'introduction d'espèces et au changement climatique sans correspondance avec un écosystème historique, et sont appelés couramment «nouveaux écosystèmes» (Harris et al., 2006; Hobbs et al., 2006; Murcia et al., 2014; Root and Schneider, 2006). Face à ce constat, de nombreux questionnements quant à la gestion ou la conservation de ces écosystèmes voient le jour, à savoir que faire de ces écosystèmes. Comment évaluer leurs intérêts? Comment définir leur gestion? Les attentes en matière de nature sont très différentes dans la société. Certains voient dans ces écosystèmes un réservoir de biens et de services, une vision utilitariste qui implique alors une gestion raisonnée des ressources. Une autre école de pensées aspire plutôt à une nature qui puisse «retrouver ses droits» que ce soit avec ou sans l'Homme (Lévêque, 2017). Mais avant de parler de gestion ou de conservation de ces écosystèmes, il est nécessaire de les étudier pour mieux comprendre leurs enjeux, intérêts, dynamique, fonctionnement, ce qui permet ainsi d'aider à prendre des décisions sur ces «nouveaux écosystèmes». En pleine émergence depuis le milieu des années 2000, les nouveaux écosystèmes constituent le résultat direct d'actions humaines fortes délibérées ou involontaires (Hobbs et al., 2006; Mascaro et al., 2013) et ils peuvent se former en réponse à de nombreuses causes de dégradation dont :

- (1) l'extinction ou l'introduction locale de populations d'origine animale, végétale et microbienne par les activités anthropiques ;
- (2) la dégradation directe de l'écosystème historique par les activités anthropiques (par exemple, désertification et dégradation des terres par déboisement, surpâturage,

surexploitation des terres arables, enrichissement des sols avec des fertilisants, création de systèmes urbains, l'enlèvement du sol naturel pour l'exploitation de carrières, la construction de barrages, les récoltes intensives, la pollution *etc.*), et indirecte (l'érosion due à l'absence de végétation suite au surpâturage, l'abandon de systèmes de gestion traditionnelle des écosystèmes comme l'agroforesterie ou le pastoralisme) (Hobbs et al., 2006; Kowarik, 2011; Lundholm and Richardson, 2010; Steffen et al., 2006). Ces dégradations entraînent, soit des changements majeurs dans l'environnement abiotique, soit une diminution du pool d'espèces, qui peuvent tous deux empêcher le rétablissement des assemblages d'espèces préexistants ;

- (3) La prédominance de paysages urbains, cultivés ou dégradés autour des écosystèmes cibles de la conservation ou de la restauration qui crée des barrières de dispersion pour de nombreuses espèces animales, végétales et microbiennes.

Souvent, dans des cas tels que ceux décrits ci-dessus, la partie biotique de l'écosystème a subi un changement vers un nouvel état qui peut être ou non relativement stable. Ce dernier a résulté soit des changements immédiats de la gestion, soit des changements environnementaux à plus grande échelle. Ces changements dans les interactions entre les plantes et les animaux, la biogéochimie et les fréquences de perturbation peuvent tous être importants. Généralement, une sorte de boucle de rétroaction positive se produit lorsque les éléments du nouvel écosystème facilitent la persistance (et parfois l'extension) de cet écosystème en empêchant la résilience de l'écosystème précédent. En conclusion, de ces différents facteurs résulte un système de composantes abiotiques, biotiques et sociales (et leurs interactions) qui, en vertu de l'influence humaine passée et/ou présente, diffère de ceux qui prévalaient historiquement sur le long terme. Par ailleurs, ces systèmes ont tendance à s'auto-organiser et manifestent donc des qualités nouvelles même sans persistance de la gestion humaine (Hobbs et al., 2013).

Actuellement, ces nouveaux écosystèmes sont cependant très peu étudiés (Seastedt et al., 2008) et de nombreuses considérations sont importantes à prendre en compte comme savoir si ils sont persistants et stables, quelles valeurs ils peuvent avoir et comment ils sont perçus (Chapitre 6). En effet, ces écosystèmes peuvent présenter des caractéristiques multiples, tels que la diversité des espèces végétales qui les composent, leurs fonctions, leur résistance et leur résilience, qui peuvent à leur tour être toutes altérées par des conditions changeantes. Il semble donc essentiel d'explorer de manière plus complète ce qui est susceptible de se produire pour les nouveaux écosystèmes face aux changements globaux rapides afin de déterminer comment ils vont répondre à ces changements dans leur dynamique. Tout d'abord, il est important de prendre en compte et d'évaluer si, après dégradations, l'écosystème reste dans, ou à proximité (dans les bassins d'attractions suivant la même trajectoire) de son état historique (Beisner et al., 2003; Suding and Hobbs, 2009). C'est-à-dire si l'écosystème historique, considéré comme

l'écosystème de référence car cible de la restauration écologique, conserve les biotes et les propriétés des écosystèmes qui existaient dans le passé (Jackson and Hobbs, 2009). Ou bien s'il est altéré à un degré tel qu'il peut être vraiment considéré comme un nouvel écosystème. Dans ce cas, cet écosystème a franchi des seuils d'irréversibilité qui ne lui permettent pas de retrouver spontanément la trajectoire de l'écosystème historique. Ces seuils peuvent être de nature biotique, abiotique, fonctionnelle mais aussi socio-économique (Aronson et al., 1993).

Quelques études ont déjà été menées pour caractériser ces nouveaux écosystèmes d'un point de vue appliqué (Doley et al., 2012; Lindenmayer et al., 2008). La phytosociologie et principalement la phytosociologie sigmatiste pourrait constituer la méthode la plus appropriée pour identifier ces nouveaux écosystèmes. En effet, elle vise à caractériser les végétations naturelles et semi-naturelles, à mettre en avant leur déterminisme mais aussi à identifier leurs dynamiques en intégrant les facteurs biotiques et abiotiques dans la définition des différentes successions (Géhu, 2006). Elle étudie ainsi les communautés végétales et leur relation avec leur milieu (Braun-Blanquet, 1915; Chalumeau and Bioret, 2013).

En mai 2016, nous avons donc utilisé la phytosociologie sigmatiste et paysagère (Braun-Blanquet, 1932; Guinochet, 1973; Meddour, 2011) dans les anciennes carrières de la plaine de Crau pour tenter de démontrer ou non le caractère "nouveau" de ces écosystèmes en essayant de les rattacher si possible à des syntaxons déjà connus. L'objectif était aussi de comprendre les dynamiques végétales qui se mettent en place sur ces sites ayant subi diverses transformations lors de l'exploitation passée et enfin d'apporter des éléments de réflexion aux concepts de successions primaire et secondaire afin d'évaluer l'intérêt biologique des anciennes carrières naturellement recolonisées après leur abandon (Chenot et al., 2017). L'identification de nouveaux écosystèmes est également vitale pour l'évaluation et la gestion appropriées des écosystèmes (Morse et al., 2014). Mieux définir et identifier de nouveaux écosystèmes aide les gestionnaires, les responsables gouvernementaux, les scientifiques, les dirigeants politiques et les citoyens à mieux comprendre les problèmes complexes associés à la gestion écologique, la restauration écologique à l'ère de l'Anthropocène (Morse et al., 2014).

2. Matériel et méthodes

2.1. Site d'étude

Cette étude a été réalisée dans la plaine de Crau, située au sud de la Méditerranée (Bouches-du-Rhône) (Fig. C5.1). Caractérisée par un habitat naturel unique, la plaine a été classée en 1990 comme zone de Protection Spéciale Natura 2000, appelée Steppe de Crau, considérée comme dernière steppe méditerranéenne française (Buisson and Dutoit, 2006). Sa communauté méditerranéenne de pelouses sèches est caractéristique de l'association phytosociologique *Asphodeletum fistulosii* (Molinier and Tallon, 1950), dominée par *Brachypodium retusum* (Pers.) P. Beauv, *Thymus vulgaris* L. et *Asphodelus ayardii* Jahand et Maire. Cette communauté végétale est intéressante en termes de richesse en espèces, de composition et de diversité (Wolff et al., 2015). Il y a en moyenne 30 à 40 espèces de plantes pour quatre mètres carré, dont 50% sont des annuelles (Römermann et al., 2005). Cette communauté végétale pourrait résulter d'une succession végétale régressive ou allogénique de milliers d'années sous les effets combinés i) du climat méditerranéen sec et venteux, ii) de conditions spécifiques du sol: le sol de 40 cm de profondeur est composé de 50% de pierres siliceuses et se trouve sur un conglomérat calcaire qui ne peut être pénétré par les racines des plantes (Molliex et al., 2013) et iii) d'un régime de perturbations récurrentes: le pâturage itinérant et les incendies depuis la fin du Néolithique (Badan et al., 1995; Stouff, 1986; Tatin et al., 2013). Elle pourrait également résulter du blocage d'une succession primaire originelle lors de la mise en place du climat Méditerranéen et de la Néolithisation du paysage comme en témoigne les premières études anthracologiques menées sur cette plaine (Henry et al., 2010).

Notre site d'étude est localisé dans le sud de la plaine de Crau (43°31'36,77" N, 4°52'04,50" E). Sur ce site se trouvent 296 ha de carrières ouvertes, exploitées pour la création de la zone industrialo-portuaire de Fos-sur-Mer (ballast routier ou matériaux de construction). Toutes ces carrières ont été abandonnées dans les années 1980. A cette époque il n'y avait aucune obligation de réhabiliter les sites après exploitation. Face à cette absence de législation, différentes réhabilitations ont été mises en place d'un point de vue agronomique, esthétique ou sécuritaire. Dans certains cas il y a eu remise en place de la terre végétale de surface qui n'est pas exploitée, soit avec la même épaisseur qu'à l'origine, soit sur des épaisseurs beaucoup plus importantes (plusieurs mètres). Dans d'autres cas, il y a eu dépôts de remblais et déblais. Enfin de nombreuses zones n'ont pas été réhabilitées, laissant ainsi le substrat brut (cailloutis duranciens) affleurant (Chenot et al., 2018, 2017; Chapitre 1 et 3). Le pâturage ovin a été également réintroduit dans de nombreux fonds de carrières dont plusieurs accueillent même un parc nocturne car les animaux y sont protégés du vent et du vol.

2.2. Relevés de terrain

Ce travail repose sur le traitement de 103 relevés phytosociologiques réalisés en mai 2016 suivant la méthode sigmatiste de J. Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1932) dans cinq anciennes carrières actuellement pâturées (le choix des cinq carrières abandonnées sur les neuf présentes sur le site porte sur les connaissances précises des opérations de réhabilitations et sur la présence de surfaces assez grandes et homogènes de végétation pour faire les relevés) qui avaient été préalablement cartographiées suivant le code EUNIS (Fig. C5.1, Chapitre 4).

Ils ont été effectués de manière ponctuelle en situation de fonds de carrière sans prendre en compte les pentes de bords de carrières. Afin d'assurer l'exhaustivité de l'échantillon, les relevés ont été effectués dans des surfaces physionomiquement, floristiquement et écologiquement homogènes (De Cáceres et al., 2015; de Foucault, 1987; Flahaut and Schröter, 1910; Géhu, 1986). Les fiches terrain utilisées prennent en compte, en plus de la liste des espèces rencontrées et leur abondance selon la méthode Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1932), un certain nombre de descripteurs intéressants pour la compréhension de la répartition des groupements sur le site des carrières (descripteurs stationnels, phytosociologiques, relatifs aux perturbations, *etc.*) (Boulet, 1996; Delassus, 2015). Parmi les paramètres environnementaux mesurés, l'humidité des zones ont été calculés en fonction des valeurs piézométriques relevées sur une période de cinq ans (2011-2016, cf introduction) sur une carrière en cours d'exploitation juste au centre des carrières sélectionnées pour cette étude phytosociologique. Si la hauteur maximale de la nappe phréatique correspondait à une altitude plus haute que l'altitude du relevé, les sites ont été caractérisés comme étant « humides » bien qu'il puisse exister de longues périodes d'assec. Si l'altitude des sites de relevés étaient supérieure au niveau maximal de la nappe phréatique, ces sites ont été alors considérés comme secs.

Le choix de cette méthodologie phytosociologique repose sur le fait que les études faisant appel à cette discipline sont nombreuses. Afin de comparer les résultats obtenus dans les carrières avec des syntaxons existants, cette méthodologie pourrait apparaître comme un outil performant pour élaborer un diagnostic précis et caractériser les nouveaux écosystèmes selon l'existence ou non d'habitats analogues (écosystèmes anthropogéniques capables de soutenir la biodiversité indigène en raison de leur ressemblance structurelle ou fonctionnelle avec les écosystèmes naturels, les habitats ou les microsites qui peuvent être présents dans la région, mais qui ne font pas partie de l'écosystème historique sur un site particulier, Lundholm and Richardson, 2010) ou historiques déjà caractérisés et identifiés au niveau phytosociologique.

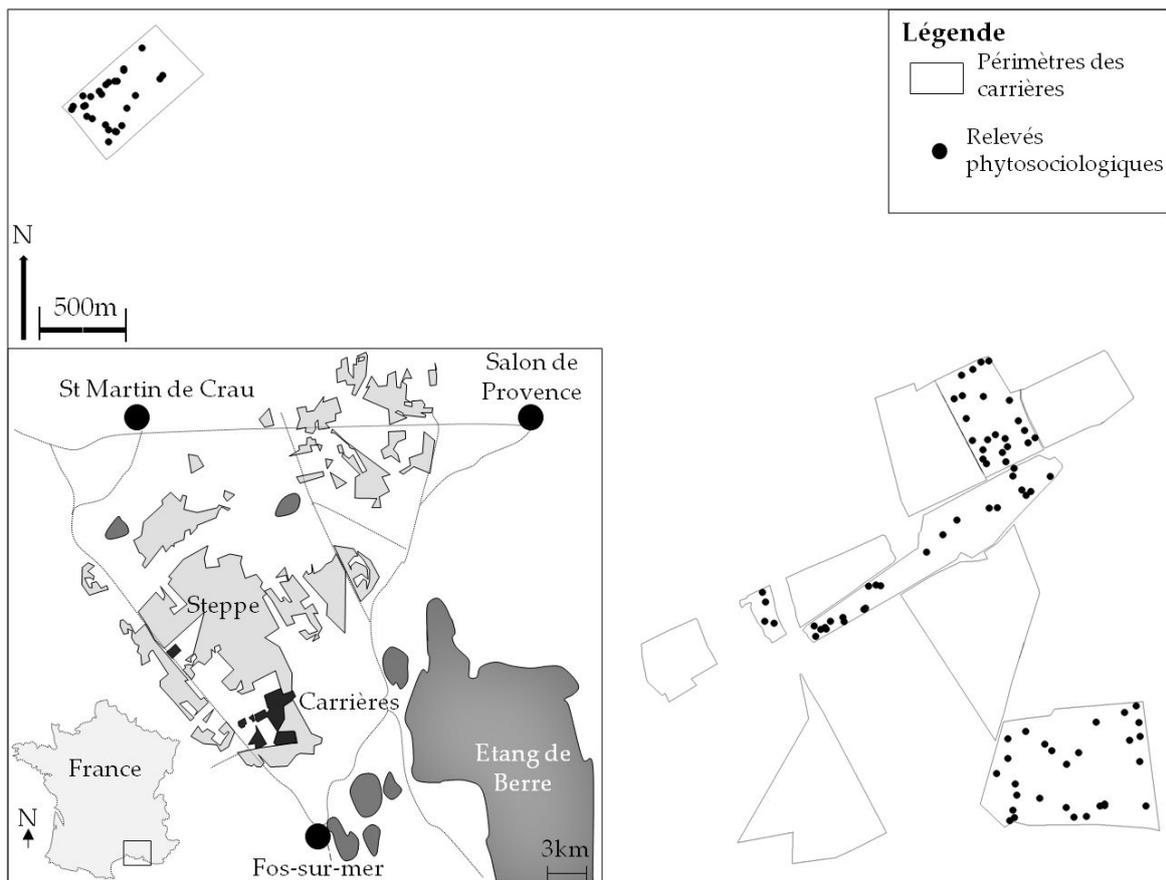


Figure C5.1 : Localisation des 103 relevés phytosociologiques dans les carrières de la plaine de Crau

2.3. Classification

Les relevés phytosociologiques de terrain ont été stockés dans la base de données Turboveg (Hennekens and Schaminée, 2001). Par la suite, les groupements végétaux ont été étudiés grâce à plusieurs techniques d'analyses (De Cáceres et al., 2015; Mucina, 1997) menées conjointement : (1) des analyses statistiques d'ordination, de classification (CAH) et des analyses multivariées (AFC/NMDS) menées sous le logiciel R ; (2) la diagonalisation manuelle des relevés phytosociologiques de chaque groupement obtenu (arrangement des espèces en lignes et des relevés en colonnes, de façon à mettre en évidence les groupes d'espèces liés aux groupes de relevés. La diagonalisation correspond implicitement à un gradient écologique révélé par l'écologie des espèces identifiées). Pour mener à bien les analyses, une ordination et une classification ascendante hiérarchique (CAH) permettant, à partir d'un ensemble décrit, de distinguer plusieurs sous-ensembles relativement homogènes ont été réalisées en premier lieu. Pour cela, la CAH se base sur les mesures de proximités entre chaque individu. Chaque regroupement d'unités similaires forme un cluster. Les distances euclidiennes sont utilisées afin d'établir une classification arborescente ascendante. En phytosociologie cela permet donc de regrouper les relevés dans des groupements semblables afin de pouvoir plus facilement les caractériser en classe, alliances ou associations. Ces analyses utilisent la méthode de Ward (Saporta, 2006; Ward, 1963). Elle agrège à chaque itération les classes dont l'agrégation fait

perdre le moins d'inertie interclasse. Il s'agit donc d'une optimisation pas-à-pas, qui ne dépend pas d'un choix initial arbitraire. L'intérêt de l'utilisation de la méthode de classification réside principalement dans sa capacité à extraire des groupes de relevés homogènes, pertinentes statistiquement du jeu de données où les sources d'hétérogénéité sont nombreuses.

A partir des clusters obtenus, un tableau phytosociologique a été élaboré pour chaque cluster identifié. A nouveau, une CAH a été réalisée suivi d'une Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) ou d'une analyse NMDS (Non-metric MultiDimensional Scaling) pour décrire précisément les groupements obtenus. Le tableau synoptique avec tous les clusters et sous-clusters obtenus a ensuite été traduit en colonne synthétique comprenant une colonne par cluster avec la fréquence de chaque espèce recensée dans les relevés du même cluster. Ce dernier tableau a permis de faire des comparaisons entre les différents syntaxons relevés.

2.4. Analyses de données

Le tableau synthétique obtenu a été trié et classé manuellement par la méthode de la diagonalisation jusqu'à l'obtention d'ensembles floristiquement homogènes et interprétables d'un point de vue phytosociologique (De Cáceres et al., 2015; Géhu, 2006). La caractérisation des communautés végétales a été poussée jusqu'aux alliances. Pour 77% des espèces végétales recensées, soit 212 espèces, ont été associés les indices d'Ellenberg correspondant, modifiés pour la zone méditerranéenne, afin de décrire plus finement les groupements avec des paramètres environnementaux (lumière, température, continentalité, acidité, azote, humidité) (Guarino et al., 2012; Pignatti et al., 2005). La nomenclature utilisée pour les taxons suit la version 10.0 de la Base de données nomenclaturale TaxRef (Gargominy et al., 2016). Celle des syntaxons respecte le "Prodrome des végétations de France" jusqu'à l'alliance (Bardat et al., 2004; Bioret et al., 2013).

Pour permettre une meilleure description des communautés végétales obtenues dans les différents clusters, des analyses complémentaires ont été réalisées liant les relevés de végétation aux données environnementales. Dans un premier temps, afin de mettre en avant les variables environnementales pouvant influencer la séparation des clusters, une MANOVA a été réalisée en faisant interagir un certain nombre de facteurs (constituant des variables dépendantes corrélées) (Harlow and Duerr, 2013; Todorov and Filzmoser, 2010).

De plus, à l'aide d'une analyse RLQ, nous avons tenté d'identifier des associations significatives entre les variables environnementales et les caractéristiques des espèces végétales (Cano-Ortiz et al., 2014). Cette méthode d'ordination à trois tableaux relie directement les caractéristiques des espèces aux caractéristiques environnementales (Dolédéc et al., 1996). Trois tableaux sont nécessaires à la réalisation de cette analyse : R est un tableau des variables environnementales sur un ensemble de sites, L est un tableau de la composition

des espèces aux sites correspondants et Q est un tableau des traits pour les espèces du tableau L. Préliminairement à l'analyse RLQ, des analyses séparées de chaque tableau ont été réalisées. Une Analyse Factorielle de Correspondance (AFC) est appliquée au tableau des espèces relevées dans chaque site (L : 103 relevés phytosociologiques × 273 espèces) (Benzécri, 1973) (Fig. C5.2). Pour les données de traits des espèces (Q : 6 traits (Régime de lumière, Températures, Continentalité du climat, Humidité, Acidité, Disponibilité des nutriments) × 273 espèces), toutes les variables sont quantitatives, une Analyse en Composantes Principales (ACP) a été appliquée (Dray et al., 2016) (Fig. C5.2). Pour le tableau des données environnementales contenant à la fois des données quantitatives et qualitatives, une analyse de Hill & Smith permettant de considérer un mélange de différents types de variables a été employée (Hill and Smith, 1976) (Fig. C5.2). R a ensuite été lié à L en utilisant les poids des lignes (scores des sites) obtenus avec les analyses de correspondances et Q a été lié à L en utilisant les poids des colonnes (scores d'espèces) obtenus avec les analyses de correspondances. Le RLQ combine ces trois analyses en maximisant la covariation entre les variables environnementales et les traits d'espèces, les scores de site dans la table R limitant les scores de sites dans le tableau L et les scores d'espèces dans le tableau Q limitant les scores d'espèces dans le tableau L.

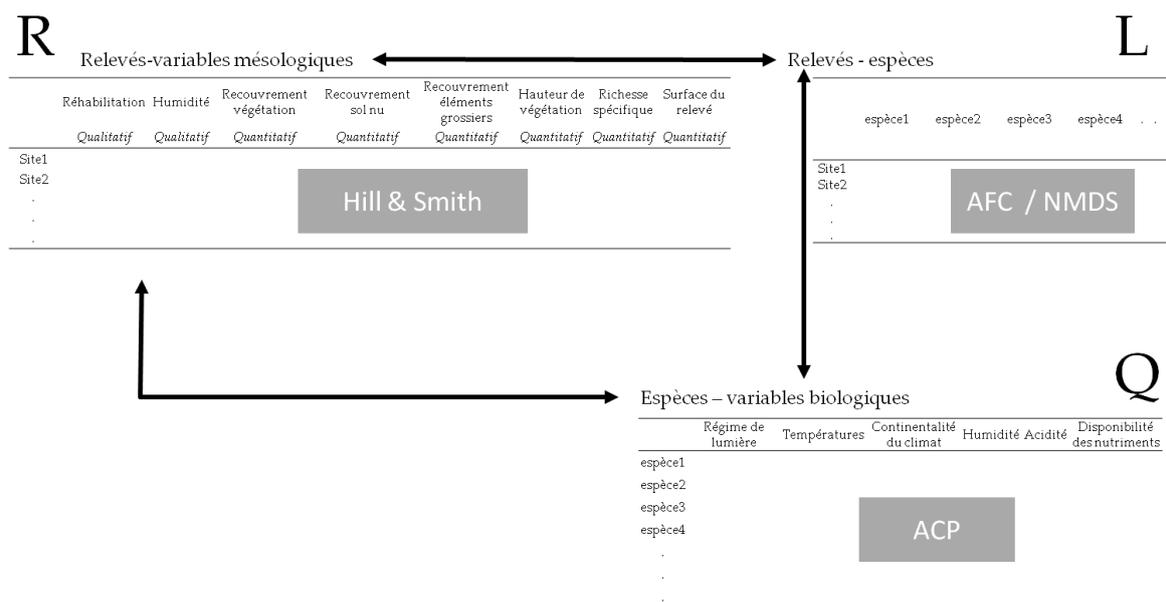


Figure C5.2 : Principes de l'analyse RLQ appliquée à notre jeu de données (103 relevés phytosociologiques × 273 espèces × 6 traits × 13 variables environnementales)

A la suite de l'analyse RLQ et afin de déterminer les relations entre les caractéristiques de l'espèce et les variables environnementales pour mieux comprendre les processus biologiques dans les écosystèmes, des tests de permutations ont été réalisés. Il s'agit de tests de Fourth-corner appliqués entre les tableaux L et Q (Dray and Legendre, 2008). Pour évaluer la performance des tests statistiques sous différentes distributions en termes de niveaux de

signification simulés, de fonctions de puissance et de robustesse, les simulations de Monte Carlo sont utilisées en tant que tests de permutation (Metropolis and Ulam, 1949).

3. Résultats

3.1. Une classification des relevés selon leur composition

La première itération de la CAH conduit à la définition de 6 groupes bien distincts (Fig. C5.3). Au total, 273 espèces végétales ont été recensées dans les relevés phytosociologiques. Ces clusters se distinguent de par leur physionomie et leur composition floristique avec la présence de nombreuses espèces caractéristiques des végétations (Fig. C5.3 et 4). Un premier cluster réunit les 41 relevés de stades pelousaires. Un deuxième cluster (15 relevés) se caractérise par des garrigues nanochaméphytiques dominées par *Thymus vulgaris*. Le troisième cluster (34 relevés) réunit des végétations plus humides, avec autant de végétations de milieux ouverts que de milieux fermés (Fig. C5.4). Le quatrième cluster (8 relevés) réunit des pelouses des sites de repos de troupeaux ou de sites nouvellement remaniés se caractérisant par des végétations nitrophiles à *Silybum marianum* et *Hordeum murinum* (Fig. C5.4). Le cinquième cluster (2 relevés) réunit des végétations de type garrigue dominées par *Cistus monspeliensis* (Fig. C5.3 et 4). Enfin le sixième cluster (41 relevés) réunit les formations végétales à grande canne avec *Arundo donax* en espèce dominante.

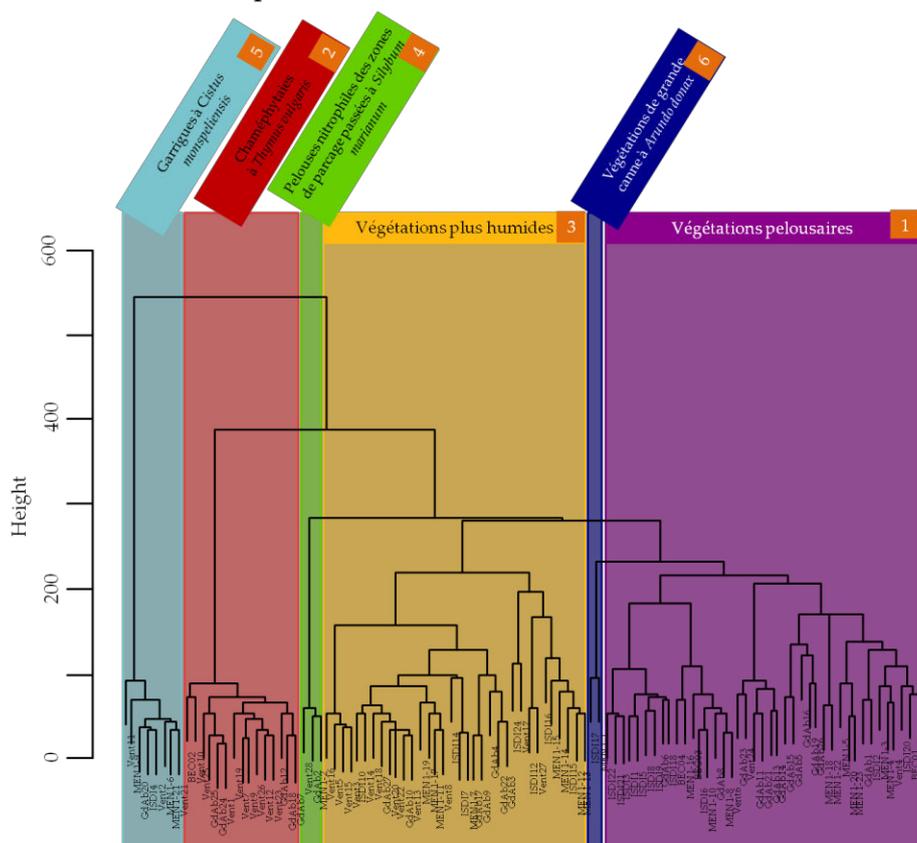


Figure C5.3 : Classification hiérarchique (CAH, distance euclidienne, méthode d'agrégation de Ward) réalisée sur l'ensemble des 103 relevés phytosociologiques dans les anciennes carrières en mai 2016

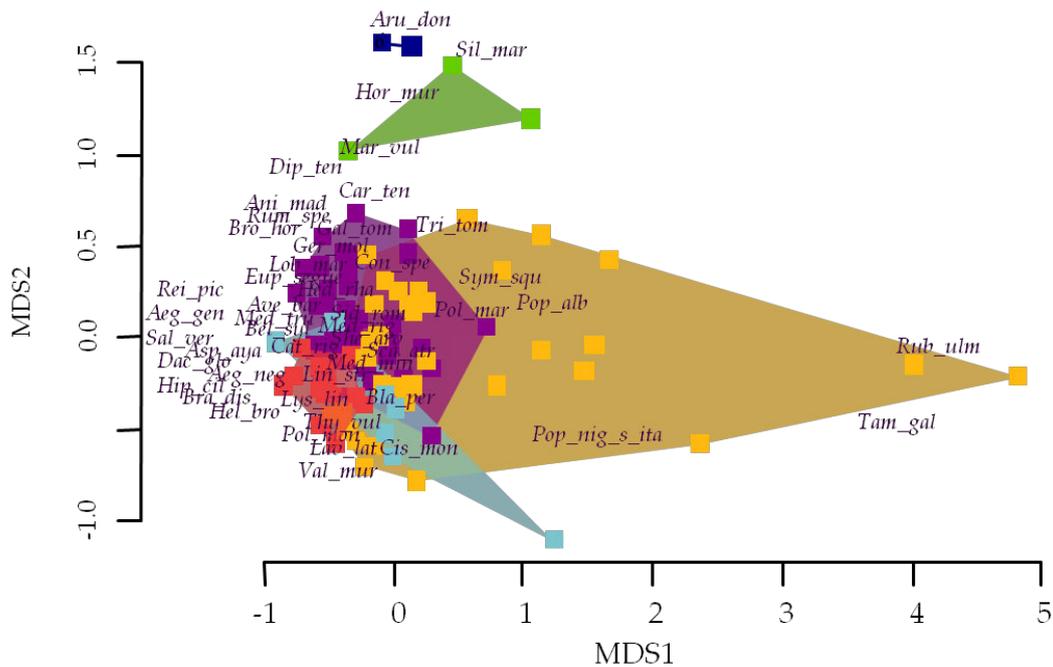


Figure C5.4 : Répartition des 103 relevés phytosociologiques selon leurs clusters couplés aux relevés de végétation recensées dans les carrières de la plaine de Crau (NMDS : 103 relevés phytosociologiques × 273 espèces (Code espèce : Annexe 5) × 5 clusters). Polygone violet : végétations pelousaires de zones de parcours (Cluster 1); Polygone rouge : chaméphytaies à Thym (Cluster 2); Polygone orange : végétations plus humides (Cluster 3); Polygone vert : pelouses de zones de parcage d'ovins passées (Cluster 4); Polygone bleu ciel : cistaies (Cluster 5); Polygone bleu foncé : végétations de grandes cannes (Cluster 6)

3.2. Caractéristiques des différents clusters selon les variables environnementales

Chacun des clusters préalablement défini peut regrouper des relevés de végétation caractérisés par des variables environnementales locales (Fig. C5.5 et 6). Le choix des variables statistiques a abouti à l'inclusion de trois variables mesurées ayant un effet significatif sur la différenciation des végétations. La profondeur de la nappe phréatique (et par conséquent l'humidité du substrat), ainsi que le pourcentage de recouvrement du sol par les éléments grossiers (blocs, cailloux, graviers, pierres) et le recouvrement végétal ont un impact significatif sur la différenciation des syntaxons notamment sur le couvert végétal significativement différent entre les syntaxons (Tab. C5.1, Fig. C5.5).

En effet, des microtopographies sont observables dans les anciennes carrières, permettant dans les zones les plus profondes un affleurement de la nappe phréatique qui peut entraîner une mise en eau permanente ou temporaire de certaines zones alors que d'autres sont plus hautes et donc totalement isolées de ce contact. Le type de sol (principalement les milieux où il n'y a pas eu de restauration et où les PEYROSOLS prédominent) influent ainsi le découpage des clusters en lien avec leur forte proportion en éléments grossiers sur et dans le sol et leur faible recouvrement végétal. Cependant, pour chaque type de sol, il n'y a pas un seul type unique de végétation donnée. Il a été trouvé entre 3 et 6 alliances végétales par type de sol. En effet, lorsqu'un type de sol a été référencé à plus d'un endroit, l'alliance dominante de la végétation

a parfois variée d'un endroit à l'autre. Cette variation pourrait indiquer qu'il existe une composante stochastique de l'occurrence de la végétation sur les types de sol ou que des changements subtils dans les associations de végétation sont le résultat de la séparation de niches localisées pour différentes espèces (Austin et al., 2009).

Tableau C5.1: Variables significativement différentes entre les clusters.

Codes étoiles : *** : $p < 0,0001$; ** : $p < 0,001$; * : $p < 0,01$

Variabiles	MANOVA	Df	Sum Sq	Mean Sq	F-value	P
Recouvrement végétal	as.factor(clust)	5	12930	2585.91	4.68	$p < 0,001$ ***
	Residuals	97	53590	552.47		
Recouvrement en éléments grossiers	as.factor(clust)	5	39875	7975	7.59	$p < 0,001$ ***
	Residuals	97	101933	1050.9		
Humidité du substrat	as.factor(clust)	5	4.5768	0.91536	7.69	$p < 0,001$ ***
	Residuals	97	11.5397	0.11897		

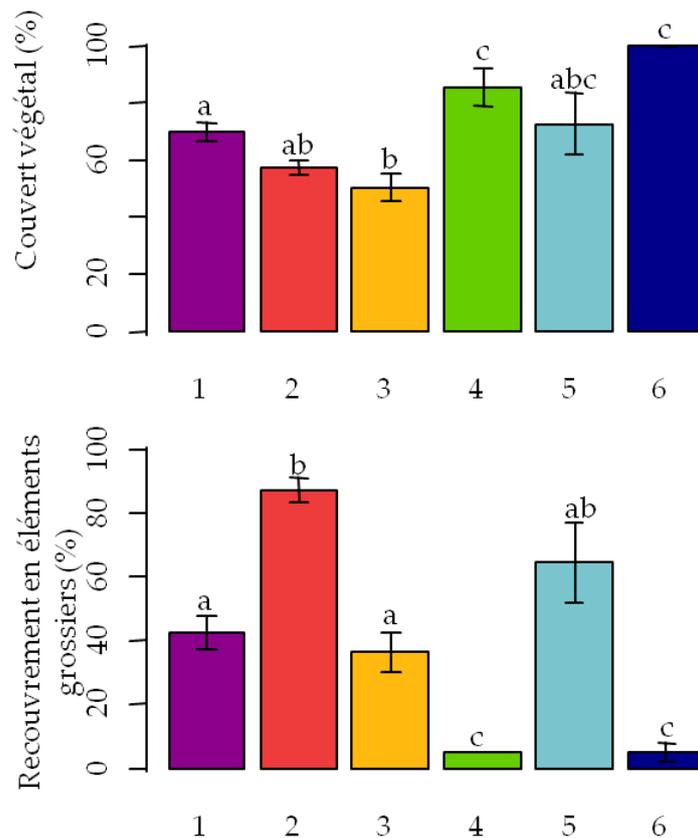


Figure C5.5 : Variables environnementales quantitatives mesurées dans les clusters observés (103 relevés \times 6 clusters). Cluster 1 : végétations pelousaires de zones de parcours ; cluster 2 : chaméphytaies à Thym ; cluster 3 : végétations plus humides ; cluster 4 : pelouses de zones de parcage d'ovins passées ; cluster 5 : cistaies ; cluster 6 : végétations de grandes cannes

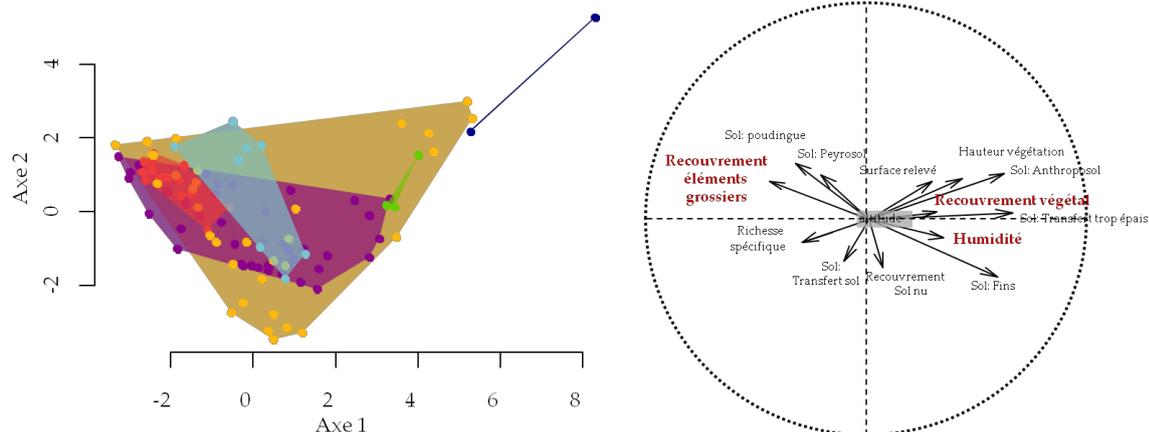


Figure C5.6 : Répartition des 103 relevés phytosociologiques selon leurs clusters couplés aux variables environnementales mesurées dans cinq carrières de la plaine de Crau (Analyse Hill & Smith (Hill and Smith, 1976): 103 relevés phytosociologiques × 5 clusters × 13 variables environnementales). Les variables en rouge et en gras correspondent aux variables significativement impliquées dans la différenciation des clusters de l'étude. Polygone violet : végétations pelousaires de zones de parcours (Cluster 1); Polygone rouge : chaméphytaies à Thym (Cluster 2); Polygone orange : végétations plus humides (Cluster 3); Polygone vert : pelouses de zones de parcage d'ovins passées (Cluster 4); Polygone bleu ciel : cistaies (Cluster 5); Polygone bleu foncé : végétations de grandes cannes (Cluster 6)

3.3. Définition des groupements de végétation des anciennes carrières

Les groupements de végétation des anciennes carrières sont majoritairement des pelouses basses et des chaméphytaies, de 4 à 50 cm en moyenne de hauteur suivant les espèces dominantes. Le recouvrement végétal s'étend de 10% à près de 100%, dépendant d'une part de la teneur en eau du substrat et d'autre part des perturbations qui éclaircissent ces pelouses (pâturage domestique ovin et sauvage par les lapins notamment). Les groupements sont pour la plupart riches en thérophytes et en chaméphytes. Parmi celles-ci, une ou deux sont nettement dominantes suivant les sites et imposent donc leur physionomie aux groupements distingués (*Thymus vulgaris*, *Lavandula latifolia*, *Cistus monspeliensis*).

La comparaison des colonnes synthétiques, correspondant aux classes de présence des espèces dans les clusters, a permis de rattacher la plupart des unités mises en évidence par les analyses à des syntaxons déjà décrits dans la littérature. Le traitement par diagonalisation et par CAH met en évidence six principaux groupements végétaux qui se distinguent sur des gradients de xéricité, et de fertilité des sols (Tab. C5.2, Fig. C5.6). A un cluster précis ne correspond pas à un seul groupement, des taxons caractéristiques de plusieurs groupements sont visibles dans chaque cluster (Tab. C5.2). Tous les clusters comprennent des combinaisons d'espèces typiques des *SISYMBRIETEA OFFICINALIS*, Gutte & Hilbig, 1975, végétations typiques de milieux rudéralisés et perturbés. De plus, ces clusters abritent également une part d'espèces caractéristiques des *LYGEO SPARTI-STIPETEA TENACISSIMAE*, Rivas Mart., 1978, et plus particulièrement pour les végétations se développant sur des substrats secs (clusters 1, 2 et 5), résultats de la proximité avec la steppe qui accueille ce groupement végétal (Aurière et al., In

prep.). Cependant des groupements habituellement absents de la steppe se développent dans les anciennes carrières en lien avec les facteurs environnementaux et les usages (Annexe 6).

3.2.1. Les végétations herbacées pelousaires, zones de parcours ovin (Cluster 1)

Le premier cluster présente des végétations caractéristiques de pelouses xériques méditerranéennes dominées par *Asphodelus ayardii* accompagnée d'herbacées thérophytes. Cet ensemble inclut des communautés dominées par des pérennes et celles dominées par des annuelles comprenant de nombreuses petites poacées (*Vulpia ciliata*, *Vulpia muralis*, *Rostraria cristata*, *Anisantha rubens*, *Anisantha madritensis*, *Bromus hordeaceus*, etc.), sur sols séchards, pierreux (aux alentours de 40% d'éléments grossiers) et peu épais. Ces végétations anthropogènes se sont développées en réponse à un usage pastoral présent sur l'ensemble du territoire de la plaine de Crau mais également en réponse aux fortes perturbations sur certains secteurs (travail du sol, extraction substrat géologique, transfert de sol ou de déblais, etc.). Cet ensemble se caractérise par un fort couvert végétal (avoisinant les 70%) et une richesse spécifique élevée (45 espèces recensées en moyenne par relevé).

Alors que phytionomiquement ces végétations pourraient ressembler à celles des pelouses de zones de parcours ovins de la plaine de Crau de la classe des *LYGEO SPARTI-STIPETEA TENACISSIMAE*, Rivas Mart., 1978 (Brullo et al., 2010) et à l'alliance *Phlomido lychnitidis – Brachypodium retusi*, Mateo ex Theurillat et Mucina, 2016, ce cluster est plutôt caractéristique d'une végétation plus anthropogène. Tous ces relevés sont en effet dépourvus de l'espèce normalement dominante de cette association, en l'occurrence *Brachypodium retusum*. Ces groupements sont donc liés à des perturbations anthropiques intensives empêchant la communauté de se structurer normalement et ne laissant les communautés de la steppe de Crau qu'à un niveau relictuel (avec des espèces caractéristiques de l'alliance de l'*Asphodelo ayardii – Brachypodium retusum*, Molinier & Tallon 1950 corr Aurière, Dutoit et Bioret, 2017, telles que *Asphodelus ayardii*, *Dactylis glomerata* subsp. *hispanica*, *Poterium sanguisorba*, *Poa bulbosa*, *Thymus vulgaris*, *Carlina hispanica* comme le montre l'AFC avec la proximité de certains polygones entre eux (Fig.8)). Ces perturbations sont également observables avec le nombre important d'espèces rudérales, ce qui permet le rattachement de ce syntaxon à l'ordre *Brometalia rubenti – Tectorum* Rivas Mart. & Izcco, 1977 au sein des *SISYMBRIETEA OFFICINALIS*, Gutte & Hilbig, 1975. Ce groupement est plus particulièrement rattachable à l'alliance du *Taeniathero capitis-medusae – Aegilopion geniculatae*, Rivas-Mart. & Izco, 1977 se développant sur sols remaniés, grâce à la forte présence de végétations composées d'annuelles et bisannuelles subnitrophiles et dominées par des petites graminées (Annexe 6) (Cano-Ortiz et al., 2010; Garcia-Fuentes et al., 2000; Géhu, 2006).

Six groupements au sein de cette alliance ont été identifiés grâce à une CAH (41 relevés x 207 espèces) en lien avec leurs variations écologiques et floristiques.

- Le groupement n°1 se développe sur les PEYROSOLS, substrats sec avec peu de végétation en termes de recouvrement (Fig. C5.7). Il est marqué par la dominance de *Anisantha rubens* recouvrant le quart de chaque relevé, mais également par *Plantago afra*, *Rostraria cristata* et *Clinopodium nepeta* (Fig. C5.8).
- Le groupement n°2 caractérisé par une forte richesse spécifique est très largement dominé par *Asphodelus ayardii* représentant 25 à 90% du recouvrement végétal dans les huit relevés qui constituent ce groupement. Il est co-structuré physionomiquement par *Vulpia ciliata* et *Clinopodium nepeta* et se développe sur des substrats secs avec un fort couvert en éléments grossiers (Fig. C5.9). Ce groupement abrite des végétations relictuelles des steppes salées méditerranéennes avec un nombre important d'espèces caractéristiques des *Limonietalia*, Braun-Blanq. & O.Bolòs, 1958 (*Limonium girardianum*, *Parapholis filiformis*, *Convolvulus lineatus*) (Argagnon, 2014). Ces espèces s'expriment majoritairement sur des ANTHROPOSOLS profonds constitués de sables coquillés marins remblayés. Ce sédiment fluviomarín sec et allochtone forme un substrat propice au développement de steppes salées méditerranéennes. Du fait de la présence atypique de ces substrats et végétations dans cette aire d'étude, les végétations des *Limonietalia*, Braun-Blanq. & O.Bolòs, 1958, se retrouvent mélangées et dominées par celles du *Taeniathero capitis-medusae – Aegilops geniculatae*, Rivas-Mart. & Izco, 1977
- Le groupement n°3 est dominé par *Bothriochloa ischaemum*, *Aegilops geniculata*, *Trifolium campestre* et secondairement par *Linum strictum* qui se développe sur des substrats issus de transferts de sol (Fig. C5.9).
- Le groupement n°4 se développe sur sols épais (transferts de sol trop épais) et sur des substrats subhumides. Ces végétations sont dominées par *Aegilops geniculata*, *Hedypnois rhagadioloides*, *Eryngium campestre*, *Bromus hordeaceus* et d'autres espèces telles que *Verbascum sinuatum*, *Carlina hispanica*, *Hordeum murinum* et *Carduus tenuiflorus*. Ce groupement est typique de l'alliance du *Taeniathero capitis-medusae – Aegilops geniculatae*, Rivas-Mart. & Izco, 1977.
- Le groupement n°5 est caractérisé par sa physionomie marquée par *Cynodon dactylon* recouvrant près des trois quarts des relevés et limitant l'expression d'une forte richesse spécifique (Fig. C5.8 et 9). De nombreuses espèces ont été uniquement recensées dans ce dernier (*Carex divisa*, *Papaver rhoeas*, *Polygonum maritimum*, etc.). Ce faciès résulte du substrat sableux sur les anciens sites de stockage des matériaux fins (sables) produits dans les carrières (Fig. C5.9).
- Enfin le groupement n°6 est assez hétérogène au niveau des conditions environnementales et regroupe des végétations dominées par *Rostraria cristata* (Fig. C5.8 et 9). Plusieurs faciès, c'est-à-dire des espaces dominés par une espèce particulière, sont observables au sein de ce groupement : un faciès à *Avena barbata*, un faciès à *Oloptum miliaceum*, un faciès à *Hordeum murinum* et un faciès à *Diplotaxis tenuifolia* (Fig. C5.9).

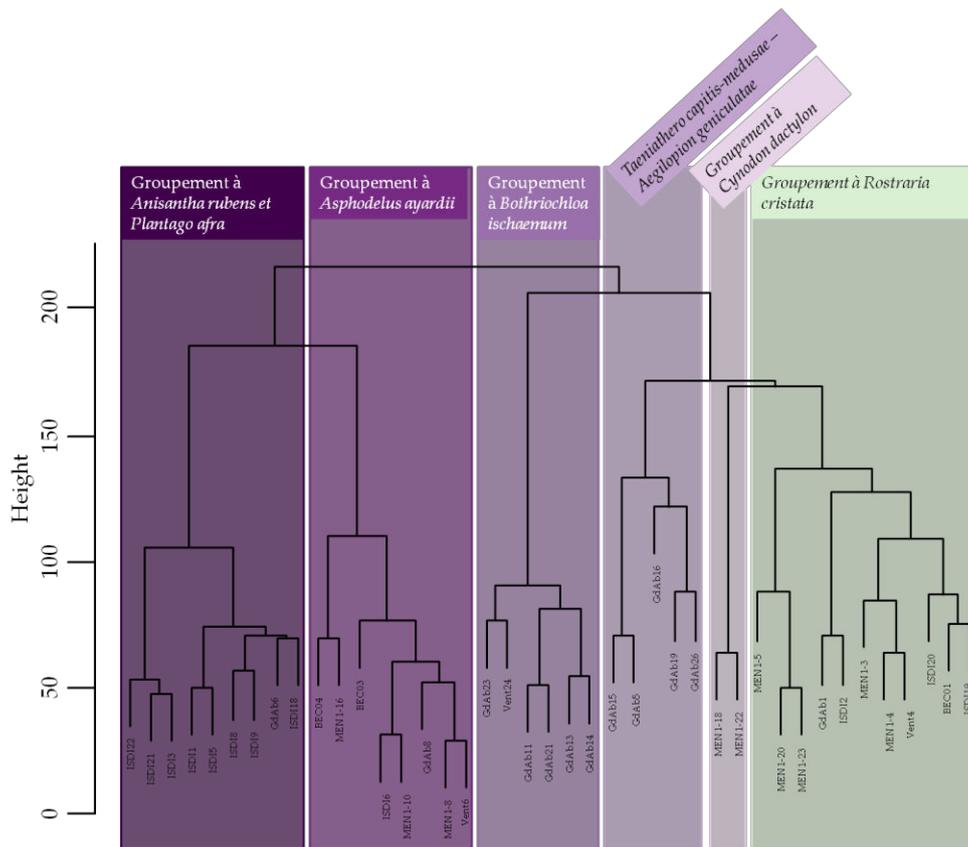


Figure C5.7 : Classification hiérarchique (CAH, distance euclidienne, méthode d'agrégation de Ward) réalisée sur l'ensemble des 41 relevés phytosociologiques issus du cluster 1 de la CAH réalisées sur l'ensemble des 103 relevés dans les anciennes carrières en mai 2016

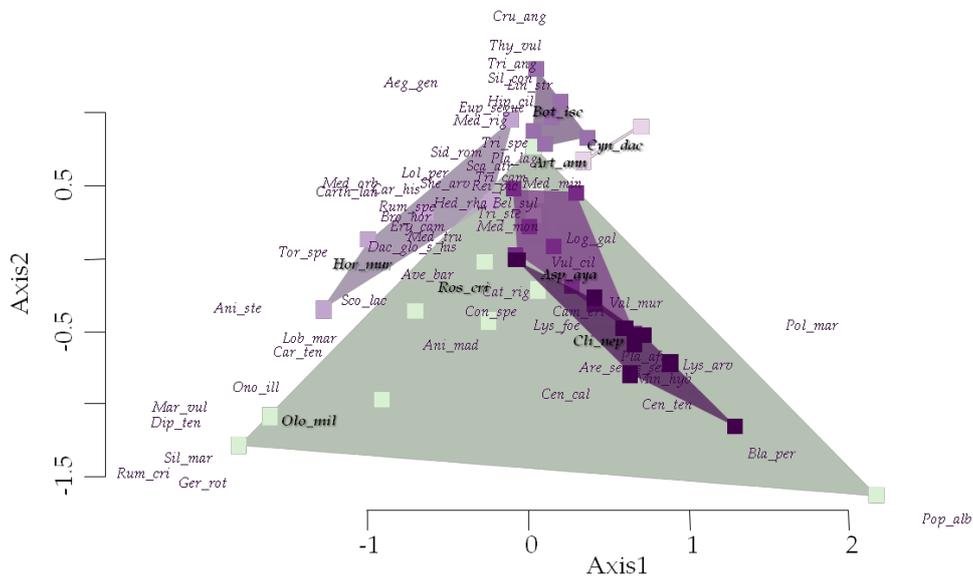


Figure C5.8 : Répartition des 41 relevés phytosociologiques selon leurs clusters couplés aux relevés de végétation recensées dans les carrières de la plaine de Crau (AFC : 41 relevés phytosociologiques × 207 espèces (Code espèce : Annexe 5) × 6 sous-clusters). Les espèces en gras sont les dominantes des groupements et des faciès relevés dans les sous clusters

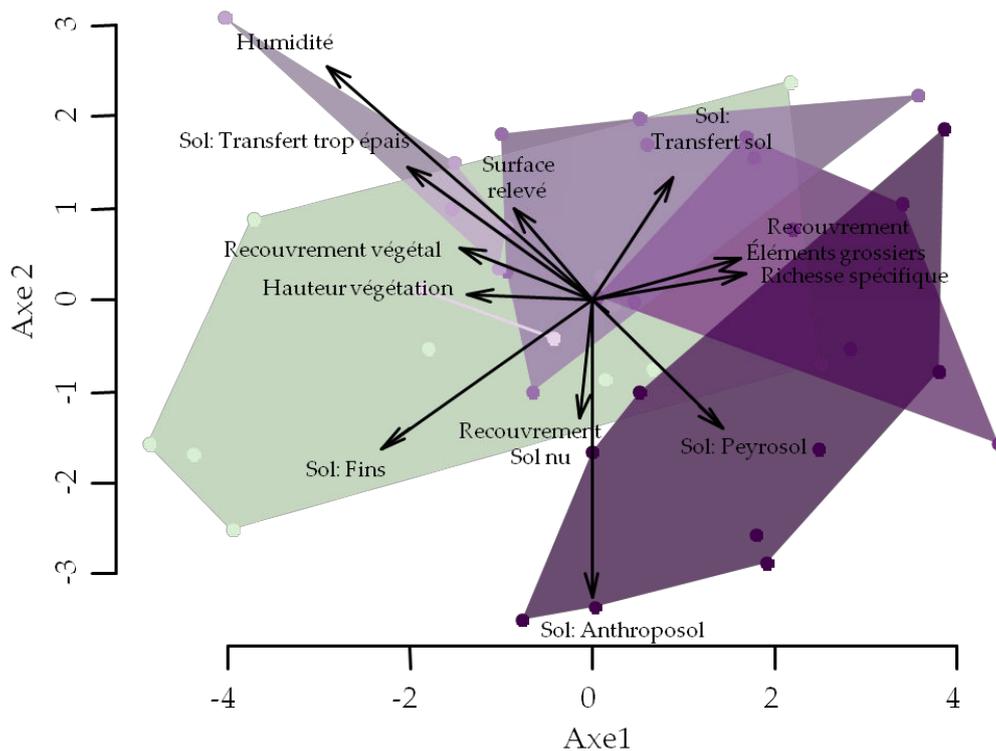


Figure C5.9 : Répartition des 41 relevés phytosociologiques réunis au sein du cluster 1 selon leurs faciès couplés aux variables environnementales mesurées dans cinq carrières de la plaine de Crau (Analyse Hill & Smith (Hill and Smith, 1976): 41 relevés phytosociologiques × 5 faciès × 12 variables environnementales)

3.2.2. Les *nanochamaephytaies* à *Thymus vulgaris* (Cluster 2)

Le deuxième cluster regroupe des espèces se développant en général sur des sols frais à secs plus ou moins pauvres en nutriments et présentant un pH faiblement basique à modérément acide (Fig. C5.6). Sur un plan physiognomique, il s'agit principalement de chaméphytaies dont la structure est dominée par *Thymus vulgaris* (Annexe 6). Ces végétations se développent principalement dans les anciennes carrières où aucune réhabilitation n'a eu lieu, sur les PEYROSOLS, cailloutis alluvionnaires avec de nombreux éléments grossiers siliceux ou calcaires et une matrice sableuse (Fig. C5.3 et 6). C'est pourquoi *Thymus vulgaris* semble bien s'accommoder des environnements psammophiles et pourrait ainsi constituer une espèce dominante (Aurière et al., In prep.). Il a été possible de rattacher ce cluster à la classe des *ROSMARINETEA OFFICINALIS*, Rivas-Mart., Diaz, Prieto, Loidi et Penas, 2002, et à l'alliance *Rosmarinion officinalis*, Braun-Blanquet, ex Molinier, 1934.

3.2.3. Les végétations plus humides (Cluster 3)

Le troisième cluster obtenu regroupe des végétations plus humides. Une nouvelle analyse CAH (34 relevés phytosociologiques × 201 espèces) a permis d'individualiser cinq syntaxons en fonction de leur composition végétale (Fig. C5.10 et 11, Annexe 6).

- Un premier groupement rassemble les lavandaies, formations chaméphytiques dominées par *Lavandula latifolia*. Ces lavandaies naturelles ont des aspects de garrigues, relevant de la classe des *ROSMARINETEA OFFICINALIS*, Rivas-Mart., Diaz, Prieto,

Loidi et Penas, 2002 et de l'ordre des *Rosmarinetalia officinalis*, Braun-Blanquet, ex Molinier, 1934 et à l'alliance des *Rosmarinion officinalis*, Braun-Blanquet, ex Molinier, 1934. Ces végétations se développent sur des PEYROSOLS où l'activité minière a entraîné l'érosion des couches superficielles du sol, devenu alors très pierreux du fait de la nature du sous-sol géologique et s'implantent directement sur le cailloutis durancien.

- Le deuxième groupement est caractérisé par des végétations de pelouses très rases de tonsures et de mares temporaires. Il s'agit de végétations pionnières particulières se développent sur des milieux pauvres en nutriments et temporairement humides (humides en hiver et début de printemps et secs en été). Elles sont composées de petites annuelles halophiles à subhalophiles sur des sols sablo-limoneux issus du dépôt des boues de lavage et de dépôts divers de sables coquillés dans les fonds de carrières (*Plantago coronopus*, *Parapholis incurva*, *Bupleurum semicompositum*). Ces végétations peuvent être rapprochées à la classe des *SAGINETEA MARITIMAE* Westhoff, Leewen et Adriani, 1962 et de l'alliance des *Saginion maritimae*, Westhoff, Leewen et Adriani, 1962.
- Le troisième groupement de ce cluster regroupe des végétations de types ronciers avec des strates arbustives à arborées de *Tamarix* sp. Ces végétations forment des fourrés à *Tamarix* sp. rattachables à la classe des *NERIO-TAMARICETEA*, Braun-Blanquet et O. Bolòs, 1958 et à l'ordre des *Tamaricion africanae*, Braun-Blanquet et O. Bolòs, 1958. Les *Tamarix* sp. permettent le développement de ronciers à leur pied en formant d'excellents perchoirs aux oiseaux qui défèquent les graines de *Rubus ulmifolius* et contribuent à leur dispersion et installation.
- Le quatrième groupement est caractérisé par des boisements de peupliers noirs et blancs observables dans les anciennes carrières où la nappe est affleurante. Ces végétations, formant des forêts riveraines, se développent sur des sols humides, que ce soit des ANTHROPOSOLS artificiels (dépôts de sables coquillés) que des PEYROSOLS et sont rattachables à la classe des *SALICETEA PURPUREAE*, Moor, 1958, à l'ordre des *Salicetalia albae*, Th. Müll. & Görs ex Rameau ord. nov. hoc loco et à alliance des *Salicion albae*, Soò, 1930 (anciennement *Populion albae*, Braun-Blanquet, ex Tchou, 1948).
- Enfin le cinquième groupement rassemble des pelouses temporairement humides observables dans les carreaux humides des anciennes carrières où la nappe est affleurante et le milieu périodiquement inondé en hiver et sec en été. La strate herbacée est composée d'une végétation pionnière riche en annuelles hygrophiles telles que *Polypogon maritimus*, *Symphyotrichum squamatus*, *Blackstonia perfoliata*, *Centaureum erythrae*, *Juncus bufonius*. *Dittrichia viscosa* domine également significativement ces végétations. La strate arborée est dominée par *Populus nigra*. La végétation herbacée peut ainsi être rattachée à la classe des *ISOETO DURIEUI-JUNCETEA BUFONII*, Braun-Blanquet et Tüxen, ex Westhoff, Dijk et Paschier, 1946 et à l'ordre des *Nanocyperetalia flavescens*, Klika, 1935.

