

Restauration écologique en carrière, habitats analogues et résistances aux invasions végétales

-

Carline Pitz



COMMUNAUTÉ FRANÇAISE DE BELGIQUE
UNIVERSITÉ DE LIÈGE – GEMBLoux AGRO-BIO TECH

Restauration écologique en carrière, habitats analogues et résistances aux invasions végétales

Carline PITZ

Dissertation originale présentée en vue de l'obtention du grade de docteur en
sciences agronomiques et ingénierie biologique

Promoteurs : Pr Grégory MAHY et Pr Arnaud MONTY

Année civile 2018

© Pitz Carline (2018). Au terme de la loi belge du 30 juin 1994 sur le droit d'auteur et les droits voisins, toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique de Gembloux Agro-Bio Tech (ULg).

Le présent document n'engage que son auteur.

Ce travail a été financé par le Fonds pour la Formation à la Recherche dans l'Industrie et dans l'Agriculture (FRS-FNRS).

Résumé

Les préoccupations croissantes concernant la perte continue de la biodiversité à l'échelle mondiale ont entraînés des efforts accrus pour la conservation de la biodiversité et la restauration dans les écosystèmes anthropogéniques. L'exploitation minière et l'introduction d'espèces exotiques sont listées parmi deux des sept principales causes de perturbations anthropiques. Il a été démontré à travers de nombreuses études, qu'une gestion adéquate des carrières peut améliorer considérablement la biodiversité. D'autre part, il est généralement admis que le choix d'un écosystème cible approprié est un facteur déterminant du succès de tout programme de restauration, et ce particulièrement dans les écosystèmes anthropogéniques. Un des défis majeurs avec ces nouveaux écosystèmes est d'identifier à quel habitat naturel ils peuvent être analogues (afin de définir de nouvelles cibles de restauration) et d'approfondir les connaissances sur la succession écologique (taxonomique et fonctionnelle) qui se met naturellement en place dans ces écosystèmes anthropiques, afin de savoir à quel point et dans quelles circonstances les programmes de restaurations peuvent compter sur la succession spontanée pour développer suffisamment l'habitat cible (restauration passive) et quand et dans quelle mesure une intervention humaine est plus efficace (restauration active).

Dans le cadre de cette thèse, nous avons étudié l'hypothèse selon laquelle les zones sèches des carrières calcaires pouvaient être des analogues des écosystèmes naturels de pelouses semi-naturelles, et que ces habitats naturels pouvaient être utilisés comme cible de restauration de ces zones sèches. Nous avons basé notre raisonnement sur ce même postulat, pour construire les mélanges de graines semés en restauration active, en choisissant à priori des espèces de pelouses calcaires, également car ces communautés présentent une dominance d'espèces à stratégies de stress-tolérance théoriquement adaptées à ce type de substrat dénudé.

Nous avons examiné les types de communautés végétales, tant d'un point de vue taxonomique que fonctionnel, qui se rassemblent spontanément dans ces zones sèches et avons comparé ces communautés aux communautés des habitats semi-naturels de référence. Cela a été réalisé à l'aide de la comparaison d'inventaires de terrain dans les zones sèches des carrières calcaires en Région Wallonne, aux végétations de pelouses semi-naturelles de référence. Nous avons également testé l'installation de mélanges de graines de pelouses semi-naturelles sur différents substrats de carrière calcaire, par l'établissement de dispositifs expérimentaux dans trois carrières de la Région Wallonne.

Les différentes études menées au cours de cette thèse ont permis d'évaluer la restauration passive et active sur les zones sèches des carrières calcaires. Elles permettent de mettre en perspective des implications pour la gestion en carrière, sur plusieurs zones testées à travers la thèse. Les zones sèches des carrières calcaires de craie blanche ou dolomie peuvent s'orienter naturellement par restauration passive vers les prairies de fauche, communauté d'intérêt à l'échelle de la Région Wallonne. Il a été démontré que sur les buttes de découverte à charge calcaire, une amélioration technique du substrat par l'apport de graviers à large spectre de granulométrie (0-30 mm), permet à la fois une amélioration considérable de la capacité des espèces de pelouses calcaires à s'installer et une meilleure résistance à l'invasion par le *Buddleja davidii* Franch. Enfin, sur les zones sèches des carrières de calcaire dur, où les assemblages de plantes ont tendance à se succéder naturellement vers les pelouses calcaires mésophiles, une intervention active pourrait être menée pour promouvoir des assemblages d'espèces analogues aux pelouses tempérées riches en espèces, qui ont une valeur de conservation particulièrement élevée. Pour ce faire, plusieurs optiques de restaurations après l'exploitation sont envisageables, en fonction des critères de temporalité ciblés, des ressources financières qui peuvent être alloués et des ressources de gestion à long terme. Ces techniques incluent : la restauration passive après avoir surmonté les limites à la dispersion ; une amélioration technique du substrat par l'apport de graviers à large spectre de granulométrie (0-30 mm) ou un mimétisme de la succession naturelle en initiant les processus par des espèces rudérales.

En outre, cette thèse a permis d'identifier les composantes principales de la biodiversité qui devraient être ciblées pour mettre en place des actions de restaurations et de gestion pertinentes et acceptées par tous, à l'échelle européenne, afin de promouvoir et conserver la biodiversité à l'échelle régionale. Quoiqu'il en soit, cette thèse est une nouvelle contribution à la définition d'habitats analogues potentiels dans des habitats anthropogéniques et à la connaissance des méthodes pratiques pour optimiser les restaurations écologiques dans ces habitats perturbés, que sont les carrières calcaires, en vue d'un équilibre entre installation d'une végétation d'intérêt pour la conservation de la biodiversité et résistance aux invasions végétales.

Abstract

Growing concern over the continued global loss of biodiversity has led to increased efforts for biodiversity conservation and restoration in anthropogenic ecosystems. Mining activities and introduction of exotic species are listed as two of the seven major causes of human disturbance. Many studies have shown that adequate quarry management can significantly improve biodiversity. On the other hand, it is generally accepted that the choice of an appropriate target ecosystem is a decisive factor in the success of any restoration program, particularly in anthropogenic ecosystems. One of the major challenges in these novel ecosystems is to identify to which natural habitat they can be analogous (to define new restoration targets) and to deepen our understanding of the ecological (taxonomic and functional) succession that is naturally taking place in these human ecosystems, in order to know how and under which circumstances can restoration programs rely on spontaneous succession to sufficiently develop the target habitat (passive restoration) and when and to what extent human intervention is more effective (active restoration).

In this thesis, we studied the assumption that dry zones of calcareous quarries could be analogous to semi-natural grasslands, and that these natural habitats could be used as restoration target of these dry zones. We based our reasoning on this same premise to establish seed mixtures sown in active restoration, choosing a priori calcareous grasslands species, also because these communities have a dominance of species harboring stress-tolerance strategies, which are theoretically more adapted to this type of bare substrate.

We examined plant communities' types that spontaneously assemble in these dry areas, both taxonomically and functionally, and compared these communities to those of semi-natural reference habitats. To that purpose, we compared field inventories in dry areas of calcareous quarries in the Walloon Region with semi-natural grasslands references vegetation. We also tested the installation of seed mixtures of semi-natural grassland species on different quarry substrates, by the establishment of experimental tests in three quarries of the Walloon Region.

The various studies carried out during this thesis allowed the evaluation of passive and active restoration on dry zones of calcareous quarries. They allowed putting into perspective implications for quarry management, in several areas tested through the thesis. White chalk or dolomite dry areas of limestone quarries can naturally be oriented by passive restoration to hay meadows, a community of interest throughout the Walloon Region. It has been demonstrated that on calcareous spoil heap, a technical improvement of the substrate by the addition of a large spectrum of granulometry raw spoil (0-30 mm), allows a considerable improvement of the capacity of grassland species to settle along with a better resistance to *Buddleja davidii* Franch invasion. Finally, on dry areas of hard

limestone quarries, where plant assemblages naturally tend towards mesophilous calcareous grasslands, active interventions could be carried out to promote assemblages of species similar to species-rich temperate grasslands, which have a particularly high conservation value. To that purpose, several restoration options are practicable after exploitation, according to targeted temporality criteria, financial resources that can be allocated and long-term management resources. These techniques include: passive restoration after overcoming dispersion limits; technical improvement of the substrate by the addition of a large spectrum of granulometry raw spoil (0-30 mm) or mimicry of the natural succession by initiating processes with ruderal species.

Furthermore, this thesis allowed to identify the main components of biodiversity that should be targeted in order to implement relevant and accepted by all restoration and management actions at European level, to promote and conserve biodiversity at a regional level. In any case, this thesis is a new contribution to the definition of potential analogous habitats in anthropogenic habitats, and to the knowledge of practical methods to optimize ecological restorations in these disturbed limestone quarries habitats, with a view to reaching a balance between installation of vegetation of interest for the conservation of biodiversity and resistance to plant invasions.

Remerciements

À vous chers lecteurs qui vous apprêtez à lire ce document. Que vous le survoliez, le décortiquiez avec minutie, ou que vous vous arrêtiez à cette section, je vous remercie de l'intérêt que vous lui portez.

Je tiens à remercier tous ceux qui, de près ou de loin, ont contribué à l'aboutissement de ces quatre années de doctorat.

J'aimerais tout d'abord remercier mes promoteurs, Pr Grégory Mahy et Pr Arnaud Monty.

Grégory, un doctorat, comme tu aimes à le rappeler, c'est avant tout une expérience professionnelle, dans une équipe et avec un projet de recherche. En quatre ans, j'ai appris bien plus, tant professionnellement que personnellement, que pendant toutes mes années d'études. Je tiens particulièrement à te remercier pour la confiance que tu m'as accordée aux prémices de cette thèse. Tu as su croire en moi, quand tout n'était encore qu'une idée vague. Tu m'as aiguillée tout au long du chemin pour qu'au final je retrouve mon but de départ. En plus de m'offrir la possibilité de développer mes compétences, tu m'as offert l'opportunité de rencontrer ma vocation : les carrières ! Pour tout ça, je te serai éternellement reconnaissante. Tu as été mon mentor et tu m'as permis de me développer à la hauteur de mes ambitions. Merci également de m'avoir permis d'évoluer dans une telle équipe. Quatre ans, et pourtant j'ai l'impression de quitter ma famille. Merci pour tous ces colloques à l'étranger (le road trip en Finlande restera à jamais gravé dans ma mémoire). Merci pour toutes tes relectures de fond et nos discussions philosophiques, pour ton humour parfois déroutant et pour tes cocktails.

Arnaud, je tiens tout d'abord à te remercier pour ta disponibilité et ton efficacité. Ton sens logique est légendaire et j'ai beaucoup appris à tes côtés. Si tu m'as appris beaucoup dans ma thèse, tu as également été ma référence (avec Julien) pour toutes mes questions d'ordre pratique : de l'achat d'une maison en passant par les assurances, etc. Pour tout ça je te suis vraiment reconnaissante. Je tiens à te remercier pour ton humanité, ton humour (même si j'ai mis du temps à le comprendre) et ton habilité à partager tes connaissances et ce dans tous les domaines. Merci pour les bons moments passés à l'unité, pour tes bières et tes vins de fleurs maison !

Merci aux membres de mon comité de thèse, Marc Dufrêne, Adeline Fayolle, Gilles Colinet et Michael Rademacher, pour leur suivi et leurs précieux conseils d'année en année. Et merci à mon jury de thèse qui permettra l'aboutissement de cette rédaction.

Merci à tous mes co-auteurs d'articles pour leurs relectures assidues et constructives, et merci aux relecteurs anonymes des journaux pour la valeur ajoutée de leurs commentaires.

Je tiens à souligner que la réalisation de ce doctorat n'aurait pas été possible sans l'intervention financière du Fonds pour la Formation à la Recherche dans l'Industrie et dans l'Agriculture (FRIA), du Fonds National de la Recherche Scientifique (FNRS), que je remercie.

Merci à tous les carriés qui ont accepté de m'aider dans mes recherches. Merci pour votre accueil toujours chaleureux, pour toutes les visites de sites, les balades en 4x4 -ou même en camions de guerre- d'avoir parfois ressorti les archives pour répondre à mes questions pointilleuses, de ne pas avoir eu peur de déplacer des centaines de mètres cube de graviers/terre juste pour des tests et d'avoir toujours gardé l'esprit ouvert à la biodiversité. C'est en partie grâce à tout ça que je continue dans ce secteur. Je tiens également à remercier tous les participants, tant formateurs, que formés, des formations 'Mr et Mme Biodiversité' en carrière pour les échanges conviviaux et les bons moments en visites de carrière.

Merci à nos trois chefs d'unité : Grégory, Marc et Jan d'avoir construit le cadre de cette unité de recherche. Et merci aux deux piliers sans qui l'unité tournerait peut-être au chaos, ou en tout cas au ralenti : Catherine et Cynthia.

Merci à mes collègues, passés, présents et futurs. Même si je suis partie de l'unité, j'espère encore avoir l'occasion de partager ou travailler avec vous. Ces quatre années de doctorat m'ont permis de rencontrer de très belles personnes. Et grâce à vous elles ont été ponctuées d'échanges scientifiques et fondamentaux, mais aussi de nombreuses découvertes de terrain, de balades pour suivre des papillons (des oiseaux, des plantes etc), de rires, de discussions entre deux couloirs, le tout dans une atmosphère décontractée et une ouverture d'esprit énorme. Je tiens également à remercier mes collègues d'IMA-Europe de m'avoir accueillie au sein de leur équipe, pour leur soutien dans la finalisation de cette thèse et pour toutes les futures années à leurs côtés.

Je voudrais particulièrement remercier Mélanie Harzé qui était là dès le commencement et m'a vu m'épanouir petit à petit. Merci pour ton soutien, tes précieux conseils et ta façon positive et concrète de voir les choses. Tu m'as guidée et a été mon modèle durant ces quatre années. Je tiens également à remercier celles qui ont particulièrement embelli mon quotidien et m'ont soutenue: Julie Lebeau, Kathleen M., Marie A., Cynthia T. et Catherine M. Et merci à la bande 'de petits chiots' constituée par Maxime S., Sylvain B., Soizig L. et Aurélie H. pour tous ces bons moments en colloque.

Je tiens à remercier ceux qui ont partagé mon bureau, à différentes époques, et pour différents laps de temps : Justine M., Robin G., Roel U. et Fanny B. Je tiens particulièrement à remercier ceux qui m'y ont accueillie au tout début (et qui ont dû accueillir un esprit avide de savoir et rempli de questions) : Julie Lebrun, Julien P. et Maxime S. Ainsi évidemment, que tous ceux qui n'ont pas partagé mon bureau, mais qui étaient à l'unité pour égayer les journées et les temps de midi (William O., Aurélie H., Laura M., Thalès D., William C., Nastasia M. et bien d'autres).

Merci à mes deux TFistes, Alexis J. et Alicia J., et les étudiants que j'ai encadrés pour des projets de groupe. Merci de m'avoir écoutée, de m'avoir tant appris et merci pour les ballades en carrières !

Enfin... Mes amis, ma famille, mon mari et ma fille. Merci de colorer ma vie... Sans vous, la vie n'aurait aucun sens. Romain, merci d'être toujours à mes côtés et de me comprendre tellement bien. Merci pour tes encouragements, ton dévouement, ta patience, pour avoir rendu cette thèse réalisable, et pour tout ce que tu m'apportes au quotidien. À Annaëlle, merci pour toute la joie infinie que tu m'apportes chaque jour. À tous, merci d'embellir ma vie et déjà merci pour les merveilleuses années à venir !

Table des matières

RÉSUMÉ	5
ABSTRACT	7
REMERCIEMENTS	9
TABLE DES MATIÈRES	13
LISTE DES FIGURES	17
LISTE DES TABLEAUX	23
LISTE DES ABRÉVIATIONS	25
CHAPITRE 1: INTRODUCTION, OBJECTIFS ET STRATÉGIE SCIENTIFIQUE	27
INTRODUCTION	28
<i>Biodiversité en carrière : opportunités et enjeux.....</i>	<i>28</i>
<i>Restauration en carrière et habitats analogues.....</i>	<i>32</i>
<i>Résistance aux invasions végétales.....</i>	<i>46</i>
<i>Écologie fonctionnelle, élément essentiel pour la restauration.....</i>	<i>51</i>
OBJECTIFS ET STRATÉGIE SCIENTIFIQUE	69
<i>Objectifs.....</i>	<i>69</i>
<i>Cas d'étude : les zones sèches des carrières calcaires en Région Wallonne.....</i>	<i>71</i>
<i>Habitat cible étudié : les pelouses calcaires</i>	<i>76</i>
<i>Espèce invasives étudiées : Senecio inaequidens DC. et Buddleja davidii Franch.....</i>	<i>79</i>
CHAPTER 2: DEVELOPING BIODIVERSITY INDICATORS ON A STAKEHOLDERS' OPINIONS BASIS: THE GYPSUM INDUSTRY KEY PERFORMANCE INDICATORS FRAMEWORK	83
ABSTRACT	84
KEY WORDS	84
INTRODUCTION	85
MATERIAL AND METHODS	87
<i>Eurogypsum.....</i>	<i>87</i>
<i>General strategy.....</i>	<i>87</i>
<i>Building a maximum set of indicators</i>	<i>88</i>
<i>Building a consensus on stakeholder's priorities</i>	<i>88</i>
<i>Testing acceptability and feasibility in the gypsum industry.....</i>	<i>91</i>
<i>Quarry WG final decision and communication.....</i>	<i>94</i>
RESULTS AND DISCUSSIONS	95
<i>Survey: participation rates</i>	<i>95</i>
<i>Prioritization of indicator classes</i>	<i>96</i>
<i>Prioritization of individual indicators</i>	<i>96</i>
<i>Testing acceptability and feasibility in the gypsum industry.....</i>	<i>97</i>
<i>Quarry WG final decision and communication.....</i>	<i>100</i>
DISCUSSION.....	101
ACKNOWLEDGMENTS	103

**CHAPTER 3: NATURALLY RECRUITED HERBACEOUS VEGETATION IN ABANDONED
BELGIAN LIMESTONE QUARRIES: TOWARDS HABITATS OF CONSERVATION INTEREST
ANALOGUES?105**

ABSTRACT	106
KEY WORDS.....	106
INTRODUCTION	107
MATERIAL AND METHODS	109
<i>Study sites</i>	109
<i>Field data collection</i>	112
<i>Reference data collection</i>	113
<i>Data analysis</i>	113
RESULTS	114
<i>Taxonomic variation</i>	114
<i>Functional variation</i>	117
<i>Site trajectories</i>	120
DISCUSSION	121
IMPLICATION FOR CONSERVATION.....	123
ACKNOWLEDGMENTS	123
APPENDIX	123

**CHAPTER 4: COMPARISON OF MINING SPOILS TO DETERMINE THE BEST SUBSTRATE
FOR REHABILITATING LIMESTONE QUARRIES BY FAVORING NATIVE GRASSLAND SPECIES
OVER INVASIVE PLANTS126**

ABSTRACT	126
KEY WORDS.....	127
INTRODUCTION	127
MATERIAL AND METHODS	130
<i>Study sites</i>	130
<i>Experimental design</i>	130
<i>Data collection</i>	135
<i>Data analysis</i>	136
RESULTS	137
<i>Native vegetation establishment</i>	137
<i>Establishment of S. inaequidens</i>	140
<i>Establishment of B. davidii</i>	140
DISCUSSION	142
<i>Establishment of native vegetation</i>	142
<i>Invasive success</i>	143
CONCLUSIONS.....	145
ACKNOWLEDGMENTS	145

CHAPTER 5: WHICH FACTOR TO FAVOR NATIVE GRASSLAND SPECIES OVER <i>BUDDLEJA DAVIDII</i> INVASION ON OVERBURDEN SPOIL HEAP IN QUARRIES	147
ABSTRACT	148
KEY WORDS	149
INTRODUCTION	149
MATERIAL AND METHODS	151
<i>Study area</i>	151
<i>Experimental design</i>	151
<i>Data collection</i>	156
<i>Data analysis</i>	157
RESULTS	159
<i>Functional diversity</i>	159
<i>Native vegetation establishment</i>	160
<i>Establishment of B. davidii</i>	164
DISCUSSION.....	166
CONCLUSIONS.....	167
ACKNOWLEDGMENTS	167
CHAPITRE 6: DISCUSSION GÉNÉRALE.....	169
INDICATEURS ET ENJEUX DE BIODIVERSITÉ EN CARRIÈRE.....	170
HABITATS ANALOGUES EN RESTAURATION DE CARRIÈRE	172
APPORTS DE L'ÉCOLOGIE FONCTIONNELLE	176
<i>Cours de la succession fonctionnelle en zone sèche de carrière calcaire</i>	178
<i>Différences de temporalité et choix des espèces stress-tolérantes pour la</i> <i>restauration active</i>	181
LE SUBSTRAT, FACTEUR PRIMORDIAL DU SUCCÈS D'INSTALLATION D'UNE VÉGÉTATION D'INTÉRÊT ET DE RÉSISTANCE À L'INVASION	189
IMPLICATIONS POUR LA GESTION EN CARRIÈRE	191
<i>Les zones sèches des carrières calcaires de craie blanche ou dolomie</i>	192
<i>Les buttes de découverture à charge calcaire</i>	193
<i>Les zones sèches des carrières de calcaire dur</i>	195
CONCLUSION.....	199
RÉFÉRENCES	202
ANNEXES.....	236

Liste des Figures

Fig. 1.1 (1) Représentation des différents types d'habitats constitués au cours des activités extractives de granulats, adapté de Fediex et al. (2015): (1) butte de terre de découverte, constituée du raclage de la couche de terre arable, non-utilisée, au-dessus du gisement ; (2) gradins successifs (terrasses), issus de l'exploitation du gisement en palier, par tire de mine ; (3) falaises rocheuses obtenues à la fin de l'exploitation des gradins ; (4) éboulis rocheux ; (5) fond de fosse rocheux ; (6) stocks de matériaux produits ; (7) remblais de stériles (terres dites stériles, non commercialisables incluses dans le gisement). Ces différents habitats peuvent être plus ou moins naturellement recolonisés par la végétation, dépendant de la spatialisation des activités et qui peut être modifiée selon les nécessités de production au cours du temps.....29

Fig. 1.2 (2) Diversité des habitats créés par l'activité extractive. Photographies : carrières de Bossimé (Sagrex) et de Marchempé (Dolomies de Marche-les-Dames), en Belgique.....30

Fig. 1.3 (3) Schéma conceptuel de Lundholm and Richardson (2010, adapté) montrant des exemples de processus ou de structures écosystémiques selon deux gradients : (1) un gradient d'influence humaine décrivant dans quelle mesure une intervention active de l'homme a conduit aux conditions actuelles; (2) un gradient de nouveauté écologique décrivant la mesure selon laquelle l'écosystème est analogue aux écosystèmes naturels. Dans ce schéma, la gestion peut rendre des situations nouvelles plus analogues aux écosystèmes naturels. Lundholm and Richardson (2010) proposent que ceux-ci représentent des gradients continus, mais aucune tentative n'a été faite pour attribuer des positions dans un quadrant de la figure.33

Fig. 1.4 (4) Schéma conceptuel de restauration d'écosystèmes (a) dégradés, vers un écosystème de référence historique, selon le modèle traditionnel de restauration (SER, 2004) ; (b) nouveaux, à partir de substrats rocheux dénudés de carrière, vers un écosystème cible -différant de l'écosystème historique qui ne pourraient être atteint qu'en mettant en œuvre des moyens dépassant fortement les résultats escomptés- afin d'obtenir un écosystème analogue, suivant la trajectoire de l'écosystème naturel ciblé (selon le modèle proposé par Richardson et al., 2010). ..35

Fig. 1.5 (5) Potentiel des zones sèches des carrières calcaires à abriter spontanément des communautés diverses intéressantes pour la conservation et des espèces typiques des formations xériques. Carrière de Marchempé, Dolomies de Marche-les-Dames.....37

Fig. 1.6 (6) Schéma de la théorie des filtres qui régit les règles d'assemblage des communautés végétales, selon Lake et al. (2007, adapté).....39

Fig. 1.7 (7) Illustration du cours de la succession en carrière vers un stade forestier final. Carrière de Bossimé, Sagrex. 40

Fig. 1.8 (8) Existence d'un continuum entre les deux approches, qui sont souvent opposées, dans le cadre de la restauration en carrière : la succession spontanée (à gauche ; carrière de Loën, CBR) et la remise en état entièrement technique (à droite ; carrière de Beez, Sagrex). 41

Fig. 1.9 (9) Schéma simplifié de la réponse d'écosystèmes résistants (courbe bleue, résistant jusqu'à la deuxième perturbation) et résilients (courbe rouge), face aux perturbations. 44

Fig. 1.10 (10) Dominance de l'espèce invasive *Buddleja davidii* sur une butte de terre de découverture dans une carrière calcaire de la Région Wallonne. 48

Fig. 1.11 (11) Illustration simplifiée des trois approches de Funk et al. (2008), basées sur les traits fonctionnels des plantes, pour guider les efforts de restauration et assembler des communautés de plantes résistantes à l'invasion. (a) Communauté assemblée qui empêche l'installation d'une espèce invasive grâce à la présence d'un trait similaire à l'envahisseur. (b) Changement d'un des filtres écologiques (de dispersion, abiotique ou biotique) qui élargit ou déplace l'amplitude de trait potentiel de la communauté et sensibilise celle-ci à l'invasion. (c) Communauté assemblée qui empêche l'installation d'une espèce invasive grâce à la bonne dispersion des traits sur l'ensemble des niches vacantes. Traits fonctionnels (représentés par les symboles) : (a) qui permettent la résistance à l'invasion (en noir) ; (b) qui sont supprimés suite au changement dans le filtre écologique (en orange) ; (c) qui sont bien répartis sur l'entièreté des niches vacantes (en noir). Flèches rouges : résistance à l'invasion. Flèche verte : communauté plus sensible à l'invasion. 50

Fig. 1.12 (12) Diagramme triangulaire CSR présentant les trois stratégies adaptatives primaires extrêmes de Grime (2001) et les 16 autres stratégies adaptatives intermédiaires. 61

Fig. 1.13 (13) Processus de succession en relation avec la stratégie CSR (a) dans une succession secondaire, (b) dans une succession primaire dans un habitat dénudé, adapté de Grime (1987, 1988) et de Ecker and Rydin (2000). 63

Fig. 1.14 (14) Carrières actives en Région Wallonne en 2006, issu de Gosselin (2006). 71

Fig. 1.15 (15) Localisation des sites d'études selon les chapitres, en Région Wallonne. Chapitre 3 (Chap. 3), sites naturellement recolonisés par la végétation suite à l'abandon des activités extractives (restauration passive) depuis : 1, <3 ans ; 2, 3–20 ans ; et 3, >20 ans. Chapitre 4 et 5, sites où ont eu lieu les expériences de restauration active. Couleurs des symboles : black = site de calcaire dur, white = site de craie ou dolomie. 73

Fig. 1.16 (16) Photographies des 18 sous-sites de carrière calcaire étudiées dans le chapitre 3, naturellement recolonisées par la végétation suite à l'abandon des activités extractives depuis : 1, <3 ans (a) ; 2, 3–20 ans (b) ; et 3, >20 ans (c).74

Fig. 1.17 (17) Photographies des 3 sites de carrière calcaire sélectionnées dans le chapitre 4 (photos 1 à 2) et 5 (photos 3 à 4), pour la mise en place des expériences de restauration active de zones dénudées de carrière calcaire : (1) carrière d'Antoing, terrasse calcaire avant raclage ; (2) carrière de Monceau-sur-Sambre, butte de rejet de lavages calcaires ; (3) et (4) carrière de Beez, butte de terre de découverte calcaire.75

Fig. 1.18 (18) Diversité des pelouses calcaires selon l'exposition et la topographie. Exemple de gradient : (a) plateau couvert par une pelouse mésophile et (b,c) pentes plus ou moins fortes et exposées sud pouvant arborer une communauté plus xérophile. Photographies : Harzé (2017).77

Fig. 1.19 (19) Les deux espèces invasives les plus courantes et les plus problématiques en carrière calcaire Belge : (a, c) *Senecio inaequidens* DC., le sénécion du Cap et (d, e) *Buddleja davidii* Franchet, l'arbre aux papillons.79

Fig. 2.1 (20) Presentation of the general strategy of the study based on four main steps.87

Fig. 2.2 (21) Testing acceptability and feasibility of the maximum set of indicators with quarry directors and/or managers as well as with Eurogypsum environmental experts through the meetings and visits of three European quarries (from top to bottom: Spain, Germany and France) belonging to three main players in the gypsum industry: Saint-Gobain Gypsum, Knauf and Siniat.93

Fig. 3.1 (22) Location of the 18 subsites sampled (n = 360; time intervals after quarry abandonment (by site): 1, <3 y (Q1); 2, 3–20 y (Q2); and 3, >20 y (Q3)) in southern Belgium. Symbols: black = hard limestone, white = chalk and dolomite sites.110

Fig. 3.2 (23) Random selection of 20 square meter plots on each of the 18 subsites (n=360 quarry plots) and visual estimation of the percent cover of all higher plant species. Pictures taken in Lören quarry, CBR.112

Fig. 3.3 (24) NMDS ordination diagram of plant assemblages in quarry plots (n = 360) and reference plots (n = 53; Hm, hay meadows; Mg, mesophilous grasslands; Rg, rupicolous grasslands; and Xg, xerophilous grasslands). Squares represent centroids of quarry stages and reference habitats. (a) Time intervals after quarry abandonment: Q1, <3 y; Q2, 3–20 y; and Q3, >20 y. The end of the lines represents the ordination position of vegetation plots. (b) Species with greater than 30% correlation with the axes of the NMDS are pointed. Abbreviations of species names are denoted by the first four letters of the generic name and the first four of the specific epithet (for complete names, see the Appendix). (c) Lines indicate

trajectories, by site. Sites are indicated by different symbols (black = hard limestone sites, white = white chalk and dolomite sites). Numbers indicate the time intervals after quarry abandonment (by site): 1, <3 y (Q1); 2, 3–20 y (Q2); and 3, >20 y (Q3).115

Fig. 3.4 (25) CSR signatures of plant assemblages quarry plots (n = 360) and reference plots (n = 53; Hm, hay meadows; Mg, mesophilous grasslands; Rg, rupicolous grasslands; and Xg, xerophilous grasslands). Squares represent centroids of quarry stages and reference habitats. (a) Time intervals after quarry abandonment: Q1, <3 y; Q2, 3–20 y; and Q3, >20 y. The end of the lines represents the position of vegetation plots. (b) Lines indicate trajectories, by site. Sites are indicated by different symbols (black = hard limestone sites, white = white chalk and dolomite sites). Numbers indicate the time intervals after quarry abandonment (by site): 1, <3 y (Q1); 2, 3–20 y (Q2); and 3, >20 y (Q3)...... 118

Fig. 4.1 (26) Experimental design at Monceau site..... 131

Fig. 4.2 (27) Preparation of the mixtures in the laboratory and sowing material on the field. 133

Fig. 4.3 (28) Determination in laboratory of the germination rate of the 14 native and 2 invasive species seeds used in the experiment. 134

Fig. 4.4 (29) Native vegetation cover relative to bedding material, for each seed mixture separately, in (a) 2015 and (b) 2016. Abbreviations for bedding materials: b= bedrock, g= gravel, and d= dust. Numbers denote seed mixture: 0= no-sowing treatment, 1=low FD seed mixture, 2=medium FD seed mixture and 3=high FD seed mixture. Gray parts of bars represent native species sown in the experiment, while unshaded parts represent naturally recruited species. For each seed mixture separately, the p value refers to the effect of bedding material in the linear mixed-effects model and different letters above bars denote significant differences among bedding materials based on a Tukey's comparison test. 138

Fig. 4.5 (30) Species response curves of the number of individuals of sown native (n = 14) and invasive species (*B. davidii* and *S. inaequidens*) in 2016 relative to the bedding material tested: bedrock, gravel, and dust. Curves functions were created from vioplot package (R-software). Plain black dots denote median number of individuals; gray rectangles are boxplots with lines representing the lower and upper limits of the first and third quartiles. Light gray areas are species-specific densities of number of individuals (i.e., response curves) on each bedding material.139

Fig. 4.6 (31) Cover, number of individuals, and flower head production per plot (FHPp) relative to bedding material (bedrock, gravel and dust) for (a) 2015 *S. inaequidens* data, (b) 2016 *S. inaequidens* data, and (c) 2016 *B. davidii* data. Results for *B. davidii* in 2015 are not shown because relative abundance was too low to be tested. P values in the up-left corner of each graph refer to the effect of bedding material in the linear mixed-effects model and different letters above bars denote

significant differences among bedding materials based on a Tukey's comparison test. Significant p values are in bold (n.t.= not tested).141

Fig. 5.1 (32) Field experiment on a spoil heap in Beez quarry (background: a large overburden spoil heap with a settling pond; on the front: the studied large, flat and young non-spontaneously revegetated area).....152

Fig. 5.2 (33) Experimental design in Beez quarry (a) spoil heap soil treatment strip- left view of the complete experiment field and (b) gravel addition soil treatment strip - right view of the complete experiment field.152

Fig. 5.3 (34) Relation between (a) native cover in 2016 and realized functional diversity (FD) in the sown plots; and relation between realized FD in the sown plots according to sown FD of the seed mixtures used in the plots on (b) gravels and (c) bedrock soil treatments.....159

Fig. 5.4 (35) Native vegetation cover relative to soil treatment, (a) for each seed mixture separately and (b) for all seed mixtures together, in 2015 and 2016. Left-black bars represent spoil heap soil treatment and right-gray bars represent gravels soil treatment. Coloured parts of bars represent native species sown in the experiment, while unshaded parts represent naturally recruited species. Seed mixture: C= no-sowing treatment, L=low FD seed mixture, M=medium FD seed mixture and H=high FD seed mixture. Numbers denote the species composition of the seed mixtures inside each FD level (L1-3, M1-3 and H1-3). For each seed mixture separately, the p value refers to the effect of soil treatment in the linear mixed-effects model and different letters above bars denote significant differences among soil treatment based on a Tukey's comparison test.....161

Fig. 5.5 (36) Species response curves of the cover (in %) of sown native (n = 24), in 2016 relative to the soil treatment tested: spoil heap and gravels. Curves functions were created from vioplot package (R-software). Plain black dots denote median cover; gray rectangles are boxplots with lines representing the lower and upper limits of the first and third quartiles. Light gray areas are species-specific densities of cover (i.e., response curves) on each soil treatment.163

Fig. 5.6 (37) Cover, number of individuals, and flower head production per plot (FHPp) relative to soil treatment (spoil heap and gravel), for (a) 2015 data and (b) 2016 data. Results for cover and FHPp in 2015 are not shown because relative abundance was too low to be tested. P values in the up-left corner of each graph refer to the effect of soil treatment in the linear mixed-effects model and different letters above bars denote significant differences among soil treatment based on a Tukey's comparison test. Significant p values are in bold (n.t.= not tested).165

Fig. 6.1 (38) Résumé graphique des implications pour la restauration en carrière, en prenant en compte les résultats de succession écologique du chapitre 3 (CH.3).175

Fig. 6.2 (39) Comparaison entre les patterns de succession mis en évidence dans le chapitre 3 et les processus de succession selon la théorie de Grime (a) dans une succession secondaire, (b) dans une succession primaire dans un habitat dénudé, adapté de Grime (1987, 1988) et de Ecke and Rydin (2000). Chapitre 3 : signatures CSR des assemblages de plantes dans les quadras de zones sèches des carrières calcaires étudiés en Région Wallonne (n=360) et les quadras de référence (n = 53; Hm, prairies de fauche; Mg, pelouses mésophiles; Rg, pelouses rupicoles; and Xg, pelouses xérophiles). Les carrés représentent les centroïdes des stades de colonisations en carrière et les habitats de référence. Intervalles de temps après l'abandon de la carrière: Q1, <3 ans; Q2, 3–20 ans; et Q3, >20 ans. La fin des lignes représente la position des quadras de végétation. 177

Fig. 6.3 (40) Illustration du charroi existant en carrière. Carrière de Loën, CBR.178

Fig. 6.4 (41) Représentation du filtre additionnel anthropique existant en carrière (constitué par le déplacement des véhicules des carrières, le mouvement des personnes y travaillant et le mouvement continu de décharge de remblais), selon l'hypothèse de Gilardelli et al. (2015) et favorisant les espèces rudérales dans les premiers stades de la succession ; dans le schéma des règles d'assemblage des communautés végétales de Lake et al. (2007, adapté), comprenant les trois filtres communément considérés (dispersion, abiotique et biotique). 179

Fig. 6.5 (42) Signature CSR et niveau de succès global d'installation sur les substrats les plus favorables (chapitre 4 : poussière et chapitre 5 : graviers), des 25 espèces et des deux espèces invasives semées dans les chapitres 4 et 5 (restauration active). La couleur des espèces représente leur succès global (voir légende). Flèche bleue : patterns globaux de succession mis en évidence dans le chapitre 3. Flèches noires : processus de succession selon la théorie de Grime (flèche noire, (a) dans une succession secondaire, (b) dans une succession primaire dans un habitat dénudé. 187

Fig. 6.6 (43) Résumé graphique des implications pour la restauration en carrière, en prenant en compte les résultats du chapitre 3 concernant la restauration passive (CH.3) et les tests de restauration active des chapitres 4 (CH.4) et 5 (CH.5), et les résultats mis en évidence dans la discussion, chapitre 6 (CH.6). 191

Fig. 6.7 (44) Illustration d'une zone sèche (terrasse en premier plan) de carrière calcaire de craie blanche ou dolomie, bordée de l'espèce invasive *Buddleja davidii*. Carrière de Loën, CBR. 192

Fig. 6.8 (45) Illustration d'une butte de découverture à charge calcaire (à gauche). Carrière de Beez, Sagrex. 193

Fig. 6.9 (46) Illustration d'une zone sèche de carrière de calcaire dur (au premier plan). Carrière de Gourdinne, Sagrex. 195

Liste des Tableaux

Tableau 1.1 (1) Exemples de traits fonctionnels plus ou moins difficiles à mesurer en relation avec les trois défis environnementaux majeurs auxquelles les espèces doivent faire face, d’après Weiher et al (1999).53

Tableau 1.2 (2) Base de l’évolution des trois stratégies CSR des plantes vasculaires selon Grime (2001), directement adapté de Grime (2001).61

Table 2.1 (3) Presentation of the main results of the study: (i) ranks and weights obtained by the Analytic Hierarchy Process (AHP) for the prioritization of indicator classes (ICs); (ii) the Low-Medium-High importance (LMH) evaluation for individual indicators, the six most important indicators (in bold) and the overall conclusions on the importance of all the indicators for stakeholder groups (Conclusions); (iii) the analysis of the Environmental Impact Assessments (EIAs) and the global opinions of the three quarries visited (Quarries) in order to test the acceptability and feasibility of the indicators framework in the gypsum industry (Feasibility); (iv) the proposal framework based on the prioritization of indicators by external stakeholders and the feasibility in the gypsum industry (proposal); (v) final framework decision of the Quarry Working Group of Eurogypsum (Final).89

Table 2.2 (4) Example of the consensus scale defined on the basis of the overall mean percentages of choices for each Low-Medium-High (LMH) importance level for indicators (Overall mean percentage %), used to prioritize individual indicators importance for stakeholder groups.92

Table 2.3 (5) Presentation of the number of recipients, the number of complete answers and the participation rates, for the policy Delphi survey by stakeholder group.....95

Table 2.4 (6) Presentation of the three quarries’ (France, Spain, and Germany) opinions and global opinions on the acceptability and feasibility of each indicator. 99

Table 3.1 (7) Main characteristics of the 18 subsites studied (six quarry sites, 360 sampled quarry plots) including the surface of dry calcareous grasslands (rupicolous, mesophilous and xerophilous grasslands) and hay meadows habitat-types mapped within a 5-km radius of the subsite.....111

Table 3.2 (8) Mean species richness/m² of plant assemblage in quarry plots (n = 360) and reference plots (n = 53) with standard error terms, percentage of shared species between groups and NMDS inter- and intra-group distance.....116

Table 3.3 (9) Mean species richness/m² of plant assemblage in quarry plots (n = 360) and reference plots (n = 53) with standard error terms, percentage of shared species between groups and NMDS inter- and intra-group distance.....119

Table 4.1 (10) Species composition of the three seed mixtures (M1-3) with differing functional diversity (FD): M1 = low FD, M2 = medium FD, M3 = high FD. 131

Table 4.2 (11) Values and variable type of functional traits (related to establishment and persistence) considered for the preparation of the three seed mixtures of contrasting functional diversity (FD). 132

Table 4.3 (12) Average with standard error and range of sown invasive (*S. inaequidens* and *B. davidii*) cover, recruitment (N ind.) and flower head production per plot (FHPP) during both years of the experiment. 141

Table 5.1 (13) Species composition of the nine seed mixtures (L1-3, M1-3, H1-3) with differing functional diversity (FD): L = low FD, M = medium FD, H = high FD, each level having a most different species composition possible..... 154

Table 5.2 (14) Values and variable type of functional traits (related to establishment and persistence) considered for the preparation of the three seed mixtures of contrasting functional diversity (FD). 155

Table 5.3 (15) Average with standard error and range of sown invasive *B. davidii* cover, recruitment (N of individuals) and flower head production per plot (FHPP) during both years of the experiment. 164

Tableau 6.1 (16) Conditions établissant le niveau de succès global d'installation des 25 espèces de pelouses calcaire semées dans les chapitres 4 (n=14) et 5 (n=23), sur les substrats les plus favorables, mis en évidence dans les chapitres 4 et 5, pour une restauration active en carrière (chapitre 4: poussière, 0-0.5 mm et chapitre 5: graviers à large spectre 0-30 mm), selon leur pourcentages d'occurrences respectives sur ces substrats, au sein des quadrats suivis dans les chapitres 4 et 5 en 2016. 184

Tableau 6.2 (17) Niveau de succès global d'installation des 25 espèces de pelouses calcaire semées dans les chapitres 4 (n=14) et 5 (n=23), sur les substrats les plus favorables, mis en évidence dans les chapitres 4 et 5, pour une restauration active en carrière (chapitre 4: poussière, 0-0.5 mm et chapitre 5: graviers à large spectre 0-30 mm), selon leur pourcentages d'occurrences respectives sur ces substrats, au sein des quadrats suivis dans les chapitres 4 et 5 en 2016. 185

Tableau 6.3 (18) Niveau de succès global d'installation des 25 espèces semées dans les chapitres 4 et 5 (restauration active) sur les substrats les plus favorables (chapitre 4: poussière et chapitre 5: graviers), en relation avec leur traits fonctionnels individuels pris en compte pour la confection des mélanges de niveaux de diversité fonctionnelle différents et leur stratégie CSR. 186

Liste des Abréviations

<i>B. davidii</i>	<i>Buddleja davidii</i> Franchet
<i>S. inaequidens</i>	<i>Senecio inaequidens</i> DC.

Chapitre 1

DF	Diversité fonctionnelle
TFPs	Types fonctionnels de plantes
CSR	Stratégies adaptatives des plantes selon Grime (2001)
	Espèces Compétitrices, Stress-tolérantes et Rudérales

Chapter 2

AHP method	Analytic Hierarchy Process method
EIA	Environmental Impact Assessment
KPI	Key Performance Indicator
Quarry WG	Quarry Working Group
LMH evaluation	Low-Medium-High importance evaluation
Ind.	Indicator
IC	Indicator class

Chapter 3

CSR	Grime's competitor, stress tolerator and ruderal plant strategies
EU	European
NMDS	2-dimensional non-metrical multidimensional scaling
ANOSIM	Pairwise analysis of similarities
Hm	Hay meadows
Mg	Mesophilous grasslands
Rg	Rupicolous grasslands
Xg	Xerophilous grasslands
Q1, Q2, Q3	Time intervals after quarry abandonment: Q1, <3 y; Q2, 3–20 y; and Q3, >20 y

Chapter 4

<i>FHPp</i>	Flower Head Production of a species per plot
FD	Functional diversity
Bedrock (b)	Bedding material: limestone bedrock (terrace)
Gravel (g)	Bedding material: limestone gravel, granular (20-30 mm) spoil (product)
Dust (d)	Bedding material: limestone dust, fine-grained (0-0.5 mm) spoil (by-product)

Chapter 5

<i>FHPp</i>	Flower Head Production of a species per plot
FD	Functional diversity
SC	Species composition
Spoil heap	Soil treatment: spoil heap bare ground
Gravels	Soil treatment: limestone gravels addition, large spectrum granulometry 0-30 mm

1

Introduction, objectifs et stratégie scientifique



Carrière de Landelies, Calcaires de la Sambre (Belgique)

CHAPITRE 1: Introduction, objectifs et stratégie scientifique

Introduction

Biodiversité en carrière : opportunités et enjeux

L'ensemble des écosystèmes mondiaux ont été modifiés, localement et globalement, par les activités humaines, par altération directe de leur composition en espèces, par la modification de leurs conditions physico-chimiques et/ou par l'impact des espèces exotiques invasives (Hobbs et al., 2006; Sanderson et al., 2002; Williamson and Fitter, 1996). Ces facteurs ont conduit à une dégradation considérable du fonctionnement des systèmes écologiques et de leur capacité à fournir des services au bénéfice des sociétés humaines (Chapin et al., 2000; Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Dans ce contexte de menace, la conservation et la restauration de la biodiversité et des écosystèmes sont plus que jamais nécessaires. La plupart du temps, elles se concentrent sur des écosystèmes déjà protégés, mais il a souvent été démontré que ce n'est pas suffisant pour préserver la biodiversité sur Terre (Hobbs and Harris, 2001; Jordan et al., 1988). Bien qu'ils diffèrent des écosystèmes naturels, les écosystèmes anthropogènes peuvent, dans certains cas, être considérés comme analogues aux habitats naturels, et peuvent présenter des opportunités pour la conservation de la biodiversité (Lundholm and Richardson, 2010). La diversité biologique des écosystèmes anthropiques peut provenir de la recolonisation spontanée après élimination ou réduction des perturbations (restauration passive) ou être modelé par des interventions humaines actives pour assister ou accélérer la trajectoire écologique (restauration active; Benayas et al., 2008). Dans tous les cas, l'un des défis majeurs avec ces écosystèmes présentant de nouvelles conditions est d'identifier à quel écosystème naturel ils peuvent être analogues (afin de définir de nouvelles cibles de restauration) et de comprendre leurs trajectoires écologiques afin de pouvoir adopter les techniques de restauration adaptées.

Les sites où sont menées des activités d'extraction de matières premières constituent des écosystèmes anthropiques qui présentent des caractéristiques qui les rendent favorables à la conservation de la biodiversité, pendant et après l'exploitation (Tischew and Kirmer, 2007).

En particulier, dans les carrières abandonnées, l'hétérogénéité (physico-chimique) du substrat, combinée avec diverses conditions hydrologiques, topographiques et géologiques fournit de nombreuses niches distinctes, qui soutiennent l'installation d'une flore et d'une faune diversifiées. Ces sites sont généralement caractérisés par de grandes surfaces de sol dénudé et une faible productivité, des conditions rares dans les paysages anthropogènes. De plus, dans les carrières actives, l'arrêt successif des activités extractives dans différentes zones crée une variété d'étapes de recolonisation des habitats au sein d'un même site (Prach et al., 2013; Fig. 1.1). Les carrières peuvent promouvoir la faune en devenant des refuges pour la nature à travers le développement d'habitats non permanents et diversifiés dans des paysages homogènes (Fig. 1.2). Il a été démontré à travers de nombreuses études qu'une gestion adéquate des carrières peut améliorer considérablement la biodiversité (e.g. Heneberg et al., 2013; Lundholm and Richardson, 2010; Šálek, 2012; Tropek et al., 2012, 2010).

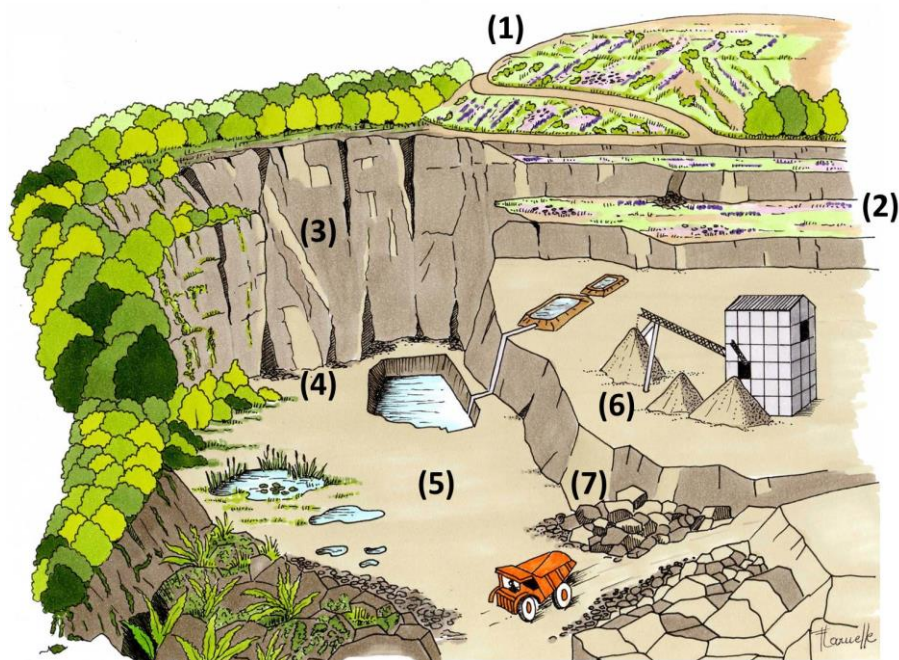


Fig. 1.1 (1) Représentation des différents types d'habitats constitués au cours des activités extractives de granulats, adapté de Fedix et al. (2015): (1) butte de terre de découverte, constituée du raclage de la couche de terre arable, non-utilisée, au-dessus du gisement ; (2) gradins successifs (terrasses), issus de l'exploitation du gisement en palier, par tire de mine ; (3) falaises rocheuses obtenues à la fin de l'exploitation des gradins ; (4) éboulis rocheux ; (5) fond de fosse rocheux ; (6) stocks de matériaux produits ; (7) remblais de stériles (terres dites stériles, non commercialisables incluses dans le gisement). Ces différents habitats peuvent être plus ou moins naturellement recolonisés par la végétation, dépendant de la spatialisation des activités et qui peut être modifiée selon les nécessités de production au cours du temps.