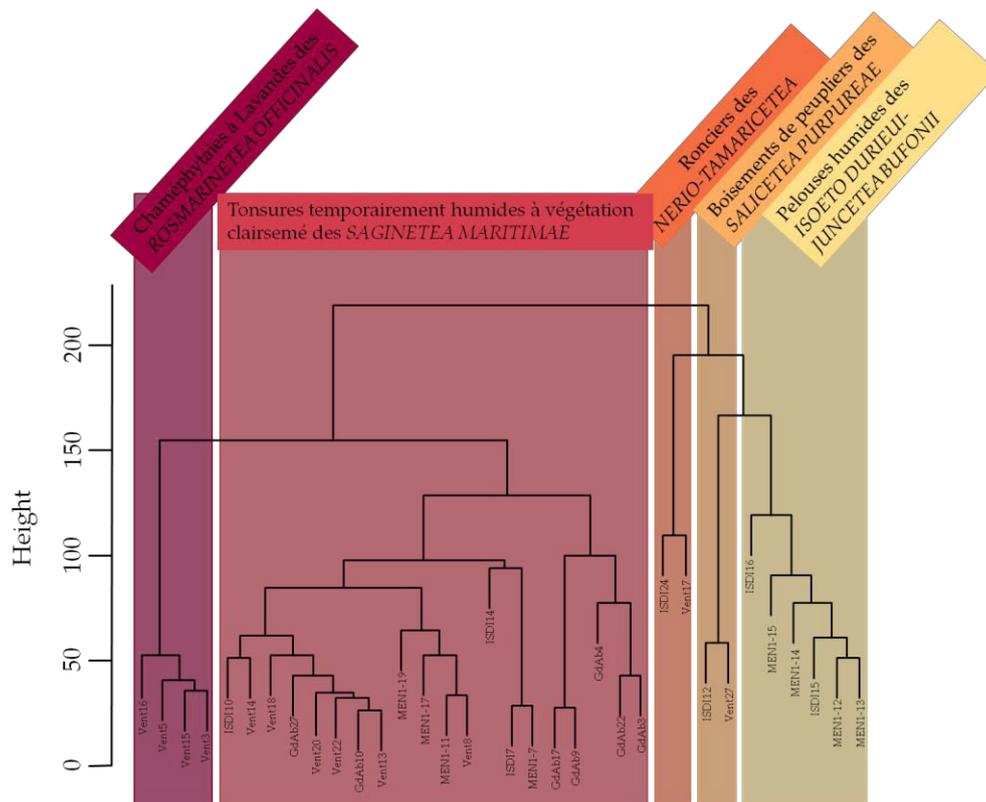


Figure C5.10 : Classification hiérarchique (CAH, distance euclidienne, méthode d'agrégation de Ward) réalisée sur l'ensemble des 34 relevés phytosociologiques issus du cluster 3 de la CAH réalisées sur l'ensemble des 103 relevés dans les anciennes carrières en mai 2016

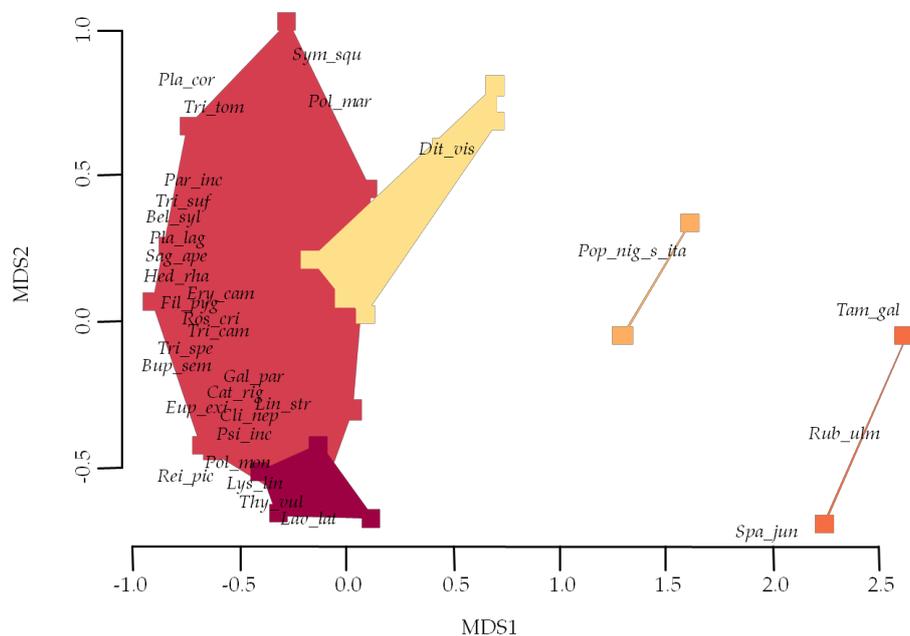


Figure C5.11 : Répartition des 34 relevés phytosociologiques selon leurs clusters couplés aux relevés de végétation recensées dans les carrières de la plaine de Crau (NMDS : 34 relevés phytosociologiques × 201 espèces (Code espèce : Annexe 5) × 5 clusters). NMDS stress = 0,124

3.2.4. Les pelouses à *Silybum marianum* en lien avec l'usage des sites comme reposoir pour les troupeaux (Cluster 4)

Dans les anciennes carrières, des végétations rudérales, anthropogènes, nitrophiles telles que les pelouses à *Silybum marianum* rattachables au *ARTEMISIETEA VULGARIS*, W.Lohmeyer, Preising & Tüxen *ex* von Rochow, 1951, se développent dans deux circonstances (Tab. C5.2 et Annexe 6): (1) sur de sols récemment remaniés (étalement de la terre végétale stockée lors de l'exploitation par exemple) ou (2) sur d'anciens sites de parage des moutons pour les nuits. Dans le premier cas, le sol récemment remanié se voit complètement recouvert par *Silybum marianum* qui représente un couvert quasiment monospécifique. Au fil du temps, le couvert de *Silybum marianum* décroît pour laisser place à des espèces plus typiques de la steppe. Ceci est dû au fort enrichissement des tas de sol par les graines anémochores de cette espèce lors du stockage avant le réétalement ainsi que l'absence de couvert végétal qui permet à cette rapide colonisatrice de largement se développer sur ces nouveaux substrats.

Dans le deuxième cas, ces végétations sont déterminées par un impact pastoral intensif. Ceci entraîne d'une part, une destruction totale du couvert végétal herbacé préalablement existant à la mise en place du parc reposoir nocturne, propice à la colonisation de nouvelles espèces et également par un enrichissement en matière organique et azotée du sol permettant le très fort développement d'une végétation nitrophile avec un fort recouvrement (Fig. C5.5). Les espèces dominantes de ce cluster sont *Silybum marianum* ou *Hordeum murinum*. D'autres milieux semblables ont été identifiées sur le terrain mais présentant des dates d'utilisation par le troupeau différentes (Fig. C5.12). Dans les zones de parage actuels, aucune espèce végétale herbacée (la strate arborée est constituée de quelques arbres isolés nécessaire pour l'ombrage du bétail) n'est recensée du fait de la trop forte perturbation par les ovins qui broutent, piétinent et recouvrent le sol de leurs déjections en lien avec leur nombre important sur une petite surface (de l'ordre de 400 m²). Après abandon, dans les années qui suivent, ce sont des espèces nitrophiles qui prennent le dessus dans la strate herbacée, résultat de la perturbation. Au fur et à mesure du temps, le milieu se referme du fait de l'absence du pâturage sur ces zones avec ces espèces non appétantes et non consommables par les ovins. D'une végétation nulle lors de la mise en place des parcs à ovins à une végétation herbacée rase, le milieu devient ensuite un fourré puis un milieu boisé d'après nos observations d'une toposéquence sur l'ancien carreau. Au fil du temps, les espèces nitrophiles seraient ainsi remplacées par des espèces de sous bois et quelques espèces rares et protégées peuvent faire alors leur apparition. En effet, un relevé a été réalisé dans une vieille peupleraie avec en sous bois une espèce rare *Urtica pilulifera*. A la suite de la CAH, ce relevé a été classé avec les groupements de milieux plus humides et de milieux boisés en lien avec son fort couvert forestier dominé par *Populus alba*, *Populus nigra* et *Sambucus nigra*. C'est une zone caractérisée également par des espèces nitrophiles telles que *Silybum marianum*, *Hordeum murinum*, *Carduus tenuiflorus*, *Rubus ulmifolius*, *Sambucus nigra* (Guarino et al., 2012). Ces espèces reflèteraient ainsi l'ancienne utilisation en zone de parage à ovins pour la nuit. Cette communauté fait partie intégrante de l'alliance *Silybo mariani-Urticion piluliferae* G.Sissingh *ex* Braun-Blanq. & O.Bolòs, 1958 caractérisant des communautés exubérantes, très nitrophiles, des sols profonds, frais à humide

au sein des *ARTEMISIETEA VULGARIS*, W.Lohmeyer, Preising & Tüxen ex Von Rochow, 1951 (Bardat et al., 2004; Guarino et al., 2012). Les observations de terrain sur les sites des carrières montrent qu'il faudrait entre 8 et 10 ans pour que les *Silybum marianum* commencent à régresser pour laisser place à d'autres espèces (Fig. C5.12).

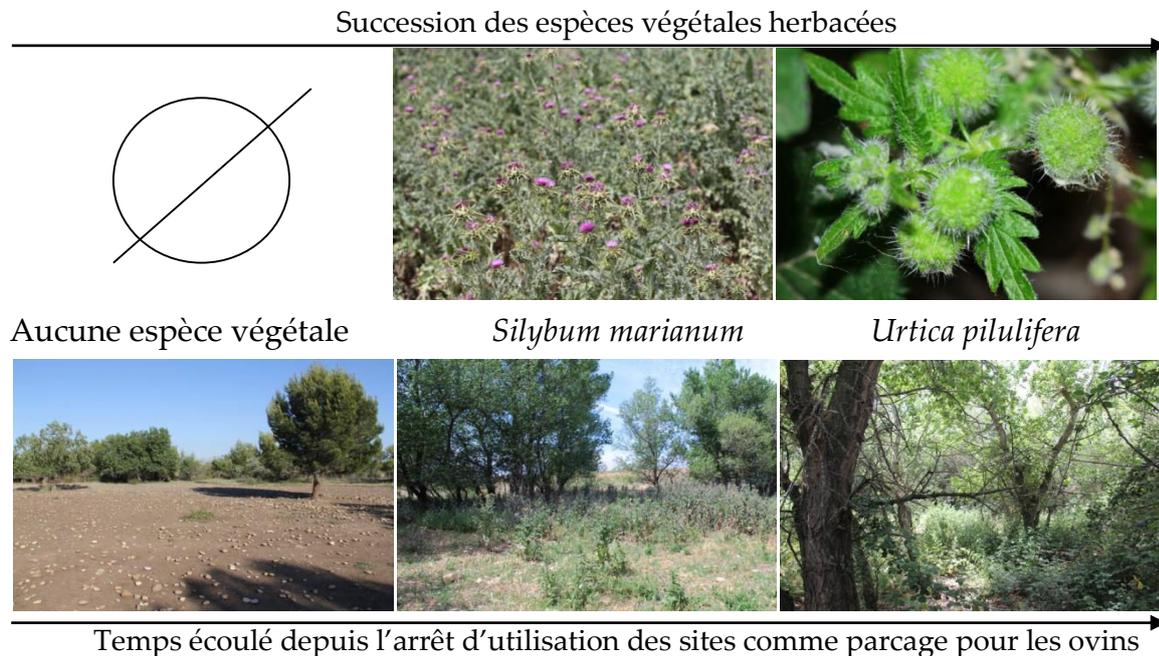


Figure C5.12 : Evolution de la végétation après utilisation d'un site comme parcage à moutons dans les anciennes carrières

3.2.5. Les Cistaies (Cluster 5)

Les végétations des cistaies des *CISTO LADANIFERI-LAVANDULETEA STOECHADIS*, Braun-Blanq. in Braun-Blanq., Molinier & He. Wagner, 1940, à *C. monspeliensis* se développent sur les anciennes zones où le sol superficiel a été remanié (transfert de sols) et est siliceux du fait du lessivage du calcaire en surface (Annexe 6) (Géhu, 2006). Lorsque le milieu est dense, ces végétations sont quasiment monospécifiques. Plus le milieu est ouvert, plus les espèces héliophiles des milieux ouverts alentours s'y développent. Un gradient positif d'espèces héliophiles est ainsi observable du centre de la tache de Cistes à sa périphérie.

3.2.6. Les végétations à *Arundo donax* (Cluster 6)

Bénéficiant de l'écoulement des eaux pluviales le long des pentes pour leurs besoins hydriques, des formations à *Arundo donax* se développent en bas de pentes des fronts de taille. Ces formations tout aussi adaptées à la sécheresse estivale sont constituées en strate herbacées de quelques espèces annuelles telles de *Convolvulus sepium* qui profitent des *Arundo donax* pour s'accrocher et croître. Ces végétations sont ainsi rattachables à la classe des *FILIPENDULO ULMARIAE-CONVOLVULETEA SEPIUM*, Géhu & Géhu-Franck, 1987, à

l'alliance des *Convolvulion sepium*, Tüxen in Oberd., 1957 et à l'association *Arundini donacis* - *Convolvuletum sepium*, O.Bolòs, 1962 (Annexe 6).

3.4. Relations variables environnementales et traits d'espèces

L'analyse RLQ réalisée sur l'ensemble du jeu de données permet de décrire les variables environnementales mesurées directement sur le site correspondant à chaque cluster obtenu. A un type de substrat (humidité, composition granulométrique, *etc.*) ne correspond pas un seul type de groupement végétal (Tab. C5.2).

De plus, cette analyse permet de mettre en avant des corrélations entre les variables environnementales mesurées directement sur le site et celles extrapolées des relevés floristiques en utilisant la végétation comme indicateur de facteurs environnementaux à l'aide des indices d'Ellenberg (Pignatti et al., 2005). Il en ressort des corrélations simples (Fig. C5.13). Plus la profondeur d'exploitation est importante, plus la nappe phréatique va être affleurante ce qui induit un taux d'humidité du substrat révélé par les indices d'Ellenberg plus important. Cette humidité du substrat est alors corrélée avec la disponibilité en nutriments également révélée par les indices d'Ellenberg. En effet, plus un substrat est humide sans excès, plus grande sera la disponibilité en nutriments (Fig. C5.13). Cette dernière est également liée au couvert de la végétation. Dans les anciennes carrières il a été identifié que si un site présente un fort couvert végétal et/ou une hauteur de végétation importante, cela se traduit par une forte disponibilité des nutriments dans le substrat révélé par les indices d'Ellenberg des espèces présentes. Cependant plus cette disponibilité en nutriments sera importante, ou plus le substrat sera humide, plus faible sera la richesse spécifique exprimée du fait de la stagnation de l'eau (Fig. C5.13).

Tableau C5.2 : Tableau synthétique des différentes caractéristiques des substrats et des syntaxons identifiés pour chaque cluster

Cluster	Groupement	Type de sols	Humidité	Classe	Ordre	Alliance	Association / Faciès
1	A	Hétérogènes Peyrosols - Anthrosols	--	SISYMBRIETEA OFFICINALIS	<i>Brometalia rubenti-tectorum</i>	<i>Taeniathero caput-medusae-Aegilopion geniculatae</i>	Faciès à <i>Anisantha rubens</i>
	B	Transfert de sol	--	SISYMBRIETEA OFFICINALIS	<i>Brometalia rubenti-tectorum</i>	<i>Taeniathero caput-medusae-Aegilopion geniculatae</i>	Faciès à <i>Asphodelus ayardii</i>
	C	Transfert de sol	--	SISYMBRIETEA OFFICINALIS	<i>Brometalia rubenti-tectorum</i>	<i>Taeniathero caput-medusae-Aegilopion geniculatae</i>	Faciès à <i>Bothriochloa ischaemum</i> , <i>Trifolium campestre</i>
	D	Sols épais (transferts de sol trop épais) - Substrats subhumides	--	SISYMBRIETEA OFFICINALIS	<i>Brometalia rubenti-tectorum</i>	<i>Taeniathero caput-medusae-Aegilopion geniculatae</i>	Végétation typiques de l'alliance
	E	Substrats sableux (anciens sites de stockage des matériaux fins)	+	SISYMBRIETEA OFFICINALIS	<i>Brometalia rubenti-tectorum</i>	<i>Taeniathero caput-medusae-Aegilopion geniculatae</i>	Faciès à <i>Cynodon dactylon</i>
	F	Hétérogènes	--	SISYMBRIETEA OFFICINALIS	<i>Brometalia rubenti-tectorum</i>	<i>Taeniathero caput-medusae-Aegilopion geniculatae</i>	Faciès à <i>Rostraria cristata</i>
2		Peyrosols Transfert de sol	-/+	ROSMARINETEA OFFICINALIS	<i>Rosmarinetalia officinalis</i>	<i>Rosmarinion officinalis</i>	
3	A	Peyrosols	-/+	ROSMARINETEA OFFICINALIS	<i>Rosmarinetalia officinalis</i>	<i>Rosmarinion officinalis</i>	
	B	Transfert de sol Peyrosols	++	SAGINETEA MARITIMAE	<i>Saginetalia maritimae</i>	<i>Saginion maritimae</i>	
	C	Peyrosols	+	NERIO OLEANDRI-TAMARICETEA AFRICANAE	<i>Tamaricetalia africanae</i>	<i>Tamaricion africanae</i>	
	D	Peyrosols	++	SALICETEA PURPUREAE	<i>Salicetalia albae</i>	<i>Salicion albae</i> ,	
	E	Transfert de sol Anthrosol	++	ISOETO DURIEUI-JUNCETEA BUFONII	<i>Nanocyperetalia flavescens</i>	<i>Centaurio pulchelli</i> - <i>Blackstonion perfoliatae</i>	
4		Profonds Transfert de sol épais	-/+	ARTEMISIETEA VULGARIS,	<i>Carthametalia lanati</i>	<i>Silybo mariani-Urticion piluliferae</i>	
5		Transfert de sol Peyrosols	-	CISTO LADANIFERI-LAVANDULETEA STOECHADIS	<i>Lavanduletalia stoechadis</i>	<i>Cistion ladaniferi</i>	
6		Transfert de sol trop épais	+	FILIPENDULO ULMARIAE-CONVOLVULETEA SEPIUM	<i>Convolvuletalia sepium</i> ,	<i>Convolvulion sepium</i>	<i>Arundini donacis</i> - <i>Convolvuletum sepium</i>

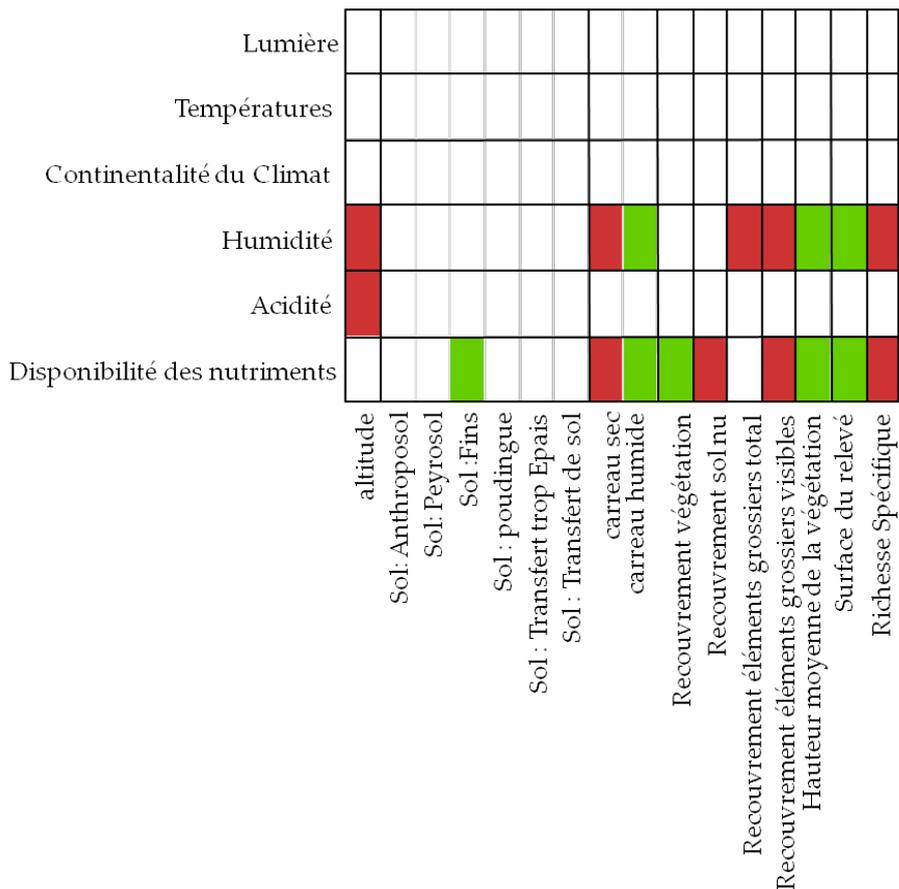


Figure C5.13 : Associations entre les traits des espèces (indices Ellenberg en ordonnée) et les variables environnementales (en abscisse) relevés dans les anciennes carrières (Méthode fourth-corner) (Dray and Legendre, 2008; Guarino et al., 2012; Pignatti et al., 2005). Les cellules rouges correspondent à des relations significativement négatives tandis que les cellules vertes correspondent à des relations significatives positives

3.5. Synsystème des végétations des carrières de la plaine de Crau

Les activités passées et présentes sur le site d'étude entraînent le développement d'un grand nombre de groupements végétaux. D'après nos résultats, cet ensemble peut être hiérarchisé selon le synsystème suivant :

- *ROSMARINETEA OFFICINALIS*, Rivas-Martinez, Diaz, Prieto, Loidi et Penas, 2002
 - *Rosmarinetalia officinalis*, Braun-Blanquet, ex Molinier, 1934
 - *Rosmarinion officinalis*, Braun-Blanquet, ex Molinier, 1934
- *SAGINETEA MARITIMAE*, Westhoff, Leewen et Adriani, 1962
 - *Saginetalia maritimae*, Westhoff, van Leeuwen & Adriani, 1962
 - *Saginion maritimae*, Westhoff, Leewen et Adriani, 1962
- *SALICETEA PURPUREAE*, Moor, 1958
 - *Salicetalia albae*, Th.Müll. & Görs ex Rameau, 1958
 - *Salicion albae*, Soó, 1930

- *ISOETO DURIEUI-JUNCETEA BUFONII*, Braun-Blanquet et Tüxen, ex Westhoff, Dijk et Paschier, 1946
 - *Nanocyperetalia flavescentis*, Klika, 1935
 - *Centauro pulchelli - Blackstonion perfoliatae*, (Müll.-Stoll & W. Pietsch, 1965) de Foucault, 1988
- *NERIO OLEANDRI-TAMARICETEA AFRICANAE*, Braun-Blanquet et O.Bolòs, 1958
 - *Tamaricetalia africanae*, Braun-Blanq. & O.Bolòs 1958
 - *Tamaricion africanae*, Braun-Blanquet et O.Bolòs, 1958
- *ARTEMISIETEA VULGARIS*, W.Lohmeyer, Preising & Tüxen ex Von Rochow, 1951
 - *Carthametalia lanati*, Brullo in Brullo & Marcenò, 1985
 - *Silybo mariani-Urticion piluliferae*, G.Sissingh ex Braun-Blanq. & O.Bolòs, 1958
- *CISTO LADANIFERI-LAVANDULETEA STOECHADIS*, Braun-Blanquet in Braun-Blanquet, Molinier & He. Wagner, 1940
 - *Lavanduletalia stoechadis*, Braun-Blanq. in Braun-Blanq., Molin. & He.Wagner, 1940
 - *Cistion ladaniferi*, Braun-Blanq. in Braun-Blanq., Molin. & He.Wagner, 1940
- *SISYMBRIETEA OFFICINALIS*, Gutte & Hilbig, 1975
 - *Brometalia rubenti-tectorum*, Rivas-Mart. & Izco, 1977
 - *Taeniathero caput-medusae-Aegilopion geniculatae*, Rivas Mart. & Izco, 1977
- *FILIPENDULO ULMARIAE-CONVOLVULETEA SEPIUM*, Géhu & Géhu-Franck, 1987
 - *Convolvuletalia sepium*, Tüxen 1950
 - *Convolvulion sepium*, Tüxen in Oberd., 1957
 - *Arundini donacis - Convolvuletum sepium*, O.Bolòs, 1962
- *LYGEO SPARTI-STIPETEA TENACISSIMAE*, Rivas Mart., 1978
 - *Lygeo sparti-Stipetalia tenacissimae*, Braun-Blanq. & O.Bolòs, 1958
 - *Phlomido lychnitidis - Brachypodion retusi*, Mateo ex Theurillat et Mucina, 2016
 - *Asphodelo ayardii - Brachypodietum retusum*, Molinier & Tallon 1950 corr Aurière, Dutoit et Bioret, 2017

4. Discussion

Les impacts humains et principalement les carrières peuvent élargir la gamme des habitats (Suding and Hobbs, 2009). Une grande variété de communautés végétales et de trajectoires successioneuses potentielles ont déjà pu être identifiées dans les anciennes carrières (Moreno-de las Heras et al., 2008). Dans notre cas, toutes les communautés végétales recensées dans les carrières ont pu être rattachées à des syntaxons déjà existants au niveau des classes, ordres et alliances, mais très peu au niveau association. De nombreuses alliances relevées dans cette étude reflètent les actions passées et les perturbations occasionnées sur le site. Avec une dominance d'espèces typiques des *SISYMBRIETEA OFFICINALIS*, Gutte & Hilbig, 1975, les végétations recensées dans les fonds de carrières sont indicatrices de milieux perturbés et rudéralisés résultants de l'exploitation passée. Le terme de végétation anthropogène peut être utilisé dans ce cas. Il comprend les espèces introduites par l'homme et/ou celles qu'il a favorisé directement (cultures) ou indirectement (Couderc, 1985). C'est dans cette dernière catégorie que certains des syntaxons dans les carrières abandonnées se situent. En effet, en créant des milieux nus juste après exploitation et en ajoutant du pâturage, cela a favorisé l'installation d'espèces rudérales ou encore nitrophiles telles que *Silybum marianum*, *Hordeum murinum*, *Artemisia annua*. De par la présence de ces espèces principalement pérennes, en découlent des végétations rudérales anthropogènes, nitrophiles. On peut ainsi noter la présence de la classe des *ARTEMISIETEA VULGARIS*, W. Lohmeyer, Preising & Tüxen ex von Rochow, 1951, dont fait partie l'alliance *Silybo mariani-Urticion piluliferae*, des *SISYMBRIETEA OFFICINALIS*, Gutte & Hilbig, 1975, avec l'ordre des *Brometalia rubenti-tectorum*, Rivas-Martinez & Izco, 1977. La forte proportion d'espèces nitrophiles est liée à la présence fréquente de dépôts divers, lesquels ne provenant pas toujours de carrières ainsi qu'au pâturage ovin toujours présent sur les sites. De plus, la présence de la classe des *ROSMARINETEA OFFICINALIS*, Rivas-Martinez, Diaz, Prieto, Loidi et Penas, 2002, sur le site reflète également les perturbations passées. En effet, ces végétations secondaires sont issues de la destruction des milieux ayant entraîné l'érosion des couches superficielles du sol. Ce dernier se développe sur roche mère alluvionnaire et est souvent recouvert de débris pierreux (Géhu, 2006; Rivas-Martínez et al., 1991). Les PEYROSOLS présents sur le site résultant de l'exploitation des cailloutis duranciens sans opérations de réhabilitation constituent donc des habitats optimaux pour ces végétations.

Par ailleurs, un développement d'une végétation des *SAGINETEA MARITIMAE*, Westhoff, Leewen et Adriani, 1962, est observé par endroit en lien avec divers dépôts de sable dans les fonds de carrières. Ces dépôts proviennent soit du site lui-même par la production directe de matériaux des carrières qui stockent des tas de sable pour la vente directe, ou par les boues issues de lavages des matériaux. Après arrêt de l'exploitation, il y a toujours des dépôts par endroits. Mais dans la majorité des cas observés dans les carrières, ce sable a une origine externe à la carrière. Après arrêt de l'exploitation, ces carrières ont longtemps été considérées comme inutiles et ont été le lieu de nombreux dépôts divers dont du sable coquillé provenant sans doute de zones littorales où de grands chantiers pour la création de plateformes

logistiques, de port, de zones industrielles, *etc.* ont eu lieu dans les années suivant l'arrêt de l'exploitation. Il s'agit par conséquent de déblais de constructions provenant d'autres sites qui ont été déposées par endroit sur une profondeur assez conséquente (jusque 3 m). Ainsi, une végétation particulière sans lien avec l'écosystème d'origine s'est développée sur ces sites nouvellement créés.

L'ensemble des cinq carrières étudiées possèdent un nombre non négligeable de groupements différents en lien avec la diversité topographique qui induit, à quelques mètres près des conditions écologiques différentes (Boulet, 1996). Sur quelques hectares peuvent ainsi se côtoyer des groupements xérophiles et des groupements hygrophiles en lien avec la battance de la nappe en surface. Une première conclusion de cette étude est donc qu'il existe une grande variété de groupements végétaux présente dans les anciennes carrières, étroitement liés aux facteurs environnementaux et aux usages (Prach et al., 2001; Řehouňková and Prach, 2006). Cette diversité est sans commune mesure avec celle de la steppe de référence (Chapitre 4).

Parmi ces facteurs environnementaux, la nappe phréatique est le facteur local qui semble le plus important en lien avec la microtopographie. Des microhabitats secs se retrouvent dans des zones peu profondes alors que des microhabitats humides se trouvent généralement dans les zones basses des carrières (Řehouňková and Prach, 2006). Les gradients d'humidité sont très importants dans le site d'étude (du plan d'eau à la zone totalement xérique), et par conséquent représentent l'un des facteurs principalement responsable de la grande variabilité de la végétation (Řehouňková and Prach, 2006). Ainsi, différents groupes écologiques d'espèces colonisent les sites selon les gradients d'humidité. Ils présentent ainsi de nombreuses espèces rudérales aux larges amplitudes écologiques pour les stades initiaux et jeunes des endroits secs, tandis que les espèces humides plus spécialisées se trouvent plutôt dans les endroits humides et inondés. Ceci est également apparent dans la physionomie de la végétation qui est plus herbacée pour les milieux secs et comprend une strate arborée pour les zones humides temporaires. En effet, les espèces ligneuses (*Populus* sp., *Tamarix* sp.) sur le site d'étude se sont développées rapidement dans des conditions environnementales modérées (zones humides temporaires) car leurs racines ont aisément accès à la nappe phréatique contrairement aux sols où le poudingue n'a pas été détruits dans la steppe de référence alors qu'elles sont rares ou absentes dans les sites secs ou inondés en permanence (Prach et al., 2001; Prach and Pyšek, 2001).

Un autre facteur important affectant le processus de colonisations des anciennes carrières est la végétation environnante. En effet, un nombre relativement élevé d'espèces similaires à la végétation semi naturelle environnante (classe des *LYGEO SPARTI-STIPETEA TENACISSIMAE*, Rivas Mart., 1978) a été trouvé dans les carrières pour les sites ayant les mêmes conditions environnementales que la steppe de référence (substrats secs, présence d'un solum grâce aux opérations de transfert de sol) (Brändle et al., 2003; Butaye et al., 2002;

Řehouňková and Prach, 2008). Les facteurs paysagers, comme la proximité des sources de graines ou le transport des graines par endo et exozoochorie (Fischer et al., 1996) via le déplacement des troupeaux d'ovins pourraient donc expliquer les variations observées dans les communautés végétales (del Moral et al., 2005; Konvalinková and Prach, 2014). En effet, ces espèces, par des processus de dispersion et colonisation peuvent influencer sur les communautés végétales se développant dans les anciennes carrières et ainsi pourraient réorienter les différentes trajectoires des successions spontanées (Moreno-de las Heras et al., 2008). Néanmoins, 35-40 ans après l'installation, pour des conditions environnementales relativement similaires avec l'écosystème de référence avoisinant, les groupements végétaux sont toujours marqués par la présence d'espèces caractéristiques de milieux perturbés et ne présentent pas toutes les espèces caractéristiques de leur alliance d'origine (notamment *Brachypodium retusum*) mais certaines similitudes avec l'écosystème d'origine ré-apparaissent grâce à la présence d'espèces cibles observées. Ceci remet en question l'existence d'une potentielle restauration naturelle intégrale des sites grâce à la colonisation spontanée sur le très long terme. Même en s'enrichissant en espèces végétales de la steppe, les conditions mésologiques et principalement pédologiques ne sont pas similaires à l'écosystème d'origine et même si les usages d'origine sont présents (notamment pâturage multiséculaire, feux pastoraux), il est très peu probable que ces végétations aboutissent à celle de la steppe. Ces résultats sont ainsi à rapprocher de ceux obtenus par rapport à l'impact d'anciennes cultures, et ce même 150 à 200 ans après (Buisson et al., 2006; Jaunatre et al., 2016; Römermann et al., 2005) ou de la pose de canalisations enterrées (Coiffait-Gombault, 2011).

Les pools d'espèces régionaux et locaux et les conditions locales du site, influencent les pools d'espèces communautaires en général (Zobel et al., 1998). De plus, les facteurs environnementaux influencent également les successions (Řehouňková and Prach, 2008, 2006). En effet, après arrêt de l'exploitation des carrières et leur abandon, la superficie des ces dernières est exposée à une succession spontanée qui peut être primaire ou secondaire selon le type de réhabilitation qui a eu lieu sur le site (Prach et al., 2014). Dans le cas où il n'y a eu aucune réhabilitation (Peyrosols), les carrières abandonnées offrent souvent de bonnes occasions d'étudier la succession spontanée de la végétation sur un substrat nu, qui présente les caractéristiques de points de départ de successions primaires (destruction totale du sol qui préexistait sans reliquat de banques de graines ou des conditions physico-chimiques de ce sol), en fonction de la topographie, du substrat, de l'affleurement de la nappe, *etc.* (Boulet, 1996; Bradshaw, 2000; Walker and Moral, 2003).

Dans le cas où il y a eu réhabilitation par transfert de sol, il s'agit plutôt de successions secondaires car le substrat est déjà chargé d'une mémoire séminale avec sa banque de graines (Prach et al., 2001). Dans tous les cas, différents types de succession se développent dans le site d'études. Des successions vers des stades arborés sont ainsi typiques des zones humides (*Salicion albae*, Soó, 1930, *Tamaricion africanae*, Braun-Blanquet et O.Bolòs, 1958) (Walker and Moral, 2003) alors que des pelouses ou des prairies arbustives se développent habituellement

sur les sites secs et semblent ne pas évoluer vers des formations boisées. Le schéma classique (végétation pionnière, végétation herbacée plus ou moins continue, végétation buissonnante, végétation forestière) ne se vérifie pas systématiquement dans les carrières. Ceci peut être dû à différents facteurs (1) une action permanente du pâturage ovin et d'herbivores sauvages (lapins, lièvres) qui maintiennent durablement un stade de pelouse pour les sols secs ; (2) des sols nus oligotrophes et très xériques dont la pédogenèse est très lente qui ne permettent pas le développement de la végétation (Chenot et al., 2018) et (3) une battance artificielle de la nappe en lien avec les prélèvements d'eaux pour l'irrigation des prairies. Dans ces derniers cas, seules quelques espèces pionnières parviennent à s'installer. Les conditions pédologiques du site représentent donc des variables importantes déterminant le rythme et les directions de la succession spontanée (Prach et al., 2001). Il est important de préciser que les anciennes carrières sont relativement jeunes, de l'ordre de 35-40 ans et offrent déjà toutes les strates rencontrées dans l'organisation verticale des phytocoenoses (herbacée, arbustive, arborescente jeune). Il semble que l'humidité du site est plus importante pour le développement de la végétation que la durée de la succession.

Pour conclure cette réflexion, la variabilité de la succession dans les anciennes carrières est très grande et est, tout comme les communautés végétales, étroitement liées aux facteurs environnementaux (Glenn-Lewin et al., 1992; Pickett et al., 1987; Prach et al., 2001; Walker and Chapin, 1987)

Limites méthodologiques

Nos résultats montrent qu'il est difficile, de parler de "nouveaux écosystèmes" car toutes les communautés végétales nationales ne sont pas encore décrites mais tous nos groupements ont pu quand même être rattachés à des alliances existantes. L'étendue spatiale de chaque observation pose également un certain nombre de problèmes. La station où le relevé a lieu est théoriquement une surface où les conditions écologiques sont homogènes. L'ambiguïté réside ici dans la difficulté qu'il y a à appréhender cette homogénéité compte tenu de la grande hétérogénéité du substrat des carrières et des conditions abiotiques (topographie, profondeur, etc.). De nombreux sites n'ont pu être relevés en raison de leur localisation sur des zones de transition entre deux (de Foucault, 1987). De plus, les carrières présentent rarement de grandes surfaces homogènes. Il a donc été relativement facile d'effectuer des relevés sur des pelouses pionnières à thérophytes voire de prairies compte tenu de la faible taille que représente leur aire minimale. Le problème est devenu plus complexe et délicat pour les formations arbustives, et très difficile pour les formations forestières dont l'aire minimale ne peut être atteinte sur les sites restreints qu'occupent ses formations dans les anciennes carrières. Toutes les formations végétales se développant dans les carrières n'ont pas pu être prises en compte dans cette étude. Les groupements d'hydrophytes sont absents car les carrières en eau ont été volontairement écartées de l'étude d'une part pour cibler d'avantages le travail de prospection et d'analyse et d'autre part car les conditions hydrographiques du site d'études sont très

variables d'années en années et par conséquent d'une année sur l'autre les étangs et mares temporaires sont plus ou moins asséchés. De plus, les habitats identifiés dans les anciennes carrières peuvent être caractérisés comme étant relativement jeunes (35-40 ans), encore dynamiques et avec des trajectoires encore en perpétuelle évolution en lien avec les changements d'usages locaux ou globaux, dont certaines sont encore inconnues. C'est pourquoi l'utilisation de la phytosociologie sigmatiste dans des milieux fortement perturbés n'est pas sans poser de réels problèmes (Boulet, 1996). Les outils d'aide au rattachement des relevés phytosociologiques à des syntaxons déjà décrits sont encore très largement à construire notamment pour ces milieux issus de carrières (Delassus, 2015). Dans cette étude, il n'a ainsi pas été possible de rattacher ces écosystèmes à des syntaxons connus au niveau de l'association.

D'autres problèmes au niveau de la méthodologie de rattachement des relevés à des syntaxons déjà connus peuvent être mis en avant. En effet, il n'existe à l'heure actuelle aucune méthodologie précisant le nombre d'espèces caractéristiques communes et leur fréquence minimale nécessaire pour confirmer le rattachement. Seul le dire d'expert est pris en compte en vérifiant bien que les conditions environnementales soient les mêmes. De plus, selon les classifications CAH utilisées, le résultat varie. De nombreuses méthodes existent ne donnant pas le même résultat, il est donc bien important de bien prendre en compte la méthodologie utilisée pour chaque étude (De Cáceres et al., 2015; Tichý et al., 2014).

Les écosystèmes des anciennes carrières sont-ils nouveaux ?

Les écosystèmes recensés dans les anciennes carrières ne sont nullement totalement «nouveaux» quant à leur composition et leur structure par rapport aux écosystèmes déjà décrits en termes de classes, groupes et alliances au niveau national mais peuvent être considérés comme «nouveaux» au seul titre qu'ils divergent par rapport à leur état de référence et qu'ils ne peuvent pas être rattachés une association déjà décrite. D'après nos résultats, la majorité des végétations qui se développent sont connues dans l'aire biogéographique du site (méditerranéen) et pour la majorité sont déjà décrites dans la typologie phytosociologique (Bardat et al., 2004). Cependant si nous nous basons au niveau des associations, que très peu d'associations végétales ont pu être rattachées à des syntaxons de ce niveau dans les anciennes carrières. Ceci peut être dû au manque de publications sur les associations nationales qui sont en train d'être décrites. Mais il ne peut être exclu au final que de nouvelles associations pourraient être décrites dans ces anciennes carrières. Ces résultats permettent toutefois d'apporter des preuves et éléments pratiques dans les débats sur les nouveaux écosystèmes qui perdurent depuis les années 2000.

Alimenter le débat sur les nouveaux écosystèmes

Le concept de nouveaux écosystèmes a pris beaucoup d'ampleur depuis la création du terme (Chapin and Starfield, 1997; Mascaro et al., 2013), notamment suite à la publication d'une série d'articles de Richard Hobbs et ses collègues (Hobbs et al., 2009, 2006; Seastedt et al., 2008). Depuis 2006, les «nouveaux écosystèmes» font l'objet de références dans des centaines d'articles évalués par des pairs et ont fait l'objet de nombreux colloques ainsi que d'un ouvrage récent (Hobbs et al., 2013; Miller and Bestelmeyer, 2016). Cependant, le développement du concept de «nouveaux écosystèmes » fait encore l'objet de débats et critiques permanents dans le monde scientifique et de nombreuses redéfinitions du terme ont ainsi été proposées (Hobbs et al., 2014; Miller and Bestelmeyer, 2016; Morse et al., 2014; Murcia et al., 2014). Dans la définition première de ce concept, Hobbs et al. (Hobbs et al., 2009) identifient des seuils écologiques permettant de distinguer les nouveaux écosystèmes, d'écosystèmes hybrides ou historiques en fonction du degré de réversibilité de l'écosystème dégradé vers l'écosystème historique et par conséquent de la faisabilité de la restauration dans l'état des connaissances scientifiques et techniques actuelles. L'implication de seuils écologiques pour les efforts de restauration des nouveaux écosystèmes sont cependant un point central de la controverse. Essayons de délimiter ces seuils dans notre étude : 1) la présence d'espèces similaires entre l'écosystème de référence et les écosystèmes recensés dans les carrières (notamment pour les végétations de parcours à ovins) indique que nous devrions considérer ces derniers comme des écosystèmes hybrides. Cependant dans la définition de Hobbs et al. (Hobbs et al., 2013), les écosystèmes hybrides n'ont pas passé un seuil d'irréversibilité et peuvent revenir à leur référence par l'instauration d'opérations de restauration active ou par une restauration passive. 2) Cependant, dans notre cas, au vu du degré de dégradation des sols dans les sites des anciennes carrières et des résultats médiocres des opérations de restauration écologiques menées sur ces écosystèmes pour tendre vers l'écosystème de référence (Chenot et al., 2018, 2017), il semble que les écosystèmes issus de l'exploitation et l'abandon des carrières ont subi des dégradations telles que un ou des seuils d'irréversibilité aient été largement dépassés. Notre étude confirmerait donc les propos de Murcia et al. (Murcia et al., 2014) qui affirment qu'il n'existe ni preuves solides ni arguments permettant d'affirmer l'existence de ces différentes classes d'écosystèmes. En effet, ces seuils masquent souvent une réalité très différente. Souvent, le seuil d'irréversibilité qui empêche un projet de restauration n'est pas sa faisabilité écologique comme certains le mentionnent (Aronson et al., 2007), mais de multiples facteurs politiques et socio-économiques. En ce sens, un nouvel écosystème ne serait pas un état alternatif, mais le résultat d'une décision (Higgs, 2017). Dans tous les cas, la définition de nouvel écosystème reste un peu arbitraire (Hobbs et al., 2009). Le stade exact où un écosystème est considéré comme nouveau ne peut pas nécessairement être universel. En effet, étant donné que pratiquement tous les écosystèmes en contact avec l'homme ont été constamment modifiés, ils peuvent ainsi être tous considérés comme «nouveaux» (Ellis et al., 2012; Jackson, 2013). Avant toutes applications, il est par conséquent important d'analyser tous les enjeux

d'un site avant de mettre en place une action et de relativiser le contenu des articles scientifiques qui cachent parfois des implications politiques potentielles ou proposent des mesures de gestion sans les avoir préalablement concrètement testées.

Gestion de ces nouveaux écosystèmes

Le développement de nouveaux écosystèmes à l'échelle mondiale entraîne probablement une convergence via l'homogénéisation des biotes et les activités anthropiques parallèles qui visent à façonner les écosystèmes à leurs propres fins. En effet, les activités anthropiques entraînent généralement une rudéralisation des écosystèmes et par conséquent le remplacement de nombreuses espèces locales par un nombre relativement restreint d'espèces ubiquistes et cosmopolites. Tout ceci est susceptible de produire des écosystèmes de plus en plus homogènes (McKinney and Lockwood, 1999; Olden and Poff, 2004; Olden and Rooney, 2006). Ceci est confirmé dans notre étude qui recense des végétations anthropogéniques très rudérales dans les anciennes carrières mais qui restent néanmoins très hétérogènes. En effet, il a été démontré via une approche phytosociologique que l'exploitation et l'abandon de carrières entraînait une hétérogénéité des habitats par rapport à l'écosystème d'origine avec certes des habitats rudéraux mais également d'autres habitats intéressants dont la majorité ne sont pas nouveaux, des analogues ayant été déjà identifiés à divers niveaux syntaxonomiques. Face à ce constat, différents points de vue émergent quant-à la gestion des nouveaux écosystèmes. Hobbs et ses collaborateurs (Hobbs, 2016; Hobbs et al., 2011, 2009) affirment que comme les nouveaux écosystèmes résultent d'actions humaines, la gestion est alors nécessaire pour piloter leur développement. Ils mettent ainsi l'accent sur le fait de gérer efficacement ces milieux pour en tirer profit pour le bénéfice de la société en définissant les services écosystémiques qu'ils fournissent. Pour cela, ils préconisent que les efforts devraient se concentrer sur le pilotage de ces écosystèmes vers un état souhaitable composé d'une autre trajectoire que l'écosystème de référence et donc sans avoir nécessairement une condition pré-perturbation historique. D'autres conseillent, au contraire, qu'il faut tout mettre en œuvre pour restaurer ces milieux dans un état similaire à l'écosystème historique (Murcia et al., 2014). Ces préconisations de gestion diffèrent en tout point, ce qui met l'accent sur le fait qu'à l'heure actuelle, il n'existe pas de message clair sur ce que les praticiens et gestionnaires devraient faire tant au niveau du choix de restaurer ou non les écosystèmes comme de gérer ou non les « nouveaux écosystèmes ». En effet, il n'est encore possible de savoir si la gestion des ces écosystèmes permettra d'accéder à un état plus proche des propriétés historiques et / ou restaurer totalement l'intégralité de leurs caractéristiques écologiques.

Certains partisans du concept affirment qu'en raison de la nature mondiale du changement climatique, tous les écosystèmes sont menacés par les extinctions, les dégradations et les invasions (Hobbs et al., 2009). En outre, l'omniprésence de l'empreinte humaine suggère à certains qu'aucun écosystème ne peut échapper à la transformation. Par conséquent, tous les systèmes précédemment considérés comme « sauvages » ou « naturels » et les reliquats

abandonnés des systèmes précédemment gérés sont susceptibles de devenir si profondément transformés et dégradés qu'aucun effort ne permettra de les ramener à leur état historique (Hobbs et al., 2009). Dans ce scénario, la conservation et la restauration des écosystèmes sont des efforts inutiles. C'est pourquoi Hobbs (Hobbs et al., 2009) préconise de supprimer l'obligation de viser un écosystème historique lors d'opérations de restauration, ce qui permettrait d'augmenter l'éventail des options disponibles et pourrait permettre ainsi de réduire l'investissement des efforts et des ressources pour obtenir des résultats plus pertinents. A contrario, plutôt que d'accueillir les « nouveaux écosystèmes » comme une « nouvelle normalité » (Marris, 2010), Murcia et al (Murcia et al., 2014) recommandent de chercher à restaurer ou à réhabiliter, dans la mesure du possible, la trajectoire historique des écosystèmes avant qu'ils ne soient détournés par l'activité humaine et ainsi permettre aux systèmes restaurés de continuer à répondre à divers changements environnementaux (Clewell and Aronson, 2013; Fukami and Nakajima, 2011). Cela ne signifie pas que tous les écosystèmes endommagés peuvent ou devraient être restaurés mais qu'ils devraient être évalués au cas par cas pour ce qui est de la faisabilité, de l'opportunité et de la rentabilité, de manière à pouvoir prendre des décisions éclairées et fondées sur la science en consultation avec les scientifiques, les acteurs et les gestionnaires. Dans certains cas la restauration n'est pas envisageable comme c'est le cas des milieux urbains. En effet, le but n'est pas de détruire les villes pour restaurer les écosystèmes historiques ou originels qui préexistaient à leur installation. Dans ce cas, d'autres techniques de gestion avec la préservation des sites semi-naturels et la restauration de services écosystémiques tels que les toits verts (ou toits écosystémisés) doivent être privilégiés (Kowarik, 2011). Dans tous les cas, il est nécessaire d'évaluer soigneusement les coûts, la faisabilité, les avantages et d'essayer de rediriger le système vers une composition plus naturelle (Hobbs et al., 2009).

Si nous prenons l'exemple des anciennes carrières, la diversité structurale des habitats recensés va permettre d'accroître l'hétérogénéité des habitats au niveau régional mais va être également favorable à une diversité des cortèges faunistiques et notamment les oiseaux et les amphibiens (Chapitre 4). La question se pose alors sur le fait de savoir s'il faut restaurer ces écosystèmes pour atteindre l'écosystème de référence avec sa biodiversité associée dont de nombreuses espèces patrimoniales (dont certaines ne sont pas présentes dans les anciennes carrières (Chapitre 4)) ? Si la décision porte sur la restauration, cela entraînerait la destruction des habitats des anciennes carrières dont certains sont patrimoniaux (Chapitre 4) ainsi que sa biodiversité patrimoniale associée. De plus, à l'heure actuelle, malgré les techniques de restauration active utilisées (transfert de sol), les résultats des opérations de restauration de ce site ne sont pas couronnés d'un succès total (Chenot et al., 2018, 2017), tout comme d'autres opérations de restauration écologique menées dans la steppe de Crau (Bulot, 2014; Jaunatre, 2012). Ainsi, la mise en place d'opérations de restauration écologique sur ces sites dont les dynamiques naturelles se sont mises en place depuis plus de 35 ans, entraînerait la destruction

d'écosystèmes très intéressants sans pour autant atteindre l'écosystème de référence et sa biodiversité associée. Dans ce cas, une surveillance de ces écosystèmes sur le long terme serait alors à préconiser mais pas une alternative simpliste entre tout restaurer ou tout laisser faire face au panel d'écosystèmes qu'ils représentent, de leur fonctionnement et de leurs intérêts. Il y a ainsi des priorités à mettre sur ceux qui doivent être laissés et ceux qui doivent être réhabilités (en enlevant toutes traces d'activités anthropiques passées notamment lorsqu'il y a eu dépôt de bitume dans les fonds de carrière) ou ré-affectés pour des projets futurs (panneaux photovoltaïques ou autres, recyclage d'inertes) en lien avec un développement qualifié de « durable » dans le cadre de la transition énergétique. Tout projet reposerait de fait indiscutablement sur du cas par cas.

Un risque qui pourrait ressortir de ce débat est que la reconnaissance des intérêts potentiels des nouveaux écosystèmes remplacent la nécessité de restauration active, notamment vers des écosystèmes historiques (Murcia et al., 2014) alors que d'autres prétendent qu'il fournit plutôt une palette plus large d'options de gestion et de restauration (Higgs, 2017; Miller and Bestelmeyer, 2016). Face à ces deux conceptions contrastées entre Murcia et al. (Murcia et al., 2014) et Hobbs et al. (Hobbs et al., 2014, 2006) ; Miller et Bestelmeyer (Miller and Bestelmeyer, 2016) ont suggéré à leur tour des révisions du concept pour concilier les deux conceptions en remplaçant le seuil entre écosystèmes hybrides et nouveaux par un gradient d'altération. Ils proposent notamment d'y ajouter un arbre de décision pour les futurs projets de restauration. L'augmentation des nouveaux écosystèmes conduits à devoir mieux appréhender : 1) le fonctionnement de ces systèmes afin de pouvoir prédire leur état futur (Walters, 1986) ; et 2) l'instauration d'une gestion adaptative afin de gérer leurs nouvelles trajectoires (Seastedt et al., 2008).

L'apparition de ces concepts relatifs aux nouveaux écosystèmes nécessite donc une révision importante des normes et des pratiques en écologie de la conservation et de la restauration qui sont surtout initialement adaptées aux assemblages existants ou historiques et ne prennent pas en compte les potentialités d'accueil et d'évolutions de ces nouveaux écosystèmes. Comme le montrent Redford et Richter (Redford and Richter, 1999), il y a une multitude de façons dont les humains et les écosystèmes interagissent. Les nouveaux écosystèmes sont donc susceptibles d'avoir certains types de fonctions utiles, tandis que d'autres non. C'est pourquoi il est indispensable de continuer à étudier des écosystèmes potentiellement nouveaux.

5. Conclusions

Les communautés végétales dans les anciennes carrières ont montré des schémas complexes tant dans leur degré de variabilité que dans leur rythmes et directions de successions. Les conditions environnementales locales (caractéristiques du sol, humidité du substrat, gestion pastorale) et le paysage environnant (présence de végétation préservée environnante) apparaissent comme les principales forces motrices dans le développement de communautés

végétales variées et orientant les successions végétales dans les anciennes carrières. Cependant, aucune de ces communautés végétales n'est semblable à l'écosystème de référence avoisinant même après 35 ans d'abandon de l'exploitation, bien que certaines espèces cibles aient été recensées dans les fonds de carrière. Ces communautés peuvent cependant être rattachées à des alliances déjà décrites et présentes sur le territoire méditerranéen mais certaines nouvelles associations restent à être décrites suite à ces observations. Par conséquent, ces « nouveaux écosystèmes », ne sont pas tous nouveaux selon le niveau syntaxonomique considéré. Les nouveaux termes et concepts qui émergent dans le monde scientifique doivent donc être validés par des approches descriptives et expérimentales pour avoir des données plus précises de la dynamique, de la fonction, et de la nature de ces « nouveaux écosystèmes ». Au travers cette étude, il ressort la nécessité de poursuivre la description et la surveillance écologique globale au long terme pour développer une compréhension précise de ces systèmes et de leurs trajectoires, de les accepter également comme ils sont perçus (Chapitre 6) et déterminer quels avantages ils offrent notamment au niveau écologique (Morse et al., 2014).

PARTIE 3 : QUELLES NATURES
VOULONS-NOUS ?

Transition vers le chapitre 6

L'écologie ne suffit pas à elle seule pour justifier des opérations de restauration, il est indispensable de prendre en compte plus de composantes telles que l'économie et la société. Ces dernières sont appréhendées par des approches en sciences humaines basées sur des données sociologiques, politiques et culturelles. Ces approches combinées ont déjà permis de faire émerger un nouveau concept, celui de socio-écosystème qui révèle les interactions existantes entre l'écologie, l'économie et la société à l'intérieur d'un espace homogène dont les composantes physico-chimiques, biologiques et anthropiques sont connues (Fig. T6.1).

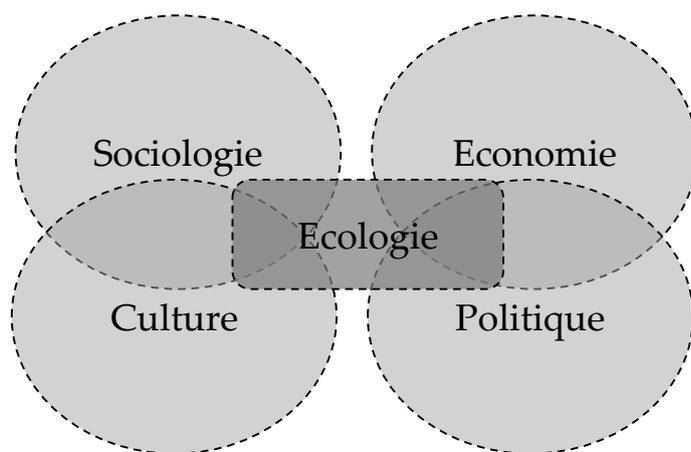
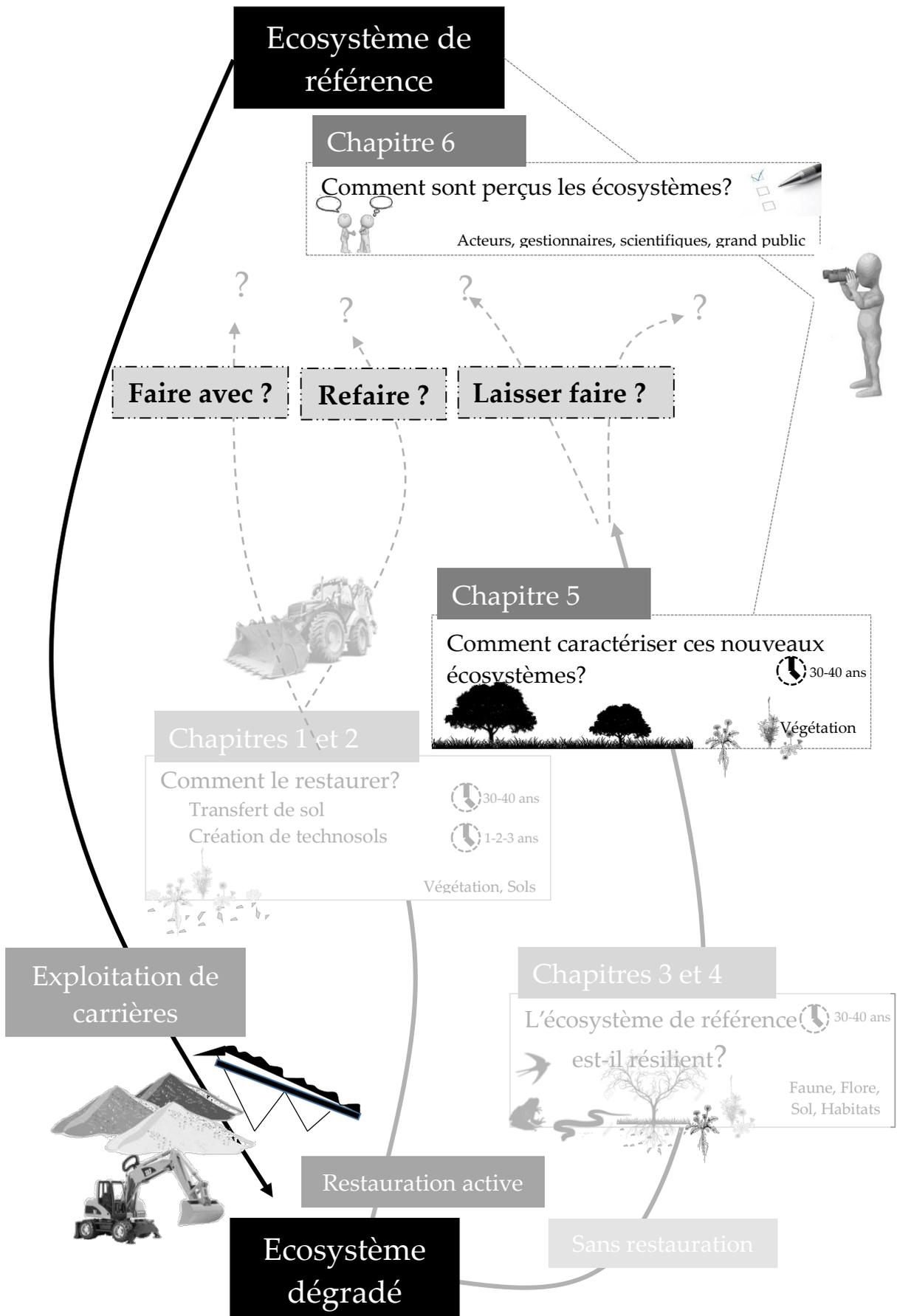


Figure T6.1 : Schéma d'un socio-écosystème, une interaction pluridisciplinaire

Nous nous consacrons ainsi dans ce chapitre à l'identification des perceptions et aux valeurs attribuées aux écosystèmes se développant dans les anciennes carrières en comparaison avec l'écosystème historique afin d'apporter des éléments complémentaires à la question : Quelles natures voulons-nous ?





Chapitre 6 : Comment sont perçus les
écosystèmes dégradés, restaurés et
historiques ? Implications dans le choix de la
restauration active ou passive

Julie Chenot, Carole Barthélémy

1. Introduction : Perception, naturalité et objectifs de l'étude

1.1. La perception

Si l'évolution des rapports entre nature et société est marquée par des changements techniques et scientifiques, elle est aussi la résultante de changements de perceptions et de représentations vis-à-vis de l'environnement (Rivière-Honegger et al., 2014). La perception est l'un des grands domaines d'étude de la psychologie cognitive. Elle désigne « l'ensemble des mécanismes et des processus par lesquels l'organisme prend connaissance du monde et de son environnement sur la base des informations élaborées en ses sens » (Bonnet et al., 2003). Ainsi, la perception est un processus complexe de traitement de l'information où se succèdent des tâches automatiques (prise d'informations, transformation des *stimuli* en informations), liées à des réflexes sensoriels et d'autres, plus contrôlées, liées à une activité cognitive impulsée par le cerveau (Rivière-Honegger et al., 2014). Les *stimuli* sensoriels perçus dans un environnement donné sont associés à des modèles cognitifs préexistants (nos connaissances, nos souvenirs et nos vécus, nos attentes, etc.). Sachant que la perception est facilitée ou dépend de l'information auparavant stockée en mémoire, il est possible de distinguer deux grands processus perceptifs. (1) Dans l'approche directe l'environnement s'impose aux connaissances. Ce premier processus a lieu lorsqu'un *stimulus* est perceptible pour la première fois. Seules les informations de l'environnement sont prises en compte pour former une représentation mentale qui va être stockée ensuite dans la mémoire ; (2) *A contrario* dans l'approche indirecte, les connaissances s'imposent à l'environnement. Un *stimulus* renvoi directement à un élément de la mémoire. C'est bel et bien la mémoire qui influe sur les perceptions, de sorte à interpréter directement l'environnement. De ceci en découle des représentations mentales définies comme des créations d'un système individuel ou collectif de pensée. Elles ont une fonction médiatrice entre le "percept" et le concept. En ce sens, elles sont à la fois processus (construction des idées) et produits (idées) (Clenet, 1998). Le produit de la perception n'est donc en rien une image immédiate du monde mais dépend bien de chaque personne qui ont ainsi des images et/ou des interprétations de l'environnement diverses (Barrow and Tenenbaum, 1986). Les représentations mentales s'élaborent à travers les relations qu'un sujet entretient avec son environnement. En ce sens, elles sont propres à un individu vivant dans un environnement social. Des représentations sociales apparaissent notamment par l'éducation, les enseignements, les arts et les appartenances collectives et sont partagées par un grand nombre de sujets.

« On ne voit jamais un paysage, on le revoit : il est là gravé en nous par les récits, les mythes collectifs, les images les plus diverses, des gravures aux tableaux, des cartes postales aux films » (Schama, 1999).

Ainsi, dans le cadre de la gestion ou de la restauration d'écosystèmes dégradés, s'il est important de connaître scientifiquement les milieux et leur fonctionnement, il est également primordial de prendre en compte les perceptions et les représentations qui leurs sont

rattachées (Rivière-Honegger et al., 2014). Alors que l'écologie ne propose qu'un accès à une partie des connaissances de l'environnement étudié en termes de fonctionnement, structure et dynamique, les perceptions et les représentations que les acteurs d'un territoire associent à l'environnement rendent compte quant à eux des enjeux présents sur ce territoire (Rivière-Honegger et al., 2014).

1.2. La naturalité

La naturalité est un concept de base en biologie de la conservation (Povilitis, 2002; Paillet et al., 2009). A l'heure actuelle, ce concept y est d'ailleurs très controversé : plusieurs définitions sont présentes sans en avoir une qui fasse unanimement référence. Il existe trois conceptions de la nature sur lesquelles se base le concept de la naturalité, d'un point de vue des perceptions : sauvage, archaïque, esthétique se basant sur des critères de différenciation écologiques, éthiques et esthétiques selon une échelle spatio-temporelle (Swart et al., 2001; Vallauri et al., 2016). Une définition couramment admise dans le monde des gestionnaires d'espaces naturels francophones est celle de Vallauri (Vallauri, 2007) qui considère un gradient d'intervention humaine dont les extrémités sont une abstraction : plus le système est modifié par l'homme, moins il est naturel et inversement. C'est un concept éminemment pluridisciplinaire ne renvoyant pas exclusivement à des principes d'écologie mais aussi à des notions de sociologie, d'éthique, voire d'anthropologie (Siipi, 2004). La naturalité est un terme qui exprime "l'état naturel ou spontané". Or, les systèmes complètement dépourvus de nature de même que dépourvus d'influence humaine n'existent pas (ou plus) (Paillet et al., 2009). Actuellement, ce concept prend en compte l'originalité, la complexité et la spontanéité des écosystèmes. Parallèlement à une naturalité qualifiée d'"écologique", il existe une naturalité ressentie. Cette notion recouvre différents savoirs et/ou représentations, empruntés à différents registres (scientifique, culturel) circulant dans l'ensemble de l'espace social. Il s'agit autrement dit de ce qu'un acteur social "ordinaire" peut savoir et/ou s'imaginer à propos de la nature. Cette perception de la nature mobilise des ressources cognitives et émotionnelles orientées dans un cadre qui tient en une définition spécifique de la situation (Paillet et al., 2009). De nombreuses études ont montré que des personnes sont très sensibles à la naturalité biologique alors que d'autres sont réceptifs à une naturalité plus anthropique (Fuhr and Brun, 2010).

1.3. La prise en compte de la perception paysagère dans le contexte des projets de restauration écologique

De nos jours, les projets de restauration écologiques incluent de plus en plus une dimension sociale grâce aux études portant sur les perceptions paysagères. Bien que ce concept soit récent, il a toujours été indirectement central à de tels projets. En effet, l'homme fait partie intégrante des écosystèmes et cela influe de fait son expertise sur les différents projets. Ainsi, chaque

évaluation d'un écosystème et chaque projet dépendent des perceptions des "experts" qui travaillent dessus. Selon les perceptions et représentations des milieux par ces individus, les évaluations et donc la finalité des projets ne seront alors pas identiques. Par conséquent, il est difficile de prendre en compte une seule perception qui correspond à la représentation de ces milieux aux travers du seul regard des "experts". C'est pourquoi les études de perceptions paysagères au travers du regard d'un public diversifié complètent, déterminent et enrichissent les projets de restauration écologiques (Giordano *et al.*, 2005). Dans chaque projet de restauration écologique, la seule dimension biologique ne suffit pas pour le valider. Il est donc désormais bien admis que la gestion des écosystèmes doit reposer sur un projet de société, prenant en compte les différentes aspirations sociales (Blandin and Bergandi, 2000; Cottet *et al.*, 2010; Mouratiadou and Moran, 2007).

Chaque projet demande l'instauration de références et de choix d'indicateurs permettant d'évaluer le succès des opérations de restauration. Ces choix se basent principalement sur l'écosystème de référence si celui-ci est connu ou peut être déterminé. Cependant, l'écosystème de référence représente "une approximation de *l'état souhaitable*, comme une norme *choisie* parmi plusieurs états alternatifs possibles" (Cristofoli and Mahy, 2010; Le Floc'h and Aronson, 1995). On fait l'état ici d'approximation car aucune restauration dans son intégralité n'est possible à l'heure actuelle, seuls quelques attributs, comme la composition, la structure ou le fonctionnement de l'écosystème peuvent être réhabilités (Cortina *et al.*, 2006). Dans tous les cas, l'écosystème de référence dans un projet de restauration fait appel à une construction sociale, reposant sur des valeurs, des représentations du « bon état écologique » qui peut varier selon les acteurs (Cottet *et al.*, 2010). En plus des indicateurs d'ordre naturel (écologiques, géomorphologiques, chimiques ou biologiques) usuellement utilisés (Balaguer *et al.*, 2014; Bazin and Barnaud, 2002; Shinneman *et al.*, 2008; Tremolieres *et al.*, 2002), il semble pertinent de s'appuyer également sur des indicateurs sociaux transcrivant les composantes culturelles et sociales des écosystèmes (Lévêque *et al.*, 2003). Tout projet de restauration écologique doit alors prendre en compte l'écosystème dans son ensemble avec son caractère historique, culturel, social, politique, écologique, esthétique, *etc.* (Clewel and Aronson, 2013; Higgs, 1997). Il est par conséquent nécessaire d'impliquer les sociétés dans la définition des projets de restauration même si cela n'est pas chose aisée du fait qu'il n'y a aucune législation sur ces aspects (Mouratiadou and Moran, 2007). Dès lors, il convient de mettre en œuvre de nouvelles stratégies pour connaître et comprendre les représentations et les comportements vis-à-vis des écosystèmes pour privilégier le succès des futures opérations de restauration (Cottet *et al.*, 2010).

1.4. Objectifs de l'étude

Dans le cas des carrières abandonnées où se sont développés de potentiels nouveaux écosystèmes, on peut émettre l'hypothèse qu'il peut y avoir de nombreuses visions socialement construites qui se superposent sur le même "objet". Dans cette étude, il est ainsi fait l'hypothèse qu'il existe :

- (i) Le regard de l'initié, c'est-à-dire l'habitant pour qui la steppe serait étroitement intégrée aux pratiques ancestrales et actuelles (cynégétique, pastoralisme, *etc.*) et qui considérerait les carrières et leurs successions comme une dégradation totale du milieu avec pour résultante la création de milieux complètement anthropisés ;
- (ii) Le regard esthétique pour celui qui voit un paysage, qui ne connaît pas le milieu ou qui vient d'un espace urbain. Dans les écosystèmes nouvellement créés, ils peuvent y retrouver des sensations où se confondent des souvenirs d'enfance et divers éléments de culture (littéraire, cinématographique, *etc.*). Ils devraient alors associer les nouveaux écosystèmes créés par l'exploitation des carrières comme étant aujourd'hui naturels. En effet, de nombreux boisements spontanés ont colonisé le milieu, or la forêt constitue aux yeux du public la forme de paysage qui représente le mieux la nature sauvage (Delord, 2005) car elle fait fréquemment référence à la non-exploitation du milieu pour atteindre un objectif d'évolution libre d'un espace vers une plus grande naturalité (Gilg et al., 2004) ;
- (iii) Le regard informé pour celui qui voit l'écosystème et en connaît l'histoire écologique. Cette catégorie comprendrait les écologues dont les domaines de compétences sont notamment la biologie de la conservation, la restauration écologique ou encore l'ingénierie écologique et qui intègreraient donc leurs connaissances préalables dans leurs perceptions.

Trois objectifs caractérisent cette étude.

- (i) Comparer la perception de différentes catégories de personnes vis-à-vis de la steppe de Crau et des carrières abandonnées afin d'identifier les convergences et divergences entre la perception d'individus non scientifiques (grand public) et celle de scientifiques, basée sur l'analyse des paysages et des écosystèmes
- (ii) Comparer l'appréciation de différentes catégories de personnes vis-à-vis de paysages de Crau. En d'autres termes, nous tenterons de savoir dans quelle mesure une naturalité perçue par des individus non scientifiques concorde avec une naturalité écologique définie à partir d'indicateurs scientifiques.
- (iii) Faire une synthèse de ces perceptions et appréciations pour donner des éléments de réflexion à la question « restaurer ou laisser-faire ? ». Ceci permettrait d'estimer comment cette démarche peut apporter des outils d'aide à la décision pour les politiques publiques visant à restaurer les milieux dégradés par les activités anthropiques et à préserver des espaces naturels.

2. Matériel et méthodes : Définition d'outils méthodologiques

2.1. Sites d'études

L'étude repose sur une comparaison de la perception des habitats qui se sont développés dans les carrières abandonnées de la steppe de Crau et de milieux visuellement dégradés par l'Homme présents sur et aux environs des sites (dépôts de déchets, de pneus, *etc.*). Ces milieux constituent un gradient visuel et perceptible des activités humaines (Fig. C6.1).

2.2. Le choix des enquêtés

L'étude des perceptions suppose de prendre connaissance de la diversité des points de vue des différents acteurs issus de différentes catégories sociales. Considérer la pluralité de ces regards sur les anciennes carrières conduit à prendre conscience de la complexité des attentes individuelles, des enjeux et des dynamiques collectives vis-à-vis des écosystèmes dégradés. Cependant, l'étude des perceptions et des représentations se base sur l'individu en lui-même. Il est alors nécessaire de développer une approche pour passer des perceptions et des représentations individuelles à celles de collectifs d'acteurs.

2.2.1. L'individu

Alors que la notion d'individu soit bien identifiée dans certaines sciences, elle reste au cœur des préoccupations de la sociologie. L'individu peut y être d'une part considéré comme l'unité dont se composent les sociétés, pour d'autres, il ne saurait être isolé du social (Martuccelli, 2005). Bien qu'il soit souvent défini comme une personne morale, unique, tout individu est d'emblée marqué par son inscription sociale à travers son appartenance (ou sa volonté d'appartenir) à différents groupes (Berman, 2010; Cottet, 2010). L'identité individuelle est altérée par des facteurs multiples à la fois territoriaux, culturels, professionnels, familiaux, *etc.* (Guérin, 1989; Rivière-Honegger et al., 2014) sur lesquels reposent des valeurs et des normes communes. Tout individu tisse des liens avec son appartenance et possède ainsi des attentes, des références et des comportements partagés. En ce sens, les perceptions et les représentations individuelles sont influencées et rejoignent partiellement les perceptions et les représentations collectives.

2.2.2. Les différentes catégories d'acteurs

L'analyse des perceptions et des représentations de groupes d'acteurs définis *a priori* suppose d'avoir une bonne connaissance des différentes parties prenantes du territoire. Dans cette étude, elle prend en compte différents groupes d'acteurs implantés dans le territoire (élus locaux, gestionnaires d'espaces naturels, agriculteurs et éleveurs, industriels, usagers à des fins récréatives comme les chasseurs, *etc.*) ainsi que des individus totalement extérieurs au territoire et au projet. Il va y avoir classement de chaque individu pour former une catégorie d'acteurs spécifique en se basant sur l'hypothèse que chaque groupe d'acteurs présente des intérêts communs qui contribuent à forger des perceptions et des représentations spécifiques

du territoire étudié et sont typiques de ce dernier. Dans ce cas, chaque individu est alors supposé avoir des perceptions et des représentations cohérentes avec celles du ou des groupes auxquels il appartient (Kaplan and Kaplan, 1989; Strumse, 1996). En ce sens, les perceptions et les représentations individuelles incarnent, dans la démarche d'analyse, les perceptions et les représentations des différentes catégories d'acteurs (Rivière-Honegger et al., 2014).

Trois catégories de publics vont être testées dans cette expérimentation :

- (i) Les acteurs du territoire (élus locaux, industriels, agriculteurs et éleveurs, chasseurs, gestionnaires du site, association naturaliste, scientifiques, *etc.*)
- (ii) Des experts (scientifiques). Des études ont montré qu'il était en effet crucial d'inclure un groupe d'experts dans les évaluations de la perception du paysage, d'autant plus qu'ils ont généralement une grande influence sur la politique du paysage (Strumse, 1996)
- (iii) Un public non averti constitué d'individus ne connaissant pas le site. Dans ce cas, pour l'analyse, il semble approprié de séparer le « public non scientifique » en citadins et ruraux. En effet, il a déjà été démontré que le milieu agricole a une influence évidente sur la perception du paysage (Van den Berg and Koole, 2006).

Pour chacune de ces catégories d'acteurs, différentes méthodologies vont être employées pour déterminer les perceptions et les représentations des écosystèmes se développant dans les anciennes carrières.

2.3. Méthodologies choisies

L'objectif des enquêtes est de pouvoir saisir les perceptions de chacun sur les nouveaux écosystèmes. Il existe divers outils d'enquête avec chacun leurs avantages et leurs inconvénients, c'est pourquoi plusieurs outils ont été utilisés pour avoir une évaluation la plus juste et fiable possible.

2.3.1. Entretiens semi-directifs

Les entretiens semi-directifs visent à interroger des acteurs du site, conscients des problématiques, des activités et ayant leurs propres pratiques sur cet espace. Des entrevues consistant en un entretien avec un acteur qui s'exprime tandis que l'enquêteur enregistre le discours et recentre l'entretien sur ses idées subjectives ont donc été réalisées (Annexe 7), afin de comprendre les ressorts de ses représentations et de ses pratiques. L'analyse du sens que les acteurs donnent à leurs pratiques permet de mettre en évidence les systèmes de valeurs et les repères normatifs qui fondent leur comportement (Blanchet et Gotman, 1992). Toute la difficulté de cette méthode d'enquête est de réussir à mettre des mots sur les perceptions et représentations de l'acteur jusqu'alors non exprimées et d'en analyser le discours. Le discours produit par les acteurs peut être analysé en deux temps : d'abord en se basant sur l'énoncé strict du propos, et ensuite en prenant du recul par rapport au contexte dans lequel la personne

s'exprime et en analysant la redondance de certains mots clés utilisés par l'enquêté (Olivier de Sardan, 1995).

L'enquête par entretien pose des difficultés pratiques (Shuttleworth, 1980). En effet elle demande un investissement humain important qui a un coût. Ajouté à cela, la phase de transcription du discours et le temps de traitement des données qui sont à eux deux, bien supérieurs au temps d'entretien à proprement parler. De plus, lors de l'analyse du discours, un des risques est également de tenter de donner du sens à des choses qui n'en ont pas nécessairement (Lajarge, 2008). Cependant, utilisés en complément des autres enquêtes, les entretiens permettent de saisir plus finement les perceptions et les représentations des acteurs en leur donnant directement la parole. Ce moyen d'enquête est donc plus adapté à des populations cibles peu nombreuses, notamment parce qu'il demande plus de temps par personne interrogée. Pour plus de justesse, un enquêteur unique a réalisé les entretiens pour que le déroulement de celui-ci ainsi que l'enchaînement des questions soient les plus semblables possible d'un entretien à l'autre (Annexe 7). Dans tous les cas, l'interlocuteur est mis en confiance afin qu'il exprime librement sa propre opinion, sans que l'enquêteur n'influe sur les réponses (mise en retrait), et que son discours soit le plus en adéquation avec ses perceptions et ses représentations.

2.3.2. *Le photo-questionnaire*

En complément des enquêtes *in situ*, d'autres questionnaires sont utilisés afin de compléter au maximum l'étude en touchant un plus grand panel d'enquêtés. Les photo-questionnaires se rapportent à une série de photographies préalablement sélectionnées en évitant tous biais liés à la prise de vue (la luminosité, la météo, l'heure ne rentrent pas en compte contrairement aux enquêtes *in situ*). Il est alors demandé aux participants de l'enquête de réagir à plusieurs prises de vue paysagère selon différents critères. La photographie est alors considérée comme un médium paysager dans ces enquêtes, à même de substituer le paysage réel (Cottet, 2010). Du fait du caractère statique du paysage photographié, tous les participants ont en visuel le même paysage, rendant les comparaisons beaucoup plus faciles et robustes entre participants (Luginbühl, 1989).

Ce type d'enquêtes est utilisé de longue date dans les études de perception paysagère (Shafer, 1969; Shafer et al., 1969). Il permet en effet de mettre directement en lien les attributs physiques du paysage et les perceptions qui s'y rapportent (Luginbühl, 1989). De plus, l'influence que l'enquêteur peut avoir sur les réponses données par l'enquêté est considérée comme réduite voire nulle dans le cas où l'enquêteur n'est pas présent lors de l'enquête (Blanchet et al., 2013).

Box. 1 Intérêts d'une médiation paysagère de type photographies

Les études de perceptions paysagères font appel à l'utilisation de divers médias de substitution paysagère (diapos, vues panoramiques à 360°, vidéos et photographies) mais ce sont les photographies qui sont le plus fréquemment utilisées (Cottet, 2010; Le Lay et al., 2005). Les photographies ont l'avantage de représenter le réel, elle est accessible et populaire, elle permet d'éviter d'amener des enquêtés sur le site et par conséquent limite les coûts humains et financiers, et elle touche le langage non verbal ce qui facilite l'expression pour des sujets parfois difficiles à verbaliser (Rivière-Honegger et al., 2014). Le recours à l'image permet aussi de réduire la variabilité des discours et facilite le traitement des enquêtes puisque les enquêtés réagissent sur une base visuelle identique plutôt qu'à des questions ouvertes pouvant se référer à des lieux, paysages ou objets non standardisés. Cette échelle se fait à travers l'utilisation d'une grille de lecture s'étendant de zéro (niveau d'agrément le plus faible) à cinq (niveau d'agrément le plus fort) permettant l'obtention d'une note sur cinq.

2.3.2.1. La construction du jeu de photographies

Bien qu'avec la photographie, l'absence d'autres dimensions sensorielles comme le son, le mouvement ou l'odeur puisse provoquer une distorsion perceptuelle, plusieurs études ont fourni des arguments en faveur de la validité et de l'efficacité de cette pratique, dont les résultats ne diffèrent pas de l'observation *in situ* (Shuttleworth, 1980; Zube et al., 1987). L'évaluation de la perception du paysage à partir des photos au sol est maintenant une procédure bien établie dans l'étude des perceptions paysagères (Brown and Daniel, 1991; Gregory and Davis, 1993; Mosley, 1989; Piégay et al., 2005).

Les enquêteurs choisissent des sites représentant tout le panel de paysages à étudier, allant des paysages les plus dégradés visuellement aux plus esthétiques (Fig. C6.1). Ainsi, pour les anciennes carrières, les photographies ont été prises de telle sorte que le front de taille ne soit pas visible pour, dans un premier cas, ne pas montrer leur origine artificielle. Dans d'autres cas, les anciennes infrastructures ont été photographiées. Pour la steppe de Crau (écosystème de référence), un premier cliché a été pris avec en fond d'image la chaîne des Alpilles montrant ainsi un paysage pouvant être qualifié de « naturel » (Fig. C6.1 – photo H). Dans un autre cas, la steppe a été photographiée avec des bergeries pour montrer l'activité principale qui façonne le site (Fig. C6.1 – photo A). Et enfin la steppe a été photographiée seulement au niveau de communautés végétales pelousaires très hétérogènes (Fig. C6.1 – photo B).

La sélection des scènes a pris en compte plusieurs contraintes. Les clichés présentent des structures paysagères assez semblables, de manière à limiter les facteurs affectant la perception (longueur du champ, zoom sur un élément du paysage, perspective, importance relative de l'arrière-plan) (Le Lay et al., 2005). Etant donné que l'objet de l'étude est la perception du paysage, le champ de vision et l'étendue verticale ont été délibérément élargies,

de sorte à avoir une vue d'ensemble et que l'attention ne soit dirigée sur aucun élément particulier et que l'arrière-plan soit visible. Ainsi, la profondeur du champ a été la même pour chaque cliché. Les clichés photographiques ont été pris par les enquêteurs un jour de beau temps afin de ne pas favoriser un paysage.

Le nombre de clichés a été limité pour ne pas que le photo-questionnaire ne dure trop longtemps et par conséquent ne décourage les participants d'y répondre. L'enquête repose sur une série de 11 clichés paysagers qui s'efforcent d'être représentatifs de la diversité des habitats des milieux étudiés. Un quart des vues présentent l'écosystème de référence, les trois autres les écosystèmes se développant dans les anciennes carrières avec leur panel d'hétérogénéité de milieux (Fig. C6.1).

 <p>Steppe homogène avec bergeries anciennes et actuelles</p>	A	 <p>Ancienne carrière non réhabilitée utilisée actuellement pour le parage à moutons</p>	G
 <p>Steppe avec communautés végétales hétérogènes</p>	B	 <p>Steppe homogène avec le massif des Alpilles</p>	H
 <p>Ancienne carrière non réhabilitée avec des restes d'installations de l'exploitation</p>	C	 <p>Ancienne carrière non réhabilitée en contact avec la nappe phréatique formant un étang permanent</p>	I
 <p>Ancienne carrière réhabilitée avec recolonisation naturelle</p>	D	 <p>Ancienne carrière non réhabilitée anciennement utilisée pour le parage à moutons et naturellement recolonisée</p>	J
 <p>Ancienne carrière réhabilitée et pâturée avec recolonisation naturelle</p>	E	 <p>Ancienne carrière réhabilitée avec de transfert de sol très important (>40cm)</p>	K
 <p>Ancienne carrière non réhabilitée avec recolonisation naturelle</p>	F	<p>Figure 1: Planche de 11 photographies soumises au photo-questionnaire au cours de l'enquête concernant la perception paysagère des nouveaux écosystèmes</p>	

2.3.2.2. Parties du questionnaire et critères d'évaluation

Afin d'appréhender au mieux les perceptions et les profils de chaque enquêté, le photo-questionnaire a été divisé en plusieurs parties qui ont pu être analysées séparément.

- Description profil des enquêtés

Afin d'étudier la représentativité de la population enquêtée par photo-questionnaire, un pré-questionnaire consistant à caractériser le profil de chacun et leurs liens avec le domaine de l'écologie et leurs connaissances de l'étude a été élaborée. Pour cela, différents renseignements ont été demandés : (1) Avez-vous eu déjà connaissance de cette enquête socio-environnementale (même vaguement) et/ou sur les projets de recherche de Julie Chenot et Jordan Batikh?; (2) Avez-vous des connaissances en écologie de la restauration ou des connaissances naturalistes (même si ce sont des connaissances de base)?; (3) Vivez-vous en ville ou à la campagne?; (4) Votre sexe ; (5) Votre groupe socioprofessionnel (N=8 postes) ; (6) Votre catégorie socioprofessionnelle (N=24 postes) ; (7) Votre tranche d'âge. La nomenclature des groupes socioprofessionnels et des catégories socioprofessionnelles a été établie selon les classes de l'Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques (INSEE, 2003).

- Evaluation paysagère par notation d'une photographie

Cette première partie permet de confronter l'enquêté aux paysages de la steppe et des anciennes carrières en lui demandant de réaliser une évaluation paysagère sur la base de notation. Cette évaluation paysagère repose sur l'appréciation de critères simples, le plus souvent avec des adjectifs qualificatifs tels que "beau", "naturel", "triste", *etc.* Comme vu précédemment, il est nécessaire d'employer un langage simple. Pour chacune des photographies montrées à l'enquêté, une douzaine de critères sont proposés à évaluation permettant d'avoir une vision d'ensemble des milieux sous différents aspects (Tab. C6.1). La sélection des critères d'évaluation s'est basée sur les différentes approches qu'il est possible d'avoir d'un territoire, qu'elles soient écologiques, historiques, socioculturelles ou encore économiques. Cette sélection s'est inspirée de la littérature portant sur le concept polysémique du paysage, ainsi que sur des études de perceptions déjà réalisées (Chin et al., 2014; Gregory and Davis, 1993; Le Lay et al., 2008; Piégay et al., 2005; Trivelly, 2004; Wyzga et al., 2009). La grille d'évaluation est basée sur une échelle de 0 à 5 permettant de faciliter la notation pour l'enquêté et l'analyse pour l'enquêteur (Cottet, 2010; Le Lay et al., 2005; Lukasiewicz et al., 2008; Piégay et al., 2005). Une échelle visuelle analogique de 0 à 5 correspond à un avis global qu'un individu peut se faire vis-à-vis d'un objet, d'un paysage, "0" signifiant une non-acceptation certaine du critère, "5" signifiant une acceptation certaine du critère. Le jeu de photographies pour cette question est constitué de quatre photographies : deux présentant la steppe (Fig. C6.1 – photo A et B) et deux des anciennes carrières (Fig. C6.1 – photo C et D). Chaque photographie est présentée une par une avec le même tableau de critère d'évaluation à remplir (Tab. C6.1).

Tableau C6.1 : Critères d'évaluation du jeu de photographies sur la base d'une notation sur une échelle analogique correspondant à la question « Le paysage dans la photo présentée sur cette page est pour vous ? »

	0	1	2	3	4	5
Esthétique	<input type="radio"/>					
Naturel	<input type="radio"/>					
Sauvage	<input type="radio"/>					
Agréable avec le mélange des éléments naturels et des éléments indiquant la présence de l'Homme	<input type="radio"/>					
Identitaire et patrimonial	<input type="radio"/>					
Un héritage (car ce paysage a selon moi une histoire naturelle et humaine)	<input type="radio"/>					
Avec une forte diversité d'espèces différentes	<input type="radio"/>					
A préserver surtout pour les espèces animales	<input type="radio"/>					
A préserver surtout pour les espèces végétales	<input type="radio"/>					
Une opportunité pour des activités de loisirs en plein air	<input type="radio"/>					
Une opportunité économique (agriculture/sylviculture/chasse)	<input type="radio"/>					
Une valeur prospective (les générations futures devraient voir cela)	<input type="radio"/>					

Box 2. Les échelles visuelles analogiques : un outil pour l'évaluation

Dans l'étude de la perception paysagère, les échelles de mesure sont très fréquemment utilisées. Elles offrent l'avantage de produire des données quantitatives, aisément comparables et exploitables dans le traitement statistique. Dans cette étude, l'échelle visuelle analogique a été retenue puisqu'elle permet le recueil de données quantitatives continues. Elle a été empruntée de la médecine sur les travaux sur la douleur du patient (Lukasiewicz et al., 2008), elle est depuis utilisée dans les travaux de perception environnementale (Cottet, 2010; Le Lay et al., 2005; Piégay et al., 2005). Son principe est simple : il est demandé aux participants interrogés d'évaluer leur perception selon différents critères énumérés la note attribuée au critère pour une photographie donnée de manière à figurer au mieux leur évaluation. Le caractère continu des données ainsi recueillies élargit par la suite les possibilités en termes de traitements statistiques.

- Evaluation paysagère par classification de préférence entre quatre photographies

Une deuxième partie du questionnaire a été destinée à évaluer la préférence paysagère non pas à l'aide d'une notation sur une échelle analogique mais à classer un jeu de quatre photographies sur la base de préférence de chacun. Pour cela, quatre jeux de photographies ont été soumis à évaluation avec à chaque fois une photographie de la steppe et trois photographies de carrière présentant des critères particuliers comme la présence d'eau, d'arbres, d'infrastructures (Jeu 1 : photographies E, F, G, A ; Jeu2 : photographies D, E, H, I ; jeu 3 : photographies D, E, B, J ; Jeu 4 : photos K, G, A, J ; Fig. C6.1).

- Evaluation paysagère en fonction de la présence d'espèces patrimoniales

La troisième partie du questionnaire est semblable à la précédente, elle se base sur la classification de quatre photographies selon les préférences de chacun. Cependant, pour chaque jeu de photographies présenté, des illustrations d'espèces d'oiseaux patrimoniales

présentes sur chaque milieu photographié ont été rajouté. Cette expérimentation devrait permettre de voir si la présence d'espèces patrimoniales connues influence les perceptions et représentations vis-à-vis des milieux. Pour cette partie, un seul jeu de photographie a été proposé à classification. Il s'agit du même jeu de donnée numéro 2 que précédemment mais cette fois-ci chacun des paysages est accompagné d'une espèce d'oiseau (Outarde Canepetière, Ganga Catta, Héron Pourpré et Rollier d'Europe). Des illustrations tirées du Guide Ornitho (Svensson et al., 2015) ont été utilisées car elles représentent les espèces selon le même angle (de profil, un male et une femme) et sans fond ce qui limite les biais liés à l'utilisation de photographies qui mettraient potentiellement certaines espèces en valeurs. La comparaison entre ce jeu de photographies avec illustrations ainsi que le jeu de photographies sans illustrations devrait ainsi permettre de déceler de potentielles variations dans les perceptions des milieux.

Box 3. Le recueil de données par internet

Le photo-questionnaire est une méthode destinée à l'étude d'une population nombreuse pour obtenir des données précises. Il est donc nécessaire d'utiliser un large réseau. Depuis les années 90, il est de plus en plus fréquent que les enquêtes de perception menées par photo-questionnaires soient mises en ligne (Wherrett, 2000 ; Roth et Gruehn, 2005 ; Rogge *et al.*, 2007 ; Pflüger *et al.*, 2010). Le recueil des données par Internet présente en effet de nombreux avantages. Tout d'abord, il a été démontré que les photo-questionnaires par internet apportent des réponses similaires aux questionnaires papiers (Bishop, 1997 ; Wherrett, 1999 ; Roth, 2006). De plus, il permet de bénéficier à un accès accru de participants à l'enquête en favorisant l'accès aux populations cibles et l'obtention d'effectifs de répondants pertinents pour la fiabilité des traitements statistiques. Il limite également les moyens humains et financiers des enquêtes en diminuant les contraintes organisationnelles et matérielles pour le recueil des réponses. Ceci engendre par conséquent un gain de temps et d'argent. Enfin, il permet une saisie automatique des données dans la base et réduit l'influence que peut avoir l'enquêteur sur les réponses de l'enquêté. A cela, s'ajoute une plus grande souplesse dans la structuration du questionnaire (présentation aléatoire des questions et/ ou des photographies pour éviter les effets d'ordre) et un apport d'informations inaccessibles dans le cadre des enquêtes traditionnelles (temps de réponse, nombre de catégories socioprofessionnelles enquêtées par exemple) (Reips, 2002). Cependant, pour une utilisation réussie et appropriée du support Internet, il est nécessaire de porter une attention spécifique à de nombreux paramètres (considérations méthodologiques, procédurales, techniques et éthiques à prendre en compte) (Cottet, 2010; Reips, 2002).

En termes de représentativité de la population enquêtée, il est bien évident qu'elle reflètera uniquement les utilisateurs d'internet (Wherrett 1999) qui sont nombreux et appartiennent à des catégories socioprofessionnelles variées. Seule la catégorie des retraités peut être sous-échantillonnée avec cette méthode. Dans tous les cas, les questionnaires en lignes sont très

utiles pour atteindre un maximum d'individus et certains types de population, rare ou spécifique (Schmidt, 1997 ; Reips, 2002). Par exemple, cette méthode permet de toucher les experts environnementaux sur tout le territoire français. En effet, cette communauté relativement peu nombreuse s'organise en réseaux et peut donc être facilement accessible par Internet (utilisation d'adresses institutionnelles ou de mailings élaborés par les institutions de rattachement, les réseaux scientifiques, etc.).

2.3.3. Perception de la nature *in situ*

2.3.3.1. Description des perceptions et ressentis *in situ* à l'aide d'une grille analogique

L'enquête par questionnaire *in situ* consiste à amener les enquêtés un par un sur le site d'étude à des endroits très précis préalablement repérés pour qu'ils s'imprègnent de l'environnement, que tous les sens soient représentés et qu'ils s'expriment sur leurs ressentis, sur leurs perceptions et représentations. Le principe étant d'isoler visuellement et phonétiquement le public échantillonné lors de son transport, afin de l'amener sur le site à l'endroit souhaité sans lui montrer les alentours, l'accès, etc. Une fois sur le site, l'enquêté s'est vu débarrasser les yeux devant le milieu et a observé le paysage et a rempli un questionnaire (Annexe 8). Le sentiment de la nature peut être apprécié au moyen d'une grille, d'un questionnaire traduisant les indicateurs écologiques en des termes compréhensibles pour un public non averti. Cette enquête par questionnaire est destinée à normaliser et à faciliter le recueil des points de vue pour une meilleure comparaison des différentes perceptions et représentations. De plus, l'influence que l'enquêteur peut avoir sur les réponses données par l'enquêté lors des entretiens est considérée comme réduite lors du questionnaire (Blanchet et al., 2013). Différents indicateurs ont été testés appelant à une réponse quantifiée sur une échelle visuelle analogique. La moyenne des indicateurs, déterminée pour chaque paysage, a permis de calculer les valeurs des critères de naturalité de composition, de structure et de fonctionnement.

Box 4. Importance des formulations et des mots dans les questionnaires

Le travail préalable à l'enquête constitue une étape clé de la démarche. En effet, la manière dont est rédigé le questionnaire peut influencer les réponses. Questions ouvertes ou fermées, formulation, ordres des questions sont d'autant d'éléments à prendre en compte, à réfléchir et à tester en amont de l'enquête. Sachant qu'il faut privilégier un questionnaire court avec des termes compréhensibles par tous pour favoriser une passation efficace et donc des données fiables. En effet, les difficultés de compréhension du lexique de l'environnement posent souvent problème dans les questionnaires (Goeldner-Gianella and Humain-Lamour, 2011). Le choix du vocabulaire utilisé dans la formulation des questions est un élément-clé dans la réussite d'une enquête sur des questions environnementales. Face à cela, les sociologues imposent un niveau de vocabulaire adapté au niveau culturel moyen des personnes interrogées ou au niveau de l'interlocuteur le moins instruit (Berthier, 2010; Javeau, 1972). En

effet, un seul mot peut receler un sens polysémique insoupçonné et entraîner un univers des représentations, associées au mot, multiforme. Il convient par conséquent d'éviter les mots ou concepts difficiles. Par conséquent, les termes « naturalité », « anthropisation » sont à proscrire et doivent être remplacés par des termes tels que « milieu artificiel ou naturel », « faible pression humaine sur le site, forte pression humaine ». Au total, six personnes seulement ont participé à cette étude en lien avec la difficulté de mobiliser, de transporter des personnes issues du grand public sur ces sites relativement peu attractifs, éloignés et enclavés.

2.3.3.2. Paysages étudiés

L'expérimentation s'est déroulée durant le mois de mai, période la plus propice à l'expression de la composante végétale des écosystèmes en climat méditerranéen. Elle a consisté à mener une lecture de paysages sur 6 sites différents (Fig. C6.2). Parmi ceux-ci, trois sites ont été choisis dans les anciennes carrières présentant des trajectoires et des paysages différents avec ou sans la preuve de la présence d'activités anthropiques passées. Ainsi (1) un paysage d'une ancienne carrière non réhabilitée avec des restes d'installations de l'exploitation passée ; (2) un paysage d'une ancienne carrière non réhabilitée en contact avec la nappe phréatique formant un étang permanent avec des berges végétalisées et des peuplements de Peupliers autour et (3) un paysage d'une ancienne carrière réhabilitée avec recolonisation naturelle constituée de végétations de type pelouses ouvertes en premier plan ainsi que des peuplements à *Populus* sp. en arrière-plan, composent les paysages étudiés pour les anciennes carrières. Afin de les comparer à la steppe, deux parcelles de steppes de référence sont également sélectionnées pour des lectures de paysage : (1) Une steppe dans un paysage traditionnel (avec les Alpilles en arrière-plan) et (2) une steppe dans un paysage industriel (avec des industries en arrière-plan). Enfin, le sixième site, considéré comme « intrus » consiste en un parking où des pneus sont empilés sur un sol tapissé de cailloux et de goudron fragmenté. Ce dernier site a pour vocation d'éviter aux participants de pressentir les motivations de l'enquêteur. Parmi les différents sites, trois sont identiques entre l'expérimentation *in situ* et le photo-questionnaire (un paysage d'une ancienne carrière non réhabilitée avec des restes d'installations de l'exploitation passée, un paysage d'une ancienne carrière réhabilitée avec recolonisation naturelle, une steppe homogène avec bergeries au loin).



Steppe dans un paysage traditionnel



Ancienne carrière non réhabilitée avec des restes d'installations de l'exploitation passée



Ancienne carrière non réhabilitée en contact avec la nappe phréatique formant un étang permanent avec des berges végétalisées et des peuplements de Peupliers autour



Ancienne carrière réhabilitée avec recolonisation naturelle



Steppe dans un paysage industriel



Site intrus : parking où des pneus sont empilés sur un sol tapissé de cailloux et de goudron fragmenté

Figure C6.2 : Planche photographique des différents sites sélectionnés pour l'expérimentation sociologique *in situ*

2.4. Le traitement des données

Toutes les analyses de données ont été conduites sous le logiciel statistique R 2.13.0 (R Development Core Team, 2016) et des packages "ade4" (Chessel et al., 2004; Dray and Dufour, 2007; Dray et al., 2007), "nortest" (Gross & Liggies, 2015), "nlme" (Pinheiro et al., 2017), "lme4" (Bates et al., 2016) et "FactoMineR" (Husson et al., 2016). Les illustrations de ces analyses ont été réalisées à l'aide des packages "JLutils" couplé à "devtools" (Hadley and Winston, 2016) "fmsb" (Nakazawa, 2017) et "RColorBrewer" (Neuwirth, 2014).

2.4.1. Entretien semi-directifs

Dans le but d'étudier les différents discours des enquêtés lors des entretiens semi-directifs, différentes analyses statistiques ont eu lieu sur les données qualitatives récoltées (Cipriani, 2009). Une analyse des correspondances multiples (ACM) a été réalisée pour caractériser les différentes grandes thématiques abordées par chacun des secteurs d'activités des enquêtés (4 thématiques × 4 secteurs d'activités). Celles-ci ont été relevées lors des entretiens suite à l'orientation du discours sur les problématiques et les enjeux du site (Annexe 7). Cette technique descriptive, qu'est l'ACM vise à résumer l'information contenue dans un grand nombre de variables afin de faciliter l'interprétation des corrélations existantes entre ces différentes variables. Des nuages de mots permettant de décrire la distribution de leurs occurrences dans les discours des enquêtés ont également été établis pour caractériser le discours des enquêtés. C'est un moyen de représenter visuellement la prépondérance de certains mots dans les discours. Pour cela, les discours sur la steppe et les discours sur les anciennes carrières ont été étudiés séparément.

2.4.2. Photo questionnaire

L'utilisation d'une grille appelant à une réponse quantifiée sur une échelle de 0 à 5 permet la réalisation d'une analyse quantitative des photo-questionnaires (Martin, 2012). Cela a permis de réaliser des analyses univariées sur les notes attribuées pour chaque critère évalué (N=11) et ceci pour chacune des photographies présentées (N=4). Comme les conditions

paramétriques n'ont pas été rencontrées (test de lilliefors), des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis ont été effectués suivis par un test post-hoc deux à deux de Wilcoxon avec ajustement de Bonferroni si une différence significative a été détectée (Bonferroni, 1936). De plus, l'étude de la variation des distributions de notes attribuées a été réalisée selon une approche de modélisation statistique. Elle permet de voir quels profils types influencent les notations. Différents facteurs ont été testés : (critères d'évaluation, catégories socioprofessionnelles, âge, lieu de vie, photographie, connaissance en écologie de la restauration et naturalisme, connaissance de l'enquête et des travaux de recherche). Afin de mesurer plus finement les différentes perceptions entre steppe et anciennes carrières, une interaction entre les critères d'évaluation et le site (steppe ou carrière) a été rajouté. La variable de note ne suivant pas une loi normale (test de lilliefors), un Modèle Linéaire Généralisé (GLM : *Generalized Linear Model*) en loi de Poisson a été réalisé (McCullagh, 1984). La validation du modèle s'est faite par l'observation de la distribution des résidus.

Afin de mettre en avant un effet éventuel de la présence d'oiseaux patrimoniaux figurant dans les milieux sur la distribution des réponses de préférence, un indice de similarité a été utilisé. Pour cela, la distance de Bray-Curtis a été calculée en comparant, pour un même questionnaire, les résultats obtenus pour le jeu de photographie avec présence d'oiseaux et pour le même jeu de photographie sans illustrations d'oiseaux. L'indice varie de 0 à 0.4 avec: - 0 : même ordre de préférences - 0.1: l'ordre de deux photos a été échangé - 0.2: l'ordre des 4 photos a été changés 2 à 2 - 0.3: 3 changements - 0.4: changement complet. La variation de cette indice a été étudiée en fonction des catégories socioprofessionnelles et des connaissances en écologie des enquêtés. Une distinction est réalisée entre les répondants travaillant dans le secteur de l'écologie et les autres, nommés « novices » dans le cadre de cette analyse.

Enfin, des analyses univariées ont été réalisées sur la partie évaluation de la naturalité à partir de notes attribuées aux critères de descriptions des milieux. Pour cela, des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis suivis par des tests post-hoc deux à deux de Wilcoxon avec ajustement de Bonferroni si une différence significative a été détectée (Bonferroni, 1936) ont été réalisés sur les notes obtenues de chaque milieu (N=10) décrit en ajoutant une variable supplémentaire : la connaissance en écologie (N=2 ; oui/non).

2.4.3. *Expérimentation in situ*

Tout comme le photo-questionnaire, le questionnaire donné en fin d'expérimentation permet de quantifier les valeurs apportées à chaque paysage à l'aide d'une grille de 0 à 5. Cela a permis de réaliser des analyses univariées sur les notes attribuées pour chaque critère évalué (N=19) et ceci pour chacun des sites (N=6) en moyennant les notes attribuées par chaque enquêté (N=6). Comme les conditions paramétriques n'ont pas été rencontrées (test de Shapiro), des tests non paramétriques de Kruskal-Wallis ont été effectués suivis par un test post-hoc deux à

deux de Wilcoxon avec ajustement de Bonferroni si une différence significative a été détectée (Bonferroni, 1936; Kruskal and Wallis, 1952; Wilcoxon, 1945).

3. Résultats

3.1. Entretiens semi directifs

3.1.1. Population enquêtée

Au total, 22 entretiens semi-directifs ont été réalisés. Parmi ceux-ci, différents acteurs, ayant différents domaines d'expertises et divers rapports avec le site, ont été interrogés. Ces entretiens regroupent des usagers des sites et également des personnes extérieures spécialisées dans le domaine de la restauration écologique, dans l'écologie et/ou dans la gestion des territoires et qui, par conséquent, connaissent les problématiques rencontrées sur le site d'étude. Parmi les 22 usagers se trouvent : des industriels exploitants les matériaux de la plaine de Crau, un membre de l'association de chasse locale, un membre de l'association de protection d'espaces naturels qui a œuvré pour éviter les projets dans les anciennes carrières, des gestionnaires d'espaces naturels, du personnel d'une structure d'expertises en environnement ayant fait des inventaires naturalistes sur les anciennes carrières, un membre du syndicat mixte local responsable de la gestion de la nappe de Crau. Des acteurs publics des communes où se situent les sites d'étude ont également été enquêtés (élus et personnel d'office du tourisme). Parmi les extérieurs au site, un gestionnaire d'espaces naturels, un personnel d'un organisme consulaire et un personnel du ministère de l'écologie ont été enquêtés. Enfin, des chercheurs sur les thématiques de la restauration écologique, connaissant et étudiant le site ont été également interrogés.

3.1.2. Représentation des milieux étudiés

L'étude des évaluations globales (tout enquêtés confondus lors des entretiens semi-directifs) des milieux étudiés présente des perceptions disparates que ce soit dans les valeurs attribuées à la steppe ou aux anciennes carrières.

Les mots les plus utilisés pour la steppe sont *Crau* (35 occurrences), *steppe* (22 occurrences) et *Coussoul* (15 occurrences) (Fig. C6.3). Ces trois termes sont utilisés dans le même sens, ainsi la *Crau* est complètement associée à la *steppe*. De plus, la gestion de ce milieu est très nettement représentée notamment avec les *gestionnaires* tels que la *réserve* (10 occurrences), et le *grand port maritime* (11 occurrences).

La *steppe* est largement définie par ses usages avec l'utilisation de termes récurrents tels que *moutons*, *bergers*, *pastoralisme* qui apportent une belle image à la steppe : « *Ce qui se passe ici avec les moutons c'est magnifique, ils maintiennent ainsi les milieux ouverts* ». Malgré l'utilisation de nombreuses *espèces d'intérêt communautaire* caractérisant la *réserve naturelle* comme c'est le cas du *Lézard ocellé*, du *Ganga cata*, de l'*Outarde canepetière*, du *Faucon crécerellette*, le discours

de la *steppe* est majoritairement orienté sur les *problèmes* qui s'y développent. En effet, de nombreux *problèmes* liés aux *déchets* et au *pétrole* présents sur le site ressortent de la majorité des discours. Alors que la discussion était orientée vers la description générale du milieu steppique, l'attention des enquêtés se porte paradoxalement largement sur l'environnement alentours qui vient "polluer" cette *steppe*. Les *industries* et *activités industrielles* alentours, les *dépôts de déchets* sur le site ainsi que les *pipelines* remplis de *pétrole* traversant le site apportent une image négative à la *steppe*. Ces derniers sont le signe de *pollutions terrestres* (*dépotoirs, sacs plastiques*) et *atmosphériques* (*pollution avec des particules ultrafines*) apportant une image *dramatique* à la *réserve naturelle* comme n'étant pas un *endroit préservé*. La Crau est *malheureusement un vrai dépotoir car c'est ouvert à tout le monde, les gens y jettent des déchets la nuit*. Des activités illégales y ont également lieu comme les « *rave-party, des motards et des buggys viennent également rouler sur la steppe et y laisser des traces de pneus [tout comme] un berger avec un gros SUV (4x4)* ».

La *steppe*, caractérisée comme *terre pastorale multiséculaire*, représente une forte *valeur culturelle* pour les *bergers* qui *attachent une importance à la steppe de référence* tout comme les quelques *naturalistes passionnés de la Crau* :

« *La Crau c'est surprenant, c'est très riche d'un point de vue écologique, sangliers, lièvres et surtout la faune aviaire !* »

« *C'est beaucoup les ornithologues qui viennent visiter* »

Sans ces usagers, il y a une impression globale que « *la Crau n'existe pas* », qu'« *elle n'a pas l'air d'avoir vraiment été fréquentée* ». Dans son ensemble et à première vue, la *steppe* est jugée comme étant « *désert steppique où il n'y a rien* ». « *C'est un espace ouvert qui paraît, de l'œil d'une personne non sensibilisée, insignifiant* ». Caractérisée comme une « *grande étendue de galets, sans reliefs, très laid, très sec avec des tas de pierres, du vent et des conditions difficiles (Quand il fait froid c'est difficile quand il fait chaud, ça l'est aussi...)* », la *steppe* est vue comme un milieu *stressé et perturbé*. Selon certains il n'y a *pas vraiment d'attraits*, excepté pour les *écologues et les chasseurs, ça n'intéresse pas, ce n'est pas très riche, il n'y a rien à préserver, ce n'est rien*. Dans la majorité des cas, la *steppe* n'est *pas bien vue, les gens s'en foutent complètement*. C'est seulement en y travaillant et en étant sensibilisés que les acteurs *apprennent à aimer, à apprécier la Crau*.

« *C'est lorsque l'on connaît la steppe, son histoire, qu'on voit son intérêt* ».

De plus la *fragmentation* globale de la *steppe* (80% de cet habitat a disparu) est reconnue par tous les enquêtés avec l'implantation de *vergers*, avec utilisation de *produits phytosanitaires, d'industries, de carrières, de base aérienne, de pipelines, etc.* signes de zones remaniées ».

« *On est dans un système pourri, il n'y a plus d'espaces naturels, tout est exploité* »

Les activités de recherche, de gestion sont au cœur de discussions sur la *steppe* avec notamment « *les inventaires d'espèces endémiques telles que le Lézard ocellé et les Gangas. Des*

calme, tranquille, personne ne vient nous embêter. Cette tranquillité est aussi perçue par les bergers qui y mettent leur troupeau la nuit pour éviter le vol de bêtes. La chasse est également importante dans ces anciennes carrières. Les chasseurs représentant la majorité des personnes y allant.

Selon certains usagers qui connaissent ces carrières, celles-ci ont trouvé un équilibre et représentent de véritables habitats pour la biodiversité. « Les animaux vont beaucoup dans les carrières ». De plus, elles permettent d'accueillir une biodiversité patrimoniale intéressante : « je ne suis pas sûr que le Guêpier d'Europe serait présent s'il n'y avait pas les carrières », « les carrières deviennent importantes car avec tous ces arbres, le Rollier d'Europe vient nicher », « dans l'une des carrières il y a de l'eau, milieu favorable aux amphibiens comme les Rainettes, il y a aussi le Pélobate cultripède », « les anciennes carrières semblent jouer le rôle de points de nourrissage, d'abris pour certains mammifères et oiseaux, c'est intéressant de conserver ces nouveaux milieux ». « On se rend compte que dans les carrières on peut avoir des données naturalistes intéressantes ». Ainsi, les carrières abandonnées apportent quelque chose de nouveau au désert steppique avec un côté plus esthétique, plus agréable visuellement et olfactivement que la steppe, où on s'y sent bien et où la nature a repris ses droits. Ces milieux sont alors qualifiés de magnifiques, avec du bois mort, des arbres, des étangs, des oiseaux, des mammifères, et tout un cortège d'espèces.

« L'herbe est plus verte et il y a beaucoup de coins d'ombre. Une des carrières c'est un tapis de lavande. C'est agréable d'un point de vue olfactif »

Cependant, malgré ces aspects positifs des anciennes carrières, tout comme la steppe, par endroits, celles-ci peuvent être caractérisées comme une décharge. Ce sont des endroits isolés où il est facile de venir jeter des choses. Ça en devient alors un vrai dépotoir. « Les carrières servent souvent de déchetterie ». Quelques discours associent ces milieux aux problèmes ou opportunités (selon les points de vue) rencontrés vis-à-vis de la pollution de la nappe phréatique par les dépôts d'inertes et par les projets photovoltaïques qui s'y développent. Les élus mettent l'accent sur ce besoin de se tourner vers les énergies renouvelables considérées comme une bonne image répondant à un objectif national de transition écologique. « Il faut bien mettre les panneaux solaires quelque part. On ne les met pas sur la steppe, sur ces anciennes carrières c'est bien, elles ne servent plus de toute manière et aucune forme de tourisme n'est mis en place, personne n'y va ». D'autres voient l'intérêt écologique des carrières et s'exprime sur le fait qu'il n'y a « pas besoin d'aller re-dénaturer un milieu en voulant mettre quelque chose à la place ». Une confrontation entre biodiversité et énergies renouvelables peut alors avoir lieu selon les secteurs d'activités des enquêtés. Certains relatent des cas de figures où des projets d'énergies renouvelables se sont installés sur des milieux parfois Natura2000 qui abritaient des espèces dont ils avaient la responsabilité au niveau local. Il faudrait faire un plan de développement et définir les milieux à ne surtout pas toucher ». Les projets de dépôts d'inertes dans les anciennes carrières ne sont pas sans poser de question quant à la pollution de la nappe phréatique qui peut y être affleurante. Pour certains, il faudrait plutôt inscrire les zones où la

nappe est affleurante comme des zones vulnérables et que tout aménagement et tout projet y soit strictement encadré.

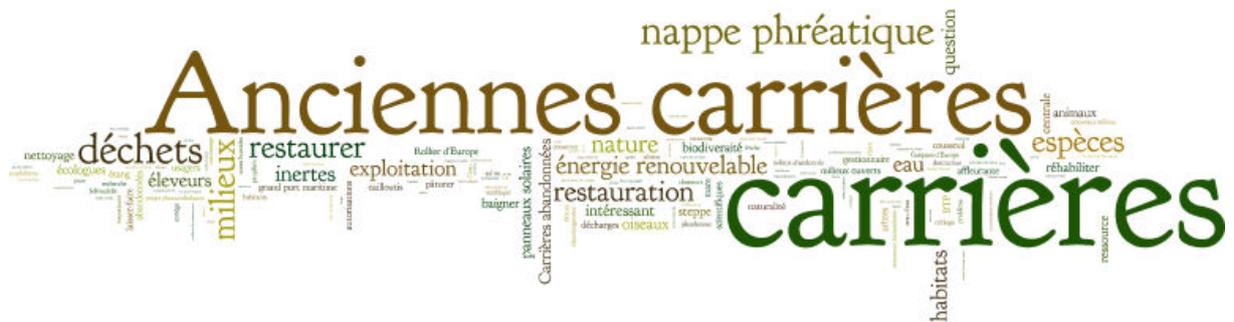


Figure C6.4 : Nuage de mots utilisés par les enquêtés pour la description des anciennes carrières.

La taille d'un mot dans le visuel représente sa fréquence d'utilisation : le mot écrit en caractères de grande taille est celui qui a été le plus utilisé par les sondés dans leurs réponses. L'emplacement d'un mot au sein du nuage n'a pas de signification particulière, pas plus que sa couleur (Wordle : www.wordle.net)

De tous ces discours, sur la question de restaurer ou laisser faire, il en ressort une question de positionnement, de point de vue selon les secteurs d'activités des enquêtés et leurs connaissances du site. *Le tableau n'est pas tout blanc ou tout noir. « Les anciennes carrières ont pris une nouvelle trajectoire et ça peut être intéressant pour certains groupes mais pas du tout pour d'autres. On peut avoir des espèces de milieux ouverts qui sont présentes mais pas les espèces dont on a la plus grosse responsabilité sur l'habitat steppique de la Crau et il peut y avoir des espèces de milieux humides, tels que les amphibiens qui peuvent très bien se porter sur les carrières. Le lézard ocellé peut très bien se porter dans les anciennes carrières. Dans les carrières nous sommes plus sur les mêmes strates, nous sommes, non plus sur des strates herbacées, mais sur des strates arbustives voire arborées (peupliers par exemple). Ce genre de strates peut ne pas correspondre à certaines espèces d'oiseaux. Les carrières si elles sont devenues intéressantes pour un cortège d'espèces tant mieux il faut le préserver. Si ce n'est pas encore le cas et qu'on vise des programmes de restauration adaptés aux espèces dont on a la plus grande responsabilité ça pourrait être aussi bien. On pourrait se demander aussi si on ne pourrait pas mettre des énergies renouvelables dans les anciennes carrières plutôt que dans des habitats naturels ou agricoles. »*

De plus, *« il est clair qu'un paradigme se forme avec cette steppe, en parlant de « milieu unique en Europe » enfin unique en France du moins. Des milieux intéressants pourraient se former, sans parler forcément des anciennes carrières, certains pourraient se former à l'avenir et on les empêcherait de les laisser s'exprimer sous prétexte qu'une poignée d'écologues ait décidé que la steppe soit le milieu à favoriser là-bas. Non on peut faire toutes les études que l'on veut, lorsque de milieux se forment, ils abritent tous un cortège de ce que tu veux, et c'est complètement aberrant de gaspiller autant d'énergies pour détruire et essayer de retrouver ce qu'il y avait avant. »*

3.1.3. Thématiques abordées

L'ACM ne discrimine pas les secteurs d'activités des personnes enquêtées mais sépare les discours abordés au niveau des projets d'aménagements, de la gestion des écosystèmes, des risques sanitaires et environnementaux et des facteurs socioculturels (Fig. C6.5). Une convergence deux à deux dans les réponses est observable. D'une part, l'axe 2 (23,02% d'inertie) montre que lorsque la gestion des écosystèmes est abordée, ce discours est également associé aux facteurs socio-culturels. Ces facteurs portent essentiellement sur les conséquences du développement des nouveaux habitats des anciennes carrières sur les représentations et les comportements des individus. Lorsque les questions sur la gestion des écosystèmes sont évoquées dans les discours, ces derniers se rapprochent incontestablement de la question très controversée concernant le dualisme entre le fait de restaurer ou de « laisser faire la nature ».

D'un autre côté, l'axe 1 (52,18% d'inertie) montre que lorsque les projets d'aménagements sont abordés, les risques sanitaires et environnementaux le sont également. En effet, lorsque les acteurs centrent leurs discours sur la mise en place de projets d'aménagements dont l'installation probable de panneaux photovoltaïques sur les anciennes carrières, ils évoquent aussi constamment les risques sanitaires et environnementaux liés aux pollutions atmosphériques et à la contamination de l'eau de la nappe phréatique.

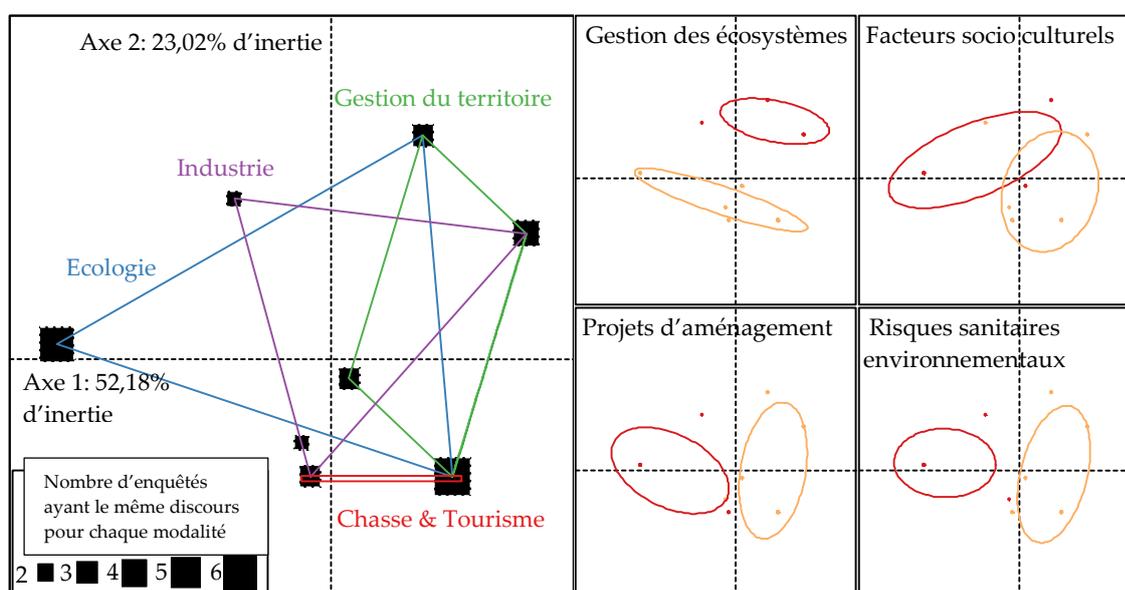


Figure C6.5 : ACM sur les différents secteurs d'activités des enquêtés avec projection des thématiques abordées (4 secteurs d'activités x 4 thématiques abordées)

3.2. Photo-questionnaire

3.2.1. Population enquêtée

Au total 695 questionnaires complets ont été récoltés par internet. Parmi les enquêtés, près de trois quarts des personnes possèdent des connaissances en écologie de la restauration et/ou dans le naturalisme. Et moins de 10% de la population échantillonnée ont eu vent des travaux

de recherche (Annexe 9). Toutes les catégories professionnelles proposées par l'INSEE sont représentées dans des proportions très différentes (Annexe 9). Si les catégories socioprofessionnelles sont regroupées, il y a quasiment autant de personnes provenant du secteur de l'écologie et de l'environnement que des personnes extérieures à cette catégorie socioprofessionnelle (Annexe 9). Concernant le lieu de vie, 56,7% des enquêtés vivent en ville contre 43,3% à la campagne.

3.2.2. *Evaluation paysagère par notation de la steppe et des anciennes carrières*

La comparaison des notes obtenues pour chaque critère évalué par les enquêtés montrent de fortes variations selon le paysage considéré (GLM, Tab. C6.3). La steppe très homogène (Photo A) paraît être le milieu perçu comme le plus agréable. C'est le paysage dont les enquêtés reconnaissent le plus une valeur d'héritage, une valeur identitaire et patrimoniale et une valeur économique quel que soit la catégorie des répondants (Fig. C6.6). La deuxième steppe plus hétérogène en termes de communautés végétales (Photo B) est considérée comme plus sauvage et naturelle que la première. Cependant les notes des autres critères sont plus basses que les anciennes carrières (Fig. C6.6).

La comparaison des deux carrières étudiées montre une très nette séparation des notes entre celles-ci (Fig. C6.6). Le paysage de l'ancienne carrière naturellement recolonisée par la végétation (Photo D) possède des notes élevées pour chaque critère. Il est ainsi considéré comme le plus significativement esthétique (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=918,99$; $ddl=3$; $p<0,001^{***}$), naturel (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=756,73$; $ddl=3$; $p<0,001^{***}$) et sauvage (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=561,79$; $ddl=3$; $p<0,001^{***}$), avec la plus forte biodiversité, le plus grand nombre d'espèces animales et végétales. C'est aussi le paysage qui serait le plus intéressant à conserver (valeur prospective) (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=344,73$; $ddl=3$; $p<0,001^{***}$). En revanche, le paysage de l'ancienne carrière naturellement recolonisée par la végétation avec des restes d'installations de l'exploitation passée (Photo C) constitue le paysage le moins bien évalué sur tous les critères (Fig. C6.6).

La biodiversité présente dans les sites, évaluée par les critères "forte biodiversité" (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=677,02$; $ddl=3$; $p<0,001^{***}$), "à protéger pour les espèces animales" (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=384,54$; $ddl=3$; $p<0,001^{***}$) et "à protéger pour les espèces végétales" (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=403,94$; $ddl=3$; $p<0,001^{***}$), se révèlent être significativement plus importantes dans l'ancienne carrière naturellement recolonisée par la végétation (Photo D) que dans les autres milieux (Fig. C6.6).

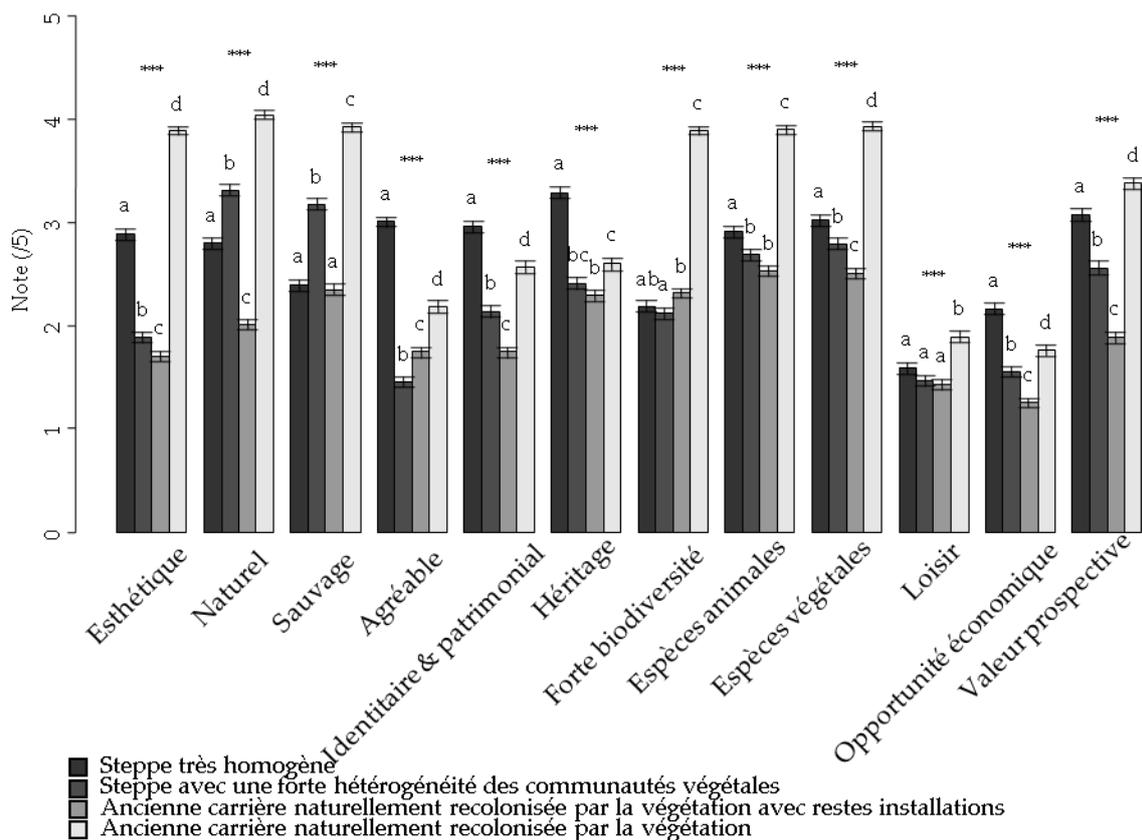


Figure C6.6 : Notes attribuées de chaque critère selon les photographies présentées (N=695×12 critères×4 photographies). Les barres de l’histogramme partageant des lettres communes ne sont pas significativement différentes selon les tests post-hoc de comparaison deux à deux de Pairwise-Wilcoxon. Les valeurs données sont des moyennes ± l’erreur standard

En termes de naturalité, appréciée par les critères sauvage et naturel, l’ancienne carrière naturellement recolonisée par la végétation (Photo D) est évaluée comme la plus significativement naturelle (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2=756,73$; $\text{ddl}=3$; $p<0,001^{***}$) et sauvage (Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2=561,79$; $\text{ddl}=3$; $p<0,001^{***}$), suivie de la steppe hétérogène (Photo B) puis de la steppe homogène (Photo A). La présence de restes d’installation sur la photo d’une ancienne carrière (Photo C) la classe dernière en termes de naturalité sans pour autant qu’elle obtienne une seule fois la note de 0 (Fig. C6.6).