Fig. 1.2 (2) Diversité des habitats créés par l'activité extractive. Photographies : carrières de Bossimé (Sagrex) et de Marchempé (Dolomies de Marche-les-Dames), en Belgique.

Cependant, les substrats générés par l'activité extractive sont souvent constitués de roche et sols nus, présentant de fortes contraintes environnementales. Il a déjà été démontré que si l'objectif de la restauration est d'établir une communauté intéressante de plantes natives, les conditions du sol doivent généralement être considérablement améliorées (Oliveira et al., 2011). Les problèmes les plus difficiles à résoudre pour améliorer les conditions du substrat se rencontrent dans les sections de carrières les plus gravement dégradées, celles ayant subi une extraction de matière, un épuisement des sols et une excavation en profondeur de la topographie d'origine (Clemente et al., 2004; Heneghan et al., 2008). Plus spécifiquement, les substrats rocheux des terrasses (gradins) peuvent être des environnements particulièrement stressants pour l'installation des plantes, caractérisés par un drainage excessif, exacerbé par des processus d'érosion physiques et chimiques (Sort and Alcañiz, 1996). Il a déjà été démontré également que les buttes de terres de décououvertes et les remblais de stériles, constitués de terre extrêmement remaniées et excavée parfois de profondeurs de 30 mètres ou plus, nécessitent un substrat supplémentaire pour améliorer la croissance des plantes, par l'application de terre végétale ou des améliorations intensives du sol (Carrick and Krüger, 2007). En ce sens, il existe des opportunités spécifiques en carrière d'utiliser les produits directement générés par l'exploitation, pour améliorer les conditions abiotiques de ces zones dans le cadre de restaurations. Parmi les produits disponibles en carrière calcaire, les graviers (produits) et la poussière calcaire (sous-produit), sont des matériaux directement disponibles en carrière, qui peuvent présenter des potentialités pour établir des conditions susceptibles de soutenir l'installation d'une végétation indigène. Les graviers et la poussière calcaire ont une granulométrie différente, ce qui influence le drainage et les conditions microtopographiques. L'addition de ces différents substrats sur un raclage des conditions initiales (terrasse et butte de découverture) sera testée à travers les chapitres 4 et 5.

D'autre part, l'exploitation extractive représente une activité économique significative dans de nombreux pays à travers le monde (International Council on Mining and Metals, 2010). La demande en matière premières continuant d'augmenter avec la croissance démographique constante, il est évident que le secteur carrières continuera et s'étendra dans des régions de plus en plus éloignées (European Commission, 2010). En carrière, l'accès aux ressources est couramment lié à la démonstration de durabilité environnementale d'un projet d'extraction tout au long du cycle d'exploitation (Amankwah and Anim-Sackey, 2004; Azapagic, 2004; Hilson and Murck, 2000; Soares et al., 2004). Un grand nombre de sociétés extractives englobent la biodiversité dans leurs engagements afin d'établir et maintenir une "licence d'exploitation" sociale ou fonctionnelle (Azapagic, 2004; International Council on Mining and Metals, 2010; Jenkins and Yakovleva, 2006). Il y a donc une demande croissante du secteur pour restaurer les carrières après l'exploitation et trouver les meilleures techniques pour concilier la biodiversité avec leurs activités (Clemente et al., 2004; Heneghan et al., 2008).

Il est reconnu que la nature en carrière est fortement liée à : (i) la restauration et les actions de gestion qui y sont menées (e.g. Heneberg et al., 2013; Lundholm and Richardson, 2010; Šálek, 2012; Tropek et al., 2012, 2010); (ii) aux habitats d'intérêt qui s'y développent (e.g. Davis, 1979, 1976; Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013; Řehouňková and Prach, 2010; Tropek et al., 2010; Ursic et al., 1997) ; (iii) aux espèces natives associées qu'elles peuvent abriter (e.g. Ash et al., 1995; Beneš et al., 2003; Davis, 1979; Sporton et al., 2009; Tropek et al., 2010; Tropek and Konvicka, 2008) ; (iv) ainsi qu'aux espèces invasives qui peuvent les coloniser (Prach et al., 2011; Prach and del Moral, 2015; 2008). À l'échelle européenne, en tant que secteur industriel, l'exploitation extractive est en demande d'une stratégie biodiversité coordonnée et basée sur des critères spécifiques à partir desquels les résultats peuvent être planifiés et leur réalisation mesurée (European Commission, 2010). Pour ce faire, des indicateurs efficaces sont nécessaires pour mettre en place des systèmes appropriés de reporting de ces efforts et démontrer que les carrières sont gérées de manière à leur permettre de maintenir/promouvoir leur biodiversité. Ce secteur a également besoin de connaître les enjeux principaux liés à la conservation de la nature en carrière à l'échelle européenne, afin de rassembler ses efforts de restauration et de gestion sur des actions pertinentes et acceptées par tous. Ces derniers éléments constituent l'objectif du chapitre 2 de ce manuscrit.

Parallèlement, les habitats anthropogènes constitués par les carrières peuvent former des opportunités particulièrement intéressantes pour étudier les successions écologiques. En effet, l'arrêt successif des activités au sein d'une même carrière constitue un modèle intéressant pour étudier les trajectoires de successions au départ d'un sol nu rocheux (succession primaire ; Fig. 1.1). Pour les mêmes raisons, elles constituent une opportunité spécifique pour l'étude des interactions entre les plantes et le sol qui s'y développent, ainsi que l'étude de la résistance aux invasions biologiques qui sont souvent favorisées sur ce type de substrat perturbé.

Restauration en carrière et habitats analogues

Habitats analogues, nouvelles cibles de restauration

Les perturbations d'origine anthropique sur les écosystèmes naturels constituent un phénomène de préoccupation à l'échelle mondiale. La nature, l'étendue et l'ampleur de ces perturbations sont stupéfiantes. Il a été estimé que plus d'un tiers de la surface de la Terre a été transformée par l'activité humaine (Peter M Vitousek et al., 1997). L'exploitation minière et l'introduction d'espèces exotiques sont listées par Bazzaz (1983) parmi deux des sept principales causes de perturbations anthropiques, parmi entre autres le défrichement de la végétation naturelle pour l'agriculture.

D'un point de vue écologique, les systèmes anthropogènes diffèrent de manière substantielle des habitats naturels qu'ils remplacent (Fig. 1.3) : les nouvelles combinaisons de conditions environnementales (climatique, de sol, d'hydrologie, de productivité, de toxines) et d'organismes (composition en espèce et interactions) qu'ils arborent, diffèrent fortement des conditions existantes avant les altérations humaines (Choi, 2007).

Hobbs et al. (2006) définissent les nouveaux écosystèmes (aussi appelés émergeants par Milton, 2003) comme étant des écosystèmes présentant de nouvelles combinaisons d'espèces en composition ou abondance (des configurations d'espèces qui n'ont jamais été observées précédemment, historiquement, dans le biome considéré) et/ou de nouvelles combinaisons abiotiques. Ils peuvent découler de changements environnementaux anthropogéniques, de changement d'occupation du sol, des invasions par des espèces exotiques, ou la combinaison de ces trois facteurs.

Il a été démontré que restaurer ces nouveaux écosystèmes vers leurs conditions d'origine serait très difficile à accomplir, les coûts devant être mis en œuvre ne justifiant pas les résultats que l'on pourrait escompter (Choi, 2007) ; ces écosystèmes se distinguant des habitats qu'ils remplacent de par leur structure et fonction, en raison des modifications en disponibilité en ressources, intensité des stress, régime de perturbations et changements dans les arrangements spatiaux des composantes de l'écosystème (Kozlov and Zvereva, 2007). Ces phénomènes ont souvent été étudiés le long de gradients d'influence anthropiques, où le plus grand degré de nouveauté écologique (illustré par une perturbation accrue et une pression de propagules d'espèces non indigènes) est associé au plus grand impact humain (Guntenspergen and Levenson, 1997). Peu de recherches ont décrit ces nouveaux écosystèmes, en particulier leurs trajectoires écologiques, leur stabilité, leur résilience ou les coûts et bénéfices pour la société. Ce manque peut constituer un frein à une gestion adéquate de ces écosystèmes (Milton, 2003).

Les habitats analogues sont définis comme étant des écosystèmes anthropogéniques capables de soutenir la biodiversité indigène en raison de leur ressemblance structurelle ou fonctionnelle avec des écosystèmes naturels, des habitats ou des microsites qui peuvent être présents dans la région, mais qui ne font pas partie de l'écosystème historique d'un site particulier (Lundholm and Richardson, 2010; Fig. 1.3).

Parfois l'influence humaine est telle que l'écosystème nouveau qui en découle n'a pas d'analogue dans les habitats naturels. Cependant, lorsque les activités humaines peuvent produire des habitats analogues aux habitats naturels, tels que des murs de pierre semblables aux falaises naturelles, les habitats fortement influencés par des activités anthropiques actuelles ou historiques peuvent être écologiquement analogues aux habitats naturels. L'identification d'habitats analogues potentiel a un grand rôle à jouer dans l'amélioration de la conservation de la biodiversité et des services écosystémiques dans les écosystèmes anthropogéniques (Lundholm and Richardson, 2010).

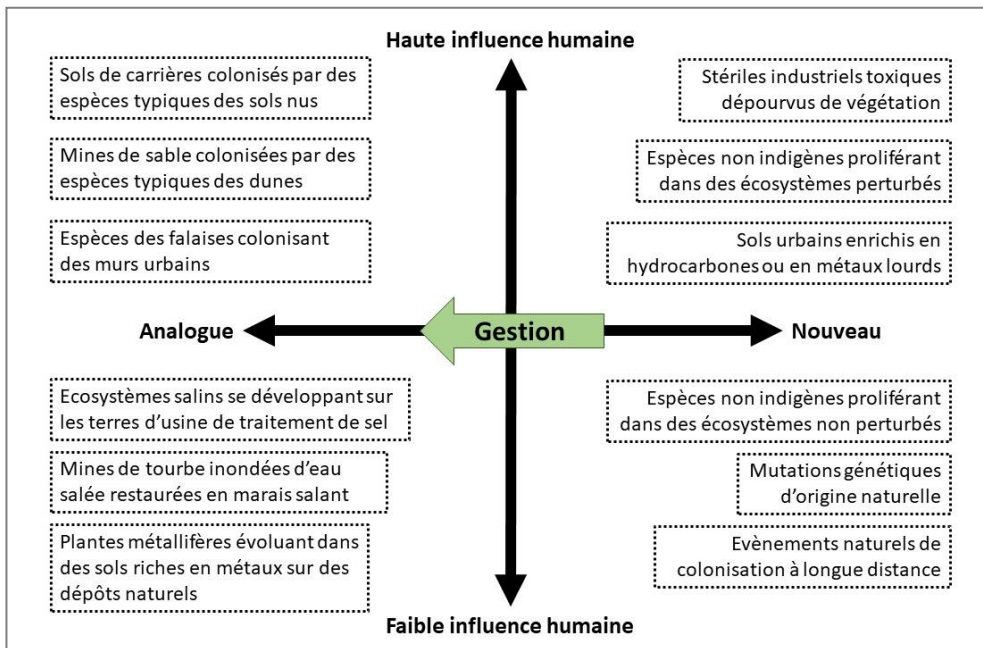


Fig. 1.3 (3) Schéma conceptuel de Lundholm and Richardson (2010, adapté) montrant des exemples de processus ou de structures écosystémiques selon deux gradients : (1) un gradient d'influence humaine décrivant dans quelle mesure une intervention active de l'homme a conduit aux conditions actuelles; (2) un gradient de nouveauté écologique décrivant la mesure selon laquelle l'écosystème est analogue aux écosystèmes naturels. Dans ce schéma, la gestion peut rendre des situations nouvelles plus analogues aux écosystèmes naturels. Lundholm and Richardson (2010) proposent que ceux-ci représentent des gradients continus, mais aucune tentative n'a été faite pour attribuer des positions dans un quadrant de la figure.

Traditionnellement, la restauration écologique peut se définir comme une action intentionnelle qui initie ou accélère l'autoréparation d'un écosystème dégradé, en respectant sa santé, son intégrité et sa gestion durable et en atteignant un écosystème référence historique résilient (SER, 2004; Fig. 1.4a). Dans de nombreux cas, la restauration écologique se heurte à la difficulté d'identifier les écosystèmes références ou au fait que le système a franchi un stade de dégradation tel que son retour à un stade historique est peu probable (Choi, 2007). Comme vu précédemment, c'est particulièrement vrai pour les écosystèmes anthropiques, où les conditions environnementales et les organismes présents diffèrent fortement des habitats naturels (Hobbs et al., 2009; Lundholm and Richardson, 2010; Seastedt et al., 2008).

Cependant, comme il a déjà été démontré que certains de ces écosystèmes anthropogènes peuvent être analogues à des écosystèmes naturels, une nouvelle approche de la restauration est alors de considérer que même si la restauration vers un état historique n'est jamais atteinte, les objectifs de restaurations peuvent être accomplis en utilisant ces écosystèmes naturels comme nouvelle cible de restauration (Richardson et al., 2010; Fig. 1.4b).

Parmi les écosystèmes industriels, l'extraction et le traitement des agrégats et des minéraux produisent souvent des environnements particulièrement perturbés caractérisés par des substrats grossiers, pauvres en éléments nutritifs ou chimiquement pollués, soumis à des sécheresses intenses et à des inondations prolongées (Richardson et al., 2010). Cependant, il a déjà été démontré que certains de ces sites industriels peuvent être analogues à des écosystèmes naturels, suggérant que les objectifs de réhabilitation peuvent être accomplis même si la restauration vers un état historique n'est jamais atteinte, en utilisant ces écosystèmes naturels comme cible de reconstruction et les sites industriels comme habitat pour la conservation d'espèces et de communautés d'intérêt (Fig. 1.4; Richardson et al., 2010).

Les preuves de l'existence de tels analogues proviennent du fait que ces sites industriels peuvent attirer des communautés qui sont nouvelles localement, mais qui peuvent montrer des ressemblances avec des types d'écosystèmes spécifiques au niveau régional (Tomlinson et al., 2008; Tropek et al., 2010). De nombreuses études ont démontré que les espèces indigènes peuvent prospérer dans ces écosystèmes postindustriels, à condition que les conditions du microclimat soient réunies et que les propagules soient disponible (Ash et al., 1995; Herath et al., 2009).

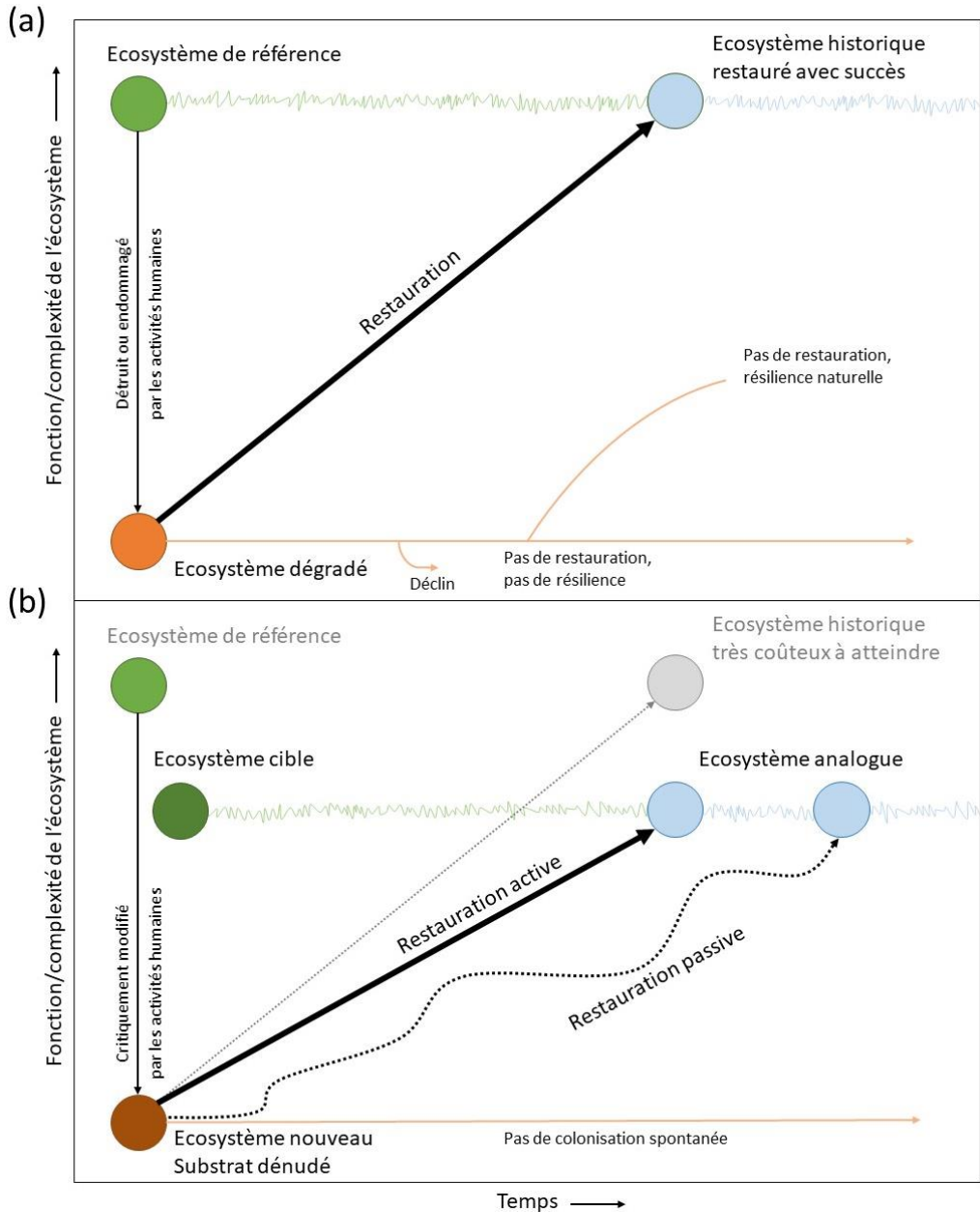


Fig. 1.4 (4) Schéma conceptuel de restauration d'écosystèmes (a) dégradés, vers un écosystème de référence historique, selon le modèle traditionnel de restauration (SER, 2004) ; (b) nouveaux, à partir de substrats rocheux dénudés de carrière, vers un écosystème cible -différent de l'écosystème historique qui ne pourraient être atteint qu'en mettant en œuvre des moyens dépassant fortement les résultats escomptés- afin d'obtenir un écosystème analogue, suivant la trajectoire de l'écosystème naturel ciblé (selon le modèle proposé par Richardson et al., 2010).

Les carrières de roches dures sont caractérisées par des parois escarpées, et des substrats rocheux plats ou peu profonds sujets à la sécheresse et aux inondations, en raison de leur altération hydrologique et géomorphologique. Dans les zones de faible altitude (comme en Belgique), l'extraction se déroule en dessous du niveau de la nappe phréatique et conduit souvent à la création de plans d'eau profonds après l'exploitation. Ces conditions sont particulièrement stressantes et empêchent la colonisation de la plupart des propagules des écosystèmes originels adjacents. Pourtant, de nombreuses études, en Europe tempérée, ont démontré que ces carrières après l'exploitation peuvent abriter des assemblages d'espèces herbacées extrêmement diversifiés, y compris des espèces rares et endémiques (Davis, 1979, 1976; Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013; Řehouňková and Prach, 2010; Tropek et al., 2010).

Plus particulièrement, les carrières calcaires fournissent de larges surfaces de roche mère calcaire dénudée, associées à une faible productivité et assujetties à une forte sécheresse (Fig. 1.5). Dès 1980, il a été démontré que ces conditions extrêmement stressantes de sols pauvres et xériques, peuvent abriter des communautés diverses intéressantes pour la conservation et des espèces typiques des formations xériques (Davis, 1979). Au Royaume-Uni, les sites d'extraction calcaire abritent des formations diversifiées typiques des prairies calcaires (Ratcliffe, 1974). En République Tchèque, les planchers de carrière calcaire hébergent des espèces d'araignées (Tropek and Konvicka, 2008), de papillons (Beneš et al., 2003), de plantes et d'arthropodes (Tropek et al., 2010), caractéristiques des landes et des broussailles xériques rares. Tandis que les parois des carrières de l'Ontario sont spontanément colonisées par une végétation indiscernable des communautés naturelles des flancs de falaises (Ursic et al., 1997). Les fosses d'extraction de graviers et de sable en République Tchèque se sont spontanément restaurées en des prairies, des forêts ou des zones humides en fonction des conditions locales d'humidité et le pool d'espèces régional, soulignant l'importance des interactions entre l'immigration et l'hétérogénéité environnementale pour déterminer l'assemblage de la communauté (Řehouňková and Prach, 2010). Au Royaume-Uni, des expériences ont confirmé qu'en levant la barrière de dispersion de manière artificielle, les déchets alcalins sont spontanément colonisés par des espèces de pelouse calcaire (Ash et al., 1995).



Fig. 1.5 (5) *Potentiel des zones sèches des carrières calcaires à abriter spontanément des communautés diverses intéressantes pour la conservation et des espèces typiques des formations xériques. Carrière de Marchempé, Dolomies de Marche-les-Dames.*

Les zones sèches des carrières calcaires offrent donc des possibilités de colonisation spontanée par des espèces herbacées adaptées aux conditions xériques et pauvres en nutriments (Fig. 1.5). De telles plantes sont généralement associées à des types de communautés présentant un intérêt particulier pour la conservation (Gilardelli et al., 2015; Tischew and Kirmer, 2007). Les zones sèches des carrières calcaires pourraient donc être des analogues des écosystèmes naturels de pelouses semi-naturelles. Ces habitats naturels pourraient être utilisés comme cible de restauration des carrières calcaires (Fig. 1.4; Richardson et al., 2010).

Par conséquent, il est nécessaire de prédire le potentiel de ces zones sèches des carrières calcaires à maintenir des compositions d'espèces analogues aux habitats (semi-)naturels, en particulier les types de végétation qui sont suffisamment diversifiés pour recevoir une protection spéciale. Cela nécessite d'examiner les types de communautés végétales qui se rassemblent spontanément dans les habitats anthropiques et de comparer ces communautés aux communautés des habitats (semi-)naturels de référence. Cette hypothèse spécifique sera testée dans le chapitre 3 de cette thèse.

Facteurs et filtres d'installation de la végétation

La biodiversité dans les écosystèmes anthropogéniques peut provenir de la restauration passive (Prach and del Moral, 2015) ou découler de restauration active (Benayas et al., 2008). La restauration active ou passive de ces systèmes perturbés est un processus qui est, presque sans exception, fondamentalement dirigé par le substrat/sol et gouverné par les graines qui peuvent arriver et survivre dans ces sites particulièrement stressants pour les plantes (Frouz et al., 2008; Gleeson and Tilman, 1990; Martínez-Ruiz and Fernández-Santos, 2005; Tilman, 1990). Le facteur critique qui régit la vitesse à laquelle ces systèmes perturbés peuvent commencer à se rétablir pour soutenir une production biologique à long terme est la présence ou l'absence de matière organique (Stevenson, 1986; Wali, 1999). Le développement de la végétation et des sols au fil du temps est un processus continu et simultané, et surtout complexe à isoler (A. D. Bradshaw, 1997; Marrs and Bradshaw, 1993).

Mais quel que soit le type d'écosystème, les assemblages des communautés dépendent de la manière dont les espèces présentes au niveau régional arrivent à surmonter les trois différents filtres, communément considérés, pour s'installer : (i) le filtre à la dispersion, le filtre lié aux conditions abiotiques et le filtre lié aux conditions biotiques (Lake et al., 2007; Fig. 1.6). En effet, lorsque l'activité extractive dénude le substrat, on ne s'attend pas à ce que toutes les espèces présentes au niveau régional s'installent sur le site. Le pool d'espèces réellement observé dans cette nouvelle tâche d'habitat, à un moment donné, dépendra de l'action conjointe ou successive de ces trois filtres écologiques, résultant en un sous-ensemble du pool régional d'espèces capable de surmonter ces filtres.

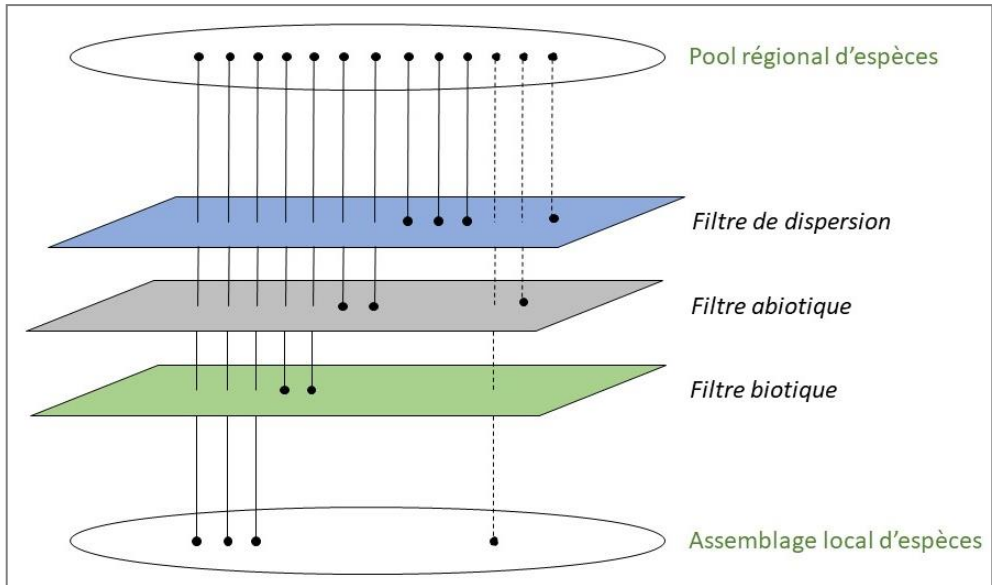


Fig. 1.6 (6) Schéma de la théorie des filtres qui régit les règles d'assemblage des communautés végétales, selon Lake et al. (2007, adapté).

Le filtre à la dispersion opère lorsque les espèces présentes au niveau régional n'arrivent pas jusqu'au site considéré, du fait que la distance de ce site excède les capacités de dispersion de ces espèces. Les nouvelles conditions abiotiques créées par les activités extractives peuvent ne pas permettre l'installation et le développement de certaines espèces. La levée de ce filtre abiotique peut alors faire l'objet d'actions de restaurations afin d'améliorer l'ensemble des conditions abiotiques nécessaires au développement des espèces désirées. Enfin, même si les espèces arrivent jusqu'au site et que les conditions abiotiques sont favorables, l'installation et la survie de ces espèces ne peuvent se faire que si l'espèce est capable de se développer parmi les autres espèces végétales et animales en présence (filtre biotique ; Fig. 1.6).

Pour les carrières, il est reconnu que les assemblages de plantes qui s'y établissent sont liés à ces nombreux facteurs et filtres, mais que les principaux sont le pool régional d'espèces disponibles (filtre de dispersion) et le type de roches exploitées (filtre abiotique; Horáčková et al., 2016).

Restauration en carrière et choix d'un stade de la succession cible

La reconstitution écologique d'habitats (semi-)naturels d'intérêt à partir d'écosystèmes fortement perturbés n'est pas un processus simple, et la restauration en carrière est un défi particulièrement grand parce que la zone de départ est généralement dénudée et comprend un substrat faiblement fertile (Tischew and Kirmer, 2007). Dans ce contexte, l'identification des approches optimales est fondamentale pour planifier une restauration réussie. Ce qui nécessite des cas d'étude quantitatifs détaillés, des expériences de terrain et des études comparatives sur de vastes zones géographiques (Prach, 2003; Yundt and Lowe, 2002). Un des éléments essentiels est l'étude des dynamiques de la succession spontanée, qui permettra des restaurations d'écosystèmes spécifiques qui seront basées sur des phases précises de la succession (e.g. K. Prach et al., 2001; Tischew and Kirmer, 2007). La restauration des carrières à proprement parler, incluant l'utilisation d'étapes clé comme la modélisation du relief, la préparation du substrat, la sélection d'espèces végétales, et autres interventions, ne peuvent commencer qu'après l'identification d'un écosystème cible et d'une étape/stade de la succession (e.g. Warman, 1988). En effet, en région tempérée, le cours naturel de la succession tend généralement vers un stade forestier final (climacique), constitué par un peuplement arboré fermé (Walker and Moral, 2003). Les carrières ne font pas exception et il y a une tendance de ces écosystèmes à la succession vers des peuplements forestiers fermés (Fig. 1.7), qui abritent généralement un nombre d'espèces inférieur à celui des peuplements ouverts. Si un stade antérieur est souhaitable, pour maintenir le caractère ouvert de la végétation, il est possible d'intervenir en réduisant localement les arbres et/ou les arbustes par abattage, en raclant la surface du sol pour rajeunir le peuplement, ou en ayant recours au pâturage ou fauchage (on parle alors de succession régressive; Prach et al., 2011).



Fig. 1.7 (7) Illustration du cours de la succession en carrière vers un stade forestier final. Carrière de Bossimé, Sagrex.

Restauration active ou passive en carrière

Une fois l'écosystème cible et le stade de succession choisis pour la restauration en carrière, il est essentiel d'approfondir les connaissances sur la succession écologique qui se met naturellement en place dans ces écosystèmes anthropiques, afin de savoir à quel point et dans quelles circonstances les programmes de restauration peuvent compter sur la succession spontanée pour développer suffisamment l'écosystème cible (restauration passive) et quand une intervention humaine est plus efficace (restauration active; Clewell and McDonald, 2009; Prach, 2003; Prach et al., 2016; Prach and Hobbs, 2008; Tropek et al., 2010).

Dans le domaine de la restauration en carrière, la succession spontanée est souvent considérée en opposition à la remise en état entièrement technique ('technical reclamation', Fig. 1.8). Cette restauration technique peut comprendre plusieurs mesures comme le nivellement de surface, l'ajout de matières organiques riches en éléments nutritifs, l'ensemencement par des mélanges de graines commerciaux ou la plantation d'arbres, mais dans tous les cas elle constitue un apport technique qui modifie significativement le cours de la succession, qui aurait dû avoir lieu après exploitation et sans intervention. Néanmoins, il est reconnu que la succession spontanée peut être manipulée dans une mesure variable ou assistée par diverses mesures techniques pour atteindre une étape cible. Il existe donc un continuum entre les deux approches (Prach and Hobbs, 2008). soutenir des espèces cibles, éradiquer des espèces invasives ou autres espèces indésirables comme les rudérales ou rajeunir la succession (succession régressive) par l'ajout de perturbations supplémentaires comme le pâturage ou le fauchage (Prach et al., 2011).

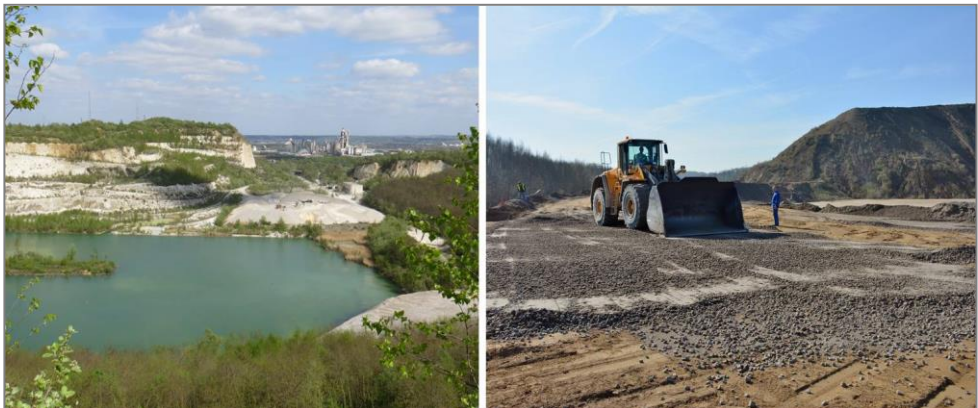


Fig. 1.8 (8) Existence d'un continuum entre les deux approches, qui sont souvent opposées, dans le cadre de la restauration en carrière : la succession spontanée (à gauche ; carrière de Loën, CBR) et la remise en état entièrement technique (à droite ; carrière de Beez, Sagrex).

Étude des successions pour une meilleure restauration en carrière

Le succès d'une restauration d'écosystème nécessite la compréhension fondamentale des caractéristiques écologiques des espèces qui la composent, ainsi que des connaissances sur leur assemblage, leur interaction et leur fonctionnement en tant que communauté (Pywell et al., 2003, 1997). Une des façons d'appréhender cette connaissance passe par l'étude des successions écologiques qui ont lieu dans les sites à restaurer. La succession est un concept fondamental en écologie, qui peut contribuer à améliorer la restauration des écosystèmes (Pyšek et al., 2001; Walker et al., 2007; Walker and Moral, 2003). Selon Walker et al. (2009) l'étude des successions peut être bénéfique aux pratiques de restauration dans six domaines : l'amélioration du site, le développement de la structure de la communauté, la dynamique des nutriments, les traits d'histoire de vie des espèces, les interactions des espèces, et la modélisation des transitions et des trajectoires.

La restauration et les successions écologiques sont intrinsèquement liées. Les successions sont les changements des espèces et du substrat, dans le temps. Alors que la restauration est la manipulation délibérée de ce changement (Walker et al., 2007). Plus précisément, la succession est définie comme étant le changement en composition en espèce et en substrat associé, au cours du temps. Tandis que la restauration est la manipulation d'un habitat ou d'un paysage perturbé vers une condition désirée. La restauration est donc orientée sur des résultats spécifiques alors que les études des successions ont pour but de comprendre la nature des changements de la végétation (Walker et al., 2007). La succession et la restauration sont limitées par un ensemble de contraintes abiotiques et biotiques similaires : la dispersion des plantes, leur germination, leur croissance, ainsi que le renouvellement des espèces et la résilience des écosystèmes. Toute restauration réussie dépend de la manière dont on arrive à surmonter ces mêmes contraintes. Les études portant sur les successions peuvent expliquer comment ces contraintes sont naturellement surmontées, à la fois par des tactiques de restauration à court terme visant à établir une couverture végétale rapide ; ainsi que par des efforts à long terme, visant à rétablir la résilience des écosystèmes par rapport au régime de perturbation (Walker and Moral, 2003). Pourtant, ces idées ne sont pas souvent utilisées en raison d'une communication inadéquate et d'une fausse idée selon laquelle, parce que la restauration est axée sur des échelles temporelles plus courtes et qu'elle est davantage axée sur les objectifs, les concepts de la succession pourraient ne pas s'appliquer (Walker et al., 2007).

Les successions peuvent être différenciées en fonction de la gravité de la perturbation qui a eu lieu. La succession primaire est le processus de développement d'un écosystème sur des substrats dénudés où des perturbations sévères ont éliminé la plupart des vestiges d'activité biologique, ou sur des substrats nouveaux (Walker and Moral, 2003). Tandis que la succession secondaire découle d'une perturbation naturelle ou anthropique moins extrême comme les incendies de canopées et les inondations ou le rétablissement des écosystèmes après l'arrêt d'une perturbation, comme l'agriculture ou le pâturage (Walker et al., 2007). La succession ayant lieu à partir de zones dénudées de carrières, de par l'intensité de la perturbation qui a eu lieu, est considérée dans de nombreuses études comme suivant une succession primaire (e.g. Ash et al., 1995; A. Bradshaw, 1997; Mota et al., 2004; Prach et al., 2014; Wiegand and Moloney, 2004). Cependant, Prach et al. (2001; 2014) ont démontré que certaines de ces trajectoires pouvaient suivre une succession secondaire, ceci n'ayant aucun effet significatif sur le cours de la succession. D'autre part, plusieurs études ont démontré que les trajectoires de succession des sites de carrière après l'extraction peuvent varier selon le site (J.G. Alday et al., 2011; e.g. Buisson et al., 2006; Prach et al., 2016), une approche multi-site est donc nécessaire dans la compréhension des trajectoires en carrière (Prach et al., 2014).

La succession englobe donc les substrats gravement endommagés ou nouveaux (primaires) et les substrats plus intacts (secondaires). La succession aborde également de nombreuses trajectoires possibles : régressive, régénération directe, divergente, convergente. Elle peut aussi se focaliser sur le changement en différents types d'organismes comme les animaux, les plantes ou les micro-organismes.

La restauration quant à elle peut être vue sous différentes approches : la réclamation (toute amélioration du site), réallocation (altération à nouvelle fonction), réhabilitation (réparation des fonctions de l'écosystème) et biorestauration (réduction de la toxicité du site). Dans cette thèse, le terme restauration sera utilisé au sens d'Aronson et al. (1993), i.e. en son sens large, incorporant tous ces types de restauration. L'utilisation de la restauration au sens large ne se réduit pas au rétablissement complet d'un écosystème à sa structure et à ses fonctions antérieures à la perturbation (restauration au sens strict, vers un habitat historique), car cet objectif est généralement considéré comme peu réaliste (Hobbs and Norton, 1996). Or, comme énoncé précédemment, cet objectif est encore moins atteignable lorsqu'il s'agit d'écosystèmes issus de fortes perturbations anthropiques, comme les carrières (Choi, 2007).

Facteurs de stabilité de l'écosystème restauré

Comprendre la stabilité des écosystèmes et leur réponse aux perturbations est essentiel pour la gestion en vue d'une conservation et pour une restauration réussie, et ce particulièrement quand l'objectif est de maintenir et/ou restaurer une communauté en début de succession. En effet, ces communautés nécessitent l'intervention humaine pour maintenir un état de quasi-équilibre et empêcher la succession vers d'autres états moins désirés (Mitchell et al., 2000). Ce qui est le cas des communautés de plantes régulièrement perturbées et qui possèdent une haute valeur conservatoire (Coiffait-Gombault et al., 2012; Hirst et al., 2005, 2003), comme les habitats (semi-)naturels d'intérêt (i.e. les pelouses calcaires). La stabilité d'un écosystème peut être divisée en deux concepts distincts, mais liés l'un à l'autre : la résistance et la résilience. (i) La résistance est la capacité à absorber ou à amortir les contraintes externes et à résister ainsi au déplacement d'un état énergétique ou d'une trajectoire de succession différente. (ii) La résilience est la capacité du système à retrouver son état antérieur, suite à une perturbation ou à une contrainte (Fig. 1.9). Différentes combinaisons de résilience et de résistance peuvent être possibles en fonction des types d'interaction entre les organismes et l'environnement physique, et des caractéristiques du cycle de vie des espèces présentes dans le système (Lefroy, EC and Hobbs, 1998; Mitchell et al., 2000; Wali, 1999).

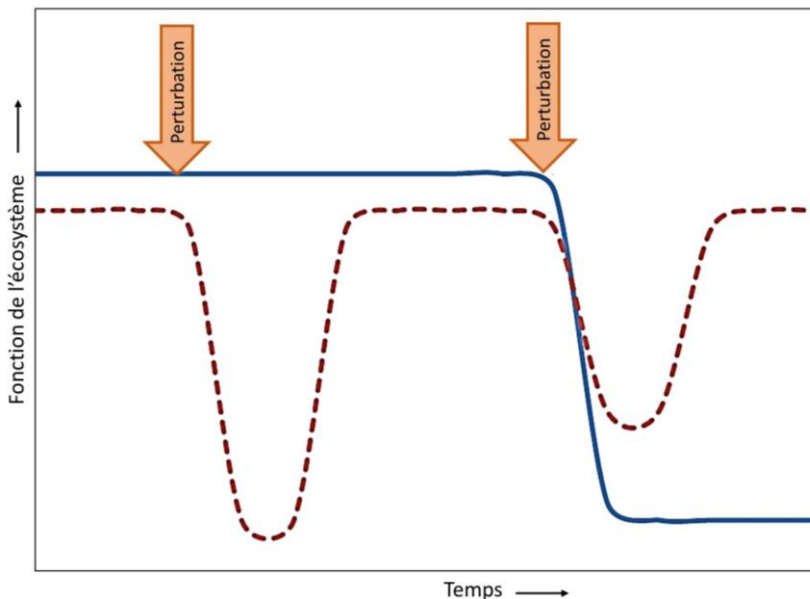


Fig. 1.9 (9) Schéma simplifié de la réponse d'écosystèmes résistants (courbe bleue, résistant jusqu'à la deuxième perturbation) et résilients (courbe rouge), face aux perturbations.

Les études de résilience examinent la vitesse à laquelle un système retourne à un état stable, mais analysent également les changements dans les communautés (Peterson, 1997), le but étant de prédire la réponse de l'écosystème après une perturbation et de permettre une gestion active adaptative de la résilience pour restaurer les écosystèmes (Briske et al., 2008; Carl Folke, Steve Carpenter, Brian Walker, Marten Scheffer and Holling, 2004; Peterson, 1997). Il est reconnu que la biodiversité, en particulier une richesse en espèces natives et une diversité plus importantes, semble être un élément essentiel pour la résilience des écosystèmes (Carl Folke, Steve Carpenter, Brian Walker, Marten Scheffer and Holling, 2004; Goodman, 1975; Peterson, 1997).

Or, le but ultime d'un projet de restauration est d'obtenir une communauté autonome, au sein de laquelle s'établit un renouvellement naturel des espèces et des réponses résilientes au régime de perturbation local (Hobbs and Harris, 2001; Hobbs and Norton, 1996). La succession et la restauration s'éloignent de la notion de communauté statique et climacique, vers une vision plus dynamique des communautés (Van Andel and Aronson, 2006; Walker and Moral, 2003). Dans cette vision dominante, les communautés changent activement en réponse à (i) des processus internes, tels que le changement en espèces (principalement lié à la longévité, la concurrence, la facilitation ou les invasions) et (ii) des facteurs externes, notamment les perturbations qui altèrent la structure en endommageant ou retirant de la biomasse, et les changements climatiques (McGlone, 1996). Seulement peu de projets de restauration ont pu recréer de telles conditions idéales de résilience. Ceux qui s'en rapprochent le plus étant probablement les projets associés à une plus faible intervention humaine.

Néanmoins, de nombreux principes issus d'études de succession peuvent fournir une base solide aux programmes de restauration pour atteindre une meilleure résilience, et ce particulièrement dans le cas de restaurations de nouveaux écosystèmes dominés par de nouvelles combinaisons d'espèces indigènes et non indigènes (Van Andel and Aronson, 2006) et la possibilité de développer un mimétisme naturel de ces écosystèmes, dans les paysages anthropisés.

Résistance aux invasions végétales

Les invasions, éléments structurants de nouveaux écosystèmes

Les invasions biologiques se produisent lorsque des organismes sont transportés dans de nouvelles aires de répartition, souvent éloignées, où leurs descendants prolifèrent, se propagent et persistent souvent au détriment de l'environnement (Elton, 1958; Richardson et al., 2000). Les invasions par des espèces exotiques représentent un défi majeur pour la conservation de la biodiversité (D'Antonio and Kark, 2002; D'Antonio and Meyerson, 2002). Au cours des deux dernières décennies, ces espèces exotiques ont été reconnues comme l'une des causes les plus importantes du déclin des espèces et de la dégradation des habitats naturels (Peter M. Vitousek et al., 1997; Wilcove et al., 1998). Des siècles d'activités humaines, entraînant des échanges au niveau mondial (expansion du transport et du commerce) et la fragilisation des écosystèmes naturels, ont conduit à des invasions biologiques dans la plupart des écosystèmes du monde entier (Vitousek et al., 1996). Ces invasions ont un impact fort sur les écosystèmes qu'ils colonisent par la modification de leur composition en espèces, le cycle des éléments nutritifs, la disponibilité en ressources et les régimes de perturbation (D'Antonio and Vitousek, 1992; Mack and D'Antonio, 1998). Certaines activités anthropiques renforcent la propagation des espèces envahissantes, telles que le développement urbain, l'agriculture et les dépôts anthropiques d'azote (D'Antonio and Vitousek, 1992), à un tel point que certains écosystèmes subissent une conversion telle qu'ils ne sont plus qu'essentiellement dirigés par les espèces exotiques (Richardson and Gaertner, 2013); on les considère alors comme étant des nouveaux écosystèmes (Fig. 1.3; Hobbs et al., 2006).

Restaurations et successions dans les écosystèmes envahis

Pour les gestionnaires de restauration, les espèces exotiques constituent une menace permanente pour la persistance des communautés indigènes, car ils peuvent consommer les espèces natives, les infecter par des maladies auxquelles elles ne résistent pas, les dominer ou altérer leurs fonctions écologiques, rendant le retour de l'écosystème à sa condition préalable difficile et coûteux (Peter M. Vitousek et al., 1997). Un objectif majeur de la restauration est de ramener l'habitat à une condition plus souhaitable, impliquant une composition en espèce donnée, une structure de la communauté et/ou un ensemble de fonctions de l'écosystème spécifiques (Noss, 1990).

D'Antonio and Meyerson (2002), résument le rôle que les espèces invasives peuvent jouer dans un processus de restauration.

- (1) Leur présence ou leur dominance sur un site peut faire partie des conditions menant à l'évaluation de la nécessité d'une restauration. Dans le meilleur des cas, la restauration peut consister uniquement en l'élimination des individus fondateurs de l'espèce exotique.
- (2) Les espèces exotiques peuvent être les premières espèces à recoloniser un site après des perturbations qui dénudent le substrat.
- (3) Après une perturbation, les espèces exotiques peuvent coloniser un site avec un ensemble d'autres espèces, même si ces espèces invasives n'étaient pas présentes dans la communauté avant la perturbation. Ces espèces invasives pourraient alors interférer avec les efforts de restauration ou altérer les processus de succession qui auraient normalement conduit à un assemblage d'espèces natives. En effet, il est reconnu que les successions sont souvent radicalement altérées par les invasions biologiques et initient de nombreux changements dans les communautés impactées (Meiners et al., 2008).
- (4) Les espèces invasives peuvent laisser des séquelles après leur retrait, ce qui rend difficile la restauration du site à long terme ou défie les objectifs de gestion. Ces séquelles peuvent prendre la forme d'une banque de graines ou d'une altération chimique ou physique de l'habitat.
- (5) Enfin, les gestionnaires peuvent utiliser des espèces exotiques pour reconstituer des fonctions particulières si des espèces indigènes ne sont pas disponibles. Cette dernière situation est courante dans les projets de remise en état où les conditions du site sont fortement dégradées et où les espèces indigènes peuvent ne pas être en mesure de survivre ou ne peuvent pas assurer les fonctions souhaitées. En carrière, les invasions par les espèces exotiques peuvent être relativement rapides et entraver l'établissement d'une végétation indigène à haute valeur de conservation dans les sites restaurés (Prach et al., 2016, 2011), entravant ainsi les améliorations potentielles de la biodiversité régionale.

Les perturbations, fenêtres des invasions en carrières

L'inhibition compétitive est un facteur connu qui affecte l'invasion (D'Antonio, 1993; Lambrinos, 2002). Par conséquent, la perturbation est considérée comme la fenêtre principale permettant l'entrée et la propagation des espèces invasives dans les habitats naturels (Higgins and Richardson, 1998; Jesson et al., 2000; Odom et al., 2005). Les activités extractives induisent de profondes perturbations et modifications du substrat et du profil topographique, ce qui constitue un milieu particulièrement sensible aux espèces invasives (Fig. 1.10). Par exemple, dans les carrières de marbre de Carrare, l'espèce invasive *Buddleja davidii* Franch. était dominante (Gentili et al., 2011), parce qu'elle peut croître rapidement et exclure les espèces spécialisées typiques des communautés végétales environnantes (Tallent-Halsell and Watt, 2009). Dans une carrière de calcaire du bassin extractif de Botticino en Italie, Gilardelli et al. (2016) ont montré que près d'une décennie après l'abandon, la revégétalisation naturelle présentait une couverture végétale très dispersée et une fréquence élevée d'espèces invasives telles que *Senecio inaequidens* DC. En République Tchèque, Novák et Prach (2003) recommandent d'éliminer l'invasive *Robinia pseudoacacia* L. des environs afin de protéger les habitats restaurés, étant donné que cette espèce a été observée dans plusieurs sites spontanément recolonisés par la végétation.

Plus généralement en carrière, selon Prach and Hobbs (2008) et Prach et al. (2015, 2011), le succès d'une restauration passive dépend de la présence et/ou du contrôle des espèces invasives ou autres espèces indésirables (rudérales) sur le site perturbé, mais également dans les environs, au moins jusqu'à 100 m de distance. De telles espèces exotiques peuvent modifier substantiellement la structure et les fonctions de l'écosystème et arrêter ou détourner les successions (appelés les "transformers" *sensu* Richardson et al., 2010). Elles doivent donc souvent être éliminés ou au moins contrôlés en carrière (Prach and Hobbs, 2008).



Fig. 1.10 (10) Dominance de l'espèce invasive *Buddleja davidii* sur une butte de terre de découverte dans une carrière calcaire de la Région Wallonne.

Facteurs de résistance à l'invasion de l'écosystème restauré

Comme explicité précédemment, les invasions par les espèces exotiques peuvent présenter un défi majeur à la restauration des écosystèmes, car les espèces invasives contribuent de manière substantielle à la dégradation des écosystèmes et entravent les efforts de restauration (Millennium Ecosystem Assessment, 2005; Peter M. Vitousek et al., 1997). Pour les sites complètement dénudés, un objectif primordial de la restauration est alors la conception de communautés restaurées capables de résister à l'invasion par des espèces exotiques (Funk et al., 2008).