Considérant les anciennes carrières ensemble (deux photographies) ainsi que la steppe (deux photographies), tous critères confondus, les carrières ont une note globale significativement plus élevée que la steppe (GLM, Tab. C6.3). Les anciennes carrières sont significativement mieux perçues avec des notes plus élevées par rapport à la steppe pour les critères liés à la biodiversité (Fig. C6.7). La steppe est en moyenne considérée comme abritant une plus faible biodiversité que les anciennes carrières (Moyenne des notes de la steppe : 2.23/5 contre 3.20/5 pour les anciennes carrières ; Kruskal-Wallis : $\text{Khi}^2=286,36$; $\text{ddl}=1$; $p<0,001^{***}$). De plus la steppe serait significativement moins à protéger que les anciennes carrières pour tout ce qui

est espèces animales (Kruskal-Wallis : $Khi^2=55,16$; $ddl=1$; $p<0,001^{***}$) et végétales (Kruskal-Wallis : $Khi^2=32,56$; $ddl=1$; $p<0,001^{***}$) (Fig. C6.7). Même si le critère naturel est élevé et semblable pour la steppe et les anciennes carrières (Kruskal-Wallis : $Khi^2=0,02$; $ddl=1$; $p>0,05$), les anciennes carrières sont significativement considérées comme plus esthétiques (Kruskal-Wallis : $Khi^2=53,45$; $ddl=1$; $p<0,001^{***}$) et sauvages (Kruskal-Wallis : $Khi^2=41,48$; $ddl=1$; $p<0,001^{***}$) que la steppe de référence (Fig. C6.7). Cependant, cette tendance s'inverse considérant les critères agréable, identitaire et patrimoniale ainsi que le critère héritage. La steppe est ainsi considérée comme un milieu étant plus agréable (Kruskal-Wallis : $Khi^2=21,71$; $ddl=1$; $p<0,001^{***}$), ayant une forte représentation identitaire et patrimoniale (Kruskal-Wallis : $Khi^2=42,71$; $ddl=1$; $p<0,001^{***}$) et ayant une histoire naturelle et humaine plus importante que les anciennes carrières (Kruskal-Wallis : $Khi^2=50,13$; $ddl=1$; $p<0,001^{***}$) (Fig. C6.7). Enfin, les critères de loisir et opportunité économique sont les critères les plus mal notés pour les milieux étudiés, que ce soit la steppe ou les anciennes carrières (Fig. C6.7).

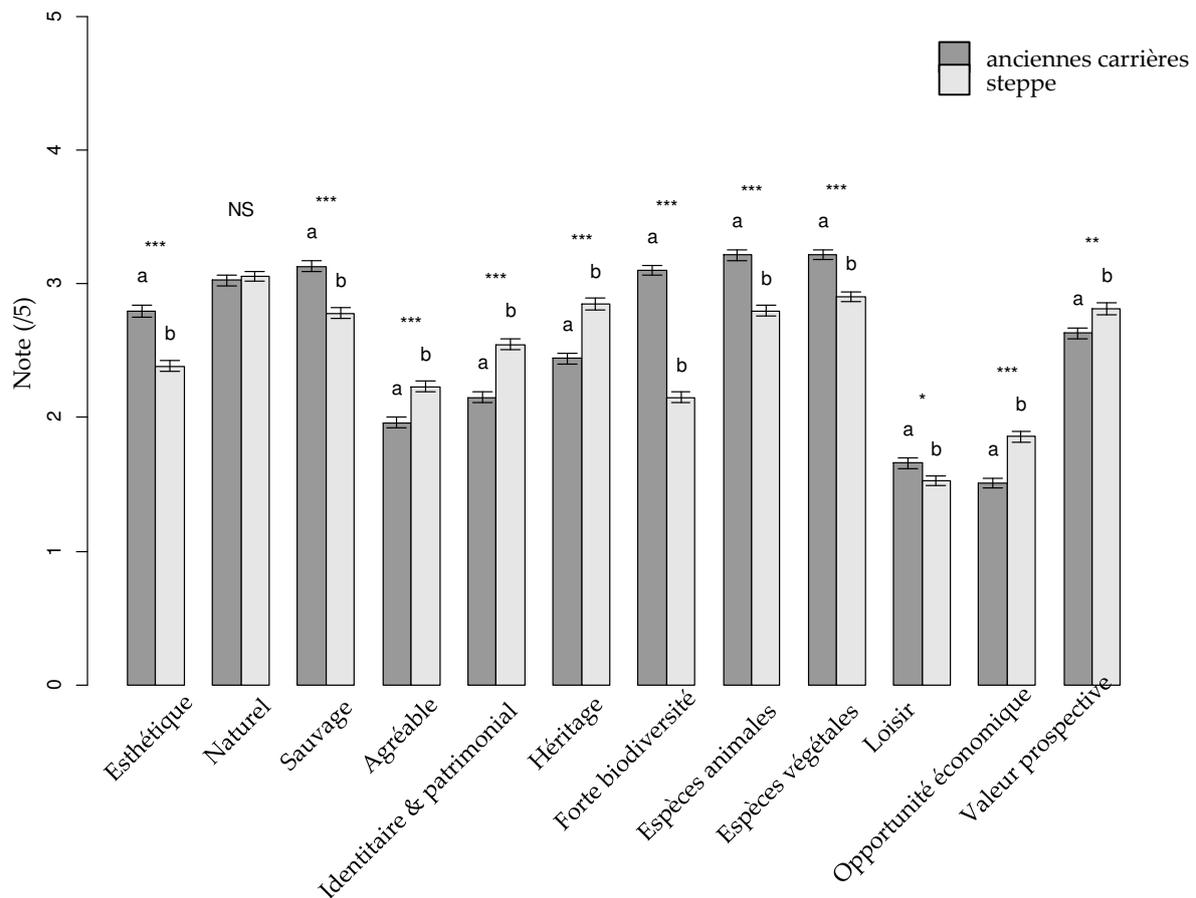


Figure C6.7 : Notes (/5) attribuées de chaque critère selon les deux milieux étudiés : steppe et anciennes carrières (N=695×12 critères×2 milieux). Les barres de l'histogramme partageant des lettres communes ne sont pas significativement différentes selon les tests post-hoc de comparaison deux à deux de Pairwise-Wilcoxon. Les valeurs données sont des moyennes ± l'erreur standard

Un grand nombre de variables explicatives interviennent dans l'influence de la notation (Tab. C6.2). Seul la catégorie de sexe des enquêtés n'influencent pas significativement la notation. En effet, ceux qui ont eu connaissances de l'enquête mettent des notes significativement plus élevées tout comme ceux qui ont des connaissances en écologie et les personnes habitant à la campagne. Les connaissances en écologie des enquêtés influencent également significativement l'attribution des notes (GLM, Tab. C6.2). Quelles soient les images présentées, les personnes ayant des connaissances en écologie mettent significativement des notes plus élevées pour les critères suivant : "esthétique", "agréable", "identitaire et patrimonial", "forte biodiversité", "opportunité économique" et des notes plus basses pour le critère "naturel" (Fig. C6.8). Même si dans la majorité des notations, la perception des experts et du grand public fluctue dans le même sens et est souvent semblable, des perceptions divergent cependant selon les sites et les critères d'évaluations (Fig. C6.8). En effet, les experts mettent des notes d'esthétique de la steppe significativement plus élevées que le grand public (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=227,73$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$). Il en est de même pour les notes des critères "identitaire et patrimonial" (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=960,93$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$) et d'"héritage" (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=227,73$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$). Inversement les experts accordent des notes significativement moins grandes aux deux paysages de la steppe que le grand public pour le critère "naturel" (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=803,02$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$) et "loisir" (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=48,75$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$) des paysages. Concernant les critères liés à la biodiversité, les experts mettent des notes significativement plus élevées pour les deux paysages de steppe et pour la carrière avec les restes d'installations qui, selon eux abritent alors une plus forte biodiversité que ces mêmes milieux perçus par le grand public (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=759,81$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$). Par ailleurs, les experts accordent plus d'intérêts que le grand public à présenter que la steppe du deuxième paysage (steppe hétérogène) comme étant plus intéressante à protéger pour les espèces animales (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=403,29$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$) et végétales (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=420,13$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$). Enfin, les experts trouvent la steppe hétérogène plus agréable que le grand public mais la considère quand même significativement moins agréable que la première steppe (Kruskal-Wallis : $K_{hi^2}=436,67$; $ddl=7$; $p<0,0001^{***}$) (Fig. C6.8).

Tableau C6.2 : Tableau de déviation pour les effets simples GLM pour l'état de réponse de la note attribuée. Resid.DF sont les degrés de liberté résiduels et Resid.dev est la déviance résiduelle. La signification des termes est donnée par les valeurs p du test chi-carré

	dll	Deviance	Resid. Df	Resid. Dev	Pr(>Chi)
NULL			33359	41508	
Critères d'évaluation	11	3327,5	33348	38181	< 0,001***
Catégories socioprofessionnelles	26	442,1	33319	35168	< 0,001***
Groupe socioprofessionnel	10	112,6	33309	35055	< 0,001***
Age	4	16,7	33304	35039	< 0,01**
Lieu de vie	1	25,8	33303	35013	< 0,001***
Site (steppe ou carrière)	1	20,6	33347	38160	< 0,001***
Photographie	3	2570,9	33345	35610	< 0,001***
Connaissances en écologie	1	68,2	33302	34944	< 0,001***
Connaissances de l'enquête	1	11,1	33301	34933	< 0,001***
Sexe	1	0,0	33308	35055	0,88
Critères d'évaluation :site	11	538,7	33290	34395	< 0,001***

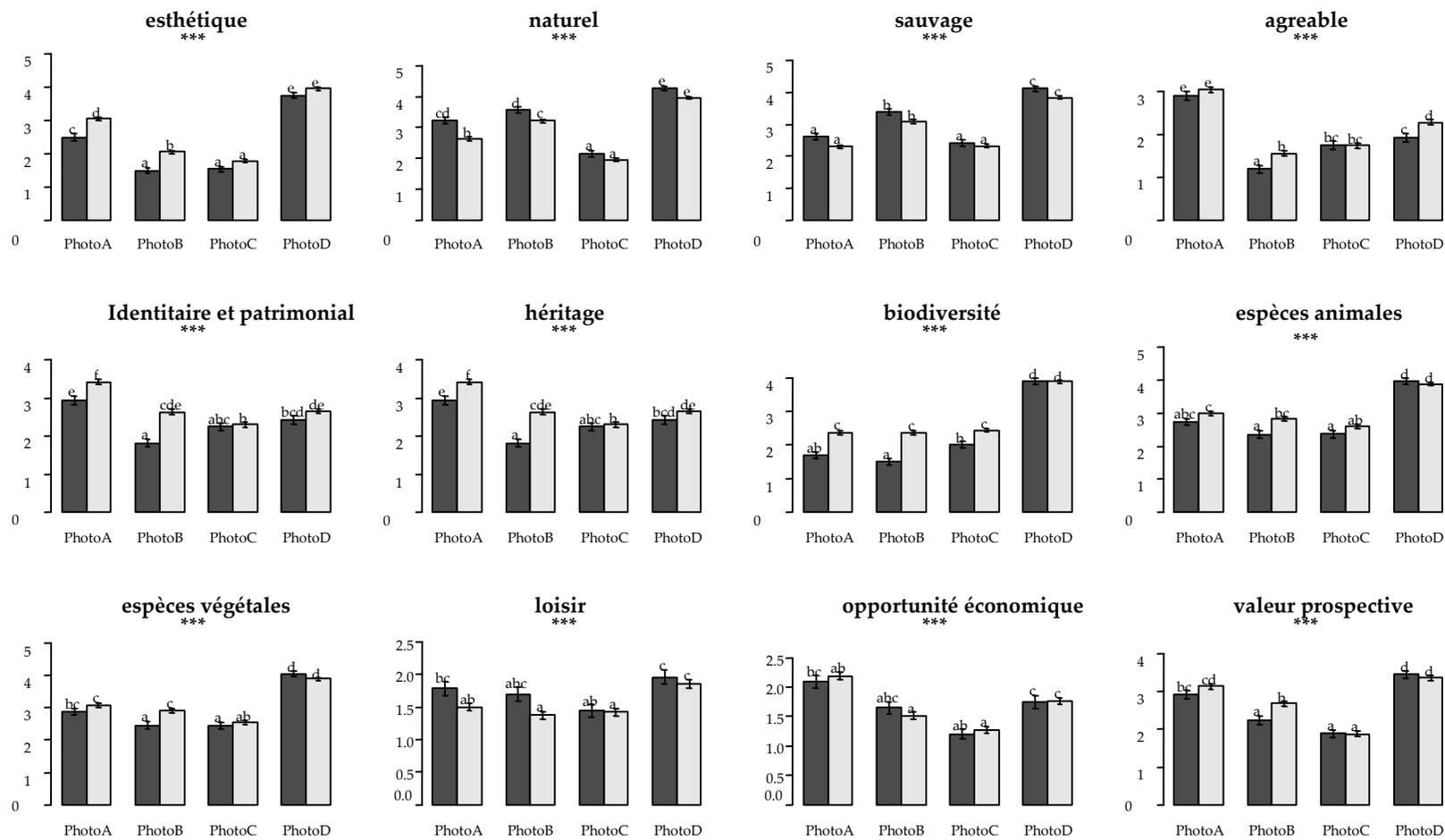


Photo A: Steppe très homogène
 Photo B: Steppe avec une forte hétérogénéité des communautés végétales
 Photo C: Ancienne carrière naturellement recolonisée par la végétation avec restes installations
 Photo D: Ancienne carrière naturellement recolonisée par la végétation

■ Non □ Oui

Figure C6.8 : Notes attribuées des non scientifiques (gris foncé) et des experts (gris clair) de chaque critère selon les photographies présentées (N=695×12 critères×4 photographies). Les barres de l'histogramme partageant des lettres communes ne sont pas significativement différentes selon les tests post-hoc de comparaison deux à deux de Pairwise-Wilcoxon. Les valeurs données sont des moyennes ± l'erreur standard

3.2.3. Evaluation paysagère par préférence entre steppe et anciennes carrières

La classification de quatre photographies en termes de préférence montre des variations importantes (Fig. C6.9). En général, dans les comparaisons établies, la steppe est beaucoup moins appréciée que les anciennes carrières. En effet, bien qu'elle soit représentée de plusieurs façons (Steppe homogène avec bergeries anciennes et actuelle (Photo A), Steppe homogène avec le massif des Alpilles (Photo H) ou Steppe avec communautés végétales hétérogènes (Photo B)), elle n'est majoritairement pas placée en première photographie préférée, elle se situe plus entre la troisième et la quatrième position (Fig. C6.9). Concernant le type de milieux, les enquêtés préfèrent les milieux plutôt fermés avec des boisements seuls (Photo J) ou autour de pelouses (Photo D et F) ou entourant un étang (Photo I). Les milieux ouverts sont majoritairement en fin de classement que ce soit des milieux réhabilités d'anciennes carrières en pelouses sèches (Photo E) ou la steppe constituée de pelouses sèches semi-naturelles (Photo H, A et B) (Fig. C6.9). Le milieu qui représente une partie de l'activité pastorale de la steppe est toujours le moins préféré. Il s'agit d'un milieu situé dans une ancienne carrière qui est utilisé pour le parcage de moutons (Photo G) (Fig. C6.9).

Ordre de préférence	1	2	3	4
Jeu de photographies n°1				
Jeu de photographies n°2				
Jeu de photographies n°3				
Jeu de photographies n°4				

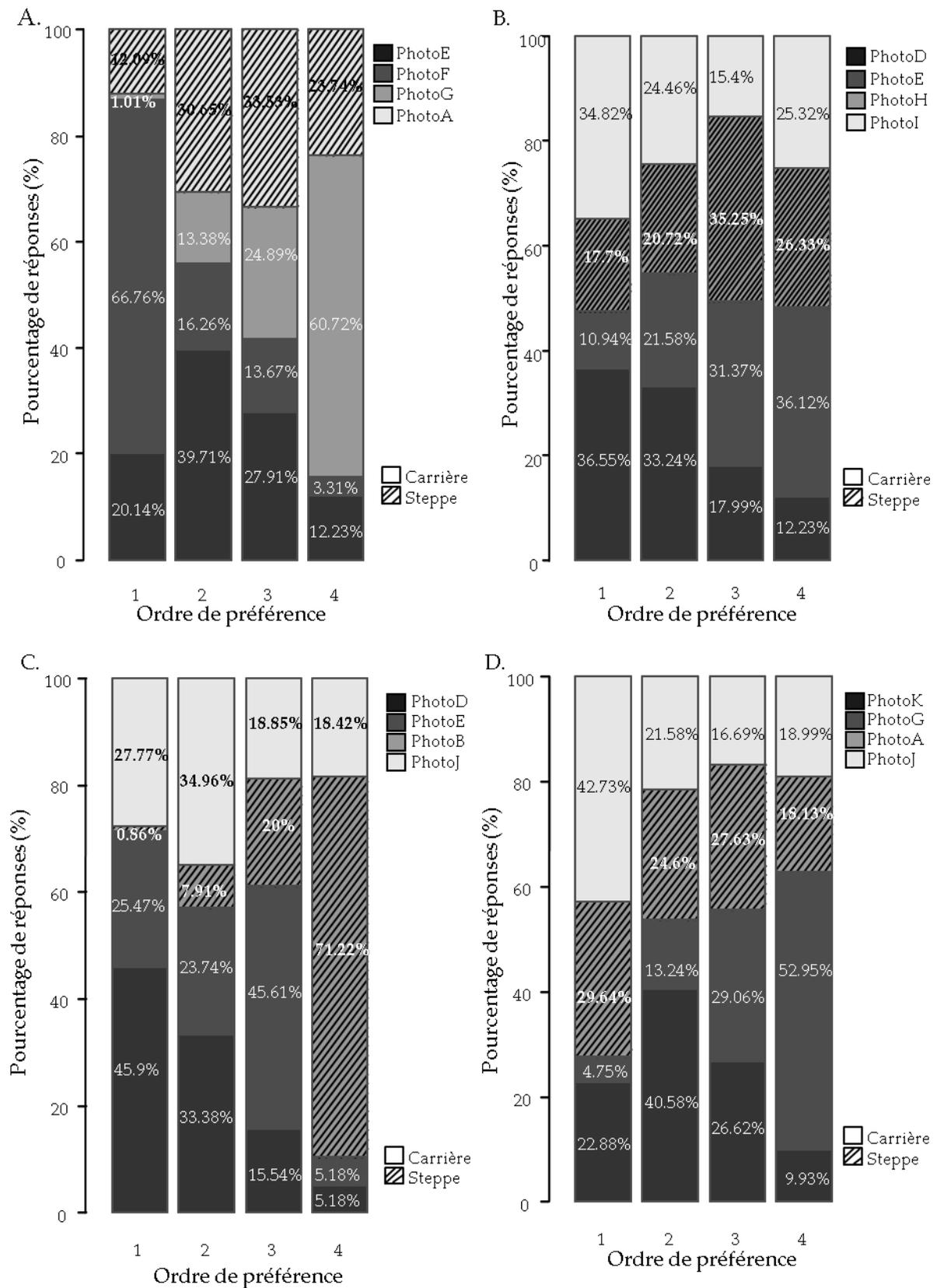


Figure C6.9 : Ordre de préférences de quatre jeux de photographies × quatre milieux évalués par photo-questionnaire et illustrations des classements majoritaires. (A) Jeu de photographies 1 ; (B) Jeu de photographies 2 ; (C) Jeu de photographies 3 ; (D) Jeu de photographies 4. Les photographies illustrant la steppe sont entourées de rouge

3.2.4. Evaluation paysagère en fonction de la présence d'espèces patrimoniales

L'ajout d'une information supplémentaire en termes d'espèces patrimoniales peut influencer la préférence des milieux. En effet, 61.15% de la population enquêtée change l'ordre des préférences des milieux lorsqu'il y a ajout d'une espèce d'oiseaux patrimoniale (Fig. C6.10). Parmi ceux-ci, un tiers intervertit juste deux photos, un peu plus d'un quart des personnes modifie par contre largement leur choix dont plus de 2% changent radicalement leur choix (Fig. C6.10). Cependant, ces modifications de classification varient de la même façon que ce soit pour les enquêtés ayant des connaissances en écologie de la restauration et/ou naturalisme, que les enquêtés n'ayant pas de telles connaissances (Fig. C6.10).

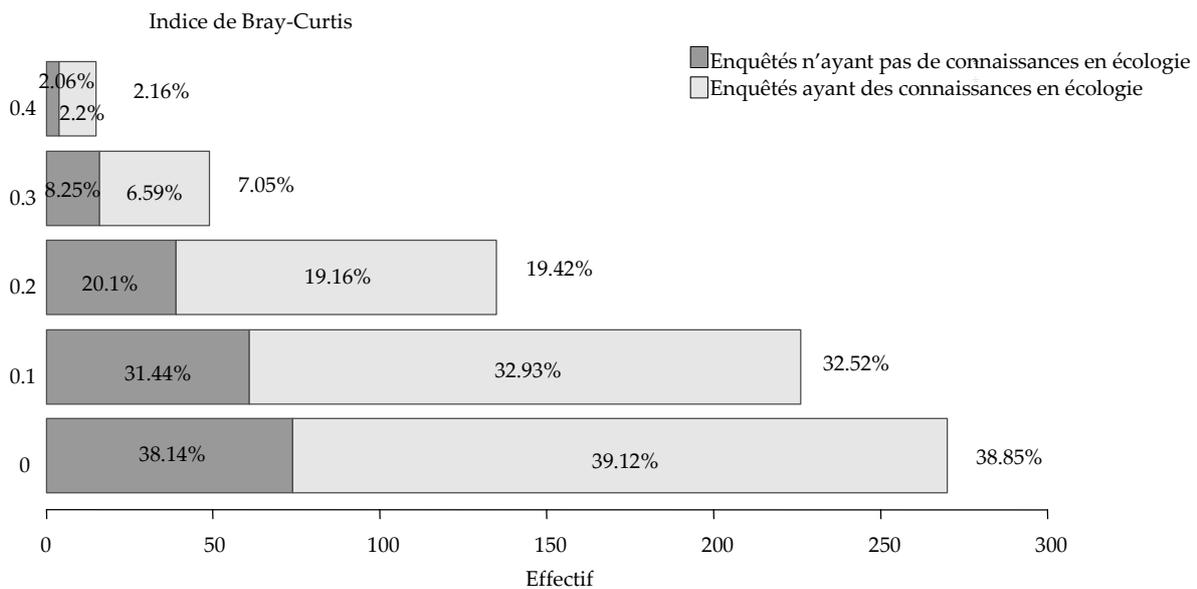


Figure C6.10 : Pourcentages de modifications apportées dans le classement de préférences des milieux selon l'indice de Bray-Curtis pour la population enquêtée par photo-questionnaire (N=695) en notifiant les enquêtés ayant des connaissances en écologie de la restauration et/ou naturalisme (N=401) et ceux n'ayant pas de telles connaissances (N=194)

Ces ajouts d'illustrations entraînent des modifications dans l'ordre des préférences de milieux. En effet, la steppe majoritairement classée en troisième position sans illustrations, recule dans le classement avec une majorité de préférence qui la classe alors en dernier milieu apprécié (Fig. C6.11). La préférence des photographies D et E est améliorée en présence d'illustrations d'oiseaux. Alors que sans illustrations, les tendances de préférence des milieux sont de l'ordre de l'ancienne carrière réhabilitée avec recolonisation naturelle (Photo D), puis l'ancienne carrière non réhabilitée en contact avec la nappe phréatique formant un étang permanent (Photo I), puis la steppe homogène avec le massif des Alpilles (Photo H) et enfin l'ancienne carrière réhabilitée et pâturée avec recolonisation naturelle (Photo E), en présence d'illustrations, cet ordre varie avec les trois anciennes carrières en premier (photo D, I et E) et enfin la steppe (Photo H) (Fig. C6.11).

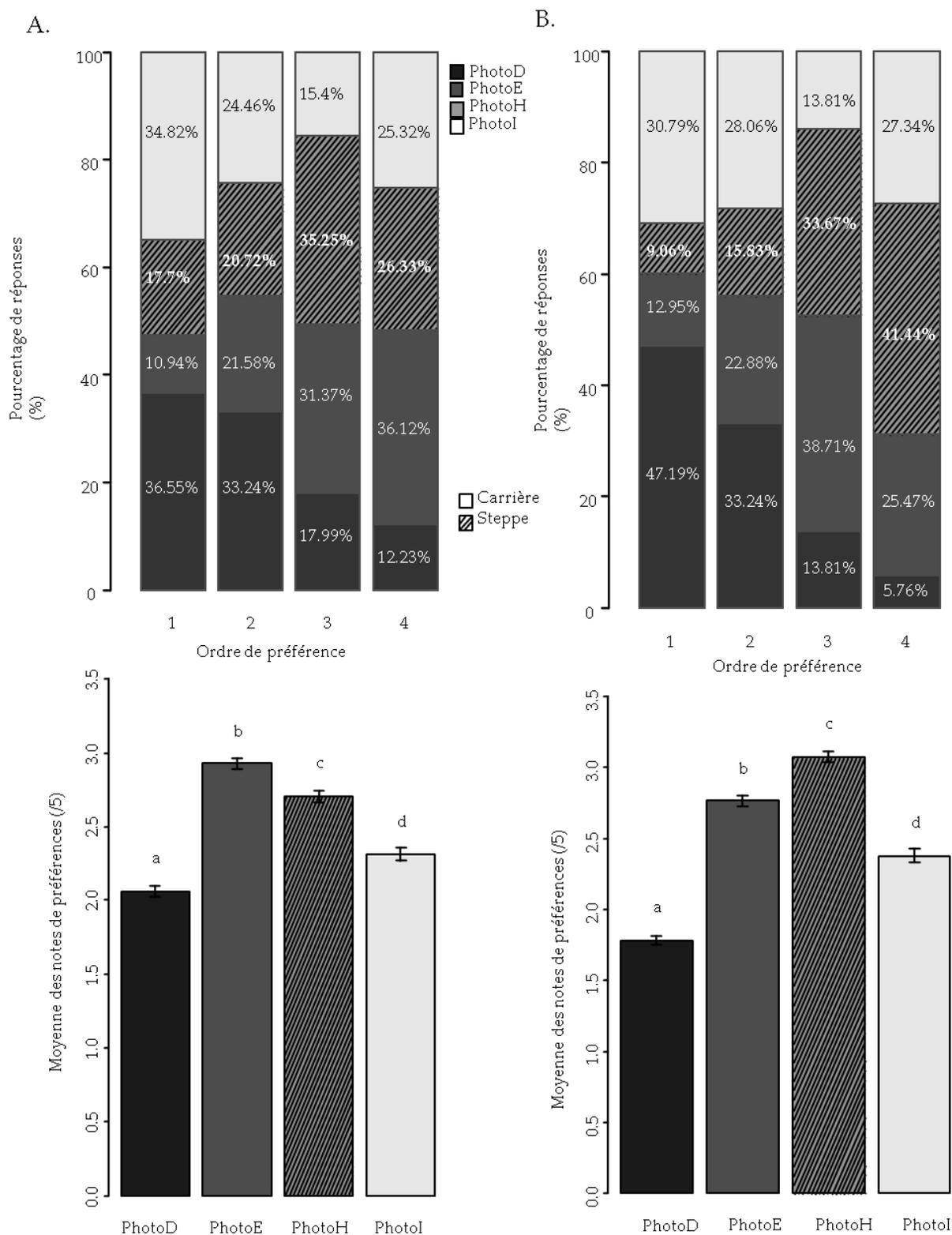


Figure C6.11 : Modification des préférences de quatre milieux (A) sans la présence d'illustration d'espèces avifaunistiques patrimoniales; (B) avec illustrations d'espèces avifaunistiques patrimoniales. Les répartitions des réponses sur l'ensemble des enquêtés est représentées dans les diagrammes empilés et les moyennes des notes attribuées dans les diagrammes en barres (plus proche de un : photo classée en première position dans les préférences; plus proche de 5 : photo classée en dernière position dans les préférences)

3.2.5. Evaluation de la perception de la naturalité

Les critères "naturel" et "sauvage" ne sont pas notés significativement de la même façon (Kruskal-Wallis : $Khi^2=1320,9$; $ddl=7$; $p<0,001^{***}$). Le terme naturel n'est pas associé au terme sauvage, ils évoluent différemment (Fig. C6.12). La steppe très homogène avec des bergeries anciennes et actuelles est considérée comme significativement plus naturelle que sauvage alors que la steppe avec une forte hétérogénéité ne présente pas de différences significatives dans son évaluation entre les critères naturel et sauvage. *A contrario*, l'ancienne carrière naturellement recolonisée par la végétation et avec des restes d'installations est considérée comme plus sauvage que naturelle. Enfin, l'ancienne carrière naturellement recolonisée par la végétation obtient des notes similaires pour les deux critères d'évaluations (Fig. C6.12). La présence de constructions fait diminuer la notation du critère sauvage par rapport au naturel pour la steppe et inversement pour les anciennes carrières (Fig. C6.12).

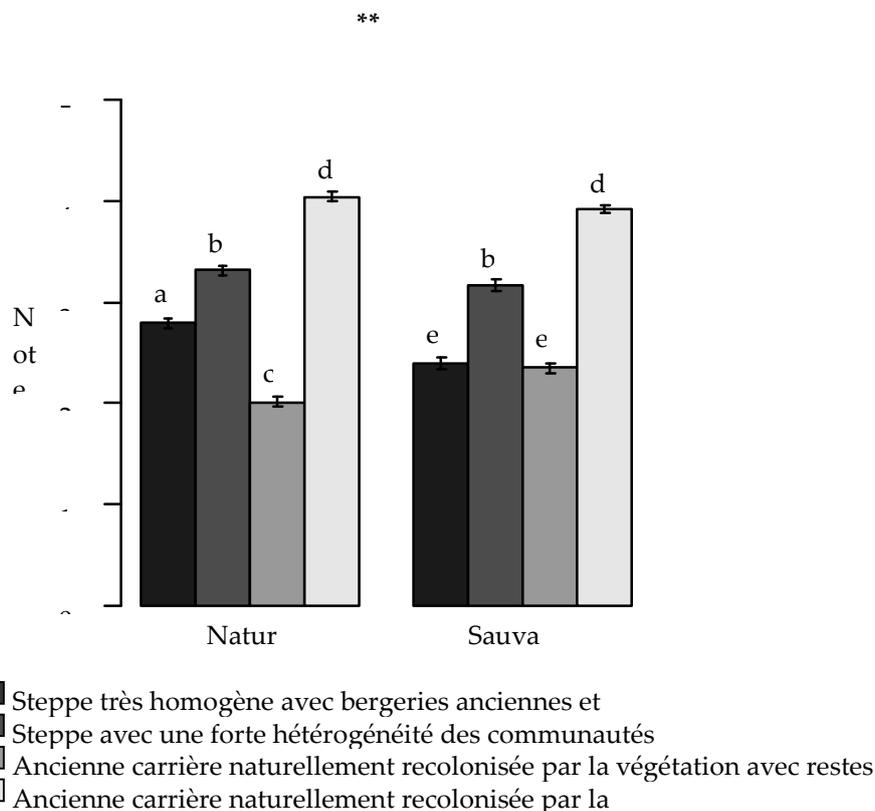


Figure C6.12 : comparaison des notes attribuées pour les critères de naturalité (Naturel et Sauvage) selon les photographies présentées ($N=695 \times 2$ critères $\times 4$ photographies). Les barres de l'histogramme partageant des lettres communes ne sont pas significativement différentes selon les tests post-hoc de comparaison deux à deux de Pairwise-Wilcoxon. Les valeurs données sont des moyennes \pm l'erreur standard

3.3. Expérimentation in situ

Une nette séparation des perceptions entre les différents sites étudiés apparaît dans l'annotation des critères d'évaluation de chaque paysage *in situ*. Malgré une absence de différences significatives (Kruskal-Wallis : $Khi^2=6,38$; $ddl=5$; $p>0,05$), tous les paysages

étudiés sont considérés comme étant ou ayant été occupés, exploités par les activités anthropiques, les notes pour ce critère « espace sans hommes » sont relativement faibles. Cependant, ces paysages apparaissent comme moyennement détruits (Kruskal-Wallis : $Khi^2=19,33$; $ddl=5$; $p<0,01^*$). Par ailleurs, les anciennes carrières sont définies comme des milieux oubliés en comparaison avec les deux paysages de steppes présentés (Kruskal-Wallis : $Khi^2=15,48$; $ddl=5$; $p<0,001^*$) (Fig. C6.13).

Concernant les critères permettant de quantifier le bien-être des enquêtés vis-à-vis des paysages évalués, les paysages des anciennes carrières (avec de l'eau, avec une forêt en arrière-plan et même avec les quelques ruines de l'exploitation passée) ainsi que la steppe avec les Alpilles en arrière-plan constituent les espaces les plus paisibles contrairement à la steppe du Ventillon et au site intrus avec les pneus (Kruskal-Wallis : $Khi^2=16,06$; $ddl=5$; $p<0,01^*$). Les milieux sans activités liées à l'homme (ruines, pneus, steppe du Ventillon) représentent les espaces les plus poétiques (Kruskal-Wallis : $Khi^2=22,81$; $ddl=5$; $p<0,001^{**}$). Enfin, les deux paysages des anciennes carrières sans présence d'activités anthropiques (eau et forêt) sont significativement les paysages les plus esthétiques (Kruskal-Wallis : $Khi^2=27,02$; $ddl=5$; $p<0,0001^{***}$). Par conséquent, le critère « on s'y sent bien (*feeling*) » est significativement mieux noté pour les trois paysages des anciennes carrières et la steppe avec les Alpilles en arrière-plan (Kruskal-Wallis : $Khi^2=19,82$; $ddl=5$; $p<0,01^*$). Les paysages où l'enquêté éprouve le moins de bien-être sont ceux où une pollution visuelle est observable (pneus, zones industrielles en arrière-plan pour la steppe du Ventillon). La présence de cette dernière fait diminuer significativement la notation de la perception des paysages pour les critères espace de paix (Kruskal-Wallis : $Khi^2=16,06$; $ddl=5$; $p<0,01^*$) et augmenter significativement les notes pour les critères espaces conflictuels (Kruskal-Wallis : $Khi^2=25,76$; $ddl=5$; $p<0,0001^{***}$). Cependant, cette pollution visuelle pour la steppe n'engendre pas une perception significativement supérieure quant à la destruction du site. Tous les paysages visualisés, à l'exception du site intrus avec les pneus, présentent une note similaire et relativement basse.

Contrairement au questionnaire internet où de fortes différences significatives entre les sites ont été observées, ici aucune différence significative est mesurée entre les sites des anciennes carrières et les sites de la steppe pour les critères espèces animales (Kruskal-Wallis : $Khi^2=5,51$; $ddl=5$; $p>0,05$), espèces végétales (Kruskal-Wallis : $Khi^2=2,42$; $ddl=5$; $p>0,05$), espace de loisir (Kruskal-Wallis : $Khi^2=8,28$; $ddl=5$; $p>0,05$), espace patrimonial (Kruskal-Wallis : $Khi^2=14,00$; $ddl=5$; $p<0,05$), forte diversité (Kruskal-Wallis : $Khi^2=15,61$; $ddl=5$; $p<0,05$). Seul le site avec les pneus a obtenu des notes significativement inférieures aux sites des anciennes carrières et steppes pour ces critères (Fig. C6.13).

Pour ce qui est des critères d'évaluations de la naturalité, les résultats obtenus varient par rapport au questionnaire internet. Alors que des différences significatives ont été mesurées entre les paysages dans le photo-questionnaire, ici aucune différence significative n'a été relevée pour les critères naturel et sauvage des paysages (Kruskal-Wallis : $Khi^2=11,96$; $ddl=5$; $p>0,05$). Et ceci, même pour les trois sites similaires entre les études (ruine, forêt, steppe) qui

obtiennent des notes plus basses dans l'expérimentation *in situ* que dans le photo-questionnaire pour le critère sauvage. En revanche, le paysage de l'ancienne carrière avec des ruines apparaît plus naturel dans l'expérimentation *in situ* que dans le photo-questionnaire.

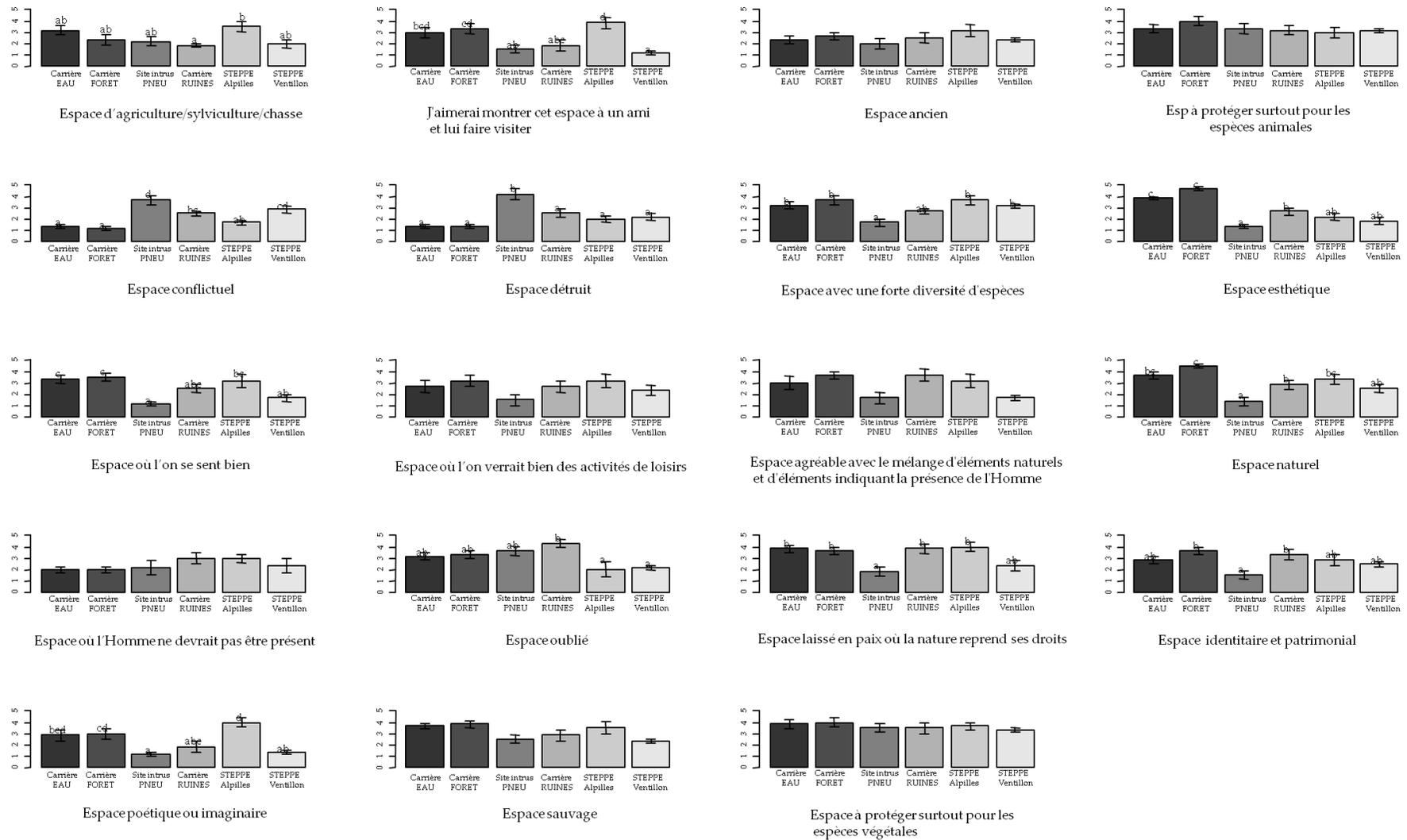


Figure C6.13 : Notes (/5) attribuées de chaque critère selon les six paysages étudiés : steppe (N=2), anciennes carrières (N=3) et un paysage intrus (N_{total}=6 enquêtés×19 critères×6 paysages). Les barres de l'histogramme partageant des lettres communes ne sont pas significativement différentes selon les tests post-hoc de comparaison deux à deux de

Pairwise-Wilcoxon. De même, les séries d'histogrammes non surmontés de lettres ne présentent pas de différences significatives entre les paysages. Les valeurs données sont des moyennes \pm l'erreur standard

4. Discussion

D'après la littérature, dans toutes les expérimentations de perception, trois phases distinctes se différencient dans la lecture et l'évaluation des paysages : 1) que ce soit sur photo-questionnaire ou *in situ* le premier aspect qui ressort des lectures du paysage renvoient à ses composantes physiques premières. En effet, le relief, le sol, l'eau sont les premières composantes prises en comptes et évaluées par les enquêtées dans cette étude. 2) Puis c'est au tour de l'enquêté d'appréhender le paysage et d'en faire découler ses perceptions à l'égard de ses notions de sentiments, d'esthétisme, de bien-être. 3) Enfin les discours se focalisent sur les structures économiques et sociales qui ont donné naissance au paysage, qui contribuent à l'entretenir et à le modifier (dynamique progressive ou régressive) ou à l'abandonner (Centre Interdisciplinaire d'Etude et de Recherches sur l'Expression Contemporaine, 1984; Chatelain, 1989). Chaque regard apporte ainsi un point particulier, subjectif ou objectif vis-à-vis de chaque paysage.

4.1. Comparaison steppe vs carrières abandonnées

Dans la majorité des cas il y a une acceptation des deux milieux (steppe et carrières abandonnées). Cependant, de nettes différences apparaissent quant aux perceptions des paysages. En règle générale, la steppe est moins bien perçue que les anciennes carrières. De nombreuses variables visuelles expliquent ces différences d'appréciations. Les premières perceptions face aux photographies de la steppe dans le photo-questionnaire retranscrivent de nombreuses interrogations pour essayer de décrire ce milieu. Les enquêtés ne savent pas si les paysages à évaluer sont naturels ou complètement modifiés par l'homme. Une image négative en ressort. Avec son absence de relief, son homogénéité de paysage, une certaine monotonie se dégage des paysages de la steppe, sensation d'un désert. En effet, les personnes enquêtées y associent une biodiversité faible. A tel point que pour certains, c'est comme s'il n'y avait « rien ». Cette forte monotonie paysagère peut développer un sentiment d'angoisse et de solitude.

« La photo que je vois me dépote,... C'est la désolation,... résultat de la bêtise humaine, alors dans ce cas ça peut servir d'exemple de ce qu'il ne faut surtout pas faire ! ».

Message d'une enquêtée face à une photo de la steppe dans la RNCC

« Le problème c'est que c'est un espace ouvert et que ça paraît, de l'œil d'une personne non sensibilisée, insignifiant. »

Gestionnaire d'espace naturel

« Exit les bergers, j'ai l'impression que la Crau n'existe pas. C'est une grande étendue de galets et d'herbes sèches, et ça s'arrête là, ce n'est pas beau pour les gens. Ils n'ont pas appris à la connaître. [...] S'il n'y a pas de reliefs, pas de plan d'eau, ça n'intéresse pas. [...] La Crau n'a pas

l'air d'avoir vraiment été fréquentée par d'autres gens que les bergers. Quand il fait froid c'est difficile, quand il fait chaud ça l'est aussi. »

Carrier

Néanmoins les usages de la steppe sont très bien reconnus puisqu'elle est mieux perçue pour ses dimensions identitaires et patrimoniales. Ces aspects font de la steppe le symbole d'une identité locale, régionale, considérant le paysage comme un monument historique, comme un héritage reçu des ancêtres (Di Méo, 1994; Requier-Desjardins, 2009). Cependant cet héritage est bien le résultat d'activités anthropiques. Même si la réserve et ses usages sont maintenant bien ancrés dans les mentalités, elle n'est pas bien perçue par la population :

« Cependant, la réserve est très jeune, elle n'a pas plus d'une dizaine d'années maintenant. Ce n'est pas forcément bien vu par la population. Quand les gens entendent le mot protégé, de suite ils comprennent empêcher ».

Gestionnaire d'espace naturel

Même avec indication de la présence d'une espèce d'oiseaux patrimoniale et dont la seule zone de présence au niveau nationale se situe en Crau, la steppe n'est pas considérée comme intéressante. Si elle est jugée comme peu esthétique, elle est cependant considérée comme agréable. En effet, les personnes préfèrent les paysages des anciennes carrières mais concernant le sentiment de bien-être, ils sont mieux dans la steppe. Ceci s'explique par le fait que les Hommes se sentent mieux dans des milieux ouverts où ils peuvent se repérer, voir loin, où ils ont l'impression de maîtriser leur environnement et ainsi dominer la nature (Chansigaud, 2013).

Par ailleurs, le discours sur la steppe s'oriente très rapidement vers les problèmes qui s'y développent avec notamment les pollutions visuelles (déchets, industries) et atmosphériques liées aux activités industrielles alentours qui apportent une image dramatique à la réserve naturelle comme n'étant pas un endroit préservé. En effet, en raison du relief très plat, la lecture du paysage de la steppe s'étend au loin, poussant l'enquête à analyser systématiquement l'arrière-plan avec la steppe. Ainsi la steppe est perçue comme un territoire conflictuel avec de nombreuses problématiques soulevées.

Face à l'image négative que reflète la steppe, les anciennes carrières sont beaucoup mieux perçues excepté pour celles qui ont été réhabilitées et qui tendent à ressembler à la steppe. Elles procurent une sensation de bien-être et d'esthétique avec la diversité d'habitats qui les compose. Dans les anciennes carrières sans présence de restes d'installations, où la végétation domine, celle-ci est très diversifiée d'un point de vue strates de végétation. La présence d'arbres cache alors toute vision alentour qui montrerait que ce sont d'anciennes carrières (front de taille, restes d'installations, etc.). Les objets qui semblent retenir toute l'attention des personnes enquêtées sont les végétaux et les arbres. Ceux-ci évoquent alors des milieux très naturels. La végétation apporte, du point de vue perceptions, des couleurs, un rythme avec les

différentes strates, de la vie, de la biodiversité, qui avaient été très peu exprimés pour la steppe. Ces expériences agréables sur le plan sensoriel ont un écho sur le plan émotionnel : les personnes enquêtées perçoivent de la beauté dans ces paysages d'anciennes carrières. Ce sentiment semble être suscité par l'harmonie perçue des tons et des structures et apporte donc une impression de sérénité dans ces anciennes carrières (Cottet et al., 2010).

4.2. Présence d'activités anthropiques : d'un espace naturel à un espace culturel

Une première distinction fondamentale oppose les paysages de l'espace utilisé aux paysages peu ou pas marqués par la présence humaine (Centre Interdisciplinaire d'Etude et de Recherches sur l'Expression Contemporaine, 1984). La présence de façonnage anthropique du paysage principalement lié au bâti (restes d'installations dans les anciennes carrières, bergeries dans la steppe) laisse des signaux qui sont autant d'agressions esthétiques dans les paysages. S'agissant de paysages humanisés, une autre partition s'impose entre les composantes naturelles et les composantes culturelles témoignant de l'action humaine de sorte que tout ce qui n'est pas nature est culture (Centre Interdisciplinaire d'Etude et de Recherches sur l'Expression Contemporaine, 1984). Chaque culture a ses archétypes et sa conception propre de l'organisation du territoire. Ainsi, pour les paysages appartenant à d'autres cultures, à d'autres paysages que l'enquêté à l'habitude de voir, il est difficile d'éviter des connotations de jugement (Rejeb and Khelifa Bedhioufl, 2012). C'est notamment le cas de la steppe perçue comme un milieu totalement anthropique créé par le pâturage ovin multiséculaire. En effet, tous les aspects liés au pâturage sont mal perçus lorsqu'ils sont présentés en photographie ou directement *in situ* : (1) une homogénéité du paysage, (2) un milieu ouvert, (3) des milieux totalement mis à nus pour le parcage des moutons. Paradoxalement, pour les usagers de ce territoire, l'utilisation des terres par le pâturage apporte selon-eux une belle image à la steppe.

« Ce qui se passe ici avec les moutons c'est magnifique, ils maintiennent ainsi les milieux ouverts. »

Gestionnaire d'espace naturel

4.3. Des divergences de perceptions

Les études menées ont permis d'identifier différents points de vue des perceptions individuelles vis-à-vis des paysages étudiés. Ces paysages ne sont pas perçus de la même manière par tous (Cottet et al., 2010). Les résultats montrent de fortes différences entre enquêtés selon leur relation avec les paysages, les sites étudiés, leur lieu de vie et leur domaine d'expertise.

4.3.1. Le lieu de vie influence les perceptions paysagères de milieux ruraux

Ce facteur géographique n'a rien de secondaire, au contraire, il influence considérablement les perceptions des paysages étudiés. Il a déjà été démontré la présence d'une distinction très importante du point de vue de la perception du paysage entre ruraux et citadins (Rejeb and Khelifa Bedhioufl, 2012). Dans cette étude, un constat s'impose : les personnes habitant en campagne sont plus sensibles au paysage et donnent de meilleures notes aux critères d'évaluation que les personnes habitants en ville. Ceci peut s'expliquer par le fait que la perception de la nature pour les ruraux se base sur un mode de vie confirmé quotidiennement. Les ruraux qui vivent dans ces milieux sont sensibles à cette nature alors que pour les citadins, ces milieux plats leur font penser aux pratiques des régions rurales-agricoles qui entourent les villes et ne portent que très peu les valeurs de la nature comme peuvent le refléter les forêts, littoraux ou les montagnes (Haumont, 1974). La perception de la nature renvoie donc à un acquis culturel.

4.3.2. Une convergence des perceptions entre les experts en écologie et les non experts

Dans les propos recueillis, c'est précisément le domaine d'expertise qui constitue le premier facteur différenciant les perceptions des paysages de la steppe et des anciennes carrières. La connaissance générale de l'écologie, des problématiques rencontrées, des gestions des milieux conditionne non seulement l'intérêt des personnes pour les milieux dont il est question ici mais aussi l'orientation de leur discours. Il en découle une première forme de catégorisation de notre échantillon entre ces deux pôles antinomiques nommés dans cette étude : le grand public et les "experts" (Wintz and Dersé, 2012).

Les différences entre les jugements d'experts et les préférences du grand public ont déjà été traitées dans des recherches approfondies, concluant à l'existence de différences d'opinion importantes entre ces groupes (Brush et al., 2000; Herzog et al., 2000; Kaplan and Kaplan, 1989, 1982; Rogge et al., 2007). Le grand public, par la simple présence de végétation considère généralement les paysages comme plus naturels et plus sauvages que les experts dont l'opinion conduit à une attitude plus critique (ou négative) envers des scènes de qualité écologique peu optimale (Strumse, 1994, 1996). La plupart du temps, le grand public voit et évalue le paysage dans son ensemble alors que les experts dissèquent le paysage dans ses parties constituantes et caractéristiques (Scott, 2002; Strumse, 1996). Les éléments de biodiversité auxquels s'intéressent les experts semblent mal connus du grand public qui les évaluent plus faiblement que les experts (Maillefert and Merlin-Brogniart, 2016). De plus, les experts ont une plus grande connaissance du milieu et des enjeux et ainsi évalue plus fortement le caractère identitaire et patrimonial des sites que le grand public. Par ailleurs, les enquêtés possédant des connaissances en écologie sont plus sensibles à l'aspect esthétique et au sentiment de bien-être (« agréable ») que reflètent les paysages. Ainsi, concernant la perception d'un paysage, les groupes sociaux réagissent de manière particulière (Rejeb and Khelifa Bedhioufl, 2012).

4.3.3. La perception de la steppe : une socialisation en deux étapes

L'analyse des discours et des questionnaires sur la steppe montre une nette séparation entre les usagers du site et le grand public. A première vue, la steppe est considérée comme très *laide, sans rien*, mais c'est en apprenant à la connaître que des perceptions positives envers ce milieu font surface et qu'il y a une réelle prise de conscience des enjeux du site.

« En arrivant j'ai trouvé ça très laid puis j'ai appris à aimer, à apprécier la Crau »

« La steppe [...] ce n'est pas beau pour les gens. Ils n'ont pas appris à la connaître. »

Carrier

L'échelle de temps entre donc en jeu dans l'étude des perceptions paysagères. Lors de longues périodes passées à analyser les paysages, à les comprendre, les positions relatives entre l'Homme et l'environnement vont sans cesse évoluer. La perception n'arrête alors pas de se modifier et de se réorganiser. Il y a donc un temps d'adaptation aux paysages, à l'environnement. Une perception fine du milieu résulte d'une certaine habitude vis-à-vis de celui-ci, une appropriation des lieux. Cette réflexion est même visible d'un point de vue biodiversité.

« Je ne te cache pas que des botanistes qui ne connaissent pas la Crau, en arrivant ici, trouvent que la végétation est inintéressante. Ils se contentent de décrire les espèces dominantes qu'on peut facilement apercevoir puis ils changent de milieu. Quand on connaît la Crau, quand on se baisse au niveau du sol, on voit à quel point la vie grouille. »

Naturaliste

4.3.4. La perception des anciennes carrières : une socialisation à trois dimensions

Une deuxième convergence dans les perceptions est observable dans les entretiens *in situ* entre les usagers du site ayant toujours connu les anciennes carrières, les usagers du site qui travaillent pour la conservation de la steppe et les non usagers qui travaillent dans les domaines étudiés ou dans les environs.

Les usagers du site ayant toujours connu les anciennes carrières

Pour les premiers, certains ont grandi dans la région, dans ces anciennes carrières, le visage actuel des anciennes carrières est alors unanimement bien perçu. Ils ont toujours utilisé ces espaces à but récréatif.

"Avant dans une carrière, il y avait un trou d'eau, c'est important ça! Il y avait des poissons et de la végétation tout autour. Il y en a un actuellement mais il est moins grand en surface et en profondeur. Quand j'étais minot, je m'y baignais dedans pour te dire [rires]. Je partais en vélo et j'y venais me baigner. Tu avais les arbres et de l'eau vraiment claire."

Carrier

Ces milieux ont, selon eux, trouvé un véritable équilibre et présentent de véritables habitats pour la biodiversité qu'il faut laisser s'exprimer.

« Là j'ai un peu de nature [en pointant une carrière], les oiseaux qui chantent, le calme, la tranquillité, personne ne m'embête. Pour nous [les ouvriers] c'est bien d'avoir ces anciennes carrières. La steppe c'est plat, il n'y a rien. Là on a ces petits bouts de nature, on voit des fois des ouvriers des cultures qui travaillent près d'ici venir se baigner dans l'étang. C'est un bel endroit l'étang, avec son eau turquoise. On devrait laisser ça comme ça, je ne suis pas expert mais ça crée quelque chose de bon pour les gens qui côtoient ces milieux de manière fréquente. »

Industriel

Les non usagers

Les non usagers assimilent ces anciennes carrières à une sorte d'abandon et de laisser-aller. Ces milieux alors considérés comme abandonnés, ne servent plus et n'ont aucun attrait et selon eux, donnent le droit à la mise en place de nombreux projets pour "optimiser ces milieux".

"Conserver le patrimoine naturel des anciennes carrières ? Oui mais il faut bien mettre des panneaux solaire quelque part, on ne les met pas sur la steppe, sur ces anciennes carrières c'est bien, elles ne servent plus de toute manière et aucune forme de tourisme n'est mis en place, personne n'y va."

Elu

Les usagers du site travaillant pour la conservation de la steppe

Ce discours est tenu par les usagers du site qui travaillent pour la conservation de la steppe. Les anciennes carrières y sont perçues par rapport à leur état initial, c'est-à-dire au moment de la destruction d'un espace actuellement protégé et intéressant d'un point de vue biodiversité patrimoniale. C'est pourquoi il est primordial pour eux de restaurer des habitats typiques steppiques à la place des anciennes carrières notamment pour la biodiversité qui a permis de classer en réserve ce territoire.

« Dans un premier temps, une carrière c'est comme ça que je la vois, c'est de la destruction d'habitat. Après tous les habitats ne sont pas les mêmes, on pourrait les hiérarchiser, on retrouve des notions de valeurs patrimoniales, de responsabilités, terme que je préfère. On peut se sentir plus responsable d'un habitat qu'un autre. Le problème que j'identifie n'est pas la question de réhabilitation mais celle de l'évitement ; a-t-on besoin de systématiquement détruire des habitats ? [...] Il faut viser des programmes de restauration adaptés aux espèces dont on a la plus grande responsabilité. »

Gestionnaire d'espace naturel

A travers les différentes perceptions recueillies pour de mêmes paysages, il en ressort que le paysage est une construction sociale. Ainsi, un usager perçoit l'espace différemment selon son

statut socioprofessionnel, ses habitudes et ses sensibilités. La société se construit en construisant des paysages (Pardo, 2005).

« La société se construit dans sa matérialité, elle la façonne en modifiant ses composantes et leur organisation respective. Cette signification renvoie à une matérialité naturelle, qu'elle soit minérale, végétale ou animale, soit physique soit biologique ».

« La société se construit du paysage des représentations qui sont notamment des formes que les pratiques sociales impriment à sa matérialité, appartenant à l'irréel, influencées par des références soit universelles, soit au contraire locales, c'est-à-dire inspirées par l'influence locale. (...) Les représentations du paysage se structurent autour de "modèles paysagers", au sens de références formelles »

(Luginbühl, 1998)

4.4. La beauté du paysage au cœur des perceptions paysagères

Le volet paysager ne peut être négligé dans la mesure où il constitue un indicateur de qualité environnementale aux yeux des non-experts. C'est l'apparence totale d'un paysage qui est jugée sur de nombreux critères dont l'esthétique qui se révèle être l'un des critères les plus appropriés aux études de perception car elle est associée à des sentiments agréables (Moreau, 2010; Ulrich, 1986).

Un autre indicateur des perceptions subsiste en la variété du paysage. Plus l'homogénéité du paysage est grande, plus la beauté visuelle perçue est faible (Arriaza et al., 2004). C'est pourquoi dans cette étude, les milieux ouverts et homogènes (steppe et anciennes carrières abandonnées restaurées) sont moins appréciés que les anciennes carrières présentant une mosaïque d'habitats avec quelques arbres et boisements accompagnés d'un étang ou d'un milieu un peu plus ouvert en premier plan. Shafer et Brush (Shafer and Brush, 1977) ont déjà souligné combien l'eau, combinée avec une végétation forestière à proximité ou à distance, renforce la qualité esthétique d'un paysage (Le Lay et al., 2005). Il y a donc des préférences esthétiques pour les paysages contenant des arbres et d'autres végétaux. De nombreuses études ont déjà montré cette « préférence » innée qui pousse à préférer les sites où les arbres et la végétation forment une mosaïque d'habitats (Asakawa et al., 2004; Kaplan and Kaplan, 1989; Rivière-Honegger et al., 2014; Rogge et al., 2007; Ulrich, 1986). Par ailleurs, cette hétérogénéité des paysages entraîne une perception qui peut être erronée de la biodiversité réelle d'un site. En effet, d'après cette étude, il apparaît que la steppe est perçue comme beaucoup moins riche en termes de biodiversité, d'espèces animales et végétales patrimoniales que les anciennes carrières, ce qui n'est pas réellement le cas (Chenot et al., 2017). Cette homogénéité du paysage simplifie alors les perceptions que les personnes peuvent se faire vis-à-vis d'un paysage.

De plus, la préférence des milieux contenant des boisements par rapport à la steppe peut aussi s'expliquer par le relief. En effet, la steppe est, d'après les non usagers, *moche, sans reliefs*. Cette perception du relief peut en revanche être plus visible dans les anciennes carrières où il y a une certaine stratification de la végétation (herbacés, arbustes, arbres) qui gomme cette topographie plane de la Crau. De nombreuses études ont montré que c'est l'arbre qui occupe une place primordiale dans la vie socio-économique. Il représente des valeurs à la fois esthétiques, fonctionnelles et symboliques. Non seulement l'arbre fournit des ressources énergétiques et alimentaires, mais de tous temps, il a symbolisé le rapport cosmologique de l'Homme avec le monde (Brosse, 1989; Pardo, 2005). Il symbolise la vie, le savoir, la médiation faisant de lui l'image d'un véritable objet de culte (Pardo, 2005). Les valeurs que l'Homme lui attribue et les représentations qu'il suscite l'établissent en tant que composante paysagère, l'ancrent dans les sociétés et créent des particularismes culturels spatialisés (Pardo, 2005). La dominance des arbres dans un paysage stimule le psychique en provoquant des sentiments positifs atténuant les émotions négatives (Ulrich, 1986). Ainsi, leur présence constitue à elle seule la perception d'un paysage naturel (Rejeb and Khelifa Bedhioufl, 2012). Cette préférence pour les milieux semi-fermés démontre un irrépressible besoin de sauvage dans la société actuelle. L'organisation des formes du relief structure donc la perception du paysage avec une connotation négative lors de l'absence de reliefs et d'homogénéités spatiales mais une connotation positive lors de la présence d'arbres et d'eaux.

4.5. La naturalité comme objectif de restauration ?

Dans cette étude il en ressort que la steppe et les anciennes carrières réhabilitées sont les paysages les moins bien perçus. De plus, la naturalité perçue de la steppe est relativement faible par rapport aux autres paysages étudiés, résultat d'une activité pastorale multiséculaire ne lui permettant pas d'être qualifiée de sauvage et spontanée mais la caractérisant plutôt comme un milieu « stressé ». De plus, lorsque des opérations de restauration sont envisagées ou réalisées, les critiques fusent, les problèmes surgissent et la restauration passive naturelle et le laisser-faire priment alors sur la restauration active.