En ce sens, Funk et al. (2008) ont établi une revue de la littérature s'appuyant sur les efforts antérieurs qui ont appliqué la théorie de l'écologie des communautés aux mécanismes d'invasion biologique. Ils ont montré qu'une approche de la communauté basée sur les traits peut guider les efforts de restauration pour assembler des communautés résistantes à l'invasion. Plus précisément, ils ont mis en évidence des preuves récentes selon lesquelles la sélection d'espèces indigènes basée sur des traits liés à l'utilisation des ressources augmentera la résistance de la communauté à l'invasion et prédira le succès des manipulations de l'habitat, comme le feu ou le fauchage.

Funk et al. (2008) met donc en évidence trois approches, basées sur les traits fonctionnels des plantes, selon laquelle la restauration pourrait être approchée afin de guider les efforts et assembler des communautés de plantes résistantes à l'invasion (Fig. 1.11).

- (1) La théorie de la limite à la similarité (limiting similarity) prédit que les envahisseurs qui s'établiront avec succès différeront fonctionnellement des espèces déjà présentes dans la communauté, et que les approches de restauration réussies seraient celles qui construisent des communautés indigènes ayant des traits similaires aux envahisseurs potentiels (Fig. 1.11a).
- (2) L'invasion serait prédite à se produire si un filtre écologique change (par exemple en raison du transport humain de semences ou de l'amélioration des ressources), élargissant ou déplaçant ainsi l'amplitude de trait potentiel de la communauté. Les efforts de restauration devraient donc intégrer les changements probables des filtres écologiques dans le processus de conception des communautés (Fig. 1.11b).
- (3) Les communautés indigènes pourraient être vulnérables à l'invasion si leurs traits ne sont pas dispersés sur l'entière des niches vacantes, ce qui laisserait des ressources disponibles pour qu'une nouvelle espèce puisse s'y établir. Dans ce cas, l'augmentation de la diversité fonctionnelle de la communauté végétale native pourrait augmenter la résistance à l'invasion (Fig. 1.11c).

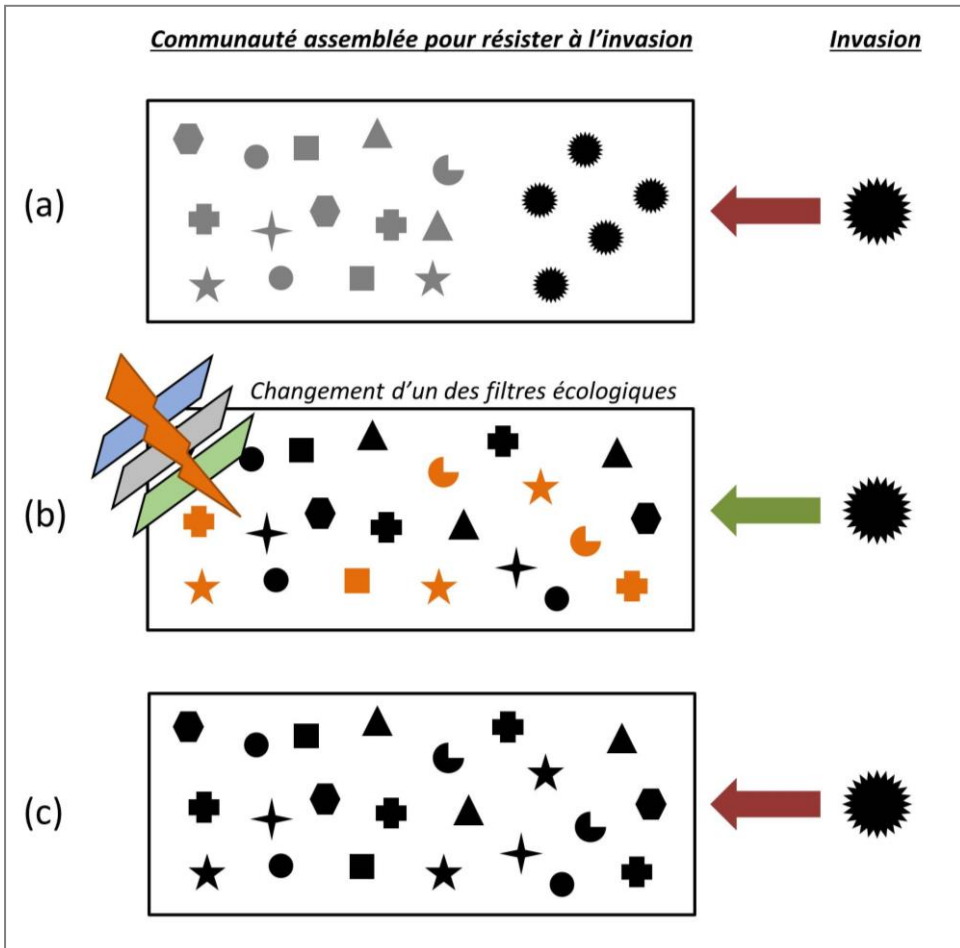


Fig. 1.11 (11) Illustration simplifiée des trois approches de Funk et al. (2008), basées sur les traits fonctionnels des plantes, pour guider les efforts de restauration et assembler des communautés de plantes résistantes à l'invasion. (a) Communauté assemblée qui empêche l'installation d'une espèce invasive grâce à la présence d'un trait similaire à l'envahisseur. (b) Changement d'un des filtres écologiques (de dispersion, abiotique ou biotique) qui élargit ou déplace l'amplitude de trait potentiel de la communauté et sensibilise celle-ci à l'invasion. (c) Communauté assemblée qui empêche l'installation d'une espèce invasive grâce à la bonne dispersion des traits sur l'ensemble des niches vacantes. Traits fonctionnels (représentés par les symboles) : (a) qui permettent la résistance à l'invasion (en noir) ; (b) qui sont supprimés suite au changement dans le filtre écologique (en orange) ; (c) qui sont bien répartis sur l'entièreté des niches vacantes (en noir). Flèches rouges : résistance à l'invasion. Flèche verte : communauté plus sensible à l'invasion.

Écologie fonctionnelle, élément essentiel pour la restauration

Différentes approches, définitions et concepts clés

Les approches floristiques basées sur la taxonomie uniquement ne reconnaissent pas nécessairement que les communautés provenant de sites éloignés, mais écologiquement similaires, peuvent soutenir une composition floristique différente, mais une structure très semblable. Par exemple, une comparaison de la végétation d'altitude de l'Afrique et de l'Amérique du Sud donnerait des différences majeures si elle était basée sur la taxonomie, mais présenterait des similitudes considérables si elle était basée sur la forme et la fonction. De ce fait, un besoin de généralisation en biogéographie et en écologie a été identifié (Keddy, 1992; Peters, 1993), afin de comprendre les processus sous-jacents des communautés et de faire des prédictions face aux changements environnementaux. De plus, le nombre d'espèces végétales définies taxonomiquement dans le monde est très élevé, ce qui implique que les modèles basés sur la taxonomie des espèces ont une généralité limitée, car ils peuvent ne pas être applicables à grande échelle (Keddy, 1992). En revanche, une classification basée sur des types fonctionnels, exempte de taxonomie, devrait en théorie être applicable à d'autres régions du monde avec peu de modifications et permettre de comprendre les processus écologiques sous-jacents des communautés (Halloway, 1990).

Les fondements théoriques qui déterminent les schémas fonctionnels des types de plantes (TFPs) varient largement (Grime, 2001; Hermy and Stieperaere, 1985). Cependant il a abondamment été démontré que les types fonctionnels des plantes et leurs traits sont des concepts utiles pour comprendre les processus écologiques de compétition et de succession, deux éléments fondamentaux de la nature et la structure des communautés végétales et des écosystèmes (Duckworth et al., 2000). Nous nous intéressons donc à l'émergence de ce concept et l'aboutissement aux différents courants de pensées, dans les paragraphes ci-dessous.

Le concept de types fonctionnels de plantes date du 18^{ème} siècle, au départ d'une volonté de regrouper les espèces selon des comportements similaires face à des facteurs environnementaux, selon leurs fonctions au sein de l'écosystème. Le premier ayant établi une relation entre la forme des plantes et leur fonction est Von Humboldt (1806) par une classification de types physiologiques de plantes après un voyage en Amérique du Sud. D'autres scientifiques ont alors classé les plantes selon leurs formes ou leur histoire de vie (e.g. Warming, 1909). Mais le premier vrai système de classification fonctionnel a été le système des formes de vie de Raunkiaer (Raunkiaer, 1934), qui est encore utilisé dans les études actuelles (e.g. Pavón et al., 2000). Le système de Raunkiaer est basé sur une caractéristique morphologique simple : la position des bourgeons pérennes par rapport au sol. Il suppose un lien étroit entre cette caractéristique visuelle des plantes et leur façon d'appréhender le climat (Kent and Coker, 1992). Le système de Raunkiaer a été modifié pour être utilisé sous les tropiques par Ellenberg et Müller-Dombois

(1967), afin de mettre davantage l'accent sur la structure et le caractère saisonnier du feuillage de la cime et des pousses.

Des écologistes et des biogéographes ont alors continué à développer d'autres systèmes, basés sur des facteurs autres que la forme de vie (e.g. Mooney and Dunn, 1970). Jusque dans les années 1970, où l'accent a été mis sur les stratégies végétales et les attributs du cycle de vie en tant que descripteurs fonctionnels, avec les stratégies définies par Grime et al. (1988). Grime et al. proposent alors de grouper des caractéristiques génétiques similaires ou analogues qui se reproduisent largement parmi les espèces ou les populations et les amènent à présenter une écologie similaire.

Grime (2001, 1981, 1977, 1974) a développé une classification basée sur des stratégies végétales qui font face à deux types de contraintes principales : le stress et la perturbation. Ce schéma aboutit à trois stratégies adaptatives primaires des plantes: les compétiteurs (C), les stress-tolérants (S) et les rudérales (R) (souvent appelées les stratégies CSR) et plusieurs stratégies intermédiaires, qui peuvent être affichées dans un diagramme d'ordination triangulaire (Grime, 2001, 1981, 1977, 1974; Grime et al., 1997). Le schéma de Grime sépare également la phase adulte (établie) de la phase de semis (régénérative). Bien que le travail de Grime ait été critiqué dans la mesure où il ne permet pas de passer de la concurrence terrestre à la concurrence souterraine (Tilman, 1988), les idées de Grime restent fondamentales dans le développement des classifications fonctionnelles (Pierce et al., 2017) et utilisées dans de nombreuses études (e.g. Brzeziecki and Kienast, 1994; Caccianiga et al., 2006; Negreiros et al., 2014; Pierce et al., 2013), en plus de stimuler le développement d'autres classifications basées sur ces stratégies (e.g. Keddy and Maclellan, 1990; Westoby and Leishman, 1997). Vu l'importance de cette classification et son utilisation dans ce manuscrit, un paragraphe lui est dédié ci-après.

Le 20ème siècle a alors initié les développements liés aux TFPs dans plusieurs domaines simultanément (e.g. Grime et al., 1997; Hawthorne, 1995; Keddy, 1992; Leishman, 2001; Reich et al., 1997; Westoby, 1998).

En 2007, vu l'hétérogénéité dans l'utilisation de la notion de trait dans la littérature scientifique due à la multiplication de son utilisation dans des domaines variés, Violle et al. (2007) fournissent et introduisent une définition claire du concept de trait fonctionnel : un trait fonctionnel est une caractéristique morpho-physio-phénologique (morphologiques, anatomiques, biochimiques, physiologiques ou phénologiques) mesurable au niveau de l'individu ; qui affecte son fitness indirectement en ayant des effets sur sa croissance, sa reproduction et sa survie - les trois composantes de la performance individuelle.

Traits fonctionnels individuels vs TFPs pour la restauration

Il est largement reconnu que des combinaisons et des valeurs particulières de traits d'espèces sont utiles pour prédire la présence et l'abondance des espèces, leur fitness et l'assemblage des communautés végétales (Cingolani et al., 2007; Sonnier et al., 2010). Pour les plantes vasculaires, les performances traditionnellement considérées sont issues de trois défis majeurs auxquelles les espèces doivent faire face : la dispersion, l'établissement et la persistance (Poschlod et al., 2000; Weiher et al., 1999). Différents traits, liés à ces trois contraintes, peuvent être utilisés en pratique avec plus ou moins de difficulté (exemples Tableau 1.1).

Tableau 1.1 (1) Exemples de traits fonctionnels plus ou moins difficiles à mesurer en relation avec les trois défis environnementaux majeurs auxquelles les espèces doivent faire face, d'après Weiher et al (1999).

Défis environnementaux	Traits difficilement mesurables	Traits facilement mesurables
<i>1) Dispersion</i>		
Dans l'espace	Distance de dispersion	Mode de dispersion, masse des graines
Dans le temps	Longévité des propagules	Forme des graines, masses des graines
<i>2) Etablissement</i>		
Recrutement des plantules		Présence de dormance Période d'émergence des semis
Croissance des plantules	RGR (taux de croissance relatif)	Espèces mycorhiziennes Masse des graines Capacité de fixation de l'azote
<i>3) Persistance</i>		
Production de graines	Fécondité	Masse des graines, biomasse aérienne
Aptitude compétitive	Compétitivité	Hauteur de la canopée, biomasse aérienne
Plasticité	Norme de réaction	SLA (surface foliaire spécifique), LWC (teneur en eau des feuilles)
Longévité	Durée de vie	Histoire de vie, forme de vie, densité des tiges
Acquisition de l'espace	Capacité d'extension végétative	Clonalité
Réponse aux perturbations, au stress	Phénologie, palatabilité	Aptitude à rejeter de souche, période de floraison, SLA, LWC

Les traits fonctionnels sont de plus en plus utilisés en écologie des communautés (Pérez-Harguindeguy et al., 2013). Ils pourraient être particulièrement utiles pour comprendre les procédés écologiques dans des environnements fortement perturbés que sont les carrières. Néanmoins, très peu d'études se basent sur une approche basée sur les traits individuels des espèces dans les restaurations de communautés végétales, et encore moins en carrière (e.g. Kirmer et al., 2008).

Dans une optique pragmatique de restauration, l'utilisation des traits individuels des espèces peut être limitée par plusieurs facteurs. (1) Il faut retirer les valeurs de traits dans les bases de données existantes (e.g. Kattge et al., 2011a; Kleyer et al., 2008; Poschlod et al., 2003), or celles-ci sont incomplètes (pas toutes les valeurs de traits pour toutes les espèces), dépendent de la région considérée, contiennent des ranges de variations énormes pour une même espèce et sont souvent difficiles à interpréter. (2) On peut mesurer les valeurs de traits sur le terrain, mais c'est souvent très fastidieux et demande beaucoup de temps (e.g. Cornelissen et al., 2003; Pérez-Harguindeguy et al., 2013). (3) Ce n'est pas évident de choisir les traits pertinents pour répondre aux questions considérées.

Une approche plus pragmatique pour la restauration est alors de se référer à la fonction des espèces concernées, les regroupant par leur caractéristiques biologiques communes (Chapin et al., 1996; Grime et al., 1988; Lavorel et al., 1997), par TFPs ou groupes (Grime, 2001; Grime et al., 1988; Leishman and Westoby, 1992). Ces syndromes de traits fonctionnels permettent de mettre directement en lien la réponse de types d'espèces à ces changements environnementaux. Ils permettent à l'écologie de la restauration d'appréhender la stratégie adaptative des espèces en un seul indicateur intégré lié à l'espèce, plutôt qu'un ensemble d'indicateurs, de traits, par espèce, corrélés les uns aux autres. (Díaz et al., 2004; Duckworth et al., 2000; Grime, 2001; Hunt et al., 2004).

Prévalence des stratégies de Grime dans la comparaison des processus des communautés

Il a été reconnu qu'un cadre commun pour la comparaison de la fonction des organismes, au sein et entre les communautés du monde entier, peut potentiellement être atteint par l'utilisation de la variation continue apparaissant le long de spectres de traits fonctionnels adaptatifs. Les principaux spectres de traits des plantes à l'échelle mondiale représentent la variation de l'économie des ressources végétales (un compromis entre les traits conférant l'acquisition des ressources et la conservation interne) et la taille des plantes et des organes végétaux (Díaz et al., 2016). Ces deux principaux spectres de traits fonctionnels peuvent être utilisés pour attribuer aux espèces une position dans un espace multivarié par rapport aux autres espèces et pour attribuer simultanément des classes de stratégies écologiques discrètes (Pierce et al., 2013). Ces classes sont plus précises que les catégories traditionnelles de formes de vie ou de TFPs caractérisées par des attributs constants (Van Bodegom et al., 2012). Les spectres fonctionnels peuvent également mieux refléter l'acquisition, l'utilisation et le cycle de l'énergie et de la matière dans l'écosystème. Par exemple, l'économie des ressources végétales est un déterminant particulièrement important de la fixation du carbone photosynthétique, de la production de biomasse, de la décomposition de la litière et donc de la disponibilité des nutriments dans l'écosystème (Cornwell et al., 2008; Grime, 1977; Reich, 2014; Wright et al., 2004). Les stratégies écologiques reflètent des ensembles de traits viables qui ont un impact sur la forme physique et la survie et peuvent également fournir un lien conceptuel entre l'écologie et la sélection naturelle. En effet, des études récentes soulignent l'histoire évolutive des traits fonctionnels (Cornwell et al., 2014; Díaz et al., 2016; Flores et al., 2014) et la co-occurrence constante de traits particuliers et de valeurs de trait (Reich, 2014; Verheijen et al., 2016). Il est maintenant clair que la taille des plantes et les aspects économiques sont les aspects les plus importants de la variation fonctionnelle des plantes au niveau mondial (Díaz et al., 2016), bien qu'il n'y ait actuellement aucun consensus sur un schéma de stratégie écologique particulier pouvant potentiellement expliquer pourquoi certaines combinaisons de valeurs de traits sont systématiquement observées dans des circonstances similaires.

Dans ce cadre, il a été démontré que la stratégie de Grime a une prévalence exceptionnelle. Le spectre de l'économie mondiale des feuilles, qui fait lui-même partie du spectre de l'économie des plantes "à croissance rapide" (Reich, 2014), et le spectre de la taille des feuilles sont des composantes majeures de la variation de la stratégie CSR (Pierce et al., 2012). Ainsi, la stratégie CSR a souvent été utilisée pour étudier et interpréter une large gamme de processus des communautés, comme la résilience, la résistance, les successions et le lien entre richesse en espèce et productivité (Caccianiga et al., 2006; Cerabolini et al., 2016; Lepš et al., 1982).

L'écologie fonctionnelle, pour comprendre les successions et les assemblages d'espèces

L'assemblage des espèces et les successions sont traditionnellement étudiées par une approche de nature taxonomique, effectuée au niveau de l'espèce (Duckworth et al., 2000). Cependant, la composition d'un assemblage d'espèces donné dépend du pool régional d'espèces disponibles et des aléas des épisodes de dispersion locaux, ce qui rend difficiles les comparaisons entre régions (Woodward and Cramer, 1996). De plus, en carrière, il est reconnu que les assemblages d'espèces qui colonisent spontanément les zones dénudées dépendent particulièrement du pool régional d'espèces et que les trajectoires de successions peuvent varier par site (J.G. Alday et al., 2011; e.g. Buisson et al., 2006; Horácková et al., 2016; Prach et al., 2016). Dans un tel contexte, utiliser uniquement une approche basée sur les espèces en présence pourrait ne pas permettre de détecter les schémas écologiques sous-jacents (Keddy, 1992; Körner, 1993), et on pourrait ne pas détecter un habitat analogue à un habitat naturel, par manque d'espèces qui peuvent effectivement coloniser le site anthropogène.

Une des méthodes reconnues pour appréhender ces schémas sous-jacents est de passer par une analyse des TFPs (Walker, 1992). L'avantage de ce type d'analyse est qu'il peut être utilisé pour comparer des assemblages de plantes qui diffèrent dans leur composition en espèces et compléter les analyses basées sur les espèces (Hunt et al., 2004). De plus, les groupes fonctionnels des plantes sont un concept reconnu utile pour aider à la compréhension des processus écologiques de compétition et de succession, deux éléments fondamentaux de la nature et la structure des communautés végétales et des écosystèmes (Duckworth et al., 2000).

Comme vu précédemment, les fondements théoriques qui déterminent les schémas fonctionnels des TFPs varient largement (Grime, 2001; Hermy and Stieperaere, 1985), mais la théorie de la stratégie CSR (Grime, 2001) des plantes a été reconnue pour avoir une prévalence exceptionnelle dans l'analyse de la végétation et détecter les processus sous-jacents (Pierce et al., 2017). Bien que certains auteurs aient exprimé des doutes sur le pouvoir prédictif de la théorie de Grime (Austin and Gaywood, 1994), elle a été démontrée très efficace en raison de l'équilibre entre la simplicité de ses hypothèses et la puissance de ses prédictions (Hunt et al., 2004; Pierce et al., 2017).

Plus particulièrement, la classification CSR a notamment été décrite comme un outil très utile pour quantifier la variation des spectres de traits végétaux le long de successions primaires et la compréhension des processus d'assemblages d'espèces dans les habitats anthropiques (Caccianiga et al., 2006; Grime, 2001; Lososova and Láníková, 2010; Simonová and Lososová, 2008). La stratégie CSR peut également montrer un potentiel important pour expliquer les patrons d'assemblages d'espèces dans les habitats analogues et aider à comprendre le rôle qu'un tel habitat peut jouer dans la conservation de la biodiversité.

Cependant, à l'exception de quelques études (e.g. Lososova and Láníková, 2010; Simonová and Lososová, 2008), la stratégie CSR a rarement été utilisée dans ce contexte.

Dans cette thèse, la stratégie CSR est utilisée selon deux optiques :

- (1) Dans une logique de manipulation de la trajectoire écologique, en repartant des hypothèses de la façon dont les différentes stratégies se mettent en place dans la succession écologique – par l'étude du potentiel des zones sèches des carrières calcaires à maintenir des compositions d'espèces analogues aux habitats (semi-)naturels d'intérêt (chapitre 3);
- (2) Dans une logique de stratégie adaptative qui intègre un ensemble de traits, pour sélectionner des espèces adaptées à un milieu (chapitre 4 et 5) - pour voir si les espèces de pelouses calcaires sont en effet adaptées à ces zones. Dans cette optique, ce manuscrit utilise une analyse des types fonctionnels, selon CSR en complément d'une analyse taxonomique. Nous allons donc nous intéresser au cours de la succession d'un point de vue fonctionnel, selon les stratégies CSR.

Les successions d'un point de vue fonctionnel

Les successions, comme définies précédemment dans ce chapitre, sont les changements temporels séquentiels dans les abondances relatives des espèces dominantes d'une communauté et sont liées au processus d'assemblage des communautés (Huston and Smith, 1987).

Un postulat biologique de base est que tous les organismes ne peuvent pas être simultanément adaptés à toutes les conditions environnementales, et ce particulièrement en présence d'interactions biologiques importantes (compétition ou prédation). Ce concept d'allocation de ressources stratégique suggère que les limitations en réserves et l'allocation des ressources métaboliques aux différentes fonctions physiologiques impliquent généralement des compromis entre ces fonctions. C'est-à-dire qu'une plante qui alloue des ressources à une fonction particulière ne pourra pas affecter les mêmes ressources à d'autres fonctions. Ainsi, par exemple, les ressources allouées à l'accumulation rapide de tissu photosynthétique ne peuvent être affectées en même temps à la croissance structurelle ou à la résistance aux maladies. L'acquisition de la lumière nécessite un tissu hors sol, alors que l'obtention des ressources du sol nécessite des tissus souterrains. L'allocation des tissus la plus efficace dépendra de la limitation des ressources lumineuses ou en nutriment sur le site considéré. L'équilibre précis de l'allocation aux différentes fonctions se traduira par une "stratégie" adaptative particulière de la plante et par un ensemble particulier de conditions environnementales dans lesquelles elle sera la plus compétitive. De plus, les stratégies ou les structures qui profitent à une fonction peuvent souvent être directement coûteuses à une autre (par exemple, une grande taille peut augmenter la capture de la lumière, mais augmentera également les dommages causés par le vent ou la prédation). Il existe donc des contraintes et des compromis entre les stratégies adaptatives résultant des caractéristiques du cycle vital de l'espèce. Et les caractéristiques du cycle de vie, adaptées à différentes conditions, sont susceptibles d'être inversement corrélées. Ainsi, les espèces qui ont une grande dispersion, un recrutement élevé et des taux de croissance élevés ont tendance à ne pas tolérer l'ombre et ont un âge et une taille maximum faibles. Tandis que les espèces qui consacrent moins de ressources à la dispersion et à la croissance rapide ont tendance à croître à l'ombre et à atteindre des hauteurs et des âges supérieurs (McCook, 1994).

Le schéma de Grime inclut une formulation détaillée de ce concept en intégrant deux dimensions : le stress et la perturbation (et la troisième dimension de la compétition qui en découle). La stratégie particulière d'une plante détermine donc son succès dans une zone particulière de tout gradient environnemental. Si les ressources environnementales ou les niveaux de stress changent dans l'espace ou le temps, la composition des espèces changera probablement aussi (Gleason, 1926).

Cette corrélation suggère l'interprétation mécanique de la succession séquentielle suivante : (i) immédiatement après qu'une perturbation rende le site disponible à l'arrivée des espèces, les espèces à haut taux de colonisation et de croissance sont susceptibles de coloniser rapidement le site et de le dominer. (ii) Cependant, ces espèces, par leur dominance, modifieront les niveaux de ressources du site. Par exemple, si la tolérance à l'ombre et la colonisation sont inversement corrélées, ces espèces peuvent être moins en mesure de se reproduire ou de continuer à croître à l'ombre qu'elles produisent elles-mêmes au niveau du sol. (iii) D'autres espèces, qui ont un taux de croissance plus lent, mais qui peuvent se développer à l'ombre des espèces dominantes précoces et atteindre une taille maximale, risquent de sortir de la canopée des espèces précédentes et de les ombrager. Cela empêchera probablement le recrutement et la croissance des espèces dominantes précoces de plus courte durée de vie, qui peuvent alors diminuer, laissant la communauté dominée par les espèces à croissance plus lente. L'expression détaillée de ce processus peut être, et sera, modifiée par de nombreux facteurs, y compris la disponibilité des espèces, les niveaux de perturbation, l'histoire et, en particulier, les effets des différentes espèces les unes sur les autres (McCook, 1994).

La compétition entre les différentes plantes peut donc expliquer, de manière générale, le remplacement des espèces au cours de la succession, entraînant des changements dans la capacité concurrentielle relative de différents types de plantes le long des gradients environnementaux (Huston and Smith, 1987). Le cycle de vie et l'autécologie des espèces impliquées dans la succession sont généralement acceptées pour changer au cours du processus (Huston and Smith, 1987; Prach et al., 1997). Il a été reconnu que les corrélations entre les traits d'histoire de vie peuvent expliquer les schémas de succession (Grime, 1974; Huston and Smith, 1987). Les traits d'histoire de vie adaptés à différentes conditions sont susceptibles d'être inversement corrélés. Ainsi, ceux qui sont importants dans le début de succession sont moins susceptibles d'être importants dans les étapes tardives de la succession et vice versa (McCook, 1994). Ainsi il est généralement accepté que les changements qui surviennent dans les attributs de la végétation dominante constituent une composante importante du développement et de la succession des écosystèmes.

Il est prédit que le long d'une succession primaire, les espèces végétales dominantes en début de succession sont généralement de petite taille, souvent herbacées, de courte durée de vie, à forte capacité de reproduction et produisant des déchets en grande qualité, pour ensuite laisser la place à des espèces plus grandes, ligneuses, à longue durée de vie, plus conservatrices pour retenir les nutriments et produisant un feuillage et une litière de moins bonne qualité. Des tendances similaires se produisent également dans la succession secondaire, même si le point de départ peut se produire plus tard dans le développement de l'écosystème en raison des effets hérités (Grime, 1981; Walker and Chapin, 1987; Wardle et al., 2002).

Les successions selon le modèle de Grime

Selon Grime (2001, 1981, 1977, 1974) chaque stratégie est adaptée à une combinaison particulière de deux contraintes auxquelles les espèces végétales doivent faire face : le stress et la perturbation (et la troisième contrainte de compétition qui découle de ces deux contraintes externes). Grime (1977) définit le stress comme étant les contraintes externes qui limitent le taux de production de matière sèche de toute ou une partie de la végétation (e.g. manque de ressources comme la lumière, l'eau ou les éléments nutritifs, ou une température sous-optimale), et la perturbation comme étant les mécanismes qui limitent la biomasse végétale en provoquant sa destruction partielle ou complète, découlant des activités d'herbivorie, humaines ou pathogènes (e.g. herbivorie, piétinement), ou de phénomènes comme les dégâts liés au vent, au gel, à la dessiccation, à l'érosion du sol et au feu.

Dans la théorie de Grime (2001), les trois stratégies principales représentent donc des combinaisons de traits viables résultant de conditions de compétition, de limitations abiotiques à la croissance (le stress) ou de destruction périodique de la biomasse (perturbation), respectivement. Plus précisément, les compétiteurs (C) sont censés survivre dans des habitats productifs relativement stables grâce à l'investissement de ressources dans la croissance végétative continue et à l'atteinte rapide d'un grand nombre d'individus et d'organes pour favoriser la préemption des ressources. Les stress-tolérants (S) protègent les performances métaboliques dans des environnements variables et pauvres en ressources, en investissant principalement dans la capacité à retenir les ressources et à réparer les composants cellulaires dans des tissus denses et persistants. Ils sont en général de petite taille ou accumuler progressivement une taille plus grande sur une longue durée. Les rudérales (R) impliquent l'investissement d'une grande partie des ressources, non pas dans l'individu, mais dans les propagules à partir desquels la population peut se régénérer face à des destructions ou des perturbations mortelles répétées de la biomasse.

Le schéma de Grime repositionne ces trois contraintes dans le fameux diagramme triangulaire. En utilisant les deux dimensions de stress et de perturbation, Grime classe les environnements comme ayant un (1) faible niveau de perturbation-faible stress ; une (2) faible perturbation-stress élevé et une (3) forte perturbation-faible stress (Tableau 1.2), la quatrième combinaison de forte perturbation-stress élevé étant considérée comme non viable. Selon la théorie de Grime, ces trois classes d'environnements ont été associées avec l'évolution à un type distinct de stratégie : celle des (1) compétiteurs ; (2) des stress-tolérants et (3) des rudérales (Tableau 1.2). Ces trois stratégies adaptatives primaires extrêmes pour ces conditions forment les extrémités du diagramme d'ordination triangulaire en tant que C-S-R (Fig. 1.12; Grime, 2001).

Ces trois stratégies sont bien sûr extrêmes, et le génotype de la majorité des plantes semble présenter un compromis entre le conflit de pressions de sélection, résultant en des combinaisons particulières de compétition, stress et perturbation, d'où l'existence de 16 stratégies intermédiaires (e.g. C-S, S-R; Grime, 1977; Fig. 1.12).

Tableau 1.2 (2) Base de l'évolution des trois stratégies CSR des plantes vasculaires selon Grime (2001), directement adapté de Grime (2001).

Intensité de la perturbation	Intensité du stress	
	Faible	Elevé
Faible	Stratégie de compétition (C)	Stratégie de stress-tolérance (S)
Elevé	Stratégie rudérale (R)	Stratégie non-viable

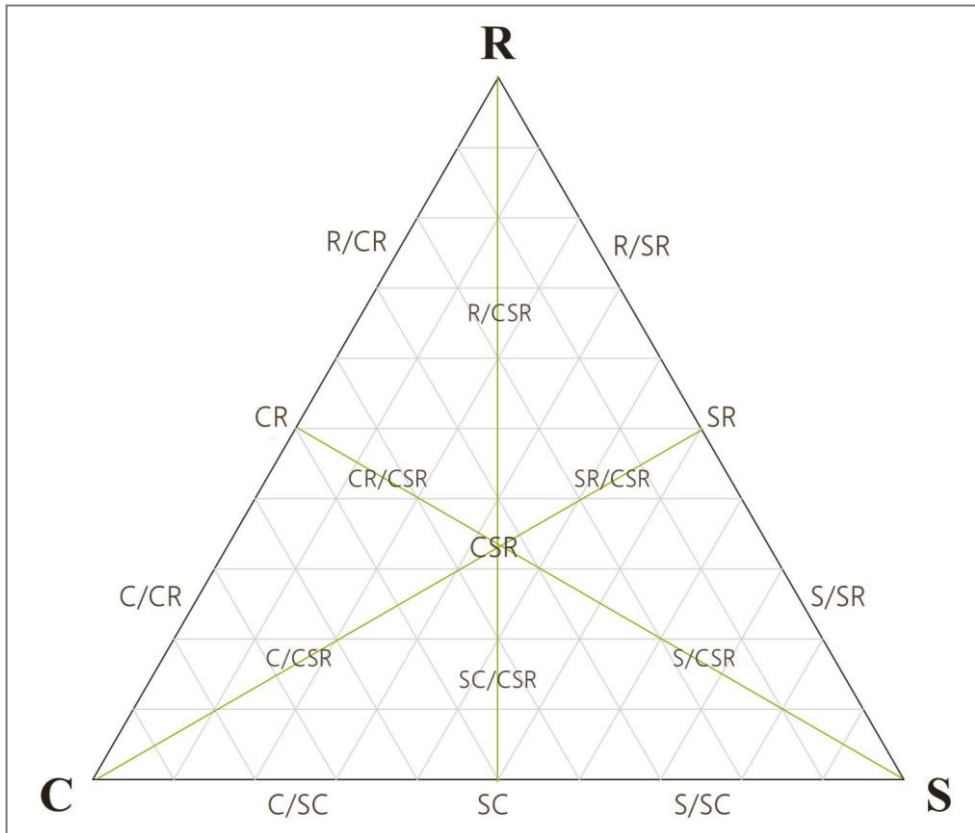


Fig. 1.12 (12) Diagramme triangulaire CSR présentant les trois stratégies adaptatives primaires extrêmes de Grime (2001) et les 16 autres stratégies adaptatives intermédiaires.

Selon Grime (2001), au cours de la succession écologique, l'impact des deux contraintes (stress et perturbation) sur l'assemblage de la végétation change, changeant également les niveaux de compétitions biotiques au sein de la communauté, et favorisant ainsi certaines espèces liées à des stratégies adaptatives différentes, aux différentes étapes de la succession.

Selon Grime, les changements observés au cours de la succession au départ d'une communauté stable ayant subi une perturbation (i.e. succession secondaire), modifient l'environnement de cette communauté passant d'un niveau de perturbation élevée-faible stress (ressources élevées) à un niveau de faible perturbation-stress élevé, avec un changement concomitant des stratégies dominantes, allant de communautés dominées par des espèces rudérales aux stress-tolérantes (Fig. 1.13a). Donc, Grime décrit les rudérales comme étant la végétation de départ d'une succession secondaire et les stress-tolérantes comme étant la végétation finale (Fig. 1.13a; Grime, 1988, 1987). Dans les systèmes plus productifs, comme sur les terres arables, il existe une phase intermédiaire de forte concurrence due à une ressource particulièrement abondante, caractérisée par un faible stress et de faibles perturbations, la courbe de la Fig. 1.13a ayant alors les mêmes points de départ et d'arrivée mais s'arquant en son centre vers l'extrême des Compétiteurs. Le cours de la succession secondaire, y compris la concurrence plus forte aux stades intermédiaires, dépend donc de la productivité de l'habitat (Fig. 1.13a; Grime, 1988, 1987).

La succession primaire opère différemment. Le sol ayant été dénudé, les ressources de l'écosystème ont été fortement affectées et l'écosystème est caractérisé par un stress élevé et un niveau de perturbation faible (étant donné que les espèces ne sont pas présentes, il n'y a pas de diminution de la biomasse). Ce qui limite donc l'écosystème est l'accès aux ressources. La stratégie de stress-tolérance est alors supposée dominer les premiers stades de la végétation s'installant sur ce type de sol dénudé. Ces espèces stress-tolérantes produisent alors des déchets de qualité et développent un sol au fur et à mesure de la succession, levant cette contrainte de ressources. La succession tend alors vers une végétation dominée par des espèces compétitrices (l'environnement présentant un niveau de faible perturbation-faible stress). Dans une succession primaire, la stratégie de stress-tolérance est donc supposée dominer les premiers stades avec une augmentation de la stratégie compétitrice dans la suite de la succession (Fig. 1.13b, Grime, 1988, 1987).

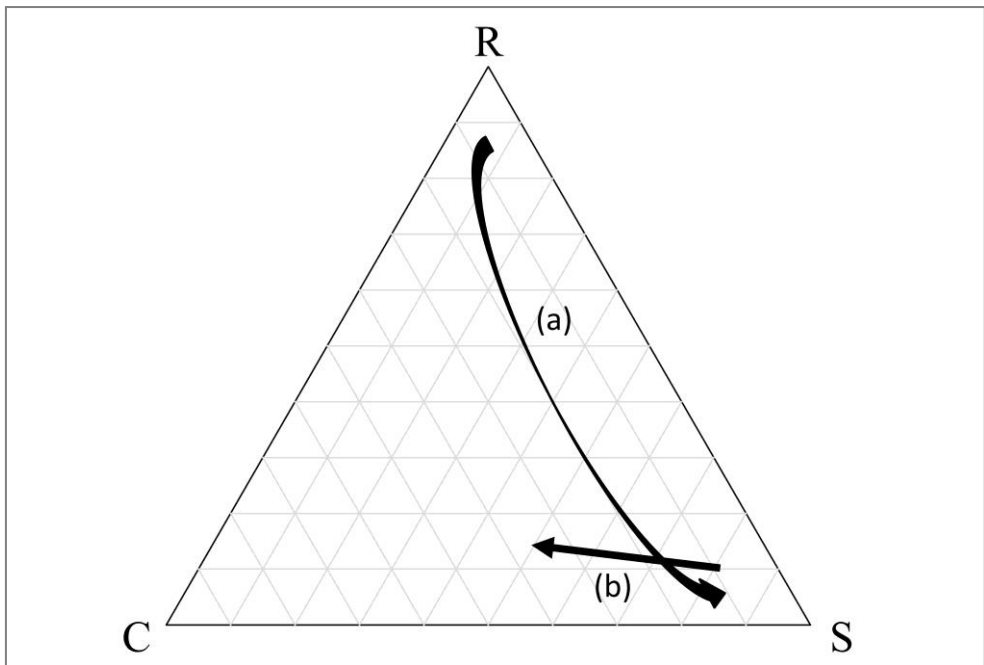


Fig. 1.13 (13) Processus de succession en relation avec la stratégie CSR (a) dans une succession secondaire, (b) dans une succession primaire dans un habitat dénudé, adapté de Grime (1987, 1988) et de Ecke and Rydin (2000).

Sur base de cette hypothèse de la succession primaire à partir d'un sol dénudé selon la théorie CSR de Grime (2001), la succession écologique en carrière, au départ d'un sol nu rocheux, devrait donc suivre la succession primaire théorique et débuter avec une végétation dominée par les stress-tolérantes, et la stratégie compétitrice devrait prendre le pas dans les stades plus avancés de cette succession. Cette hypothèse sera testée dans le chapitre 3 de cette thèse.

Sur cette base :

- (1) En repartant de cette hypothèse de la façon dont les différentes stratégies se mettent en place dans la succession écologique, nous pourrions envisager une manipulation de la trajectoire écologique se mettant naturellement en place.
- (2) Et dans une logique de stratégie adaptative en vue d'une restauration, le choix des espèces stress-tolérantes pour la phase d'installation semblent parfaitement correspondre à ce type d'habitat dénudé. Ces zones dénudées devant en théorie débuter par la colonisation d'espèces stress-tolérantes, elles semblent adaptées à ces conditions. En levant la barrière de la dispersion, on peut donc s'attendre à une bonne installation de ces espèces afin d'accélérer la trajectoire avec des espèces cible intéressantes pour la conservation de la biodiversité. C'est ce qui sera testé dans les chapitres 4 et 5, par le semis d'espèces de pelouses calcaires, communautés caractérisées par des espèces à stratégie de stress-tolérance dominantes.

L'écologie fonctionnelle, pour recréer des communautés résilientes et capables de résister aux invasions

Pour les sites complètement dénudés, un objectif primordial de la restauration est la conception de communautés restaurées capables de résister à l'invasion par des espèces exotiques (Funk et al., 2008). Pour ce faire, Funk et al. (2008) recommandent des approches de restauration basées sur les traits (Fig. 1.11). La théorie de l'écologie des communautés prédit qu'une espèce invasive aura moins de chances de s'établir s'il existe une espèce présentant des traits similaires dans la communauté résidente (Fig. 1.11a) ou si les niches sont remplies (Fig. 1.11c). Par conséquent, pour une restauration réussie, les efforts devraient se concentrer sur la sélection d'espèces indigènes présentant des traits similaires aux envahisseurs potentiels et inclure une diversité de traits fonctionnels. En outre, le succès des approches de restauration basées sur les traits dépendra largement de la diversité des envahisseurs, de la force des facteurs environnementaux et de la dynamique de dispersion des espèces envahissantes et indigènes (Funk et al., 2008).

De plus, il est reconnu que la biodiversité, et en particulier une richesse en espèces et une diversité plus importantes, semblent être des éléments essentiels pour la résilience des écosystèmes (Carl Folke, Steve Carpenter, Brian Walker, Marten Scheffer and Holling, 2004; Goodman, 1975; Peterson, 1997). Le but ultime d'un projet de restauration étant d'obtenir des communautés résilientes, un des objectifs d'une restauration peut être l'augmentation de cette diversité, comme suggéré dans Gibson-Roy et al. (2009).

Comme les traits fonctionnels peuvent jouer un rôle clé dans la relation entre le fonctionnement de la diversité et des écosystèmes, il est souvent suggéré que cette diversité devrait être approchée par la diversité fonctionnelle, qui est considérée comme un meilleur prédicteur de la diversité des espèces dans cette relation (Díaz and Cabido, 2001). Par conséquent, l'augmentation de la diversité fonctionnelle des plantes au lieu de la diversité des espèces végétales peut être un outil pour optimiser le fonctionnement des écosystèmes et le succès des restaurations d'écosystèmes dégradés.

Dans les chapitres 4 et 5 de cette thèse, nous testerons la création de communautés capables de résister aux invasions (restauration active). Au vu des éléments précédemment abordés, nous avons choisi de tester l'installation d'espèces issues de communautés de pelouses calcaires, ces espèces à stratégies de stress-tolérance dominantes étant potentiellement adaptées à ces environnements particulièrement stressants de sols dénudés par les activités extractives ; et présentant un potentiel particulièrement élevé pour la conservation de la biodiversité.

Le postulat de base est donc de choisir des espèces de pelouses calcaires et non de sélectionner nos espèces par rapport aux traits qu'elles pourraient posséder pour résister aux espèces invasives potentielles. Nous n'utiliserons donc pas la première hypothèse de Funk et al. (2008). Néanmoins, nous testerons des mélanges de graines de niveaux croissants de diversité fonctionnelle, pour tester les hypothèses : (1) selon laquelle une communauté plus diversifiée aurait un meilleur succès d'installation ; et (2) de Funk et al. (2008) selon laquelle des mélanges plus diversifiés auraient plus de chance de combler toutes les niches vacantes de l'écosystème et de posséder, par chance, des traits d'espèces invasives potentielles, de sorte qu'ils aient plus de chance de résister à ces invasions.

Diversité fonctionnelle : définition et indices de mesures

La DF est définie par Tilman (2001) comme étant la gamme et la valeur de traits des espèces et organismes qui influencent le fonctionnement d'un écosystème. Contrairement à la diversité des espèces, la DF mesure la distribution et la gamme de ce que font les organismes dans les communautés et les écosystèmes, et considère donc la complémentarité et la redondance des espèces co-existantes (Díaz and Cabido, 2001; Petchey and Gaston, 2006). C'est la raison pour laquelle la DF est généralement considérée comme un meilleur prédicteur de la productivité et de la vulnérabilité des écosystèmes que la diversité des espèces (Díaz and Cabido, 2001; Heemsbergen et al., 2004; Hulot et al., 2000).

Si la définition de la DF est relativement simple à comprendre, son utilisation croissante dans les études sur la biodiversité a révélé que sa mesure est assez complexe. Alors que les études sur la diversité en espèces ne nécessitent que le comptage des espèces en présence, les études de diversité fonctionnelle doivent décrire un nuage multidimensionnel de points dans l'espace des traits (i.e. chaque coordonnée correspond à un trait mesuré), chaque point représentant un individu ou une espèce. Plusieurs méthodes ont été récemment proposées pour aider à identifier les mesures nécessaires de la diversité fonctionnelle (Petchey and Gaston, 2006; Podani and Schmera, 2007; Villéger et al., 2008). Deux approches principales ont émergé: (i) d'une part, les groupes fonctionnels peuvent être définis en fonction de quelques caractéristiques comportementales et/ou morphologiques (e.g. méthodes d'acquisition des nutriments, habitat préféré) et les espèces observées sont classées dans différentes catégories fonctionnelles (Bremner et al., 2003; Petchey and Gaston, 2006; Stevens et al., 2003). (ii) Ou la diversité fonctionnelle peut être calculée en fonction de caractéristiques fonctionnelles spécifiques mesurées pour chaque espèce. Cette approche promet une résolution plus fine (Bremner et al., 2003; Petchey and Gaston, 2006), mais les valeurs de trait sont plus difficiles à obtenir que les informations sur l'appartenance à un groupe fonctionnel.

En raison du grand nombre de traits que peut posséder une espèce, combiné au grand nombre de différentes espèces qui existent au sein de la plupart des habitats, et la connaissance incomplète qu'il existe sur les traits qui influencent effectivement la plupart des processus des écosystèmes, il n'y a pas de façon simple de mesurer la diversité fonctionnelle (Tilman, 2001). À la place, des éléments plus faciles à mesurer que la DF sont utilisés comme indices ou corrélats de celle-ci. Un exemple de proxy pour approcher la DF est la "richesse des groupes fonctionnels" qui exprime le nombre de groupes fonctionnels représentés dans la communauté (Tilman, 2001). La richesse des groupes fonctionnels semble être la mesure de la DF la plus utilisée dans les études d'écologie des communautés (Mason et al., 2005), car il est facile et rapide de grouper des espèces qui présentent des traits fonctionnels similaires. Il existe cependant des indices plus précis de DF qui tentent de la mesurer de manière continue et qui sont liés aux niches écologiques des espèces en présence. Mason et al. (2005) et Schleuter et al. (2010) distinguent trois types d'indices: (1) les indices de richesse fonctionnelle : la quantité d'espace de

niche ou d'espace de valeur de trait utilisée par les espèces de la communauté ; (2) les indices d'uniformité fonctionnelle: la régularité de la répartition de l'abondance des valeurs de traits dans l'espace de niche rempli; et (3) des indices de divergence fonctionnelle : la mesure dans laquelle la distribution de l'abondance des valeurs de traits dans l'espace de niche occupé maximise la divergence des caractères fonctionnels au sein de la communauté. Selon l'indice, un ou plusieurs traits peuvent être considérés dans le calcul (Schleuter et al., 2010).

L'indice de DF utilisé dans cette thèse est un indice de divergence fonctionnelle : l'indice d'entropie quadratique de Rao (Botta-Dukát, 2005). Cet indice est basé sur l'indice de diversité des espèces de Simpson et calcule la variance des dissimilarités fonctionnelles entre toutes les paires d'espèces, pondérées pour leur abondance (Botta-Dukát, 2005; Schleuter et al., 2010). L'équation 1.1 décrit la formule de cet indice.

$$FD_{Rao} = \sum_{i=1}^{S-1} \sum_{j=i+1}^S d_{ij} p_i p_j$$

Équation 1.1 (1) Formule de l'indice d'entropie quadratique de Rao selon Botta-Dukát (2005), calculé pour S espèces, avec d_{ij} la distance entre les espèces i et j en fonction de leurs traits fonctionnels, et p_i et p_j l'abondance relative des espèces i et j .

L'avantage de l'indice d'entropie quadratique de Rao est qu'il prend en compte l'abondance relative des différentes espèces et donc l'abondance des différentes valeurs de traits, contrairement aux métriques de richesse fonctionnelle. De plus, il n'est pas corrélé à la richesse en espèces et c'est le seul indice de divergence fonctionnelle pouvant à la fois prendre en compte des traits multiples et des traits en catégories, i.e. non continus (Schleuter et al., 2010).

Diversité fonctionnelle : valeurs des traits fonctionnels

Différentes bases de données et listes de traits ont émergé au fil du temps, développant des protocoles pour mesurer les traits (Cornelissen et al., 2003; Garnier et al., 2001; Weiher et al., 1999), ou rassemblant des valeurs de traits (Kattge et al., 2011a; Kleyer et al., 2008; Poschlod et al., 2003) et récoltant des traits et des mesures dans des domaines spécifiques comme les forêts (Chave et al., 2009; Ollivier et al., 2007; Williamson and Wiemann, 2010). Tout d'abord Weiher et al. (1999) ont établi une liste de traits fonctionnels pour les plantes vasculaires, plus ou moins faciles à mesurer et selon les trois défis majeurs auxquels les espèces doivent faire face : la dispersion, l'établissement et la persistance. Garnier et al. (Garnier et al., 2001) ont établi un protocole standard pour mesurer deux traits qui reflètent un compromis fondamental dans le fonctionnement des plantes (la surface foliaire spécifique (SLA) et la teneur en matière sèche des feuilles LDMC). Cornelissen et al. (2003) ont quant à eux façonné un recueil de protocoles standards pour mesurer 28 traits fonctionnels reconnus comme étant critiques pour comprendre les questions écologiques à grande échelle. Ollivier et al. (2007) proposent une base de données qui décrit 30 traits relatifs à l'autoécologie pour plus 900 arbres de Guyane française (forêt tropicale). Chave et al. (2009) rassemblent les connaissances actuelles sur la fonction du bois par l'identification et la collection de données sur les traits fonctionnels essentiels qui y sont associés. Et Williamson and Wiemann (2010) expliquent comment mesurer la densité du bois correctement. Au vu des différentes façons de collecter les informations sur les traits, Kattge et al. (2011b) ont défini une structure de base de données générale afin de collecter les futures données relatives au trait de manière coordonnée et d'assurer leur compatibilité. Kattge et al. (2011a) ont établi la base de données nommée TRY qui a rassemblé de nombreux chercheurs du monde entier dans le domaine des traits de plantes afin de compiler 93 bases de données. TRY rassemble à présent la valeur de trois millions de traits de plantes pour près de 300 000 espèces. La base de données traits BIOPOP (Poschlod et al., 2003) contient les valeurs de 55 traits végétatifs et génératifs, pour près de 50 000 espèces de plantes d'Europe Centrale. Tandis que la base de données traits LEDA (Kleyer et al., 2008) est une base de données pour l'Europe du Nord, et inclus la base de donnée BIOPOP (Poschlod et al., 2003).

Dans cette thèse, nous utilisons la base de données BIOPOP (Poschlod et al., 2003) pour recueillir la valeur des traits des espèces végétales considérés, afin de pouvoir calculer les niveaux de diversité fonctionnelle. Cette base de données a été choisie car elle rassemble des données de valeurs de traits de nombreuses bases de données d'Europe centrale. Elle est donc très complète, accessible et donne des données fiables pour la zone géographique de cette étude.

Objectifs et stratégie scientifique

Objectifs

L'objectif de cette thèse s'articule autour de trois ensembles de questions principales :

- (1) Dans un secteur extractif, comment mettre en place une stratégie biodiversité coordonnée et basée sur des critères spécifiques à partir desquels les résultats peuvent être planifiés et leur réalisation mesurée ? Quels sont les enjeux liés à la conservation de la biodiversité en carrière ? Vers quels objectifs les efforts de restaurations doivent-ils tendre pour mettre en place des actions de restaurations et de gestion pertinentes et acceptées par tous ?

Dans le **chapitre 2**, nous avons construit un cadre consensus d'indicateurs clés de performance par un processus participatif qui intégrait l'opinion de parties prenantes issus de groupes représentant des intérêts les plus variés possible. Ce cadre met en évidence les indicateurs les plus acceptables pour évaluer la biodiversité au sein d'une carrière, à l'échelle Européenne et permet de valider les enjeux principaux liés à la conservation de la biodiversité en carrière. Ces indicateurs permettent d'aider les opérateurs à gérer la biodiversité au sein de leur carrière en leur donnant des sujets précis à aborder, ainsi qu'à permettre la création de systèmes d'information cohérent pour évaluer la biodiversité en carrière au niveau européen.

- (2) Dans les zones dénudées des carrières calcaires, peut-on compter sur la restauration passive pour créer des habitats d'intérêt ou doit on intervenir pour modifier la trajectoire écologique ? La succession naturelle s'établissant sur ces zones suit-elle les hypothèses de Grime (2001) ?

Dans le **chapitre 3**, nous avons examiné si la végétation herbacée naturellement recrutée après l'exploitation sur les zones dénudées des carrières calcaires en Région Wallonne, tendent (d'un point de vue taxonomique et fonctionnel) vers des communautés végétales analogues aux habitats-semis naturels d'intérêts pour la conservation.

- (3) Dans les zones dénudées des carrières calcaires, est-il possible de manipuler les substrats et les niveaux de diversité fonctionnelle des mélanges semés, afin de restaurer au mieux des habitats analogues, tout en résistant aux principales invasions végétales ?

Dans les **chapitres 4 et 5**, nous avons évalué l'efficacité de l'utilisation de remblais minier, recueillis sur le site, comme substrat potentiel favorisant l'installation et la croissance d'espèces natives de pelouses calcaire, tout en défavorisant celle des espèces invasives les plus courantes en carrière calcaire.

Le **chapitre 4** teste trois substrats disponibles en carrière (graviers, poussière et raclage) et trois niveaux de diversité fonctionnelle de mélanges semés, dans deux zones dénudées de carrière calcaire : une terrasse calcaire, à Antoing et une butte de rejet de lavage calcaire, à Monceau-sur-Sambre.

Tandis que le **chapitre 5** teste deux substrats (graviers 0-30 mm, raclage), et trois niveaux de diversité fonctionnelle de mélanges semés, sur une butte de terre de découverte calcaire.

Cas d'étude : les zones sèches des carrières calcaires en Région Wallonne

Les carrières calcaires constituent la part la plus importante de la production globale en minerais des carrières belges (Gosselin, 2006). Les carrières calcaires actives sont représentées à la Fig. 1.14. Les différentes questions posées sur la restauration passive et active (chapitre 3 à 5) ont été étudiées dans différentes carrières de la Région Wallonne (Belgique) selon les opportunités en termes de données disponibles et d'occurrence de sites convenant pour répondre aux questions posées. La localisation des sites d'études des différents chapitres est présentée à la Fig. 1.15. En tout, 14 carrières de la Région Wallonne ont été étudiées réparties de la manière suivante : (i) 11 dans le chapitre 3 ; (ii) deux dans le chapitre 4; (iii) une dans le chapitre 5.

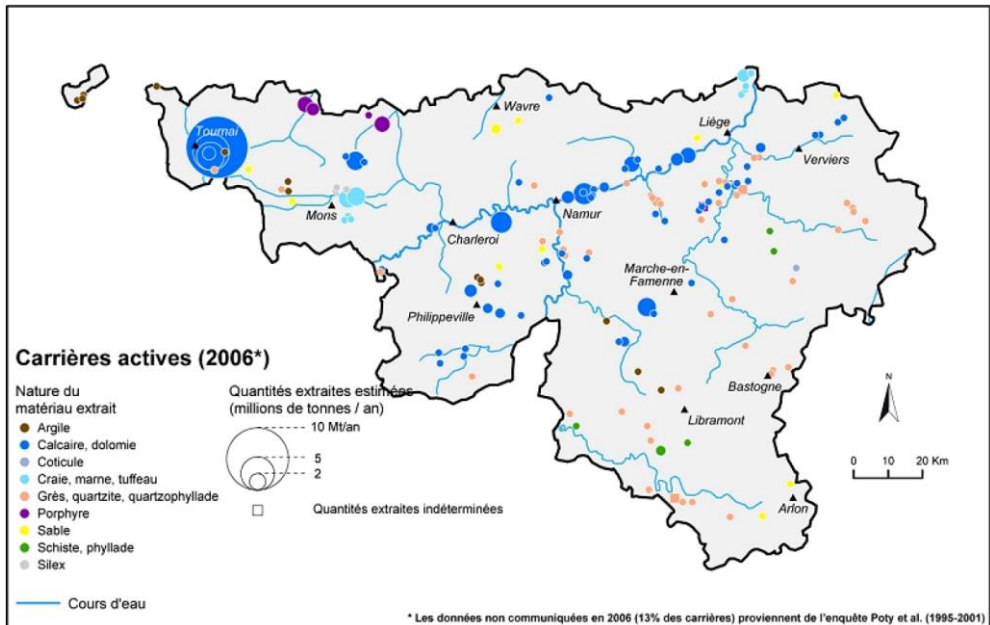


Fig. 1.14 (14) Carrières actives en Région Wallonne en 2006, issu de Gosselin (2006).

L'étude de la caractérisation de la succession écologique, d'un point de vue taxonomique et fonctionnel, des communautés végétales s'établissant spontanément sur les zones dénudées des carrières calcaires après l'exploitation (chapitre 3), a été réalisée dans six sites répartis dans la Région Wallonne. Les six sites étudiés comprenaient une seule carrière ou un groupe de carrières situées dans la même formation calcaire et dans le même paysage écologique. Chacun des six sites d'étude était constitué d'un des trois types de calcaire (Fig. 1.15): calcaire dur (calcaire du Carbonifère moyen ou Dévonien moyen), craie blanche (calcaire du Crétacé supérieur) ou dolomie (calcaire du Dévonien supérieur ; Dejonghe, 2006). L'approche "space-for-time substitution approach" (l'approche de substitution du temps par l'espace) a été utilisée pour suivre la succession primaire ayant lieu dans chacun de ces sites (Pickett, 1989; Prach, 2003; Prach et al., 2013). Pour chaque site, trois sous-sites ont été sélectionnés, chacun représentant un intervalle de temps depuis l'abandon des activités extractives (au total 18 sous-sites) : 1, <3 ans ; 2, 3–20 ans ; et 3, >20 ans (Fig. 1.16). Durant la saison de végétation 2014, l'inventaire floristique de ces 18 sous-sites a été effectué. Ce jeu de données, combiné à la compilation de données d'habitats herbacés de références Natura 2000, relevés par Piqueray et al. (2007), (2008) et (2016), offrait une opportunité unique d'étudier la caractérisation de la succession écologique des zones dénudées des carrières calcaires après l'exploitation de la région.

Les analyses de la réponse d'espèces de pelouses calcaires semées en restauration active sur différents substrats dans les zones dénudées de carrière calcaire ont été réalisées dans les carrières de calcaire dur (Carbonifère moyen ou inférieur ; Dejonghe, 2006 ; Fig. 1.15) d'Antoing et Monceau-sur-Sambre (chapitre 4) et de Beez (chapitre 5). Le chapitre 4 teste trois substrats disponibles en carrière (graviers, poussière et raclage), dans deux zones dénudées de carrière calcaire : une terrasse calcaire, à Antoing et une butte de rejet de lavage calcaire, à Monceau-sur-Sambre (Fig. 1.17). Tandis que la chapitre 5 teste deux substrats (graviers 0-30mm, raclage), sur une butte de terre de découverte calcaire, à Beez (Fig. 1.17).

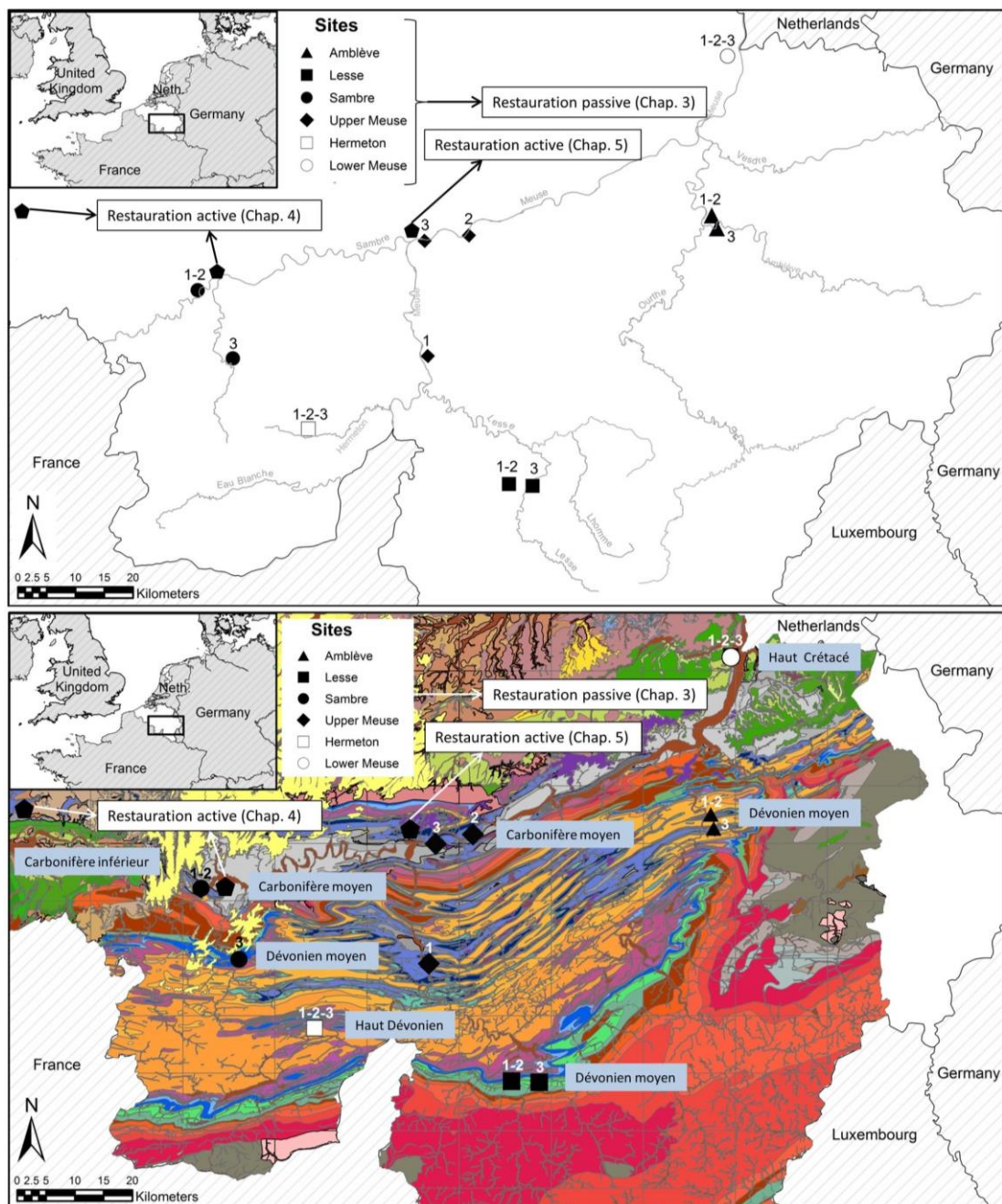


Fig. 1.15 (15) Localisation des sites d'études selon les chapitres, en Région Wallonne. Chapitre 3 (Chap. 3), sites naturellement recolonisés par la végétation suite à l'abandon des activités extractives (restauration passive) depuis : 1, <3 ans ; 2, 3–20 ans ; et 3, >20 ans. Chapitre 4 et 5, sites où ont eu lieu les expériences de restauration active. Couleurs des symboles : black = site de calcaire dur, white = site de craie ou dolomie.

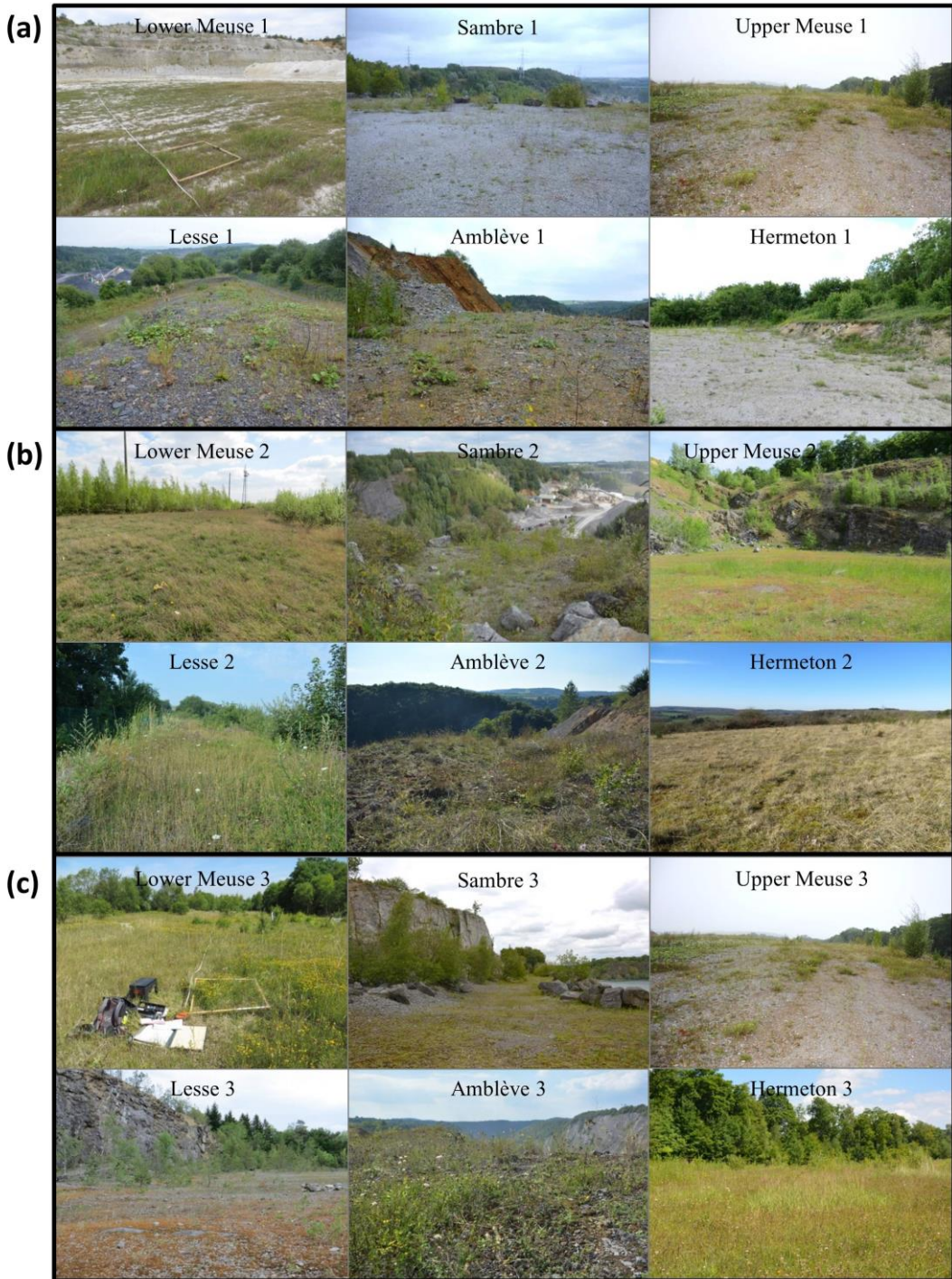


Fig. 1.16 (16) Photographies des 18 sous-sites de carrière calcaire étudiées dans le chapitre 3, naturellement recolonisées par la végétation suite à l'abandon des activités extractives depuis : 1, <3 ans (a) ; 2, 3–20 ans (b) ; et 3, >20 ans (c).



Fig. 1.17 (17) Photographies des 3 sites de carrière calcaire sélectionnées dans le chapitre 4 (photos 1 à 2) et 5 (photos 3 à 4), pour la mise en place des expériences de restauration active de zones dénudées de carrière calcaire : (1) carrière d'Antoin, terrasse calcaire avant raclage ; (2) carrière de Monceau-sur-Sambre, butte de rejet de lavages calcaires ; (3) et (4) carrière de Beez, butte de terre de découverte calcaire.

Habitat cible étudié : les pelouses calcaires

Les pelouses calcaires sont des formations herbacées semi-naturelles qui se sont développées à travers l'Europe, depuis le Néolithique, à partir des pratiques de pâturage, principalement par les moutons (Dutoit et al., 2009; Poschlod and WallisDeVries, 2002). Ce sont des pelouses sèches qui s'installent sur des sols superficiels calcaires, crayeux ou schisto-calcaires, secs et pauvres en éléments nutritifs (Butaye et al., 2005). Elles sont particulièrement riche en espèces végétales et abritent une grande diversité d'insectes notamment (Kremen et al., 2004; Meyer et al., 2009).

Ces pelouses héliophiles semi-naturelles ont connu un déclin dramatique depuis le 19^{ième} siècle, de par leur fragmentation croissante en Europe, dû à l'arrêt des pratiques agro-pastorales (Krauss et al., 2010; Piqueray et al., 2011a; WallisDeVries et al., 2002). Elles ont été petit à petit remplacées par des terres arables, l'urbanisation, la reforestation ou le reboisement naturel et la succession venant des forêts adjacentes (Isselstein et al., 2005; Piqueray et al., 2015; Poschlod and WallisDeVries, 2002). En Belgique, près de 90 % des pelouses calcaires ont été ainsi transformées depuis le 19^{ième} siècle (Adriaens et al., 2006; Bisteau and Mahy, 2005; Piqueray et al., 2011b). La conservation de ces formations végétales uniques a été reconnue comme étant une priorité au niveau Européen et elles sont protégées par la Directive européenne 92/43/CEE, dite Directive Habitat (European Community, 1992). Elles sont également considérées comme habitat vulnérable par la Liste Rouge des Habitats Européens (Janssen et al., 2016), étant principalement menacées par la fragmentation des habitats restants dans un paysage principalement constitué de terres agricoles intensives, de forêts et de routes (Piqueray, 2006; Piqueray et al., 2011a). Depuis 1993, elles ont été restaurées ou recrées par le biais de nombreux projets Life à travers l'Europe, afin d'améliorer la connectivité entre les différentes taches restantes à travers le paysage (Harzé, 2017). Etant d'origine anthropique, traditionnellement pâturée par les moutons, pour conserver un état écologique favorable et éviter leur reboisement, les pelouses calcaires sont actuellement gérées par le pâturage ou le fauchage (Moog et al., 2002).

Les pelouses calcaires présentent des conditions environnementales particulièrement stressantes pour les plantes. Elles se développent sur des sols caractérisés par un drainage rapide et une très faible rétention en eau. Les plantes qui s'y installent doivent donc affronter des sols pauvres en éléments nutritifs et périodiquement limités en eau (particulièrement en été et parfois au printemps; Buckland et al., 1997; Kalicka et al., 2008). La quantité d'eau disponible pour les plantes varie notamment selon la topographie et l'exposition du site. Sur les pentes raides et ensoleillées, on retrouve les plus faibles teneurs en eau suite à une forte évaporation et les sols peu profonds diminuent également la capacité de stockage de l'eau (Bennie et al., 2008, 2006). Bien que certaines espèces végétales typiques de ce type de pelouse se retrouvent naturellement à travers tout ce gradient microclimatique, on distingue plusieurs formations de pelouses (Fig. 1.18): les plus xériques associées aux pentes exposées au sud (code Natura 2000 selon la Directive Habitat: 6110, 'pelouses calcaires rupicoles' et 6210 pro partim, 'pelouses calcaires xérophiles') et les plus mésiques couvrant les pentes exposées au nord (6210 pro partim, 'pelouses calcaires mésophiles'; Butaye et al., 2005; Piqueray et al., 2007).

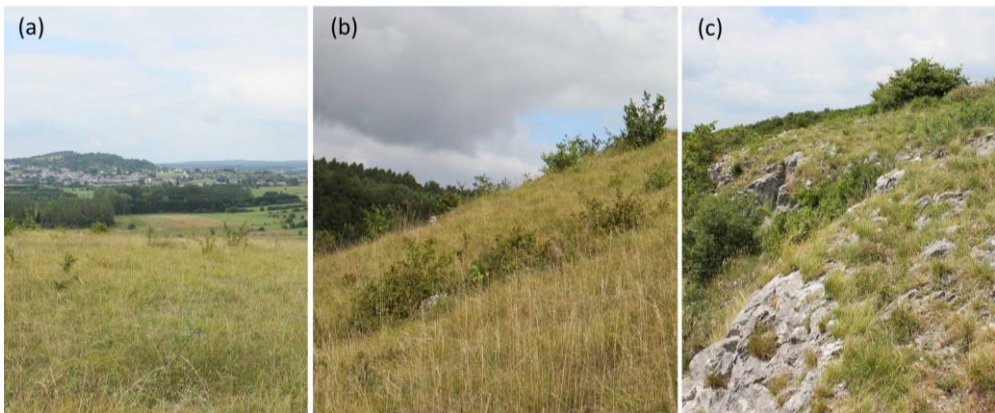


Fig. 1.18 (18) Diversité des pelouses calcaires selon l'exposition et la topographie. Exemple de gradient : (a) plateau couvert par une pelouse mésophile et (b,c) pentes plus ou moins fortes et exposées sud pouvant arborer une communauté plus xérophile. Photographies : Harzé (2017).

De manière générale, en Belgique, les pelouses calcaires appartiennent à la classe *Festuco-Brometea*. Décrites de manières extensives dans la littérature, notamment par Butaye et al. (2005) et Piqueray et al. (2007). Elles sont dominées majoritairement par trois graminées (*Bromus erectus*, *Brachypodium pinnatum*, et *Festuca ovina*), ainsi qu'un cortège d'autres graminées et laïches fréquentes mais moins abondantes (*Briza media*, *Avenula pubescens*, *Koeleria macrantha*, *Carex caryophylla* et *Carex flacca*), et des plantes dicotylédones parmi lesquelles les hemicryptophytes telle que *Lotus corniculatus*, *Hieracium pilosella*, *Galium pumilum*, *Potentilla neumanniana*, *Plantago lanceolata*, *Sanguisorba minor* et *Scabiosa columbaria* dominant, avec toute fois la présence plus réduite de chamaephytes telle que *Teucrium chamaedrys*, *Helianthemum nummularium* et *Thymus praecox* ou *pulegioides*, qui peuvent être fréquentes et même localement dominantes. Ces espèces forment le cortège que l'on retrouve à travers tout le gradient des pelouses calcaires.

Les communautés les plus xériques sont associées à l'alliance *Xerobromion* et sont différenciées par des espèces telles que *Melica ciliata*, *Allium sphaerocephalon*, *Dianthus carthusianorum*, *Thlaspi montanum* et *Globularia bisnagarica*. Les communautés mésiques sont quant à elles associées à l'alliance *Mesobromion* et sont caractérisées par un grand cortège d'espèces telle que *Pimpinella saxifraga*, *Leontodon hispidus*, *Centaurea scabiosa*, *Primula veris*, *Ononis repens*, *Genista tinctoria*, *Centaurea scabiosa*, *Ononis spinosa*, et constitue un habitat de choix pour un grand nombre d'orchidées comme *Ophrys insectifera*, *Anacamptis pyramidalis* ou *Platanthera bifolia* (Piqueray et al., 2007).

Espèce invasives étudiées : *Senecio inaequidens* DC. et *Buddleja davidii* Franch.

En Région Wallonne, il existe une forte pression d'invasion dans les habitats créés par les activités d'extraction (Jorion et al., 2016). Deux espèces invasives sont particulièrement occurrentes dans les carrières calcaires Belges et peuvent présenter des problèmes de gestion pour les opérateurs ainsi qu'un enjeu important en termes de restauration des habitats naturels herbacés en carrière : *Buddleja davidii* Franchet et *Senecio inaequidens* DC. (Fig. 1.19).



Fig. 1.19 (19) Les deux espèces invasives les plus occurrentes et les plus problématiques en carrière calcaire Belge : (a, c) *Senecio inaequidens* DC., le sénécion du Cap et (d, e) *Buddleja davidii* Franchet, l'arbre aux papillons.

S. inaequidens (sénéçon du Cap) est une plante herbacée pérenne de la famille des *Asteraceae*. Il est originaire de l'Est de l'Afrique du Sud, où il s'établit dans les habitats primaires tels que les pentes rocheuses et les lits de rivières graveleux. Il est présent en Afrique du Sud, en Australie et en Amérique du Sud où il a envahi de nombreux habitats rudéraux. Il a été introduit en Europe continentale à la fin du 19^{ième} siècle par l'industrie lainière, transportée via la laine de mouton (Ernst, 1998). Aujourd'hui il s'est répandu dans toute l'Europe occidentale et méridionale, en ce en dehors de l'industrie lainière. Dans son aire d'introduction, il colonise principalement les voies ferrées, les bords de route et les pâturages (Caño et al., 2007). *S. inaequidens* est actuellement l'une des espèces envahissantes les plus répandues en Europe (Heger and Böhmer, 2005) et risque particulièrement d'envahir les paysages perturbés et altérés (Caño et al., 2007). *S. inaequidens* est un arbuste nain particulièrement vigoureux qui peut produire jusqu'à 10 000 graines par plants durant une longue floraison, pouvant s'étendre de mai à décembre (López-García and Maillet, 2005). Différent de nombreuses plantes de sa famille, il ne présente aucun mécanisme de pollinisation spécialisé, impliquant des insectes généralistes. De plus, il a été démontré qu'il peut produire des graines à partir de sa première année de croissance. Ainsi, un seul individu colonisant un nouveau site, peut en une ou deux générations, donner naissance à une population nombreuse, faisant de lui un concurrent particulièrement redoutable (Lachmuth et al., 2011; Prati and Bossdorf, 2004). *S. inaequidens* présente un haut degré de polymorphisme de la dormance des achènes et un schéma de germination décalée dans le temps qui font de lui un colonisateur particulièrement redoutable dans des environnements variables (Ernst, 1998; López-García and Maillet, 2005). De plus, il a une amplitude particulièrement grande en termes de tolérance écologique, ce qu'il fait qu'il peut s'installer dans un très vaste gradient environnemental (Monty et al., 2013; Monty and Mahy, 2010, 2009). Ce qui augmente encore sa compétitivité est, qu'une fois établi, il présente une croissance très rapide, associée à une production de biomasse aérienne et souterraine soutenue. Cano et al. (2007) ont démontré qu'une faible proportion de graines de *S. inaequidens* émergeant dans des microsites favorables, même dans des prairies compétitives, peut entraîner une invasion considérable.

L'invasion de *B. davidii* est réalisée différemment. Contrairement à *S. inaequidens* qui est un arbuste nain, *B. davidii* est un arbrisseau pérenne, semi-décidu, à tiges multiples ayant une durée de vie plus longue (20-30 ans). *B. davidii* atteint une biomasse finale significativement plus élevée chez les individus reproducteurs (Tallent-Halsell and Watt, 2009). La forte pression de propagules observée dans les populations naturelles de *B. davidii* lui permettent la dispersion d'une grande quantité de graines qui germent dans un temps relativement court ce qui lui confère un fort potentiel d'invasion. *B. davidii* peut donc profiter des petites perturbations et de la disponibilité des ressources et produire une invasion significative des prairies à long terme. De plus, un seul individu mature de *B. davidii* peut produire des millions de graines qui peuvent se disperser sur une grande distance (Tallent-Halsell and Watt, 2009). Il est bien connu que l'invasion d'espèces par des locus multiples est le moyen le plus efficace d'établir des espèces non indigènes dans un nouvel environnement (Mack et al., 2000). Au vu de sa capacité à se disperser, la présence continue d'un seul individu mature de *B. davidii* dans une carrière restaurée peut fournir une source de populations satellites qui peut garantir une réintroduction continue dans les zones de la carrière nouvellement ou antérieurement perturbées. De plus, il est démontré que *B. davidii* est difficile à éliminer ou à gérer une fois qu'il s'est établi dans une zone perturbée (Tallent-Halsell and Watt, 2009). Des études antérieures ont également démontré que *B. davidii* est capable d'envahir et de dominer des zones soumises à un large éventail de perturbations naturelles (Gentili et al., 2011; Tallent-Halsell and Watt, 2009).

Ces deux espèces produisent un grand nombre de graines, présentent des caractéristiques qui facilitent grandement leur aptitude à l'invasion, et sont difficiles et coûteuses à enlever/gérer une fois établies (Garcia-Serrano et al., 2004; Tallent-Halsell and Watt, 2009). Dans les carrières de la Région Wallonne, leur présence est donc au centre des inquiétudes.

Developing biodiversity indicators on a stakeholders' opinions basis: the gypsum industry Key Performance Indicators framework



Quarry of Zaragoza, Saint-Gobain Gypsum (Spain)

CHAPTER 2: Developing biodiversity indicators on a stakeholders' opinions basis: the gypsum industry Key Performance Indicators framework

The content of this chapter has been adapted from the research article published in Environmental Science and Pollution Research (2016) 23, 13661-13671

CARLINE PITZ, GRÉGORIE MAHY, CÉDRIC VERMEULEN, CHRISTINE MARLET, MAXIME SÉLECK

Abstract

This study aims to establish a common Key Performance Indicators (KPIs) framework for reporting about the gypsum industry biodiversity at the European level. In order to integrate different opinions and to reach a consensus framework, an original participatory process approach has been developed among different stakeholder groups: Eurogypsum, European and regional authorities, university scientists, consulting offices, European and regional associations for the conservation of nature, and the extractive industry. The strategy is developed around four main steps: (1) building of a maximum set of indicators to be submitted to stakeholders based on the literature (Focus Group method); (2) evaluating the consensus about indicators through a policy Delphi survey aiming at the prioritization of indicator classes using the Analytic Hierarchy Process method (AHP) and of individual indicators; (3) testing acceptability and feasibility through analysis of Environmental Impact Assessments (EIAs) and visits to three European quarries; (4) Eurogypsum final decision and communication. The resulting framework contains a set of 11 indicators considered the most suitable for all the stakeholders. Our KPIs respond to European legislation and strategies for biodiversity. The framework aims at improving sustainability in quarries and at helping to manage biodiversity as well as to allow the creation of coherent reporting systems. The final goal is to allow for the definition of the actual biodiversity status of gypsum quarries and allow for enhancing it. The framework is adaptable to the local context of each gypsum quarry.

Key words

Quarry, participatory process, biodiversity indicator, gypsum, stakeholder, consensus, extractive industry

Introduction

The mining and extractive industry represents a significant economic activity in many countries around the world (International Council on Mining and Metals, 2010). As extractive activities can occur in places that are environmentally sensitive, attention to environmental issues has become an important issue. Access to resources is increasingly linked to the demonstration of the environmental sustainability of a mining project throughout the exploitation cycle: exploration, mine opening, operation and closure. Specifically, the extractive industry has to demonstrate their commitments to biodiversity as a part of their sustainable development (Amankwah and Anim-Sackey, 2004; Azapagic, 2004; Hilson and Murck, 2000; Soares et al., 2004). Companies are also addressing biodiversity for sound business reasons. A lot of mining companies encompass biodiversity in their commitments to establish and maintain a social or functional “license to operate” (Azapagic, 2004; International Council on Mining and Metals, 2010; Jenkins and Yakovleva, 2006). In past decades, the perception that quarries were dusty and sterile environments, where animals and native plants were absent, has switched to having potential for maintaining biodiversity. Quarries may promote wildlife by becoming refuges for biodiversity through the development of non-permanent and diversified habitats in homogeneous landscapes. Careful quarry management can significantly enhance biodiversity (Heneberg et al., 2013; e.g. Lundholm and Richardson, 2010; Šálek, 2012; Tropek et al., 2012, 2010).

The European gypsum industry wants to support this objective and has increased its awareness about biodiversity to be part of European Union (EU) biodiversity strategy by 2020: “Halting the loss of biodiversity and the degradation of ecosystem services in the EU by 2020 and restoring them in so far as feasible, while stepping up the EU contribution to averting global biodiversity loss” (European Commission, 2011). The cornerstone of this strategy is the concept of “No Net Loss” which exists to “maintain the biodiversity in an equivalent or better state than that observed before the project begins” (Morandeau and Vilaysack, 2012). Efficient indicators are needed to implement appropriate systems for the reporting on this biodiversity effort in the European gypsum industry and demonstrate that gypsum quarries are managed in a way that allows them to maintain their biodiversity. From the large panel of existing biodiversity indicators, Key Performance Indicators (KPIs) need to be selected to provide “the specific criteria from which the attainment of result can be planned and their accomplishment can be measured” (Azapagic, 2004; Bubb et al., 2010). KPIs not only need to measure biodiversity but also need to track performances in relationship to societal demand and the capacity of the European gypsum industry. These KPIs must: (i) target objectives issued from EU biodiversity Policies; (ii) be accepted by key stakeholders involved in biodiversity conservation; (iii) be smart enough to correlate to the capacity of implementation by the sector.

Frameworks of biodiversity indicators have already been developed by international institutions (European Environment Agency, 2007; Global Reporting Initiative, 2007; e.g. Organisation for Economic Co-operation and Development, 2003; United Nations Environment Programme, 2004), Non-Governmental Organizations (NGOs) (Duelli and Obrist, 2003), and business sectors such as the European extractive industry (HeidelbergCement Technology Center GmbH et al., 2008; Rademacher et al., 2010; Soares et al., 2004; e.g. Swedish International Development Cooperation Agency, 2002).

KPIs represent a summary of information about the characteristics of systems and are used to understand what is happening in those systems. No single biodiversity indicator can be developed to report on biodiversity. Biodiversity is complex and includes many different aspects from individual genes to complete ecosystems. Selecting biodiversity indicators most often implies making choices based upon values and focusing on some aspects that can be managed (Bubb et al., 2010; Duelli and Obrist, 2003; Waldhardt, 2003). Indicators should lead to informed decisions – they are not ends in themselves (Bubb et al., 2010). The selection of indicators may be largely influenced by the background of stakeholders. Developing a plan of action based on the opinions of stakeholders potentially affected by a biodiversity project should promote the most acceptable framework of biodiversity indicators and help in its implementation.

Participatory processes considerably increase the quality of decisions (Slocum, 2003). In general, such processes should increase the trust among the public for governance institutions and strengthen the perception of legitimacy. During participatory processes, stakeholders develop a better understanding of the intended results, collected data and potential outcomes which often lead to a greater acceptance. Decision-makers are also part of the process and will learn things that should improve their judgment. They will receive direct feedback from other stakeholders that should help to build a great overview to make decisions (Slocum, 2003).

In this study we report on an original participatory process aiming at developing a common biodiversity KPIs framework for the European gypsum industry. This framework has to be usable for gypsum industrials across Europe. It has to be flexible and adaptable to the local context, to answer to European legislation and strategies for biodiversity, and to be accepted by major participants in the field of biodiversity conservation.

Material and methods

Eurogypsum

Founded in 1961 in Geneva, Eurogypsum is the European federation of national associations of gypsum products manufacturers, registered as an International Non-Profit Association on the European Union's Transparency register (number 26369367005-58). It represents a turnover of over 7.7 billion Euros, 154 quarries and 160 plants at a European level. The Eurogypsum Quarry Working Group (Quarry WG) includes the Secretary General of Eurogypsum, the directors of mineral resources at the international level from the three main players (Siniat, Knauf and Saint-Gobain Gypsum) and a technical advisor for the environment. Quarry WG deals with subjects related to biodiversity in quarries and to Environmental Impact Assessments (EIAs).

General strategy

The general strategy of our study is based on four main steps (Fig. 2.1): (i) with the Quarry WG, building a maximum set of KPIs, based on literature, to be further submitted to stakeholders (Focus Group method); (ii) evaluating the consensus about indicators' priorities for a panel of external stakeholders through a policy Delphi survey aiming at the prioritization of indicator classes and at the prioritization of individual indicators; (iii) testing acceptability and feasibility in the gypsum industry through the analysis of gypsum industry EIAs and visits to three European quarries; (iv) Eurogypsum final framework decision based on a proposal developed from the results and communication.

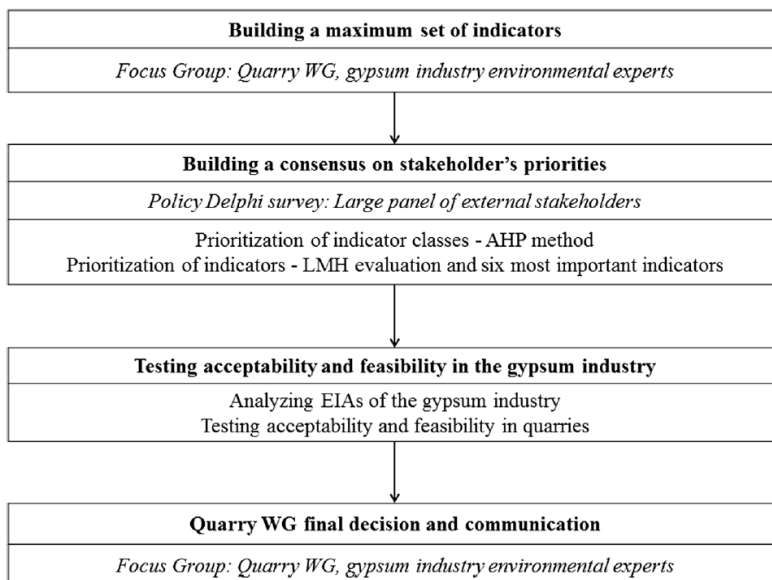


Fig. 2.1 (20) Presentation of the general strategy of the study based on four main steps.

Building a maximum set of indicators

In order to obtain the most comprehensive set of KPIs to be further submitted to external stakeholders a Focus Group (Slocum, 2003) composed of the Eurogypsum Quarry WG and gypsum industry environmental experts was conducted in April 2013. We compiled a set of 23 indicators relevant for gypsum quarries (Table 2.1), based on previous commonly accepted institutional frameworks (European Environment Agency, 2007; Global Reporting Initiative, 2007; Organisation for Economic Co-operation and Development, 2003; United Nations Environment Programme, 2004) and on existing frameworks from the European extractive industry (HeidelbergCement Technology Center GmbH et al., 2008; Rademacher et al., 2010; Soares et al., 2004; Swedish International Development Cooperation Agency, 2002). All KPIs were categorized under seven indicator classes corresponding to the Convention on Biological Diversity focal areas - worldwide biodiversity target (United Nations Environment Programme, 2004) and to European indicators headlines - EU biodiversity target (European Communities, 2004).

Building a consensus on stakeholder's priorities

In order to evaluate the level of consensus about stakeholders' priorities we presented the maximum set of KPIs to a panel of stakeholder groups involved in biodiversity in quarries. They were identified during the Focus Group as representative of seven main sectors: (i) European authorities, Directorate-General (DG) Environment and DG Enterprise (number of recipients $n=5$); (ii) scientific panel composed by universities scientists ($n=45$); (iii) consulting offices and independent experts ($n=46$); (iv) European nature conservation institutions and NGOs ($n=8$); (v) regional authorities: Direction Générale Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (SPW/DGO3; $n=4$); (vi) major regional nature conservation institutions and NGOs ($n=11$); (vii) European extractive industry ($n=23$). The regional authorities and major regional nature conservation institutions and NGOs were selected in the Walloon region (Belgium) for practical reasons of networking. Regional institutions are expected to understand the quarrying sector given the large number of quarries present in the Walloon region. Appendix 1 presents a detailed table of the recipients (Electronic supplementary material).

With those stakeholder groups, a policy Delphi approach (Slocum, 2003) was developed to prioritize: (i) indicator classes importance through an Analytic Hierarchy Process method (Slocum, 2003); (ii) individual indicators importance via two different methods. The policy Delphi approach was made by an interactive online survey proposed to stakeholders from April 26, 2013 to June 10, 2013. In order to maximize the number of answers, surveys were sent by e-mail and information was recalled through direct phone calls.

Prioritization of indicator classes

The first part of the survey was aimed at ranking indicator classes' importance for the stakeholder groups. It consisted of pairwise comparisons of indicator classes importance based on a simplified Analytic Hierarchy Process (AHP) adapted from Saaty (Saaty, 1980). AHP assessment is known to be fairly complex and to require long questionnaires (Ishizaka and Labib, 2009). In order to limit the answering time, the AHP method was simplified. We asked for a classification of the seven indicator classes instead of the 23 indicators, and reduced the conventional scale of preferences (1, 3, 5, 7, and 9) from the AHP method to a dichotomous choice (1, 0). For all binary possible combinations, we asked the stakeholders to select the most important class of indicators.

In order to assign a rank to indicator classes importance for stakeholder groups, the pairwise choices of the participants were analysed through an adapted version of Goepel's AHP method (2013). As the simplified AHP used a dichotomous choice, the judgment scale values of Saaty (1980) were fixed to three in the Goepel (2013) template for each respondent and comparison. In doing so, we developed a conservative approach; the value of three, representing a moderate importance ('Experience and judgment slightly favor one element over another'). In Goepel's model (2013), we used the balanced scale as it is demonstrated that it is superior to others when comparing two elements (Ishizaka and Labib, 2009; Salo and Hämäläinen, 1997).

Prioritization of individual indicators

In the second part of the survey, we included two methods for the stakeholder groups to prioritize individual indicators by importance. The first method was a Low-Medium-High importance (LMH) evaluation for individual indicators. We asked stakeholders to give a level of relative importance on a LMH scale to the 23 indicators.

The LMH evaluation of individual indicators allowed us to calculate a stakeholder group percentage, as well as an overall mean percentage of choices for each LMH level and for each indicator. The stakeholder groups that included two persons with diverging opinions on a LMH level for more than 50% of the indicators were removed from data analysis.

A consensus scale was defined on the basis of the overall mean percentages (Table 2.2): (i) when indicators reached an overall majority of 50% in a level, we considered a *consensus* was reached (Cons): the overall level was High (H), Medium (M) or Low (L) (Table 2.2: cases A and B); (ii) when 50% were not reached, but the sum of two adjacent levels exceeded 75% we considered a *compromise* was reached (Comp): the overall level was Medium-High (M-H) or Low-Medium (L-M) (cases C and D); and (iii) when none of the above conditions

were met, we considered that *no consensus* was reached (Noco) (cases E, F and G) and the majority of 50% of each stakeholder group percentages were analysed individually: the overall level was Noco High (H), Medium (M), Low (L), Medium-High (M-H), Low-Medium (L-M) or Low-High (L-H).

The second method aimed at selecting the six most important indicators. In this part of the survey respondents had to choose, within the 23, the six most important biodiversity indicators. Stakeholders' choices were analysed and indicators that achieved the highest percentage of choice were highlighted as important.

Indicators were defined as having an overall high importance (x^+) on the following criteria: (i) indicators that reached a High importance consensus (Cons H); (ii) indicators highlighted as important in the selection of the six most important indicators. Indicators that reached a Medium-High importance compromise (comp M-H) were defined as having an overall low importance (x^-).

Testing acceptability and feasibility in the gypsum industry

Environmental Impact Assessments

In order to highlight currently used indicators, 11 gypsum industry EIAs from France (five), Germany (one), Italy (two), Spain (two) and the United Kingdom (one) were analyzed. They represented nine different companies and were conducted between 1997 and 2010. The percentages of EIAs dealing with each indicator were compiled.

Quarries

We tested the acceptability and feasibility of the maximum set of indicators with quarry directors and/or managers as well as with Eurogypsum environmental experts. Meetings and visits took place in May and June 2013 at three European quarries (France, Germany and Spain) belonging to three main players in the gypsum industry: Siniat, Knauf and Saint-Gobain Gypsum (Fig. 2.2). The test focused on collecting key elements to guide the choice of the most suitable scenario for users. The three quarries' opinions on the acceptability and feasibility of each indicator were summarized into five categories on the following criteria: (i) a consensus was reached for an indicator if the three quarries expressed an agreement about the feasibility and/or indicator was already being implemented; (ii) doubts and more explanations were needed before implementation if a minimum of two quarries expressed doubts on the feasibility due to a need for more information or an expected prohibitive cost; (iii) judged not applicable if it was defined as not applicable at one quarry; (iv) impossible to implement due to a lack of literature on the subject if a minimum of two quarries were expressing that concern; (v) if none of the criteria before were met, we concluded that divergent opinions were expressed among the three quarries.

Table 2.2 (4) Example of the consensus scale defined on the basis of the overall mean percentages of choices for each Low-Medium-High (LMH) importance level for indicators (Overall mean percentage %), used to prioritize individual indicators importance for stakeholder groups.

Case	A			B			C			D			E			F			G		
	L	M	H	L	M	H	L	M	H	L	M	H	L	M	H	L	M	H	L	M	H
Level of importance																					
Stakeholder group 1 (%)	<50	<50	>50	<50	>50	<50	<50	<50	>50	<50	<50	<50	<50	>50	<50	<50	>50	<50	<50	<50	<50
Stakeholder group 2 (%)	<50	<50	>50	<50	>50	<50	<50	<50	>50	<50	<50	<50	<50	>50	<50	<50	>50	<50	<50	<50	>50
Stakeholder group 3 (%)	<50	<50	>50	<50	>50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Stakeholder group 4 (%)	<50	<50	>50	<50	>50	<50	<50	<50	>50	<50	<50	<50	<50	>50	<50	<50	>50	<50	<50	<50	>50
Overall mean percentage (%)	<50	<50	>50	<50	>50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50	<50
Compromise percentage (%)							>75			>75			<75			<75			<75		
Consensus scale	Cons H			Cons M			Comp M-H			Comp L-M			Noco M			Noco M-H			Noco L-H		

Cases A, B: consensus (Cons): when indicators reached an overall majority (overall mean percentage %) of 50 % in a LMH level; C, D: compromise (Comp): when the 50 % were not reached, but the sum of two adjacent percentages (compromise percentage %) was more than 75 %; E, F, and G: no consensus (Noco): when none of the above conditions were met, the majority of 50 % of each stakeholder groups percentages (stakeholder group 1 to 4 %) were analyzed individually



Fig. 2.2 (21) Testing acceptability and feasibility of the maximum set of indicators with quarry directors and/or managers as well as with Eurogypsum environmental experts through the meetings and visits of three European quarries (from top to bottom: Spain, Germany and France) belonging to three main players in the gypsum industry: Saint-Gobain Gypsum, Knauf and Siniat.

Quarry WG final decision and communication

In order to highlight indicators determined as most important by external stakeholders and most feasible by the gypsum industry, an initial framework was developed. The indicators defined as having a high importance (x^+) and those with lower importance (x^-) by the surveys were retained. Indicators that reached a consensus on the implementation in the three quarries were added, while the following were removed: indicators (i) highlighted as not applicable through the case studies and not treated in any EIAs; (ii) defined as of lower importance (x^-) by the survey; and, for which doubts on implementation were expressed by quarries.

A Focus Group was held on July 16, 2013 with the Quarry WG members in order to finalize the initial framework of indicators Eurogypsum was ready to implement, taking into account the results of the study and the proposed framework. A report was disseminated in October 2014. Communication efforts were aimed at external stakeholders, gypsum industry and decision-makers. The report included Eurogypsum motivations, the method used, final framework and factsheets about the final indicators inspired by Bubb et al. (2010) and the European Environment Agency (2007).