« On ne sait pas restaurer »

Personnel d'un organisme consulaire

« Refaire la steppe de la Crau ? Pour moi on ne la refera jamais »

Membre d'une association de protection d'espaces naturels

« La question de la restauration est vaste. Entre choisir un milieu et un autre, c'est difficile d'y répondre car c'est un choix extrêmement arbitraire. Ce qui s'est passé pendant quelques décennies, ce sont des combinaisons originales, des milieux singuliers par rapport à ce qui existait au départ, avec l'arrivée de matériaux d'origine anthropogène. Ce qui est intéressant dans cette dynamique là, c'est qu'ensuite des processus naturels se sont mis en place. Restaurer en revanche, est difficile

car ce qu'on ferait ce serait une restauration simple, on ne peut recréer de la complexité. Surtout qu'on restaure en quelques années, tandis que la restauration naturelle elle, se fait sur des décennies justement. Il y a de la complexité qui se met en place. Le critère de base pour bien restaurer c'est le référentiel de base. Quand on a réussi, c'est quand on a recréé l'écosystème initial, la flore, les insectes, les vers de terre. Car on se rend compte que c'est quasiment mission impossible et qu'au final, peut-être que tu n'auras plus les cortèges de vers de terre associés à l'écosystème de base, de collemboles... Se baser uniquement sur un groupe ce n'est pas la bonne solution. Malheureusement c'est la seule manière de se positionner, on sera plus à même de mesurer la végétation plutôt que les collemboles. Après certains compartiments, on n'y connaît rien. On pourrait s'intéresser à la microbiologie des sols de la Crau par exemple. Il y a des cortèges de diversité incroyables tels que les bactéries dont on ne connaît même pas les espèces. Certes la Crau c'est une association de certaines espèces mais si on essaie de vraiment définir, c'est difficile car il y a une association d'espèces et une complexité impossible à recréer. Ce sont donc des positions arbitraires et on ne pourra jamais recréer ce qui a été créé en des milliers d'années. Le Coussoul, le climat, les hommes, la manière dont tout cela s'est mis en place et au final ce sont des milliers d'années de coexistence et on ne peut pas recréer en 10 ou même 200 ans la même chose. Par contre plus on donne du temps à la nature, c'est-à-dire laisser-faire, mieux c'est. Nous avons du mal à faire beaucoup de choses en 10 ans mais la nature elle y arrive. »

Personnel d'une structure d'expertises en environnement

« Restaurer c'est bien mais le problème qui se pose c'est le financement »

Gestionnaire d'espace naturel

« Restaurer c'est dépenser de l'énergie, de l'argent, des matériaux, c'est-à-dire que si on fait le bilan global de ce que tu veux restaurer. Comme pour jardiner, es-tu pour le moindre impact, es-tu écolo ou es-tu pour la croissance ? On va mettre des véhicules énormes, on va chercher de la terre à côté, ça fait bouffer du pétrole. C'est encore une activité de destruction. Si tu restaures là c'est pour détruire encore à côté. Idéalement il serait judicieux de ne pas restaurer. »

Personnel d'une structure d'expertises en environnement

« Pour exemple en 2009, on a eu un pipeline d'hydrocarbures, de pétrole qui s'est explosé en Crau et on a eu 4 000 de mètres cubes de pétroles qui se sont répandus en plein milieu de la réserve naturelle. Ils ont tout décaissé une partie du pétrole malheureusement et on a donc l'équivalent de 500 mètres cubes maintenant qui se retrouvent en flottaison sur la nappe. Encore une fois il y a eu tout un programme de recherche. C'était très moche et écologiquement c'était un gros problème. Le pôle scientifique a décidé de remettre du Coussoul. C'est bien mais la nappe est tout de même polluée. La dernière fois nous avons eu une réunion avec le préfet, la société à l'origine du problème est soumise à un arrêté préfectoral consistant à prendre des mesures de réhabilitation. La dernière fois, nous on voulait montrer avec piézomètre, que ce que l'on remonte c'est du pétrole

et non pas de l'eau. Le préfet a refusé en expliquant qu'il désirerait montrer plutôt une image positive, on veut montrer qu'il y a une restauration. La préfecture voulait concentrer son attention sur la surface du sol, la récréation de Coussoul. Or en dessous c'est tout pourri. Il faut se méfier de ce côté superficiel. Je ne conteste pas ces programmes de recherche. Mais il ne faut recouvrir la nappe juste pour faire cache-misère, et mettre « les mauvaises choses sous le tapis ». »

Personnel d'un Syndicat mixte local

« La restauration vient juste créer un emploi »

Personnel du ministère de l'écologie

Une question se pose alors sur l'intérêt de restaurer des milieux s'ils ne sont, dans notre cas, pas bien perçus. Face à l'acceptation des nouveaux écosystèmes des anciennes carrières, il peut être en effet envisageable de prendre comme objectif de restauration les milieux à forte naturalité et voire même privilégier une restauration passive. C'est pourquoi le concept de naturalité peut être plus mis en avant dans notre cas. Ce dernier est très controversé et pas encore bien assimilé. Le concept de naturalité peut être assez flou pour les non-experts (Hagerhall et al., 2004), mais généralement, il est associé à la présence de la végétation et à l'ampleur du changement induit par l'Homme dans un paysage. En effet, dans toutes les expérimentations menées, la note attribuée à la naturalité est toujours supérieure à 0, même dans le cas du site intrus dans l'expérimentation *in situ* où il y a des tas de pneus. Ainsi même si la présence d'activités anthropiques est visible sur un site, la moindre trace de végétation reste associée à de la naturalité. Ceci confirme que certaines personnes sont réceptives à une naturalité anthropique (Fuhr and Brun, 2010).

Les études de ce concept en font un terme qui exprime "l'état naturel ou spontané". Ces derniers sont relativement bien compris puisque dans cette étude les classements de la naturalité de milieux présentés selon les enquêtés sont concomitants. Cependant, travailler sur la naturalité d'un milieu serait un véritable paradoxe pour certains, car dès lors qu'on s'intéresse au côté sauvage d'un milieu, il perd de sa naturalité car il y a mise en « culture » du milieu dit naturel et sauvage.

« Ce qui est mis en culture par l'Homme, culture avec un grand C fait indubitablement perdre cette soi-disant naturalité aux anciennes carrières, par le simple fait de s'y intéresser et de leur donner une valeur d'utilité. »

Personnel du ministère de l'écologie

Par ailleurs, d'après cette étude, il en ressorti différentes naturalités : naturalité anthropique et naturalité sauvage (Swart et al., 2001; Vallauri et al., 2016). Alors que l'hypothèse de base serait que les critères « naturel » et « sauvage » évoluent conjointement, il en ressort que ces derniers ne sont pas utilisés de la même manière et ne sont pas similaires. En effet, lorsque la note du

critère « naturel » dépasse les 3/5 une tendance est observable : le critère naturel prédomine sur le critère sauvage. Inversement en dessous de 3/5 quel que soit le critère étudié, le critère sauvage est au-dessus du critère naturel. Pour une note moyenne du critère naturel égale à 0, la moyenne de la note du critère sauvage sera positive et non nulle. Le critère « naturel » serait plutôt associé à une naturalité anthropique alors que le critère « sauvage » serait plutôt associé à un état naturel exempt d'activités anthropiques. L'utilisation du terme « naturalité » est donc fortement lié à la subjectivité de l'individu et aux perceptions paysagères : il dépend en effet des valeurs que l'individu porte aux écosystèmes et à la nature (Cottet et al., 2010).

4.6. La relation à l'environnement : conflits d'usages

Les intérêts des milieux étudiés sont nombreux et souvent antagonistes selon les points de vue des acteurs d'un site : opinion publique, associations, acteurs publics et opérateurs privés, *etc.* La question de restauration ne constitue toutefois pas la critique la plus importante concernant les évolutions environnementales qu'a connu la steppe (destruction par les carrières, la base militaire, les vergers, les industries, *etc.*). Le problème est avant tout d'ordre sanitaire. Le conflit faisant surface concerne ainsi les pollutions et risques sanitaires et écologiques vis-à-vis des industries et des vergers alentours avec l'utilisation et la libération de polluants tels que les pesticides, les insecticides, les fertilisants, les nano particules, *etc.*

« L'absence de relief handicape la steppe qui symbolise une porte ouverte à toutes activités industrielles et pétrolières. »

« Le problème que j'ai relevé en ayant discuté avec un berger qui s'occupait des moutons et un exploitant de foin, c'était les vergers. C'était dramatique selon eux, parce que malgré l'apparence, on voit des arbres, des fruits, de la végétation, alors qu'il n'y en avait pas avant, sauf qu'en enlevant le poudingue pour retrouver la terre, ils balancent des produits que tu ne peux imaginer. Pour avoir des fruits propres il te faut balancer insecticides et pesticides. Le problème c'est que dans quelques années, ils vont laisser tomber ces terres et ça, ça pourri la Crau. C'est ce que j'ai appris des vieux. Quand tu vois les exploitants habillés avec leur scaphandrier c'est que déjà il y a un problème. Même nous ici, avec le vent tu le sens. Ce n'est pas naturel. »

Carrier

Les lobbies économiques sont désormais très puissants et l'acceptation de projets (photovoltaïque, ISDI, *etc.*) par l'état est de plus en plus favorable lorsque les opérateurs mettent l'accent sur l'intérêt dans le développement durable de leurs projets d'aménagements. Face à cela, un risque corrélatif de politisation des enjeux de la démarche foncière et environnementale apparaît. Des projets photovoltaïques sont actuellement en plein essor. Ils se développent de plus en plus sur des friches ou des délaissés comme c'est le cas des anciennes carrières dans cette étude.

« On pourrait se demander aussi si on ne pourrait pas mettre des énergies renouvelables dans les anciennes carrières plutôt que dans des habitats naturels ou agricoles. »

Gestionnaire d'espaces naturels

« Il faut bien mettre les panneaux solaires quelque part. On ne les met pas sur la steppe, sur ces anciennes carrières c'est bien, elles ne servent plus de toute manière et aucune forme de tourisme n'est mis en place, personne n'y va »

Elu

Ils laissent alors penser que ces milieux ne sont d'aucun intérêt et que leurs projets permettraient de redynamiser le territoire et de lui apporter une vision un peu plus « écologique » et soucieuse de son environnement. Certains n'hésitent pas à faire prévaloir de tels projets au détriment d'opérations de restauration écologique.

« Est-il nécessaire d'investir beaucoup d'argent pour des programmes de restauration ? Ça coûterait peut-être moins cher de mettre des panneaux photovoltaïques. Le problème étant à l'échelle nationale, ce qui fait qu'il n'y a pas de retombés à l'échelle locale. »

Gestionnaire d'espaces naturels

La maîtrise du territoire, rapportée aux projets photovoltaïques s'avère particulièrement sensible.

D'autres projets voient le jour dans les anciennes carrières comme les Installations de Stockage de Déchets d'Inertes (ISDI). Certains écologues et usagers favorables à la restauration écologique des anciennes carrières seraient favorables à ces projets qui remblaièrent les fonds d'exploitation de carrières sans intérêt écologique pour retrouver un paysage plat avec une végétation de type pelouse favorable aux espèces d'oiseaux steppiques. Cependant, ces projets suscitent de nombreux problèmes quant aux pollutions notamment de la nappe phréatique qui alimente une grande partie du département en eau potable et qui est parfois affleurante dans ces zones.

« Les déchets dits inertes sont très peu inopérants et on ne sait pas trop ce qui va recouvrir la nappe. Il y a eu un dossier pour avoir l'autorisation de stocker les déchets inertes, le BTP dans une ancienne carrière, puis on s'est aperçu que la nappe phréatique était affleurante. Cela est interdit de mettre en contact des déchets inertes avec la nappe phréatique. Dans ce dossier, il y avait aussi un volet scientifique qui permettait de faire « avaler la pilule » à la préfecture. Un représentant de la recherche scientifique a proposé, dans le cadre de la recherche, de remettre par-dessus les déchets inertes du Coussoul. Le dossier est passé pourtant alors que le projet a un réel impact sur la nappe phréatique. Le dossier d'autorisation envoyé à la DREAL a donc servi de caution sur un dossier qui n'était pas vertueux et ça c'est très dangereux. Le discours était : ne vous inquiétez pas, à la surface nous allons faire un sol nickel, sachant qu'en dessous on fait n'importe quoi. »

Personnel d'un Syndicat mixte local

« L'important c'est la nappe phréatique. [...] Toutefois il y a une grosse responsabilité, le devoir de protéger cette nappe phréatique, et ce n'est pas en mettant les déchets même inertes issus du BTP, c'est le plus grand bandit qui existe. »

« Tous ces industriels qui soit disant réhabilitent les carrières avec du déchet issu du BTP, du déchet soit disant « inerte ». [...] Il faut dire les choses telles qu'elles sont, ce sont des gens qui sont là pour gagner de l'argent, doublement en éliminant d'un côté et remblayant de l'autre. Concernant les déchets inertes, c'est loin d'être inerte parce que dans les camions, on ne voit pas ce qu'il y a exactement et le propre contrôle qu'ils ont c'est eux-mêmes qui le font. L'amiante est une pourriture. La nappe de Crau située à 3.5-4 m de profondeur affleure et d'ailleurs il y a une mare et les industriels veulent remblayer à partir de là. Sachant que la nappe de Crau alimente plus de 240 ou 270 mille foyers. Ce qui est énorme car s'il y avait un problème d'empoisonnement que ferait-on ? Il n'y a aucune ressource d'eau ici autre que la nappe de Crau. [...] C'est un véritable scandale que le préfet puisse donner un accord pour faire cela. »

Membre d'une association de protection d'espaces naturels

Chaque projet suscite un conflit d'intérêt et d'usage des sites, dont la seule solution est une concertation des différentes parties et usagers.

4.7. L'étude des perceptions et les concertations comme outils d'aide à la décision dans les projets de restauration et d'aménagement

Au moment où la notion d'environnement tend à envahir le champ d'investigation géographique et alors que des paysages sont détériorés par certaines implantations ou activités, l'intérêt du paysage devient un thème inévitable de recherche (Rejeb and Khelifa Bedhioufl, 2012). Il devient alors indispensable d'intégrer tous les acteurs d'un site et d'étudier leurs perceptions dans les projets d'aménagements, de restauration de milieux pour en favoriser leur acceptation et leur succès. En effet, les études sociologiques sur les perceptions des écosystèmes permettent de définir des objectifs de restauration répondant aux attentes sociales conjointement aux objectifs écologique. Dans la société actuelle où la nature est là et gérée par l'Homme et pour l'Homme, la communication efficace des enjeux du projet à la société représente une étape cruciale pour l'acceptation des projets en obtenant une certaine adhésion sociale. Un milieu ne doit pas répondre à une seule demande mais à une multitude d'attentes. En effet, les politiques d'aménagement ne peuvent être un succès sans collaboration de tous les spécialistes, usagers et acteurs d'un territoire. L'intégration des enjeux sociaux dans les projets de restauration demande une meilleure compréhension de la perception sociale des écosystèmes. En effet, entre les experts et le public doit s'établir un langage commun, base inéluctable à la mise en œuvre de projets concertés (Cottet et al., 2010). Considérer l'opinion des utilisateurs d'un site permettra d'éviter les choix individuels et personnels des décideurs ou des concepteurs (Bargueno, 1994). Face à cette tentative de conciliation, diverses questions devront ressortir vis-à-vis des paysages et des projets d'aménagements : Quels paysages

sacrifier aux développements économiques? Quels paysages conserver à tout prix pour leur valeur esthétique? Pour leur biodiversité? Quels paysages aménager? Autant il serait vain d'appliquer une politique conversationniste fixiste à toute une région, autant il serait critiquable d'abandonner tout l'espace à une évolution indiscriminée. Il est donc nécessaire de disposer de méthodes d'évaluation paysagère applicables à large échelle. Et ces méthodes doivent être élaborées en concertation.

5. Conclusions

Les activités de carrières de la plaine de Crau ont entraîné la destruction d'un écosystème aujourd'hui protégé et classé en Réserve Naturelle Nationale avec une partie de sa biodiversité associée. La comparaison entre les paysages de carrières et l'écosystème de référence montre le manque de sensibilisation vis-à-vis de l'intérêt de la création d'une réserve, de ces paysages, de ses pratiques et de sa biodiversité. L'abandon des carrières et la recolonisation naturelle depuis plus de 35 ans ont permis la création d'une grande hétérogénéité dans les paysages. Bien que différents de l'écosystème historique, ces carrières ne sont pas toutes équivalentes en termes de perceptions et représentations principalement par la présence visuelle d'éléments anthropiques (restes de bâtiments). Celles sans traces visibles d'activités sont perçues comme étant beaucoup plus naturelles que la steppe d'origine et sont associées à une importante biodiversité, d'où la nécessité de laisser ces écosystèmes dans leur nouvelle dynamique. Dans d'autres cas, certaines carrières ont moins de valeurs aux yeux des acteurs et au niveau écologique et pourraient par exemple être utilisées à d'autres desseins (projets photovoltaïques, ISDI, *etc.*) pour autant que des études appropriées soient faites.

L'utilisation des espaces et des territoires pose des questions et suscite des problèmes aussi nombreux que complexes (Breton, 2014). L'étude des perceptions donne des informations complémentaires quant aux décisions à apporter dans tout projet d'aménagement ou de restauration d'écosystèmes. Elle est un élément clé dans le succès de tels projets en raison du fait qu'elle prenne bien en compte toutes les visions provenant de chaque type d'acteur. Cette étude montre également qu'il y a aussi une nécessité de prendre en compte le volet esthétique environnemental dans les projets de restauration écologique qui devront être établis en concertation (Rochefort, 1974). L'analyse des témoignages démontre bien l'existence d'une diversité des relations au paysage. Le type de rapport qu'une personne entretient avec le paysage influence sa perception des différents éléments attribués au paysage. Cependant, la diversité des perceptions selon l'origine sociale reste toujours présente.

L'intervention en matière de paysage réunit donc de multiples intérêts liant l'économie, l'écologie, la politique, le social, le culturel et l'esthétique et a pour but de servir les aspirations sociales. Ces socio-écosystèmes doivent être étudiés dans leur globalité dans tout projet d'aménagement ou de restauration (Folke et al., 2005). De ceci en découle une approche complexe du paysage laissant de nombreuses questions en suspens. Quel paysage voulons-nous? Quels choix entre naturalité, diversité ou culture comme référence?

DISCUSSION GENERALE

1. Bilan des expérimentations menées dans les carrières de la plaine de Crau

L'abandon des carrières pose principalement deux questions : que faire des carrières abandonnées depuis plusieurs décennies ? Que faire lors de l'abandon actuel d'une carrière ? La thèse a cherché à répondre à ces questions à travers plusieurs sous questions :

Quelles sont les possibilités en termes de restauration écologique ?

L'activité extractrice a entraîné la destruction de l'écosystème historique (la steppe de Crau) et par conséquent de sa biodiversité associée (Heneberg et al., 2016; Tatin et al., 2013). Face à cette destruction, il en résulte des écosystèmes dégradés qui doivent être obligatoirement remis en état après exploitation au regard de la législation actuelle. Pour cela, les carrières font l'objet d'un remplissage des fonds de fouilles avec des matériaux inertes et élimination complète de toutes surfaces de matériaux bruts exposées. Dans certains cas, il est obligatoire de réhabiliter le site vers un 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 la remise en état du site avec pour trajectoire de référence la steppe. Sachant la très faible résilience de cet écosystème steppique après des dégradations majeures comme la perturbation du sol (Coiffait-Gombault et al., 2012) ou des cultures (Jaunatre, 2012), des opérations d'ingénierie écologique doivent ainsi être entreprises. Le transfert de sol a été reconnu comme étant la meilleure méthode connue pour restaurer le sol et la végétation lorsque cette ressource édaphique a été conservée ou est disponible ailleurs (Box, 2014; Bulot et al., 2014, 2017) (Chapitre 1). Cette technique de restauration offre les meilleurs résultats, à la fois en dispersant les espèces cibles encore présentes dans la banque de graines du sol et en recréant, au moins partiellement, les conditions abiotiques du sol (Box, 2003; Jaunatre et al., 2014). En effet, les transferts de sol respectant les conditions de la steppe (même épaisseur de sol que la steppe de référence et sans contact avec la nappe phréatique) ont permis de restaurer l'intégralité des propriétés physico-chimiques mesurées dans le sol de la steppe de référence en surface (0-40 cm) à l'exception des teneurs en limons fins et grossiers qui ont pu être lessivés lors des différentes opérations de transfert (décapage, stockage, transport et remise en place). Cependant, il ne compense toujours pas la destruction de l'écosystème préexistant : en effet, d'après nos résultats (Chapitre 1 et 3), la communauté végétale de la steppe de Crau n'est pas encore complètement rétablie en termes de composition et de structure, même trente-cinq ans après l'opération. Des divergences ont aussi été montrées entre les transferts de sols et la steppe de référence notamment au niveau de l'activité des vers de terre et des racines.

De plus, dans certains cas, il y a une perte définitive du sol car il a été aussi exploité. Pour y faire face, des opérations de création de sols (technosols) peuvent alors être entreprises pour la restauration de communautés végétales de type pelouse méditerranéenne (Chapitre 5). L'utilisation de produits miniers nouvellement créés et spécialement traités pour le mélange avec un autre produit (terre végétale) semble un bon compromis. En effet, malgré leurs différences à court terme (3 années) par rapport à l'écosystème de référence concernant les

communautés végétales (composition, abondance), ces nouveaux substrats permettent un établissement rapide de la végétation de physionomie semblable à celle de la référence (végétation basse, nombreuses Poaceae). C'est particulièrement le cas avec des conditions pédologiques proches, notamment la hauteur du substrat (30 cm proches des 40 cm de l'épaisseur du sol de la steppe de référence) et avec la mise en place du pâturage sur le site. De plus, il a été montré que la différence en termes de communautés végétales des substrats nouvellement créés peut être principalement due au facteur paysager. En effet, l'expérimentation menée montre bien que ce ne sont pas des espèces cibles qui colonisent les zones réhabilitées. Ceci peut être dû au fait que le site ne soit pas directement entouré de steppe (excepté une petite parcelle). Les parcelles avoisinantes sont des anciennes carrières fortement altérées, des anciens vergers où les espèces rudérales prédominent. Ces espèces peuvent alors facilement se retrouver sur les mélanges testés par anémochories ou zoochorie (présence de pâturage ovin itinérant). Les caractéristiques du paysage doivent donc être sérieusement prises en compte dans tout effort de restauration. L'évaluation des sources de graines disponibles permet de définir les espèces qui vont potentiellement coloniser naturellement les sites à restaurer et ainsi de mieux estimer s'il est nécessaire de procéder à un ensemencement (Török et al., 2018). Cependant, malgré les efforts de restauration mis en place et étudiés sur la plaine de Crau, les résultats obtenus sont certes prometteurs mais ne peuvent pas être considérés comme un succès total en l'état actuel des connaissances et du recul d'évaluation (3 à 35 ans). Certains considèrent que si les écosystèmes restaurés sont replacés sur une trajectoire permettant de tendre vers l'écosystème de référence sur le long terme, les dynamiques naturelles permettraient à ces écosystèmes restaurés d'y être similaires en termes de richesse, structure et composition (Bradshaw, 1997) mais il y a un manque de recul nécessaire pour affirmer cela. En effet, des expérimentations précédentes dans les carrières ou dans d'autres milieux (Holl and Cairns, 1994; Nichols, 2006; Mulligan et al., 2006) ont trouvé que la composition floristique de la communauté végétale n'a jamais été entièrement restaurée après la mise en place d'opérations de restauration écologique.

Que deviennent les carrières après plusieurs décennies d'abandon ?

Après abandon de l'exploitation, le sol est totalement dépourvu de toute couverture végétale et laissé en libre évolution. Cependant il a été démontré dans notre cas que l'exploitation de carrières à ciel ouvert entraîne un haut niveau de variabilité des sols (Chapitre 3). En effet, les différentes techniques d'excavation et de restauration des sites donnent lieu à une hétérogénéité marquée dans le développement du biote du sol et de la végétation (Chenot et al., 2017; Frouz et al., 2001; Chapitre 3) du fait de la variabilité des substrats et de la nature du contact avec la nappe phréatique, de nombreux habitats s'y développent formant une véritable mosaïque d'habitats néoformés (milieux ouverts, semi-ouverts, fermés, zones humides, etc.). L'exploitation et l'abandon de carrières entraînent donc une hétérogénéité des habitats par rapport à l'écosystème d'origine avec certes des habitats rudéraux mais également d'autres

habitats intéressants dont la majorité ne sont pas « nouveaux » quant à leur composition et leur structure par rapport aux écosystèmes déjà décrits en termes de classes, groupes et alliances phytosociologiques au niveau national. Ils peuvent cependant être considérés comme « nouveaux » au seul titre qu'ils divergent par rapport à leur état de référence, des analogues ayant été déjà identifiés à divers niveaux syntaxonomiques (Suding and Hobbs, 2009) (Chapitre 5). Cette hétérogénéité d'habitats permet d'abriter une biodiversité faunique et floristique certes pour partie différente de l'écosystème de référence mais tout aussi intéressante et présentant de nombreux enjeux écologiques (Chapitre 4). Les anciennes carrières pourraient donc fonctionner aujourd'hui comme un refuge écologique pour de nombreuses espèces animales et végétales, dont certaines possèdent une forte valeur patrimoniale, et ce, en partie lié à la diversité des habitats dont certains présentent de forts enjeux et à la relative tranquillité des sites (peu d'activités et donc peu de dérangements d'espèces) (Baranová et al., 2015; Bogusch et al., 2016).

Que la société souhaite-t-elle en termes d'écosystème ?

L'étude sociologique a permis de mettre en avant différentes perceptions de paysages selon le lieu de vie des enquêtés, la connaissance en écologie et le lien avec les sites d'études (usagers et non usagers). En règle générale, les résultats montrent que les paysages steppiques et ceux des carrières réhabilitées sont les paysages les moins bien perçus. Avec l'absence de relief, l'homogénéité des paysages, une certaine monotonie s'en dégage avec une sensation de désert. La steppe est perçue comme étant très anthropisée et serait alors plutôt caractérisée comme symbole d'une identité locale, régionale, faisant de ce paysage un monument historique, un héritage reçu des ancêtres. La naturalité de la steppe est relativement faible comparé aux paysages de carrières. Face à l'image négative que reflète la steppe, les anciennes carrières apportent une meilleure acceptation des écosystèmes s'y développant. Ces paysages procurent une sensation de bien-être et sont appréciés au niveau esthétique avec la diversité d'habitats qui les compose. La présence d'une strate de végétation arborée évoque des milieux très naturels et sauvages (Chapitre 6). Ces carrières ne sont pas toutes équivalentes en termes de perceptions et représentations principalement par la présence visuelle d'éléments anthropiques (restes de bâtiments). Celles sans traces visibles des activités sont perçues comme étant beaucoup plus naturelles que la steppe d'origine et sont associées à une importante biodiversité, d'où l'importance de laisser ces écosystèmes dans leurs nouvelles dynamiques. Dans d'autres cas, certaines carrières ont moins de valeurs aux yeux des acteurs et au niveau écologique. Elles pourraient par exemple être utilisées à d'autres desseins (projets photovoltaïques, ISDI, etc.) pour autant que des études appropriées soient faites.

Une partie de la société est donc à la recherche de beauté des paysages qui constitue un indicateur de qualité environnementale aux yeux des non-experts. C'est l'apparence générale d'un paysage qui est jugée sur de nombreux critères dont l'esthétique qui se révèle être l'un de ceux les plus appropriés aux études de perception car elle est associée à des

sentiments agréables (Moreau, 2010; Ulrich, 1986). Un autre indicateur des perceptions subsiste en la variété du paysage. Plus l'homogénéité du paysage est grande, plus la beauté visuelle perçue est faible (Arriaza et al., 2004). C'est pourquoi dans cette étude, les milieux ouverts et homogènes (steppe et anciennes carrières abandonnées restaurées) sont moins appréciés que les anciennes carrières présentant une mosaïque d'habitats avec quelques arbres et boisements accompagnés soit d'un étang, soit d'un milieu un peu plus ouvert en premier plan. Shafer et Brush (Shafer and Brush, 1977) ont déjà souligné combien l'eau, combinée avec une végétation forestière à proximité ou à distance, renforce la qualité esthétique d'un paysage (Le Lay et al., 2005). Il y a donc des préférences esthétiques pour les paysages contenant des arbres et d'autres végétaux. De nombreuses études ont déjà montré cette « préférence » innée qui pousse à préférer les sites où les arbres et la végétation forment une mosaïque d'habitats (Asakawa et al., 2004; Kaplan and Kaplan, 1989; Rivière-Honegger et al., 2014; Rogge et al., 2007; Ulrich, 1986).

Se pose alors la question du choix entre restaurer ou laisser faire la nature dans les carrières de Crau. Plusieurs types de carrières sont alors à prendre en compte :

Dans le cas des carrières abandonnées récemment, la législation actuelle oblige la restauration, deux cas peuvent alors être envisagés : 1) faire avec : utiliser le sol disponible pour faire du transfert de sol comme restauration ou 2) refaire : créer des substrats pour recréer des conditions pédologiques favorables à la restauration. Cependant, ces opérations de restauration écologiques ne permettent pas de restaurer complètement l'écosystème de référence. En effet, il a été montré qu'une gestion proactive comme il a été mené dans la carrière de la Ménudelle n'atteint certes pas sa cible de restauration mais permet le développement d'une physionomie de la végétation semblable à la steppe. Alors qu'une infime partie des opérations de réhabilitation est couronnée de succès, d'autres études ont observé que les sites restaurés et non-restaurés ne présentent pas de différence significative de qualité (Stranko et al., 2012). En effet, il est important de rappeler que bien que les écosystèmes restaurés accueillent des habitats semblables physionomiquement à la steppe de Crau (pelouses xériques méditerranéennes), ils 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. Face à ce constat, il paraît important de se poser la question de l'utilité de la réhabilitation écologique associée à tous ses coûts (écologiques, financiers, *etc.*). Jusqu'à récemment, le paradigme de gestion pour un écosystème dégradé était d'essayer de le ramener à son état historique présumé. Les objectifs actuels de la gestion incluent toujours la protection des espèces et des habitats indigènes et le maintien des services écosystémiques, mais ils doivent tenir maintenant compte de l'impossibilité de restaurer le passé (Corlett, 2016). Des discours contradictoires apparaissent alors dans le monde de la restauration. Si certains prônent une politique active, d'autres estiment au contraire que le laisser faire est parfois préférable, surtout si le regard est mis sur le coût de la restauration (Prach and Hobbs, 2008).

Si le laisser faire est préconisé, l'absence totale de restauration post-abandon entraîne la formation de substrat pédologique particulier (le PEYROSOL) constituant un sol qui limite le développement de la végétation mais qui offre d'importants habitats (zones de sol nu, peu de végétation, garrigues et cistaies, peupleraies) pour la batracofaune patrimoniale. En effet, selon la profondeur d'exploitation, il peut y avoir contact potentiel avec la nappe phréatique ce qui peut former des étangs permanents, des mares temporaires ou des habitats xériques. Ces milieux 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 offrant un large potentiel pour la phase terrestre du Crapaud calamite chez qui vitesse et la distance de déplacement ainsi que la perception et la chasse sont plus efficaces que dans des conditions de végétation dense (Denton and 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 and Beebee, 1994). Ces sites forment également d'excellents habitats pour les reptiles (Chapitre 4). Le choix de la restauration active ou du laisser-faire dépend de qui observe, de quels taxons sont visés et surtout du type d'abandon. En effet, certains préconiseront plutôt une restauration du site à des fins de conservation d'espèces patrimoniales comme le Ganga cata ou l'Outarde canepetière qui vivent exclusivement dans la steppe. Et même si la restauration n'est pas couronnée de succès d'un point de vue végétation et sol, la formation paysagère caractéristique de la steppe (végétation herbacée basse, terrains plats et de grandes superficies) permettrait le maintien de ces espèces et leur conservation. Ici encore, des points de vue peuvent diverger dans les gestions futures des sites industriels. Mais pour le choix de gestion dans ce cas-là, la législation française a pris le devant en obligeant juridiquement la remise en état des lieux. Cependant les textes législatifs ne préconisent aucun type de remise en état des lieux. Il est juste indiqué que « *lorsqu'une installation classée est mise à l'arrêt définitif, [...] son exploitant remet son site [...] dans un état tel qu'il ne puisse porter atteinte aux intérêts mentionnés à l'article L.511-1* » du Code de l'environnement, à savoir les dangers ou inconvénients soit pour la commodité du voisinage, soit pour la santé et la salubrité publique, soit pour l'agriculture, soit pour la protection de la nature et de l'environnement, soit encore pour la protection de sites et des monuments ainsi que du patrimoine archéologique et qu' « *il permette un usage futur du site déterminé selon les dispositions des articles R.512-39-2 et R.512-39-3.* » (Article R.512-39-1 du code de l'environnement). Ainsi, en plus des aspects sécuritaires (mise en sécurité des fronts de taille) et esthétiques (nettoyage de l'ensemble des terrains et de la suppression de toutes structures n'ayant pas d'utilité après la remise en état du site), cette remise en état des lieux doit donner lieu à une insertion satisfaisante de l'espace affecté par l'exploitation dans le paysage, compte tenu de la vocation ultérieure du site. Les conditions de remise en état doivent être cependant présentées dans l'étude d'impacts accompagnant le dossier de demande d'exploitation. Mais à l'heure actuelle il est difficile de penser que, dans

la rubrique « remise en état » de l'étude d'impacts soit figuré « aucune action de remise en place ne doit avoir lieu pour permettre à une succession spontanée de se mettre en place ». Un grand travail de concertation, de communication et de sensibilisation doit donc avoir lieu et doit être intégré dans les aspects législatifs.

Concernant les carrières abandonnées tout récemment, si l'objectif est à tout prix la conservation de l'écosystème de référence, il faut mettre en place une restauration pro-active. S'il n'y a plus de sol de la steppe disponible, il faut préconiser la création d'un substrat de composition 50% de matériaux bruts et 50% de terre végétale avec ou sans semis ou bien le substrat de composition 75% de terre végétale et 25% de matériaux bruts et sans semis à étaler sur 30 à 40 cm d'épaisseur sur les inertes qui remplissent le fond de carrière pour retrouver un relief de référence. Cependant il faut avoir à l'esprit que l'atteinte de la cible « steppe de Crau » est peu probable dans l'état des connaissances scientifiques et techniques actuelles, même sur le long terme, bien que ces conditions puissent parfaitement convenir à l'avifaune. Si l'objectif est de maximiser la biodiversité dans ce secteur sans considération d'espèces ainsi que de maximiser les impressions de naturalité, il faut alors choisir une réaffectation du site. Cette dernière correspond à la conversion d'un écosystème en un d'écosystème différent ou en un aménagement des terres n'ayant pas pour objectif primaire la gestion conservatrice d'écosystèmes autochtones locaux (McDonald et al., 2016). Il est donc préférable de créer une grande hétérogénéité de conditions pédologiques post-exploitation, en couplant des zones où le laisser-faire prédomine et d'autres zones où il y a restauration (avec différentes modalités de restauration). Une hétérogénéité de milieux peut également être préconisée notamment en agissant sur la profondeur d'exploitation (tout en restant conforme à la législation pour la sécurité de la nappe) pour faire affleurer par endroit la nappe et ainsi créer une hétérogénéité d'habitats humides et d'habitats xériques. Cependant, la législation actuelle n'autorise ni cette restauration passive ni l'affleurement de la nappe pour des soucis de pollution potentielle (alors qu'elle est affleurante à de nombreux endroits en Crau). Et si l'objectif est de favoriser les processus de naturalité, alors là, il ne faudrait rien faire du tout en dehors des interventions de sécurité et sanitaires.

Dans le cas des **carrières abandonnées depuis longtemps dans la plaine de Crau**, la réponse est également complexe. En effet, notre étude de cas met en évidence des défis écologiques, de gestion et éthiques importants pour les biologistes de la conservation, les gestionnaires des ressources naturelles et les décideurs. En effet, après 35 ans d'évolution spontanée, une biodiversité s'est mise en place dans ces anciennes carrières, parfois accompagnée d'espèces et d'habitats patrimoniaux à forts enjeux écologiques. Dans ce cas-là, il apparaît impensable de détruire cette nature férale et sa biodiversité associée pour essayer de prétendre à une quelconque restauration de la steppe. Cependant sur certaines carrières, des restes d'exploitation sont présents et notamment une grande zone bituminée où se trouvait

auparavant une centrale à bitume. Au niveau de la gestion, il sera préférable de l'enlever pour permettre à la végétation de s'y développer. D'autres bâtis sont également présents sur certains sites (socle des installations fixes de concassage, criblages). La première idée relative à la gestion de ces installations serait de les enlever. Cependant il y a été observé que ces restes d'installations abritaient des populations de chiroptères. Leur retrait serait ainsi associé à une destruction d'habitats d'espèces protégées. De plus ils sont la dernière représentation de l'activité passé de ces sites. Dans ce cas, il faut se poser la question de savoir s'il faut les enlever pour ôter toutes traces de bâtis du site, ou bien faut-il le garder pour permettre aux chiroptères de trouver un habitat favorable et de ne pas oublier l'histoire du site, constituant un patrimoine culturel des anciennes activités industrielles ? Là encore, une concertation avec les acteurs est nécessaire. A contrario si le laisser faire avec une gestion minimale initiale (remise en place des sols pour des questions sécuritaires notamment, ainsi que gestion des sites par le pâturage) est préconisé, après exploitation et sans opérations de restauration écologique, des habitats et une biodiversité associée à forts enjeux écologiques s'y développent en majorité et sont considérés comme beaucoup plus naturels que l'écosystème de référence. De plus au niveau sociologique il a été montré que ces paysages sont très bien acceptés par le grand public. Face à ce constat, il est important de se poser la question de la pertinence des opérations de restauration écologique dans les carrières récemment abandonnées de la plaine de Crau et d'envisager une restauration passive (avec gestion minimale initiale et mise en place de pâturage extensif) comme choix de restauration. Dans tous les cas, la succession spontanée est ainsi majoritairement préconisée dans le cas des anciennes carrières sans problématique d'espèces invasives ou d'anciennes installations d'exploitation (Prach and Hobbs, 2008).

Ainsi, concernant les carrières abandonnées depuis longtemps, si l'objectif est à tout prix la conservation de l'écosystème de référence, la restauration active est à préconiser, en sachant que tous les éléments à part éventuellement l'avifaune ne seront pas restaurés et qu'une biodiversité patrimoniale sera détruite. Si l'objectif est de maximiser la biodiversité dans ce secteur, il faut mieux laisser faire la nature. Enfin, si l'objectif est de maximiser les impressions de naturalité du grand public, alors il vaut également mieux laisser faire la nature.

2. Apports de ces recherches en écologie de la restauration

Les différentes expérimentations menées dans cette thèse permettent d'apporter des éléments de réponse à de nombreuses réflexions et débats sur les choix de restauration écologique et les enjeux écologiques des écosystèmes dégradés par les activités anthropiques. La restauration écologique, c'est tout d'abord une prise de conscience, un constat des dégradations occasionnées à la nature (Lévêque et al., 2003; Lévêque, 2013). Cela se traduit par un acte moral

visible (Dumesnil and Ouellet, 2002). En France, entre 200 000 et 300 000 sites sont estimés comme méritant l'étiquette de friches industrielles dont font partie les carrières abandonnées (ADEME, 2014). Et aujourd'hui plus de 2 millions d'hectares de friches sont devenues, depuis 1945, des forêts spontanées (Dérioz, 1999).

La restauration écologique des friches industrielles

Les friches industrielles font souvent l'objet d'une remise en état, généralement traduite par un réaménagement ou une revalorisation de l'espace après abandon mais de plus en plus de projets de restauration s'en préoccupent. Dans le cas des carrières abandonnées, lors de l'arrêt de l'exploitation des carrières, la législation française stipule l'obligation de remise en état des sites après exploitation. Cette remise en état se traduit souvent par un remplissage des fonds de fouilles avec des matériaux inertes et par l'élimination complète de toutes surfaces de matériaux bruts exposés. Dans certains cas, il est même 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 et 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 and Prach, 2006). Les anciennes carrières non réhabilitées sont alors considérées 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. Face à cela, différents outils sont utilisés dans l'objectif de restaurer l'écosystème dégradé vers son état de référence. La définition d'un écosystème de référence fait cependant débat dans le monde de l'écologie de la restauration. En effet, la restauration écologique a été en premier lieu pensée par référence au terme de *Wilderness*, la nature vierge, les grands espaces sauvages où l'Homme y est totalement exclu (Van den Berg and Koole, 2006, 2006). C'est de ce concept qu'est née la *Society for Ecological Restoration international* (SER) qui adopta alors une conception « conservationniste » pour guider ses objectifs (Blanc and Lolive, 2009). Ces premières positions ont évolué au cours des années avec la mission difficile de définir un écosystème de référence (McDonald et al., 2016). Ce dernier, traditionnellement la cible de la restauration écologique, conserve les propriétés biologiques et écosystémiques qui prévalaient dans le passé (Jackson and Hobbs, 2009). Cependant, cette déclaration pose de nombreuses questions, notamment pour ce qui est de la référence temporelle : quelles versions de l'histoire sont importantes? Jusqu'à quand faut-il remonter le temps (années, décennies, siècles, millénaires ?) ? Comment savoir ce qu'étaient les écosystèmes historiques ? (Bioret and Ducharme, 2011; Macdonald and King, 2018). Les définitions de «naturel», «historique» et «altéré» sont rarement claires et sont souvent déterminées en fonction d'expériences et de valeurs culturelles, nationales, religieuses ou personnelles (Hobbs et al., 2009). Peu d'exemples d'écosystèmes historiques vrais demeurent,

en raison de l'omniprésence de l'influence humaine directe et indirecte et des changements dans les distributions et les abondances des espèces (Vallauri et al., 2016; Vitousek et al., 1997). En effet, dans le cas de la plaine de Crau, cet écosystème qui est considéré comme la référence dans les projets de restauration écologique menés sur ce territoire ne peut être considéré comme naturel au sens qu'il a été influencé par les activités anthropiques (Bulot, 2014; Coiffait-Gombault, 2011; Jaunatre, 2012). L'étude sociologique (Chapitre 6) a montré que le lien entre histoire naturelle et humaine était bien présent dans les perceptions des paysages de la steppe de Crau. Et que celle-ci reflétait une valeur identitaire et patrimoniale. Face à ces constats, la steppe de Crau ne peut être considérée comme un écosystème de référence si celui-ci se base exclusivement sur l'état ancestral naturel de l'écosystème dont nous savons d'ailleurs peu de choses (Henry et al., 2010). L'Homme a façonné cet écosystème depuis des siècles avec notamment le pâturage ovin itinérant qui influence considérablement les communautés végétales et animales associées (Beltrando, 2015). La steppe de Crau constitue donc un paysage anthropique mais qui est pourtant pris comme référence dans les projets de restauration écologique en tant qu'écosystème historique et culturel. Ce constat fait suite au fait que le mythe d'une nature vierge est aujourd'hui dénoncé (Lévêque, 2017; Micoud, 2005). De nombreux projets de restauration sont alors conduits pour les qualités historiques et le rétablissement de relations salutaires passées entre les personnes et les écosystèmes (Steffen et al., 2006). Cette stratégie basée sur un écosystème de référence gagne à s'effacer au profit d'une stratégie basée sur des objectifs (Dufour and Piégay, 2009). Derrière cette évolution se trouve une application du concept de développement durable : les bénéfices et les services écosystémiques constituent une nouvelle cible à viser. La distinction anciennement forte entre nature et culture commence à s'effacer pour préférentiellement se baser sur la restauration d'écosystèmes culturels faisant cohabiter biodiversité et activités anthropiques. Une jonction s'est ainsi opérée entre l'idéologie conservationniste initiale et objectifs de développement durable, ce qui a permis l'introduction progressive des activités anthropiques dans le champ d'activités et de la philosophie de la SER. C'est ce dont témoigne la mission de la SER : « *Promouvoir la restauration écologique comme le moyen de maintenir la diversité de la vie sur la Terre et de rétablir une relation écologiquement saine entre la nature et la culture* » (SER, Society for Ecological Restoration International, Science & Policy Working Group, 2004; McDonald et al., 2016).

Les opérations de restauration écologique permettent-elles de restaurer l'écosystème de référence ?

Est-il possible de restaurer ce qui a été détruit ? Il y a là, à n'en pas douter, une vision très mécaniste de la nature et une ambition peut-être un peu démesurée. Il est en effet, à l'heure actuelle, internationalement reconnu que l'objectif de la restauration écologique *sensu stricto* (retrouver l'état avant perturbation capable de s'auto-entretenir) est un objectif utopiste et bien trop ambitieux (Benayas et al., 2009; Lévêque, 2017; Moreno-Mateos et al., 2012). C'est

pourquoi ce sont principalement des opérations de réhabilitation écologique qui sont entreprises et appelées à tort des opérations de restauration écologique (*sensu stricto*).

De nombreux travaux scientifiques pointent également les incertitudes et les limites des opérations de réhabilitation écologique (Marchand, in prep; OCE, 2015). Parmi les défauts manifestes prédomine celui du suivi scientifique non engagé sur le long terme pour évaluer le plus finement possible le succès des opérations ou si c'est le cas, les résultats ne sont alors que peu encourageants (Oliveira et al., 2011). L'absence de protocoles normalisés (évaluations parfois subjectives), le manque de données ou bien la bonne définition préalable du succès écologique viennent encore entraver l'évaluation de son succès (OCE, 2015; Palmer et al., 2005). Face au faible nombre d'évaluations empiriques pour déterminer si les projets de réhabilitation atteignent individuellement ou cumulativement les objectifs de restauration, de nouveaux efforts pour évaluer les projets de restauration voient le jour. Cependant ces derniers trouvent peu de preuves d'une amélioration écologique mesurable (Bernhardt and Palmer, 2011; Marchand, in prep; Palmer et al., 2010; Roni et al., 2008; Whiteway et al., 2010).

Un autre problème ressort également de l'évaluation du succès des opérations de réhabilitation écologique : la prise en compte d'une seule ou de plusieurs composantes biotiques de l'écosystème à restaurer (Kollmann et al., 2016). En effet, les opérations de réhabilitation d'écosystèmes terrestres se basent principalement sur les communautés végétales ou quelques fois sur les sols, mais les réponses de ces compartiments face à la réhabilitation peuvent être différentes comme ça a déjà été démontré dans le milieu aquatique (Kail et al., 2015). En effet, dans l'exemple des carrières de la plaine de Crau, il apparaît que les communautés végétales se développant sur les transferts de sols sont plus proches de l'écosystème de référence que celles sur les substrats nus où aucune réhabilitation écologique n'a eu lieu. Mais qu'en est-il des assemblages d'arthropodes par exemple ? Répondent-ils de la même façon aux opérations de réhabilitation ou les résultats sont-ils contraires? Et qu'en est-il des fonctions des écosystèmes ? Pour améliorer la compréhension des écosystèmes restaurés et évaluer le succès des opérations de restauration, il est alors nécessaire d'appliquer une approche globale et de prendre en compte le plus grand nombre de composantes de l'écosystème en y incluant les fonctions de l'écosystème.

De nombreux outils de réhabilitation employant le génie écologique (conduite de projets qui s'appuient sur les processus naturels à l'œuvre dans les écosystèmes) ont vu le jour et ont connu une croissance exponentielle notamment dans les dernières décennies (Bernhardt and Palmer, 2011). A l'exemple des résultats obtenus par transfert de sol (chapitre 1) ou encore lors de la création complète du substrat (chapitre 2) en comparant les écosystèmes restaurés avec l'écosystème de référence, malgré les moyens mis en place, les résultats obtenus sont certes encourageants mais ne permettent pas un franc succès, loin de là. Face à ce constat, la question

n'est plus alors « Est-ce que la référence a été atteinte dans les projets de restauration ? » mais plutôt « Est-ce que c'est mieux que de ne rien faire ? ». Il est alors indispensable d'étudier ce qui se développe sur les friches industrielles pour évaluer les valeurs écologiques et les enjeux de ces sites

Quelle est la valeur de la biodiversité générée par les activités humaines ?

Sans restauration écologique, les milieux industriels récemment abandonnés sont laissés en libre évolution. Il en résulte un écosystème féral. Ces espaces désaffectés représentent soit un fardeau pour les propriétaires qui n'arrivent pas à la rentabiliser, soit un potentiel pour ceux qui entrevoient leur réutilisation (Projets d'installations de champs photovoltaïque, Projet d'Installation de Stockage de Déchets Inertes, *etc.*) (Dumesnil and Ouellet, 2002). Les friches constituent le point de départ de tout type de milieux à évolution spontanée après perturbations humaines (Schnitzler and Génot, 2012). Elles ont toujours reflétées une image négative tant d'un point de vue socio-économique (friches associées à la dévitalisation), qu'écologique (perte de biodiversité, invasion biologique, risque d'incendie et d'avalanche, *etc.*), qu'idéologique (friches hors du productivisme, de la maîtrise techniques et des conventions sociales) (Schnitzler and Génot, 2012). Les friches industrielles sans restauration active sont considérées quasi unanimement comme une menace pour la nature associée à une perte de biodiversité, sans aucune considération pour une réalité écologique: les paysages féraux peuvent représenter un grand potentiel de nature, non pas associé à une perte de biodiversité mais plutôt à un changement de biodiversité (Terrasson and Miller, 2007). Ces friches constituent de jeunes écosystèmes dont les fonctions écologiques et la biodiversité sont généralement sous-estimée par la population (Tarte, 2016). Il existe un préjugé très répandu comme quoi ces milieux n'ont que très peu, voire aucune valeur en tant qu'écosystèmes. En effet, lorsque les origines anthropiques du site sont précisées, le discours de la laideur est présent et l'image que reflète l'idée d'un écosystème anthropique est quasi unanimement négative (Schnitzer et Genot, 2012). Cependant, lorsque l'enquête sociologique auprès de généralistes, et écologues (Chapitre 6) a visé à comparer la steppe de Crau et les friches industrielles, il en ressort que ces dernières, tant qu'il n'y a pas de restes de bâtiments d'exploitation, sont considérées comme beaucoup plus naturelles, sauvages, esthétiques et associées à une plus grande biodiversité que l'écosystème de référence. Il y a une grande contradiction dans le symbole représenté par les friches industrielles dans les discours sans vision directe de celles-ci par rapport aux discours lorsque les enquêtés font face à celles-ci et en ont une image précise. C'est pourquoi il est indispensable, avant d'apporter des conclusions trop hâtives quant aux écosystèmes féraux, d'étudier ces milieux et les perceptions vis-à-vis de ceux-ci, d'en évaluer les valeurs écologiques et l'intérêt à valoriser des sites telles que les friches industrielles. L'étude des potentialités écologiques des anciennes carrières de la plaine de Crau font apparaître des écosystèmes certes totalement différents de l'écosystème de référence, avec certaines espèces originelles qui n'y sont pas retrouvées mais présentant de

forts potentiels et enjeux écologiques. La diversité d'exploitation et d'abandon entraîne le développement d'une diversité des substrats pédologiques (Chapitre 3) permettant le développement d'habitats variés (Chapitre 4 et 5) qui forment des mosaïques de pelouses, de friches et de forêts qui abritent des espèces patrimoniales (Chapitre 4). Ces friches et cette nature spontanée offrent alors une opportunité à la nature de se reconstituer notamment au niveau des sols mais aussi en termes de diversité de plantes, d'animaux (oiseaux, reptiles, insectes) et fort probablement d'autres groupes non étudiés (champignons, lichens, mousses, *etc.*). Ainsi, même 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 autre non négligeable (Bétard, 2011).

L'activité humaine détruit, accroît et/ou change la biodiversité originelle, ce qui pose inévitablement la question de la valeur de cette biodiversité générée par l'activité humaine, la place de l'homme dans la nature, les relations des hommes à la nature (Callicott et al., 1999; Mathevet and Poulin, 2006). La préservation d'une diversité biologique patrimoniale pose la question de la manière de protéger les habitats et les espèces qui leur sont associées. Beaucoup d'espèces patrimoniales sont liées à des activités anthropiques et aux espaces qui leurs sont donnés. Ces espaces ont été créés dans un certain contexte économique et en fonction des pratiques de l'époque. Pour protéger notre nature patrimoniale, il faudrait donc maintenir des activités anthropiques ? (Lévêque, 2017). Quelle biodiversité faut-il conserver ? L'écosystème avec tout comme postulat que la préservation de son intégrité garantisse la préservation des espèces, ou alors les espèces uniquement ? Les écosystèmes créés avec l'abandon des carrières, fonctionnent-ils dans un réseau d'habitats permettant aux différentes populations d'être connectées ou ces populations sont-elles isolées ?

Ces écosystèmes créés par l'Homme ont ainsi acquis une valeur patrimoniale, à l'exemple de la Camargue, la Sologne, les Dombes, ou de la forêt des Landes mais ils n'ont rien à voir avec des écosystèmes naturels non dégradés. Il s'agit bien d'écosystèmes anthropiques. Ces sites constituent de hauts lieux de la nature créés par l'Homme. Ils ont même obtenu d'être classés en tant que réserve. La question qui se pose alors est : veut-t-on recréer la nature préexistante ou simplement de la nature ? Face aux résultats des opérations de restauration écologique, il est reconnu que de nos jours, on ne recrée pas la nature mais on recrée de la nature (Lévêque, 2013). Et face à la vision anthropocentrée de la conception de la nature qui se trouve centrée sur la seule prise en compte des besoins de l'homme (Vallauri et al. 2009). La question à se poser n'est pas : qu'est-ce qui est le mieux pour la nature ? Mais quelle(s) nature(s) voulons nous ?

Quelles natures voulons-nous ?

Les objectifs de restauration écologique doivent être abordés de telles sortes que les citoyens et les élus puissent comprendre. En effet, pour un meilleur succès des opérations écologiques, celles-ci doivent être approuvées par la société. Il y a peu de chance par exemple de convaincre les riverains d'abattre les digues et de restaurer la nature sauvage et primitives de nos grands fleuves en totalité car les dégâts causés par les crues centenaires ont marqué les esprits et car il serait également nécessaire de déplacer des zones urbaines construites en zones inondables (Choi, 2004). Seuls des réaménagements pour retrouver un peu de naturalité sur les berges peuvent être envisagés. Il n'est pas non plus question de recréer le continuum écologique des grands fleuves en enlevant les barrages hydroélectriques qui bloquent les migrations des poissons en fragmentant les cours d'eau, qui occupent un rôle important dans l'érosion des côtes et des deltas (Fearnside, 2001; Lévêque, 2005). Seule la mise en place de passerelles à poissons, très sélectives selon les espèces sera envisagée car la société n'est pas (encore) prête à réduire ses consommations énergétiques et ainsi limiter le nombre de barrages. Il n'est pas non plus question de recréer ces grandes zones humides asséchées au milieu du 19^{ème} siècle à cause des ravages causés par la malaria ou de la prolifération de moustiques considérés comme des créatures détestables. Cependant ils occupent une place centrale dans les écosystèmes en servant de source de nourriture aux poissons, chauves-souris et aux oiseaux migrateurs dont la population serait divisée par deux en l'absence de moustiques ou en régulant les populations de grands mammifères en propageant des maladies (Fang, 2010). A l'heure actuelle, l'Homme n'accepte pas de faire des concessions face à la nature, il en résulte une vision très anthropocentriste sur laquelle se base tout projet. Les actions de restauration sont avant tout motivées par des considérations principalement esthétiques, éthiques ou idéologiques, résultant ainsi en une nature par l'Homme et pour l'Homme. Mais il est important que ce consensus social ne s'affranchisse pas de la dimension écologique comme c'est principalement le cas à l'heure actuelle (Blanc and Lolive, 2009).

La naturalité comme système de référence ?

A l'heure actuelle, l'écologie de la restauration se situe à la confluence des préoccupations économiques et sociales et des préoccupations écologiques. La question est alors de savoir si l'écosystème de référence défini comme objectif doit être déterminé par les écologues (scientifiques qui étudient l'écologie) eux-mêmes ou doit faire l'objet d'une négociation avec d'autres acteurs du territoire, qu'ils soient gestionnaire ou simple usagers ? Le principe de naturalité peut ainsi jouer un rôle significatif au sein des systèmes de références (Schnitzler and Génot, 2012, 2016). En effet, ce principe désigne la propriété d'être naturel. Il se base exclusivement sur la perception des milieux, d'où l'existence d'une pluralité de naturalités selon les valeurs mobilisées. La naturalité perçue (ou l'absence d'éléments anthropiques) reste un facteur majeur dans la formation de la préférence exprimée pour les paysages (Cottet et al., 2014). Cette préférence doit être prise en compte dans les projets de restauration écologique pour leur assurer un meilleur succès auprès du public en étant intégré dans les valeurs socio-

culturelles. Cependant, la naturalité, telle qu'elle est perçue par tout un chacun, est susceptible d'entrer en contradiction avec la naturalité telle qu'elle est appréhendée par les écologues chargés de définir le bon état écologique. Les perceptions de la *naturalité* sont tellement imprégnées de culture et d'histoire qu'elles constituent même désormais un fardeau pour les conservateurs contemporains (Waller, 2010). Par exemple, dans les carrières de la plaine de Crau, il a été montré que les paysages sans traces d'éléments anthropiques (bâti) mais pouvant provenir d'un écosystème façonné par l'homme sont considérés comme beaucoup plus naturels, esthétiques et abritant à l'échelle de l'écosystème, une plus grande diversité d'habitats et d'espèces que l'écosystème de référence. Cependant selon l'échelle d'observation, et la prise en compte ou non de la patrimonialité des espèces et des habitats, il est difficile de déterminer si la biodiversité exprimée dans l'un ou l'autre des systèmes est plus importante : elle est différente. De manière générale, si les paysages perçus comme naturels sont jugés plus esthétiques, c'est que les structures paysagères qui les caractérisent correspondent à un idéal culturel. Les citoyens sont beaucoup plus sensibles à la perception paysagère qu'à l'état écologique (Lévêque, 2013).

Un manque de concertation générale

De cette réflexion générale il en ressort la nécessité d'élaborer des stratégies de restauration actives ou passives qui prennent en compte la perception des citoyens et leurs attentes éthiques et esthétiques tout autant que la connaissance scientifique et la valeur écologique, ce qui n'est généralement que très peu le cas dans les projets de restauration écologique. Des résultats très différents de restauration écologique ont été remarqué en fonction des groupes d'acteurs impliqués (Germaine and Barraud, 2013). En effet, dans la majorité des cas, ce sont les scientifiques ou les gestionnaires qui initient les projets de restauration écologique dont l'opération est souvent présentée comme une obligation juridique. Ces projets reposent le plus souvent sur des diagnostics incomplets dans lesquels l'expertise écologique domine alors que les usages et plus généralement les dimensions sociologiques sont négligées. La concertation est généralement réduite et s'apparente plus à de l'information (Germaine and Barraud, 2013). De plus, il est navrant de constater que dans la majorité des projets, l'action est davantage valorisée médiatiquement que son résultat.

Le succès d'un projet de restauration écologique ne doit pas se baser exclusivement d'un point de vue écologique, il est important d'y associer le point de vue socio-économique. Pour cela, les projets doivent passer essentiellement par l'investissement d'un collectif de personnes à différents niveaux (gestionnaires locaux, gestionnaires régionaux et nationaux, membres d'associations naturalistes, usagers, chercheurs, *etc.*) et ce, à différents moments du projet (avec une importance capitale de suivis sur le long terme pour vérifier le succès de l'opération) pour une concertation réelle. La mise en place d'espaces de dialogues permettrait à l'ensemble des protagonistes de partager une vision commune et de construire le projet de restauration écologique au mieux pour permettre son succès (Dumesnil and Ouellet, 2002). Chacun doit

apporter ses connaissances et compétences pour qu'ensemble puisse être mis sur pied un projet correspondant à toutes les attentes. La concertation entre acteurs est un processus dynamique, complexe et évolutif nécessitant un temps long.

Une nature pour l'homme et par l'homme

Face à la vision actuelle d'une nature très anthropocentrée, une question ressort : fait-on de la restauration vraiment pour la nature ou pour l'homme ? Le rapport de l'Homme à la nature est un rapport d'intérêt, une relation à ce qui compte pour lui (Chansigaud, 2013; Debaise, 2008). En effet, la nature était auparavant considérée avec sa valeur intrinsèque, indépendamment de toute utilité et le domaine sauvage devait être préservé en tant que tel des activités anthropiques (Lévêque, 2017). Mais au court du temps, l'Homme a pris conscience des bénéfices potentiels qu'offre la nature à travers notamment les notions de services écosystémiques. De ce fait la conservation évolue alors de la protection à la gestion intégrée des écosystèmes dans le but d'en tirer bénéfice. Il en est de même dans les nouveaux projets de restauration écologique où les bénéfices et les services écosystémiques constituent de nouveaux objectifs. Cette évolution des attentes et des stratégies présente de nombreuses problématiques d'évaluation du succès des mesures de conservation et de restauration. En effet, la logique de protéger une nature vierge ou peu impactée n'est plus un objectif en soi mais il s'agit plutôt de rechercher un compromis entre la protection des espèces et des habitats et les usages de la nature par les sociétés. Il est alors difficile, dans un tel contexte d'avoir recours à des indicateurs quantifiés (Lévêque, 2017).

Que faut-il faire : restaurer ou laisser faire la nature férale associée aux friches industrielles?

Toutes ces discussions laissent perplexe quant à la bonne décision à prendre concernant la restauration écologique des friches industrielles. Que choisir entre restauration active ou restauration passive ? En premier lieu, 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. Cependant, face aux nombreux projets qui voient le jour et à leurs impacts omniprésents sur les écosystèmes, les scientifiques et gestionnaires de la nature s'orientent vers une restauration proactive de la biodiversité et des services écosystémiques (Kollmann et al., 2016; Suding et al., 2004; Suding and Hobbs, 2009). Mais dans les cas des environnements post-exploitation minière, de nombreux auteurs ont légitimement interrogé la pertinence du ciblage des écosystèmes historiques comme objectif le plus approprié de la restauration. En effet, pourquoi se focaliser sur des restaurations d'écosystèmes historiques dont il est aujourd'hui reconnu que leur succès est très faible car cela débouche sur le développement de friches que l'on pourrait qualifier d'« industrialo-écologiques » ayant été créées par l'abandon

de projets industriels et l'échec/semi-échec de la restauration mais ayant entraîné d'importants coûts financiers et écologiques. A contrario la restauration passive a montré le développement d'écosystèmes à forts enjeux socio-écologiques (Lagadeuc and Chenorkian, 2009; Řehouňková and Prach, 2006). Cette approche de la restauration écologique n'utilise que les processus de résilience et de recolonisation spontanée, sans intervention sur les compartiments biotiques ou abiotiques de l'écosystème autre que la cessation de la perturbation. Contrairement à la restauration active qui se concentre principalement sur la conservation d'espèces uniques ou d'écosystèmes spécifiques, la restauration passive se concentre sur la restauration des processus naturels de manière globale. Ce concept entraînerait l'absence d'intervention humaine, contrairement à la restauration active qui se caractérise par un haut degré de gestion continue (Schweiger et al., 2018). Si le choix porte sur la restauration passive et le laisser-faire, il est important de faire au préalable une sensibilisation, un plaidoyer pour que la nature férale, souvent déconsidérée, soit reconnue dans les stratégies de conservation de la nature. En effet, à l'heure actuelle les gestionnaires et scientifiques essaient de restaurer vers le passé ou conservent le présent. Mais ne faut-il pas également laisser évoluer les milieux pour la nature du futur ? (Schnitzler and Génot, 2012). Miser sur les milieux à évolution spontanée peut être considéré comme un pari sur l'avenir. Ceci peut cependant gêner la conscience humaine vu que cette approche se base sur des trajectoires aléatoires, n'ayant pas de référence future. Face à cette idée de laisser faire il peut se poser la question : est-ce que laisser-faire permettra de limiter les pertes d'espèces et d'habitats plus que d'agir avec des résultats incomplets ?