Results and discussions

Survey: participation rates

The survey was fully completed by 32 persons (i.e., 22.5% of the recipients; Table 2.3). *European authorities* had the greatest participation rate (80 %). *Regional authorities* (50%) and *major regional nature conservation institutions and NGOs* (45.5%) were also active in responding to the survey. *Consulting offices and independent experts* were contacted by phone (23.9%), *university scientists* (scientific panel) could only be reached by email which could explain the lower participation in the survey (13.3%). The *European extractive industry* was the group with the lowest participation rate (8.7%). Members of the Non-Energy Extractive Industries Panel (from *European extractive industry*) contacted by the secretary general of Eurogypsum did not answer as they explicitly stated they were awaiting results prior to expressing their opinion on the subject. Out of eight *European nature conservation institutions and NGOs* contacted, only two answered the survey (25%). They however showed a great interest in the project and remained regularly informed during the whole process. As for the *Non-Energy Extractive Industries Panel members*, *European nature conservation institutions and NGOs* stated that prior to commenting on a survey they needed to see the final results. The stated reasons for this lack of involvement included worries on providing an opinion that would place opinions and their businesses into the political arena.

Table 2.3 (5) Presentation of the number of recipients, the number of complete answers and the participation rates, for the policy Delphi survey by stakeholder group.

Stakeholder group	Recipients (n)	Complete answers (n)	Participation rate (%)
European authorities	5	4	80.0
Scientific panel: university scientists	45	6	13.3
Consulting offices and independent experts	46	11	23.9
European nature conservation institutions and NGOs	8	2	25.0
Regional authorities	4	2	50.0
Major regional nature conservation institutions and NGOs	11	5	45.5
European extractive industry	23	2	8.7
Total	142	32	22.5

Prioritization of indicator classes

Following Goepel (2013) the AHP results were considered acceptable with a consistency ratio of 0.2%. No consensus was reached for the obtained prioritization (consensus index of 50.5%). No clear indicator class emerges except the class *Public opinion* for its lower importance, because all final priority values (weights) were close except for *Public opinion* (Table 2.1; Triantaphyllou and Mann, 1995). The most important indicator classes were *Status and trends of the components of biological diversity* (weight of the AHP: 16.7%) and *Ecosystem integrity and ecosystem goods and services* (16.5%), followed by *Threats to biodiversity* (15.4%; Table 2.1). *Means implemented for biodiversity* (14.7%), *Sustainable use* (13.8%) and *Impact outside/Indirect impacts* (13.5%) were ranked as medium importance. *Public opinion* (9.4%) was assigned to the lowest priority indicator class, demonstrating the agreement between stakeholders on its lack of direct connection with the topic of biodiversity (European Communities, 2004).

Prioritization of individual indicators

During the LMH evaluation, three stakeholder groups were removed from the data analysis as respondents only included two persons with diverging opinions: *European nature conservation institutions and NGOs*, *Regional authorities* and *European extractive industry*. Seven indicators reached a consensus: five on a High importance scale (Indicator number 4 (Ind.4), 14, 15, 19 and 21) and two on a Medium importance scale (Ind.7 and 12) (Table 2.1). A compromise was reached for 14 indicators: 11 of them obtained a Medium-High importance and three a Low-Medium importance (Ind.11, 13, and 20). No indicator reached a consensus for the Low importance value. Two indicators reached a no consensus (Ind.10 and 23). Those results suggest that stakeholders tended to classify all the indicators as important when they did not have to prioritize them.

No consensus was reached in the identification of the six most important indicators. The percentage of selection was rather low for all indicators indicating a large range of selection by stakeholders. The last two being equally prioritized (5.7%): *number of invasive alien species* (Ind.15) and *surface of habitats restored* (Ind.21); both were considered (Table 2.1). Among those seven indicators retained, the percentage of selection by stakeholders varied from 5.7% to 9.9%.

Based on the conclusions of the: (i) individual indicators importance for stakeholder groups; and (ii) the six most important indicators for stakeholder groups (Table 2.1), we defined nine indicators as having a high importance (x^+). The subjects highlighted as important are currently exposed in various biodiversity policies: *abundance of selected species* (Ind.2), *number and abundance of protected/red list species* (Ind.4 and 5), *number of habitats* (Ind.6), *impact due to quarry activities on water quality* (Ind.14), *number of invasive alien species* (Ind.15), *fragmentation of natural and semi-natural areas* (Ind.16), *freshwater quality* (Ind.19) and *surface of habitats restored* (Ind.21) (European Environment Agency, 2007; Mace and Baillie, 2007). Seven indicators were defined as having lower importance (x^-). They relate to the *number of: species* (Ind.1), *protected species* (Ind.3), *protected habitats* (Ind.8 and 9) and to *fragmentation of river systems* (Ind.17), *trophic integrity of ecosystems* (Ind.18) and *percentage of quarries that calculate biodiversity indicators* (Ind.22).

Testing acceptability and feasibility in the gypsum industry

Environmental Impact Assessments

Of the KPIs, 10 indicators had already been implemented in EIAs through the gypsum industry: Ind.1 (percentages of EIAs = 91%), Ind.3 (91%), Ind.5 (9%), Ind.6 (100%), Ind.8 (82%), Ind.11 (91%), Ind.12 (36%), Ind.13 (82%), Ind.15 (36%), and Ind.19 (64%) (Table 2.1). All of the EIAs listed the habitats of the considered quarry (Ind.6: *number of habitats*). Ind.19 related to *freshwater quality* was developed in the EIAs for ground water and/or surface water. The presence of some *invasive alien species* (Ind.15) was highlighted in some EIAs, but there was never a comprehensive inventory of the invasive species at the quarry.

Seven out of 10 indicators already implemented in EIAs of gypsum industry were highlighted by the global prioritization of indicators importance by external stakeholder groups (Table 2.1). Four were highlighted as having an overall high importance, indicators related to the: *abundance of protected/red list species* (Ind.5), *number of habitats* (Ind.6), *numbers of invasive alien species* (Ind.15) and *freshwater quality* (Ind.19). Three were highlighted as having an overall lower importance, indicators related to the *number of: species*, *protected species* and *protected habitats* (Ind.1, 3 and 8). Only three out of 10 indicators already implemented in EIAs were not highlighted by external stakeholders, indicators related to: *impact due to noise*, *lighting* and *dust emission* (Ind. 11, 12 and 13). The indicators related to *impact due to noise* and *dust emission* (Ind.11 and 13) reached a compromise on a Low-Medium importance for stakeholder groups and indicators related to *lighting* (Ind.12) reached a consensus on a Medium importance for stakeholder groups. Open comments in the survey, explicitly stated that those last three indicators were not applicable at a current time due to a lack of literature on those subjects. The *impact of noise and lighting* (Ind.11 and 12) were assessed in EIAs but as an impact on human populations and not in relation to biodiversity.

Dust emission (Ind.13) was assessed for its expected effect on the plants, like shrub and tree species, but not in direct relation to biodiversity.

Quarries

Eight indicators reached a consensus of implementation among the three quarries: Ind.1, 4, 6, 7, 15, 21, 22 and 23 (Table 2.1 and Table 2.4). *Percentage of quarries that calculate biodiversity indicators and that implement communication and participation actions* (Ind.22 and 23) were accepted directly by the three quarries as they were not dealing with the quarry scale, but rather at the group scale.

Doubts were expressed and additional information was requested prior to implementation for three indicators: the notion of *adjacent protected areas* was unclear (Ind.10), and quarries did not see how to characterize *fragmentation of natural and semi-natural areas* (Ind.16) or *trophic integrity of ecosystems* (Ind.18). Four indicators were defined as not applicable because dealing with water or forest that are sometimes not present on sites or around the quarry (Ind.14, 17, 19, and 20). Indicators related to the *impact due to noise, lighting and dust emission outside the quarry* (Ind.11, 12, and 13) were judged impossible to implement currently because, even though they are already implemented in EIAs for environmental purposes (noise pollution, air quality and light pollution), it is still difficult to quantify impacts on biological processes. This statement emphasized the results of the external evaluation of prioritization of indicators importance by external stakeholder groups.

Divergent opinions were expressed for five indicators: Ind.2, 3, 5, 8, and 9. As for Ind.2 and 5, related to the *abundance of selected and protected/red list species*, two quarries considered them too expensive to be implemented while one agreed on its implementation (Table 2.4). For the indicators related to *the number of protected species* (Ind.3) and *the number and size of protected habitats* (Ind.8 and 9), a divergence in opinion appeared as the French quarry was concerned that it would need more precisions on the definition of “protected” as this term can have different meanings between countries (Table 2.4).

Table 2.4 (6) Presentation of the three quarries' (France, Spain, and Germany) opinions and global opinions on the acceptability and feasibility of each indicator.

n	Indicator	France	Spain	Germany	Conclusions
1	Number of native species in selected taxonomic group	A	A	Ai	Cons
2	Abundance of selected species in the quarry	A	De	De	Div
3	Number of protected species in the quarry	Dp	A	A	Div
4	Number of red list species in the quarry	A	A	A	Cons
5	Abundance of protected/red list species in the quarry	A	De	De	Div
6	Number of habitats in the quarry	A	A	Ai	Cons
7	Surface of habitats in the quarry	A	A	Ai	Cons
8	Number of protected habitats in the quarry	Dp	A	Ai	Div
9	Surface of protected habitats in the quarry	Dp	A	Ai	Div
10	Adjacent protected areas or areas of high biodiversity value outside the quarry	Dp	A	Dp	Doubt
11	Impact due to noise on animal disturbance outside the quarry	I	I	I	Imp
12	Impact due to lighting on animals outside the quarry	I	I	I	Imp
13	Impact due to dust emission on animals or on habitats outside the quarry	I	I	I	Imp
14	Impact due to quarry activities on water quality in freshwater and riparian environments outside the quarry	A	NA	Dp	NA
15	Numbers of invasive alien species in the quarry	A	A	A	Cons
16	Fragmentation of natural and semi-natural areas: connectivity	Dp	Dp	Dp	Doubt
17	Fragmentation of river systems: connectivity	Dp	NA	NA	NA
18	Trophic integrity of ecosystems	A	Dp	Dp	Doubt
19	Freshwater quality	A	NA	NA	NA
20	Forest: growing stock, increment, and felling	A	NA	A	NA
21	Surface of habitats restored	A	A	Ai	Cons
22	Percentage of quarries that calculate biodiversity indicators	A	A	A	Cons
23	Percentage of quarries that implement communication and participation actions	A	A	A	Cons

Summary of the three quarries' opinions: agreement about feasibility (A) or already implemented (Ai); doubt on the feasibility because more precisions were needed (Dp) or it was too expensive (De); impossible to implement currently by lack of knowledge (I); not applicable (NA). *Global opinion for the three quarries' (Conclusions):* Consensus (Cons); three A for an indicator; doubts and more explanations were needed before implementation (Doubt); minimum two Dp; not applicable (NA); one NA; impossible to implement due to lack of literature on the subject (Imp); minimum two I; divergent opinions (Div); none of the criteria before are met

Quarry WG final decision and communication

Out of the full set of 23 indicators we started from, our framework proposal included 15 (Table 2.1): nine indicators related to the *status and trends of the components of biological diversity* (IC1); the indicator related to *numbers of invasive alien species* (Ind.15) from the *threats to biodiversity* class (IC3); two indicators related to *ecosystem integrity and ecosystem goods and services* (IC4): *fragmentation of natural and semi-natural areas* (Ind.16) and *freshwater quality* (Ind.19); the *surface of habitats restored* (Ind.21) related to *sustainable use* (IC5); the *percentage of quarries that calculate biodiversity indicators* (Ind.22; IC6) and *that implement communication and participation actions* (Ind.23; IC7).

From the 15 indicators the Quarry WG decided to keep 14. Ind. 22 - relating to the *percentage of quarries that calculate biodiversity indicators* (at the Eurogypsum scale) - was removed as the framework had to be homogeneous and applicable at the quarry scale. It is however considered as additional information for Eurogypsum to follow quarries involved in biodiversity and will be integrated in future reports.

Within the final framework 14 indicators were accepted: (i) three indicators were postponed to an agreement of experts on: a common definition of *protected habitats* (Ind.8 and 9) and an “easy and coordinated way” to measure *fragmentation of natural and semi-natural areas* (Ind.16); (ii) one indicator was adapted in order to make it applicable at the quarry scale. The *percentage of quarries that implement communication and participation actions* (Ind.23) was renamed as: *for one quarry, state of the communication and participation activities organized for the last five years*.

Discussion

Our final framework including 14 approved indicators and three indicators postponed to experts' agreement was adapted at the end by the Quarry WG during the last Focus Group. Eurogypsum thus takes into consideration all of the KPIs and acknowledges the lack of sufficient expertise for the implementation of three of them. As the Eurogypsum members were directly involved in the development of this framework, we are confident that it will be utilised by the sector. In doing so, we however acknowledge that some relevant indicators could have been removed from consideration by this process.

The policy Delphi did not lead to a clear consensus on the most important biodiversity indicators among stakeholders. While some indicators were pointed out as important by a majority of stakeholders, opinions were discordant for the majority of indicators even within the same stakeholder group. Three reasons could explain this situation: (i) the intrinsic difficulty to reach a consensus on biodiversity indicators due to the complexity of the concept of biodiversity, (ii) the lack of full involvement of stakeholder groups, and (iii) the limit of the policy Delphi method used.

1. Bubb et al. (2010) state that a general consensus on biodiversity indicators may never be reached due to the complexity of biodiversity concepts including a variety of aspects and scales. Pereira et al. (Pereira et al., 2013) identified the lack of consensus about what to monitor as a key obstacle to creating biodiversity indicators. Pereira et al. (Pereira et al., 2013) also described the challenge of developing a global observation system which could appear insurmountable given the complexity of biodiversity. Oliver et al. (2007) found considerable variation in expert opinion resulting in no statistical differences among the attributes they aimed at prioritizing, as we observed in the present study. Bubb et al. (2010) argued that when no clear consensus can be reached that there will remain points upon which individuals and groups will disagree since stakeholders may have diverging opinions and perspectives about how to approach the problem.

2. Given the participatory rates of the survey we conclude that some stakeholder groups such as *European nature conservation institutions and NGOs* and *European extractive industry* are less prone to engage themselves in the quest for building consensus at this stage of the process. In contrast, local stakeholders, including *regional authorities* and *major regional nature conservation institutions and NGOs*, did participate actively in the survey (participation rate of 50% and 45.5% respectively). Results show that people not directly linked to the political arena of the subject, including the *scientific panel*, *university scientists* (13.3%) and *consulting offices or independent experts* (23.9%), were more prone to respond. *European authorities*, *DG Environment and Enterprise*, the cornerstone of the policy initiative, both responded with levels of 66.7% and 100%. A bias could exist in the participatory process as people implicated in the study may not be fully representative of the identified group.
3. We used a policy Delphi survey approach in the determination of the framework. In order to reach a greater consensus within and among participants, it would have been useful to go back to them with the results and receive feedback on all the answers from their groups. In such iterative process stakeholders can rethink their answers and provide detailed insight on points significantly for which they potentially expressed a different opinion. Through repetitions, this process could eventually lead to the creation a better consensus (Slocum, 2003). However, Bubbs et al. (2010) argue that following an initial consultation of stakeholders, most will only be ready to be consulted on the utility of the final products for their needs. Going back to the stakeholders with a policy Delphi survey appears hard to implement and we do not expect it would change the outcome.

Throughout the different participatory processes it was shown that a consensus was difficult to reach among the stakeholders. In contrast a consensus was reached more easily when it included a restricted number of people in direct meetings. Slocum (2003) highlighted that participatory approaches allow building social cohesion by expressing different opinions, sharing discussion and reaching mutual understanding when all voices can be heard. This cohesion – and then consensus – is generally easier to reach in smaller groups when individuals can directly express themselves. Oliver et al. (2007) also argued that when smaller groups of experts are sufficient, the setting of a workshop is preferable.

Though a high consensus could not be reached, the trends of the opinions and global majorities expressed in the survey were highlighted in order to allow bringing an acceptable framework to stakeholders. This framework could serve as a basis for the implementation of a consensus set of indicators. Testing their large scale implementation could allow the industry to develop an iterative process with stakeholders in order to agree on biodiversity indicators.

The developed framework, including 11 indicators, is a guideline aimed at allowing the assessment of biodiversity in its different aspects. The participatory process is an innovative approach for the European extractive industry compared to existing frameworks. To our knowledge these previous biodiversity indicators frameworks did not include a comprehensive participatory process (HeidelbergCement Technology Center GmbH et al., 2008; Rademacher et al., 2010; Tränkle et al., 2008). The Eurogypsum KPIs biodiversity framework includes indicators related to: the *status and trends of the components of biological diversity*, the trends in the *threat on biological diversity*, the *wellbeing of ecosystems goods and services*, the *sustainable use* and the *societal dimension of biodiversity* (Table 2.1). Existing frameworks focus only on the trends and status of biological diversity and deal almost exclusively with species, habitats and restorations (HeidelbergCement Technology Center GmbH et al., 2008; Rademacher et al., 2010; Tränkle et al., 2008). Based on the European SEBI 2010 (European Environment Agency, 2007) and other international frameworks, the Eurogypsum biodiversity KPIs brings suggestions to European expectations about strategies and policies for biodiversity (European Communities, 2004). It therefore could constitute a comprehensive set to assess biodiversity at the European level. As a high consensus among all the stakeholders has not been reached, this framework will probably be discussed and criticized. However it is a first step for the Gypsum Industry to participate on efforts to set biodiversity indicators.

To be operational, this framework will be needed to be implemented and transposed at the quarry scale. This should be sustained by the Gypsum Industry, with regular feedback and consultation with external stakeholders. The process should include: (i) the identification of technical implementation solutions; (ii) testing the implementation in cases studies; (iii) reaching an implementation agreement in turn. A system of reporting has to be implemented to allow communication and reporting of indicators to companies, Eurogypsum and the public. Training will be needed at quarries in order to: (i) building biodiversity knowledge and awareness of indicators with users and reporters; (ii) train people on how to implement a reporting system at their scales: have contacts with experts to collect the needed data, to follow and write the report independently.

Acknowledgments

The authors thank the various participants and contributors for sharing their opinions, experiences and feedback. We are grateful to Philippe Chevalier, Dave Kent, Dr Matthias Reimann, Hans-Jörg Kersten, members of the Quarry WG, who acted as internal leaders for this project. Eurogypsum provided the networking and logistic support. C. Pitz holds a Ph.D. fellowship from the Fund for Research Training in Industry and Agriculture (FRIA).

**Naturally recruited herbaceous vegetation
in abandoned Belgian limestone quarries:
towards habitats of conservation interest
analogues?**



Quarry of Lœn, CBR (Belgium)

CHAPTER 3: Naturally recruited herbaceous vegetation in abandoned Belgian limestone quarries: towards habitats of conservation interest analogues?

The content of this chapter has been adapted from the research article published in Folia Geobotanica (2018b) 53, 147-158

CARLINE PITZ, JULIEN PIQUERAY, ARNAUD MONTY, GRÉGORY MAHY

Abstract

We examined if naturally recruited herbaceous vegetation in abandoned Belgian limestone quarries tend towards plant communities analogous to semi-natural habitats of conservation interest. We studied taxon-based assemblages (using 2-dimensional non-metrical multidimensional scaling ordination) and functional patterns (relative to Grime's competitor, stress tolerator and ruderal plant strategies (CSR) classification) of plant communities (n = 360 plots) among three different time periods after quarry abandonment (<3 y, 3-20 y, >20 y). We compared those successional assemblages with those of habitat of conservation interest plant communities (n = 53 plots): lowland hay meadows and rupicolous, xerophilous and mesophilous calcareous grasslands. Our results indicate that naturally recruited herbaceous vegetation compositionally resembled mesophilous grassland, even though initial substrate conditions were more similar to rupicolous or xerophilous grasslands. The specific successional pathway we found in CSR state-space differs from Grime's predictions because there was a functional shift in plant assemblages from dominance by ruderals to dominance by stress-tolerant species. The differences in successional trajectories we found on different types of rock substrate suggest that conservation management should adopt a site-specific approach, recognizing that the highest probabilities of success on hard limestone will be restoration to calcareous grassland analogues.

Key words

Plant community, conservation, calcareous grassland, hay meadow, passive restoration.

Introduction

In some cases, anthropogenic ecosystems may be considered to be analogous to (semi-)natural habitats and as such may provide opportunities for conserving biodiversity. Lundholm and Richardson (2010) defined habitat analogues as “anthropogenic ecosystems able to support indigenous biodiversity due to their structural or functional resemblance to natural ecosystems, habitats, or microsites that may be present in the region, but not part of the historic ecosystem on a particular site”. Biodiversity of anthropogenic ecosystems may derive from spontaneous vegetation development after removing or reducing human alteration (‘passive restoration’; (Prach and del Moral, 2015)). Therefore, it is necessary to predict the potential for anthropogenic ecosystems to maintain species compositions that are analogous to (semi-)natural habitats, particularly vegetation types that are valued enough to receive special protection. This requires one to examine the types of plant communities that spontaneously assemble in anthropogenic habitats and compare those communities to communities in reference (semi-)natural habitats.

Several studies in temperate Europe have demonstrated that herbaceous plant assemblages have developed spontaneously on surface-mined areas after mining activities ceased (Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013). Limestone quarries provide large areas of bare bedrock that are dry and nutrient-poor, thus providing opportunities for spontaneous colonization by herbaceous species adapted to xeric and nutrient-poor conditions. Such plants are usually associated with community types that are of particular conservation interest (Gilardelli et al., 2015; Tischew and Kirmer, 2007).

Plant assemblages are traditionally compared at the taxonomic level, which allows researchers to reference a target species assemblage directly (Duckworth et al., 2000). However, the composition of a given species assemblage depends on the regional pool of available species and vagaries in local dispersal events, which makes comparisons between regions difficult (Woodward and Cramer, 1996). In addition, using predictions based on the taxonomic level alone may not allow one to detect differences in functional ecological patterns (Keddy, 1992; Körner, 1993). However, a functional-type analysis can also be used to compare plant assemblages and can complement a species-based approach (Walker, 1992), still allowing to compare communities that differ in species composition (Hunt et al., 2004). A recognized way to isolate those patterns and to answer other ecological questions is by using predictions based on plant functional groups, such as Grime’s competitor, stress tolerator and ruderal plant strategies (CSR) classification scheme (Diaz et al., 1992; Keddy, 1992). This CSR classification system has been recognized as being potentially useful for quantifying variation in plant traits along a (primary) successional series and for understanding processes attributed to species assemblages in anthropogenic habitats (Caccianiga et al., 2006).

However, the CSR framework has rarely been used in this context (Lososova and Láníková, 2010; e.g. Simonová and Lososová, 2008). Grime (2001) interpreted data from other authors to suggest that, in general, life strategies of dominant species shift during the course of primary succession from stress-tolerating pioneers to more competitive strategists.

However, several studies have demonstrated that trajectories during succession in abandoned mining sites may vary by site (J.G. Alday et al., 2011; e.g. Buisson et al., 2006; Prach et al., 2016). It is obvious that assemblages of plants established in quarries is related to many factors, including the regional pool of available species and the type of rock that was quarried (Horáčková et al., 2016). As a consequence, a multi-site approach is needed to understand the potential for abandoned mining sites to host herbaceous vegetation valued by conservationists and to determine to what extent the mined areas contribute to the preservation of (semi-)natural habitat (Prach et al., 2014). In order to assess the regional pool of available species, reference (semi-)natural habitats are required. In Europe, semi-natural herbaceous vegetation of particular conservation interest covers a wide range of habitat types associated with a wide range of human alterations (WallisDeVries et al., 2002). Hay meadows (Natura 2000 habitat code 6510, “lowland hay meadows” in the EU Habitats Directive 92/43/EEC (European Community 1992)) originated from repeated mowing (Piqueray et al., 2016). Dry calcareous grasslands, including xerophilous to mesophilous assemblages (6110, “rupicolous calcareous grasslands; 6210 *pro partim*, “xerophilous calcareous grasslands,” and 6210 *pro partim*, “mesophilous calcareous grasslands”), emanated from traditional, agro-pastoral practices, primarily sheep herding (Piqueray et al., 2011a).

In this study, we address three basic questions related to succession on limestone bedrock. (1) What is the taxon-based direction of spontaneous, primary succession of vegetation on limestone bedrock of abandoned quarries? That is, does succession tend towards a species assemblage analogous to a habitat of that is typical of xeric conditions (a specific Natura 2000 habitat of interest)? (2) Does the functional successional pathway from bare ground follow that predicted by Grime’s CSR theory (Grime, 2001)? And, (3) from a taxonomic and functional perspective, do the trajectories of species assemblages on different types of limestone rocks and associated with different species pools follow the same trajectory?

Material and methods

Study sites

This study was conducted in southern Belgium (Fig. 3.1). The studied abandoned quarries ranged in elevation from 107 to 255 m above sea level (Table 3.1). The distance between the northernmost and the southernmost sites was circa 80 km and the distance between the easternmost and westernmost sites was circa 100 km. Quarry size ranged from 7 to 125 ha. The history of each quarry was reconstructed from records kept by the mining company that had managed the site. Sites were selected for study if they met the following criteria: (1) the time since abandonment could be determined; (2) there existed a sufficiently large, spontaneously-herbaceous revegetated area; (3) the site began as barren (lacking soil), stony-calcareous ground created by mining activities, i.e. the mined area was scraped or hard limestone raw materials dumped there, without any evidence of additional human alteration, so that the site was deemed as being entirely revegetated via primary succession; and, (4) vegetation was not actively managed or rehabilitated after quarry abandonment.

A total of six sites were surveyed during the 2014 growing season. The six studied sites involved either a sole quarry or a group of quarries located in the same limestone formation and ecological landscape (Table 3.1). Each of the six study locations was comprised of one of three types of limestone: hard limestone (Middle Carboniferous or Middle Devonian limestone), white chalk (Upper Cretaceous limestone), or dolomite (Upper Devonian limestone; Dejonghe, 2006). Known surfaces of semi-natural herbaceous vegetation of conservation interest (lowland hay meadow and dry calcareous grasslands) within a 5-km radius of the quarries of a site were extracted from the map of Natura 2000 sites in Belgium (Table 3.1; Service public de Wallonie, 2012).

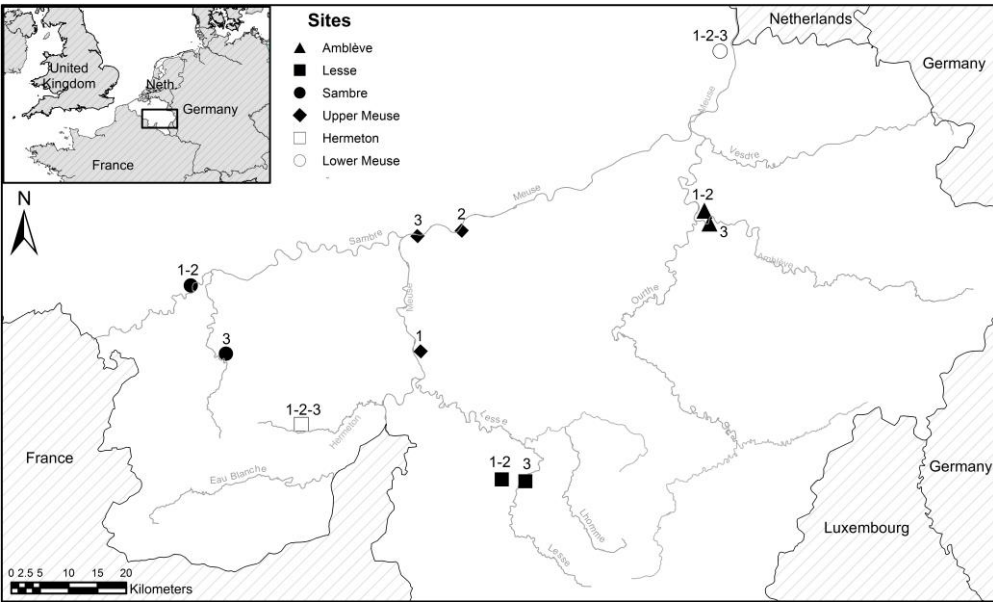


Fig. 3.1 (22) Location of the 18 subsites sampled ($n = 360$; time intervals after quarry abandonment (by site): 1, <3 y (Q1); 2, 3–20 y (Q2); and 3, >20 y (Q3)) in southern Belgium. Symbols: black = hard limestone, white = chalk and dolomite sites.

Table 3.1 (7) Main characteristics of the 18 subsites studied (six quarry sites, 360 sampled quarry plots) including the surface of dry calcareous grasslands (rupicolous, mesophilous and xerophilous grasslands) and hay meadows habitat-types mapped within a 5-km radius of the subsite.

Site	Quarry abandonment	Latitude N	Longitude E	Altitude (m)	Chronostratigraphy	Lithological	Quarry size (ha)	Grasslands (ha)	Hay meadows (ha)
Sambre	Q1	50°23'38.56"	4°21'26.04"	141	Middle Carboniferous	Hard limestone	50.2	0.0	30.8
Sambre	Q2	50°23'38.66"	4°21'27.37"	137	Middle Carboniferous	Hard limestone	50.2	0.0	30.6
Sambre	Q3	50°16'59.60"	4°27'0.73"	187	Middle Devonian	Hard limestone	21.0	0.0	0.0
Lower Meuse	Q1	50°45'8.72"	5°38'56.49"	107	Upper Cretaceous	White chalk	124.7	14.4	10.3
Lower Meuse	Q2	50°45'16.81"	5°38'58.43"	113	Upper Cretaceous	White chalk	124.7	14.4	10.2
Lower Meuse	Q3	50°45'11.64"	5°39'13.88"	122	Upper Cretaceous	White chalk	124.7	14.3	10.3
Lesse	Q1	50°5'32.83"	5°6'40.55"	238	Middle Devonian	Hard limestone	67.9	49.8	192.5
Lesse	Q2	50°5'33.72"	5°6'47.39"	233	Middle Devonian	Hard limestone	67.9	48.8	190.6
Lesse	Q3	50°5'23.55"	5°10'49.84"	238	Middle Devonian	Hard limestone	7.0	65.4	149.1
Amblève	Q1	50°30'13.42"	5°36'17.20"	171	Middle Carboniferous	Hard limestone	11.4	5.6	6.9
Amblève	Q2	50°30'14.26"	5°36'19.06"	173	Middle Carboniferous	Hard limestone	11.4	5.6	7.1
Amblève	Q3	50°28'53.67"	5°36'48.69"	161	Middle Carboniferous	Hard limestone	19.5	8.4	7.5
Hermeton	Q1	50°10'28.49"	4°38'1.01"	252	Upper Devonian	Dolomite	70.9	33.7	101.7
Hermeton	Q2	50°10'24.33"	4°36'51.01"	255	Upper Devonian	Dolomite	70.9	34.6	99.3
Hermeton	Q3	50°10'35.81"	4°38'41.39"	236	Upper Devonian	Dolomite	70.9	30.5	103.2
Upper Meuse	Q1	50°16'18.92"	4°54'29.65"	204	Middle Carboniferous	Hard limestone	55.5	51.6	0.9
Upper Meuse	Q2	50°28'31.15"	5°1'32.70"	142	Middle Carboniferous	Hard limestone	22.9	3.1	0.5
Upper Meuse	Q3	50°27'48.11"	4°55'57.61"	118	Middle Carboniferous	Hard limestone	10.8	7.0	0.1

Time intervals after quarry abandonment: Q1, <3 y; Q2, 3–20 y and Q3, >20 y.

Field data collection

We used a space-for-time approach to examine a variety of time intervals since quarry abandonment (0–30 years) to investigate the time period needed for primary succession toward grasslands (via natural recruitment) in temperate regions (Prach, 2003; Prach et al., 2013). This space-for-time approach enabled us to identify changes in species composition and functional patterns resulting from primary succession (Pickett, 1989). At each site, we selected three subsites, each representing a different time interval since quarry abandonment (total of 18 subsites): <3 y (hereafter referred to as quarry stage Q1); 3–20 y (Q2); >20 y (Q3). The main characteristics of the studied subsites are summarized in Table 3.1. For each of the 18 subsites, 20 square plots (1-m²) were randomly selected ($n = 360$ quarry plots). The percent cover of all higher plant species was visually estimated at each plot (*sensu* Kent and Coker 1992; Fig. 3.2). Taxonomic nomenclature followed Lambinon et al. (2004).



Fig. 3.2 (23) Random selection of 20 square meter plots on each of the 18 subsites ($n=360$ quarry plots) and visual estimation of the percent cover of all higher plant species. Pictures taken in Löen quarry, CBR.

Reference data collection

Reference data (representing plant communities of Natura 2000 herbaceous habitats) were obtained from phytosociological relevés previously analyzed for the four target vegetation types with conservation value: (1) rupicolous grassland (habitat code 6110) sampled by Piqueray et al. (2007) in 15 1-m² square plots, (2) xerophilous grassland (6210 *pro partim*) sampled by Piqueray et al. (2008) in 15 1-m² square plots, (3) mesophilous grassland (6210 *pro partim*) sampled by Piqueray et al. (2007) in 15 1-m² square plots (in vegetation cover types 1 and 3), and (4) hay meadow (6510) sampled by Piqueray et al. (2016) in eight 1-m radius circular plots.

Data analysis

Prior to data analysis, cover data for all species were transformed into ordinal coefficients, using the van der Maarel scale to make all the databases comparable (Jongman et al., 1995). Analyses were performed using R statistical software (R Development Core Team, 2017).

An analysis of variance, followed by *post hoc* pairwise comparisons ('TukeyHSD' in R), were used to test for mean species richness/m² differences among stages Q1, Q2, Q3 plots and reference plots. To order the taxonomic variation, a 2-dimensional non-metrical multidimensional scaling (NMDS) ordination (Kruskal, 1964; McCune et al., 2002; Shepard, 1962), was run on the Bray-Curtis similarity matrix with all plots (for quarry plots, $n = 360$ and for reference plots, $n = 53$), using the "vegan" package (Oksanen et al., 2017). Joint-plot vectors (hereafter referred to as spiders) and centroids were overlaid onto the ordination using the 'ordispider' command to allow for a better visualization of relationships among plant assemblages. In order to determine the species that correlated most with the axes of NMDS, a Pearson correlation was calculated for each species using the 'cor' command. (We inspected species presenting more than 30% correlation in the ordination.) Statistical differences between plant assemblages were tested using a pairwise analysis of similarities (ANOSIM), using the 'anosim' command (Clarke, 1993). Between-group distance was compared by evaluating the centroid distances of each plant assemblages in the ordination (NMDS inter-group distance). Within-group variation (scattered in the NMDS spider plot) was evaluated by comparing the mean of maximum plot dispersion along axes 1 and 2 of the ordination i.e. NMDS intra-group distances.

Information on CSR values of sampled species was extracted from a CSR electronic spreadsheet that identified CSR types for 1,000 European species (Hodgson et al., 1999). If the species was not present in that spreadsheet, the BiolFlor database (Klotz et al., 2002) was used. All 413 CSR positions for vegetation plots (quarry plots, $n = 360$ and reference plots, $n = 53$) were calculated from percent cover data for all the species in each plot, using the spreadsheet-based tools from Hunt et al. (2004). In order to compare those 413 CSR signatures, they were plotted in a CSR triangle by using the "compositions" package of van den

Boogaart et al. (van den Boogaart et al., 2013). In this triangle, spiders and centroids were overlaid using the 'ordispider' command to allow for a better visualisation of functional relationships between all assemblages.

Results

Taxonomic variation

A total of 156 plant species were recorded in the 360 quarry plots. A similar number of species was identified from each of the three quarry successional stages ($n = 120$ plots/successional stage; stage Q1: 101 species, Q2: 107 species, Q3: 105 species). Mean species richness/m² was significantly lower in stage Q1 (<3 y), but similar among stages Q2 (3–20 y) and Q3 (>20 y; $F = 20.2$, $p < 0.001$; Table 3.2). The mean species richness/m² in Q1 was similar to that of xerophilous and rupicolous grassland reference habitats, while, the mean species richness/m² in Q2 and Q3 were similar to rupicolous and mesophilous grasslands reference habitats, respectively ($F = 16.51$, $p < 0.001$; Table 3.2). Species richness/m² in hay meadow reference habitat could not be considered in the analysis as their sampled area was not comparable. Stages Q1, Q2, and Q3 had 12% of their species in common, but the highest percentage of shared species occurred between stages Q1 and Q2 (37%; Table 3.2). Overall, the percentage of shared species between quarry stages and reference habitats remained lower than among quarry stages (Table 3.2). Quarry stage Q2 shared the most species with the hay meadows reference habitat, and quarry stage Q3 shared the most species with the mesophilous grasslands (Table 3.2).

All quarry stages and reference habitat species assemblages differed significantly from one another (pairwise ANOSIM tests, all $p < 0.001$). NMDS analysis found that the hay meadow reference assemblage was more differentiated from other reference species assemblages (Fig. 3.3, Table 3.2). The species assemblage in quarry stage Q1 was more heterogeneous than any of the other quarry stages and reference habitats, as demonstrated by the longer extension of the spider plot (Fig. 3.3a) and the higher NMDS intra-group distance for this stage class (Table 3.2). Quarry stage Q1 also separated from the other quarry stages and reference habitats in the ordination diagram (Fig. 3.3a) and displayed higher NMDS inter-group distances with Q2 and Q3 (Table 3.3), whereas the species assemblages of quarry stages Q2 and Q3 displayed considerable overlap (Fig. 3.3a) and lower NMDS inter-group distance (Table 3.3). Quarry stage Q2 and Q3 were more similar to reference habitats than Q1, as indicated by the positions of the centroid of spider plots in Fig. 3.3a and the lower NMDS intra-group distance (Fig. 3.3a) when compared to references habitats (Table 3.2). Stage Q2 was very similar compositionally to the hay meadow type, whereas the stage Q3 species assemblage was intermediate in species composition between hay meadow and the mesophilous grassland reference types (Fig. 3.3a, Table 3.2).

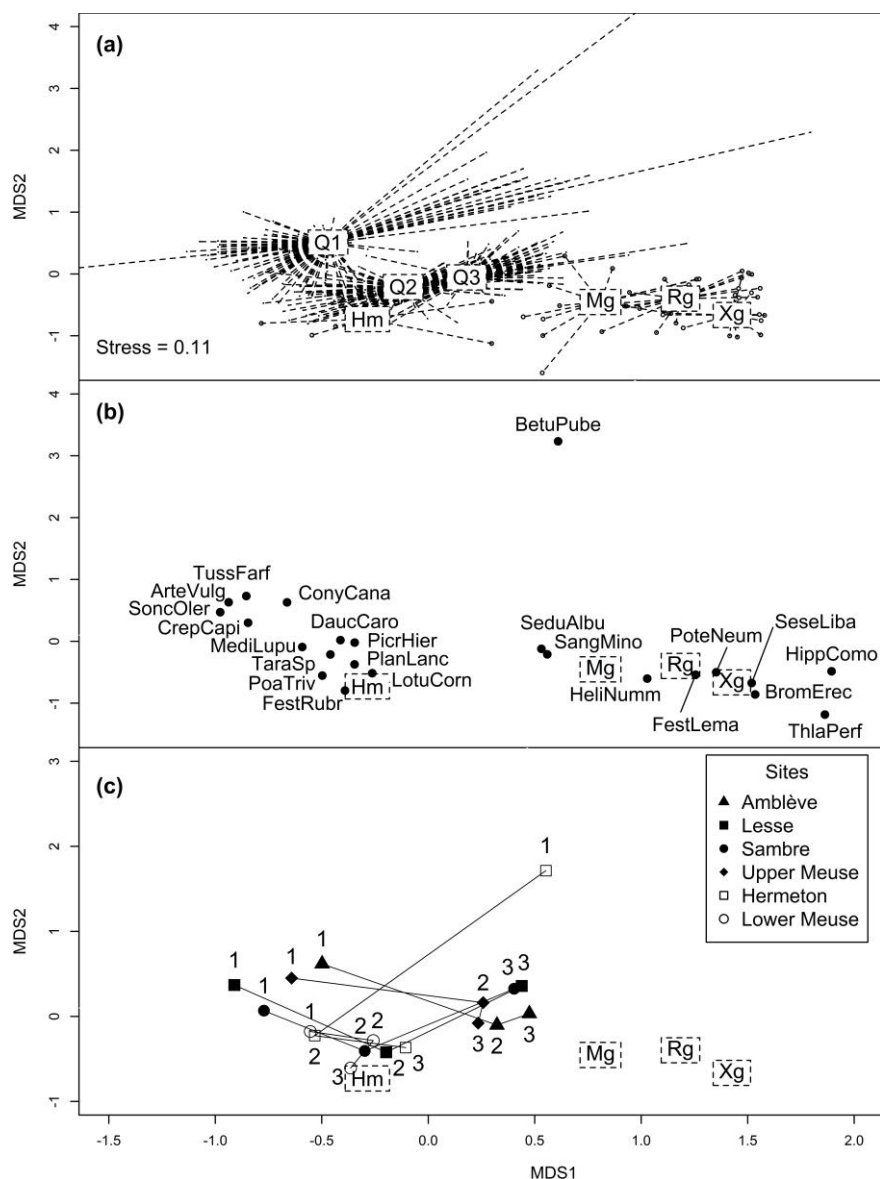


Fig. 3.3 (24) NMDS ordination diagram of plant assemblages in quarry plots ($n = 360$) and reference plots ($n = 53$; Hm, hay meadows; Mg, mesophilous grasslands; Rg, rupicolous grasslands; and Xg, xerophilous grasslands). Squares represent centroids of quarry stages and reference habitats. (a) Time intervals after quarry abandonment: Q1, <3 y; Q2, 3–20 y; and Q3, >20 y. The end of the lines represents the ordination position of vegetation plots. (b) Species with greater than 30% correlation with the axes of the NMDS are pointed. Abbreviations of species names are denoted by the first four letters of the generic name and the first four of the specific epithet (for complete names, see the Appendix). (c) Lines indicate trajectories, by site. Sites are indicated by different symbols (black = hard limestone sites, white = white chalk and dolomite sites). Numbers indicate the time intervals after quarry abandonment (by site): 1, <3 y (Q1); 2, 3–20 y (Q2); and 3, >20 y (Q3).

Table 3.2 (8) Mean species richness/m² of plant assemblage in quarry plots (n = 360) and reference plots (n = 53) with standard error terms, percentage of shared species between groups and NMDS inter- and intra-group distance.

Group	Species richness/m ²	NMDS intra-group distance
Q1	11.4±0.5	6.05
Q2	14.0±0.3	1.75
Q3	15.1±0.5	2.40
Hm	23.4±2.0	1.33
Mg	18.5±1.3	1.92
Rg	13.2±0.8	1.25
Xg	11.3±0.5	1.01
Groups comparisons	Shared species (%)	NMDS inter-group distance
Q1 - Q2	37	0.80
Q1 - Q3	34	0.86
Q2 - Q3	34	0.34
Mg - Rg	16	0.38
Mg - Xg	19	0.65
Rg - Xg	21	0.36
Hm - Mg	21	1.13
Hm - Rg	5	1.51
Hm - Xg	9	1.71
Q1 - Hm	14	1.25
Q2 - Hm	20	0.54
Q3 - Hm	19	0.82
Q1 - Mg	17	1.60
Q2 - Mg	19	0.96
Q3 - Mg	22	0.74
Q1 - Rg	15	1.89
Q2 - Rg	16	1.32
Q3 - Rg	16	1.06
Q1 - Xg	11	2.23
Q2 - Xg	12	1.61
Q3 - Xg	14	1.39

Time intervals after quarry abandonment: Q1, <3 y; Q2, 3–20 y and Q3, >20 y.

Abbreviations for reference plots (n = 53): Hm = hay meadow, Mg = mesophilous grassland, Rg = rupicolous grassland and Xg = xerophilous grassland).

Functional variation

The CSR analysis clearly distinguished the hay meadow type from the other reference plant communities (mesophilous, xerophilous or rupicolous grasslands), particularly relative to the more stress-tolerant species assemblage (Fig. 3.4). Plant assemblages naturally established in abandoned quarries (quarry plots, $n = 360$) were more similar to hay meadows than to other reference habitats, regardless of the life stage considered (stages Q1, Q2 or Q3; Fig. 3.4a). Plant assemblages initially established on bare ground of abandoned quarries (stage Q1) were comprised of species between R/CSR and CR/CSR in CSR life strategies (Table 3.3), with a large variability among assemblages (Fig. 3.4a). Overall, the C and S components of plant communities tended to increase in abundance from quarry stage Q1 to stage Q3 (Fig. 3.4a), but strict S strategists displayed the highest increase in abundance (Table 3.3). In contrast, the increase in species with the C strategy was mainly due to increases in intermediate strategies with S strategists (SC, CSR, S/CSR, SC/CSR; Table 3.3). This means that over time species assemblages became functionally more similar to stress-tolerant, calcareous grasslands (xerophilous, rupicolous or mesophilous grasslands). In addition, quarry stage Q1 displayed a higher heterogeneity in functional strategies of its species assemblages than quarry stages Q2 or Q3 (Fig. 3.4a).

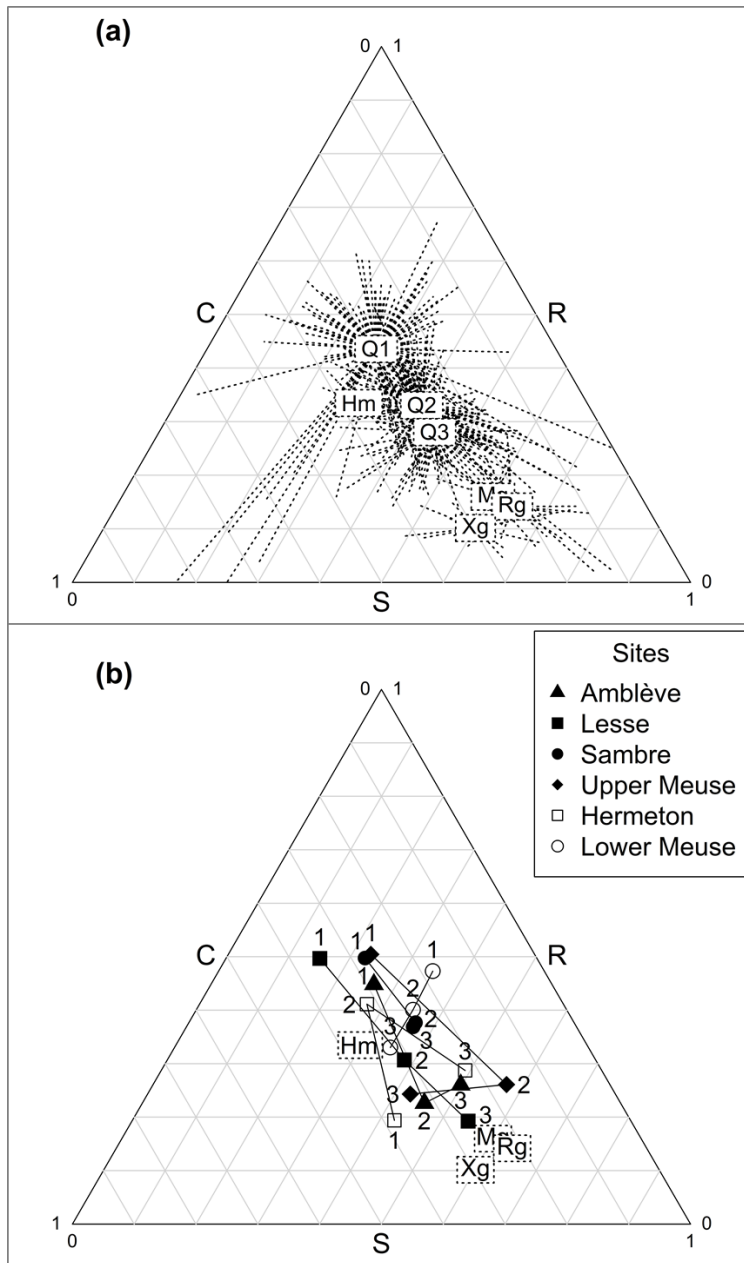


Fig. 3.4 (25) CSR signatures of plant assemblages quarry plots ($n = 360$) and reference plots ($n = 53$; Hm, hay meadows; Mg, mesophilous grasslands; Rg, rupicolous grasslands; and Xg, xerophilous grasslands). Squares represent centroids of quarry stages and reference habitats. (a) Time intervals after quarry abandonment: Q1, <3 y; Q2, 3–20 y; and Q3, >20 y. The end of the lines represents the position of vegetation plots. (b) Lines indicate trajectories, by site. Sites are indicated by different symbols (black = hard limestone sites, white = white chalk and dolomite sites). Numbers indicate the time intervals after quarry abandonment (by site): 1, <3 y (Q1); 2, 3–20 y (Q2); and 3, >20 y (Q3).

Table 3.3 (9) Mean species richness/m² of plant assemblage in quarry plots (n = 360) and reference plots (n = 53) with standard error terms, percentage of shared species between groups and NMDS inter- and intra-group distance.

	Q1	Q2	Q3
N of plots	120	120	120
N of species	101	107	105
CSR plant strategy			
C	5.2	3	4.1
S	1.3	5.4	11
R	4.9	2.1	1.3
CR	10.5	5.7	1.8
SR	11.2	6.2	9.9
SC	1.2	2	4
CSR	9.2	13.4	15.1
C/CR	2.6	0.4	0
C/SC	1.9	1.3	1
R/CR	7.8	2.5	0.8
R/SR	7.8	6.5	3.2
S/SR	1.6	2.8	2.1
S/SC	0	0	0
S/CSR	8.1	16.1	13
R/CSR	11.9	7.9	9.5
C/CSR	1	5.3	2.8
SC/CSR	1.6	4.2	5.2
SR/CSR	6.4	5.8	4.5
CR/CSR	5.9	9.3	10.7

Time intervals after quarry abandonment: Q1, <3 y; Q2, 3–20 y and Q3, >20 y. Values are percent frequencies.

Site trajectories

While altogether the pattern of samples in the ordination followed a temporal (successional) sequence towards mesophilous grasslands, our more detailed, site-by-site examination indicated a more compositionally and functionally-complex pattern (Figs 3.3c, 3.4b). High compositional heterogeneity in quarry stage Q1 arose mainly from a single site (Hermeton) where barren ground was colonized by *Betula pubescens* seedlings. In contrast, other sites were much more similar in their colonizing species assemblages, mostly characterized by pioneering ruderal species, i.e. *Tussilago farfara*, *Artemisia vulgaris*, *Sonchus oleraceus*, and *Conyza canadensis* (Figs 3.3b, c). On a site-basis, quarry stage Q2 and/or stage Q3 were more compositionally similar to hay meadow or mesophilous grassland habitats, with two groups of sites separating on the ordination. (1) In the Hermeton and Lower Meuse sites, plant assemblages were more similar to hay meadow types by stages Q2 and Q3; these two sites were composed of soils formed from white chalk and dolomite. (2) In the other sites, species compositions of stage Q3 sites tended to be more similar to mesophilous grassland, while stage Q2 sites were more heterogeneous (Fig. 3.3c); the soils of those latter sites were formed from hard limestone.

The functional trajectories of individual sites differed slightly in their compositional patterns relative to reference sites (Fig. 3.4b). However, the contrast between white chalk and dolomite sites with hard limestone was less pronounced in the CSR space. In the white chalk and dolomite sites, functional plant assemblages were more similar to hay meadow sites in quarry stages Q2 and Q3 (except for quarry stage Q3 in Hermeton). In hard limestone sites, quarry stage Q3 tended to be more functionally similar to mesophilous grassland, while quarry stage Q2 was more heterogeneous across sites (Fig. 3.4b), except for quarry stage Q3 in Sambre.

Discussion

Examining changes over time between taxon-based assemblages and diverse functional patterns allows researchers to answer general theoretical questions about successional development in limestone quarries after mining activities cease (Walker and Moral, 2003). Comparing developmental trajectories of plant communities relative to natural reference communities provides a practical framework for examining natural recovery of plant communities in abandoned mines (Walker et al., 2007). Our study suggests that herbaceous plant assemblages that develop spontaneously on bare ground in abandoned limestone quarries in southern Belgium tend to succeed toward analogues to semi-natural plant communities that are recognized as having high conservation value. Several studies in temperate Europe have established that in abandoned surface quarries a period of 20 years is usually long enough for plant assemblages to develop a composition that is similar to natural or semi-natural herbaceous plant communities (Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013). Results of our study support the general observation that woody species do not usually re-establish on dry and rocky substrate of abandoned quarry sites (Novák and Prach, 2003; Prach, 1987; Prach et al., 2013). However, one of the subsites studied (stage Q1 of Hermeton site) was colonized by *Betula pubescens* seedlings.

Both taxon-based and functional analyses showed changes in plant assemblages over time (since quarry abandonment), particularly between the youngest colonizing stage (Q1, <3 y old) and more mature stages. However, the similarity between the two mature stages (Q2, 3-20 y and Q3, >20 y) was even more pronounced. In addition, species assemblages tended also to be more homogeneous in the older stages (Q2, Q3) both from a compositional and functional perspective, which is in agreement with findings of Saar et al. (2017).

Based on CSR theory and the initial substrate conditions we encountered at our sites, we did not expect to observe the changes we observed in species assemblages over time. Based on a literature review, Grime (2001) suggested that, in the simplest cases, plant life strategies shift during primary succession from stress-tolerant pioneer species to more competitive species. This hypothesis has been disputed by those who have found a different pattern of primary succession at glacier retreat fronts (Caccianiga et al., 2006) and on land along uplift coasts (Ecke and Rydin, 2000). We also observed a succession pattern in abandoned limestone quarries that differed from Grime's predictions in that we found that initial plant assemblages were comprised of species adapted to life strategies between R/CSR and CR/CSR, with more stress tolerant strategists dominating later successional stages. The initial successional stage was also compositionally dominated by species typically considered to be ruderal species. In this developmental sequence, a large number of species initially colonized the limestone bedrock, among which ruderal plants were relatively more important, but then the ruderal species tended to be replaced by stress-tolerant species as the sites matured. This successional sequence mimics that observed during primary succession along glacial fronts,

wherein pioneer plant assemblages are comprised of species with strong ruderal characteristics, which then are replaced by more stress-tolerant species later in the successional process (Caccianiga et al., 2006).

Surprisingly, although the initial substrate conditions in our study sites were more similar to those of rupicolous and xerophilous grasslands (Piqueray et al. 2007), natural recruitment tended toward plant assemblages that were compositionally more similar to hay meadow or mesophilous grassland habitat that occur on deeper soils. Two explanations are possible for these observations. For one, environmental conditions on abandoned limestone sites may be more favourable for colonization by mesophilous species than predicted by the apparent xeric and harsh conditions of the bedrock. The effect of environmental factors is indirectly supported by the differences in species assemblages we found on different geologic substrates, i.e. plant assemblages developing on white chalk and dolomite were similar to natural hay meadows in latter successional stages. Likewise, an increase over time in S-strategy species on hard limestone suggests that successional plant assemblages on limestone are becoming more similar to stress-tolerant grasslands.

The other explanation for our assemblages succeeding toward hay meadow and mesophilous grassland is that colonization by species typical for dry calcareous grassland habitats (rupicolous, xerophilous and partially-mesophilous species) may be limited by the occurrence of species in the landscape and their specific dispersal capacities. Generalist mesophilous species (typical of hay meadows) are likely to be more common in the human influenced landscape of the studied region. In parallel, with the exception of a few anemochorous species, most species of dry calcareous grasslands have low dispersal abilities and are mainly dispersed by sheep in pasture systems (Piqueray et al., 2011a), while none of our study sites had been grazed. Kirmer et al. (2008) demonstrated that dispersal was a major limitation to colonization of restored sites.

In answer to our main three questions, our study results support three conclusions related to primary succession in limestone quarries: (1) Naturally recruited herbaceous vegetation compositionally resembles mesophilous communities, although substrate conditions are more similar to rupicolous or xerophilous grasslands, probably as a consequence of dispersal limitations. (2) The specific successional pathway found in the CSR state-space differs from Grime's predictions in that there was a functional shift in plant assemblages from dominance by ruderals to dominance by stress-tolerant species. (3) Different successional pathways develop on different types of rocks in abandoned quarries.

Implication for conservation

It is widely accepted that one major determinant of the success of any restoration program is the choice of an appropriate reference ecosystem (Holl and Cairns, 2002). Our results indicate that, depending on specific, initial site conditions, species compositions of successional trajectories on abandoned limestone quarries vary between mesophilous calcareous grasslands and hay meadows. On abandoned sites where plant assemblages tend to naturally succeed toward mesophilous calcareous grassland, active intervention could be directed to promote species assemblages analogous to species-rich temperate grasslands, which have a particular high conservation value (WallisDeVries et al., 2002). Restorations will need to overcome dispersal limitations (i) by integrating the restoration sites into local grazing systems, including semi-natural references habitats (Pykälä, 2005), (ii) by directly planting (sowing seeds) species of interest at restoration sites (Hedberg and Kotowski, 2010), (iii) or by transferring grassland hay (with intact seeds) to the restoration sites (Török et al., 2011).

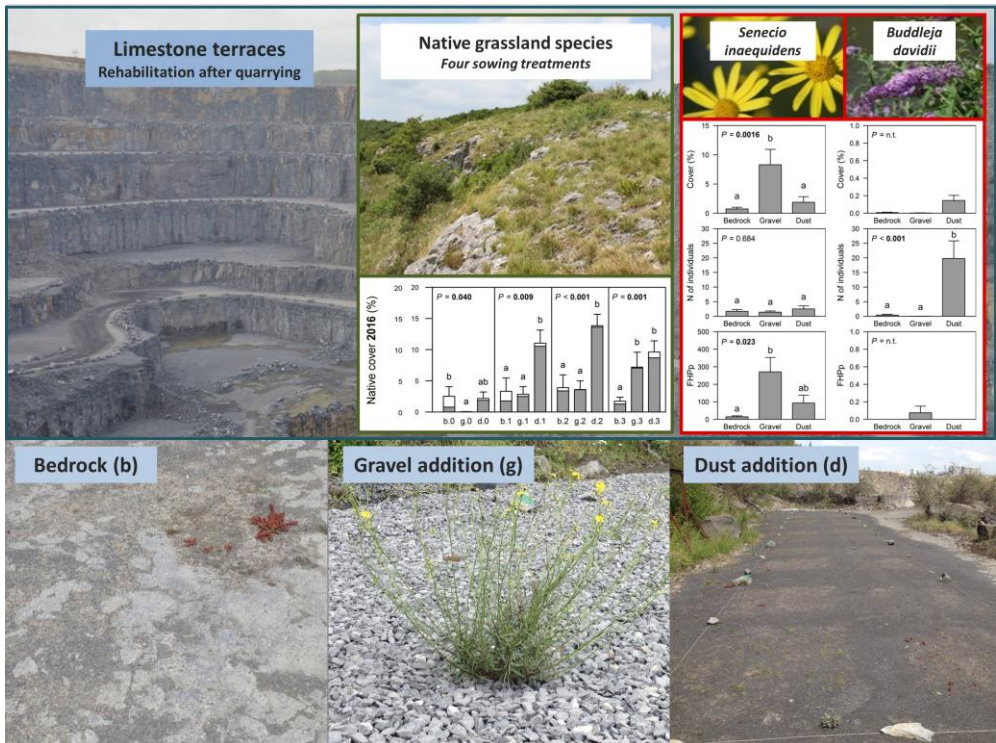
Acknowledgments

We would like to thank all the quarry managers for the providing access to the quarries, and for sharing information about the sites. We thank Louis-Marie Delescaille for help with plant identification. C. Pitz holds a Ph.D. fellowship from the Fund for Research Training in Industry and Agriculture (FRIA). We thank the editors and anonymous reviewers for their valuable comments that helped to improve the manuscript.

Appendix

List of full species names used in Fig. 3.3b: *Betula pubescens* Ehrh., *Lotus corniculatus* L., *Bromus erectus* Huds., *Tussilago farfara* L., *Daucus carota* L., *Festuca lemanii* Bast., *Potentilla neumanniana* Reichenb., *Medicago lupulina* L., *Plantago lanceolata* L., *Taraxacum* sp., *Sanguisorba minor* Scop., *Conyza canadensis* (L.) Cronq., *Poa trivialis* L., *Picris hieracioides* L., *Hippocrepis comosa* L., *Sonchus oleraceus* L., *Sedum album* L., *Thlaspi perfoliatum* L., *Artemisia vulgaris* L., *Helianthemum nummularium* (L.) Mill., *Festuca rubra* L., *Crepis capillaris* (L.) Wallr., *Seseli libanotis* (L.) Koch.

Comparison of mining spoils to determine the best substrate for rehabilitating limestone quarries by favoring native grassland species over invasive plants



CHAPTER 4: Comparison of mining spoils to determine the best substrate for rehabilitating limestone quarries by favoring native grassland species over invasive plants

The content of this chapter has been adapted from the research article published in Ecological Engineering (2018a) in press

CARLINE PITZ, GRÉGORY MAHY, MÉLANIE HARZÉ, ROEL UYTENBROECK, ARNAUD MONTY

Abstract

Habitats being restored in Belgian quarries are easily invaded by non-native plant species, which can hamper the germination and development of vegetation deemed to be of high conservation value. Substrates of terraces created when mining limestone quarries could be inhospitable to native plants. However, they can provide opportunities for establishing specific vegetation, such as dry calcareous grasslands. Applying suitable mining spoils could be a cost-effective way to provide growing substrate when restoring limestone terraces. We assessed the efficacy of using mining spoils, collected on-site, as a potential growing substrate (bedding material). We tested gravely limestone (product of on-site mining activities), limestone dust (by-product), and no addition (bare limestone bedrock) to determine which was best for favoring the growth of native, dry calcareous grassland species and discourage the growth of two non-native invasive species that commonly invade altered mining sites: *Buddleja davidii* Franch. and *Senecio inaequidens* DC. In a field experiment (in two quarries), we studied short-term (2 y) growth response of native and invasive species after sowing three seed mixtures of native grassland species, varying in functional diversity (and one no-sowing control treatment), all treatments subjected to competitive pressure exerted by invasive species. Percent cover of native and invasive species, species abundance and reproductive characteristics of the invasive species were monitored during 2-y. Native grasslands coverage was low on all substrate types, demonstrating how slowly calcareous grasslands species establish in such harsh substrate conditions. However, type of substrate did show a significant relationship with plant abundance, with limestone dust being the most beneficial for native species establishment (coverage). Although limestone dust appeared to be the best option for restoring grassland species to limestone quarries (based on its low cost, wide availability, and potential to support native species), it was also likely to support the two invasive species. Functional diversity of the seed mixture had no consistent effect. Our study shows the importance of identifying the most appropriate substrate to both establish calcareous grasslands and resist invasive species. This approach

provides insights into developing strategies to conserve biodiversity in industrial and agricultural landscapes with limestone quarries.

Key words

Biodiversity conservation; active restoration; anthropogenic ecosystem; postindustrial biotope; vegetation rehabilitation; semi-natural habitat.

Introduction

Adaptive management of quarries could increase biodiversity and vegetation of high conservation value in industrialized and farmed landscapes (Pitz et al., 2016; Prach et al., 2016). Limestone extraction activities create much unproductive bare ground. Bare ground is mostly suitable for species adapted to live under nutrient-poor and xeric conditions (Tischew and Kirmer, 2007). Native, dry calcareous grasslands support many oligotrophic and xerophytic species and are among the richest and most endangered habitat in Europe (Jefferson, 1984; Poschlod and WallisDeVries, 2002). Abandoned quarries could represent an opportunity to establish native grassland species, and improve regional biodiversity (Gilardelli et al., 2015; Pitz et al., 2018b).

Invasions by exotic plant species also represent a major challenge in active and abandoned quarries (Hobbs and Huenneke, 1992; Prach et al., 2011). In southern Belgium, invasion of non-native species is intense in disturbed habitats created by quarrying activities: two non-native plant species are particularly abundant in Belgian quarries, *Buddleja davidii* Franchet (an invasive shrub native of North America) and *Senecio inaequidens* DC. (an invasive forb, native of South Africa). Previous studies have shown that *B. davidii* is able to invade and dominate areas subjected to a wide range of disturbances (Gentili et al., 2011; Tallent-Halsell and Watt, 2009). Likewise, *S. inaequidens* is currently one of the most rapidly-spreading invasive species in Europe (Heger and Böhmer, 2005) and is likely to invade disturbed and altered landscapes (Caño et al., 2007). Both species produce a large number of seeds and are difficult and expensive to remove or manage once they have become established (Garcia-Serrano et al., 2004; Tallent-Halsell and Watt, 2009). Non-native invasions can be relatively rapid and hamper the establishment of native vegetation with high conservation value in restoration sites (Prach et al., 2016, 2011).

Restoration ecologists need to develop adequate procedures for establishing native plant communities on bare soils created in limestone quarries and, in the same time, prevent (or hinder) invasion of those altered habitats by non-native invasive species. Restoration success will depend both on improving substrate conditions and selecting efficient species pool for revegetation.

If the restoration goal is to establish a native plant community, soil conditions usually have to be significantly improved (Oliveira et al., 2011). Quarry bedrock is an inhospitable environment for plant establishment, characterized by excessive drainage exacerbated by physical and chemical erosional processes (Sort and Alcañiz, 1996).

Most difficult problems to overcome for improving substrate conditions occur in most-severely degraded sections of quarries, those that have undergone material extraction, soil depletion, and deep excavation of the original topography (Clemente et al., 2004; Heneghan et al., 2008). A commonly-used practice for overcoming inhospitable soil conditions is to apply topsoil after extractive mining has terminated (Ghose, 2004; Martínez-Ruiz and Fernández-Santos, 2005). However, the application of topsoil could have undesirable consequences if: (1) it contains a seed bank that promotes the establishment of undesirable species (e.g., invasive species, ruderal species, etc.; Ballesteros et al., 2012; Marqués et al., 2005), (2) the soil was reclaimed from the pre-mined areas and had undergone severe changes in its original properties, leading to the establishment of unpredictable vegetation types (Josu G. Alday et al., 2011), or (3) its management creates too many difficulties in managing soil stock and thus requires excessive planning and logistics (Neri and Sánchez, 2010). An alternative, more-pragmatic and cost-effective option is to ameliorate sterile conditions on mined terraces by applying spoils (by-products) generated by quarrying activity elsewhere on site (Carrick and Krüger, 2007). Practitioners need to know what the most-suitable, cost-effective raw spoils are in order to increase the probability of successfully restoring limestone terraces with such substrates (Ballesteros et al., 2014).

The quality of bedding material can greatly influence the success of native plant species. Short-term responses of sown vegetation have already demonstrated that the type of bedding materials used in restoration strongly influence the trajectory of the colonization process (Ballesteros et al., 2014, 2012). In particular, variations in the granulometry of raw spoils may influence its drainability and microtopographic complexity. Microtopography is an important feature as it can create small depressions where seeds, organic matter or water can concentrate, as well as with providing different small scale dynamics (Carrick and Krüger, 2007).

Among potential spoils available in limestone quarries, gravely limestone (product) and limestone dust (by-product) are the most-commonly available spoils for establishing conditions that might support native vegetation. Gravels and dust differ in granulometry, influencing their drainage and microtopographic conditions. Gravel is composed of variably-sized pieces of crushed limestone produced during limestone extraction for sale purposes; limestone dust is a fine, powdery material generated during cutting limestone rock, considered as waste. Gravel is coarse-textured and so has a low water-retention capacity that can affect germination and seedlings survival (Clothier et al., 1977), but does provide more potential variation in microtopography favorable to organic matter accumulation and small scale microclimate.

The less coarse-textured dust substrate may provide less variation in microtopography habitats than gravel but better global conditions for seed germination and seedlings growth because it can hold more moisture.

The composition of the seed mixture used to establish vegetation can also have a large influence on revegetation success. Plant species might not be equally adapted to conditions (granulometry, microtopography, organic matter content or water retention) created by spoil substrate application (Münzbergová and Herben, 2005; Walmsley and Davy, 1997). Specifically, European native dry calcareous grasslands provide a large diversity of plant species potentially adapted to limestone gravel and dust substrates. However, their ecological requirements in their native habitat span a large range of conditions from strictly xerophytic species growing on very shallow unstructured soils to mesophilous species growing preferentially on deeper soils with better water retention and higher organic matter content (Piqueray et al., 2007). Examining experimentally the adaptation of individual species to spoil substrate would be time consuming and of low interest for generalization. Alternatively, manipulating functional diversity (FD, i.e. the value and range of plant functional traits (Tilman et al., 2001)) of seed mixtures used for revegetation on spoil substrates may be a way to increase establishment success (e.g. Campbell et al., 2012). A seed mixture consisting of a high FD assortment of species is more likely to include some species that possess traits pre-adapted to the conditions of the bedding material being used (Díaz and Cabido, 2001; Pywell et al., 2003; Řehouňková and Prach, 2010). Higher FD in native plant community may also be hypothesized to provide a greater resistance to invasion of non-native species (Pokorný et al., 2005), as there is more chance in a high FD seed mixture to find fortuitously a trait that allow one to compete against invasion.

In this study we tested if (i) adding a mineral bedding material (product or by-product of on-site quarrying activity) and (ii) increasing the FD of the seed mixture; both allowed a better establishment of calcareous grasslands on bedrock terrace without promoting the development of two major invasive species commonly found in limestone quarries.

Material and methods

Study sites

This study was conducted at two limestone quarries located in southern Belgium: Antoing (50°34'48.80"N, 3°27'5.58"E, 2 m elevation) and Monceau (50°23'32.62"N, 4°22'38.26"E, 116 m elevation). The Antoing site is a limestone terrace, while the Monceau site consists of a hillock formed from rejected limestone wash, made up of a re-solidified calcareous powder. Both sites are considered to be terraces created by quarrying activities with their exposed bedrock representing potential sites for establishing xerophytic, calcareous grasslands species. Before setting up the experiment, experimental areas were scraped with a bulldozer to remove all vegetation and soils. This removed the seed bank that was potentially present.

Experimental design

Three bedding materials generated by mining activities were tested: (1) limestone bedrock, a bare limestone terrace representing the normal, post-mining, no-amendment condition (no spoil substrate), (2) limestone dust, a fine-grained (0-0.5 mm) spoil placed on limestone bedrock (ca. 10 cm deep), and (3) limestone gravel, granular (20-30 mm) spoil of varying textures placed on limestone bedrock (ca. 10 cm deep). Because the limestone dust and gravel could only be applied in continuous strips by quarry operators, each bedding material was spread on one 30 x 5 m strip per quarry, with 1 m (at the Monceau quarry) or more (at the Antoing site) between each strip (Fig. 4.1).

Each strip of bedding materials consisted of five replicates of four sowing treatments ($n = 20$) allocated to 1.5 x 1.5 m marked plots, each plot separated by 0.5 m from other plots. This design resulted in five replicates of four sowing treatments on each bedding material (i.e., 60 plots at each quarry site). Each plot was subjected to competitive pressure exerted by invasive species (*S. inaequidens* and *B. davidii*) sown into the plots as seeds and by invasive species naturally recruited from outside the plots. The four plots of each replicate were randomly assigned to a sowing treatment: three native seed mixtures of contrasting FD (Table 4.1) and one treatment where no seeds were sown (no-sow treatment).



Fig. 4.1 (26) Experimental design at Monceau site.

Table 4.1 (10) Species composition of the three seed mixtures (M1-3) with differing functional diversity (FD): M1 = low FD, M2 = medium FD, M3 = high FD.

Species	M1	M2	M3
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.			x
<i>Campanula rotundifolia</i> L.	x	x	
<i>Carex flacca</i> Schreb.			x
<i>Centaurea scabiosa</i> L.		x	x
<i>Hieracium pilosella</i> L.	x		
<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult.	x	x	
<i>Medicago lupulina</i> L.		x	
<i>Melica ciliata</i> L.	x		x
<i>Ononis spinosa</i> L.			x
<i>Plantago media</i> L.	x	x	
<i>Potentilla neumanniana</i> Reichenb.	x		
<i>Primula veris</i> L.	x		
<i>Sedum album</i> L.		x	x
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.		x	x
Rao quadratic index of the seed mixtures: M1, 8.65 e-04; M2, 7.41 e-02 and M3, 1.51 e-01			

We created the three native seed mixtures of contrasting FD (Table 4.1), adapting the method provided by Uyttenbroeck et al. (2015). Because the focus of the rehabilitation experiment was to develop a method for rapidly establishing grassland species cover, linked with good long-term persistence, we selected a set of nine functional traits (Table 4.2). Five traits were related to the species ability to establish under initially-harsh conditions (low nutrients and dry substrate) and four traits were related to species ability to be persistent. A list of 29 herbaceous plant species was composed comprising herbaceous species that are commonly found in calcareous grasslands in southern Belgium and the seeds of which are readily available in plant nurseries. For all 29 herbaceous plant species, functional trait values were retrieved from BIOPOP database (Poschlod et al., 2003). Based on these traits, FD of every possible combination of seven plant species was calculated using Rao quadratic entropy index (Botta-Dukát, 2005) with equal importance of the traits and equal abundance of the plant species. The combinations with lowest and highest FD were selected, as well as the combination with FD closest to median of the range, resulting in three plant species mixtures with contrasting FD: low FD (Seed Mixture 1), medium FD (Seed Mixture 2), and high FD (Seed Mixture 3). In these mixtures, we used 14 of the 29 plant species listed as being native to Belgian grasslands.

Table 4.2 (11) Values and variable type of functional traits (related to establishment and persistence) considered for the preparation of the three seed mixtures of contrasting functional diversity (FD).

Trait	Values	Variable type
<i>Traits related to establishment</i>		
Seed mass	Value [mg]	Numeric
Dormancy	1:True, 2:False	Binary
Seedling emergence	1:Spring or autumn, 2:All year	Nominal
Mycorrhizal species	1:True, 0:False	Binary
Nitrogen fixation ability	1:True, 0:False	Binary
<i>Traits related to persistence</i>		
Canopy height	Value [m]	Numeric
Clonal growth	1:True, 0:False	Binary
Short lifespan species (annual or biennial)	1:True, 0:False	Binary
Life-form	1:Phanerophyte, 2:Chamaephyte, 3:Hemicryptophyte, 4:Geophyte, 5:Therophyte, 6:Chamaephyte succulent	Nominal

The three different seed mixtures were obtained from a commercial nursery. Based on the mean mass of all native species' seeds, seeds were sown in each plot at a concentration of 30 kg/ha. Competitive interactions with invasive species were created by seeding 564 seeds (per plot) of *B. davidii* (from a commercial nursery) and 564 seeds of *S. inaequidens* (manually harvested in Gembloux, Belgium). The mass of invasive seeds sown in each plot equaled the mass of the native seeds sown (30 kg/ha).

In October 2014, the seed mixtures of native and invasive species were broadcast by hand into the experimental plots established at the two sites, along with inert matter (Rhine sand). The hand-sowing was immediately followed by applying a slurry mulch with a hydro-seeder (Soil-Fix of Euro-Tec, France), at 10 kg/ha, in order to prevent seeds from getting blown from one plot to others (Fig. 4.2).



Fig. 4.2 (27) Preparation of the mixtures in the laboratory and sowing material on the field.

In order to evaluate the quality of the seeds used in the experiment, the germinations rate for the seeds of each native and invasive species was determined in laboratory. This rate was calculated by placing 10 petri dishes with 10 seeds each onto Whatman paper in a germination incubator set at 20 °C, on a 12h:12h (day:night) cycle until no more seeds germinated (Fig. 4.3).



Fig. 4.3 (28) Determination in laboratory of the germination rate of the 14 native and 2 invasive species seeds used in the experiment.

Data collection

We monitored relative cover and abundance of all native vascular plants (including sown and naturally-recruited species) at the time of peak development of vegetation for both years of the study (August 2015 and August 2016). Abundance and cover were measured in square 1 m² plots placed in the center of each 1.5x1.5m plot. Species name was recorded for each plant observed in the square 1 m² plots. Nomenclature followed Lambinon et al. (2004). Relative cover (percent cover) was estimated using a point-intercept method (adapted from Barbour et al., 1999), using an equally-spaced grid consisting of 100 intersections. Abundance (number of individuals) was estimated counting the number of plants growing in 10 random 1 dm² sub-plots per plot, converted to 1 m² area basis. Invasive species, *B. davidii* and *S. inaequidens*, were sampled the same way in the plots, except that recruitment and reproductive output of the invasive species were also measured over time.

The number of individuals of invasive plants, was the sum of all invasive plants in a given plot measured over the course of the growing season (calculated by summing the individuals counted in May and all new individuals recruited each month until October). Reproductive output of *B. davidii* and *S. inaequidens* was evaluated by estimating flower head production per species per plot (*FHPp*) each month of the flowering period (May to October in both 2015 and 2016). To do this, all ripe flower heads of *B. davidii* and *S. inaequidens* were counted and clipped from five randomly-marked individuals. At the last counting event of the season, capitulae flowers for *S. inaequidens*, panicles for *B. davidii*, and flower buds and ripe flower heads for both species were counted. Flower head production (*FHP*) for each species was the sum of all capitulae (or panicles) over the growing season (or over the lifespan of the plant if it died prematurely). For each plot, *FHPp* of *S. inaequidens* and *B. davidii* was calculated as the mean *FHP* in the plot multiplied by the total number of *S. inaequidens* and *B. davidii* in the plot.

Data analysis

Data analysis was performed using R statistical software (R Development Core Team, 2017) to describe the effect of the bedding materials and the seed mixture treatments on native vegetation and invasion success of *B. davidii* and *S. inaequidens*. All variables (native cover, *S. inaequidens* and *B. davidii* cover, number of individuals, and *FHPP*) were analyzed using a linear mixed-effects model (lme) with the “lmer” algorithm of the “lme4” package (Bates et al., 2015). The bedding material, seed mixture and their interaction were defined as crossed fixed factors. The quarry site, and the replicate nested within quarry site, were both defined as random-effects in the model. Prior to analysis, data were log transformed to improve normality and homogeneity of the variance. Because there was a marked difference between vegetation cover in the two years, we analyzed data from 2015 and 2016 separately. If a significant interaction effect was found between bedding material and seed mixture treatments, variables were plotted to describe the interactive effect. Differences among mean values of variables were tested with a Tukey's multiple-comparison test.

In order to determine the relative recruitment success of individual native species ($n = 14$) in contrast with invasive species ($n = 2$), the distribution of the number of individuals in 2016 was modeled for each sown species using violin plots (Hintze and Nelson, 1998), with the ‘vioplot’ statistical package (Adler, 2015). The violin plot combines boxplot and density traces into one diagram. The density trace was modeled using the kernel density method and was plotted symmetrically on each side of the boxplot. The density curve was the species response curve, including extreme values.

The relationship between laboratory germination rate and the recruitment success of native and invasive species ($n = 16$) sown in plots was determined relative to each type of bedding materials. Recruitment success of sown species was the number of individuals recruiting in 2016 in the sown plots of each species on a given bedding material. This recruitment success was analyzed relative to the success rate of plants germinated in the lab by using linear mixed-effects model. The laboratory germination rate, bedding material, and the interaction effect were defined as fixed-factors. Species was defined as a random-effect in the model. Prior to analysis, data were log transformed to improve normality and homogeneity of variances. If a significant effect of bedding material was found, violin plots were modeled for each bedding material separately.

Results

Native vegetation establishment

Among the 48 native plant species recorded in plots: 14 species were sown and 34 recruited naturally. After two years of monitoring, native cover was very low (global mean $\pm$ standard error = 5.1% $\pm$ 0.6%), with a maximum cover of 21% on bedrock, 23% on gravel, and 23% on dust substrate. Cover of naturally-recruited species was also low: 1.1% $\pm$ 0.5% for native species recruited on bedrock and <1% for native species recruited on gravel and dust substrates.

In 2015 and 2016, native plant cover (including sown and naturally-recruited species) varied significantly relative to the interaction between bedding material and seed mixture (2015: $F_{6,99} = 3.03$, $p = 0.009$; 2016: $F_{6,99} = 2.91$, $p = 0.012$). In both years, native plant cover after sowing was significantly higher on dust substrate than on other substrates (range: 2.4% to 10.3% higher), except for seed mixture 3 (high FD) in 2016 where native cover was similar on gravel and dust material (Fig. 4.4). Native plant cover in the no-sowing treatment was low (<1% in 2015 and 1.6% $\pm$ 0.6% in 2016) in both years. Despite differences between seed mixtures, there was no clear pattern according to FD (Fig. 4.4).

Recruitment success of species on the field was not influenced by the germination rate in the laboratory (linear mixed-effects model, $F_{1,14} = 1.49$, $p = 0.242$), or interaction between laboratory germination rate and bedding material ($F_{2,28} = 0.16$, $p = 0.852$). Due to the effect of the bedding material on recruitment success ($F_{2,28} = 3.00$, $p = 0.066$), violin plots were modeled separately for each bedding substrate (Fig. 4.5).

Five species (*Campanula rotundifolia*, *Hieracium pilosella*, *Plantago media*, *Primula veris*, and *Trifolium dubium*) presented very low success rates. They did not occur in at least 75% of the sown plots on any bedding material. No individuals of *Campanula rotundifolia* survived until the end of the experiment while only five individuals of *Trifolium dubium* survived (Fig. 4.5). The nine remaining (successful) native species provided most of the cover, with success dependent on the substrate on which they grew. On bedrock, only three species were recorded in more than 25% of the sown plots we sampled (*Sedum album*, 25%; *Centaurea scabiosa*, 30% and *Koeleria macrantha*, 45%); while on gravel substrate, it was only four species (*Medicago lupulina*, 30%; *Ononis spinosa*, 30%; *Centaurea scabiosa* 45%; *Melica ciliata*, 50%). On dust substrate, six species were recorded in more than 25% of the sown plots we sampled (*Carex flacca*, 40%; *Potentilla neumanniana*, 50%; *Sedum album*, 60%; *Arenaria serpyllifolia*, 70%; *Koeleria macrantha*, 70% and *Centaurea scabiosa*, 85%).

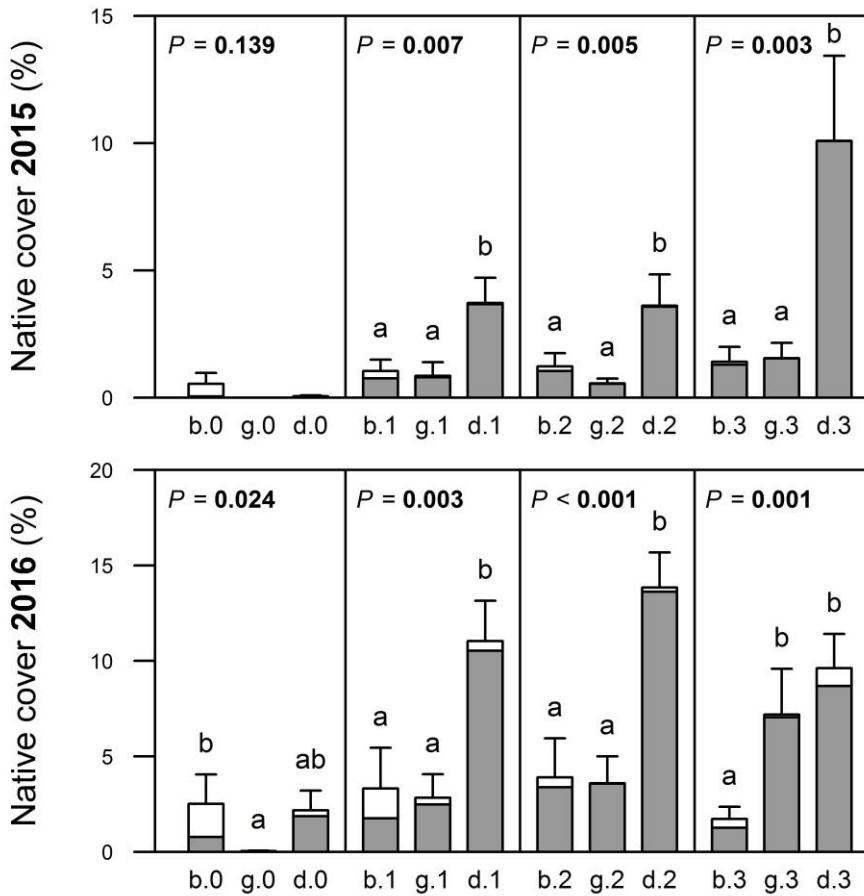


Fig. 4.4 (29) Native vegetation cover relative to bedding material, for each seed mixture separately, in (a) 2015 and (b) 2016. Abbreviations for bedding materials: b= bedrock, g= gravel, and d= dust. Numbers denote seed mixture: 0= no-sowing treatment, 1=low FD seed mixture, 2=medium FD seed mixture and 3=high FD seed mixture. Gray parts of bars represent native species sown in the experiment, while unshaded parts represent naturally recruited species. For each seed mixture separately, the p value refers to the effect of bedding material in the linear mixed-effects model and different letters above bars denote significant differences among bedding materials based on a Tukey's comparison test.

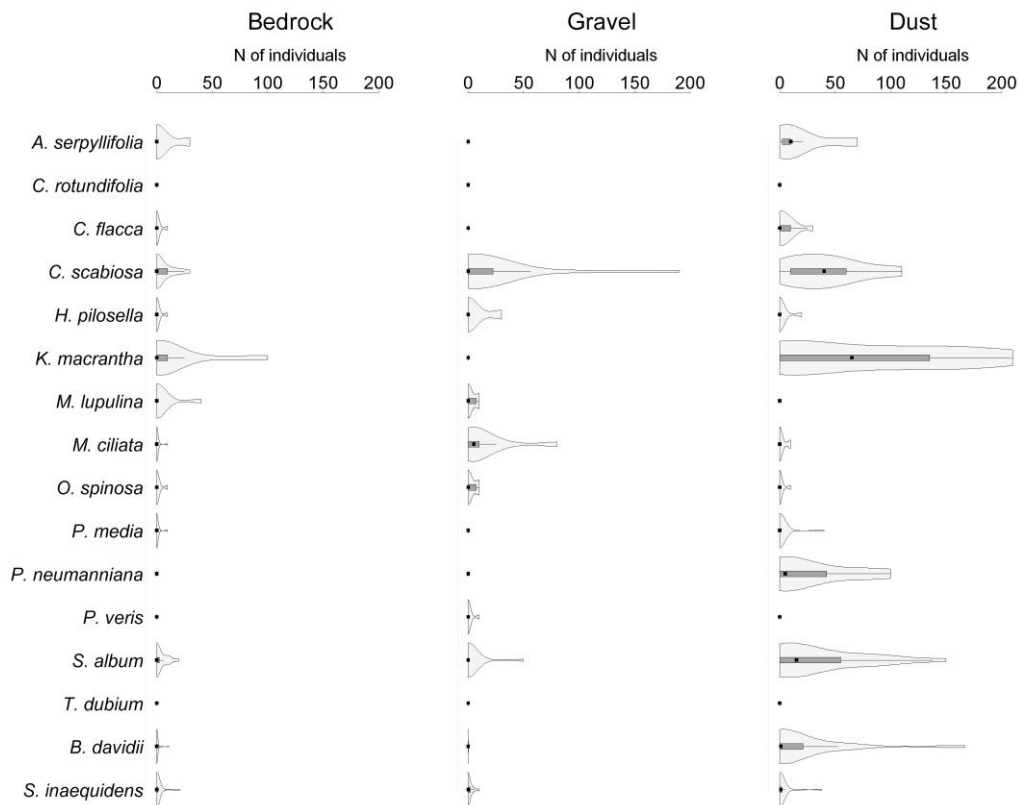


Fig. 4.5 (30) Species response curves of the number of individuals of sown native ($n = 14$) and invasive species (*B. davidii* and *S. inaequidens*) in 2016 relative to the bedding material tested: bedrock, gravel, and dust. Curves functions were created from vioplot package (R-software). Plain black dots denote median number of individuals; gray rectangles are boxplots with lines representing the lower and upper limits of the first and third quartiles. Light gray areas are species-specific densities of number of individuals (i.e., response curves) on each bedding material.

Establishment of *S. inaequidens*

Because *S. inaequidens* cover was low (<1%) in 2015, it could not be tested with the linear mixed-effects model (Table 4.3). In 2016, *S. inaequidens* cover was significantly higher on gravel than on the other two substrates, ($F_{2,99} = 7.46$, $p < 0.001$; Fig. 4.6b), while seed mixture and interaction between seed mixture and bedding material were not significant.

The number of individuals of *S. inaequidens* was significantly higher on the dust bedding material in 2015 ($F_{2,99} = 39.6$, $p < 0.001$; Fig. 4.6a), but this difference was not observed anymore in 2016 ($F_{2,99} = 0.42$, $p = 0.657$; Fig. 4.6b). In both years, seed mixture and interaction between seed mixture and bedding material were not significant.

While no significant effects of the studied factors were observed on *FHPp* in 2015, *FHPp* varied according to bedding material in 2016 ($F_{2,99} = 4.30$, $p = 0.016$; Fig. 4.6b): *Senecio* plants produced more flower heads on gravel than on bedrock, and *FHPp* on dust was intermediate.

Establishment of *B. davidii*

In 2015 and 2016, *B. davidii* produced no flowers, except on gravel substrate in 2016, where plants produced no more than three flower heads per plot. Because all variables were low in 2015 and plant cover and *FHPp* were low in 2016 (all <1%), only *B. davidii* abundance in 2016 could be tested with the linear mixed-effects model (Table 4.3).

In 2016, the number of individuals of *B. davidii* was higher on dust bedding material than on bedrock and gravel ($F_{2,99} = 38.2$, $p < 0.001$; Fig. 4.6c). Seed mixture and interaction effects were not significantly related to the number of individuals of *B. davidii*.

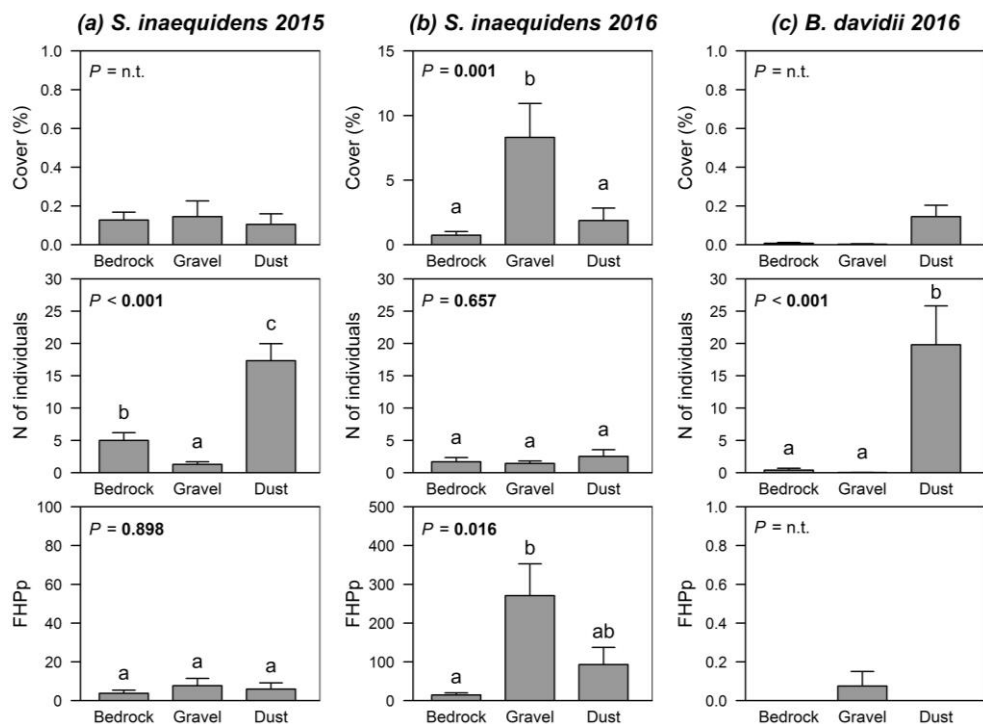


Fig. 4.6 (31) Cover, number of individuals, and flower head production per plot (FHPp) relative to bedding material (bedrock, gravel and dust) for (a) 2015 *S. inaequidens* data, (b) 2016 *S. inaequidens* data, and (c) 2016 *B. davidii* data. Results for *B. davidii* in 2015 are not shown because relative abundance was too low to be tested. *P* values in the up-left corner of each graph refer to the effect of bedding material in the linear mixed-effects model and different letters above bars denote significant differences among bedding materials based on a Tukey's comparison test. Significant *p* values are in bold (n.t. = not tested).

Table 4.3 (12) Average with standard error and range of sown invasive (*S. inaequidens* and *B. davidii*) cover, recruitment (N ind.) and flower head production per plot (FHPp) during both years of the experiment.

	<i>S. inaequidens</i>				<i>B. davidii</i>			
	2015		2016		2015		2016	
	Average	Range	Average	Range	Average	Range	Average	Range
Cover (%)	< 1	0-3	3.6 ±1.0	0-70	< 1	0-0.1	< 1	0-2
N ind.	7.9 ±0.4	0-70	1.9 ±0.4	0-38	< 1	0-2	6.7 ±2.2	0-167
FHPp	5.8 ±1.7	0-117	126.1 ±1.0	0-1873	0	0	< 1	0-3

Discussion

After two years of monitoring the established vegetation was still low, but showed a higher cover if a limestone dust bedding material had been spread on the bedrock terrace. However, like several native species, *B.davidii* development was also favored by the addition of such bedding material. Increasing the functional diversity of the seed mixture had no clear advantage.

Establishment of native vegetation

The low cover in native species sown onto the various substrates we tested demonstrates the difficulty to establish native, calcareous grasslands species on limestone bedrock or limestone mining spoil (gravel or dust) within a short period. In addition, only six out of the 14 species we sowed in plots (*Potentilla neumanniana*, *Sedum album*, *Arenaria serpyllifolia*, *Centaurea scabiosa* and *Koeleria macrantha*) provided most of the native species cover on dust substrate. The low vegetation cover obtained may be due both to environmental characteristics of spoil substrates and life strategy of native species used in the experiment. Spoil substrates differ markedly from natural calcareous grasslands soil conditions, which, although also characterized by low fertility, do contain organic matter (Willems, 2001). In the same time, native calcareous grasslands typically exhibit stress-tolerance life forms (Hodgson et al., 1999) characterized by low growth and reproduction rates. Pywell et al. (2003) demonstrated that species with stress-tolerance strategy “performed poorly under habitat restoration”. As a result, within a two years period, we probably monitored only the initial phase of vegetation development and a more long term monitoring is needed to assess the dynamic of restoration and confirm differences observed among spoil substrates.

Despite a general low development of vegetation, type of bedding materials had a significant effect on the global vegetation cover as well as individual plant abundances. Limestone dust substrate was the option most-beneficial to the establishment of native calcareous grasslands plant species with 5-15% mean cover as compared to 2-5 % mean cover for bedrock. In contrast, gravel did not ameliorate native success in most cases as compared to bedrock. Strong differences in physical properties (grain sizes) among the bedding materials we used may explain this difference of vegetation establishment. Gravel and dust differs in granulometry, influencing their drainage and microtopography conditions, with coarse structured gravel presenting lower water-retention capacity than the less coarse-textured dust substrate. Not only dust exhibited the best success of vegetation establishment but its cost is also lower than gravels (dust being a by-product considered as waste, compared to gravel that consists in the main product of those mining activities) making it a cost-efficient substrate to initiate establishment of native species on terraces of limestone quarries. Differences in vegetation were still low among spoil substrates after two years but, considering the low growth rate of vegetation in our system, should be considered of biological significance.

Beside direct effects of spoil substrate conditions, we hypothesized that increased FD would increase the success of vegetation establishment (Díaz and Cabido, 2001), as a high FD assortment of species is more likely to include some species that possess traits that are pre-adapted to the substrate (Díaz and Cabido, 2001; Pywell et al., 2003; Řehouňková and Prach, 2010). However, under the conditions provided in this study, FD does not influence community establishment. Again, we cannot preclude that FD would influence vegetation development in a more long term experiment, particularly with cover increase and development of inter-specific interactions. For the period of observation used in our study, success of establishment for native calcareous grasslands species depends primarily on the adequacy of substrate conditions for the species being sown.

Invasive success

As for native species, there was no effect on the performances (cover, number of individuals and *FHPP*) of *S. inaequidens* and *B. davidii* relative to the seed mixture sown in plots. However, our study results suggest that native plants had not become sufficiently established during the time we allotted to our study (2 y) to determine whether native species could out-compete non-native species in the substrates we provided. Therefore, we could not determine if FD can protect a plant community from dominance by non-native invasive species when rehabilitating harsh soil environments. In our study, resistance to invasion likely depends on whether soil conditions are more amenable non-native invasive species and how this might affect their success.

S. inaequidens displayed a higher coverage and shorter pre-reproductive period than *B. davidii*. These results are consistent with the findings of Sans et al. (2004) and Cano et al. (2007), who suggested that *S. inaequidens* can establish and reproduce in the first year after it invades a site. In addition, we observed that in 2016, even though the same number of *S. inaequidens* recruited across substrate types, cover and flower head production varied significantly relative to the characteristic of the substrate (bedding material) on which they grew (plants developed more cover and flowers on gravels than on bedrock and dust, with a same seedling recruitment). This variability in cover and flower production of *S. inaequidens* in our study agrees with several other studies (e.g., Caño et al., 2007; Monty et al., 2013; Monty and Mahy, 2009) that demonstrate that *S. inaequidens* can tolerate a wide range of environmental conditions. However, our results (<1% cover and *FHPP* in the second year of the experiment) concerning *B. davidii* reproduction and cover are surprising, considering that it is known to be a prolific seed producer, has a short juvenile stage, grows aggressively, and tolerates a wide range of environmental conditions (Tallent-Halsell and Watt, 2009). Even so, *S. inaequidens* and *B. davidii* differed in their tolerance to spoil substrates.

Despite the low seedling recruitment of *S. inaequidens* on gravel in the second year of the experiment, the high coverage and flower head production on this substrate, suggests that gravel can be particularly susceptible to invasion by *S. inaequidens*. Gravel supports a wide variety of microsites, thus preventing ungerminated seeds from getting washed downslope during rains (Holmgren et al., 1997; Pugnaire et al., 1996). The importance of protective effects for *S. inaequidens* seedling recruitment has been shown in previous studies (Caño et al., 2007; Garcia-Serrano et al., 2004). As a consequence, gravel substrate might encourage the invasion of *S. inaequidens* in quarries being rehabilitated by presenting suitable microtopographic conditions (water availability does not seem to be the determining factor). In contrast, bedrock and dust substrates do not provide many microsites that could protect *S. inaequidens* seedlings from erosion. The sharp decline in *S. inaequidens* abundance and coverage on bedrock and dust substrates by the second year of the experiment suggests that those substrates are naturally resistant to *S. inaequidens* invasion. However, reproductive success is the ultimate factor in determining the availability of seeds needed for recruitment, and so it determines a population's potential persistence in a given habitat and dispersal to other areas. In this sense, although bedrock and dust substrates both resisted recruitment of invasive species the most, dust substrate was more suitable for the persistence of *S. inaequidens* (at least in the short term) than was bedrock that could present a more inhospitable environment.