Ou alors ne faudrait-il pas trouver un intermédiaire en 1) choisissant un écosystème de référence atteignable, c'est-à-dire viser de la réaffectation plutôt que de la réhabilitation ou de la restauration *sensu stricto* (ces deux derniers visant respectivement pour parti ou totalement l'écosystème historique ou en 2) ne rien faire mais en mettant en place des mesures de gestion pour aider à la réaffectation ?

Il n'y a donc pas de réponse générale à cette question, tout dépend des sites, du degré de dégradation des écosystèmes par les activités anthropiques. Le degré auquel les perturbations provoquent des changements irréversibles sur les écosystèmes fournit un aperçu direct sur la probabilité des efforts de réhabilitation à mettre en place : soit une restauration active, soit laisser se développer naturellement de nouveaux écosystèmes. Il est tout d'abord nécessaire de se concentrer sur l'exigence pragmatique de sécuriser des conditions sûres, stables et non polluantes et qui fournissent des environnements appropriés pour l'établissement de la végétation (Doley et al., 2012; Heckenroth, 2017). Il est également important de prendre en compte tous les éléments du territoire (aspects écologiques, socio-économiques, culturels, historiques, idéologiques, *etc.*) et de mettre en place une concertation générale pour définir les objectifs de gestion de ces écosystèmes.

L'implantation de projets de développement durable sur les friches industrielles sont le résultat de l'influence et d'idées reçues des milieux féraux.

Ces recherches mettent l'accent sur l'importance d'une évaluation globale des milieux pour leur meilleure compréhension avant de prendre des mesures de gestion, restauration, conservation ou tout autre projet futur concernant les systèmes féraux. Cependant, de nos jours, par manque de communication ou de sensibilisation, des idées reçues persistent encore quant aux valeurs de certaines friches industrielles. Face à la représentation erronée que ces dernières sont des sites n'ayant plus de forts attraits et d'intérêts, de nombreux projets (centrales photovoltaïques au sol, dépôts de déchets inertes, *etc.*) s'y développent en prônant, à tort, la revalorisation de ces sites pour des projets de développement durable (ECO-MED, 2016; Naturalia, 2014). Ces espaces, considérés à tort comme des opportunités foncières difficilement valorisables du fait de leurs activités passées, sont les proies de grandes entreprises soutenues par les services de l'Etat qui prône les énergies renouvelables pour un développement durable et une lutte contre le changement climatique (Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2017). « *De manière générale, la priorité doit être donnée à l'équipement en panneaux photovoltaïques des toitures des bâtiments publics, industriels, commerciaux (couverture des parkings) et agricoles, ou l'utilisation de terrains déjà artificialisés (friches industrielles, carrières, sites pollués, ...). L'Etat sensibilisera les collectivités locales en ce sens, que ce soit pour l'adaptation des documents d'urbanisme ou pour l'analyse des projets.* » (Préfecture de la région Aquitaine, 2009). Cependant, il est difficile de généraliser vis-à-vis de l'absence d'intérêts des sites industriels. Il est donc important de prendre en compte toutes les dimensions des écosystèmes dans tous futurs projets d'aménagements qui peuvent s'implanter sur ces lieux et proposer des solutions alternatives aux projets d'utilité publique (par exemple mettre les panneaux solaires sur toutes les toitures de bâtiments commerciaux comme le stipule la réglementation (JORF, 2016)). En effet, face à la forte urbanisation, il est important de se poser la question de savoir s'il n'est pas préférable d'installer les centrales photovoltaïques uniquement sur les toitures des bâtiments et les parkings pour éviter d'impacter la nature férale et sa biodiversité associée. Une étude a ainsi montré qu'en Suisse, les ressources solaires potentielles qui pourraient être mises sur les bâtiments équivaldrait à la production d'énergie de 60 centrales nucléaires (Cretton, 2011). La surface de toitures disponibles en France étant beaucoup plus importante qu'en Suisse, les ressources solaires potentielles sur toitures seraient encore plus importantes. Pour couvrir la consommation nationale, il faudrait couvrir de panneaux solaires une surface de 5.000 km² environ pour assurer la production française d'électricité. Ce chiffre représente seulement 1% du territoire, soit moins que ce qui est occupé par les bâtiments en France (Jancovici, 2012). De plus, l'installation directe de panneaux solaires sur les bâtiments permettrait de rapprocher les lieux de production des lieux de consommation et ainsi réduirait les déperditions qui sont aujourd'hui très conséquentes.

3. Perspectives de recherche

Un des résultats importants de cette thèse, quant aux succès des opérations de restauration écologique, est la similitude en termes de recouvrement de la végétation des ANTHROPOSOLS reconstitués par transfert de sol à celui de la steppe de référence. Cependant, les communautés végétales ne sont pas semblables au niveau de leur composition spécifique et de leur structure. C'est pourquoi une des premières perspectives de ces travaux serait d'étudier la réponse de ce transfert de sol ancien (35 ans) sur plusieurs compartiments biologiques, à savoir : (1) la faune du sol (collemboles, nématodes, acariens, *etc.*) dont la forte influence sur la composition de la végétation a déjà été démontrée (De Deyn et al., 2003) ; (2) les assemblages de coléoptères, fourmis et araignées. Pour cela il serait nécessaire d'échantillonner au moins trois modalités différentes, la steppe de référence, les carrières avec transfert de sol respectant les conditions de l'écosystème d'origine (40 cm de sol et sans contact avec la nappe phréatique) et une zone sans aucune réhabilitation.

Le sol n'explique ainsi pas à lui seul toute la diversité des végétations rencontrées sur les différentes couvertures pédologiques. D'autres facteurs entrent en ligne de compte, tels que la composition végétale du pool d'espèces régionales (différentes parcelles environnantes : steppe, carrières abandonnées, jachères, vergers, *etc.*) (Pärtel et al., 1998; Zobel et al., 1998) les capacités de reproduction et de dispersion des espèces, la présence de vecteurs de dispersion (Bakker et al., 1996; Ozinga et al., 2004) et la compétition ou la facilitation entre les espèces installées (Maestre et al., 2009; Teixeira et al., 2016). C'est pourquoi il serait intéressant de prendre soin d'évaluer les sources de graines disponibles par colonisation naturelle pour définir les espèces qui vont potentiellement coloniser naturellement les sites à restaurer et ainsi mieux estimer s'il est nécessaire de procéder à un ensemencement (Török et al., 2018). Des études de pluie de graines pourraient ainsi être mises en place ainsi que l'étude de l'endo et exozoochorie par les troupeaux d'ovins domestiques ou de certaines espèces sauvages. De plus il apparaît également important de mieux discriminer, dans le futur, les facteurs potentiels de dispersions et les effets de compétition et de facilitation lors des semis d'espèces dans les substrats.

Il pourrait être également très intéressant de comparer nos résultats, obtenus à l'échelle de 300 ha de carrières, à une échelle régionale. En effet, en Crau, les carrières abandonnées ont créé de l'hétérogénéité et de la biodiversité à l'échelle locale mais quand serait-il à l'échelle régionale ? Est-ce que les potentiels nouveaux écosystèmes contribueraient à apporter autant de nouveaux éléments en termes de diversité ? En effet, si jamais les mêmes espèces étaient toujours retrouvées dans ces friches, le potentiel de biodiversité pourrait alors être plutôt faible

Enfin il est bien évidemment nécessaire de faire du suivi sur le long terme des trajectoires des écosystèmes en cours de restauration pour évaluer plus précisément le succès ou l'échec des opérations de restauration sur le long terme (~50 ans).

Une autre perspective peut être envisageable dans le cas où certains sites des anciennes carrières sont colonisés par des espèces exotiques envahissantes (l'herbe de la pampa notamment) présentant un fort potentiel envahissant tout en étant capable de fournir des services écosystémiques précieux sur ce territoire (par exemple : abris pour les troupeaux d'ovins, zone de chasse pour l'avifaune). Que faire de ces espèces ? Les laisser ou les contrôler ? Pour cela, des études plus poussées doivent être préconisées pour étudier leur vitesse de colonisation et le succès de leur éradication.

Face aux limites méthodologiques énoncées dans le chapitre 5, il serait aussi important de développer une méthodologie standardisée de classification. Il peut être intéressant d'après un même jeu de données, de réaliser les différentes analyses (CAH, clustering, *etc.*) avec d'autres méthodes pour mieux appréhender la différence engendrée dans les résultats et dans les classifications.

D'autres travaux de recherches bibliographiques peuvent être préconisés en perspective de ce travail de recherche. Il s'agirait d'étudier l'évolution des définitions des écosystèmes de références afin de mettre à jour d'éventuels changements dans les définitions, dans les objectifs et dans les faits.

CONCLUSIONS

Les écosystèmes sont, pour la plupart, le produit d'une histoire géographique et climatique et d'une coévolution Homme-nature, marqué par les différentes cultures qui ont façonné l'espace agricole et industriel depuis des millénaires (Macdonald and King, 2018). Même si l'action de l'Homme est loin d'être exempt de critiques, les milieux créés par l'Homme ne doivent pas tous être reconnus comme dégradés et sans intérêts. Certains sont même des hauts lieux de naturalité et peuvent être considérés comme des sanctuaires de biodiversité. 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 (par exemple mettre les panneaux solaires sur toutes les toitures de bâtiments commerciaux comme le stipule la réglementation (JORE, 2016)).

Les conclusions tirées de ces études pluridisciplinaires se heurtent à des défis de multiples natures concernant:

- Le besoin de changer de paradigme qui est rempli d'ambiguïtés (dans l'utilisation des termes : restauration/réhabilitation/ré-affectation, dans le choix du retour espéré à un état antérieur : d'où vient cette idée que c'était mieux avant à l'échelle locale? quelles valeurs donner à la biodiversité ? dans les conceptions différentes de la nature selon les groupes sociaux, *etc.*). Des efforts sont visibles à l'heure actuelle avec notamment les standards de la SER qui visent à ré-homogénéiser ces termes (McDonald et al., 2016)
- Le choix des indicateurs influence la présentation du résultat final (le transfert de sol apparaît être la meilleure méthode pour restaurer les communautés végétales mais répond-il de la même façon pour les assemblages d'arthropodes, fourmis ou coléoptères par exemple ?)
- Innover pour des outils efficaces, optimisés et évalués sur le long terme
- Recréer un contexte durablement favorable de l'exploitation de carrière. Changer l'image négative qu'a l'exploitation minière sur la nature et la biodiversité
- Proposer des mesures sans que ce soit pris pour des appels à destruction si le laisser faire apporte des résultats plus favorables que la restauration active des milieux

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. Je finirais cette conclusion par cette dernière phrase : ne pas agir, c'est agir en quelque sorte et ce peut être la meilleure action en faveur de la biodiversité.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Adam, Y., Béranger, C., 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, France.
- Adamopoulou, C., Legakis, A., 2006. Using reptiles and soil arthropods as indicators for open quarry restoration in Mediterranean-type ecosystems. Presented at the 10th Intern. Congr. on the Zoogeography and Ecology of Greece and adjacent regions, Book of abstracts, Patras, Greece, p. 6.
- ADEME, 2014. La reconversion des sites et des friches urbaines pollués. Agence de l'Environnement et de la Maîtrise de l'Energie, Angers.
- Aide, T.M., Clark, M.L., Grau, H.R., López-Carr, D., Levy, M.A., Redo, D., Bonilla-Moheno, M., Riner, G., Andrade-Núñez, M.J., Muñiz, M., 2013. Deforestation and Reforestation of Latin America and the Caribbean (2001–2010). *Biotropica* 45, 262–271.
- Al-Awadhi, J.M., 2001. Impact of gravel quarrying on the desert environment of Kuwait. *Environ. Geol.* 41, 365–371.
- Allison, L.E., 1965. Organic carbon, in: Black, C.A., Evans, D.D., White, J.L., Ensminger L.E., & Clark, F.E., 1965. *Methods of Soil Analysis*. American Society of Agronomy, Madison, Wisconsin, pp. 1372–1378.
- Amir, H., L'Huillier, L., Fogliani, B., Cavaloc, Y., Gensous, S., Jourand, P., Ducouso, M., Majorel, C., Hannibal, L., Saintpierre, D., Gunkel-Grillon, P., Pagand, P., Echevarria, G., Mouchon, L.-C., Bonis, M.-L., Montarges-Pelletier, E., Maggia, L., Wulff, A., 2014. Caractérisation et fonctionnement du système sol/ plante/ microorganismes dans les maquis miniers. Perspectives d'application à la restauration écologique.
- Anderson, M.J., Crist, T.O., Chase, J.M., Vellend, M., Inouye, B.D., Freestone, A.L., Sanders, N.J., Cornell, H.V., Comita, L.S., Davies, K.F., Harrison, S.P., Kraft, N.J.B., Stegen, J.C., Swenson, N.G., 2011. Navigating the multiple meanings of β diversity: a roadmap for the practicing ecologist. *Ecol. Lett.* 14, 19–28.
- Anderson, M.J., Ellingsen, K.E., McArdle, B.H., 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecol. Lett.* 9, 683–693.
- Aradottir, A.L., Hagen, D., 2013. Chapter Three - Ecological Restoration: Approaches and Impacts on Vegetation, Soils and Society, in: Sparks, D.L. (Ed.), *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp. 173–222.
- Argagnon, O., 2014. L'habitat prioritaire 1510, " steppes salées méditerranéennes (Limonietales) ", dans le territoire du Parc naturel régional de la Narbonnaise en Méditerranée. Définition floristique et écologique. *Doc. Phytosociol.* 3, 44–52.
- Aronson, J., Alexander, S., 2013. Ecosystem Restoration is Now a Global Priority: Time to Roll up our Sleeves: News Report from CBDCOP11. *Restor. Ecol.* 21, 293–296.
- Aronson, J., Clewell, A., Moreno-Mateos, D., 2016. Ecological restoration and ecological engineering: Complementary or indivisible? *Ecol. Eng.* 91, 392–395.
- Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovale, C., Pontanier, R., 1995. Restauration et réhabilitation des écosystèmes dégradés en zones arides et semi-arides : le vocabulaire et les concepts, in: Congrès International sur la Restauration des Terres Dégradées, des Zones Arides et Semi-Arides, Tunis (TUN), 1994/11/14-19 (Ed.), *L'homme peut-il refaire ce qu'il a dé fait?, Colloques et Congrès: Science et Changements Planétaires/Sécheresse*. J. Libbey Eurotext, Montrouge, pp. 11–29.
- Aronson, J., Floret, C., Le Floc'h, E., Ovale, C., Pontanier, R., 1993. Restoration and Rehabilitation of Degraded Ecosystems in Arid and Semi-Arid Lands. I. A View from the South. *Restor. Ecol.* 1, 8–17.
- Aronson, J., Milton, S.J., Blignaut, J.N., Society for Ecological Restoration International (Eds.), 2007. Restoring natural capital: science, business, and practice, *The science and practice of ecological restoration*. Island Press ; Society for Ecological Restoration International, Washington.
- Arriaza, M., Cañas-Ortega, J.F., Cañas-Madueño, J.A., Ruiz-Aviles, P., 2004. Assessing the visual quality of rural landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 69, 115–125.
- Asakawa, S., Yoshida, K., Yabe, K., 2004. Perceptions of urban stream corridors within the greenway system of Sapporo, Japan. *Landsc. Urban Plan., International Greenway Planning* 68, 167–182.
- Aurière, A., Bioret, F., Boulet, V., Chenot, J., Delbosc, P., Gauberville, C., Dutoit, T., In prep. Les végétations xériques méditerranéennes pâturées du paléo-delta de la Durance, Provence occidentale. Essai de classification phytosociologique d'un agrosystème ancien.

- Austin, M.P., Smith, T.M., Van Niel, K.P., Wellington, A.B., 2009. Physiological responses and statistical models of the environmental niche: a comparative study of two co-occurring *Eucalyptus* species. *J. Ecol.* 97, 496–507.
- Ayres, R.U., Warr, B., 2009. *The Economic Growth Engine: How Energy and Work Drive Material Prosperity*. Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Baasch, A., Kirmer, A., Tischew, S., 2012. Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery. *J. Appl. Ecol.* 49, 251–260.
- 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.
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V., Turlure, C., 2013. Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biol. Rev.* 88 (2), 310–326.
- Baize, D., Girard, M.C., 2008. *Référentiel pédologique 2008 - AFES (Association Française pour l'Etude du Sol)*. Editions Quae.
- Baize, D., Jabiol, B., 2011. *Guide pour la description des sols*. Éd. Quae, Versailles.
- Bakker, J.P., Olff, H., Willems, J.H., Zobel, M., 1996. Why do we need permanent plots in the study of long-term vegetation dynamics? *J. Veg. Sci.* 7, 147–156.
- Bakker, J.P., Poschlod, P., Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Thompson, K., 1996. Seed banks and seed dispersal: important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerlandica* 45, 461–490.
- Bakker, J.P., van Andel, J., van der Maarel, E., 1998. *Plant Species Diversity and Restoration Ecology: Introduction*. *Appl. Veg. Sci.* 1, 5–8.
- Balaguer, L., Escudero, A., Martín-Duque, J.F., Mola, I., Aronson, J., 2014. The historical reference in restoration ecology: Re-defining a cornerstone concept. *Biol. Conserv.* 176, 12–20.
- Ballesteros, M., Cañadas, E.M., Foronda, A., Fernández-Ondoño, E., Peñas, J., Lorite, J., 2012. Vegetation recovery of gypsum quarries: short-term sowing response to different soil treatments. *Appl. Veg. Sci.* 15, 187–197.
- Ballesteros, M., Cañadas, E.M., Foronda, A., Peñas, J., Valle, F., Lorite, J., 2014. Central role of bedding materials for gypsum-quarry restoration: An experimental planting of gypsophile species. *Ecol. Eng.* 70, 470–476.
- Balmford, A., Bruner, A., Cooper, P., Costanza, R., Farber, S., Green, R.E., Jenkins, M., Jefferiss, P., Jessamy, V., Madden, J., Munro, K., Myers, N., Naeem, S., Paavola, J., Rayment, M., Rosendo, S., Roughgarden, J., Trumper, K., Turner, R.K., 2002. Economic Reasons for Conserving Wild Nature. *Science* 297, 950–953.
- 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. *Ecol. Eng.* 81, 1–13.
- Bardat, J., Bioret, F., Botineau, M., Bouillet, V., Delpech, R., Géhu, J.-M., Haury, J., Lacoste, A., Rameau, J.-C., Royer, J.-M., Roux, G., Touffet, J., 2004. *Prodrome des végétations de France, Patrimoines Naturels*. Musée d'Histoire Naturelle, Paris, France.
- Bargueno, M.-L., 1994. Paysages et société Les perceptions d'un paysage boisé périurbain. *For. Méditerranéenne* 15, 287–288.
- Barnaud, G., Fustec, E., 2007. *Conserver les milieux humides: pourquoi ? comment ?*, Sciences en partage. Quae éditions ; Educagri éditions, Versailles : Dijon.
- Barrow, H.G., Tenenbaum, M.J., 1986. Computational approaches to vision, in: Boff, K.R., Kaufman, L., Thomas, J.P. (Eds.), *Handbook of Perception and Human Performance*, Vol. 2: Cognitive Processes and Performance. John Wiley & Sons, Oxford, England, pp. 1–70.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R.H.B., Singmann, H., Dai, B., Grothendieck, G., Green, P., 2016. Package "lme4": Linear Mixed-Effects Models using 'Eigen' and S4. R Package Version 11-12 113.
- 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). *Nat. Provence - Rev. CEN PACA* 2, 37–53.
- Bazin, P., Barnaud, G., 2002. Du suivi à l'évaluation : À la recherche d'indicateurs opérationnels en écologie de la restauration, in: *Revue d'écologie. Supplément*. Presented at the Programme nationale de recherche «recréer la nature» : réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes. Colloque, Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France, pp. 201–224.
- Beisner, B., Haydon, D., Cuddington, K., 2003. Alternative stable states in ecology. *Front. Ecol. Environ.* 1, 376–382.

- Bellingham, P.J., Walker, L.R., Wardle, D.A., 2001. Differential facilitation by a nitrogen-fixing shrub during primary succession influences relative performance of canopy tree species. *J. Ecol.* 89, 861–875.
- 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. *Nat. Provence - Rev. CEN PACA* 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 Eur. J. Geogr*
- 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, 1121–1124.
- Bending, N.A.D., McRae, S.G., Moffat, A.J., 1999. *Soil-Forming Materials: Their Use in Land Reclamation*. Stationery Office.
- Benzécri, J.P., 1973. *L'analyse des données. Tome 1. La taxonomie*. Dunod, Paris, France.
- Berman, M., 2010. *All that is solid melts into air: the experience of modernity*, New edition. ed. Verso, London New York.
- Bernhardt, E.S., Palmer, M.A., 2011. River restoration: the fuzzy logic of repairing reaches to reverse catchment scale degradation. *Ecol. Appl. Publ. Ecol. Soc. Am.* 21, 1926–1931.
- Berthier, N., 2010. *Les techniques d'enquête en sciences sociales. Méthodes et exercices corrigés*. A. Colin, Paris.
- Bétard, F., 2011. Potentialités écologiques des carrières de quartzite après exploitation : l'exemple de la carrière de Cheffois (Vendée, France). *Physio-Géo Géographie Phys. Environ.* 75–93.
- Bioret, F., Ducharme, F.C., 2011. Évaluer la dégradation en écologie de la restauration, une question d'échelles de références et de perception. *Sci. Eaux Territ. Numéro* 5, 3–5.
- Bioret, F., Gaudillat, V., Royer, J.-M., 2013. The Prodrôme of French Vegetation: a national synsystem for phytosociological knowledge and management issues. *Plant Sociol.* 50, 17–21.
- 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 Eur.* 16, 75–83.
- Blanc, N., Lolive, J., 2009. La restauration écologique : une nouvelle formation du monde ? *Cybergeo Eur. J. Geogr.*
- Blanchet, A., Ghiglione, R., Massonnat, J., Trognon, A., 2013. *Les techniques d'enquête en sciences sociales*. Dunod, Paris.
- Blandin, P., Bergandi, D., 2000. A l'aube d'une nouvelle écologie ? Il faut admettre qu'il n'y a plus la nature d'un côté, l'homme de l'autre. *La Recherche* 56–59.
- Blondel, J., 1975. L'analyse des peuplements d'oiseaux, éléments d'un diagnostic écologique I. la méthode des échantillonnages fréquentiels progressifs (E.F.P.). *Rev ÉcolTerre Vie* 29, 533–589.
- Bogusch, P., Macek, J., Janšta, P., Kubík, Š., Řezáč, M., Holý, K., Malenovský, I., Baňář, P., Mikát, M., Astapenková, A., Heneberg, P., 2016. Industrial and post-industrial habitats serve as critical refugia for pioneer species of newly identified arthropod assemblages associated with reed galls. *Biodivers. Conserv.* 25, 827–863.
- Boitani, L., Falcucci, A., Maiorano, L., Rondinini, C., 2007. Ecological Networks as Conceptual Frameworks or Operational Tools in Conservation. *Conserv. Biol.* 21, 1414–1422.
- BO-MEDDTL, 2011. Circulaire du 22/08/11 relative à la définition des déchets inertes pour l'industrie des carrières au sens de l'arrêté du 22 septembre 1994 relatif aux exploitations de carrières et aux installations de premier traitement des matériaux de carrières.
- Bonferroni, C.E., 1936. *Teoria statistica delle classi e calcolo delle probabilità*. Pubblicazioni R Ist. Super. Sci. Econ. E Commer. Firenze 8, 1–62.
- Bonnet, C., Ghiglione, R., Richard, J.-F., 2003. *Traité de psychologie cognitive: perception, action, langage*. Dunod, Paris.
- Borcard, D., Gillet, F., Legendre, P., 2011. *Numerical Ecology with R*. Springer New York, New York, NY.
- Bordez, L., 2015. *Stratégies de revégétalisation des maquis miniers nickélifères de Nouvelle-Calédonie étude sur les potentiels biologiques des Topsoils en vue de leur utilisation pour la restauration écologique des milieux dégradés application au massif de Koniembo pour KNS. (PhDthesis)*. Institut Agronomique Néo-calédonien, Nouvelle Calédonie.

- Boulet, L., 1996. Approche phytoécologique de la dynamique des végétations primaires dans les carrières de roches massives (PhDthesis). Rennes 1.
- Bourrelly, M., Borel, L., Devaux, J.P., Louis-Pluel, J., Archiloque, A., 1983. Dynamique annuelle et production primaire nette de l'écosystème steppique de Crau (Bouches du Rhône). *Biol. Ecol. Mediterr.* 10, 55-82.
- Bouteyre, G., Duclos, G., 1994. Carte pédologique de France à 1/100 000 - Arles. Notice explicative de la carte, Service d'Études des Sols et de la Carte Pédologique de France. ed. Centre de Recherches d'Orléans, Olivet.
- Bowen, C.K., Schuman, G.E., Olson, R.A., Ingram, J., 2005. Influence of topsoil depth on Plant and soil attributes of 24-year Old reclaimed mined lands. *Arid Land Res. Manag.* 19, 267–284.
- Box, J., 2014. Habitat translocation, rebuilding biodiversity and no net loss of biodiversity. *Water Environ. J.* 28, 540–546.
- Box, J., 2003. Critical Factors and Evaluation Criteria for Habitat Translocation. *J. Environ. Plan. Manag.* 46, 839–856.
- Boyer, S., Wratten, S., Pizey, M., Weber, P., 2011. Impact of soil stockpiling and mining rehabilitation on earthworm communities. *Pedobiologia*, 9th International Symposium on Earthworm Ecology Xalapa, Veracruz, Mexico, 5th – 10th September 2010 54, Supplement, S99–S102.
- Boyer, S., Wratten, S.D., 2010. The potential of earthworms to restore ecosystem services after opencast mining – A review. *Basic Appl. Ecol.* 11, 196–203.
- Bradshaw, A., 2000. The use of natural processes in reclamation – advantages and difficulties. *Landsc. Urban Plan.* 51, 89–100.
- Bradshaw, A., 1997. Restoration of mined lands – using natural processes. *Ecol. Eng.* 8, 255–269.
- Bradshaw, A.D., Hüttl, R.F., 2001. Future minesite restoration involves a broader approach. *Ecol. Eng.* 17, 87–90.
- Brand, T., Parker, V.T., 1995. Scale and General Laws of Vegetation Dynamics. *Oikos* 73, 375–380.
- Brändle, M., Durka, W., Krug, H., Brandl, R., 2003. The assembly of local communities: plants and birds in non-reclaimed mining sites. *Ecography* 26, 652–660.
- Braun-Blanquet, J., 1932. *Plant Sociology: The Study of Plant Communities*. McGraw-Hill Book Co., Inc., New York and London.
- Braun-Blanquet, J., 1915. *Les Cévennes méridionales (massif de l'Aigoual): étude phytogéographique*. Université de Montpellier, Faculté des sciences.
- Bremner, J.M., 1996. Nitrogen-Total, in: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., & Sumner, M.E., 1996. *Methods of Soil Analysis. Part 3 – Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series, pp. 1085–1121.
- Breton, J.-M., 2014. Foncier, patrimoine et développement dans les territoires insulaires : le cas des Antilles françaises. *Études Caribéennes*.
- Brooker, R.W., 2006. Plant-plant interactions and environmental change. *New Phytol.* 171, 271–284.
- Brosse, J., 1989. *Mythologie des arbres*. Plon, Paris.
- Brown, T.C., Daniel, T.C., 1991. Landscape Aesthetics of Riparian Environments: Relationship of Flow Quantity to Scenic Quality Along a Wild and Scenic River. *Water Resour. Res.* 27, 1787–1795.
- Brullo, C., Brullo, S., Del Galdo, G.G., Guarino, R., Minissale, P., Scuderi, L., Siracusa, G., Sciandrello, S., Spampinato, G., 2010. The Lygeo-Stipetea class in Sicily. *Ann. Bot.*
- Brune, B., Domergue, O., Maure, L., Brahic, P., Galiana, A., Josa, R., De lajudie, P., Attallah, T., Risk, H., El-Hajj, S., Cleyet-Marel, J.-C., 2007. Potential of nitrogen-fixing symbiotic systems for revegetation strategies of degraded land sites in Mediterranean conditions. *Cah. Agric.* 16, 324–329.
- Bruno, J.F., Stachowicz, J.J., Bertness, M.D., 2003. Inclusion of facilitation into ecological theory. *Trends Ecol. Evol.* 18, 119–125.
- Brush, R., Chenoweth, R.E., Barman, T., 2000. Group differences in the enjoyability of driving through rural landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 47, 39–45.
- Buisson, E., 2011. *Community and restoration ecology. Importance of disturbance, natural resilience and assembly rules (Thèse d'HDR - Habilitation à Diriger les Recherches)*. Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, Avignon, France.

- Buisson, E., Dutoit, T., 2006. Creation of the natural reserve of La Crau: Implications for the creation and management of protected areas. *J. Environ. Manage.* 80, 318–326.
- Buisson, E., Dutoit, T., Torre, F., Römermann, C., Poschlod, P., 2006. The implications of seed rain and seed bank patterns for plant succession at the edges of abandoned fields in Mediterranean landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115, 6–14.
- Buisson, E., Jaunatre, R., Römermann, C., Bulot, A., Dutoit, T., 2018. Species transfer via topsoil translocation: lessons from two large Mediterranean restoration projects. *Restor. Ecol.* 1–10.
- Bulot, A., 2014. Restauration écologique d'une pelouse sèche méditerranéenne (La plaine de La Crau, Sud-Est de la France): du génie civil au génie écologique (PhDthesis). Université d'Avignon et des Pays de Vaucluse, Avignon.
- Bulot, A., Potard, K., Bureau, F., Bérard, A., Dutoit, T., 2017. Ecological restoration by soil transfer: impacts on restored soil profiles and topsoil functions. *Restor. Ecol.* 25, 354–366.
- Bulot, A., Provost, E., Dutoit, T., 2014. A comparison of different soil transfer strategies for restoring a Mediterranean steppe after a pipeline leak (La Crau plain, South-Eastern France). *Ecol. Eng.* 71, 690–702.
- 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, France.
- Butaye, J., Jacquemyn, H., Honnay, O., Hermy, M., 2002. The species pool concept applied to forests in a fragmented landscape: dispersal limitation versus habitat limitation. *J. Veg. Sci.* 13, 27–34.
- Callaway, R.M., 1997. Positive interactions in plant communities and the individualistic-continuum concept. *Oecologia* 112, 143–149.
- Callaway, R.M., 1995. Positive interactions among plants. *Bot. Rev.* 61, 306–349.
- Callicott, J.B., Crowder, L.B., Mumford, K., 1999. Current Normative Concepts in Conservation. *Conserv. Biol.* 13, 22–35.
- Cano-Ortiz, A., Bioindi, E., Gomes, C.J.P., González, S.D.R., Cano, E., 2014. Soil and phytosociological characterisation of grasslands in the Western Mediterranean. *Am. J. Plant Sci.* 05, 3213.
- Cano-Ortiz, A., Pinto-Gomes, C.J., Cano Carmona, E., 2010. Contribution to the study of the *Taeniathero-Aegilopion geniculatae* alliance in Portugal. *Acta Bot. Gallica* 157, 599–610.
- Carbonnier, G., Grinevald, J., 2011. Energie et développement. *Int. Dev. Policy Rev. Int. Polit. Dév.* 2, 9–28.
- Cardinale, B.J., Duffy, J.E., Gonzalez, A., Hooper, D.U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G.M., Tilman, D., Wardle, D.A., Kinzig, A.P., Daily, G.C., Loreau, M., Grace, J.B., Larigauderie, A., Srivastava, D.S., Naeem, S., 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486, 59–67.
- 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. *Bull. Société Herpétologique Fr.* 134, 3–25.
- Carrascal, L., Díaz, J., Cano, C., 1989. Habitat selection in Iberian *Psammmodromus* species along a Mediterranean successional gradient. *Amphib.-Reptil.* 10, 231–242.
- Carrick, P.J., Krüger, R., 2007. Restoring degraded landscapes in lowland Namaqualand: Lessons from the mining experience and from regional ecological dynamics. *J. Arid Environ., Special Issue Sustainable Land Use in Namaqualand* 70, 767–781.
- Castillejo, J.M., Castelló, R., 2010. Influence of the Application Rate of an Organic Amendment (Municipal Solid Waste [MSW] Compost) on Gypsum Quarry Rehabilitation in Semiarid Environments. *Arid Land Res. Manag.* 24, 344–364.
- Caturla, R.N., Raventós, J., Guàrdia, R., Vallejo, V.R., 2000. Early post-fire regeneration dynamics of *Brachypodium retusum* Pers. (Beauv.) in old fields of the Valencia region (eastern Spain). *Acta Oecologica* 21, 1–12.
- Centre Interdisciplinaire d'Etude et de Recherches sur l'Expression Contemporaine, 1984. Lire le paysage, lire les paysages: acte du colloque des 24 et 25 novembre 1983. Université de Saint-Etienne.
- Cerdà, A., Doerr, S.H., 2005. Influence of vegetation recovery on soil hydrology and erodibility following fire: an 11-year investigation. *Int. J. Wildland Fire* 14, 423–437.
- Chalumeau, A., Bioret, F., 2013. Méthodologie de cartographie phytosociologique en Europe: approches symphytosociologique et géosymphytosociologique. Synthèse bibliographique. Rapport Institut de

- Géoarchitecture – Université de Bretagne occidentale, Ministère de l'Écologie, du développement durable et de l'Énergie.
- Chansigaud, V., 2013. *L'homme et la nature: une histoire mouvementée*. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Chapel, A.G., 2011. *La biodiversité dans les carrières, une réalité ? Avis des associations naturalistes*.
- Chapin, F.S., Starfield, A.M., 1997. Time lags and novel ecosystems in response to transient climatic change in Arctic Alaska. *Clim. Change* 35, 449–461.
- Chase, J.M., Leibold, M.A., 2003. *Ecological Niches: Linking Classical and Contemporary Approaches*. University of Chicago Press.
- Chatelain, P., 1989. Quelques réflexions sur les rapports de la géographie à l'image. *Strat. Matér. Pour Rech. En Sci. Soc.*
- Chenot, J., Jaunatre, R., Buisson, E., Bureau, F., Dutoit, T., 2018. Impact of quarry exploitation and disuse on pedogenesis. *CATENA* 160, 354–365.
- 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. *Ecol. Eng.* 99, 1–12.
- Cherel, O., 1988. Contribution à l'étude des relations végétation-mouton sur les parcours de Crau (S. E. France) : adaptation et développement de méthodes d'étude du régime alimentaire (PhDthesis). Université Aix Marseille 1, Marseille.
- Chessel, D., Dufour, A.-B., Thioulouse, J., 2004. The ade4 package - I : One-table methods. *R News* 4, 5–10.
- Chester, E.T., Robson, B.J., 2013. Anthropogenic refuges for freshwater biodiversity: Their ecological characteristics and management. *Biol. Conserv.* 166, 64–75.
- Chin, A., Laurencio, L.R., Daniels, M.D., Wohl, E., Urban, M.A., Boyer, K.L., Butt, A., Piegay, H., Gregory, K.J., 2014. The Significance of Perceptions and Feedbacks for Effectively Managing Wood in Rivers. *River Res. Appl.* 30, 98–111.
- Chinery, M., Legrand, J., Perrin, H., 2012. *Insectes de France et d'Europe occidentale*. Flammarion, Paris.
- Choi, Y.D., 2004. Theories for ecological restoration in changing environment: Toward "futuristic" restoration. *Ecological Research*. 19, 75–81.
- Choisy, M., Conteau, C., Lepley, M., Manceau, N., Yau, G., 1999. Régime et comportement alimentaires du Faucon crécerellette *Falco naumanni* en Crau en période pré-nuptiale. *Alauda* 67, 109–118.
- Christensen, N.L., 2014. An historical perspective on forest succession and its relevance to ecosystem restoration and conservation practice in North America. *For. Ecol. Manag.* 330, 312–322.
- Ciesielski, H., Sterckeman, T., Santerne, M., Willery, J.P., 1997. A comparison between three methods for the determination of cation exchange capacity and exchangeable cations in soils. *Agron. Sustain. Dev.* 17, 9–15.
- Cipriani, R., 2009. L'analyse qualitative comme approche multiple. *Sociol. En Ligne Théories Rech., Théories et recherches*.
- Citeau, L., 2008. *Gestion durable des sols*. Éditions Quæ, Versailles.
- Clair, M., Gaudillat, V., Herard, K., 2005. *Cartographie des habitats naturels et des végétales appliquée aux sites terrestres du réseau Natura 2000*. Guide méthodologique. MNHN, Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux, Paris, France.
- Clemente, A.S., Werner, C., Máguas, C., Cabral, M.S., Martins-Loução, M.A., Correia, O., 2004. Restoration of a Limestone Quarry: Effect of Soil Amendments on the Establishment of Native Mediterranean Sclerophyllous Shrubs. *Restor. Ecol.* 12, 20–28.
- Clements, F.E., 1916. *Plant succession: an analysis of the development of vegetation*. Carnegie Institution of Washington.
- Clenet, J., 1998. *Représentations, formations et alternance: être forme et/ou se former?, Alternances et développements*. L'Harmattan, Paris, France.
- Clewell, A.F., Aronson, J., 2013. *Ecological Restoration, Second Edition: Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. Island Press.
- Coelho, R., Infante, P., Santos, M.N., 2013. Application of Generalized Linear Models and Generalized Estimation Equations to model at-haulback mortality of blue sharks captured in a pelagic longline fishery in the Atlantic Ocean. *Fish. Res.* 145, 66–75.

- Coiffait-Gombault, C., 2011. Règles d'assemblages et restauration écologique des communautés végétales herbacées méditerranéennes : le cas de la Plaine de La Crau (Bouches-du-Rhône, France) (PhDthesis). Université d'Avignon, Avignon.
- Coiffait-Gombault, C., Buisson, E., Dutoit, T., 2011a. Hay transfer and sowing structuring species: Two complementary ecological engineering techniques to restore dry grassland communities. *Procedia Environ. Sci., Ecological Engineering: from Concepts to Applications*, Paris 2009 9, 33–39.
- Coiffait-Gombault, C., Buisson, E., Dutoit, T., 2011b. Hay Transfer Promotes Establishment of Mediterranean Steppe Vegetation on Soil Disturbed by Pipeline Construction. *Restor. Ecol.* 19, 214–222.
- Coiffait-Gombault, C., Buisson, E., Dutoit, T., 2012. Are old Mediterranean grasslands resilient to human disturbances? *Acta Oecologica*, 43: 86-94.
- Commission de Pédologie et de Cartographie des Sols, 1967. Classification des sols.
- Contu, S., 2013. *Brachypodium retusum*. The IUCN Red List of Threatened Species 2013: e.T44393494A44505478.
- Convention on Biological Diversity, 2012. UNEP/CBD/COP Decision XI/16. Ecosystem Restoration. Presented at the COP 11, Hyderabad, India, p. 4.
- Cooke, J.A., Johnson, M.S., 2002. Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environ. Rev.* 10, 41–71.
- Corbett, E.A., Anderson, R.C., Rodgers, C.S., 1996. Prairie Revegetation of a Strip Mine in Illinois: Fifteen Years after Establishment. *Restor. Ecol.* 4, 346–354.
- Corlett, R.T., 2016. Restoration, reintroduction, and rewilding in a changing world. *Trends Ecol. Evol.* in press.
- Cortina, J., Maestre, F.T., Vallejo, R., Baeza, M.J., Valdecantos, A., Pérez-Devesa, M., 2006. Ecosystem structure, function, and restoration success: Are they related? *J. Nat. Conserv.* 14, 152–160.
- Cottet, M., 2010. La perception des bras morts fluviaux : Le paysage, un médiateur pour l'action dans le cadre de l'ingénierie de la restauration. Approche conceptuelle et méthodologique appliquée aux cas de l'Ain et du Rhône (PhDthesis). Université Jean Moulin - Lyon III.
- Cottet, M., Augendre, M., Bozonnet, M., Brault, V., Magnet, D., Marchand, J., Roux-Michollet, D., Trémélo, M.-L., Tronchère, H., Vaudor, L., 2014. Traquer le regard, vers une caractérisation des bénéfices sociaux induits par les travaux de restauration écologique en territoire urbain (report). Agence de l'Eau Rhône Méditerranée Corse.
- Cottet, M., Rivière-Honegger, A., Piegay, H., 2010. Mieux comprendre la perception des paysages de bras morts en vue d'une restauration écologique : quels sont les liens entre les qualités esthétique et écologique perçues par les acteurs ? *Norais Environ. Aménagement. Société* 85–103.
- Couderc, J.M., 1985. Anthropogenous vegetation and archaeological field survey. *Rev. Archéologique Cent. Fr.* 24, 53–61.
- Craig, M., Buckley, P., Howell, R., 2015. Responses of an ancient woodland field layer to soil translocation: methods and timing. *Appl. Veg. Sci.* 18, 579–590.
- CRBPO, C. de R. par le B. des P. d'Oiseaux, 2002. Le Suivi Temporel des Oiseaux Communs par Echantillonnage Ponctuel Simple (STOC-EPS) - Fiches protocole.
- Cretton, P., 2011. Energie solaire thermique et photovoltaïque, in: Conférence UVSS. Presented at the Futur des Energies – Energies du Futur: Défis et Impacts, Suisse, p. 57.
- Cristofoli, S., Mahy, G., 2010a. Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. BASE.
- Cristofoli, S., Mahy, G., 2010b. Restauration écologique : contexte, contraintes et indicateurs de suivi. BASE.
- 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? *Biol. Conserv.* 141, 2984–2992.
- Cullen, W.R., Wheeler, C.P., Dunleavy, P.J., 1998. Establishment of species-rich vegetation on reclaimed limestone quarry faces in Derbyshire, UK. *Biol. Conserv.* 84, 25–33.
- Damigos, D., Kaliampakos, D., 2003. Assessing the benefits of reclaiming urban quarries: a CVM analysis. *Landsc. Urban Plan.* 64, 249–258.
- Dana, E.D., Mota, J.F., 2006. Vegetation and soil recovery on gypsum outcrops in semi-arid Spain. *J. Arid Environ.* 65, 444–459.
- D'Antonio, C., Meyerson, L.A., 2002. Exotic Plant Species as Problems and Solutions in Ecological Restoration: A Synthesis. *Restor. Ecol.* 10, 703–713.

- Darwish, T., Khater, C., Jomaa, I., Stehouwer, R., Shaban, A., Hamzé, M., 2011. Environmental impact of quarries on natural resources in Lebanon. *Land Degrad. Dev.* 22, 345–358.
- Day, G., Mayes, W.M., Wheeler, P.M., Hull, S.L., 2017. Can aggregate quarry silt lagoons provide resources for wading birds? *Ecol. Eng.* 105, 189–197.
- De Cáceres, M., Chytrý, M., Agrillo, E., Attorre, F., Botta-Dukát, Z., Capelo, J., Czúcz, B., Dengler, J., Ewald, J., Faber-Langendoen, D., Feoli, E., Franklin, S.B., Gavilán, R., Gillet, F., Jansen, F., Jiménez-Alfaro, B., Krestov, P., Landucci, F., Lengyel, A., Loidi, J., Mucina, L., Peet, R.K., Roberts, D.W., Roleček, J., Schaminée, J.H.J., Schmidtlein, S., Theurillat, J.-P., Tichý, L., Walker, D.A., Wildi, O., Willner, W., Wisser, S.K., 2015. A comparative framework for broad-scale plot-based vegetation classification. *Appl. Veg. Sci.* 18, 543–560.
- De Deyn, G.B., Raaijmakers, C.E., Zoomer, H.R., Berg, M.P., de Ruiter, P.C., Verhoef, H.A., Bezemer, T.M., van der Putten, W.H., 2003. Soil invertebrate fauna enhances grassland succession and diversity. *Nature* 422, 711–713.
- de Foucault, B., 1987. *Petit manuel d'initiation à la phytosociologie sigmatiste*. CRDP, Amiens.
- Deák, B., Valkó, O., Török, P., Kelemen, A., Migléc, T., Szabó, S., Szabó, G., Tóthmérész, B., 2015. Microtopographic heterogeneity increases plant diversity in old stages of restored grasslands. *Basic Appl. Ecol.* 16, 291–299.
- Debaise, D., 2008. *Vie et expérimentation*, Peirce, James, Dewey. ed, *Annales de l'Institut de philosophie de l'Université de Bruxelles*. Vrin, Paris.
- Dehejia, V.H., 2012. The Economic Growth Engine: How Energy and Work Drive Material Prosperity by Robert U. Ayres and Benjamin Warr. *J. Ind. Ecol.* 16, 451–452.
- del Moral, R., Wood, D.M., Titus, J.H., 2005. Proximity, microsites, and biotic interactions during early succession, in: *Ecological Responses to the 1980 Eruption of Mount St. Helens*. Springer, New York, NY, pp. 93–109.
- Delassus, L., 2015. *Guide de terrain pour la réalisation des relevés phytosociologiques*. Conservatoire Botanique National de Brest, Brest.
- Delord, J., 2005. La « sauvagété » : un principe de réconciliation entre l'homme et la biosphère. *Nat. Sci. Sociétés* Vol. 13, 316–320.
- Denton, J.S., Beebe, 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, 390–398.
- Dérior, P., 1999. Comment quantifier le phénomène du boisement spontané : inventaire des inventaires à l'échelle nationale. *Ingénieries - EAT* 11–23.
- Deshais, M., Mérenne-Schoumaker, B., 2014. Ressources naturelles, matières premières et géographie. L'exemple des ressources énergétiques et minières. *BISG* 62, 53–61.
- Devaux, J.P., Archiloque, A., Borel, L., Bourrelly, M., Louis-Palluel, J., 1983. Notice de la carte phyto-écologique de la Crau (Bouches du Rhône). *Biol. Écologie Méditerranéenne* 10, 5–54.
- Di Méo, G., 1994. Patrimoine et territoire, une parenté conceptuelle. *Espac. Sociétés* 3, 15–34.
- Dimitrakopoulos, R., Mackie, S., 2008. Joint Simulation of Mine Spoil Uncertainty for Rehabilitation Decision Making, in: Soares, A., Pereira, M.J., Dimitrakopoulos, R. (Eds.), *GeoENV VI – Geostatistics for Environmental Applications, Quantitative Geology and Geostatistics*. Springer Netherlands, pp. 349–359.
- DITR, 2005. *Mine Closure and Completion: Leading Practice Sustainable Development Program for the Mining Industry*, Australian Government. ed. Department of Industry Tourism and Resources, Canberra.
- Dolédec, S., Chessel, D., Braak, C.J.F. ter, Champely, S., 1996. Matching species traits to environmental variables: a new three-table ordination method. *Environ. Ecol. Stat.* 3, 143–166.
- Doley, D., Audet, P., 2013. Adopting novel ecosystems as suitable rehabilitation alternatives for former mine sites. *Ecol. Process.* 2, 22.
- Doley, D., Audet, P., Mulligan, D.R., 2012. Examining the Australian context for post-mined land rehabilitation: Reconciling a paradigm for the development of natural and novel ecosystems among post-disturbance landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.*, Recent advances in restoration ecology: Examining the modern Australian agro-ecological and post-mining landscapes 163, 85–93.
- Dontala, S.P., Reddy, T.B., Vadde, R., 2015. Environmental Aspects and Impacts its Mitigation Measures of Corporate Coal Mining. *Procedia Earth Planet. Sci., Global Challenges, Policy Framework & Sustainable Development for Mining of Mineral and Fossil Energy Resources (GCPF:2015–20)* 11, 2–7.

- Dray, S., Dufour, A.-B., 2007. The ade4 Package: Implementing the Duality Diagram for Ecologists. *J. Stat. Softw.* 1–20.
- Dray, S., Dufour, A.B., Chessel, D., 2007. The ade4 Package--II: Two-table and K-table Methods. *R News* 7, 47–52.
- Dray, S., Dufour, A.-B., Thioulouse, J., 2016. Ade4: Analysis of Ecological Data : Exploratory and Euclidean Methods in Environmental Sciences. R package version 1.7-4. *R News* 409.
- Dray, S., Legendre, P., 2008. Testing the species traits-environment relationships : the fourth-corner problem revisited. *Ecology* 89, 3400–3412.
- Dufour, S., Piégay, H., 2009. From the myth of a lost paradise to targeted river restoration: forget natural references and focus on human benefits. *River Res. Appl.* 25, 568–581.
- Dumas, J., 1831. Procédés de l'analyse organique. *Ann. Chem Phys* 198–213.
- Dumesnil, F., Ouellet, C., 2002. La réhabilitation des friches industrielles: un pas vers la ville viable? *VertigO - Rev. Électronique En Sci. Environ.*
- Duncan, N.A., Bransden, B.E., 1986. The effects on a restored soil caused by soil moving under different moisture contents. *Appl. Geogr.* 6, 267–273.
- Duque, J.F.M., Pedraza, J., Díez, A., Sanz, M.A., Carrasco, R.M., 1998. A geomorphological design for the rehabilitation of an abandoned sand quarry in central Spain. *Landsc. Urban Plan.* 42, 1–14.
- Dutoit, T., Buisson, E., Fadda, S., Henry, F., Coiffait-Gombault, C., Jaunatre, R., Alignan, J.-F., Masson, S., Bulot, A., 2013. The pseudo-steppe of La Crau (South-Eastern France): origin, management and restoration of a Mediterranean rangeland, in: Traba, J., Morales, M., (Eds.). *Steppe Ecosystems: Biological Diversity, Management and Restoration*. Nova Publishers, USA, p. 347.
- ECO-MED, 2016. Projet de centrale photovoltaïque de « la Ménudelle » Saint-Martin-de-Crau (13). Dossier de saisine de la commission faune du CNPN relatif à la demande de dérogation aux interdictions de destruction, de perturbations intentionnelles d'espèces animales protégées et d'altération de leurs habitats. ECO-MED (Ecologie et Médiation), Marseille.
- Elliot, R., 1982. Faking Nature. *Inq. Interdiscip. J. Philos.* 25, 81–93.
- Ellis, E.C., Antill, E.C., Kreft, H., 2012. All Is Not Loss: Plant Biodiversity in the Anthropocene. *PLOS ONE* 7, e30535.
- Ellis, E.C., Klein Goldewijk, K., Siebert, S., Lightman, D., Ramankutty, N., 2010. Anthropogenic transformation of the biomes, 1700 to 2000. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 19, 589–606.
- 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. *Appl. Radiat. Isot.* 107, 382–390.
- 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. *Ann. Zool. Fenn.* 33, 149–156.
- Fahrig, L., 2017. Forty years of bias in habitat fragmentation research, in: *Effective Conservation Science: DATA Not Dogma*. Peter Kareiva, Michelle Marvier, and Brian Silliman: Oxford University Press, New York, NY, pp. 32–38.
- Fahrig, L., 2003. Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
- Falipou, P., Legros, J.P., 2002. Le système STIPA-2000 d'entrée et édition des données pour la base nationale de sols DONESOL II. *Etude Gest. Sols* 9, 55–70.
- Fang, J., 2010. Ecology: A world without mosquitoes. *Nature* 466, 432–434.
- Fearnside, P.M., 2001. Environmental impacts of Brazil's Tucuruí Dam: unlearned lessons for hydroelectric development in Amazonia. *Environ. Manage.* 27, 377–396.
- Fenner, M., Thompson, K., 2005. *The ecology of seeds*. Cambridge University Press, Cambridge, UK ; New York, NY, USA.
- Fischer, S.F., Poschlod, P., Beinlich, B., 1996. Experimental Studies on the Dispersal of Plants and Animals on Sheep in Calcareous Grasslands. *J. Appl. Ecol.* 33, 1206–1222.
- Flahaut, C., Schröter, C., 1910. Rapport sur la nomenclature phytogéographique. Presented at the IIIe Congrès international de botanique, Wildemann, Bruxelles, pp. 131–162.

- Flavenot, T., Fellous, S., Abdelkrim, J., Baguette, M., Coulon, A., 2015. Impact of quarrying on genetic diversity: an approach across landscapes and over time. *Conserv. Genet.* 16, 181–194.
- Foley, J.A., DeFries, R., Asner, G.P., Barford, C., Bonan, G., Carpenter, S.R., Chapin, F.S., Coe, M.T., Daily, G.C., Gibbs, H.K., Helkowski, J.H., Holloway, T., Howard, E.A., Kucharik, C.J., Monfreda, C., Patz, J.A., Prentice, I.C., Ramankutty, N., Snyder, P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570–574.
- Folke, C., Hahn, T., Olsson, P., Norberg, J., 2005. Adaptive Governance of Social-Ecological Systems. *Annu. Rev. Environ. Resour.* 30, 441–473.
- Fouquet, R., 2008. Heat, power and light: revolutions in energy services. Edward Elgar, Cheltenham, UK.
- Fowler, W.M., Fontaine, J.B., Enright, N.J., Veber, W.P., 2015. Evaluating restoration potential of transferred topsoil. *Appl. Veg. Sci.* 18, 379–390.
- Fox, J., Sanford, W., Friendly, M., Hong, J., Andersen, R., Firth, D., Taylor, S., 2017. Package “effects”: effect displays for linear, generalized linear, and other models. *R Package Version* 400 32.
- Frochot, B., 2002. Comment évaluer l’intérêt biologique des réaménagements de carrières ? *Rev. Ecol. Terre Vie* 251–261.
- Frochot, B., Godreau, V., 1995. Intérêt écologique des carrières, terrils et mines. *Nat. Sci. Sociétés* 3, 66–76.
- Frouz, J., Keplin, B., Pižl, V., Tajovský, K., Starý, J., Lukešová, A., Nováková, A., Balík, V., Háněl, L., Materna, J., Düker, C., Chalupský, J., Rusek, J., Heinkele, T., 2001. Soil biota and upper soil layer development in two contrasting post-mining chronosequences. *Ecol. Eng.* 17, 275–284.
- Frouz, J., Pižl, V., Tajovský, K., 2007. The effect of earthworms and other saprophagous macrofauna on soil microstructure in reclaimed and un-reclaimed post-mining sites in Central Europe. *Eur. J. Soil Biol.* 43, Supplement 1, S184–S189.
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J., Řehouňková, K., 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *Eur. J. Soil Biol.* 44, 109–121.
- Fugiel, A., Burchart-Korol, D., Czaplicka-Kolarz, K., Smoliński, A., 2017. Environmental impact and damage categories caused by air pollution emissions from mining and quarrying sectors of European countries. *J. Clean. Prod.* 143, 159–168.
- Fuhr, M., Brun, J.-J., 2010. « Biodiversité, naturalité, humanité – Pour inspirer la gestion des forêts ». *Nat. Sci. Sociétés* Vol. 18, 67–69.
- Fukami, T., Nakajima, M., 2011. Community assembly: alternative stable states or alternative transient states? *Ecol. Lett.* 14, 973–984.
- 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) (Rapport de DES). Aix MArseille III, Marseille, France.
- Gallet, S., Bioret, F., Fichaut, B., Sawtschuk, J., 2010. La phytosociologie, outil pertinent pour le suivi de la restauration écologique ? *Rev. For. Fr.*
- García-Fuentes, A., Torres, J.A., Salazar, C., Cano, E., 2000. Estudio fitosociológico de la alianza *Taeniathero-Aegilopion geniculatae* y valor pascícola en la provincia de Jaén (España). *Stud Bot* 19, 39–56.
- García-Llorente, M., Castro, A.J., Quintas-Soriano, C., López, I., Castro, H., Montes, C., Martín-López, B., 2016. The value of time in biological conservation and supplied ecosystem services: A willingness to give up time exercise. *J. Arid Environ.* 124, 13–21.
- Gargominy, O., Terceir, S., Régnier, C., Ramage, T., Schoelinck, C., Dupont, P., Vandiel, E., Daszkiewicz, P., Poncet, L., 2016. TAXREF v10.0, référentiel taxonomique pour la France : méthodologie, mise en oeuvre et diffusion. (Rapport SNP). Muséum National d’Histoire Naturelle, Paris.
- Gaucherand, S., Cooper, D., Hazen, C., Jaunatre, R., in press. Are short-term success criteria useful metrics to evaluate wetland restoration in a Rocky Mountain recreational complex. *Environ. Manage.*
- Géhu, J.-M., 2006. Dictionnaire de sociologie et synécologie végétales. Inter-Phyto, Nouviou-en-Ponthieu, France, Allemagne.
- Géhu, J.-M., 1986. Des complexes de groupements végétaux à la phytosociologie paysagère contemporaine. *Inf. Bot. Ital.* 18, 53–83.

- Geissen, V., Wang, S., Oostindie, K., Huerta, E., Zwart, K.B., Smit, A., Ritsema, C.J., Moore, D., 2013. Effects of topsoil removal as a nature management technique on soil functions. *CATENA* 101, 50–55.
- Germaine, M.-A., Barraud, R., 2013. Restauration écologique et processus de patrimonialisation des rivières dans l'Ouest de la France. *VertigO - Rev. Électronique En Sci. Environ.*
- Ghose, M., 2001. Management of topsoil for geo-environmental reclamation of coal mining areas. *Environ. Geol.* 40, 1405–1410.
- Gilardelli, F., Sgorbati, S., Citterio, S., Gentili, R., 2013. Restoring Limestone Quarries: Hayseed, Commercial Seed Mixture or Spontaneous Succession? *Land Degrad. Dev.* 27, 316–324.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J.R., Beard, K.H., 2010. A Meta-Analytic Review of Corridor Effectiveness. *Conserv. Biol.* 24, 660–668.
- Gilg, O., France, Atelier technique des espaces naturels, 2004. Forêts à caractère naturel: caractéristiques, conservation et suivi. Atelier technique des espaces naturels, Montpellier.
- Gillet, F., 2000. La phytosociologie synusiale intégrée. Guide méthodologique. Univ. Neuchâtel Lab. D'écologie Végétale Phytosociologie 68.
- Glenn-Lewin, D.C., Peet, R.K., Veblen, T.T., 1992. *Plant Succession: Theory and Prediction*. Springer Science & Business Media.
- Goeldner-Gianella, L., Humain-Lamoure, A.-L., 2011. Les enquêtes par questionnaire en géographie de l'environnement. *L'Espace Géographique* Tome 39, 325–344.
- Golos, P.J., Dixon, K.W., 2014. Waterproofing Topsoil Stockpiles Minimizes Viability Decline in the Soil Seed Bank in an Arid Environment. *Restor. Ecol.* 22, 495–501. Good, J.E.G., Wallace, H.L., Stevens, P.A., Radford, G.L., 1999. Translocation of Herb-Rich Grassland from a Site in Wales Prior to Opencast Coal Extraction. *Restor. Ecol.* 7, 336–347.
- Graitson, E., Naulleau, G., 2005. Les abris artificiels: un outil pour les inventaires herpétologiques et le suivi des populations de reptiles. *Bull. Société Herpétologique Fr.* 115, 5–22.
- Granstrom, A., 1987. Seed Viability of Fourteen Species During Five Years of Storage in a Forest Soil. *J. Ecol.* 75, 321–331.
- Gregory, K.J., Davis, R.J., 1993. The Perception of Riverscape Aesthetics: an Example from Two Hampshire Rivers. *J. Environ. Manage.* 39, 171–185.
- Grinnell, J., 1917. The Niche-Relationships of the California Thrasher. *The Auk* 34, 427–433.
- Guarino, R., Domina, G., Pignatti, S., 2012. Ellenberg's Indicator values for the Flora of Italy – first update: Pteridophyta, Gymnospermae and Monocotyledoneae. *Flora Mediterr.* 22, 197–209.
- Guérin, J.P., 1989. Géographie et représentation, in: Représenter l'espace. *Anthropos*, Paris, p. 227.
- Guinochet, M., 1973. *Phytosociologie*, Collection d'Écologie. Masson et Cie, Paris.
- Guisan, A., Rahbek, C., 2011. SESAM – a new framework integrating macroecological and species distribution models for predicting spatio-temporal patterns of species assemblages. *J. Biogeogr.* 38, 1433–1444.
- Hadley, W., Winston, C., 2016. Package “devtools”: Tools to Make Developing R Packages Easier. *R Package Version 1120* 63.
- Hagerhall, C.M., Purcell, T., Taylor, R., 2004. Fractal dimension of landscape silhouette outlines as a predictor of landscape preference. *J. Environ. Psychol.* 24, 247–255.
- Hall, M., 2005. *Earth repair: a transatlantic history of environmental restoration*. University of Virginia Press, Charlottesville.
- Hall, S.L., Barton, C.D., Baskin, C.C., 2010. Topsoil Seed Bank of an Oak–Hickory Forest in Eastern Kentucky as a Restoration Tool on Surface Mines. *Restor. Ecol.* 18, 834–842
- Halme, P., Allen, K.A., Auniņš, A., Bradshaw, R.H.W., Brūmelis, G., Čada, V., Clear, J.L., Eriksson, A.-M., Hannon, G., Hyvärinen, E., Ikaunieca, S., Iršénaitė, R., Jonsson, B.G., Junninen, K., Kareksela, S., Komonen, A., Kotiaho, J.S., Kouki, J., Kuuluvainen, T., Mazziotta, A., Mönkkönen, M., Nyholm, K., Oldén, A., Shorohova, E., Strange, N., Toivanen, T., Vanha-Majamaa, I., Wallenius, T., Ylisirniö, A.-L., Zin, E., 2013. Challenges of ecological restoration: Lessons from forests in northern Europe. *Biol. Conserv.* 167, 248–256.
- Hao, Y., Wang, Y., Chang, Q., Wei, X., 2017. Effects of Long-term Fertilization on Soil Organic Carbon and Nitrogen in a Highland Agroecosystem. *Pedosphere*.