The negligible amount of seedling recruitment of *B. davidii* in the first year of our experiment is surprising, considering that *B. davidii* can rapidly germinate and develop in most inhospitable environments. Indeed, *B. davidii* is fast-growing and has been reported to be able to grow between 0.5 and 2.0 m in height within the first year (Watt et al., 2007). As an example, Owen & Whiteway (1981), established *B. davidii* plants on a building rubbish heap that formed a thicket with an average height of more than 4 m, within 3-4 years. However, none of the substrates we tested were conducive to the establishment and early development of *B. davidii*. The low coverage and seedling recruitment on bedrock and gravel in the second year of the experiment supports the fact that these two bedding materials are particularly inhospitable to invasion by *B. davidii*. In contrast, even though dust substrate did not provide conditions for higher plant coverage and flower head production than the other substrates, the significantly higher seedling recruitment of *B. davidii* on dust substrate suggests that this bedding material does provide suitable conditions for invasion by *B. davidii*. Some studies have demonstrated that seedbed water potential and temperature are the critical factors determining germination rate and percent of seeds germinating for *B. davidii* (Jay, 2006; Tallent-Halsell and Watt, 2009). In that sense, even if establishment success of *B. davidii* was limited in our experiment, we determined that dust substrate provides the best germination conditions, among the limestone substrates we tested, because it may have provided the most available moisture for seed germination.

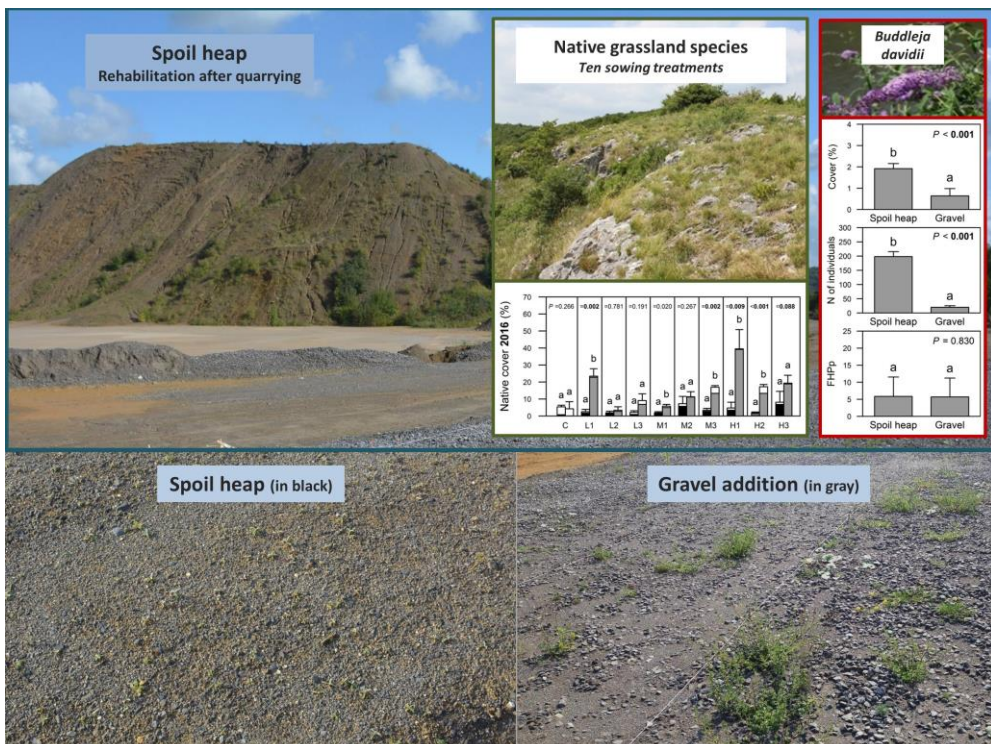
Conclusions

We studied short-term (2 y) responses of plant species native to dry calcareous grasslands and two common invasive species in Belgian quarries (*B. davidii* and *S. inaequidens*) on three substrates (limestone bedrock, limestone dust (by-product), and raw gravel (product) spoils from limestone mining). Our results are only valuable for the initial phase of restoration using spoil substrates in limestone quarries and cannot be extended directly to mid and on term dynamic of vegetation. However, our results point out the importance of adequate selection of spoil substrates over manipulation of functional diversity of native species to promote native vegetation development and limit initial colonization by non-native species. Limestone dust substrate appeared to be the most reasonable on-site substrate for establishing native grasslands on mined lands, given that it is low in cost (being a by-product considered as waste), easily available on site and has higher potential to support native grassland species than the other material we tested. Given that dry calcareous grasslands communities usually require a long time to develop on altered soils, the amount of coverage of that native species attained on the dust substrate after two years was remarkable. Even though recruitment of *S. inaequidens* was similar across bedding materials tested at the end of the experiment, notable results in term of hindering *S. inaequidens* performances (coverage and reproduction) were achieved on dust and bedrock materials compared to gravel. Even with significantly low flower head and coverage of *B. davidii* on all substrates tested, dust substrate does appear to be the most susceptible to seed recruitment by *B. davidii*. However, reproductive output is the ultimate factor in determining the availability of seeds for recruitment, and so it determines population persistence and dispersal. In that sense, dust substrate appears to be the most-suitable spoil substrate for rehabilitating calcareous grasslands on limestone terraces and best at resisting invasive species, such as *B. davidii* and *S. inaequidens*. Considering that plant composition is likely to shift with time (including the relative coverages and abundances between native and invasive species), mid and long term monitoring is necessary to confirm the patterns highlighted in our 2 years study.

Acknowledgments

We would like to thank the SAGREX staff of the two quarries for their valuable help in setting up the experiment, for providing access to the quarries, and for sharing information about the sites. We wish to thank Emilie Thomas and our colleagues of Biodiversity and Landscape unit for field assistance. We are grateful to Julie Lebeau and Julien Piqueray for their help with the experimental set-up and statistical analyses and Sylvain Boisson for its help with violin plots. The present work was made possible thanks to the financial intervention of the Fund for Research Training in Industry and Agriculture (FRIA) of the FNRS (Fonds National de la Recherche Scientifique), Belgium.

Which factor to favor native grassland species over *Buddleja davidii* invasion on overburden spoil heap in quarries



Graphical Abstract. Quarry of Beez, Sagrex (Belgium)

CHAPTER 5: Which factor to favor native grassland species over *Buddleja davidii* invasion on overburden spoil heap in quarries

The content of this chapter is a draft research article (August 2018)

Abstract

Open cast limestone quarry often contains overburden spoils generated by quarrying, stocked as large spoil heaps. Such soils constitute a sterile growth medium, depleted of nutrients that require additional substrate to improve growth media. Selection of suitable cost-effective raw spoils could be a way to increase the ability to restore overburden spoil heaps with additional substrate. Among raw spoils available in limestone quarries, gravels (product of on-site mining activities) are materials presenting potential options for dry calcareous grassland species vegetation restoration, exhibiting nutrient-poor and xeric conditions. Habitats restored in Belgian quarries suffer a high invasive plant pressure, which can hamper the installation of high conservation value vegetation. In another hand, species composition (SC) and functional diversity (FD) of seed mixtures used might drive vegetation establishment in such sterile growth medium. We assessed the efficacy of raw spoils addition (gravels 0-30 mm) to favor establishment of calcareous grasslands native species over *Buddleja davidii* Franch. (invasive species that commonly invade altered mining sites), taking into account SC and FD of seed mixture. In a field experiment, we tested two soil treatments: the spoil heap bare ground (spoil heap) and gravels addition. In order to test SC and FD of seed mixture effect, we sow nine seed mixtures (species richness constant) of three FD levels, each level having a most different SC possible. We studied short-term (2 y) growth response of native and *B. davidii* species after sowing the nine native species mixtures (and one no-sowing control treatment), all treatments subjected to competitive pressure exerted by *B. davidii*. Percent cover of native and *B. davidii* species, species abundance and reproductive characteristics of the invasive species were monitored during 2-y. Restoration success depends primarily on the adequacy between each species and soil treatment. Remarkable results were achieved on gravel addition in term of native vegetation establishment and *B. davidii* success reduction. Hence, our study shows the importance of identifying the most appropriate measures when conservation of calcareous grasslands and resistance of *B. davidii* invasion is the object of restoration and thus will contribute to the development of strategies for the conservation of biodiversity in limestone quarries.

Key words

Biodiversity conservation, active restoration, anthropogenic ecosystem, postindustrial biotope, vegetation rehabilitation, semi-natural habitat.

Introduction

Conservation potential of post-quarrying sites, in industrialized and farmed landscapes, has been demonstrated worldwide (Pitz et al., 2016; Prach et al., 2016). Particularly, studies showed that dry calcareous grasslands establishment in limestone quarries can provide opportunities for biodiversity conservation (Gilardelli et al., 2015; Pitz et al., 2018b) as: (i) this habitat is among the richest and most endangered in Europe (Jefferson, 1984; Poschlod and WallisDeVries, 2002); (ii) limestone quarries bare ground conditions exhibit a high potential for species development from nutrient-poor and xeric conditions (Tischew and Kirmer, 2007), as dry calcareous grasslands species.

Invasions by exotic plant species represent a major challenge to biodiversity conservation in quarries (Hobbs and Huenneke, 1992; Prach et al., 2011). Plant invasion can be relatively fast and hamper the installation of high conservation value vegetation; disfavoring native community restoration (Prach et al., 2015, 2011). Disturbance is considered to be the main factor allowing the entrance and spread of invasive species in natural habitats (Higgins and Richardson, 1998; Jesson et al., 2000). In southern Belgium, habitats created by quarrying activities suffer a high invasive propagule pressure (Jorion et al., 2016). *Buddleja davidii* Franchet is among the most problematic invasive plant species, commonly found in Belgian quarries. Previous studies showed that *B. davidii* is able to invade and dominate disturbed areas across a wide range of natural conditions (Gentili et al., 2011; Tallent-Halsell and Watt, 2009). This species has a high seed production and is difficult and expensive to remove or manage once it has established (Garcia-Serrano et al., 2004; Tallent-Halsell and Watt, 2009).

Open cast limestone quarry often contains a large amount of overburden soil formed both by topsoil removal and subsoil terrigenous fills. Common practices include the use of those overburden spoils (unused by product of a quarry) generated to backfill the disturbed area or to create large dumps used for noise and dust reduction in the surrounding landscape (Carrick and Krüger, 2007). This result in large spoil heaps of soil excavated from depths of 30 m or deeper. It has been demonstrated that such soils constitute a sterile growth medium, depleted of nutrients, which might present high salinity and be phytotoxic depending on the clay content (Desmet, 1996). Given Carrick and Krüger (2007), those types of soil require additional substrate to improve growth media, by the application of topsoil or intensive soil amelioration. However, the application of topsoil can have undesirable effects as it might: (i) contain a seed bank that may promote the

establishment of undesired species (e.g. invasive species already present in the quarry or ruderal species; Ballesteros et al., 2012; Marqués et al., 2005); (ii) be retrieved from the pre-mined area and undergo severe changes in original soil properties that may result in contrasting vegetation restoration (Josu G. Alday et al., 2011); (iii) bring more difficulties in stock management and requests more planning (Neri and Sánchez, 2010). An alternative pragmatic option to improve those sterile growth medium conditions is the application of raw spoils generated by on-site quarry activity (Carrick and Krüger, 2007). Selection of suitable cost-effective raw spoils could be a way to increase the ability to restore overburden spoil heaps with additional substrate (Ballesteros et al., 2014). Among raw spoils available in limestone quarries, gravels are materials presenting potential options for dry calcareous grasslands species vegetation restoration, exhibiting nutrient-poor and xeric conditions (Tischew and Kirmer, 2007).

Short-term response of sowed vegetation has already demonstrated that soil treatment may strongly influence restoration process (Ballesteros et al., 2014, 2012). Notably, the choice of additional material applied can greatly influence restoration success of native plant communities. In particular, the granulometry of raw spoils may greatly differ, influencing drainage and microtopography. Microtopography is an important feature as it can influence small-scale dynamics where seeds, organic matter or water can concentrate (Carrick and Krüger, 2007). In this study we tested a large spectrum of granulometry by choosing a gravel of 0-33mm (gravels), consisting of all limestone rock product particles falling from a 30 mm selection grid in the crushing plant. In that way, it contains fine-grained (0-0.5 mm) spoil (often called as limestone dust), as well with granular (20-30 mm) spoil of varying textures (often called as gravelly limestone). This large spectrum of granulometry, in its fine-grained part include a less coarse textured material than pure gravelly limestone, that allow a better water-retention capacity that can benefit germination and seedlings survival (Clothier et al., 1977). Meanwhile, the granular part of the material does provide more potential variation in microtopography favorable to organic matter accumulation and small scale microclimate.

In addition, species composition (SC) and functional diversity (FD, i.e. the value and range of plant functional traits (Tilman et al., 2001) of the seed mixture can have a large influence on vegetation response and might drive vegetation establishment. Sown species might not always be equally adapted to conditions of microtopography, organic matter content or water retention, supported by the new substrate applied (Münzbergová and Herben, 2005; Walmsley and Davy, 1997). Particularly, European semi-natural dry calcareous grassland holds a wide variety of herbaceous plant species that can potentially be well adapted to such limestone gravel substrate. However, in their native habitat those species cover a large ecological range of conditions, running from very shallow unstructured soils preferred by strictly xerophytic plant and deeper soils with higher water retention and better organic matter content that benefit mesophilous species (Piqueray et al., 2007). Conducting experimental studies on the installation success of each species to gravel substrate would be time consuming without allowing for generalisation.

Manipulating FD of the seed mixtures sown for revegetation on gravel substrate, may be another promising way to promote establishment success (e.g. Campbell et al., 2012). A high FD range of species contained in a seed mixture being more likely to possess some species that own traits pre-adapted to the local conditions of the substrate being used (Díaz and Cabido, 2001; Pywell et al., 2003; Řehouňková and Prach, 2010). An additional hypothesis is that a higher FD in plant community will provide a better resistance to invasion of invasive species (Pokorný et al., 2005), as in a high FD seed mixture there is more chance to hold fortuitously a trait that can compete against invasion. In this study, we tested SC and FD effect by creating nine seed mixtures (species richness constant) of three FD levels, each level having the three most different SC possible.

In this study, we tested if (i) adding a limestone gravel substrate of a large granulometry (product of on-site activity) and (ii) manipulating SC and FD of the seed mixture; both allowed a better establishment of calcareous grasslands on overburden spoil heap without promoting the development of one major invasive species commonly found in limestone quarries.

Material and methods

Study area

The study was performed in Beez quarry, located in southern Belgium (50°28'19.33"N, 4°54'51.71"E, 113 m elevation, 85 ha). This open cast limestone quarry contains many cryptocrast filled with pelitic materials, clay and sometimes sand (Blondieau et al., 2012). These terrigenous fills constitute unused by-product for the extraction of limestone aggregates. Consequently, this quarry generates quarry spoils heaps mainly formed both by extraction overburden and those subsoil terrigenous fills. The area studied is a spoil heap representing potential options for restoration as it was a sufficiently large, flat and young non-spontaneously revegetated area (Fig. 5.1).

Experimental design

Two soil treatments were tested: (1) the spoil heap bare ground (hereafter referenced as to spoil heap), using the bare ground to recreate the normal post-quarrying scenario. In order to mimic the initial conditions, any vegetation or soil development was completely eliminated with a superficial scraping. This removed the seed bank that was potentially present; (2) gravel addition (gravels), using a layer of limestone gravels (ca. 10 cm) produced by quarrying activity on the spoil heap. It represents a large spectrum granulometry of 0-30 mm, consisting of all limestone rock product particles falling from a 30 mm selection grid in the crushing plant. In that way, it contains fine-grained (0-0.5 mm) spoil (often called as limestone dust), as well with granular (20-30 mm) spoil of varying textures (often called as gravelly limestone). The soil received no further treatments to ameliorate its characteristics. The superficial scraping and layer addition was made with a bulldozer.



Fig. 5.1 (32) Field experiment on a spoil heap in Beez quarry (background: a large overburden spoil heap with a settling pond; on the front: the studied large, flat and young non-spontaneously revegetated area).



Fig. 5.2 (33) Experimental design in Beez quarry (a) spoil heap soil treatment strip- left view of the complete experiment field and (b) gravel addition soil treatment strip - right view of the complete experiment field.

Because the limestone gravel could only be applied in continuous strips by quarry operators, each soil treatment was spread on one 21 x 9 m strip, with more than 1 m between each strip (Fig. 5.2). Each strip of soil treatment consisted of four replicates of ten sowing treatments ($n = 40$) allocated to 1.5 x 1.5 m marked plots, each plot separated by 0.5 m from other plots. This design resulted in four replicates of ten sowing treatments on each soil treatment (i.e., 80 plots on the field experiment). Each plot was subjected to competitive pressure exerted by *B. davidii* invasive species, sown into the plots as seeds and by invasive species naturally recruited from outside the plots. The ten plots of each replicate were randomly assigned to a sowing treatment: nine seed mixtures (species richness constant) of three FD levels, each level having the three most different SC possible (Table 5.1) and one treatment where no seeds were sown (no-sow treatment).

We created nine native grasslands species mixtures (species richness constant) of three FD levels (low, L; medium, M; high, H), each level having a most different SC possible (L1-3, M1-3, H1-3), adapting the method of Uyttenbroeck et al. (2015, Table 5.1). This allowed us to test the relative influence of SC and FD level of the seed mixtures, relative to the substrate treatment scenarios and competitive outcomes against invasive species. Because the focus of the rehabilitation experiment was to develop a method for rapidly establishing grassland species cover, linked with good long-term persistence, we selected a set of nine functional traits (Table 5.2). Five traits were related to the species ability to establish under initially-harsh conditions (low nutrients and dry substrate) and four traits were related to species ability to be persistent. A list of 29 herbaceous plant species was composed comprising herbaceous species that are commonly found in calcareous grasslands in southern Belgium and the seeds of which are readily available in plant nurseries. For all 29 herbaceous plant species, functional trait values were retrieved from BIOPOP database (Poschlod et al., 2003). Based on these traits, FD of every possible combination of seven plant species was calculated using Rao quadratic entropy index (Botta-Dukát, 2005) with equal importance of the traits and equal abundance of the plant species. From that seed mixes list, the 35 combinations with lowest FD (range: $1,677 \times 10^{-3}$) and highest FD were selected (range: $3,0668 \times 10^{-3}$), as well as the 35 combinations with FD closest to mean of the range (range: $1,5392 \times 10^{-6}$). The 35 combinations are considered to have the same FD level. That resulted in 105 plant species mixtures with contrasting level of FD: low (L), medium (M) and high (H). In each L-M-H level of the gradient, we selected the three combinations with most different species composition. To maximize the differences in composition, for each 35 plant species mixtures of equal FD level, every possible combination of three plant species mixtures was calculated. We selected the three mixtures with the most species represented. That resulted in nine plant species mixtures of three contrasting level of FD (L, M, H), each level having a most different species composition possible (L1-3, M1-3, H1-3). In these mixtures, we used 24 of the 29 plant species listed as being native to Belgian grasslands (Table 5.1).

Table 5.1 (13) Species composition of the nine seed mixtures (L1-3, M1-3, H1-3) with differing functional diversity (FD): L = low FD, M = medium FD, H = high FD, each level having a most different species composition possible.

Species	L1	L2	L3	M1	M2	M3	H1	H2	H3
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.						x			x
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) Beauv.							x		
<i>Bromus erectus</i> Huds.	x		x					x	
<i>Campanula rotundifolia</i> L.		x		x					
<i>Carex flacca</i> Schreb.				x	x	x	x	x	x
<i>Centaurea scabiosa</i> L.	x						x		
<i>Cirsium acaule</i> Scop.					x				
<i>Erophila verna</i> (L.) Chevall.							x	x	
<i>Genista tinctoria</i> L.									x
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.		x							
<i>Hieracium pilosella</i> L.		x							
<i>Hippocrepis comosa</i> L.						x			
<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult.	x		x				x	x	x
<i>Melica ciliata</i> L.	x	x	x			x			x
<i>Ononis spinosa</i> L.							x	x	x
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.					x				
<i>Plantago media</i> L.		x		x	x				
<i>Potentilla neumanniana</i> Reichenb.	x	x	x			x			
<i>Primula veris</i> L.	x	x	x						
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	x			x	x	x		x	
<i>Scabiosa columbaria</i> L.			x	x					
<i>Sedum album</i> L.				x	x	x			x
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.			x						
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.				x	x		x	x	
Rao quadratic index	1.95 e-03	2.19 e-03	2.47 e-03	7.41 e-02	7.41 e-02	7.41 e-02	1.50 e-01	1.50 e-01	1.51 e-01

Table 5.2 (14) Values and variable type of functional traits (related to establishment and persistence) considered for the preparation of the three seed mixtures of contrasting functional diversity (FD).

Trait	Values	Variable type
<i>Traits related to establishment</i>		
Seed mass	Value [mg]	Numeric
Dormancy	1:True, 2:False	Binary
Seedling emergence	1:Spring or autumn, 2:All year	Nominal
Mycorrhizal species	1:True, 0:False	Binary
Nitrogen fixation ability	1:True, 0:False	Binary
<i>Traits related to persistence</i>		
Canopy height	Value [m]	Numeric
Clonal growth	1:True, 0:False	Binary
Short lifespan species (annual or biennial)	1:True, 0:False	Binary
Life-form	1:Phanerophyte, 2:Chamaephyte, 3:Hemicryptophyte, 4:Geophyte, 5:Therophyte, 6:Chamaephyte succulent	Nominal

The nine different native seed mixtures were obtained from a commercial nursery. Based on the mean mass of all native specie's seeds, 448 seeds of each of the native plant species were sown in each plot, to have a total concentration of 30 kg/ha per plot. Competitive interactions with *B. davidii* invasive species, was created by seeding 448 seeds (per plot) of *B. davidii* (from a commercial nursery).

In April 2015, the seed mixtures of native and *B. davidii* were broadcast by hand into the experimental plots established at the site, along with inert matter (Rhine sand). The hand-sowing was immediately followed by applying a slurry mulch with a hydro-seeder (Soil-Fix of Euro-Tec, France), at 10 kg/ha, in order to prevent seeds from getting blown from one plot to others.

In order to evaluate the quality of the seeds used in the experiment, the germinations rate for the seeds of each native and *B. davidii* invasive species was determined in laboratory. This rate was calculated by placing 10 petri dishes with 10 seeds each onto Whatman paper in a germination incubator set at 20 °C, on a 12h:12h (day:night) cycle until no more seeds germinated.

Data collection

We monitored relative cover and abundance of all native vascular plants (including sown and naturally-recruited species) at the time of peak development of vegetation for both years of the study (August 2015 and August 2016). Abundance and cover were measured in square 1 m² plots placed in the center of each 1.5x1.5m plot. Species name was recorded for each plant observed in the square 1 m² plots. Nomenclature followed Lambinon et al. (2004). Relative cover (percent cover) was estimated using a point-intercept method (adapted from Barbour et al., 1999), using an equally-spaced grid consisting of 100 intersections. Abundance (number of individuals) was estimated counting the number of plants growing in 10 random 1 dm² sub-plots per plot, converted to 1 m² area basis. *B. davidii* invasive species was sampled the same way in the plots, except that recruitment and reproductive output was also measured over time.

The number of individuals of *B. davidii*, was the sum of all *B. davidii* in a given plot measured over the course of the growing season (calculated by summing the individuals counted in May and all new individuals recruited each month until October). Reproductive output of *B. davidii* was evaluated by estimating flower head production per plot (*FHPp*) each month of the flowering period (May to October in both 2015 and 2016). To do this, all ripe flower heads of *B. davidii* were counted and clipped from five randomly-marked individuals. At the last counting event of the season, panicles, flower buds and ripe flower heads of *B. davidii* were counted. Flower head production (*FHP*) was the sum of all capitulae (or panicles) over the growing season (or over the lifespan of the plant if it died prematurely). For each plot, *FHPp* of *B. davidii* was calculated as the mean *FHP* in the plot multiplied by the total number of *B. davidii* in the plot.

Data analysis

Functional diversity

Data analysis was performed using R statistical software (R Development Core Team, 2017). For the naturally-recruited plant species appearing in the plots, the trait values of the nine functional traits were retrieved from the BIOPOP database (Poschlod et al., 2003). This results in a new species x trait matrix with all observed species and their trait values. With the plant species cover as abundance and the functional traits for all plant species, the realized FD was calculated for each plot with the Rao quadratic entropy index (Botta-Dukát, 2005) to compare it with the expected FD of the sown mixtures of contrasting levels of FD. As Rao's index is sensitive to the number of species in the species x trait matrix, the expected FD of the nine sown native species mixtures was recalculated with the new species x trait matrix.

To test the effect of realized FD and soil treatment on native species cover, the realized FD of the sown species was calculated for each plot, based on only the sown species by giving the naturally-recruited species zero abundance in the calculation. The native cover of each plot were analyzed using fixed-effects model, using "lm" function of the "lme4" package (Bates et al., 2015). The realized FD, soil treatments and their interaction were defined as crossed fixed factors. The replicate nested within soil treatments, was defined as random-effects in the model. Prior to analysis, data were logarithm transformed to improve normality and homogeneity of variance. As there was a marked difference between vegetation of the two years, we analyzed 2016 years data.

In order to evaluate if it is possible to increase the realized FD of the targeted sown species, from sown mixtures of contrasting levels of FD (sown FD) on each of the soil treatment tested, the realized FD of each plot were analyzed using fixed-effects model, using "lm" function of the "lme4" package (Bates et al., 2015), for each soil treatment separately. The sown FD was introduced as crossed fixed factor. Prior to analysis, data were logarithm transformed to improve normality and homogeneity of variance. As there was a marked difference between vegetation of the two years, we analyzed 2016 year data.

Native and invasive establishment success

In order to determine the relative recruitment success of individual native species ($n = 24$) in contrast with *B. davidii*, the distribution of the number of individuals in 2016 was modeled for each sown species using violin plots (Hintze and Nelson, 1998), with the ‘vioplot’ statistical package (Adler, 2015). The violin plot combines boxplot and density traces into one diagram. The density trace was modeled using the kernel density method and was plotted symmetrically on each side of the boxplot. The density curve was the species response curve, including extreme values.

Data analysis was performed using R statistical software (R Development Core Team, 2017) to describe the effect of the soil treatments and the seed mixture treatments on native vegetation and invasive *B. davidii* success. All variables (native cover, *B. davidii* cover, number of individuals, and *FHPP*) were analyzed using a linear mixed-effects model (lme) with the “lmer” algorithm of the “lme4” package (Bates et al., 2015). The soil treatments, seed mixture and their interaction were defined as crossed fixed factors. The replicate nested within soil treatments, was defined as random-effects in the model. Prior to analysis, data were log transformed to improve normality and homogeneity of the variance. Because there was a marked difference between vegetation cover in the two years, we analyzed data from 2015 and 2016 separately. If a significant interaction effect was found between soil treatment and seed mixture treatments, variables were plotted to describe the interactive effect. Differences among mean values of variables were tested with a Tukey's multiple-comparison test.

The relationship between laboratory germination rate and the recruitment success of native and invasive species ($n = 25$) sown in plots was determined relative to each soil treatment. Recruitment success of sown species was the number of individuals recruiting in 2016 in the sown plots of each species on a given soil treatment. This recruitment success was analyzed relative to the success rate of plants germinated in the lab by using linear mixed-effects model. The laboratory germination rate, soil treatment, and the interaction effect were defined as fixed-factors. Species was defined as a random-effect in the model. Prior to analysis, data were log transformed to improve normality and homogeneity of variances. If a significant effect of soil treatment was found, violin plots were modeled for each soil treatment separately.

Results

Functional diversity

Native cover increased significantly according to realized FD (linear mixed-effects model, $F=7.80$, $p<0.01$) and the soil treatment ($F=31.67$, $p<0.001$). There was no interaction ($F=0.48$, $p>0.49$; Fig. 5.3a).

On gravel soil treatment, realized FD on the plots varied significantly according to the sown FD ($F=9.13$, $p<0.001$; Fig. 5.3b), while on spoil heap soil treatment no relation can be found ($F=1.93$, $p=0.14$; Fig. 5.3c).

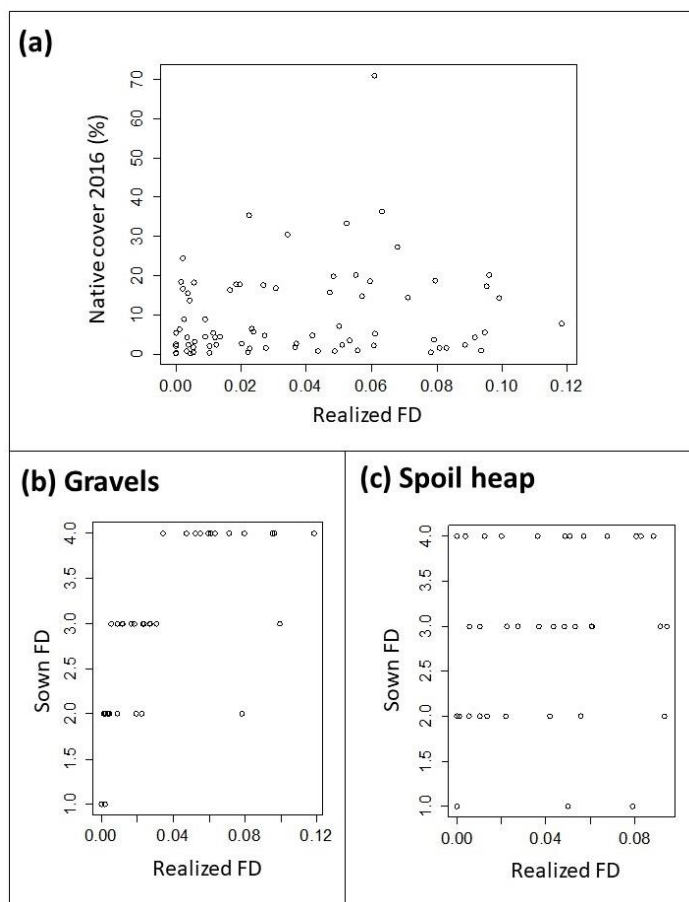


Fig. 5.3 (34) Relation between (a) native cover in 2016 and realized functional diversity (FD) in the sown plots; and relation between realized FD in the sown plots according to sown FD of the seed mixtures used in the plots on (b) gravels and (c) bedrock soil treatments.

Native vegetation establishment

Among the 57 native plant species recorded in plots: 22 species were sown and 35 recruited naturally. After two years of monitoring, native cover on spoil heap was very low (global mean $\pm$ standard error = $3.9 \pm 0.9\%$) with a maximum cover of 27.3%; and lower compared to gravels soil treatment ($15.0 \pm 2.1\%$) with a maximum cover of 71%. Cover of naturally-recruited species was low on both soil treatments: $1.1 \pm 0.2\%$ for native species recruited on spoil heap and $1.7 \pm 0.5\%$ for native species recruited on gravels soil treatment.

In 2015 and 2016, native plant cover (including sown and naturally-recruited species) varied significantly relative to the interaction between bedding material and seed mixture (all $p < 0.05$). In both years, all seed mixtures exhibited significantly higher native cover on gravels than on spoil heap soil treatment (up to 34.8% mean native cover increase), except for seed mixture H3 in 2015 and seed mixtures L2, L3, M2 and H3 in 2016, where the increase was not significant (Fig.5.4a).

In both years, when no-sowing treatment was applied, native cover was not significantly different amongst soil treatments (all $p > 0.27$) and was low ($< 1\%$ in 2015 and $4.7 \pm 2.3\%$ in 2016). In 2016, the no-sowing treatment was composed in majority by naturally-recruited species: 85.8% of native species present in the plots were recruited naturally on spoil heap and 98.2% on gravels (Fig.5.4a).

On gravel soil treatment, in both years, native plant cover after sowing was significantly higher than in the no-sowing plots, except for seed mixture L2 in 2016, where no significant difference was found; while on spoil heap, native plant cover after sowing was not significantly different than in the no-sowing plots (all $p > 0.10$; Fig.5.4). On gravels soil treatment, some seed mixtures expressed a significantly higher native cover: L1, M3, H1 and H3 in 2015 and 2016; and H2 in 2016 (Fig. 5.4b). Despite differences between seed mixtures, there was no clear pattern according to FD (Fig. 5.4).

Recruitment success of species on the field was not influenced by the germination rate in the laboratory (linear mixed-effects model, $F = 0.30$, $p = 0.59$), or interaction between laboratory germination rate and soil treatment ($F = 0.15$, $p = 0.70$). Due to the effect of the soil treatment on recruitment success ($F = 14.0$, $p < 0.01$), violin plots were modeled separately for each soil treatment (Fig. 5.5).

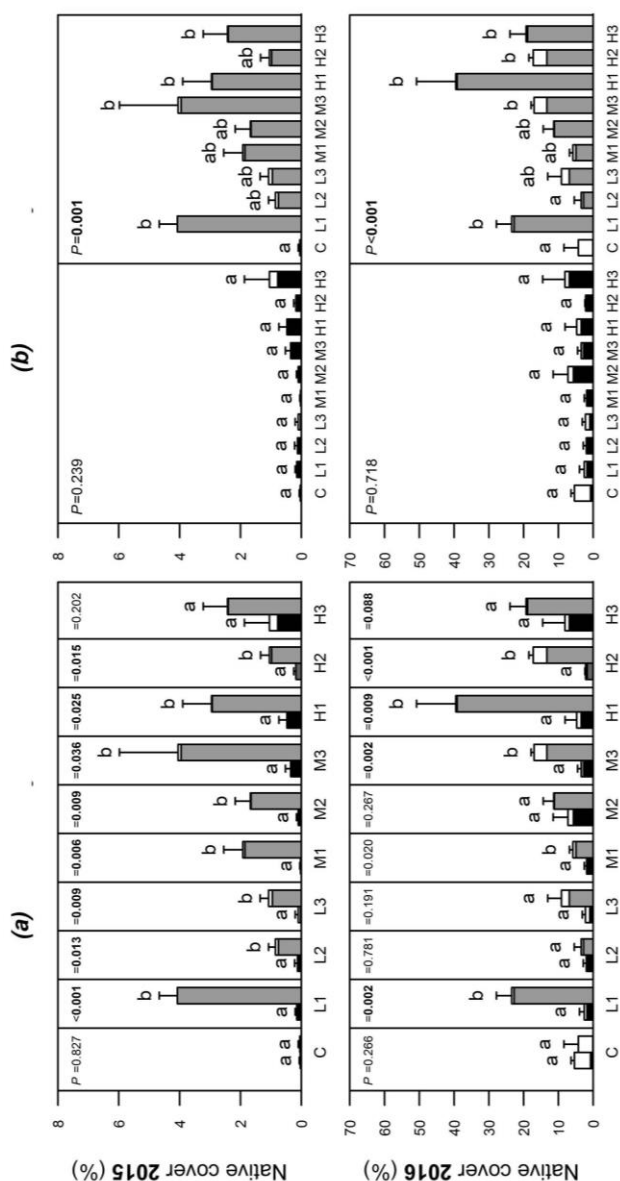


Fig. 5.4 (35) Native vegetation cover relative to soil treatment, (a) for each seed mixture separately and (b) for all seed mixtures together, in 2015 and 2016. Left-black bars represent spoil heap soil treatment and right-gray bars represent gravels soil treatment. Coloured parts of bars represent native species sown in the experiment, while unshaded parts represent naturally recruited species. Seed mixture: C= no-sowing treatment, L=low FD seed mixture, M=medium FD seed mixture and H=high FD seed mixture. Numbers denote the species composition of the seed mixtures inside each FD level (L1-3, M1-3 and H1-3). For each seed mixture separately, the p value refers to the effect of soil treatment in the linear mixed-effects model and different letters above bars denote significant differences among soil treatment based on a Tukey's comparison test.

Eleven species (*Campanula rotundifolia*, *Carex flacca*, *Erophila verna*, *Genista tinctoria*, *Helianthemum nummularium*, *Melica ciliata*, *Pimpinella saxifraga*, *Plantago media*, *Primula veris*, *Teucrium chamaedrys* and *Trifolium dubium*) presented very low success rates. They did not occur in at least 75% of the sown plots on any soil treatment. No individuals of *Erophila verna*, *Pimpinella saxifraga* and *Primula veris* survived until the end of the experiment (Fig. 5.5). The thirteen remaining (successful) native species provided most of the cover, with success dependent on the soil treatment on which they grew.

On gravels, eight species were highly successful, being present in at least 50% of the sown plots we sampled (*Bromus erectus* 92%, *Sanguisorba minor* 85%, *Hippocrepis comosa* 75%, *Koeleria macrantha* 60%), with particular success of four species (*Brachypodium pinnatum*, *Centaurea scabiosa*, *Cirsium acaule* and *Ononis spinosa*) that were present in all the sown plots; and three species were successful, being present in 50% of the sown plots (*Hieracium pilosella* 50%, *Arenaria serpyllifolia* 50% and *Potentilla neumanniana* 50%). While on spoil heap, none of the species was successful, none of them being present in 50% or more of the sown plots sampled. Only four species showed low success on spoil heap, being present in more than 30% of the sown plots (*Sanguisorba minor* 45%, *Arenaria serpyllifolia* 38%, *Sedum album* 38% and *Ononis spinosa* 33%; Fig. 5.5).

In addition, three species were able to establish only on gravel: *Bromus erectus* (occurrence on gravel, occurrence on spoil heap: 90%, <10%), *Hieracium pilosella* (50%, no individuals) and *Scabiosa columbaria* (85%, no individuals). All the other species occurred in more than 10% more sown plots we sampled on gravels than on spoil heap, with a particular success for 4 species: *Brachypodium pinnatum*, *Centaurea scabiosa*, *Cirsium acaule* (100%, 25% for all three species) and *Ononis spinosa* (100%, 33%) and three species with an increase of occurrence of more than 40%: *Hippocrepis comosa* (75%, 25%), *Koeleria macrantha* (60%, 15%), *Sanguisorba minor* (85, 45%). The only species that establish better on spoil heap than on gravel was *Sedum album* (13%, 38%).

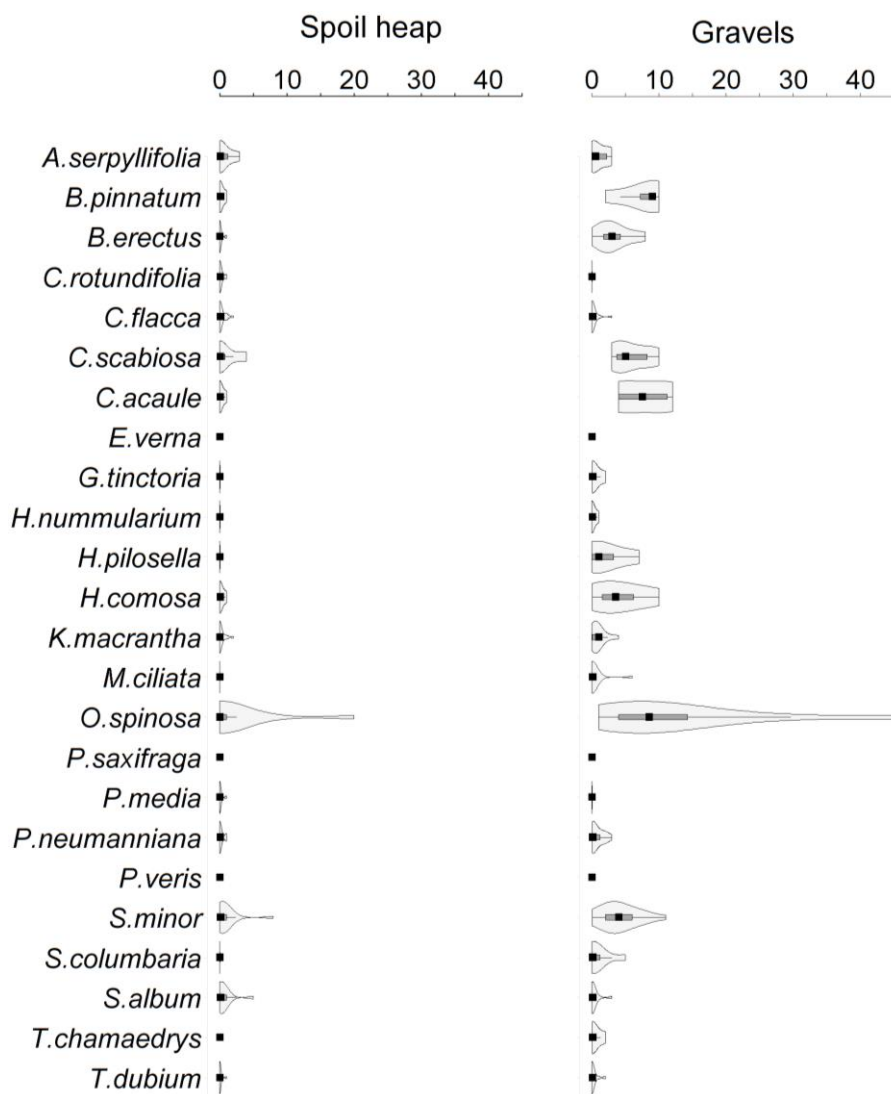


Fig. 5.5 (36) Species response curves of the cover (in %) of sown native ($n = 24$), in 2016 relative to the soil treatment tested: spoil heap and gravels. Curves functions were created from *vioplot* package (R-software). Plain black dots denote median cover; gray rectangles are boxplots with lines representing the lower and upper limits of the first and third quartiles. Light gray areas are species-specific densities of cover (i.e., response curves) on each soil treatment.

Establishment of *B. davidii*

Because *B. davidii* cover and *FHPp* were low (<1%) in 2015, they could not be tested with the linear mixed-effects model (Table 5.3). In 2015, *B. davidii* number of individuals varied significantly according to the soil treatment. Beside low levels, *B. davidii* number of individuals was significantly higher on gravels soil treatment (1.2 ± 0.5 mean number of individual $\pm$ standard error) than on spoil heap (0.2 ± 0.1 ; $F = 2.56$, $p < 0.01$; Fig. 5.6a).

Contrariwise, in 2016, *B. davidii* cover and number of individuals was significantly higher on spoil heap than on gravels soil treatment (all $p < 0.001$; Fig. 5.6b), with no significant differences between soil treatments for *FHPp* ($F = 0.04$, $p = 0.83$). In both years, seed mixture and interaction between seed mixture and bedding material were not significant.

Table 5.3 (15) Average with standard error and range of sown invasive *B. davidii* cover, recruitment (*N* of individuals) and flower head production per plot (*FHPp*) during both years of the experiment.

	2015		2016	
	Average	Range	Average	Range
Cover (%)	< 1	0-1	1.3 ± 0.2	0-12
N of individuals	0.7 ± 0.3	0-19	107.9 ± 13.5	0-378
<i>FHPp</i>	0	0	5.8 ± 3.9	0-222

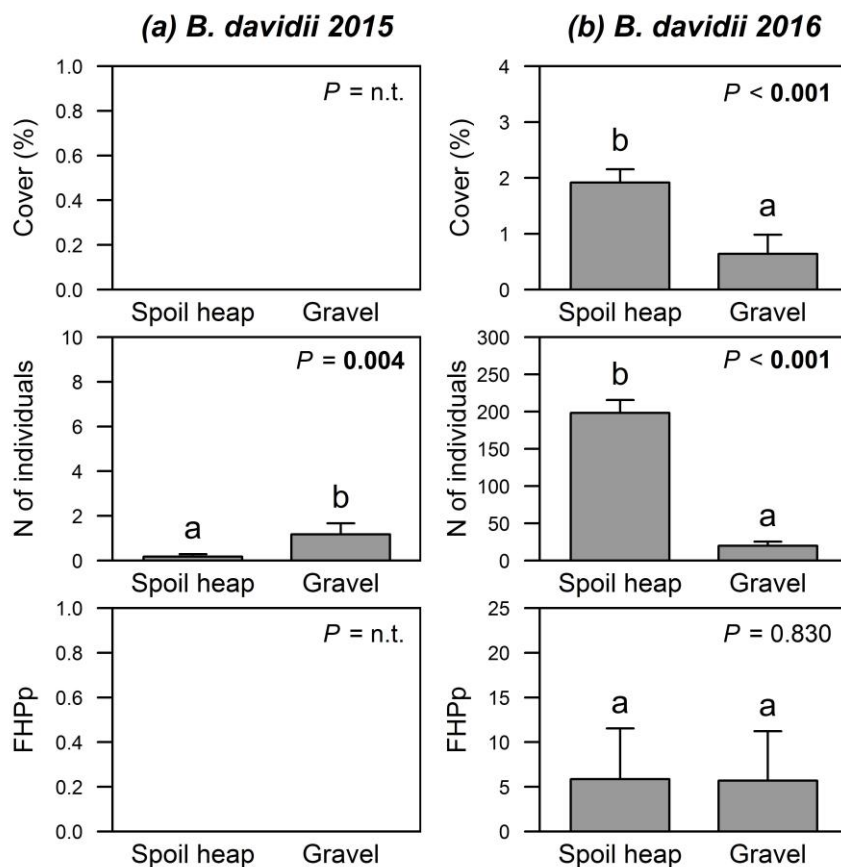


Fig. 5.6 (37) Cover, number of individuals, and flower head production per plot (FHPp) relative to soil treatment (spoil heap and gravel), for (a) 2015 data and (b) 2016 data. Results for cover and FHPp in 2015 are not shown because relative abundance was too low to be tested. P values in the up-left corner of each graph refer to the effect of soil treatment in the linear mixed-effects model and different letters above bars denote significant differences among soil treatment based on a Tukey's comparison test. Significant p values are in bold (n.t. = not tested).

Discussion

After two years of monitoring the established vegetation showed a higher cover if limestone gravels had been spread on the spoil heap bedrock. *B.davidii* establishment was also reduced by the addition of such bedding material making it a substrate that allow both native vegetation establishment by improving soil media, and resist to the major problematic invasive species in Belgian quarries. Increasing the functional diversity of the seed mixture had a clear advantage on native cover establishment.

Like other studies (e.g. Lepš et al., 2007; Uyttenbroeck et al., 2015), our experiment showed that it was possible to manipulate FD on gravels soil treatments tested by sowing mixture. Contrariwise, on spoil heap the vegetation development was not enough to show any pattern.

The higher native cover reached after two years on gravels, compared to spoil heap soil treatment, suggests that adding gravels to original spoil heap is an efficient technique to achieve dry grassland species establishment. Thus, considering all species together, the response to each soil treatment proved very divergent, with only on average ~4% cover on spoil heap and ~15% on gravels. The relatively low cover reached, even on gravels, is not surprising as all species sown on the experiment are typical calcareous grasslands species characterized by any degree of stress-tolerance strategy (Hodgson et al., 1999). It has been demonstrated by Pywell et al. (2003) that this life-history strategy “performed poorly under habitat restoration”. Stress-tolerators are characterized by adaptations to low and unpredictable resource availability, inducing low rates of growth and reproduction, long-lived plant parts and late reproduction. However, our study tested sowing on soil treatments that differ strongly from calcareous grasslands soils conditions, characterized by low fertility and presence of organic matter (Willems, 2001).

Species individually responded with a high heterogeneity between soil treatments and between species considered. Eleven species out of the 24, individually responded not favorably to sowing on either of the treatments. As it was not linked to laboratory germination rate, it is possible that for those species site conditions of both treatments were not favorable enough for them to establish. The thirteen remaining successful species provided most native cover, with success depending on the soil treatment. On spoil heap, only five species proved satisfactory (*Arenaria serpyllifolia*, *Centaurea scabiosa*, *Ononis spinosa*, *Sanguisorba minor* and *Sedum album*). Meanwhile, on gravels soil treatment, all 13 remaining species proved very satisfactory, except *Sedum album*, with particular success for *Brachypodium pinnatum*, *Centaurea scabiosa*, *Cirsium acaule* and *Ononis spinosa*. Despite the fact that after two years H1 seed mixture exhibit higher native cover on gravels, it would seem adequate to test another compositional seed mixture including all successful species.

Considering all species together, native species displayed a higher cover than *B. davidii*. Our results for *B. davidii* are surprising considering its prolific seed production, short juvenile period, aggressive growth, and wide range of tolerances to various environmental conditions (Tallent-Halsell and Watt, 2009).

Conclusions

We studied short-term response of native dry calcareous grasslands and *B. davidii* invasive species on two soil treatments (spoil heap no soil-treatment and gravels addition). Remarkable results were achieved on gravels in term on native species installation success and reduction of invasive species establishment. Considering the usual long time needed for dry calcareous grasslands communities to recover, and the non-developed soils used, the native cover reached in the experiment on gravels is very hopeful in a context of an only two-year experiment. Considering the potential shift in the balance between native vegetation and *B. davidii* invasive species development in a middle time; future monitoring should focus on controlling their establishment on a long-term period and documenting their role in the restoration spoil heap in limestone quarries.

Acknowledgments

We would like to thank the SAGREX staff of the Beez site for their valuable help in setting up the experiment, for the providing access to the quarries, and for sharing information about the sites. We wish to thank Emilie Thomas and our colleagues of Biodiversity and Landscape unit for field assistance. Pitz holds a Ph.D. fellowship from the Fund for Research Training in Industry and Agriculture (FRIA).

6

Discussion générale



Carrière de Landelies, Calcaires de la Sambre (Belgique)

CHAPITRE 6: Discussion générale

Indicateurs et enjeux de biodiversité en carrière

Les préoccupations croissantes concernant la perte continue de la biodiversité à l'échelle mondiale ont entraînés des efforts accrus pour la conservation de la biodiversité et la restauration dans les écosystèmes anthropogéniques (Hobbs and Harris, 2001; Jordan et al., 1988). L'exploitation minière et l'introduction d'espèces exotiques sont listées par Bazzaz (1983) parmi deux des sept principales causes de perturbations anthropiques. Il a été démontré à travers de nombreuses études, qu'une gestion adéquate des carrières peut améliorer considérablement la biodiversité (e.g. Heneberg et al., 2013; Lundholm and Richardson, 2010; Šálek, 2012; Tropek et al., 2012, 2010). De plus, il y a une demande croissante du secteur extractif européen pour restaurer les carrières après l'exploitation et trouver les meilleures techniques pour concilier la biodiversité avec leurs activités (Clemente et al., 2004; Heneghan et al., 2008). Un grand nombre de sociétés extractives englobent la biodiversité dans leurs engagements afin d'établir et maintenir une "licence d'exploitation" sociale ou fonctionnelle (Azapagic, 2004; International Council on Mining and Metals, 2010; Jenkins and Yakovleva, 2006). A l'échelle européenne, en tant que secteur industriel, l'exploitation extractive est en demande d'une stratégie biodiversité coordonnée et basée sur des critères spécifiques à partir desquels les résultats peuvent être planifiés et leur réalisation mesurée.