- Harlow, L.L., Duerr, S.R., 2013. Multivariate Analysis of Variance, in: Handbook of Quantitative Methods for Educational Research. Springer, Rotterdam, pp. 123–143.
- Harris, J.A., Birch, P., Palmer, J.P., 1998. Land restoration and reclamation: principles and practice, Reprinted. ed. Addison Wesley Longman, Harlow.
- Harris, J.A., Hobbs, R.J., Higgs, E., Aronson, J., 2006. Ecological Restoration and Global Climate Change. *Restor. Ecol.* 14, 170–176.
- Haumont, A., 1974. Les relations entre ville et campagne : l'image de la campagne chez les citadins. *Économie Rurale* 103, 28–31.
- Heckenroth, A., 2017. Evaluation des méthodes de phytostabilisation adaptées à la restauration écologique d'une friche industrielle incluse dans une zone protégée : cas de l'usine de l'Escalette dans la zone coeur du parc national des Calanques (Thèse de doctorat). Aix-Marseille université, Marseille, France.
- Heneberg, P., Hesoun, P., Skuhrovec, J., 2016. Succession of arthropods on xerothermophilous habitats formed by sand quarrying: Epigeic beetles (Coleoptera) and orthopteroids (Orthoptera, Dermaptera and Blattodea). *Ecol. Eng.* 95, 340–356.
- Heneghan, L., Miller, S.P., Baer, S., Callahan, M.A., Montgomery, J., Pavao-Zuckerman, M., Rhoades, C.C., Richardson, S., 2008. Integrating Soil Ecological Knowledge into Restoration Management. *Restor. Ecol.* 16, 608–617.
- Hennekens, S.M., Schaminée, J.H.J., 2001. TURBOVEG, a comprehensive data base management system for vegetation data. *J. Veg. Sci.* 12, 589–591.
- 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) (PhDthesis). Université Paul-Cézanne, Marseille.
- Henry, F., Talon, B., Dutoit, T., 2010. The age and history of the French Mediterranean steppe revisited by soil wood charcoal analysis. *The Holocene* 20, 25–34.
- Herrick, J.E., Schuman, G.E., Rango, A., 2006. Monitoring ecological processes for restoration projects. *J. Nat. Conserv.* 14, 161–171.
- Herzog, T.R., Herbert, E.J., Kaplan, R., Crooks, C.L., 2000. Cultural and Developmental Comparisons of Landscape Perceptions and Preferences. *Environ. Behav.* 32, 323–346.
- Higgs, E., 2017. Novel and designed ecosystems. *Restor. Ecol.* 25, 8–13.
- Higgs, E.S., 1997. What is Good Ecological Restoration? *Conserv. Biol.* 11, 338–348.
- Hill, M.O., Smith, A.J.E., 1976. Principal Component Analysis of Taxonomic Data with Multi-State Discrete Characters. *Taxon* 25, 249–255.
- Hobbs, R.J., 2016. Degraded or just different? Perceptions and value judgements in restoration decisions. *Restor. Ecol.* 24, 153–158.
- Hobbs, R.J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J.S., Bridgewater, P., Cramer, V.A., Epstein, P.R., Ewel, J.J., Klink, C.A., Lugo, A.E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D.M., Sanderson, E.W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., Zobel, M., 2006. Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15, 1–7.
- Hobbs, R.J., Hallett, L.M., Ehrlich, P.R., Mooney, H.A., 2011. Intervention Ecology: Applying Ecological Science in the Twenty-first Century. *BioScience* 61, 442–450.
- Hobbs, R.J., Harris, J.A., 2001. Restoration Ecology: Repairing the Earth's Ecosystems in the New Millennium. *Restor. Ecol.* 9, 239–246.
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends Ecol. Evol.* 24, 599–605.
- Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C., 2013a. Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order. Wiley-Blackwell, Chichester, UK.
- Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C.M., 2013b. Defining Novel Ecosystems, in: Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C.M. (Eds.), Novel Ecosystems. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 58–60.
- Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Harris, J.A., 2014. Novel ecosystems: concept or inconvenient reality? A response to Murcia et al. *Trends Ecol. Evol.* 29, 645–646.
- Hobbs, R.J., Norton, D.A., 1996. Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology. *Restor. Ecol.* 4, 93–110.

- Holl, K.D., Cairns, J., 1994. Vegetational Community Development on Reclaimed Coal Surface Mines in Virginia. *Bull. Torrey Bot. Club* 121, 327–337.
- Holland, S.M., 2008. Non-Metric Multidimensional Scaling (MDS). R.
- Holmes, P.M., 2001. Shrubland Restoration Following Woody Alien Invasion and Mining: Effects of Topsoil Depth, Seed Source, and Fertilizer Addition. *Restor. Ecol.* 9, 71–84.
- Hölzel, N., Otte, A., 2003. Restoration of a species-rich flood meadow by topsoil removal and diaspore transfer with plant material. *Appl. Veg. Sci.* 6, 131–140.
- Horn, S., Hempel, S., Ristow, M., Rillig, M.C., Kowarik, I., Caruso, T., 2015. Plant community assembly at small scales: Spatial vs. environmental factors in a European grassland. *Acta Oecologica* 63, 56–62.
- Hu, Z., Caudle, R.D., KXhong, S., 1992. Evaluation of farmland reclamation effectiveness based on reclaimed mine soil properties. *Int. J. Surf. Min. Reclam. Environ.* 6, 129–135.
- Huot, H., Faure, P., Biache, C., Lorgeoux, C., Simonnot, M.-O., Morel, J.L., 2014. A Technosol as archives of organic matter related to past industrial activities. *Sci. Total Environ.* 487, 389–398.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2016. Package ‘FactoMineR’: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining. R Package Version 133 96.
- INSEE, 2003. Nomenclature des professions et catégories socio-professionnelles. Guide PCS.
- INULA, 2014. Amphibians and reptiles in quarries and gravel pits - Wanderers between the elements. Biodiversity in mineral extraction sites, volume 4. M. Rademacher, Global Management Biodiversity and Natural Resources, HeidelbergCement.
- INULA, 2013. Birds in quarries and gravel pits - Flying gemstones and swift hunters. Biodiversity in mineral extraction sites, volume 3. M. Rademacher, Global Management Biodiversity and Natural Resources, HeidelbergCement.
- IUSS Working Group WRB, 2015. World reference base for soil resources 2014: international soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps., World Soil Resources Reports. ed. FAO, Rome.
- Jackson, S.T., 2013. Perspective: Ecological Novelty is not New, in: Hobbs, R.J., Higgs, E.S., Hall, C.M. (Eds.), *Novel Ecosystems*. John Wiley & Sons, Ltd, pp. 61–65.
- Jackson, S.T., 2006. Vegetation, environment, and time: The origination and termination of ecosystems. *J. Veg. Sci.* 17, 549–557.
- Jackson, S.T., Hobbs, R.J., 2009. Ecological restoration in the light of ecological history. *Science* 325, 567–569.
- Jamoneau, A., 2010. Relations entre les diversités alpha, bêta et gamma de la flore vasculaire de fragments forestiers inclus dans des paysages agricoles contrastés (PhDthesis). Université de Picardie Jules Verne.
- Jancovici, J.-Ma., 2012. Pourrait-on alimenter la France en électricité uniquement avec du solaire ? Ou de la biomasse ? Carbone4, Paris, France.
- Janin, A., 2010. Evaluer la connectivité en paysage fragmenté: de l’écologie comportementale à la biologie de la conservation. Université Claude Bernard Lyon 1, Lyon, France.
- Jarvis, D., Walton, G., 2012. So you have no soil for quarry restoration? pp. 160-165, in: Hunger, E. and Walton, G. (Eds.) *Proceedings of the 16th Extractive Industry Geology Conference, EIG Conferences Ltd.* p. 194.
- Jaunatre, R., 2012. Dynamique et restauration d’une steppe méditerranéenne après changements d’usages (La Crau, Bouches-du-Rhône, France) (PhDthesis). Université d’Avignon, Avignon.
- Jaunatre, R., Buisson, E., Dutoit, T., 2014a. Topsoil removal improves various restoration treatments of a Mediterranean steppe (La Crau, southeast France). *Appl. Veg. Sci.* 17, 236–245.
- Jaunatre, R., Buisson, E., Dutoit, T., 2014b. Can ecological engineering restore Mediterranean rangeland after intensive cultivation? A large-scale experiment in southern France. *Ecol. Eng.* 64, 202–212.
- Jaunatre, R., Buisson, E., Muller, I., Morlon, H., Mesléard, F., Dutoit, T., 2013. New synthetic indicators to assess community resilience and restoration success. *Ecol. Indic.* 29, 468–477.
- Jaunatre, R., Fonvieille, N., Spiegelberger, T., Buisson, E., Dutoit, T., 2016. Recovery of arbuscular mycorrhizal fungi root colonization after severe anthropogenic disturbance: four species assessed in old-growth Mediterranean grassland. *Folia Geobot.* 51, 319–332.
- Javeau, C., 1972. L’enquête par questionnaire. *Manuel à l’usage du praticien.* Population 27, 1169–1170.

- Jefferson, R.G., Usher, M.B., 1987. The seed bank in soils of disused chalk quarries in the yorkshire wolds, England: Implications for conservation management. *Biol. Conserv.* 42, 287–302.
- Jim, C.Y., 2001. Ecological and Landscape Rehabilitation of a Quarry Site in Hong Kong. *Restor. Ecol.* 9, 85–94.
- Jones, F.E., Esler, K.J., 2004. Relationship between soil-stored seed banks and degradation in eastern Nama Karoo rangelands (South Africa). *Biodivers. Conserv.* 13, 2027–2053.
- Jordan, W.R., Lubick, G.M., 2011. Making nature whole: a history of ecological restoration, The science and practice of ecological restoration. Island Press, Washington, USA.
- JORF, 2016. LOI n° 2016-1087 du 8 août 2016 pour la reconquête de la biodiversité, de la nature et des paysages.
- Juliand, J., 2014. Caractérisation des sols présents sur site. Quartier de la Fossette, Fos-sur-Mer (13) (No. RESISE132328-01). BURGEAP, Avignon, France.
- Kail, J., Brabec, K., Poppe, M., Januschke, K., 2015. The effect of river restoration on fish, macroinvertebrates and aquatic macrophytes: A meta-analysis. *Ecol. Indic.* 58, 311–321.
- Kamal, S., Kocór, M., Grodzińska-Jurczak, M., 2015. Conservation opportunity in biodiversity conservation on regulated private lands: Factors influencing landowners' attitude. *Environ. Sci. Policy* 54, 287–296.
- Kaplan, R., Kaplan, S., 1989. The Experience of Nature: A Psychological Perspective. CUP Archive.
- Kaplan, S., Kaplan, R., 1982. Cognition and environment: functioning in an uncertain world. Praeger.
- 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. *Biol. Conserv.* 142, 2293–2302.
- Katz, E., 1992. The big lie human restoration of nature. *Res. Philos. Technol.* 231–241.
- Keddy, P.A., 1992. Assembly and response rules: two goals for predictive community ecology. *J. Veg. Sci.* 3, 157–164.
- Kerr, J., 1997. Species Richness, Endemism, and the Choice of Areas for Conservation. *Conserv. Biol.* 11, 1094–1100.
- Koch, J.M., 2007. Restoring a Jarrah Forest Understorey Vegetation after Bauxite Mining in Western Australia. *Restor. Ecol.* 15, S26–S39.
- Koch, J.M., Ward, S.C., Grant, C.D., Ainsworth, G.L., 1996. Effects of Bauxite Mine Restoration Operations on Topsoil Seed Reserves in the Jarrah Forest of Western Australia. *Restor. Ecol.* 4, 368–376.
- Kollmann, J., Meyer, S.T., Bateman, R., Conradi, T., Gossner, M.M., de Souza Mendonça, M., Fernandes, G.W., Hermann, J.-M., Koch, C., Müller, S.C., Oki, Y., Overbeck, G.E., Paterno, G.B., Rosenfield, M.F., Toma, T.S.P., Weisser, W.W., 2016. Integrating ecosystem functions into restoration ecology—recent advances and future directions. *Restor. Ecol.* 24, 722–730.
- Konvalinková, P., Prach, K., 2014. Environmental factors determining spontaneous recovery of industrially mined peat bogs: A multi-site analysis. *Ecol. Eng.* 69, 38–45.
- Kowarik, I., 2011. Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environ. Pollut., Selected papers from the conference Urban Environmental Pollution: Overcoming Obstacles to Sustainability and Quality of Life (UEP2010), 20-23 June 2010, Boston, USA* 159, 1974–1983.
- Kraft, N.J.B., Ackerly, D.D., 2014. Assembly of Plant Communities, in: Monson, R.K. (Ed.), *Ecology and the Environment*. Springer New York, New York, NY, pp. 67–88.
- Kraft, N.J.B., Adler, P.B., Godoy, O., James, E.C., Fuller, S., Levine, J.M., 2015. Community assembly, coexistence and the environmental filtering metaphor. *Funct. Ecol.* 29, 592–599.
- Kruskal, W.H., Wallis, W.A., 1952. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. *J. Am. Stat. Assoc.* 47, 583–621.
- Kumar, U., Shahid, M., Tripathi, R., Mohanty, S., Kumar, A., Bhattacharyya, P., Lal, B., Gautam, P., Raja, R., Panda, B.B., Jambhulkar, N.N., Shukla, A.K., Nayak, A.K., 2017. Variation of functional diversity of soil microbial community in sub-humid tropical rice-rice cropping system under long-term organic and inorganic fertilization. *Ecol. Indic.* 73, 536–543.
- Kundu, N.K., Ghose, M., 1997. Soil profile Characteristic in Rajmahal Coalfield area. *Indian J. Soil Conserv.* 25, 28–32.
- Kwet, A., 2009. Guide photographique des reptiles et amphibiens d'Europe., Les guides du naturaliste. ed. Delachaux et Niestlé, Paris.

- Lagadeuc, Y., Chenorkian, R., 2009. Les systèmes socio-écologiques : vers une approche spatiale et temporelle. *Nat. Sci. Sociétés* 17, 194–196.
- Lameed, G.A., Ayodele, A.E., 2010. Effect of quarrying activity on biodiversity: Case study of Ogbere site, Ogun State Nigeria. *Afr. J. Environ. Sci. Technol.* 4, 740–750.
- Landres, P.B., Morgan, P., Swanson, F.J., 1999. Overview of the Use of Natural Variability Concepts in Managing Ecological Systems. *Ecol. Appl.* 9, 1179–1188.
- Larchevêque, M., Ballini, C., Baldy, V., Korboulewsky, N., Ormeño, E., Montès, N., 2010. Restoration of a Mediterranean Postfire Shrubland: Plant Functional Responses to Organic Soil Amendment. *Restor. Ecol.* 18, 729–741.
- Larson, D.W., Kelly, P.E., Matthes, U., Lundholm, J.T., Gerrath, J., 2006. The Urban Cliff Revolution: Origins and Evolution of Human Habitats. *Fitzhenry and Whiteside*.
- Laughlin, D.C., Strahan, R.T., Moore, M.M., Fulé, P.Z., Huffman, D.W., Covington, W.W., 2017. The hierarchy of predictability in ecological restoration: are vegetation structure and functional diversity more predictable than community composition? *J. Appl. Ecol.* 54, 1058–1069.
- Lavelle, P., Bignell, D., Lepage, M., Wolters, V., Roger, P.-A., Ineson, P., Heal, O.W., Dhillon, S., 1997. Soil function in a changing world: the role of invertebrate ecosystem engineers. *Eur. J. Soil Biol.* 33, 159–193.
- Le Floch, E., Aronson, J., 1995. Écologie de la restauration. Définition de quelques concepts de base. *Nat. Sci. Sociétés* 29–35.
- Le Lay, Y., Piégay, H., Cossin, M., 2005. Les enquêtes de perception paysagère à l'aide de photographies, choix méthodologiques et exemples en milieu fluvial.
- Le Lay, Y.-F., Piégay, H., Gregory, K., Chin, A., Dolédec, S., Elozegi, A., Mutz, M., Wyzga, B., Zawiejska, J., 2008. Variations in cross-cultural perception of riverscapes in relation to in-channel wood. *Trans. Inst. Br. Geogr.* 33, 268–287.
- Lebaudy, G., 2004. Gravures et graffiti des bergers de la plaine de la Crau: un patrimoine fragile et méconnu. *Ecol. Mediterr. Rev. Int. Décologie Méditerranéenne Int. J. Mediterr. Ecol.* 30, 35–45.
- Leduc, G.A., Raymond, M., 2000. L'évaluation des impacts environnementaux. Editions MultiMondes, Sainte-Foy, Québec.
- Lefevre, J.C., 2008. L'apport des carrières, entretien. *UNICEM Mag.* 18–19.
- Lescure, J., Massary, J.-C. de, 2012. Atlas des amphibiens et reptiles de France, Inventaires & biodiversité. Biotope ; Muséum national d'Histoire naturelle, Mèze.
- Letheren, B., 2009. Ecological restoration of sandstone quarry sites: A systematic review of literature. School of the Environment and Natural Resources, Bangor University, UK.
- Lévêque, C., 2017. La biodiversité: avec ou sans l'homme? Réflexions d'un écologue sur la protection de la nature en France. Quae, Versailles.
- Lévêque, C., 2013. L'écologie est-elle encore scientifique ? Quae, Versailles.
- Lévêque, C., 2005. Environmental impacts of dams. Presented at the Irrigation et développement durable, Les colloques de l'Académie d'Agriculture de France, Paris, France, pp. 33–43.
- Lévêque, C., Van der Leeuw, S., Reynier, I. (Eds.), 2003. Quelles natures voulons-nous ? : pour une approche socio-écologique du champ de l'environnement, Environnement. Elsevier, Paris.
- Levrel, H., Frascaria-Lacoste, N., Hay, J., Martin, G., Pioch, S., 2015. Restaurer la nature pour atténuer les impacts du développement. Quae.
- Lindenmayer, D.B., Fischer, J., Felton, A., Crane, M., Michael, D., Macgregor, C., Montague-Drake, R., Manning, A., Hobbs, R.J., 2008. Novel ecosystems resulting from landscape transformation create dilemmas for modern conservation practice. *Conserv. Lett.* 1, 129–135.
- López, D.R., Cavallero, L., 2017. The role of nurse functional types in seedling recruitment dynamics of alternative states in rangelands. *Acta Oecologica* 79, 70–80.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I., Callaway, R.M., 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107, 433–438.

- Louvet, 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, MEDDE, Paris.
- Lucas, G.R., Michell, P., Williams, N., 2014. Low cost quarry management producing high gain biodiversity: using GIS to quantify effective quarry management regimes. Proc. 17th Extr. Ind. Geol. Conf. 135–146.
- Luginbühl, Y., 1998. Symbolique et matérialité du paysage, in: REM. Revue de l'économie Méridionale. Presented at the Le paysage entre culture et nature. Journée scientifique, Centre régional de la productivité et des études économiques, Montpellier, pp. 235–245.
- Luginbühl, Y., 1989. Au-delà des clichés... La photographie du paysage au service de l'analyse. Strat. Matér. Pour Rech. En Sci. Soc.
- Luis, M.D., Raventós, J., Cortina, J., González-Hidalgo, J.C., Sánchez, J.R., 2004. Fire and torrential rainfall: effects on the perennial grass *Brachypodium retusum*. Plant Ecol. 173, 225–232.
- Lukasiewicz, E., Fischler, C., Setbon, M., Flahault, A., 2008. Comparaison de trois échelles d'évaluation de la perception des risques sanitaires. Revue d'épidémiologie et de santé publique, 49 (4), pages 377-385.
- Luken, J.O., 1990. Directing ecological succession, 1st ed. ed. Chapman and Hall, London ; New York.
- Lundholm, J.T., Richardson, P.J., 2010. MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. J. Appl. Ecol. 47, 966–975.
- Macdonald, E., King, E.G., 2018. Novel ecosystems: A bridging concept for the conciliation of cultural landscape conservation and ecological restoration. Landsc. Urban Plan. 177, 148–159.
- Macedo, M.O., Resende, A.S., Garcia, P.C., Boddey, R.M., Jantalia, C.P., Urquiaga, S., Campello, E.F.C., Franco, A.A., 2008. Changes in soil C and N stocks and nutrient dynamics 13 years after recovery of degraded land using leguminous nitrogen-fixing trees. For. Ecol. Manag. 255, 1516–1524.
- Maestre, F.T., Callaway, R.M., Valladares, F., Lortie, C.J., 2009. Refining the stress-gradient hypothesis for competition and facilitation in plant communities. J. Ecol. 97, 199–205.
- Maillefert, M., Merlin-Brogniart, C., 2016. Les modes de perception de la biodiversité par les acteurs et la régulation des usages de l'environnement. Une lecture par les représentations. Dév. Durable Territ. Économie Géographie Polit. Droit Sociol.
- Marchand, L., in prep. Restoring terrestrial ecosystems hits a glass ceiling.
- Marchand, M.-A., Roy, C., Renet, J., Delauge, J., Meyer, D., Hayot Céline, 2017. Liste rouge régionale des amphibiens et reptiles de Provence-Alpes-Côte d'Azur. DREAL PACA, Marseille, France.
- Marris, E., 2010. The New Normal. Conservation.
- Martaud, T., 2008. Evaluation environnementale de la production de granulats naturels en exploitation de carrière : indicateurs, modèles et outils. Université d'Orléans, Orléans, France.
- 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, DC.
- Martin, O., 2012. Analyse quantitative. Sociol. En Ligne 100 Mots Sociol.
- Martín, J., Lopez, P., 2002. The effect of Mediterranean dehesa management on lizard distribution and conservation. Biol. Conserv. 108, 213–219.
- Martuccelli, D., 2005. Les trois voies de l'individu sociologique. Rev. Électronique Sci. Hum. Soc.
- Mascaro, J., Harris, J.A., Lach, L., Thompson, A., Perring, M.P., Richardson, D.M., Ellis, E.C., 2013. Origins of the novel ecosystems concept. Nov. Ecosyst. Interv. New Ecol. World Order Wiley Chichester 45–57.
- Masson, S., Mesléard, F., Dutoit, T., 2015. Using Shrub Clearing, Draining, and Herbivory to Control Bramble Invasion in Mediterranean Dry Grasslands. Environ. Manage. 56, 933–945. Mathevet, R., 2010. Peut-on faire de la biologie de la conservation sans les sciences de l'homme et de la société ? État des lieux. Nat. Sci. Sociétés 18, 441–445.
- Mathevet, R., Poulin, B., 2006. De la biologie à la géographie de la conservation. Bull. Assoc. Géographes Fr. 83, 341–354.
- Matthews, J.W., Spyreas, G., Endress, A.G., 2009. Trajectories of vegetation-based indicators used to assess wetland restoration progress. Ecol. Appl. 19, 2093–2107.

- McCullagh, P., 1984. Generalized linear models. *Eur. J. Oper. Res.* 16, 285–292. McDonald, T., Gann, G., Jonson, J., Dixon, K., 2016. *International Standards for the Practice of Ecological Restoration - Including principles and key concepts*. Society for Ecological Restoration, Washington, D.C.
- Mchergui, C., Aubert, M., Buatois, B., Akpa-Vinceslas, M., Langlois, E., Bertolone, C., Lafite, R., Samson, S., Bureau, F., 2014. Use of dredged sediments for soil creation in the Seine estuary (France): Importance of a soil functioning survey to assess the success of wetland restoration in floodplains. *Ecol. Eng.* 71, 628–638.
- McKinney, M.L., Lockwood, J.L., 1999. Biotic homogenization: a few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends Ecol. Evol.* 14, 450–453.
- McShane, T.O., Hirsch, P.D., Trung, T.C., Songorwa, A.N., Kinzig, A., Monteferri, B., Mutekanga, D., Thang, H.V., Dammert, J.L., Pulgar-Vidal, M., Welch-Devine, M., Peter Brosius, J., Coppolillo, P., O'Connor, S., 2011. Hard choices: Making trade-offs between biodiversity conservation and human well-being. *Biol. Conserv., The New Conservation Debate: Beyond Parks vs. People* 144, 966–972.
- MEDD, 2007. *Guide méthodologique pour l'évaluation des incidences des projets de carrières sur les sites Natura 2000*. Ministère de l'Écologie et du Développement Durable, Paris.
- Meddour, R., 2011. *La méthode phytosociologique sigmatiste ou Braun-Blanqueto-Tüxenienne*. Université Mouloud Mammeri de Tizi Ouzou, Faculté des Sciences Biologiques et Agronomiques, Tizi Ouzou, Algérie.
- Mendenhall, C.D., Sekercioglu, C.H., Brenes, F.O., Ehrlich, P.R., Daily, G.C., 2011. Predictive model for sustaining biodiversity in tropical countryside. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 16313–16316.
- Meredith, K.R., 2007. *The influence of soil reconstruction methods on mineral sands mine soil properties (PhDthesis)*. Faculty of the Virginia Polytechnic Institute and State University, Virginia.
- Metropolis, N., Ulam, S., 1949. The Monte Carlo Method. *Journal Am. Stat. Assoc.* 44, 335–341.
- Metson, A.J., 1956. *Methods of chemical analysis for soil survey samples*. New Zealand Department of Scientific and Industrial Research.
- Meuser, H., 2012. *Soil Remediation and Rehabilitation: Treatment of Contaminated and Disturbed Land*. Springer Science & Business Media.
- Michaud, H., Beltra, S., Pires, M., Vincent-Martin, N., Renet, J., Bence, S., 2016a. ZNIEFF n°930020454 "Crau sèche." DREAL PACA, Marseille.
- Michaud, H., Beltra, S., Vincent-Martin, N., Renet, J., Bence, S., Pires, M., 2016b. ZNIEFF n°930012406 "Crau." DREAL PACA, Marseille.
- Micoud, A., 2005. La biodiversité est-elle encore naturelle ? *Ecol. Polit.* N°30, 17–25.
- Milgrom, T., 2008. Environmental aspects of rehabilitating abandoned quarries: Israel as a case study. *Landsc. Urban Plan.* 87, 172–179.
- Millennium Ecosystem Assessment (Ed.), 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Miller, J.R., Bestelmeyer, B.T., 2016. What's wrong with novel ecosystems, really? *Restor. Ecol.* 24, 577–582.
- Ministère de la Transition écologique et solidaire, 2017. *Solaire [WWW Document]*. URL /solaire (accessed 11.28.17).
- Misra, A.K., 2013. Influence of stone quarries on groundwater quality and health in Fatehpur Sikri, India. *Int. J. Sustain. Built Environ.* 2, 73–88.
- MNHN, Fédération des Conservatoires Botaniques Nationaux, 2005. *Cartographie des habitats naturels et des espèces végétales appliquées aux sites terrestres du réseau Natura 2000, Guide méthodologique*. ed.
- Mohamed, A.M.E., Mohamed, A.E.-E.A., 2013. Quarry blasts assessment and their environmental impacts on the nearby oil pipelines, southeast of Helwan City, Egypt. *NRIAG J. Astron. Geophys.* 2, 102–115.
- Molinier, R., Tallon, G., 1950. *La végétation de la Crau (Basse-Provence)*. Librairie générale de l'enseignement, Paris, France.
- Molliex, S., Siame, L.L., Bourlès, D.L., Bellier, O., Braucher, R., Clauzon, G., 2013. Quaternary evolution of a large alluvial fan in a periglacial setting (Crau Plain, SE France) constrained by terrestrial cosmogenic nuclide (¹⁰Be). *Geomorphology* 195, 45–52.
- Moreau, M., 2010. Visual perception of changes in a high mountain landscape: the case of the retreat of the Évettes Glacier (Haute-Maurienne, northern French Alps). *Géomorphologie Relief Process. Environ.* 16, 165–174.

- Moreno-de las Heras, M., Nicolau, J.M., Espigares, T., 2008. Vegetation succession in reclaimed coal-mining slopes in a Mediterranean-dry environment. *Ecol. Eng.* 34, 168–178.
- Moreno-Mateos, D., Power, M.E., Comín, F.A., Yockteng, R., 2012. Structural and functional loss in restored wetland ecosystems. *PLoS Biol.* 10, e1001247.
- Morse, N., Pellissier, P., Cianciola, E., Brereton, R., Sullivan, M., Shonka, N., Wheeler, T., McDowell, W., 2014. Novel ecosystems in the Anthropocene: a revision of the novel ecosystem concept for pragmatic applications. *Ecol. Soc.* 19.
- Mosley, M.P., 1989. Perceptions of New Zealand River Scenery. *N. Z. Geogr.* 45, 2–13.
- Mouflis, G., Gitas, I., Iliadou, S., Mitri, G., 2008. Assessment of the visual impact of marble quarry expansion (1984–2000) on the landscape of Thasos island, NE Greece. *Landsc. Urban Plan.* 86, 92–102.
- 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. *Landsc. Urban Plan.* 86, 92–102.
- Mouratiadou, I., Moran, D., 2007. Mapping public participation in the Water Framework Directive: A case study of the Pinios River Basin, Greece. *Ecol. Econ.* 62, 66–76.
- Mucina, L., 1997. Classification of vegetation: Past, present and future. *J. Veg. Sci.* 8, 751–760.
- Muller, I., Buisson, E., Mouronval, J.-B., Mesléard, F., 2013. Temporary wetland restoration after rice cultivation: is soil transfer required for aquatic plant colonization? *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.* 3.
- Mulligan, D.R., Gillespie, M.J., Gravina, A.J., Currey, A., 2006. An assessment of the direct revegetation strategy on the tailings storage facility at Kidston gold mine, North Queensland, Australia, in: Fourie, A., Tibbett, M., 2006. *Mine Closure 2006: Proceedings of the First International Seminar on Mine Closure*. Australian Centre for Geomechanics, Perth WA, pp. 371–381.
- Muñoz-Rojas, M., 2018. Soil quality indicators: critical tools in ecosystem restoration. *Curr. Opin. Environ. Sci. Health, SI:5 Sustainable soil Management and land restoration* 5, 47–52.
- Murcia, C., Aronson, J., Kattan, G.H., Moreno-Mateos, D., Dixon, K., Simberloff, D., 2014. A critique of the ‘novel ecosystem’ concept. *Trends Ecol. Evol.* 29, 548–553.
- Nair, V.D., Bisset, N.J., Portier, K.M., Graetz, D.A., Segal, D.S., Garren, R.A., 2000. Soil conditions and plant establishment on reclaimed phosphate-mined uplands. *Proc. Am. Soc. Min. Reclam.* 35–48.
- Naturalia, 2014. *Création d’une Installation de Stockage des déchets Inertes*. Naturalia, Avignon.
- Neuwirth, E., 2014. Package “RColorBrewer”: ColorBrewer Palettes. R Package Version 11-2 5.
- Nichols, O.G., 2006. Developing completion criteria for native ecosystem reconstruction: A challenge for the mining industry, in: Fourie, A., Tibbett, M., 2006. *Mine Closure 2006: Proceedings of the First International Seminar on Mine Closure*. Australian Centre for Geomechanics, Perth WA, pp. 61–74.
- Nicolas, V., Chocat, B., Lourdière, D., Dupont, P., Le Fur, S., Rey, F., Moussard, S., Babut, E., Pagotto, C., Oppeneau, E., Costes, C., Bouteloup, C., Goetghebeur, P., Jourdan, S., Cherier, G., Mesquita, J., Angibault, D., Paillard, C., Saulais, M., Folmer, A., Darsy, C., Logereau, C., Dellinger, S., Valantin, P., Heitz, M., Lapierre, G., Frascaria-Lacoste, N., Vendeuvre, I., 2013. *Ingénierie écologique appliquée aux milieux aquatiques. Pourquoi? Comment? ASTEE*.
- Nicolau, J.-M., 2002. Runoff generation and routing on artificial slopes in a Mediterranean–continental environment: the Teruel coalfield, Spain. *Hydrol. Process.* 16, 631–647.
- Noble, V., Van Es, J., Michaud, H., Garraud, L., 2015. *Liste Rouge de la flore vasculaire de Provence-Alpes-Côte d’Azur*. Direction régionale de l’environnement, de l’aménagement et du logement & Région Provence-Alpes-Côte d’Azur, Marseille, France.
- Norman, M.A., Koch, J.M., Grant, C.D., Morald, T.K., Ward, S.C., 2006. Vegetation succession after bauxite mining in Western Australia. *Restor. Ecol.* 14, 278–288.
- Novák, J., Prach, K., 2003. Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Appl. Veg. Sci.* 6, 111–116.
- OCE, 2015. Idée reçue: “les opérations de restauration écologique et morphologique de rivière ont toujours de très bons résultats.” *Obs. Contin. Ecol.* 3.

- OECD, 2012. Sustainable development, green growth and quality employment: "Realizing the potential for mutually reinforcing policies" (Report). Organisation for Economic Co-Operation and Development, Paris, France.
- Oksanen, J.F., Blanchet, G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Henry, M., Stevens, H., Wagner, H., 2015. Package 'vegan': Community Ecology Package. R Package Version 2.3-2 285.
- Olden, J.D., Poff, N.L., 2004. Clarifying biotic homogenization. *Trends Ecol. Evol.* 19, 282–283.
- Olden, J.D., Rooney, T.P., 2006. On defining and quantifying biotic homogenization. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 15, 113–120.
- Oliveira, G., Clemente, A., Nunes, A., Correia, O., 2014. Suitability and limitations of native species for seed mixtures to re-vegetate degraded areas. *Appl. Veg. Sci.* 17, 726–736.
- 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. *Ecol. Eng.* 37, 255–259.
- Olivier, A., Maillet, G., 2013. Protocole commun d'inventaire des reptiles terrestres sur les Réserves Naturelles. Réserves Naturelles de France, Société Herpétologique de France.
- Olsen, S.R., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate. Washington, D.C. : U.S. Dept. of Agriculture.
- Olsen, S.R., 1954. Estimation of available phosphorus in soils by extraction with sodium bicarbonate.
- Olsson, P., Folke, C., Berkes, F., 2004. Adaptive comanagement for building resilience in social-ecological systems. *Environ. Manage.* 34, 75–90.
- Ozinga, W.A., Bekker, R.M., Schaminée, J.H.J., Van Groenendael, J.M., 2004. Dispersal potential in plant communities depends on environmental conditions. *J. Ecol.* 92, 767–777.
- Paillet, Y., Le Quéau, P., Dodelin, B., 2009. « Into the wild » : Convergences écologiques et sociologiques sur la perception de la naturalité des forêts de Chartreuse.
- Palmer, M.A., Bernhardt, E.S., Allan, J.D., Lake, P.S., Alexander, G., Brooks, S., Carr, J., Clayton, S., Dahm, C.N., Shah, J.F., Galat, D.L., Loss, S.G., Goodwin, P., Hart, D.D., Hassett, B., Jenkinson, R., Kondolf, G.M., Lave, R., Meyer, J.L., O'donnell, T.K., Pagano, L., Sudduth, E., 2005. Standards for ecologically successful river restoration. *J. Appl. Ecol.* 42, 208–217.
- Palmer, M.A., Menninger, H.L., Bernhardt, E., 2010. River restoration, habitat heterogeneity and biodiversity: a failure of theory or practice? *Freshw. Biol.* 55, 205–222.
- Pardo, C., 2005. Du rural à l'urbain. Intégrations, usages et gestions de l'arbre dans les paysages de la Méditerranée nord-occidentale. Université Paul Valéry - Montpellier III, Montpellier.
- Park, S.-G., Yi, M.-H., Shin, H.-T., Kurosawa, K., 2011. Temporal Change of Soil Animals of the Stockpiled Forest Topsoil in Relation to Soil Temperature and Soil Moisture. *J. Fac. Agric. Kyushu Univ.* 56, 9–13.
- Parmesan, C., 2006. Ecological and Evolutionary Responses to Recent Climate Change. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 37, 637–669.
- Parrotta, J.A., Turnbull, J.W., Jones, N., 1997. Catalyzing native forest regeneration on degraded tropical lands. *For. Ecol. Manag.* 99, 1–7.
- Pärtel, M., Kalamees, R., Zobel, M., Rosén, E., 1998. Restoration of species-rich limestone grassland communities from overgrown land: the importance of propagule availability. *Ecol. Eng.* 10, 275–286.
- Passoni, M., Morari, F., Salvato, M., Borin, M., 2009. Medium-term evolution of soil properties in a constructed surface flow wetland with fluctuating hydroperiod in North Eastern Italy. *Desalination* 246, 215–225.
- Pavon, D., 2014. Mémento pour l'aide à la détermination de la flore vasculaire du département des Bouches-du-Rhône - Daniel Pavon. Société Linéenne de Provence, Marseille, France.
- Pavon, D., Tison, J.-M., Michaud, H., Gourgues, F., 2013. *Phelipanche bohemica* (Čelak.) Holub & Zázvorka (Orobanchaceae) en France 30, 7–19.
- Péres, G., Vandenbulcke, F., Guernion, M., Hedde, M., Beguiristain, T., Douay, F., Houot, S., Piron, D., Richard, A., Bispo, A., Grand, C., Galsomies, L., Cluzeau, D., 2011. Earthworm indicators as tools for soil monitoring, characterization and risk assessment. An example from the national Bioindicator programme (France). *Pedobiologia*, 9th International Symposium on Earthworm Ecology Xalapa, Veracruz, Mexico, 5th – 10th September 2010 54, Supplement, 77–87.

- Pickett, S.T.A., Collins, S.L., Armesto, J.J., 1987a. A hierarchical consideration of causes and mechanisms of succession. *Vegetatio* 69, 109–114.
- Pickett, S.T.A., Collins, S.L., Armesto, J.J., 1987b. Models, mechanisms and pathways of succession. *Bot. Rev.* 53, 335–371.
- Piégay, H., Gregory, K.J., Bondarev, V., Chin, A., Dahlstrom, N., Elozegi, A., Gregory, S.V., Joshi, V., Mutz, M., Rinaldi, M., Wyzga, B., Zawiejska, J., 2005. Public Perception as a Barrier to Introducing Wood in Rivers for Restoration Purposes. *Environ. Manage.* 36, 665–674.
- Pignatti, S., Menegoni, P., Pietrosanti, S., 2005. Biondificazione attraverso le piante vascolari. Valori di indicazione secondo Ellenberg (Zeigerwerte) per le specie della Flora d'Italia. *Braun-Blanquetia* 39, 1–97.
- Pimm, S.L., Russell, G.J., Gittleman, J.L., Brooks, T.M., 1995. The Future of Biodiversity. *Science* 269, 347–350.
- Pinheiro, J., Bates, D., DebRoy, S., Sarkar, D., 2017. Package “nlme”: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R Package Version 3.1-131 336.
- 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. *Environ. Geol.* 41, 495–503.
- Pitz, C., Piqueray, J., Harzé, M., Seleck, M., Boisson, S., Le Stradic, S., Mahy, G., 2014. Etude de la flore spontanée de la carrière de Loën pour de futures restaurations.
- Pluvinaige, J., 2011. Innovations, alternatives et diversité des exploitations agricoles. *Pour* 5, 187–197.
- Povilitis, T., 2002. what is a natural area. *Nat. Areas J.* 22, 70–74.
- Prach, K., Hobbs, R.J., 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restor. Ecol.* 16, 363–366.
- Prach, K., Lencová, K., Řehouňková, K., Dvořáková, H., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Novák, J., Trnková, R., 2013. Spontaneous vegetation succession at different central European mining sites: a comparison across seres. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 20, 7680–7685.
- Prach, K., Pyšek, P., 2001. Using spontaneous succession for restoration of human-disturbed habitats: Experience from Central Europe. *Ecol. Eng.* 17, 55–62.
- Prach, K., Pyšek, P., Bastl, M., 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Appl. Veg. Sci.* 4, 83–88.
- Prach, K., Řehouňková, K., Lencová, K., Jírová, A., Konvalinková, P., Mudrák, O., Študent, V., Vaněček, Z., Tichý, L., Petřík, P., Šmilauer, P., Pyšek, P., 2014. Vegetation succession in restoration of disturbed sites in Central Europe: the direction of succession and species richness across 19 seres. *Appl. Veg. Sci.* 17, 193–200.
- Préfecture de la région Aquitaine, 2009. Document de cadrage des services de l'Etat pour l'instruction des projets photovoltaïques en Aquitaine. Préfecture de la région aquitaine, Bordeaux.
- Primack, R.B., 1993. *Essentials of conservation biology*. Sinauer Associates.
- Primack, R.B., Sarrazin, F., Lecomte, J., 2012. *Biologie de la conservation*. Dunod, impr. 2012, Paris, France.
- Puissauve, R., de Massary, J.-C., Marty, V., 2015. Fiches d'information sur les espèces aquatiques protégées : Crapaud calamite, Bufo calamita (Laurenti, 1768).
- R Development Core Team, 2016. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Reference Index. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- 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.
- Rao, A.V., Tarafdar, J.C., Tak, R., 2000. Improvement in the microbiological productivity of limestone mine spoils with time. *Agrochimica* 44, 171–179.
- Raventós, J., Wiegand, T., Maestre, F.T., de Luis, M., 2012. A resprouter herb reduces negative density-dependent effects among neighboring seeders after fire. *Acta Oecologica* 38, 17–23.
- Redente, E.F., Mclendon, T., Agnew, W., 1997. Influence of topsoil depth on plant community dynamics of a seeded site in northwest Colorado. *Arid Soil Res. Rehabil.* 11, 139–149.
- Redford, K.H., Richter, B.D., 1999. Conservation of Biodiversity in a World of Use. *Conserv. Biol.* 13, 1246–1256.
- Řehouňková, K., Prach, K., 2008. Spontaneous vegetation succession in gravel–sand pits: a potential for restoration. *Restor. Ecol.* 16, 305–312.

- Řehouňková, K., Prach, K., 2006. Spontaneous vegetation succession in disused gravel-sand pits: Role of local site and landscape factors. *J. Veg. Sci.* 17, 583–590.
- Reips, U.-D., 2002. Standards for Internet-based experimenting. *Exp. Psychol.* 49, 243–256.
- Rejeb, H., Khelifa Bedhioufl, S., 2012. Lectures et Analyses des Paysages Méditerranéens (Teaching Resource). Univer virtuelle de Tunis.
- Remacle, A., 2009. Contribution des anciennes carrières à la biodiversité wallonne: rapport de convention (C45) [Les carrières en Région wallonne : inventaire et intérêt biologique]. Serv. Public Wallonie Dir. Générale Opérationnelle Agric. Ressour. Nat. Environ. Dir. Nat. 129.
- Ren, H., Yang, L., Liu, N., 2008. Nurse plant theory and its application in ecological restoration in lower subtropics of China. *Prog. Nat. Sci.* 18, 137–142.
- Requier-Desjardins, D., 2009. Territoires – Identités – Patrimoine : une approche économique ? *Dév. Durable Territ. Économie Géographie Polit. Droit Sociol.*
- 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, e0136522.
- Richer de Forges, B., Pascal, M., 2008. La Nouvelle-Calédonie, un « point chaud » de la biodiversité mondiale gravement menacé par l'exploitation minière. *J. Société Océan.* 95–112.
- Rivas-Martínez, S., Diaz, T.E.D., Prieto, J.A.F., Loidi, J., Penas, Á., 1991. *Festuco hystricis-Ononidetea striatae* y *Rosmarinetea officinalis*, clases de vegetación independientes. *Itinera Geobot.* 505–516.
- Rivera, D., Jáuregui, B.M., Peco, B., 2012. The fate of herbaceous seeds during topsoil stockpiling: Restoration potential of seed banks. *Ecol. Eng.* 44, 94–101.
- Rivera, D., Mejías, V., Jáuregui, B.M., Costa-Tenorio, M., López-Archilla, A.I., Peco, B., 2014. Spreading Topsoil Encourages Ecological Restoration on Embankments: Soil Fertility, Microbial Activity and Vegetation Cover. *PLOS ONE* 9, e101413.
- Rivière-Honegger, A., Cottet, M., Morandi, B., 2014. Connaître les perceptions et les représentations: quels apports pour la gestion des milieux aquatiques ? ONEMA, Vincennes.
- Robinson, J.G., 2006. Conservation Biology and Real-World Conservation. *Conserv. Biol.* 20, 658–669.
- Rocheftort, R., 1974. La perception des paysages. *Espace Géographique* 3, 205–209.
- Rogge, E., Nevens, F., Gulinck, H., 2007. Perception of rural landscapes in Flanders: Looking beyond aesthetics. *Landsc. Urban Plan.* 82, 159–174.
- Römermann, C., Tackenberg, O., Poschlod, P., 2005. How to predict attachment potential of seeds to sheep and cattle coat from simple morphological seed traits. *Oikos* 110, 219–230.
- Roni, P., Hanson, K., Beechie, T., 2008. Global Review of the Physical and Biological Effectiveness of Stream Habitat Rehabilitation Techniques. *North Am. J. Fish. Manag.* 28, 856–890.
- Root, T.L., Schneider, S.H., 2006. Conservation and climate change: the challenges ahead. *Conserv. Biol. J. Soc. Conserv. Biol.* 20, 706–708.
- Roy, C., Delauge, J., Flitti, A., Meyer, D., Hayot Céline, 2016. Liste rouge régionale des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur. DREAL PACA, Marseille, France.
- Saatkamp, A., Affre, L., Dutoit, T., Poschlod, P., 2009. The seed bank longevity index revisited: limited reliability evident from a burial experiment and database analyses. *Ann. Bot.* 104, 715–724.
- Santoul, F., Gaujard, A., Angélibert, S., Mastroiello, S., Céréghino, R., 2009. Gravel pits support waterbird diversity in an urban landscape. *Hydrobiologia* 634, 107–114.
- Saporta, G., 2006. Probabilités, analyse des données et statistique. Editions TECHNIP, Paris, France.
- Schama, S., 1999. Le paysage et la mémoire. Seuil, Paris, France.
- Schladweiler, B.K., Vance, G.F., Legg, D.E., Munn, L.C., Haroian, R., 2005. Topsoil Depth Effects on Reclaimed Coal Mine and Native Area Vegetation in Northeastern Wyoming. *Rangel. Ecol. Manag.* 58, 167–176.
- Schnitzler, A., Génot, J.-C., 2016. La friche comme symbole de la nature férale, in: *Naturalité Des Eaux et Des Forêts*. Paris, pp. 183–188.
- Schnitzler, A., Génot, J.-C. (Eds.), 2012. La France des friches: de la ruralité à la féralité, Matière à débattre et à décider. Éditions Quae, Versailles.

- Schweiger, A.H., Boulangeat, I., Conradi, T., Davis, M., Svenning, J.-C., 2018. The importance of ecological memory for trophic rewilding as an ecosystem restoration approach. *Biol. Rev.* 1–15.
- Scott, A., 2002. Assessing Public Perception of Landscape: The LANDMAP experience. *Landscape Res.* 27, 271–295.
- Scullion, J., Malik, A., 2000. Earthworm activity affecting organic matter, aggregation and microbial activity in soils restored after opencast mining for coal. *Soil Biol. Biochem.* 32, 119–126.
- Seastedt, T.R., Hobbs, R.J., Suding, K.N., 2008. Management of novel ecosystems: are novel approaches required? *Front. Ecol. Environ.* 6, 547–553.
- SER, Society for Ecological Restoration International, Science & Policy Working Group, 2004. *The SER International Primer on Ecological Restoration*, 2nd ed. Soc. Ecol. Restor. Int. Tucson AZ USA.
- Shafer, E.L., 1969. Perception of Natural Environments. *Environ. Behav.* 8, 71–82.
- Shafer, E.L., Brush, R.O., 1977. How to measure preferences for photographs of natural landscapes. *Landscape Plan.* 4, 237–256.
- Shafer, E.L., Hamilton, J.F., Schmidt, E.A., 1969. Natural landscape preferences: a predictive model. *J. Leisure Res.* 1, 1–19.
- Sheoran, V., Sheoran, A., Poonia, P., 2010a. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. *Int. J. Soil Sediment Water* 3.
- Sheoran, V., Sheoran, A., Poonia, P., 2010b. Soil Reclamation of Abandoned Mine Land by Revegetation: A Review. *Int. J. Soil Sediment Water* 3.
- Shinneman, D.J., Baker, W.L., Lyon, P., 2008. Ecological restoration needs derived from reference conditions for a semi-arid landscape in Western Colorado, USA. *J. Arid Environ.* 72, 207–227.
- Shuttleworth, S., 1980. The use of photographs as an environment presentation medium in landscape studies. *J. Environ. Manage.* 11, 61–76.
- Siipi, H., 2004. Naturalness In Biological Conservation. *J. Agric. Environ. Ethics* 17, 457–477.
- Simberloff, D., 1998. Flagships, umbrellas, and keystones: Is single-species management passé in the landscape era? *Biol. Conserv., Conservation Biology and Biodiversity Strategies* 83, 247–257.
- Simón-Torres, M., del Moral-Torres, F., de Haro-Lozano, S., Gómez-Mercado, F., 2014. Restoration of dump deposits from quarries in a Mediterranean climate using marble industry waste. *Ecol. Eng.* 71, 94–100.
- Singh, A.N., Raghubanshi, A.S., Singh, J.S., 2004. Comparative performance and restoration potential of two *Albizia* species planted on mine spoil in a dry tropical region, India. *Ecol. Eng.* 22, 123–140.
- Smil, V., 2017. *Energy and civilization: a history*. The MIT Press, Cambridge, Massachusetts.
- Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Johansson, L.S., Jeppesen, E., 2018. Gravel pit lakes in Denmark: Chemical and biological state. *Sci. Total Environ.* 612, 9–17.
- Soulé, M.E., 1986. *Conservation Biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Florida, USA.
- Soulé, M.E., 1985. What is Conservation Biology? A new synthetic discipline addresses the dynamics and problems of perturbed species, communities, and ecosystems. *BioScience* 35, 727–734.
- Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loepfert, R.H., Soltanpour, P., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., Sumner, M.E., 1996. *Methods of soil analysis. Part 3 - chemical methods*. 1390.
- Spieles, D.J., Coneybeer, M., Horn, J., 2006. Community Structure and Quality After 10 Years in Two Central Ohio Mitigation Bank Wetlands. *Environ. Manage.* 38, 837–852.
- Sponsel, L.E., 2013. Human impact on biodiversity, overview, in: Levin, S.A. (Ed.), *Encyclopedia of Biodiversity (Second Edition)*. Academic Press, Waltham, pp. 137–152.
- Stahl, P.D., Perryman, B.L., Sharmasarkar, S., Munn, L.C., 2002. Topsoil Stockpiling Versus Exposure to Traffic: A Case Study on In situ Uranium Wellfields. *Restor. Ecol.* 10, 129–137.
- Stefanik, K.C., Mitsch, W.J., 2012. Structural and functional vegetation development in created and restored wetland mitigation banks of different ages. *Ecol. Eng.* 39, 104–112.
- Steffen, W., Sanderson, R.A., Tyson, P.D., Jäger, J., Matson, P.A., III, B.M., Oldfield, F., Richardson, K., Schellnhuber, H.J., Turner, B.L., Wasson, R.J., 2006. *Global Change and the Earth System: A Planet Under Pressure*. Springer Science & Business Media.

- 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*). *Landsc. Ecol.* 19, 829–842.
- Stevens, V.M., Verkenne, C., Vandewoestijne, S., Wesselingh, R.A., Baguette, M., 2006. Gene flow and functional connectivity in the natterjack toad. *Mol. Ecol.* 15, 2333–2344.
- Stoll, A., 2017. Post Hoc Tests: Tukey Honestly Significant Difference Test, in: *The SAGE Encyclopedia of Communication Research Methods*. SAGE Publications, Inc, Thousand Oaks, pp. 1306–1307.
- Stouff, L., 1986. *Arles à la fin du Moyen-Âge*. Publications, Université de Provence.
- Stranko, S.A., Hilderbrand, R.H., Palmer, M.A., 2012. Comparing the Fish and Benthic Macroinvertebrate Diversity of Restored Urban Streams to Reference Streams. *Restor. Ecol.* 20, 747–755.
- Strohmayr, P., 1999. Soil Stockpiling for Reclamation and Restoration activities after Mining and Construction.
- Strumse, E., 1996. Demographic differences in the visual preferences for agrarian landscapes in western norway. *J. Environ. Psychol.* 16, 17–31.
- Strumse, E., 1994. Perceptual dimensions in the visual preferences for agrarian landscapes in western norway. *J. Environ. Psychol.* 14, 281–292.
- Strykstra, R.J., Bekker, R.M., Bakker, J.P., 1998. Assessment of dispersule availability: its practical use in restoration management. *Acta Bot. Neerlandica* 47, 57–70.
- Suding, K.N., Gross, K.L., Houseman, G.R., 2004. Alternative states and positive feedbacks in restoration ecology. *Trends Ecol. Evol.* 19, 46–53.
- Suding, K.N., Hobbs, R.J., 2009. Threshold models in restoration and conservation: a developing framework. *Trends Ecol. Evol.* 24, 271–279.
- Svensson, L., Mullarney, K., Zetterström, D., Lesaffre, G., Paepegaey, B., 2015. *Le guide ornitho: le guide le plus complet des oiseaux d'Europe, d'Afrique du Nord et du Moyen-Orient : 900 espèces*. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Swart, J.A.A., Van Der Windt, H.J., Keulartz, J., 2001. Valuation of Nature in Conservation and Restoration. *Restor. Ecol.* 9, 230–238.
- SYMCRUAU, 2009. Diagnostic qualitatif/quantitatif et analyse de l'évolution des risques sur la nappe de la Crau (rapport de synthèse). Syndicat Mixte d'Etudes et de Gestion de la Nappe de la Crau, Istres.
- Tanguy, A., Gourdain, P., 2011. Guide méthodologique pour les inventaires faunistiques des espèces métropolitaines terrestres (volet 2) – Atlas de la Biodiversité dans les Communes (ABC). MNHN - MEDDTL, Paris, France.
- Tarte, D., 2016. Les friches, ces écosystèmes sous-estimés. *Urbanité* 33–34.
- Tatin, L., Wolff, A., Boutin, J., Colliot, E., Dutoit, T., 2013. *Écologie et conservation d'une steppe méditerranéenne: La plaine de Crau*. Editions Quae.
- Teixeira, L.H., Weisser, W., Ganade, G., 2016. Facilitation and sand burial affect plant survival during restoration of a tropical coastal sand dune degraded by tourist cars. *Restor. Ecol.* n/a-n/a.
- Tengberg, A., Fredholm, S., Eliasson, I., Knez, I., Saltzman, K., Wetterberg, O., 2012. Cultural ecosystem services provided by landscapes: Assessment of heritage values and identity. *Ecosyst. Serv.* 2, 14–26.
- Terrasson, F., Miller, R. de, 2007. *La peur de la nature: au plus profond de notre inconscient, les vraies causes de la destruction de la nature*. Sang de la terre, Paris.
- Thomas, G.W., 1996. Soil pH and Soil Acidity, in: Sparks, D.L., Page, A.L., Helmke, P.A., Loeppert, R.H., Soltanpour, P.N., Tabatabai, M.A., Johnston, C.T., & Sumner, M.E., 1996. *Methods of Soil Analysis Part 3 - Chemical Methods*. Soil Science Society of America Book Series, pp. 475–490.
- Tichý, L., Chytrý, M., Botta-Dukát, Z., 2014. Semi-supervised classification of vegetation: preserving the good old units and searching for new ones. *J. Veg. Sci.* 25, 1504–1512.
- Tilman, D., Pacala, S., 1993. The maintenance of species richness in plant communities, in: *Species Diversity in Ecological Communities*. R.E. Ricklefs, D. Schluter, University of Chicago Press, Chicago, pp. 13–25.
- Tischew, S., Kirmer, A., 2007. Implementation of Basic Studies in the Ecological Restoration of Surface-Mined Land. *Restor. Ecol.* 15, 321–325.
- Todorov, V., Filzmoser, P., 2010. Robust statistic for the one-way MANOVA. *Comput. Stat. Data Anal.* 54, 37–48.

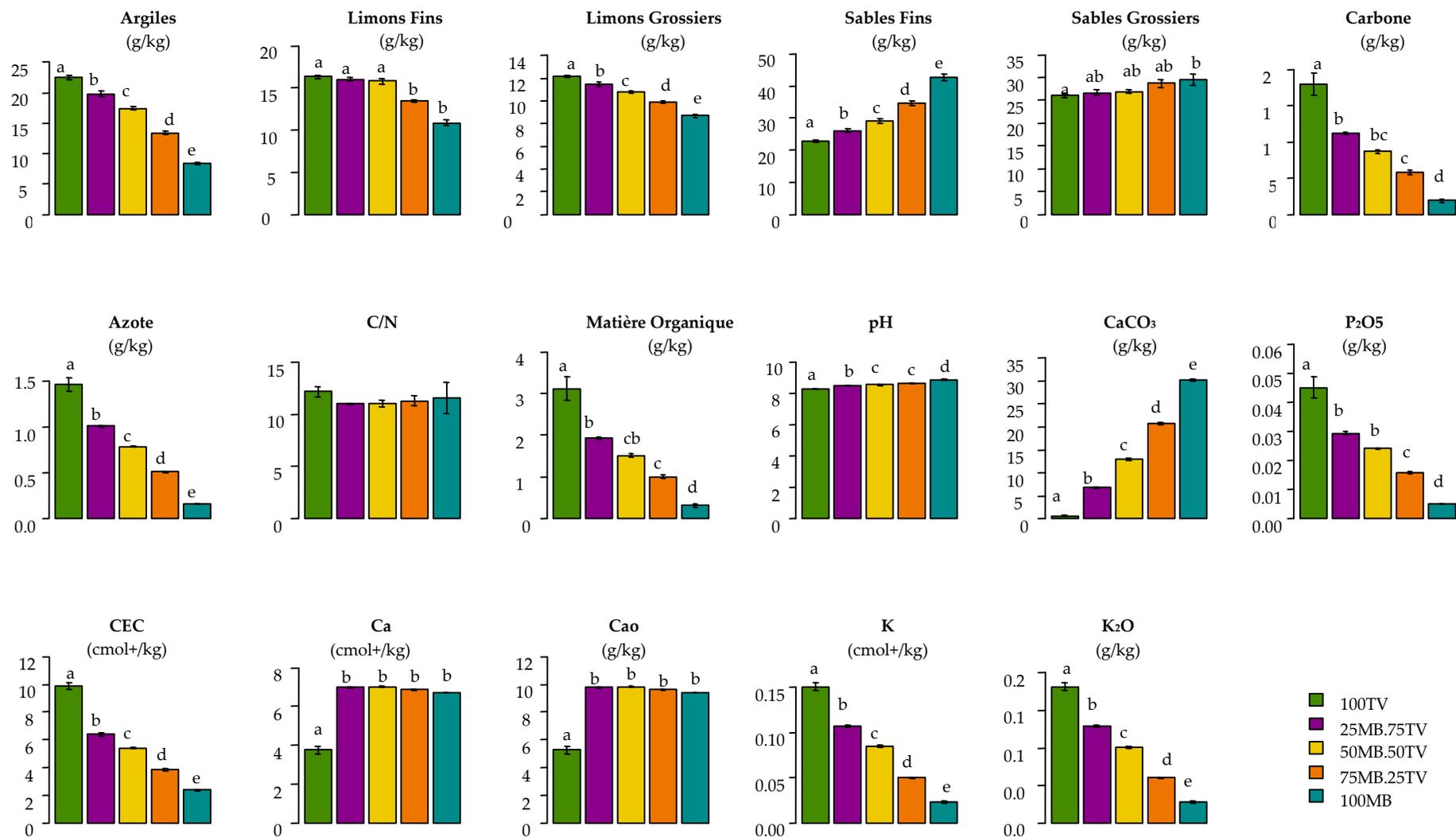
- Tomlinson, S., Matthes, U., Richardson, P.J., Larson, D.W., 2008. The ecological equivalence of quarry floors to alvars. *Appl. Veg. Sci.* 11, 73–82.
- Tonn, W.M., Magnuson, J.J., Rask, M., Toivonen, J., 1990. Intercontinental Comparison of Small-Lake Fish Assemblages: The Balance between Local and Regional Processes. *Am. Nat.* 136, 345–375.
- Török, P., Helm, A., Kiehl, K., Buisson, E., Valkó, O., 2018. Beyond the species pool: modification of species dispersal, establishment, and assembly by habitat restoration. *Restor. Ecol.* 26, 65–72.
- Török, P., Migléc, T., Valkó, O., Kelemen, A., Tóth, K., Lengyel, S., Tóthmérész, B., 2012. Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecol. Eng.* 44, 133–138.
- Tremolieres, M., Schnitzler, A., Carbiener, D., 2002. Quel système de référence pour la restauration des systèmes alluviaux rhénans ?, in: *Revue d'écologie. Supplément*. Presented at the Programme nationale de recherche «recréer la nature»: réhabilitation, restauration et création d'écosystèmes. Colloque, Société nationale de protection de la nature et d'acclimatation de France, pp. 131–145.
- Trivelly, E., 2004. Quand les moutons s'en vont: histoire et représentations sociales du boisement des pelouses sèches du sud-est de la France. Publications de l'Université de Provence, Aix-en-Provence.
- UICN France, MNHN, LPO, SEOF, ONCFS, 2011. La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Oiseaux de France métropolitaine. Union Internationale pour la Conservation de la Nature, Paris, France.
- UICN France, MNHN, SFEPM, ONCFS, 2017. La Liste rouge des espèces menacées en France – Chapitre Mammifères de France métropolitaine. Union Internationale pour la Conservation de la Nature, Paris, France.
- UICN France, MNHN, SHF, 2015. La Liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre Reptiles et Amphibiens de France métropolitaine. Union Internationale pour la Conservation de la Nature, Paris, France.
- Ulrich, R.S., 1986. Human responses to vegetation and landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 13, 29–44.
- 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.
- UNEP/CBD/COP, 2012. Convention on Biological Diversity. Decision XI/16: Ecosystem restoration.
- Unicem, 2017. Statistiques 2015. Union Nationale des Industries de Carrières et Matériaux de construction. UNICEM, Paris, France.
- Unicem, 2001. Le patrimoine écologique des zones humides issues de l'exploitation des carrières.
- Union Européenne des Producteurs de Granulats, 2015. Vision à l'horizon 2020 pour une industrie des granulats durable. UEPG AISBL. European Aggregates Association.
- UNPG, 2017. Les granulats: géologie, industrie, environnement, Union Nationale des Producteurs de Granulats. ed. Paris.
- Vallauri, D.A., 2007. Biodiversité, naturalité, humanité : application à l'évaluation des forêts et de la qualité de la gestion : [rapport scientifique WWF]. WWF-France. Marseille.
- Vallauri, D.A., Chauvin, C., Brun, J.-J., Fuhr, M., Sardat, N., André, J., Eynard-Machet, R., Rossi, M., De Palma, J.-P., 2016. Naturalité des eaux et des forêts. Lavoisier Tec & doc, Paris.
- van Andel, J., Aronson, J., 2012. Restoration Ecology: The New Frontier. Wiley-Blackwell, Chichester, UK.
- Van den Berg, A.E., Koole, S.L., 2006. New wilderness in the Netherlands: An investigation of visual preferences for nature development landscapes. *Landsc. Urban Plan.* 78, 362–372.
- Van-Camp, L., Bujarrabal, B., Gentile, A.R., Jones, R.J.A., Montanarella, L., Olazabal, C., Selvaradjou, S.-K., 2004. Reports of the Technical Working Groups Established under the Thematic Strategy for Soil Protection. EUR 21319 EN/1, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- Varet, J., 2007. Ressources minérales et développement durable. 4D - Encycl. Dév. Durable.
- Vécrin, M. p., Muller, S., 2003. Top-soil translocation as a technique in the re-creation of species-rich meadows. *Appl. Veg. Sci.* 6, 271–278.
- Verdone, M., Seidl, A., 2017. Time, space, place, and the Bonn Challenge global forest restoration target: Bonn Challenge global forest restoration target. *Restor. Ecol.* 25, 903–911.

- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 2008. Human Domination of Earth's Ecosystems, in: *Urban Ecology*. Springer, Boston, MA, pp. 3–13.
- Vitousek, P.M., Mooney, H.A., Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human Domination of Earth's Ecosystems. *Science* 277, 494–499.
- Walker, L.R., Chapin, F.S., 1987. Interactions among Processes Controlling Successional Change. *Oikos* 50, 131–135.
- Walker, L.R., Moral, R. del, 2003. *Primary Succession and Ecosystem Rehabilitation*. Cambridge University Press.
- Walker, L.R., Walker, J., Hobbs, R.J. (Eds.), 2007. *Linking Restoration and Ecological Succession*. Springer New York, New York, NY.
- Waller, D.M., 2010. Retour à la vraie nature. *Ecol. Polit.* 147–175.
- Walters, C.J., 1986. *Adaptive Management of Renewable Resources*. Macmillan Publishers Ltd, Basingstoke.
- Wang, C., Zheng, M., Song, W., Wen, S., Wang, B., Zhu, C., Shen, R., 2017. Impact of 25 years of inorganic fertilization on diazotrophic abundance and community structure in an acidic soil in southern China. *Soil Biol. Biochem.* 113, 240–249.
- 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. *Ecol. Eng.* 37, 833–841.
- Ward, J.H., 1963. Hierarchical Grouping to Optimize an Objective Function. *J. Am. Stat. Assoc.* 58, 236–244.
- Weber, J., Strączyńska, S., Kocowicz, A., Gilewska, M., Bogacz, A., Gwiżdż, M., Debicka, M., 2015. Properties of soil materials derived from fly ash 11 years after revegetation of post-mining excavation. *CATENA* 133, 250–254.
- Weiher, E., Keddy, P.A. (Eds.), 1999. *Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats*. Cambridge University Press, Cambridge [England]; New York, NY, USA.
- Weng, L.P., Wolthoorn, A., Lexmond, T.M., Temminghoff, E.J.M., van Riemsdijk, W.H., 2004. Understanding the Effects of Soil Characteristics on Phytotoxicity and Bioavailability of Nickel Using Speciation Models. *Environ. Sci. Technol.* 38, 156–162.
- Westoby, M., Walker, B., Noy-Meir, I., 2006. Opportunistic management for rangelands not at equilibrium. *J. Range Manag. Arch.* 42, 266–274.
- Whalley, W.R., Dexter, A.R., 1994. Root development and earthworm movement in relation to soil strength and structure. *Arch. Agron. Soil Sci.* 38, 1–40.
- Whiteway, S.L., Biron, P.M., Zimmermann, A., Venter, O., Grant, J.W.A., 2010. Do in-stream restoration structures enhance salmonid abundance? A meta-analysis. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 67, 831–841.
- Whiting, S.N., Reeves, R.D., Richards, D., Johnson, M.S., Cooke, J.A., Malaisse, F., Paton, A., Smith, J. a. C., Angle, J.S., Chaney, R.L., Ginocchio, R., Jaffré, T., Johns, R., McIntyre, T., Purvis, O.W., Salt, D.E., Schat, H., Zhao, F.J., Baker, A.J.M., 2004. Research Priorities for Conservation of Metallophyte Biodiversity and their Potential for Restoration and Site Remediation. *Restor. Ecol.* 12, 106–116.
- Whittaker, R.H., 1972. Evolution and Measurement of Species Diversity. *Taxon* 21, 213–251.
- Whittaker, R.H., Levin, S.A., Root, R.B., 1973. Niche, Habitat, and Ecotope. *Am. Nat.* 107, 321–338.
- Wilcoxon, F., 1945. Individual Comparisons by Ranking Methods. *Biom. Bull.* 1, 80–83. Wilkie, D.S., Morelli, G.A., Demmer, J., Starkey, M., Telfer, P., Steil, M., 2006. Parks and people: assessing the human welfare effects of establishing protected areas for biodiversity conservation. *Conserv. Biol. J. Soc. Conserv. Biol.* 20, 247–249.
- Williams, J.W., Jackson, S.T., 2007. Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Front. Ecol. Environ.* 5, 475–482.
- Willis, K.J., Birks, H.J.B., 2006. What is natural? The need for a long-term perspective in biodiversity conservation. *Science* 314, 1261–1265.
- Wintz, M., Dersé, F., 2012. La perception des friches dans les Vosges du nord: entre nature abandonnée et nature "déjà là." *Ann Sci Rés Bios Trans Vosges Nord-Pfalz.* 16, 214–235.
- 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.
- Wong, M.H., 2003. Ecological restoration of mine degraded soils, with emphasis on metal contaminated soils. *Chemosphere* 50, 775–780.
- Wyżga, B., Zawiejska, J., Le Lay, Y.-F., 2009. Influence of academic education on the perception of wood in watercourses. *J. Environ. Manage.* 90, 587–603.

- Yuan, J.-G., Fang, W., Fan, L., Chen, Y., Wang, D.-Q., Yang, Z.-Y., 2006. Soil formation and vegetation establishment on the cliff face of abandoned quarries in the early stages of natural colonization. *Restor. Ecol.* 14, 349–356.
- Zeng, F., Ali, S., Zhang, H., Ouyang, Y., Qiu, B., Wu, F., Zhang, G., 2011. The influence of pH and organic matter content in paddy soil on heavy metal availability and their uptake by rice plants. *Environ. Pollut. Barking Essex* 1987 159, 84–91.
- Zhou, H., Fang, H., Mooney, S.J., Peng, X., 2016. Effects of long-term inorganic and organic fertilizations on the soil micro and macro structures of rice paddies. *Geoderma* 266, 66–74.
- Zobel, M., van der Maarel, E., Dupré, C., 1998. Species pool: the concept, its determination and significance for community restoration. *Appl. Veg. Sci.* 1, 55–66.
- Zube, E.H., Simcox, D.E., Law, C.S., 1987. Perceptual Landscape Simulations: History and Prospect. *Landsc. J.* 6, 62–80.

ANNEXES

Annexe 1 : Propriétés physico-chimiques des mélanges testés sur la carrière de la Ménéduelle dans la plaine de Crau (30 échantillons de sols 2016 × 5 mélanges). Les barres d'histogramme représentent la moyenne ± l'erreur standard.



Annexe 3 : Espèces recensées dans les différents substrats (5 mélanges de sol), pour les deux traitements (avec ou sans ensemencement de Brachypode) et la steppe de référence

Espèces	Code	Steppe	D1 matériaux bruts 100%		D2 75% matériaux bruts 25% terre végétale		D3 50% matériaux bruts 50% terre végétale		D4 75% terre végétale 25% matériaux bruts		D5 100% terre végétale	
			semis	sans semis	semis	sans semis	semis	sans semis	semis	sans semis	semis	sans semis
			<i>Aegilops ovata</i>	Aeg_ova	x	x	.
<i>Aira cupaniana</i>	Air_cup	x
<i>Ajuga iva</i>	Aju_iva	x
<i>Anacyclus clavatus</i>	Ana_cla	.	x	.	.	x	x	.	x	x	x	x
<i>Andryala integrifolia</i>	And_int	x	.	.	.	x
<i>Anisantha diandrus</i>	Ani_dia	.	.	x	.	x	.	x	x	x	x	x
<i>Anisantha madritensis</i>	Ani_mad	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Anisantha rubens</i>	Ani_rub	x	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Arenaria leptoclados</i>	Are_lep	x
<i>Artemisia verlotiorum</i>	Art_ver	x
<i>Asphodelus ayardii</i>	Asp_aya	x
<i>Asperula cynanchica</i>	Asp_cyn	x
<i>Lysimachia linum- stellatum</i>	Lys_lin	x
<i>Aster squamatus</i>	Ast_squ	.	x	x	x	x	.	x	x	x	x	x
<i>Avena barbata</i>	Ave_bar	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Bellis sylvestris</i>	Bel_syl	x
<i>Bituminaria bituminosa</i>	Bit_bit	.	.	x	.	.	.	x
<i>Bothriochloa ischaemum</i>	Bot_isc	x
<i>Brachypodium distachyon</i>	Bra_dis	x
<i>Brachypodium hybridum</i>	Bra_hyb	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Brachypodium retusum</i>	Bra_ret	x	x	x	x	x	.	x	x	x	.	.
<i>Bromus hordeaceus</i>	Bro_hor	x	.	.	.	x	.	x
<i>Carlina hispanica</i>	Car_his	x
<i>Carlina lanata</i>	Car_lan	x
<i>Carduus nigrescens</i>	Car_nig	x
<i>Carduus pycnocephalus</i>	Car_pyc	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Carthamus lanatus</i>	Cart_lan	x	.	x	.	x	x	.	x	.	x	.
<i>Catapodium rigidum</i>	Cat_rig	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Centaurea melitensis</i>	Cen_mel	x
<i>Centaureum tenuiflorum</i>	Cen_ten	x
<i>Cerastium glomeratum</i>	Cer_glo	.	.	x
<i>Chondrilla juncea</i>	Cho_jun	x	.	.	.
<i>Cichorium intybus</i>	Cic_int	.	x	x	x	.	x	.	.	.	x	x
<i>Clypeola jonthlaspi</i>	Cly_jon	x
<i>Convolvulus arvensis</i>	Con_arv	.	.	.	x	.	.	.	x	x	.	.

<i>Convolvulus cantabrica</i>	Con_can	x	.	x
<i>Crepis bursifolia</i>	Cre_bur	x	.	x	.	x	.	.	x	.	.	.
<i>Crepis foetida</i>	Cre_foe	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Crepis micrantha</i>	Cre_mic	x
<i>Crepis sancta</i>	Cre_san	x	x	x	.	x	x	x	x	.	x	.
<i>Crepis vesicaria subsp. Taraxacifolia</i>	Cre_ves_tar	x
<i>Cynodon dactylon</i>	Cyn_dac	.	x	x	.	x	x	.
<i>dactylis glomerata subsp. Hispanica</i>	Dac_glo_his	x
<i>Daucus carota</i>	Dau_car	x
<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Dip_ten	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Dittrichia graveolens</i>	Dit_gra	.	.	x	x	x	x	x	.	.	x	x
<i>Echium vulgare</i>	Ech_vul	x
<i>Erodium cicutarium</i>	Ero_cic	x	.	.	.	x	x	.	.	x	.	x
<i>Erodium malacoides</i>	Ero_mal	x	.	.	x	.	x
<i>Eryngium campestre</i>	Ery_cam	x
<i>Euphorbia cyparissias</i>	Eup_cyp	x	x
<i>Euphorbia exigua</i>	Eup_exi	x
<i>Euphorbia falcata</i>	Eup_fal	x
<i>Euphorbia helioscopia</i>	Eup_hel	x	x	x	x	x	x
<i>Euphorbia segetalis</i>	Eup_seg	.	.	x
<i>Filago pygmaea</i>	Fil_pyg	x
<i>Filago gallica</i>	Fil_gal	x
<i>Filago pyramidata</i>	Fil_pyr	x
<i>Filago vulgaris</i>	Fil_vul	x
<i>Galium corrudifolium</i>	Gal_cor	x
<i>Galium murale</i>	Gal_mur	x
<i>Galium parisiense</i>	Gal_par	x
<i>Galactites tomentosus</i>	Gal_tom	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Geranium molle</i>	Ger_mol	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hedypnois cretica</i>	Hed_cre	x	x	x
<i>Hippocrepis ciliata</i>	Hip_cil	x
<i>Hordeum murinum</i>	Hor_mur	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Hypochoeris glabra</i>	Hyp_gla	x
<i>Hypochoeris radicata</i>	Hyp_rad	x
<i>Lactuca serriola</i>	Lac_ser	x	.
<i>Lagurus ovatus</i>	Lag_ova	x	.	.	x
<i>Linaria arvensis</i>	Lin_arv	x
<i>Linum strictum</i>	Lin_str	x
<i>Linum trigynum</i>	Lin_tri	x
<i>Lobularia maritima</i>	Lob_mar	x	.	x	.	x	.	x	.	x	.	x
<i>Logfia vulgare</i>	Log_vul	x
<i>Lolium perenne</i>	Lol_per	x
<i>Lolium rigidum</i>	Lol_rig	.	x	x	x	.	x
<i>Lotus corniculatus</i>	Lot_cor	x
<i>Lysimachia arvensis</i>	Lys_arv	.	x	.	x	x	x	.	x	.	x	.

<i>Teucrium chamaedrys</i>	Teu_cha	x
<i>Thymus vulgaris</i>	Thy_vul	x
<i>Tolpis barbata</i>	Tol_bar	x
<i>Torilis nodosa</i>	Tor_nod	x	.	x	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Tragopogon porrifolius</i>	Tra_por	x
<i>Trifolium angustifolia</i>	Tri_ang	x	x	x	x	.	.
<i>Trifolium arvense</i>	Tri_arv	x
<i>Trifolium arvense</i>	tri_arv	x
<i>Trifolium campestre</i>	Tri_cam	x	x	.	x	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trifolium cherleri</i>	Tri_che	x	x
<i>Trifolium glomerata</i>	Tri_glo	x	.	.	x	x	x	x	x	.	x	x
<i>Trifolium scabrum</i>	Tri_sca	x	.	x	.	x	x	x	x	x	x	x
<i>Trifolium stellatum</i>	Tri_ste	x	x	.	.	x	.	x
<i>Trifolium subterraneum</i>	Tri_sub	x
<i>Trifolium tomentosum</i>	Tri_tom	x	.	x
<i>Urospermum dalechampii</i>	Uro_dal	x	x	x	x	.
<i>Urospermum picroides</i>	Uro_pic	x
<i>Valantia muralis</i>	Val_mur	x
<i>Veronica arvensis</i>	Ver_arv	x
<i>Veronica persica</i>	Ver_per	x	.	.	x	x
<i>Verbascum sinuatum</i>	Ver_sin	x	.	x	x	x	x	.	x	.	x	x
<i>Vicia sativa</i>	Vic_sat	.	.	x	.	.	.	x	x	x	x	x
<i>Vulpia ciliata</i>	Vul_cil	x	x	x	.	x	.
<i>Vulpia myuros</i>	Vul_myu	x	x	.	x	x	.	x	x	x	x	.

Annexe 4 : 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	E6.13	0.16
HALONITROPHILES		
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 PANNES DUNAIRES	B1.13	1.18
GRAVIERS 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 STEPPES RICHES EN BASES	E1.2	2.88
PHRAGMITAIES À PHRAGMITES AUSTRALIS	C3.21	0.05
PLAGES EXONDÉES NUES 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 LACUSTRIS	C3.22	0.10
STEPPES MÉDITERRANÉENNES À GRANDES GRAMINÉES ET ARTEMISIA	E1.4	0.48
STEPPES MÉDITERRANÉENNES DOMINÉES PAR DE GRANDES GRAMINÉES AUTRES QUE STIPA TENACISSIMA OU LYGEUM SPARTUM	E1.43	0.28
STEPPES SALEES MEDITERRANEENNES A LIMONIUM	E6.11	3.89

TAPIS IMMERGES DE CHAROPHYTES DES PLANS D'EAU OLIGOTROPES	C1.14	1.32
VERGERS D'ARBRES FRUITIERS	G1.D4	10.06
Zones bâties, site 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

Annexe 5 : Signification des codes des espèces utilisées dans les analyses multivariées (275 espèces)

Code espèce	Espèces	Code espèce	Espèces
Aeg_gen	<i>Aegilops geniculata</i>	Lin_arv	<i>Linaria arvensis</i>
Aeg_neg	<i>Aegilops neglecta</i>	Lin_str	<i>Linum strictum</i>
Aeg_tri	<i>Aegilops triuncialis</i>	Lin_tri	<i>Linum trigynum</i>
Agr_eup	<i>Agrimonia eupatoria</i>	Lob_mar	<i>Lobularia maritima</i>
Air_cup	<i>Aira cupaniana</i>	Log_gal	<i>Logfia gallica</i>
Aju_cha	<i>Ajuga chamaepitys</i>	Log_min	<i>Logfia minima</i>
Aju_iva	<i>Ajuga iva</i>	Lol_per	<i>Lolium perenne</i>
Aly_aly	<i>Alyssum alyssoides</i>	Lol_rig	<i>Lolium rigidum</i>
And_int	<i>Andryala integrifolia</i>	Lot_cor_s_cor	<i>Lotus corniculatus s. corniculatus</i>
Ani_dia	<i>Anisantha diandra</i>	Lys_arv	<i>Lysimachia arvensis</i>
Ani_mad	<i>Anisantha madritensis</i>	Lys_foe	<i>Lysimachia foemina</i>
Ani_rub	<i>Anisantha rubens</i>	Lys_lin	<i>Lysimachia linum-stellatum</i>
Ani_ste	<i>Anisantha sterilis</i>	Lyt_hys	<i>Lythrum hyssopifolia</i>
Are_lep	<i>Arenaria leptoclados</i>	Mal_syl	<i>Malva sylvestris</i>
Are_ser	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	Mar_vul	<i>Marrubium vulgare</i>
Art_alb	<i>Artemisia alba</i>	Med_lup	<i>Medicago lupulina</i>
Art_ann	<i>Artemisia annua</i>	Med_mar	<i>Medicago marina</i>
Aru_don	<i>Arundo donax</i>	Med_min	<i>Medicago minima</i>
Asp_acu	<i>Asparagus acutifolius</i>	Med_mon	<i>Medicago monspeliaca</i>
Asp_aya	<i>Asphodelus ayardii</i>	Med_orb	<i>Medicago orbicularis</i>
Asp_cyn	<i>Asperula cynanchica</i>	Med_pol	<i>Medicago polymorpha</i>
Ast_ste	<i>Astragalus stella</i>	Med_rig	<i>Medicago rigidula</i>
Ast_ves_s_ves	<i>Astragalus vesicarius s. vesicarius</i>	Med_sat	<i>Medicago sativa</i>
Atr_pat	<i>Atriplex patula</i>	Med_tru	<i>Medicago truncatula</i>
Atr_pro	<i>Atriplex prostrata</i>	Mel_cil	<i>Melica ciliata</i>
Ave_bar	<i>Avena barbata</i>	Mel_cil_s_mag	<i>Melica ciliata s. magnolii</i>
Bel_syl	<i>Bellis sylvestris</i>	Min_hyb	<i>Minuartia hybrida</i>
Bla_per	<i>Blackstonia perfoliata</i>	Myo_spe	<i>Myosotis species</i>
Bot_isc	<i>Bothriochloa ischaemum</i>	Nea_apu	<i>Neatostema apulum</i>
Bra_dis	<i>Brachypodium distachyon</i>	Ole_eur	<i>Olea europaea</i>
Bra_pho	<i>Brachypodium phoenicoides</i>	Olo_mil	<i>Oloptum miliaceum</i>
Bra_ret	<i>Brachypodium retusum</i>	Ono_ill	<i>Onopordum illyricum</i>
Bro_hor	<i>Bromus hordeaceus</i>	Oph_pas	<i>Ophrys passionis</i>
Bro_lan	<i>Bromus lanceolatus</i>	Pal_spi	<i>Pallenis spinosa</i>
Bup_sem	<i>Bupleurum semicompositum</i>	Pap_rho	<i>Papaver rhoeas</i>
Cam_eri	<i>Campanula erinus</i>	Par_che	<i>Pardoglossum cheirifolium</i>
Cap_bur	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	Par_fil	<i>Parapholis filiformis</i>
Car_div	<i>Carex divisa</i>	Par_inc	<i>Parapholis incurva</i>
Car_his	<i>Carlina hispanica</i>	Par_lus	<i>Parietaria lusitanica</i>
Car_nig	<i>Carduus species</i>	Pet_pro	<i>Petrorhagia prolifera</i>
Car_spe	<i>Carduus nigrescens</i>	Phi_ang	<i>Phillyrea angustifolia</i>
Car_ten	<i>Carduus tenuiflorus</i>	Phl_lyc	<i>Phlomis lychnitis</i>
Carl_lan	<i>Carlina lanata</i>	Pil_off	<i>Pilosella officinarum</i>
Carth_lan	<i>Carthamus lanatus</i>	Pin_bru	<i>Pinus brutia</i>
Cat_rig	<i>Catapodium rigidum</i>	Pla_afr	<i>Plantago afra</i>
Cen_ben	<i>Centaurea benedicta</i>	Pla_bel	<i>Plantago bellardii</i>
Cen_cal	<i>Centranthus calcitrapae</i>	Pla_cor	<i>Plantago coronopus</i>
Cen_ery	<i>Centaurium erythraea</i>	Pla_lag	<i>Plantago lagopus</i>
Cen_mel	<i>Centaurea melitensis</i>	Pla_lan	<i>Plantago lanceolata</i>
Cen_pul	<i>Centaurium pulchellum</i>	Poa_ann	<i>Poa annua</i>
Cen_sol	<i>Centaurea solstitialis</i>	Poa_bul	<i>Poa bulbosa</i>
Cen_ten	<i>Centaurium tenuiflorum</i>	Poa_spe	<i>Poa species</i>
Centaurea_cal	<i>Centaurea calcitrapa</i>	Pol_avi	<i>Polygonum aviculare</i>
Cer_glo	<i>Cerastium glomeratum</i>	Pol_mar	<i>Polygomon maritimum</i>
Cer_pum	<i>Cerastium pumilum</i>	Pol_mon	<i>Polygala monspeliaca</i>
Cer_sem	<i>Cerastium semidecandrum</i>	Pol_tet	<i>Polycarpon tetraphyllum</i>
Cho_jun	<i>Chondrilla juncea</i>	Pop_alb	<i>Populus alba</i>

Cis_mon	<i>Cistus monspeliensis</i>	Pop_nig_s_ita	<i>Populus nigra s. italica</i>
Cli_nep	<i>Clinopodium nepeta</i>	Pot_san	<i>Poterium sanguisorba</i>
Con_can	<i>Convolvulus cantabrica</i>	Psi_inc	<i>Psilurus incurvus</i>
Con_lin	<i>Convolvulus lineatus</i>	Pyr_spi	<i>Pyrus spinosa</i>
Con_sep	<i>Convolvulus sepium</i>	Rei_pic	<i>Reichardia picroides</i>
Con_spe	<i>Conyza species</i>	Ros_agr	<i>Rosa agrestis</i>
Cra_mon	<i>Crataegus monogyna</i>	Ros_cri	<i>Rostraria cristata</i>
Cra_til	<i>Crassula tillaea</i>	Ros_off	<i>Rosmarinus officinalis</i>
Cre_bur	<i>Crepis bursifolia</i>	Rub_ulm	<i>Rubus ulmifolius</i>
Cre_foe	<i>Crepis foetida</i>	Rum_cri	<i>Rumex crispus</i>
Cre_mic	<i>Crepis pulchra</i>	Rum_pul	<i>Rumex species</i>
Cre_pul	<i>Crepis sancta</i>	Rum_spe	<i>Rumex pulcher</i>
Cre_san	<i>Crepis species</i>	Rut_ang	<i>Ruta angustifolia</i>
Cre_spe	<i>Crepis micrantha</i>	Rut_mon	<i>Ruta montana</i>
Cre_ves_s_tar	<i>Crepis vesicaria s. taraxacifolia</i>	Sag_ape	<i>Sagina apetala</i>
Cru_ang	<i>Crucianella angustifolia</i>	Sal_pur	<i>Salix species</i>
Cyn_cre	<i>Cynoglossum creticum</i>	Sal_spe	<i>Salix purpurea</i>
Cyn_dac	<i>Cynodon dactylon</i>	Sal_ver_s_cla	<i>Salvia verbenaca s. clandestina</i>
Cyn_ech	<i>Cynosurus echinatus</i>	Sam_nig	<i>Sambucus nigra</i>
Dac_glo_s_his	<i>Dactylis glomerata s. hispanica</i>	Sca_atr	<i>Scabiosa atropurpurea</i>
Dau_car	<i>Daucus carota</i>	Sci_hol	<i>Scirpoides holoschoenus</i>
Dip_ten	<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	Sco_his	<i>Scolymus hispanicus</i>
Dit_gra	<i>Dittrichia graveolens</i>	Sco_lac	<i>Scorzonera laciniata</i>
Dit_vis	<i>Dittrichia viscosa</i>	Sco_mur	<i>Scorpiurus muricatus</i>
Dra_ver	<i>Draba verna</i>	Sco_spe	<i>Scolymus species</i>
Ech_asp	<i>Echium asperrimum</i>	Sen_vul	<i>Senecio vulgaris</i>
Ero_cic	<i>Erodium cicutarium</i>	Ser_vom	<i>Serapias vomeracea</i>
Ero_mal	<i>Erodium malacoides</i>	Ses_tor	<i>Seseli tortuosum</i>
Erv_gra	<i>Ervum gracile</i>	She_arv	<i>Sherardia arvensis</i>
Ery_cam	<i>Eryngium campestre</i>	Sid_rom	<i>Sideritis romana</i>
Eup_cha	<i>Euphorbia characias</i>	Sil_con	<i>Silene conica</i>
Eup_cyp	<i>Euphorbia cyparissias</i>	Sil_gal	<i>Silene gallica</i>
Eup_exi	<i>Euphorbia exigua</i>	Sil_mar	<i>Silybum marianum</i>
Eup_fal	<i>Euphorbia falcata</i>	Sil_noc	<i>Silene nocturna</i>
Eup_hel	<i>Euphorbia helioscopia</i>	Sol_dul	<i>Solanum dulcamara</i>
Eup_mac	<i>Euphorbia maculata</i>	Son_asp	<i>Sonchus asper</i>
Eup_pep	<i>Euphorbia peplus</i>	Son_ole	<i>Sonchus oleraceus</i>
Eup_sege	<i>Euphorbia segetalis</i>	Spa_jun	<i>Spartium junceum</i>
Eup_segue	<i>Euphorbia seguieriana</i>	Spe_spe	<i>Spergula species</i>
Eup_ser	<i>Euphorbia serrata</i>	Sti_cap	<i>Stipa capillata</i>
Fes_occ	<i>Festuca ovina</i>	Sym_squ	<i>Symphotrichum squamatum</i>
Fes_ovi	<i>Festuca species</i>	Tae_cap	<i>Taeniatherum caput-medusae</i>
Fes_spe	<i>Festuca occitanica</i>	Tam_can	<i>Tamarix canariensis</i>
Fil_ger	<i>Filago germanica</i>	Tam_gal	<i>Tamarix gallica</i>
Fil_pyg	<i>Filago pygmaea</i>	Tar_aut	<i>Taraxacum autummale</i>
Fil_pyr	<i>Filago pyramidata</i>	Teu_cha	<i>Teucrium chamaedrys</i>
Fum_pro	<i>Fumana procumbens</i>	Teu_pol	<i>Teucrium polium</i>
Fum_thy	<i>Fumana thymifolia</i>	Thy_vul	<i>Thymus vulgaris</i>
Gal_div	<i>Galium divaricatum</i>	Tol_bar	<i>Tolpis barbata</i>
Gal_apa	<i>Galium aparine</i>	Tor_nod_s_nod	<i>Torilis species</i>
Gal_cor	<i>Galium corrudifolium</i>	Tor_spe	<i>Torilis nodosa s. nodosa</i>
Gal_mur	<i>Galium murale</i>	Tra_por	<i>Tragopogon porrifolius</i>
Gal_par	<i>Galium parisiense</i>	Tra_pra	<i>Tragopogon pratensis</i>
Gal_tom	<i>Galactites tomentosus</i>	Tri_ang	<i>Trifolium angustifolium</i>
Gas_ven	<i>Gastridium ventricosum</i>	Tri_arv	<i>Trifolium arvense</i>
Ger_pur	<i>Geranium purpureum</i>	Tri_cam	<i>Trifolium campestre</i>
Ger_mol	<i>Geranium molle</i>	Tri_che	<i>Trifolium cherleri</i>
Ger_rob	<i>Geranium robertianum</i>	Tri_glo	<i>Trifolium glomeratum</i>
Ger_rot	<i>Geranium rotundifolium</i>	Tri_sca	<i>Trifolium species</i>
Hed_cre	<i>Hedypnois rhagadiolooides</i>	Tri_spe	<i>Trifolium scabrum</i>
Hed_hel	<i>Hedera helix</i>	Tri_ste	<i>Trifolium stellatum</i>

Hel_bro	<i>Helictochloa bromoides</i>	Tri_sub	<i>Trifolium subterraneum</i>
Hel_sto	<i>Helichrysum stoechas</i>	Tri_suf	<i>Trifolium suffocatum</i>
Her_cin	<i>Herniaria cinerea</i>	Tri_tom	<i>Trifolium tomentosum</i>
Her_hir	<i>Herniaria hirsuta</i>	Uro_dal	<i>Urospermum dalechampii</i>
Hip_cil	<i>Hippocrepis ciliata</i>	Uro_pic	<i>Urospermum picroides</i>
Hir_inc	<i>Hirschfeldia incana</i>	Urt_pil	<i>Urtica pilulifera</i>
Hor_mur	<i>Hordeum murinum</i>	Val_dis	<i>Valerianella discoidea</i>
Hyp_gla	<i>Hypochaeris glabra</i>	Val_mur	<i>Valantia muralis</i>
Hyp_per	<i>Hypericum perforatum</i>	Ver_arv	<i>Veronica arvensis</i>
Hyp_rad	<i>Hypochaeris radicata</i>	Ver_off	<i>Verbena officinalis</i>
Hys_off_s_can	<i>Hyssopus officinalis s. canescens</i>	Ver_per	<i>Veronica persica</i>
Jun_buf	<i>Juncus bufonius</i>	Ver_pol	<i>Veronica polita</i>
Jun_con	<i>Juncus conglomeratus</i>	Ver_sin	<i>Verbascum sinuatum</i>
Koe_val	<i>Koeleria vallesiana</i>	Vic_seg	<i>Vicia segetalis</i>
Lac_ser	<i>Lactuca serriola</i>	Vic_dis	<i>Vicia disperma</i>
Lat_cic	<i>Lathyrus cicera</i>	Vic_mon	<i>Vicia monantha</i>
Lav_lat	<i>Lavandula latifolia</i>	Vul_alo	<i>Vulpia alopecuroides</i>
Leo_tub	<i>Leontodon tuberosus</i>	Vul_cil	<i>Vulpia ciliata</i>
Lep_gra	<i>Lepidium graminifolium</i>	Vul_mur	<i>Vulpia muralis</i>
Lim_gir	<i>Limonium girardianum</i>		

Annexe 6 : Tableau synoptique du synsystème rencontré dans les anciennes carrières de la plaine de Crau. 103 relevés répartis en 6 clusters après la CAH. Les chiffres romains indiquent la fréquence de chaque espèce recensée dans les relevés du même cluster

SYNTAXONS	Clusters						11	8	6	5	9	2	15	4	20	2	6	2	3	8	2
	Nombre de relevés																				
<i>SISYMBRIETEA OFFICINALIS</i>																					
<i>Brometalia rubenti-tectorum</i>	<i>Anisantha rubens</i>	III	II	IV	V	V	III	III	IV	III	.	I	.	.	I	.					
	<i>Hedypnois</i>	IV	IV	V	V	II	III	II	.	III	.	.	.	II	.						
	<i>rhagadioloides</i>																				
	<i>Brachypodium distachyon</i>	II	II	IV	II	II	.	V	III	III	.	.	.	II	.						
	<i>Crepis foetida</i>	III	II	IV	II	III	V	III	II	+	.	III	.	II	.						
	<i>Anisantha madritensis</i>	IV	II	IV	IV	III	III	III	II	II	III	II	.	V	III	III					
	<i>Sherardia arvensis</i>	V	III	V	V	II	III	III	II	II	.	I	.	II	II	.					
	<i>Rostraria cristata</i>	V	V	IV	IV	V	III	V	V	V	.	I	.	II	IV	.					
	<i>Torilis nodosa s. nodosa</i>	III	II	.	II	.	.	.	II	IV	I	.					
	<i>Hordeum murinum</i>	IV	I	.	V	.	V	.	.	I	III	I	.	V	.	V					
	<i>Avena barbata</i>	IV	IV	II	V	II	III	V	IV	II	.	II	.	III	.						
	<i>Medicago polymorpha</i>	+	I	I	III	.	.	I					
	<i>Lolium rigidum</i>	I	III					
	<i>Torilis species</i>	+	+					
	<i>Hirschfeldia incana</i>	+					
	<i>Galactites tomentosus</i>	IV	IV	.	III	I	V	+	.	+	.	IV	.	II	IV	III					
	<i>Crepis bursifolia</i>	+	I	.	.	I	.	.	.	I					
	<i>Anisantha sterilis</i>	.	.	.	III	II	I	.					
	<i>Cerastium glomeratum</i>	II	II	II	.	I	III	.	II	I	.	.	.	II	I	.					
	<i>Bromus hordeaceus</i>	IV	III	IV	V	III	V	II	II	II	.	III	.	II	III	III					
	<i>Tragopogon porrifolius</i>	+	II	.	II					
	<i>Onopordum illyricum</i>	I	.	.	II	+					
<i>Taeniathero capitis-medusae</i> –																					
<i>Aegilopion geniculatae</i>	<i>Aegilops geniculata</i>	III	III	V	V	.	III	IV	.	II	.	II	.	II	.						
	<i>Taeniatherum caput-medusae</i>	II	II	.	.	II	.	+	.	.	.	I	.	I	.						
	<i>Aegilops neglecta</i>	.	I	II	.	I	.	II	II						
	<i>Trifolium campestre</i>	IV	V	V	IV	V	V	V	IV	V	.	III	.	IV	.						
	<i>Trifolium glomeratum</i>	III	III	.	IV	II	III	I	.	II	.	I	.	II	II	.					
	<i>Trifolium angustifolium</i>	.	I	III	II	.	.	II	.	I	.	I	.	I	.						
	<i>Geranium molle</i>	V	IV	II	IV	I	III	.	.	I	.	II	.	III	III						
	<i>Catapodium rigidum</i>	V	V	V	V	V	III	V	V	IV	.	II	.	IV	.						
	<i>Vulpia ciliata</i>	IV	IV	V	IV	V	V	V	III	IV	.	III	.	III	.						
	<i>Asphodelus ayardii</i>	III	V	V	V	III	III	V	III	III	.	.	.	III	.						
	<i>Filago pygmaea</i>	III	IV	IV	II	III	III	II	.	III	.	.	.	II	.						
	<i>Plantago afra</i>	II	IV	.	.	IV	III	I	.	II						
	<i>Medicago minima</i>	II	III	V	.	V	V	V	IV	II	.	I	.	III	.						
	<i>Medicago rigidula</i>	II	II	V	V	.	.	III	.	+	.	I	.	II	.						
	<i>Galium parisiense</i>	I	IV	III	III	III	.	V	V	III	.	.	.	II	IV	.					

	<i>Plantago bellardii</i>	I	IV	I	.	II	III	I	.	I	II	.
	<i>Euphorbia falcata</i>	I	III	II	.	III	.	II	.	III	I	.
	<i>Carthamus lanatus</i>	I	II	I	V	.	III
	<i>Erodium cicutarium</i>	I	I	III	IV	IV	III	+	.	II	I	.	
	<i>Cerastium pumilum</i>	+	II	I	.	I	.	+	III	I	I	.	
	<i>Senecio vulgaris</i>	+	+	I	.
	<i>Bothriochloa ischaemum</i>	+	II	V	.	.	.	III	.	I	.	II	
	<i>Cynodon dactylon</i>	I	.	I	.	.	V	+	II	+	
	<i>Diplotaxis tenuifolia</i>	II	.	.	IV	I	II	.	
	<i>Oloptum miliaceum</i>	II	+	II	I	.	
	<i>Plantago afra</i>	II	IV	.	.	IV	III	I	.	II	
SALICORNIETEA																	
FRUTICOSAE																	
	<i>Limonietales</i>					II
	(Végétations relictuelles)					II
	<i>Limonium girardianum</i>	II
	<i>Convolvulus lineatus</i>	II
	<i>Parapholis filiformis</i>	I	.	.	.	I
ROSMARINETEA																	
OFFICINALIS																	
	<i>Rosmarinetales officinalis</i>																
	<i>Rosmarinion officinalis</i>																
	<i>Thymus vulgaris</i>	+	II	IV	II	.	.	V	IV	II	II	.	
	<i>Brachypodium retusum</i>	+	I	.	
	<i>Helictochloa bromoides</i>	.	I	III	II	+	
	<i>Ruta angustifolia</i>	II	II	+	
	<i>Ruta montana</i>	.	II	I	.	.	.	+	+	
	<i>Lavandula latifolia</i>	.	I	III	V	I	
	<i>Teucrium chamaedrys</i>	+	IV	I	.	
	<i>Asperula cynanchica</i>	II	
	<i>Rosmarinus officinalis</i>	I	.	.	.	I	
	<i>Tragopogon pratensis</i>	II	
SAGINETEA MARITIMAE																	
	<i>Saginetalia maritima</i>																
	<i>Saginion maritima</i>																
	<i>Plantago coronopus</i>	.	.	I	.	II	.	.	.	III	.	II	
	<i>Parapholis incurva</i>	I	III	IV	II	III	.	+	.	IV	.	III	.	II	.	.	
	<i>Bupleurum semicompositum</i>	II	III	.	II	II	
SALICETEA PURPUREAE																	
	<i>Salicetalia alba</i>																
	<i>Salicion alba</i>																
	<i>Populus nigra s. italica</i>	.	I	.	.	I	.	II	II	II	V	V	.	.	I	.	
	<i>Populus alba</i>	+	.	.	.	I	III	II	
	<i>Asparagus acutifolius</i>	III	
	<i>Lactuca serriola</i>	III	
	<i>Geranium purpureum</i>	III	
	<i>Hedera helix</i>	III	
	<i>Sambucus nigra</i>	III	
	<i>Scirpoides holoschoenus</i>	+	III	I	.	.	I	.	

ISOETO DURIEUI-JUNCETEA

BUFONII

Nanocyperetalia flavescens

Centaurio pulchelli - *Blackstonion*

perfoliatae

Juncus bufonius

Juncus conglomeratus

Centaurium erythraea

Polypogon maritimus

Blackstonia perfoliata

Dittrichia viscosa

Symphotrichum

squamatum

Trifolium scabrum

.	I
.	.	.	.	I	II	.	.	I	III
+	II	.	.	.	III	.	II	I	.	.	IV
+	.	.	.	I	III	.	.	III	.	.	V	.	.	I	.
II	IV	I	.	IV	.	II	V	III	.	.	IV	.	.	II	.
+	IV	.	.	III	.	II	II	II	.	.	V	.	.	I	.
.	.	.	.	II	.	+	.	II	.	.	V	.	.	.	III
.	I

NERIO OLEANDRI-

TAMARICETEA AFRICANAE

Tamaricetalia africanae

Tamaricion africanae

Tamarix gallica

Rubus ulmifolius

.	V	II	III	.	I	.
+	V	.	V	II	.	.

ARTEMISIETEA

VULGARIS

Carthametalia lanati

Silybo mariani-Urticion piluliferae

Silybum marianum

Urtica pilulifera

II	III	.	.	V	.	.
.	III	.	.	II	.	.

CISTO LADANIFERI-LAVANDULETEA STOECHADIS

Lavanduletalia stoechadis

Cistion ladaniferi

Cistetum monspeliensis

Dactylis glomerata s.

hispanica

Cistus monspeliensis

Thymus vulgaris

III	IV	V	V	I	.	IV	III	II	IV	.
.	+	II	+	V	.
+	II	IV	II	.	.	V	IV	II	II	.

FILIPENDULO ULMARIAE-CONVOLVULETEA

SEPIUM

Convolvuletalia sepium

Convolvulion sepium

Arundini donacis - *Convolvuletum*

sepium

Arundo donax

Convolvulus sepium

Veronica polita

Symphotrichum

squamatum

Galium aparine

Rumex pulcher

Rumex crispus

.	V
.	V
.	III
.	.	.	.	II	.	+	.	II	.	V	III
.	III	.	.	II	I	V	.
.	I	II	III	.
I	II	.	III	.

LYGEO SPARTI-STIPETEA

TENACISSIMAE

Lygeo sparti-Stipetalia

tenacissimae

<i>Crepis vesicaria s. taraxacifolia</i>	III	II	I	IV	I	III	II	III	II	II	.
<i>Filago pyramidata</i>	III	II	.	.	II	.	.	.	I
<i>Neotostema apulum</i>	III	II	III	.	II	.	II	.	I	IV	.
<i>Artemisia annua</i>	II	II	.	.	.	III	.	.	I	.	II	.	.	II	.
<i>Filago germanica</i>	II	II	.	II	III	III	I	.	II	.	II	.	.	I	.
<i>Lysimachia arvensis</i>	II	II	I	.	V	V	I	.	III	.	II	.	.	I	.
<i>Medicago truncatula</i>	II	II	III	IV	.	III	III	.	+	.	II
<i>Rumex pulcher</i>	II	II	I	V	.	III	.	.	+	.	II	.	II	I	.
<i>Aira cupaniana</i>	II	II	+	II	+	I	.
<i>Arenaria leptoclados</i>	II	II	.	.	IV	.	I	.	I	II	.
<i>Logfia gallica</i>	II	II	III	.	III	III	+	.	III	II	.
<i>Bromus lanceolatus</i>	I	II	.	.	II	.	I	III	II	.	III	.	.	III	.
<i>Sonchus asper</i>	I	II	II	II	II	III	+	.	I	.	II	.	II	II	.
<i>Hypochaeris glabra</i>	I	II	II	.	III	.	.	.	II	.	I	.	.	I	.
<i>Linum trigynum</i>	I	II	III	.	I	.	II	.	III	II	.
<i>Lolium perenne</i>	I	II	IV	V	.	.	II	.	II	.	.	.	II	I	.
<i>Scorpiurus muricatus</i>	I	II	II	IV	I	.	II	II	I	I	.
<i>Scorzonera laciniata</i>	I	II	II	.	I	.	.	.	I
<i>Euphorbia segetalis</i>	+	II	.	.	II	.	II	.	I	.	III	.	.	II	.
<i>Centaureum tenuiflorum</i>	+	II	I	.	IV	.	I	II	II	.	II
<i>Trifolium cherleri</i>	+	II	I	.	I	.	II	II	I	.	I
<i>Andryala integrifolia</i>	+	II	+	.	+
<i>Chondrilla juncea</i>	+	II	III	II	II	.	III	.	+
<i>Convolvulus cantabrica</i>	+	II	I	.	.	.	II	.	+	I	.
<i>Daucus carota</i>	+	II	II	II	I
<i>Euphorbia cyparissias</i>	+	II	IV	III	I	.	II	.	I
<i>Polycarpon tetraphyllum</i>	+	II	.	II	II	.	.	.	+
<i>Salvia verbenaca s. clandestina</i>	+	II	.	IV	II	.	II	.	+	I	.
<i>Scabiosa atropurpurea</i>	+	II	II	IV	.	.	III	.	I
<i>Echium asperrimum</i>	.	II	I	.	.	.	II	.	+
<i>Silene gallica</i>	.	II	I	.	.	.	I	.	+
<i>Tolpis barbata</i>	.	II	.	II	.	.	+	I	.
<i>Vicia disperma</i>	.	II	+	.	I	II	.
<i>Crepis micrantha</i>	II	I	.	.	II	.	I	III	II	.	.	.	II	II	.
<i>Lepidium graminifolium</i>	II	I	II	.
<i>Sagina apetala</i>	II	I	I	.	III	III	+	.	III	.	.	.	II	.	.
<i>Centranthus calcitrapae</i>	I	I	.	.	III	.	II	III	II	.	.	.	II	.	.
<i>Pallenis spinosa</i>	I	I	.	.	I	.	+	I	.
<i>Petrorhagia prolifera</i>	I	I	I	.	I	.	II	II	+
<i>Sonchus oleraceus</i>	I	I	.	II	II	.	.	II	II	.	.
<i>Teucrium polium</i>	I	I	.	.	II	.	III	I	.
<i>Gastridium ventricosum</i>	+	I	I	.	I	III	II	III	II	.	I	.	.	I	.
<i>Leontodon tuberosus</i>	+	I	III	.	II	.	+	III	III	.	I
<i>Cynosurus echinatus</i>	+	I	.	II	II	.	I	II	I
<i>Festuca ovina</i>	+	I	.	.	I	II	.
<i>Melica ciliata</i>	+	I	.	II	.	.	.	+	II	.
<i>Valantia muralis</i>	+	I	III	.	IV	.	II	III	III	IV	.
<i>Verbena officinalis</i>	.	I	.	.	I	III	+	.	II	.	IV
<i>Crataegus monogyna</i>	.	I	+	II	I	.
<i>Hippocrepis ciliata</i>	.	I	IV	II	.	.	IV	.	+	I	.
<i>Lythrum hyssopifolia</i>	.	I	I
<i>Minuartia hybrida</i>	.	I	.	.	IV	.	+	.	II

<i>Polygala monspeliaca</i>	.	I	III	IV	II
<i>Scolymus species</i>	.	I	I	.
<i>Silene conica</i>	.	I	IV	.	I	.	II
<i>Silene nocturna</i>	.	I	.	II	.	.	I	II	I
<i>Cynoglossum creticum</i>	+	III	.	.	II	.	.
<i>Centaurea melitensis</i>	II	.	+	IV	II	III	.
<i>Spartium junceum</i>	III	+	.	.	III	.	I	.
<i>Solanum dulcamara</i>	III	.	.	II	.	.

Espèces accidentelles

*Vic_mon ; Tri_sub ; Eup_cha ; Gal_cor ; Sal_spe ; Ses_tor ; Ros_agr ; Pla_lan ; Pin_bru ; Ole_eur ;
Cre_san ; Fes_spe ; Pil_off ; Cap_bur ; Poa_spe ; Pol_avi ; Cen_pul ; Cen_ben ; Pyr_spi ; Spe_spe ;
Ast_ste ; Ast_ves_s_ves ; Car_spe ; Ver_per ; Eup_pep ; Pap_rho ; Car_div ; Car_nig ; Med_mar ;
Med_sat ; Centaurea_cal ; Ger_rot ; Are_ser ; Mel_cil_s_mag ; Par_che ; Par_lus ; Tar_aut ; Tri_arv ;
Agr_eup ; Cre_mic ; Lot_cor_s_cor ; Sal_pur ; Aeg_tri ; Aju_cha ; Aly_aly ; Art_alb ; Atr_pat ; Atr_pro
; Bra_pho ; Bro_dia_s_dia ; Cer_sem ; Cra_til ; Dit_gra ; Ero_mal ; Dra_ver ; Eup_hel ; Eup_mac ;
Eup_ser ; Fes_ovi ; Log_min ; Fum_pro ; Fum_thy ; Gal_div ; Ger_rob ; Hel_sto ; Her_cin ; Her_hir ;
Hyp_rad ; Koe_val ; Lat_cic ; Mal_syl ; Med_lup ; Myo_spe ; Oph_pas ; Phi_ang ; Poa_ann ; Ser_vom ;
Tri_tom ; Vic_seg ; Erv_gra ; Vul_alo*

Annexe 7 : Liste des questions d'orientation proposées dans les entretiens semi-directifs

Thème 1 : PRÉSENTATION DES CARRIÈRES NON-EXPLOITÉES

Comment avez-vous pris connaissance de ces carrières ? Dans quelles circonstances ? Sur quel(s) projet(s)/étude(s) ? Pour quelles raisons ? Combien de temps ? Avec qui ? Contre qui ? Est-ce toujours d'actualité ? Pourquoi ?

Thème 2 : PERCEPTIONS DES ANCIENNES CARRIÈRES

Que représentent les carrières non-exploitées ? Quelle est votre position vis-à-vis de ces carrières (la position de la structure) ?

Quelles sont leurs utilités socioculturelle, historique et identitaire ? Processus évolutifs et fonctionnels des biotopes et de la biocénose ? Valeur économique ? Esthétisme ?

Thème 3 : PROBLÉMATIQUES DES CARRIÈRES

Quels enjeux représentent-elles (pour le territoire) ? Quelles sont les problématiques ? Quelles en sont les causes ? Quelles en sont les conséquences ? Pour qui ? Pourquoi ? Pour combien de temps ?

Thème 4 : MESURES CORRECTIVES

Que faudrait-il faire pour les carrières non-exploitées de la Plaine de Crau ? Quelle est la priorité ? Comment ? Avec quels outils ? Quelles méthodes ? Quels discours adopter ? Quelles cibles viser ? Quels en seraient les coûts ? Les contraintes ?

Qui est concerné ? Qui serait en capacité d'agir de manière efficace et efficiente sur ces problématiques ?

Annexe 8 : Questionnaire proposé après la lecture de chacun des six paysages *in situ*

Critères	1/5 Non, pas du tout	2/5	3/5	4/5	5/5 oui, tout à fait
espace esthétique					
espace naturel					
espace sauvage					
espace laissé en paix où la nature reprend peu à peu ses droits					
espace oublié, déchu					
espace conflictuel					
espace agréable avec le mélange d'éléments naturels et d'éléments indiquant la présence de l'Homme					
espace détruit					
espace ancien					
espace poétique ou imaginaire					
espace dans lequel je me sens bien					
espace identitaire et patrimonial					
espace dans lequel je verrais bien des activités de loisirs de plein air					
espace d'agriculture/sylviculture ou de chasse					
j'aimerais montrer cet espace à un ami et lui faire visiter					
espace où l'Homme ne devrait pas être présent					
espace avec une forte diversité d'espèces					
espace à protéger surtout pour les espèces animales					
espace à protéger surtout pour les espèces végétales					

Annexe 9 : Description de la population enquêtée par photo-questionnaire

Au total 695 questionnaires complets ont été récoltés par internet. Parmi tous les profils rencontrés, toutes les catégories d'âge sont représentées avec une dominance des moins de 50 ans qui représentent 80.56% de la population enquêtée. La classe dominante à avoir participé constitue celle des 25-34 ans avec 37.69% de la population enquêtée alors que les 65 ans et plus constituent la classe la plus sous-représentée avec seulement 3.45% (Fig. C6.A). Par ailleurs, une majorité de femme ont répondu au photo-questionnaire (63.74% de femmes contre 36,26% d'hommes) (Fig. C6.A).

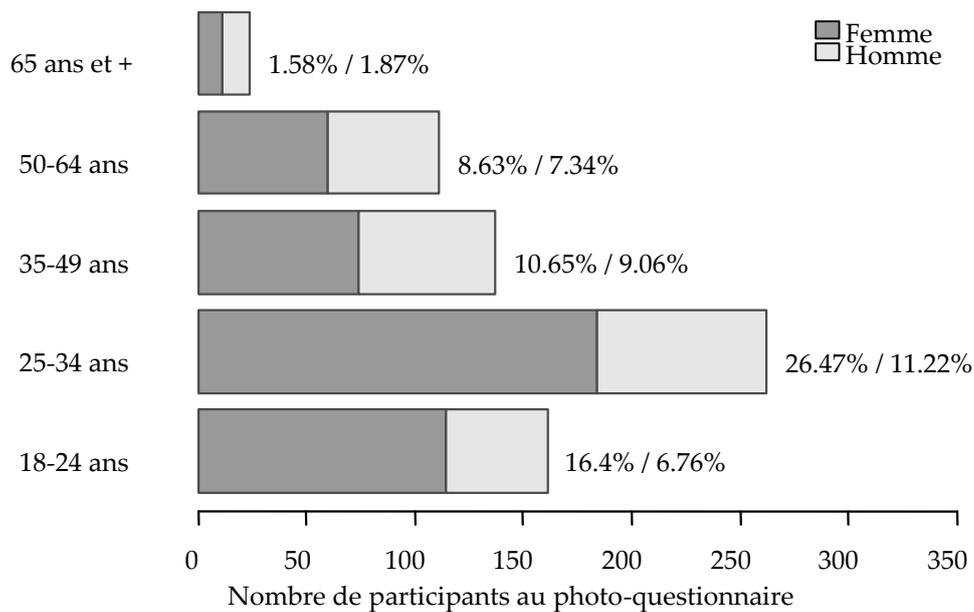
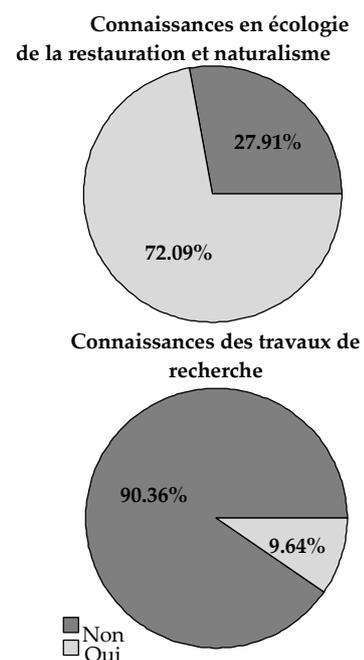


Figure C6.A : Représentation de la population échantillonnée selon les classes d'âge et le sexe des enquêtés

Parmi les enquêtés, près de trois quarts des personnes possèdent des connaissances en écologie de la restauration et/ou dans le naturalisme. Et moins de 10% de la population échantillonnée ont eu vent des travaux de recherche (Fig. C6.B).

Toutes les catégories professionnelles proposées par l'INSEE sont représentées dans des proportions très différentes (Fig. C6.C). Si les catégories socioprofessionnelles sont regroupées, il y a quasiment autant de personnes provenant du secteur de l'écologie et de l'environnement que des personnes extérieures à cette catégorie socioprofessionnelle (Fig. C6.B).

Figure C6.B : Répartition de la population enquêtée selon leurs connaissances en écologie de la restauration et naturalisme ainsi que leurs connaissances au sujet des travaux de recherche



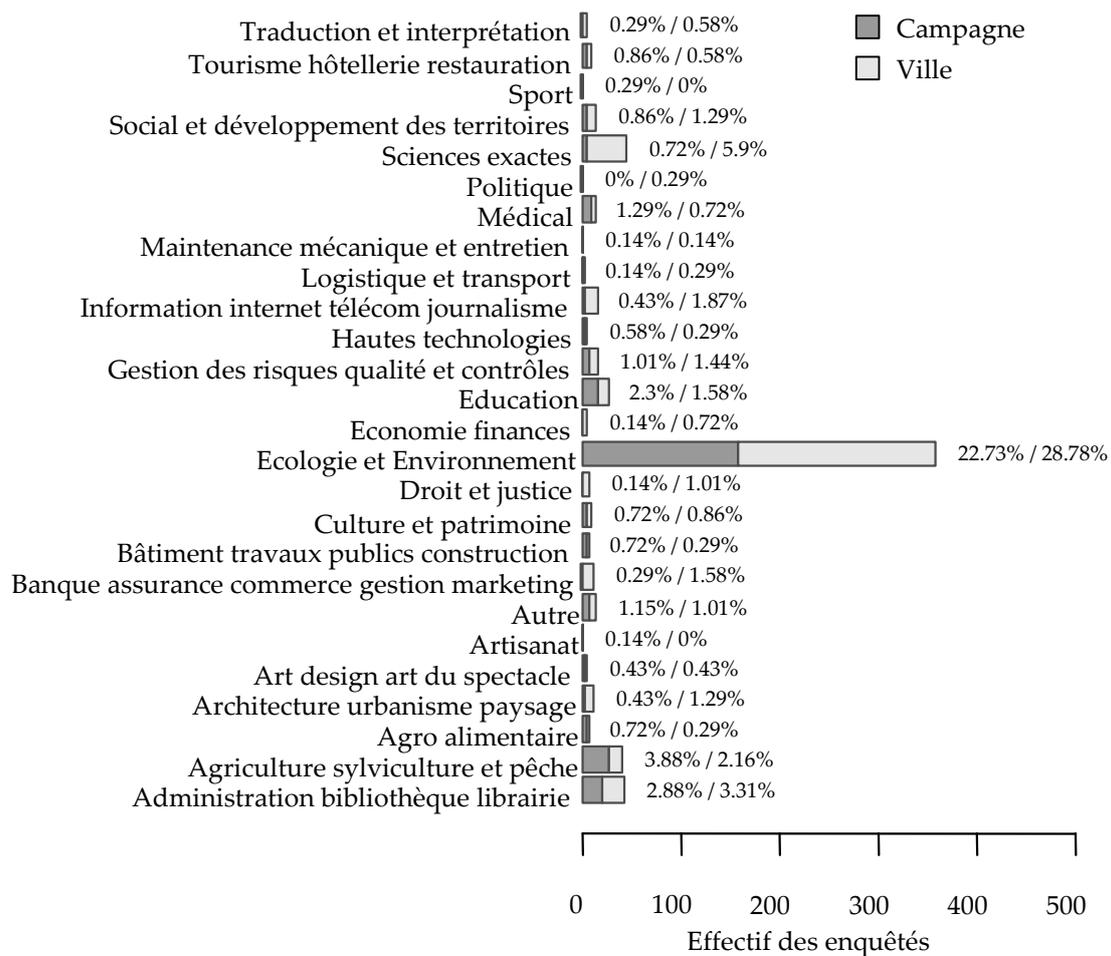


Figure C6.C : Répartition des catégories socioprofessionnelles et des lieux de vie au sein de la population enquêtée

Abstract

Restoration ecology is a scientific discipline that has emerged forty years ago to try to compensate the negative impacts of society development on ecosystems. Today, following global meta-analyses revealing the relative success of ecological restoration, a new question emerges: should we actively or passively restore degraded ecosystems? It is in this context that this thesis project took place with a multidisciplinary approach and focused on the study of quarrying impacts on the Mediterranean steppe of Crau (Bouches-du-Rhône, France). Two cases were taken into account: (i) old quarries operated in the 1970s and abandoned then, presenting a variety of exploitation types or rehabilitation modalities, and (ii) a quarry still in the process of exploitation, the legislation now requiring repairs. The aim is to better identify possible scientific obstacles in the field of knowledge for ecological restoration and better define societal expectations in order to finally propose a general strategy intended to serve the future management of these ecosystems. The research of this thesis was based on two major questions, reflections: (1) **Do ecological restoration actions restore the reference ecosystem (= the pre-existing ecosystem)?** By comparing different long-term restoration treatments (various types of soil transfers, anthropogenic deposits, lack of rehabilitation), we were able to show that soil transfer is still the best method, especially when the initial characteristics of the soil are respected. However, it still does not compensate in the medium term (35 years) for the destruction of the pre-existing ecosystem: the soil and the plant community of the reference steppe are not completely restored yet. A second soil mixing technique used when the original soil is no longer available has also been tested, but it is not very successful either in the short-term (3 years). A second question arose in parallel: (2) **Without active restoration, what is the value of biodiversity generated by human activities? And more generally, what kind of nature do we want?** Quarries have destroyed the pre-existing steppe ecosystem but have also created new conditions (soil, new habitats) that support the functioning and connectivity of pioneer species and shelter important heritage biodiversity that is absent from the pre-existing ecosystem. In addition, the comparison between the quarry landscapes and the reference ecosystem landscapes with different stakeholders and the general public has shown that the old quarries are perceived as being much more natural than the reference steppe and that they are also associated to an important biodiversity. These results could therefore reorient the choice of restoration or management, in order to choose between 1) what is currently recommended (active restoration applied after the end of quarry exploitation with the historical ecosystem as a reference) and 2) the free expression of feral nature also called passive restoration (with or without reclamation, i.e. where the reference ecosystem is different from the pre-existing ecosystem).

Key words: active restoration, biodiversity, ecological potentialities, naturalness, novel ecosystem, passive restoration, pedology, perceptions, phytosociology, plant communities, plant succession, quarries, reference ecosystem, rehabilitation, species seedling, sociology, soil transfer

Résumé

L'écologie de la restauration est une discipline scientifique qui a vu le jour il y a une quarantaine d'années pour tenter de compenser les impacts négatifs du développement des sociétés sur les écosystèmes. Aujourd'hui, suite à des méta-analyses planétaires révélant le succès relatif des opérations de restauration écologique, une nouvelle question émerge : faut-il restaurer activement ou laisser en libre évolution les écosystèmes dégradés ? C'est dans ce contexte que ce projet de thèse a eu lieu avec une démarche qui s'est voulue pluridisciplinaire et a porté sur l'étude de l'impact de carrières sur la steppe méditerranéenne de Crau (Bouches-du-Rhône, France). Deux cas ont été pris en compte, (i) d'anciennes carrières exploitées dans les années 1970 et abandonnées présentant une diversité de modalités d'exploitation ou de réaménagement et, (ii) une carrière encore en cours d'exploitation dont la législation oblige la remise en état. L'objectif est de mieux identifier les éventuels verrous scientifiques en matière de connaissances pour la restauration et mieux définir les attentes sociétales afin de proposer au final une stratégie générale destinée à servir à la gestion future de ces écosystèmes. Les recherches de cette thèse se sont basées sur deux grandes questions, réflexions : (1) **Les opérations de restauration écologique mises en place permettent-elles de restaurer l'écosystème de référence (= ici l'écosystème préexistant) ?** En comparant différents traitements de restauration sur le long terme (transfert de sol selon différentes modalités, dépôts de matériaux anthropogéniques, absence de réhabilitation), nous avons pu montrer que le transfert de sol reste une bonne méthode, surtout lorsque les caractéristiques initiales du sol sont respectées. Néanmoins, il ne compense toujours pas à moyen-terme (35 ans) la destruction de l'écosystème préexistant : le sol et la communauté végétale de la steppe de référence ne sont pas encore complètement rétablis. Une deuxième technique de mélange de sol lorsque le sol originel n'est plus disponible a également été testée, mais elle ne présente pas non plus un succès total de restauration à court terme (3 ans). Une deuxième question s'est donc posée en parallèle: (2) **Sans restauration active, quelle est la valeur de la biodiversité générée par les activités humaines ? Et plus globalement, quelles natures voulons-nous ?** Les carrières ont détruit l'écosystème steppique qui préexistait mais ont créé également de nouvelles conditions (pédologiques, de nouveaux habitats) qui soutiennent le fonctionnement et la connectivité d'espèces pionnières et abritent une importante biodiversité patrimoniale absente de l'écosystème d'origine. De plus, la comparaison entre les paysages de carrières et l'écosystème de référence auprès de différents acteurs territoriaux et du grand public a montré que les anciennes carrières sont perçues comme étant beaucoup plus naturelles que la steppe de référence et qu'elles sont également associées à une importante biodiversité. Ces résultats pourraient donc réorienter les choix de restauration ou de gestion, afin de choisir entre 1) ce qui est actuellement recommandé (une restauration active appliquée en fin d'exploitation avec l'écosystème historique en référence) et 2) une libre expression de la nature férale encore appelée restauration passive (avec ou pas réaffectation initiale ; i.e. où l'écosystème de référence est différent de l'écosystème préexistant).

Mots clés: biodiversité, carrières, communautés végétales, écosystème de référence, naturalité, nouvel écosystème, pédologie, perceptions, phytosociologie, potentialités écologiques, réhabilitation, restauration active, restauration passive, semis d'espèces, sociologie, succession végétale, transfert de sol