La première partie de cette thèse (chapitre 2) a permis d'élaborer un cadre de 11 indicateurs communs pour évaluer la biodiversité des carrières à l'échelle européenne, dans le secteur du gypse. Ce cadre est considéré comme étant le plus acceptable pour toutes les parties prenantes dans la conservation de la biodiversité à l'échelle européenne. Il répond aux stratégies et législations européenne en matière de protection de l'environnement. Le cadre vise à améliorer la durabilité dans les carrières et à contribuer à la gestion de la biodiversité, ainsi qu'à permettre la création de systèmes de compte rendu cohérents à l'échelle européenne. L'objectif final est de permettre la définition de l'état actuel de la biodiversité dans les carrières de gypse et d'en permettre l'amélioration. Le cadre est adaptable au contexte local de chaque carrière de gypse. Néanmoins, étant donné son caractère général et non spécifique au substrat en question, ainsi que son caractère adaptable à chaque carrière, son applicabilité ne se limite pas aux carrières de gypse et pourrait être élargi dans d'autres secteurs extractifs sans difficultés.

De plus, il a permis de mettre en évidence et de confirmer, et ce avec l'appui de nombreuses parties prenantes, recouvrant une vaste gamme d'acteurs, les quatre principaux enjeux auxquelles les carrières européennes sont confrontées pour maintenir/augmenter leur biodiversité :

- (i) la restauration et les actions de gestions qui y sont menées (e.g. Heneberg et al., 2013; Lundholm and Richardson, 2010; Šálek, 2012; Tropek et al., 2012, 2010);
- (ii) les habitats d'intérêts qui s'y développent (e.g. Davis, 1979, 1976; Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013; Řehounková and Prach, 2010; Tropek et al., 2010; Ursic et al., 1997) ;
- (iii) les espèces natives associées qu'elles peuvent abriter (e.g. Ash et al., 1995; Beneš et al., 2003; Davis, 1979; Sporton et al., 2009; Tropek et al., 2010; Tropek and Konvicka, 2008) ;
- (iv) et les espèces invasives qui peuvent les coloniser (Prach et al., 2011; Prach and del Moral, 2015; 2008).

La connaissance de ces enjeux principaux à l'échelle européenne, peut permettre aux opérateurs de carrières de rassembler leurs efforts de restauration et de gestion vers des actions pertinentes et acceptées par tous.

A travers cette thèse (chapitre 3 à 5) nous avons approfondi la connaissance autour de ces quatre enjeux spécifiques, dans les zones sèches des carrières calcaires de la Région Wallonne, proposant des implications pratiques pour la gestion (p 193-200).

Habitats analogues en restauration de carrière

Il est généralement admis que le choix d'un écosystème cible approprié est un facteur déterminant de succès de tout programme de restauration (Holl and Cairns, 2002), et ce particulièrement dans les écosystèmes anthropogéniques où la cible peut ne pas être l'écosystème historique, référence traditionnelle de restauration (Lundholm and Richardson, 2010; Fig. 1.4b). Un des défis majeurs avec ces nouveaux écosystèmes est d'identifier à quel écosystème naturel ils peuvent être analogues (afin de définir de nouvelles cibles de restauration) et d'approfondir les connaissances sur la succession écologique (taxonomique et fonctionnelle) qui se met naturellement en place dans ces écosystèmes anthropiques, afin de savoir à quel point et dans quelles circonstances les programmes de restaurations peuvent compter sur la succession spontanée pour développer suffisamment l'écosystème cible (restauration passive) et quand et dans quelle mesure une intervention humaine est plus efficace (restauration active; Clewell and McDonald, 2009; Prach, 2003; Prach et al., 2016; Prach and Hobbs, 2008; Tropek et al., 2010).

Dans cette thèse, nous avons émis l'hypothèse que les zones sèches des carrières calcaires pouvaient offrir des possibilités de colonisation spontanée par des espèces herbacées adaptées aux conditions xériques et pauvres en nutriments. De telles plantes étant généralement associées à des types de communautés présentant un intérêt particulier pour la conservation (Gilardelli et al., 2015; Tischew and Kirmer, 2007). Dans le chapitre 3, nous avons étudié l'hypothèse selon laquelle les zones sèches des carrières calcaires pouvaient être des analogues des écosystèmes naturels de pelouses semi-naturelles, et que ces habitats naturels pouvaient être utilisés comme cible de restauration de ces zones sèches (Richardson et al., 2010). Nous avons basé notre raisonnement sur ce même postulat, pour construire les mélanges de graines semés en restauration active (chapitre 4 et 5), en choisissant à priori des espèces de pelouses calcaires, également car ces communautés présentent une dominance d'espèces à stratégies de stress-tolérance (S) de Grime théoriquement adaptées à ce type de substrat dénudé (Grime, 2001). Dans le chapitre 3, nous avons donc examiné les types de communautés végétales, tant d'un point de vue taxonomique que fonctionnel, qui se rassemblent spontanément dans ces zones sèches et avons comparé ces communautés aux communautés des habitats (semi-)naturels de référence.

Les résultats du chapitre 3 supportent les résultats de nombreuses études (Davis, 1979, 1976; Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013; Řehouňková and Prach, 2010; Tropek et al., 2010) montrant que les carrières après l'exploitation peuvent abriter des assemblages d'espèces herbacées extrêmement diversifiés, y compris des espèces rares et endémiques. Notre étude suggère que les assemblages de plantes herbacées qui se développent spontanément sur un sol nu dans les carrières calcaire du sud de la Belgique, après l'exploitation ont tendance à se rapprocher des communautés de plantes semi-naturelles reconnues comme ayant une grande valeur de conservation.

Notre étude corrobore l'observation de plusieurs études en Europe tempérée, selon laquelle une période de 20 ans est généralement suffisamment longue pour permettre aux assemblages de plantes de développer une composition similaire aux communautés de plantes herbacées naturelles ou semi-naturelles, sur les surface de carrières abandonnées (Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013). Les résultats de notre étude supportent également l'observation selon laquelle les espèces ligneuses ne se rétablissent généralement pas sur les substrats secs et rocheux des sites de carrière abandonnés, dans ce laps de temps (Novák and Prach, 2003; Prach, 1987; Prach et al., 2013).

De manière surprenante, malgré les conditions initiales de substrat de nos sites d'études qui étaient à priori plus similaires à ceux des pelouses xérophiles ou rupicoles (Piqueray et al., 2007), le recrutement naturel tend vers des assemblages de plantes qui étaient compositionnellement plus similaires à des prairies de fauches ou des pelouses mésophiles, qui s'observent normalement sur des sols plus profonds. Deux explications ont été mises en évidences dans le chapitre 3.

(i) Les conditions environnementales sur ces zones peuvent être plus favorables à la colonisation par les espèces mésophiles que ne le prédisent les conditions xériques et difficiles apparentes du substrat rocheux. L'effet de tels facteurs environnementaux est indirectement soutenu par les différences dans les assemblages d'espèces que nous avons trouvés sur différents substrats géologiques : les assemblages de plantes se développant sur la craie blanche et la dolomie étant similaires aux prairies de fauches naturelles dans les derniers stades de la succession. Alors que sur le calcaire dur, une augmentation des espèces à stratégie S au fil de la succession suggère que les assemblages successionnels de plantes sur le calcaire dur se rapprochent davantage des pelouses stress-tolérantes.

(ii) L'autre explication de nos assemblages qui tendent vers des prairies de fauche et des pelouses mésophiles est que la colonisation par des espèces typiques des habitats de pelouses calcaires sèches (espèces rupicoles, xérophiles et partiellement mésophiles) peut être limitée par la présence de ces espèces dans le paysage et leurs capacités de dispersion spécifiques. Les espèces mésophiles généralistes (typiques des prairies de fauche) sont probablement plus répandues dans le paysage anthropique de la région considérée. Parallèlement, à l'exception de quelques espèces anémochores, la plupart des espèces de pelouses calcaires sèches ont de faibles capacités de dispersion et sont principalement dispersées via la laine de mouton, dans les systèmes de pâturage (Piqueray et al., 2011a), alors qu'aucun de nos sites d'étude n'a été pâturé. Kirmer et al. (2008) ont démontré que la dispersion était une limitation majeure à la colonisation des sites restaurés. Et plus spécifiquement, la restauration de systèmes de carrière est considérée comme un processus principalement dirigé par les graines qui savent arriver et survivre dans de tels habitats perturbés (Frouz et al., 2008; Gleeson and Tilman, 1990; Martínez-Ruiz and Fernández-Santos, 2005; Tilman, 1990).

Nos résultats indiquent que, en fonction des conditions initiales spécifiques du site, la composition en espèces des trajectoires de succession, dans les carrières calcaires abandonnées, varie entre les pelouses calcaires mésophiles et les prairies de fauche (Fig. 6.1).

- (1) Sur les sites abandonnés où les assemblages de plantes ont tendance à succéder naturellement vers les pelouses calcaires mésophiles, une intervention active pourrait être menée pour promouvoir des assemblages d'espèces analogues aux pelouses tempérées riches en espèces, qui ont une valeur de conservation particulièrement élevée (WallisDeVries et al., 2002). Les restaurations devront alors surmonter les limites à la dispersion (i) en intégrant les sites de restauration dans les systèmes de pâturage locaux, y compris les habitats de référence semi-naturels (Pykälä, 2005) ; (ii) en apportant directement (semis de graines) des espèces d'intérêt sur les sites de restauration (Hedberg and Kotowski, 2010) ; (iii) ou en transférant le foin des pelouses calcaires (avec des graines intactes) aux sites de restauration (Török et al., 2011; Fig. 6.1).
- (2) Après extraction, sur les sites où les assemblages de plantes ont tendance à tendre naturellement vers les prairies de fauche (craie blanche et dolomie), la restauration passive semble suffisante pour reformer des communautés analogues à ces écosystèmes naturels. Cependant, il est important de souligner que de légères améliorations de la composition végétale pourraient être mis en place pour atteindre l'écosystème cible plus rapidement e.g., en intensifiant les espèces intéressantes qu'elle pourrait supporter (Kiehl et al., 2010; Prach and Hobbs, 2008; Rehoukova et al., 2011; Walker et al., 2014). Parallèlement, quel que soit la cible de restauration, si la zone à restaurer se trouve à proximité (au moins jusqu'à 100 m de distance selon Prach et al., 2015, 2011) d'un foyer d'invasion, le monitoring, la prévention et la gestion des invasives sur le site, semble crucial (Prach et al., 2016, 2011) ; ces espèces pouvant potentiellement s'installer et détourner la succession vers l'écosystème cible désiré (Richardson et al., 2000; Fig. 6.1).

	Zone sèche de carrière calcaire	Cible de Restauration	Action préconisée	
Craie blanche dolomie		<i>Prairie de fauche</i> 	❖ <i>Restauration passive</i> ❖ <i>Enrichissement avec des espèces cibles</i>	CH. 3
Calcaire dur (Terrasses)		<i>Pelouse calcaire</i> 	❖ <i>Surmonter les limites à la dispersion</i> • <i>Pâturage</i> • <i>Apport de graines</i> • <i>Transfert de foin</i>	CH. 3
		© biodiversité.wallonie.be		

Fig. 6.1 (38) Résumé graphique des implications pour la restauration en carrière, en prenant en compte les résultats de succession écologique du chapitre 3 (CH.3).

Dans les chapitres 4 et 5 de cette thèse, nous avons spécifiquement testé l'apport direct des espèces (par semis de mélanges de graines) sur des zones de terrasse de calcaire dur (chapitre 4) et de butte de découverture à charge calcaire (chapitre 5), ainsi que des améliorations techniques de ces substrats de base par l'apport de graviers à granulométrie variable et directement disponible sur les sites (chapitres 4 et 5). Nous allons donc nous intéresser au succès d'installation de ces espèces dans ces conditions de restauration active et à l'apport de l'écologie fonctionnelle à travers les chapitres 3 à 5, afin de mettre en perspective ces résultats issus du chapitre 3, et de proposer de plus amples implications pratiques pour une future restauration en carrière (p 193-200).

Apports de l'écologie fonctionnelle

Sur base du postulat de la façon dont les différentes stratégies se mettent en place dans la succession écologique primaire à partir d'un sol dénudé selon la théorie CSR de Grime (2001), nous avons émis l'hypothèse que la succession écologique en carrière, au départ d'un sol nu rocheux, devrait suivre la succession primaire théorique et débiter avec une végétation dominée par des espèces stress-tolérantes (S) et que la stratégie de compétition (C) devrait prendre le pas dans les stades plus avancés de cette succession (Fig. 1.13 et Fig. 6.2b). Cette hypothèse spécifique a été testée dans le chapitre 3 de cette thèse.

Cette hypothèse sur les stratégies CSR est utilisée selon deux optiques :

- (1) Afin d'envisager une manipulation de la trajectoire écologique se mettant naturellement en place pour atteindre un écosystème et un stade de la succession cible ; sur base de la compréhension des processus internes à la succession.
- (2) Et dans une logique de stratégie adaptative en vue de sélectionner des espèces adaptées dans le cadre d'une restauration active. En ce sens, le choix des espèces stress-tolérantes (S) pour la phase d'installation semble parfaitement correspondre à ce type d'habitat dénudé ; i.e. ces zones dénudées devant en théorie débiter par la colonisation d'espèces stress-tolérantes. En levant la barrière de la dispersion, on peut donc s'attendre à une bonne installation de ces espèces afin d'accélérer la trajectoire avec des espèces cibles intéressantes pour la conservation de la biodiversité. C'est ce qui est testé dans les chapitres 4 et 5 ; par le semis d'espèces de pelouses calcaires, communautés caractérisées par des espèces à stratégie de stress-tolérance dominantes, sur des substrats dénudés de carrière calcaire.

Or, dans le chapitre 3, nous avons observé un schéma de succession qui différerait des prévisions de Grime (2001), en ce sens que les assemblages végétaux initiaux comprenaient des espèces aux stratégies à dominance rudérale (R/CSR et CR/CSR), avec des stratégies de tolérance au stress qui s'amplifient dans les stades ultérieurs de la succession (Fig. 6.2).

Ces résultats sont en accord avec d'autres études qui ont trouvé un modèle de succession primaire différent de celui de Grime (2001), sur les fronts de recul des glaciers (Caccianiga et al., 2006) et sur terre le long des côtes de soulèvement (Ecke and Rydin, 2000) ; où les assemblages de plantes pionniers sont constitués d'espèces présentant de fortes caractéristiques rudérales, qui sont ensuite remplacées par des espèces tolérantes au stress, plus tard dans le processus de succession (Caccianiga et al., 2006).

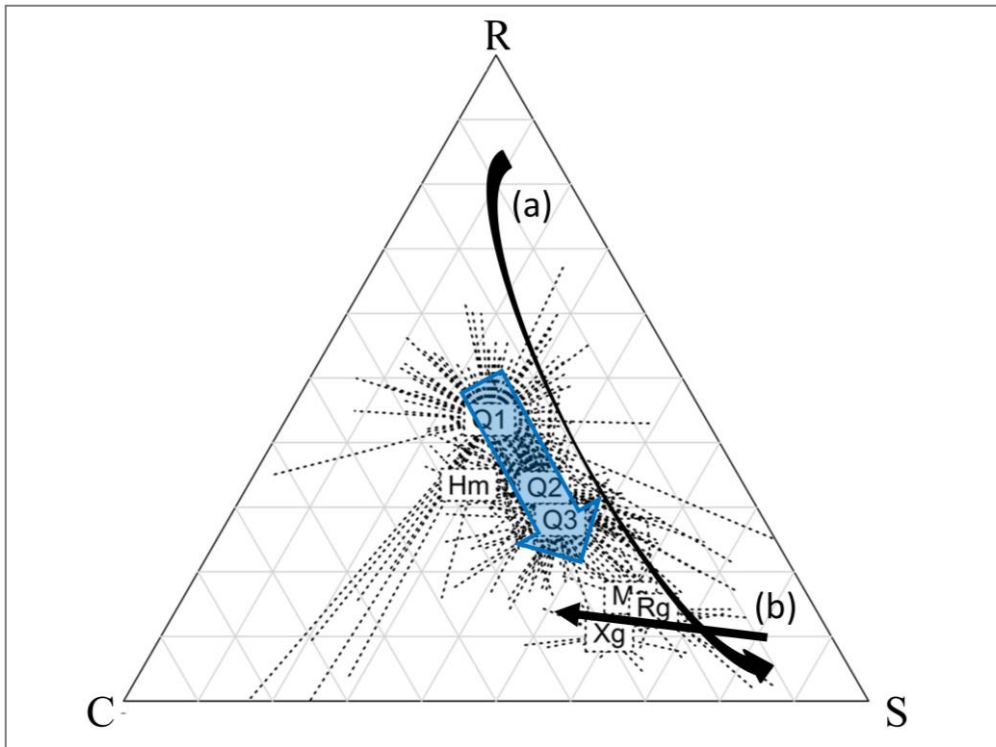


Fig. 6.2 (39) Comparaison entre les patterns de succession mis en évidence dans le chapitre 3 et les processus de succession selon la théorie de Grime (a) dans une succession secondaire, (b) dans une succession primaire dans un habitat dénudé, adapté de Grime (1987, 1988) et de Ecke and Rydin (2000). Chapitre 3 : signatures CSR des assemblages de plantes dans les quadras de zones sèches des carrières calcaires étudiés en Région Wallonne ($n=360$) et les quadras de référence ($n = 53$; Hm, prairies de fauche; Mg, pelouses mésophiles; Rg, pelouses rupicoles; and Xg, pelouses xérophiles). Les carrés représentent les centroïdes des stades de colonisations en carrière et les habitats de référence. Intervalles de temps après l'abandon de la carrière: Q1, <3 ans; Q2, 3–20 ans; et Q3, >20 ans. La fin des lignes représente la position des quadras de végétation.

A partir des résultats du chapitre 3 (Fig. 6.2), on peut donc affirmer que :

- (1) Sur base de la compréhension dont les différentes stratégies se mettent en place réellement dans la succession, dans les zones sèches dans carrières calcaires, nous pouvons envisager une logique de manipulation de trajectoire écologique pour des restaurations plus cohérentes.
- (2) Cette découverte remet en question le choix des espèces de pelouses calcaires pour des semis en restauration active (chapitres 4 et 5).

Ces deux points sont discutés simultanément ci-après, en vue d'une amélioration de la stratégie de restauration des zones sèches des carrières à calcaire dur, dolomie et craie blanche, ainsi que sur les buttes de découvertures.

Cours de la succession fonctionnelle en zone sèche de carrière calcaire

Place des rudérales dans les premières phases du processus de colonisation

En accord avec Saar et al. (2017), le chapitre 3 a montré que les assemblages d'espèces s'installant spontanément dans les carrières calcaires, tant d'un point de vue taxonomique que fonctionnel, ont tendance à être plus homogènes dans les stades plus anciens. Les premiers stades de successions étant caractérisés par des assemblages d'espèces plus variables, compositionnellement dominés par des espèces typiquement considérées comme des espèces rudérales et présentant fonctionnellement une dominance par des espèces à stratégies rudérales de Grime (2001; Fig. 6.2).

Ces résultats rejoignent ceux de l'étude de Gilardelli et al. (2015), où les espèces à stratégies R étaient réparties de manière égale et indépendante du type de surface géomorphologique, tant dans des carrières actives qu'inactives. Selon Gilardelli et al. (2015), dans ces carrières, les perturbations d'origine anthropique agissent comme des filtres anthropiques modulant directement la distribution d'espèces moins spécialisées et menant au succès des espèces rudérales. Ce type de filtres (anthropiques) sont souvent méconnus et sont dû aux activités humaines qui sont susceptibles de modifier les caractéristiques des environnements locaux à différents niveaux (Pickett and Cadenasso, 2009). Le déplacement des véhicules des carrières, le mouvement des personnes y travaillant et le mouvement continu de décharge de remblais (Fig. 6.3) sont des facteurs qui, selon Gilardelli et al. (2015) persistent souvent après l'exploitation des carrières et dans les carrières environnantes (proches ou actives), constituent des filtres anthropiques (Fig. 6.4).



Fig. 6.3 (40) Illustration du charroi existant en carrière. Carrière de Loën, CBR.

Les espèces rudérales, très bonnes espèces colonisatrices, sont favorisées par la création des nombreuses niches associées à ces conditions ouvertes, en raison de leur germination rapide, leurs cycles de vie courts, leur floraison précoce et leur forte allocation des ressources (McIntyre et al., 1999, 1995). Un niveau élevé de perturbations induites par l'homme agissant comme filtre se reflète également dans les stratégies de reproduction qui peuvent être observées dans les caractères suivants: taille, forme, mécanisme de dispersion et dormance des graines, et temps et espace de germination (Grime, 2006).

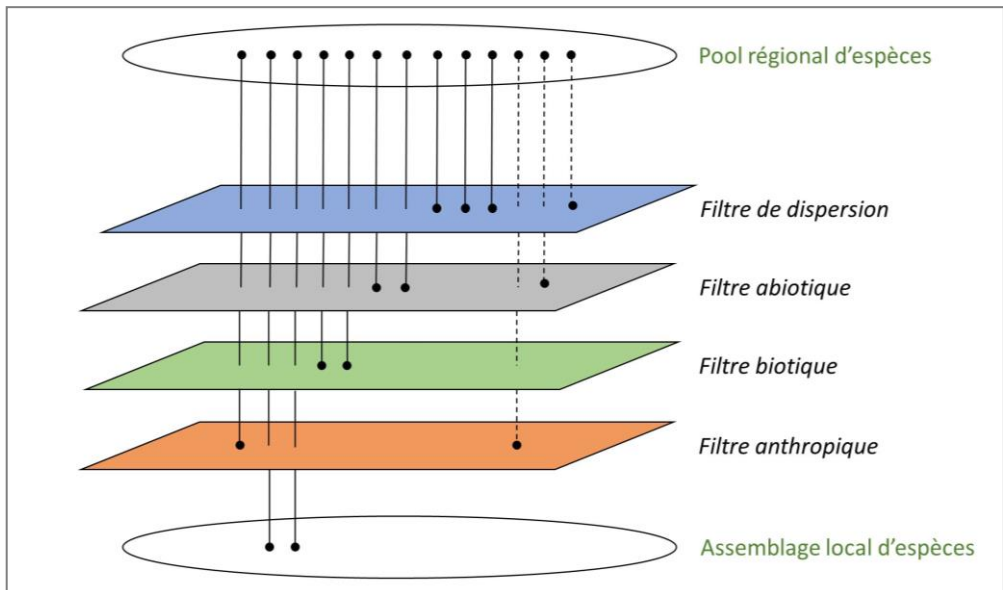


Fig. 6.4 (41) Représentation du filtre additionnel anthropique existant en carrière (constitué par le déplacement des véhicules des carrières, le mouvement des personnes y travaillant et le mouvement continu de décharge de remblais), selon l'hypothèse de Gilardelli et al. (2015) et favorisant les espèces rudérales dans les premiers stades de la succession ; dans le schéma des règles d'assemblage des communautés végétales de Lake et al. (2007, adapté), comprenant les trois filtres communément considérés (dispersion, abiotique et biotique).

Postulats sur le modèle de succession suivi

Les résultats obtenus dans le chapitre 2 (Fig. 6.2) montrent donc que les espèces rudérales initient la succession et les stress-tolérantes prennent le pas dans les stades plus avancés de la succession, dans les zones sèches des carrières calcaires. Ces résultats sont en opposition avec la théorie écologique de Grime (2001) selon laquelle, dans une succession primaire à partir d'un substrat dénudé -comme ceux typiquement obtenus par l'activité extractive- la succession débute avec une végétation dominée par des espèces stress-tolérantes et que la stratégie de compétition prend le pas dans les stades plus avancés. Étonnement, malgré que nos sites suivent une succession primaire, par définition, le substrat ayant été complètement dénudé par les activités extractives, la succession observée montre une tendance similaire à la succession secondaire théorique de Grime (2001).

Au vu de l'hypothèse avancée par Gilardelli et al. (2015), un des postulat qui peut être avancée est dès lors que la succession primaire théorique selon Grime (2001) ne se met pas en place dans les premiers stades ($< 2-3$ ans) de la succession en carrière, dû à la présence des filtres anthropiques existant en carrières (Fig. 6.3 et 6.4), qui dirigent l'installation des espèces rudérales dans les premiers stades d'installation de la végétation. Une fois que ces filtres anthropiques agissent dans une mesure moindre (> 3 ans), les limitations de l'écosystème en ressources permettent aux espèces stress-tolérantes d'être favorisées dans la communauté (Fig. 6.2). Néanmoins, la présence continue et relictuelle de ces filtres anthropiques (Fig. 6.4) dans les zones sèches des carrières calcaires, même dans les stades plus avancés de la succession, pourrait expliquer également (i.e. avec les limitations de dispersion et conditions de l'environnement) le recrutement naturel des espèces vers des assemblages de plantes qui étaient compositionnellement plus similaires à des prairies de fauches ou des pelouses mésophiles dans les stades plus tardifs.

Différences de temporalité et choix des espèces stress-tolérantes pour la restauration active

Les résultats du chapitre 3 indiquent qu'une période de 20 ans est suffisamment longue pour permettre aux assemblages de plantes de développer une composition similaire à des communautés de plantes herbacées naturelles ou semi-naturelles, sur les surface de carrières abandonnées, comme c'est le cas dans plusieurs études en Europe tempérée (Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013). Les résultats de notre étude supportent également l'observation selon laquelle les espèces ligneuses ne se rétablissent généralement pas, dans ce laps de temps, sur les substrats secs et rocheux des sites de carrière abandonnés (Novák and Prach, 2003; Prach, 1987; Prach et al., 2013). Dans un contexte de restauration d'habitat semi-naturel herbacé, la vitesse du processus qui se met en place dans les zones sèches des carrières calcaire en Région Wallonne paraît donc acceptable. Cependant, en carrière la volonté est d'avoir des objectifs quantifiables le plus rapidement possible afin de démontrer la bonne gestion du site directement après l'extraction et également d'empêcher la colonisation par les espèces invasives (Bradshaw, 2000; Pitz et al., 2016). De plus, le succès de restauration par le biais de restauration passive peut se montrer aléatoire, les trajectoires de successions pouvant varier par site (e.g. J.G. Alday et al., 2011; Buisson et al., 2006; Horáčková et al., 2016; Prach et al., 2016), ce qui a également été confirmé par nos résultats du chapitre 3.

En ce sens, afin d'accélérer les processus de restauration, les chapitres 4 et 5 ont testés l'installation d'espèces de pelouses calcaires dans un laps de temps substantiellement différent, de deux ans. Ce laps de temps étant parfaitement satisfaisant pour les opérateurs de carrière pour démontrer une installation efficace et des techniques de restaurations fiables et pratiques dans la planification de restaurations après l'exploitation (e.g. Ballesteros et al., 2012). Cependant, cette période de deux ans a montré des succès d'installation très mitigés sur les différents substrats testés. De plus, les résultats mettent en évidence que cette période de deux ans correspond probablement à la phase initiale d'installation et de développement des espèces stress-tolérantes typiques des pelouses calcaires. De ce fait, un suivi à plus long terme de ces expériences est nécessaire afin de capturer la dynamique de restauration et confirmer les processus observés, particulièrement dans le chapitre 4, où les couverts en espèce native étaient particulièrement bas. D'autre part, il est reconnu que ces espèces natives de pelouses calcaires, de par leur caractère stress-tolérant, présentent de faibles taux de croissance et de reproduction (Hodgson et al., 1999), leur stratégie de vie étant caractérisée par une capacité à retenir les ressources et à réparer les composants cellulaires dans des tissus denses et persistants (Grime, 2001). Pour ces raisons, il a été démontré par Pywell et al. (2003) que les espèces stress-tolérantes manifestent des performances faibles lors de restaurations d'habitats.

De plus, les substrats testés lors de nos expériences (chapitre 4 et 5), diffèrent fortement des conditions de substrat typique des pelouses calcaires, qui sont caractérisés par une faible fertilité, mais qui présentent de la matière organique (Willems, 2001). Or, il a été démontré par Stevenson (1986) et Wali (1999) que la vitesse d'installation de la végétation dans ces environnements particulièrement stressants dépendent de manière critique de la présence de matière organique.

Dès lors, on pourrait se demander si l'ajout de matière organique sur nos substrats testés ne permettrait pas une meilleure installation de ces espèces dans le laps de temps court ciblé, pour une restauration active efficace. Une des techniques couramment utilisées en carrière pour améliorer les conditions du sol, est d'appliquer après l'extraction une couche de terre végétale ('topsoil'), contenant de la matière organique (Ghose, 2004; Martínez-Ruiz and Fernández-Santos, 2005). Cependant l'ajout de topsoil présente plusieurs contraintes majeures pour la restauration en carrière : (1) il peut contenir une banque de graine qui favorise l'établissement d'espèces indésirables (e.g. espèces invasives; Ballesteros et al., 2012; Marqués et al., 2005), (2) le sol déplacé d'une zone où ont été mené des activités d'extraction a subi d'importants changements dans ses propriétés initiales, ce qui peut mener à l'installation de végétations imprévisibles (Josu G. Alday et al., 2011), et (3) la gestion du topsoil est liée à des difficultés de gestion de stock de sol et nécessite une planification et une logistique lourde et additionnelle (Neri and Sánchez, 2010). Il serait possible néanmoins d'envisager une addition de matière organique par un autre biais : l'ajout de composte. Mais sur de grandes surfaces à restaurer, cette technique semble très onéreuse et peu probable. Une autre possibilité pourrait-être l'ajout de terre créée par le biais des activités extractives (e.g. boues des bords de pistes) et récoltée ailleurs sur le site. Mais au vu des filtres anthropiques existants dans les carrières, ces terres seront très probablement chargées de graines d'espèces indésirables et la balance entre le bénéfice de l'ajout de matière organique seront contrebalancé par le développement de ces espèces indésirables, qui seront en outre favorisée par l'enrichissement du substrat (Huston, 2004).

Une dernière possibilité serait de promouvoir une formation plus rapide de matière organique issue de la végétation qui se développe sur le substrat en présence. En ce sens, les espèces rudérales à développement rapide pourraient être des pistes de solutions pour développer un couvert et une matière organique rapide (Grime, 2001; McIntyre et al., 1999, 1995), pour ensuite introduire des espèces d'intérêt de l'écosystème cible (e.g. Kiehl et al., 2010; Kirkham et al., 2013). Cette technique permettrait de mimer la trajectoire naturelle observée sur les zones sèches des carrières calcaires, en restauration passive (chapitre 3 ; Fig. 6.2). Cette optique s'inscrit donc également dans le choix d'une stratégie adaptative des espèces à semer sur les substrats testés. En effet, les résultats du chapitre 3 montrent que les communautés qui se rassemblent spontanément dans les premiers stades de la succession naturelle (< 2-3 ans) sur les zones sèches des carrières calcaire sont constitués majoritairement d'espèces rudérales (Fig. 6.2). En repartant de cette observation, nous pouvons aisément faire l'hypothèse que les espèces rudérales

seront adaptées aux substrats dénudés calcaires et montreront une bonne installation. Parallèlement, le processus de restauration passif sur les zones de carrières calcaire a été relativement rapide pour développer des assemblages d'espèces herbacées d'intérêt, par rapport à la restauration de végétations herbacées en carrière (Davis, 1979, 1976; Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013; Řehouňková and Prach, 2010; Tropek et al., 2010). Mimer les processus fonctionnels se mettant en place naturellement sur ces zones dénudées calcaire pourrait être un moyen efficace pour accélérer la succession naturelle vers un écosystème cible d'intérêt. On peut donc critiquement se demander si la restauration des pelouses calcaires sur les zones de calcaires dur n'est pas une histoire de trajectoire. Et en ce sens, il serait cohérent de mimer cette trajectoire naturelle et de semer d'abord des espèces à caractère rudéral, qui sont des espèces facilitatrices et qui permettent d'accumuler une certaine matière organique (Grime, 2001; McIntyre et al., 1999, 1995), dans lesquelles les espèces stress-tolérantes viendrait par la suite s'installer, après apport de graines pour lever les limites à la dispersion mis en évidence lors du chapitre 3 (e.g. Kiehl et al., 2010; Kirkham et al., 2013), pour suivre la trajectoire observée sur les zones sèches des carrières calcaire (Fig. 6.2).

Il est cependant important de noter que malgré la lenteur des processus d'installation de ces espèces de pelouses calcaires à travers les expériences de restauration active, elles permettaient de développer jusqu'au résultat surprenant de 71% de couvert (moyenne $15.0 \pm 2.1\%$) en 2 ans, sur le substrat constitué par l'addition de graviers à large spectre de granulométrie (0-30 mm, sur butte de découverte, chapitre 5). Etant donné le développement lent caractérisant les espèces à stratégies de stress-tolérance de Grime (Hodgson et al., 1999; Pywell et al., 2003), ces résultats sont particulièrement prometteurs pour de futures restaurations en carrière.

D'autre part, parmi les espèces semées, une grande hétérogénéité de succès a été observée entre les différentes espèces. Certaines espèces ayant montré un succès particulièrement important, alors que d'autre ne semblaient pas du tout adaptées (chapitres 4 et 5).

Nous allons donc nous intéresser :

- (1) À la comparaison du succès des espèces à travers nos expériences de semis en restauration active afin de comprendre ce qui a dirigé leur succès d'installation ;
- (2) Ainsi qu'aux traits fonctionnels individuels de ces espèces, et à leur stratégie CSR associée afin de voir si, en effet, les espèces à caractère plus rudéral de Grime (2001) permettait une meilleure installation sur les substrats qui ont montré les meilleurs taux d'installation en espèces natives de pelouses calcaire à travers nos expériences de restauration active (chapitres 4 et 5).

Succès des espèces de pelouses calcaires à travers les expériences de restauration active

Les chapitres 4 et 5 permettent de comparer les succès des différentes espèces de pelouses calcaires semées en restauration active et de mettre en évidence les espèces qui se sont bien installées sur les substrats qui semblent les plus adaptés à de futures restaurations actives en carrière calcaire. Le chapitre 4 testait une addition de graviers (20-30 mm) et de poussière (0-0.5 mm), sur un substrat initial rocheux de terrasse calcaire. Tandis que le chapitre 5 testait une addition de graviers à large spectre de granulométrie (0-30 mm), sur une butte de découverture à charge calcaire. Au vu des résultats obtenus à travers ces deux expériences, la poussière (chapitre 4) et les graviers à large granulométrie (chapitre 5) sont considérés comme étant les substrats les plus favorables en vue d'une restauration future en carrière : permettant à la fois une meilleure installation des espèces natives et une résistance relative à l'invasion par les espèces invasives testées. Nous allons donc évaluer le succès global des différentes espèces semées dans ces expériences, en prenant en compte les succès de chaque espèce sur ces deux substrats spécifiques (Tableau 6.1 et 6.2). Le succès de ces espèces est alors mis en relation avec les traits fonctionnels individuels des espèces, pris en compte dans l'établissement des semis de diversité fonctionnelle croissants (chapitre 4 et 5) et avec les stratégies CSR de ces espèces semées et les patterns de successions attendus selon Grime et obtenus en succession spontanée dans les zones sèches des carrières calcaires (chapitre 3 ; Tableau 6.3 et Fig. 6.2).

Tableau 6.1 (16) Conditions établissant le niveau de succès global d'installation des 25 espèces de pelouses calcaire semées dans les chapitres 4 (n=14) et 5 (n=23), sur les substrats les plus favorables, mis en évidence dans les chapitres 4 et 5, pour une restauration active en carrière (chapitre 4: poussière, 0-0.5 mm et chapitre 5: graviers à large spectre 0-30 mm), selon leur pourcentages d'occurrences respectives sur ces substrats, au sein des quadrats suivis dans les chapitres 4 et 5 en 2016.

Label attribué	Description	Conditions de succès global		Nombre d'espèces
		Chap (4 ou 5)	Chap (5 ou 4)	
2	Très haut succès	≥ 75 %	≥ 75 %	6
1	Haut succès	25 - 75 %	25 - 75 %	4
0+	Succès mitigé à haut potentiel	< 25 %	≥ 75 %	1
0	Succès mitigé	< 25 %	> 25 %	3
-1	Faible succès	< 25 %	= 25 %	3
-2	Très faible succès	< 25 %	< 25 %	8

Tableau 6.2 (17) Niveau de succès global d'installation des 25 espèces de pelouses calcaire semées dans les chapitres 4 (n=14) et 5 (n=23), sur les substrats les plus favorables, mis en évidence dans les chapitres 4 et 5, pour une restauration active en carrière (chapitre 4: poussière, 0-0.5 mm et chapitre 5: graviers à large spectre 0-30 mm), selon leur pourcentages d'occurrences respectives sur ces substrats, au sein des quadras suivis dans les chapitres 4 et 5 en 2016.

Espèce / Substrat	Chapitre 4			Chapitre 5		Succès global
	Terrasse calcaire	Gravier	Poussière	Butte de découverte	Graviers	
<i>Arenaria serpyllifolia</i> L.	20	0	70	38	50	1
<i>Brachypodium pinnatum</i> (L.) Beauv.	nt	nt	nt	25	100	2
<i>Bromus erectus</i> Huds.	nt	nt	nt	8	92	2
<i>Campanula rotundifolia</i> L.	0	0	0	13	0	-2
<i>Carex flacca</i> Schreb.	10	0	40	21	13	0
<i>Centaurea scabiosa</i> L.	30	45	85	25	100	2
<i>Cirsium acaule</i> Scop.	nt	nt	nt	25	100	2
<i>Erophila verna</i> (L.) Chevall.	nt	nt	nt	0	0	-2
<i>Genista tinctoria</i> L.	nt	nt	nt	0	25	-1
<i>Helianthemum nummularium</i> (L.) Mill.	nt	nt	nt	0	25	-1
<i>Hieracium pilosella</i> L.	10	20	10	0	50	0
<i>Hippocrepis comosa</i> L.	nt	nt	nt	25	75	2
<i>Koeleria macrantha</i> (Ledeb.) Schult.	45	0	70	15	60	1
<i>Medicago lupulina</i> L.	10	30	0	nt	nt	-2
<i>Melica ciliata</i> L.	5	50	20	0	10	-2
<i>Ononis spinosa</i> L.	10	30	10	33	100	0+
<i>Pimpinella saxifraga</i> L.	nt	nt	nt	0	0	-2
<i>Plantago media</i> L.	5	0	5	8	0	-2
<i>Potentilla neummanniana</i> Reichenb.	0	0	50	19	50	1
<i>Primula veris</i> L.	0	10	0	0	0	-2
<i>Sanguisorba minor</i> Scop.	nt	nt	nt	45	85	2
<i>Scabiosa columbaria</i> L.	nt	nt	nt	0	38	1
<i>Sedum album</i> L.	25	20	60	38	13	0
<i>Teucrium chamaedrys</i> L.	nt	nt	nt	0	25	-1
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	0	0	0	6	13	-2

En rouge: les espèces qui ont présenté un très faible succès. Elles ne sont pas apparues dans au moins 75% des quadras semés sur tous les substrats testés au sein d'une même étude (chapitre 4 ou 5). En gras: les espèces qui ont montré un succès au sein de leur étude. Elles se sont installées dans plus de 25% des quadras inventoriés (non strictement dans le chapitre 4 et strictement dans le chapitre 5). Nt: non-testé.

Tableau 6.3 (18) Niveau de succès global d'installation des 25 espèces semées dans les chapitres 4 et 5 (restauration active) sur les substrats les plus favorables (chapitre 4: poussière et chapitre 5: graviers), en relation avec leur traits fonctionnels individuels pris en compte pour la confection des mélanges de niveaux de diversité fonctionnelle différents et leur stratégie CSR.

Espèce	Traits d'établissement				Traits de persistance				Stratégie CSR	Succès global
	Masse de la graine	Dormance	Émergences des semis	Espèce avec Mycorhyze	Fixation du Nitrogène	Hauteur de la canopée	Espèce clonale	Courte durée de vie		
<i>Brachypodium pinnatum</i>	3,8	0	2: toute l'année	1	0	0,6	1	0	SC	2
<i>Bromus erectus</i>	3,5	0	2: toute l'année	1	0	0,5	1	0	SC/CSR	2
<i>Centauria scabiosa</i>	6,890	0	2: toute l'année	1	0	0,825	1	0	S/CSR	2
<i>Cirsium acule</i>	3,4	0	1: saisonnière	1	0	0,14	0	0	S/SC	2
<i>Hippocrepis comosa</i>	2,9	1	2: toute l'année	1	1	0,14	1	0	Hemi S	2
<i>Sanguisorba minor</i>	5,8	0	2: toute l'année	1	0	0,2	1	0	Hemi S	2
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,370	0	2: toute l'année	0	0	0,165	0	1	Thero SR	1
<i>Koeleria macrantha</i>	0,320	0	2: toute l'année	1	0	0,135	1	0	Hemi S	1
<i>Potentilla neumanniana</i>	0,710	NA	2: toute l'année	1	0	0,100	1	0	Hemi S	1
<i>Scabiosa columbaria</i>	1,56	0	2: toute l'année	1	0	0,275	1	0	Hemi S/SR	1
<i>Ononis spinosa</i>	7,000	NA	NA	1	1	0,800	0	0	Chamae S/CSR	0+
<i>Carex flacca</i>	0,930	1	1: saisonnière	0	0	0,350	1	0	Geo S	0
<i>Hieracium pilosella</i>	0,160	1	2: toute l'année	1	0	0,060	1	0	Hemi S/CSR	0
<i>Sedum album</i>	0,030	NA	1: saisonnière	1	0	0,150	1	0	Chamae succu S	0
<i>Genista tinctoria</i>	3,86	1	1: saisonnière	1	1	0,45	0	0	Chamae SC	-1
<i>Helianthemum nummularium</i>	1,12	1	2: toute l'année	1	0	0,125	1	0	Chamae S	-1
<i>Teucrium chamaedrys</i>	1,46	0	2: toute l'année	1	0	0,225	1	0	Chamae CSR	-1
<i>Campanula rotundifolia</i>	0,060	1	2: toute l'année	1	0	0,150	1	0	Hemi S	-2
<i>Erophila verna</i>	3,59	1	1: saisonnière	0	0	10	0	1	Thero SR	-2
<i>Medicago lupulina</i>	1,670	0	1: saisonnière	1	1	0,375	0	0	Hemi R/SR	-2
<i>Melica ciliata</i>	1,400	NA	2: toute l'année	NA	0	0,350	1	0	Hemi S/SC	-2
<i>Pimpinella saxifraga</i>	1,26	1	1: saisonnière	NA	0	0,375	1	0	Hemi S/SR	-2
<i>Plantago media</i>	0,320	1	2: toute l'année	1	0	0,040	1	0	Hemi S/CSR	-2
<i>Primula veris</i>	0,870	NA	2: toute l'année	1	0	0,100	1	0	Hemi S/CSR	-2
<i>Trifolium dubium</i>	0,360	1	1: saisonnière	1	1	0,200	0	1	Thero R/SR	-2
<i>Buddleja davidii</i>	0,057	NA	NA	NA	NA	5,000	0	0	Phanero C	NA
<i>Senecio inaequidens</i>	NA	NA	2: toute l'année	0	NA	NA	NA	0	Chamae CSR	NA

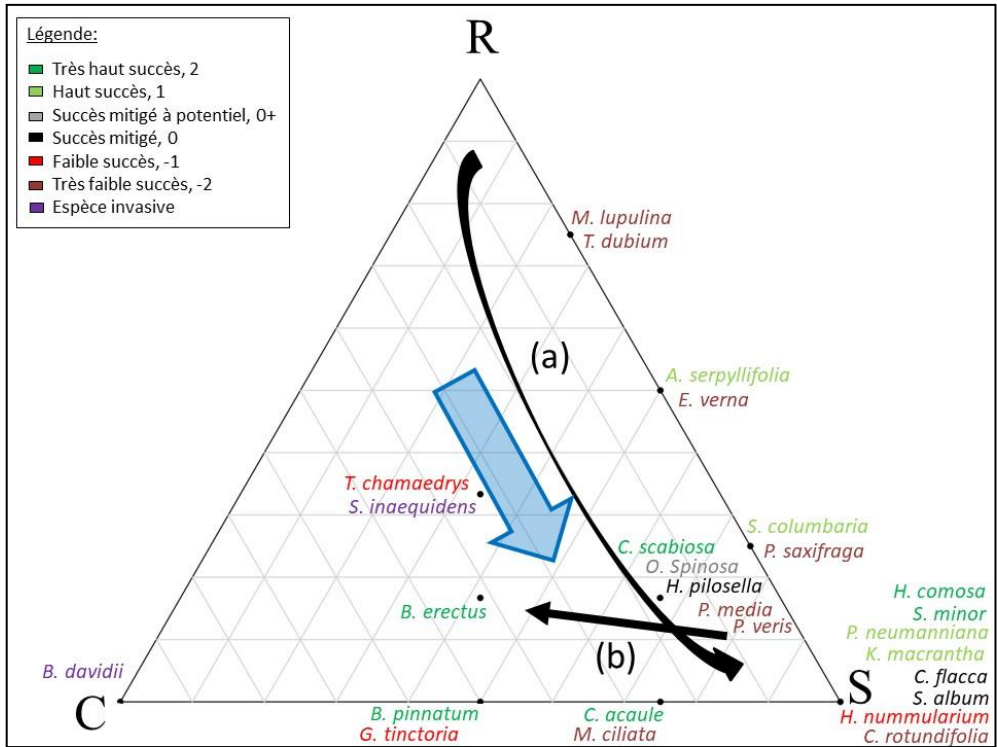


Fig. 6.5 (42) Signature CSR et niveau de succès global d'installation sur les substrats les plus favorables (chapitre 4 : poussière et chapitre 5 : graviers), des 25 espèces et des deux espèces invasives semées dans les chapitres 4 et 5 (restauration active). La couleur des espèces représente leur succès global (voir légende). Flèche bleue : patterns globaux de succession mis en évidence dans le chapitre 3. Flèches noires : processus de succession selon la théorie de Grime (flèche noire, (a) dans une succession secondaire, (b) dans une succession primaire dans un habitat dénudé.

Les Tableaux 6.1, 6.2 et 6.3 permettent de mettre en évidence dix espèces sur les 25 espèces, testées à travers les deux expériences des chapitres 4 et 5, qui ont montré un haut succès d'installation global sur les substrats de poussière (chapitre 4) et de graviers à large spectre de granulométrie (chapitre 5): (1) *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Centaurea scabiosa*, *Cirsium acaule*, *Hippocrepis comosa* et *Sanguisorba minor* ayant montré un très haut succès d'installation global et (2) *Arenaria serpyllifolia*, *Koeleria macrantha*, *Potentilla neumanniana* et *Scabiosa columbaria* ayant montré un haut succès d'installation global.

Quatre espèces ont montré un succès global mitigé sur ces deux substrats, ayant été présente dans plus de 25% des quadras semés dans une des deux expériences, mais pas dans l'autre : *Carex flacca*, *Hieracium pilosella*, *Sedum album* et *Ononis spinosa*. La dernière espèce (*Ononis spinosa*) a présenté un succès global mitigé, mais elle est considérée à haut potentiel car dans l'expérience où elle est apparue dans plus de 25% des quadras, elle était présente dans tous les quadras semés (occurrence de 100% sur les graviers du chapitre 5 contre 10% sur la poussière du chapitre 4).

Par contre, onze espèces sur les 25 espèces, semées à travers les deux expériences, ont montré un faible succès d'installation global sur les substrats de poussière (chapitre 4) et de graviers à large spectre de granulométrie (chapitre 5) : (1) trois avec un succès global faible (*Genista tinctoria*, *Helianthemum nummularium* et *Teucrium chamaedrys*) ; et (2) huit avec un très faible succès global (*Campanula rotundifolia*, *Erophila verna*, *Medicago lupulina*, *Melica ciliata*, *Pimpinella saxifraga*, *Plantago media*, *Primula veris* et *Trifolium dubium*).

La Fig. 6.5 permet de constater que les espèces à caractère plus prononcé en stratégie R n'ont pas eu un meilleur succès global d'installation au sein des deux expériences des chapitres 4 et 5, que les espèces présentant une dominance de caractère S. Au contraire, les dix espèces présentant un haut, à très haut, succès global d'installation au sein des deux substrats de poussière (chapitre 4) et graviers (chapitre 5) se situent dans les zones à composante de dominance de la stratégie S avec : quatre espèces à stratégie S pure (*Hippocrepis comosa*, *Sanguisorba minor*, *Potentilla neumanniana* et *Koeleria macrantha*) ; trois à composante majoritaire de stratégie S (*Cirsium acaule* S/SC, *Centaurea scabiosa* S/CSR et *Scabiosa columbaria* S/SR) ; et trois espèces composée de 50% de stratégie S et 50% d'une autre stratégie (*Arenaria serpyllifolia* SR, *Brachypodium pinnatum* SC et *Bromus erectus* SC/CSR). Tandis que les espèces semées à composante R plus marquées n'ont montré qu'un faible succès : *Medicago lupulina* R/SR, *Trifolium dubium* R/SR et *Teucrium chamaedrys* CSR.

Il peut paraître étrange à première vue que *Teucrium chamaedrys*, présentant une stratégie CSR, ait eu un faible succès global d'installation étant donné que l'espèce invasive *S. inaequidens* présente également une stratégie CSR. Cependant il serait probable que cette observation corrobore le fait que *S. inaequidens* (testé uniquement dans le chapitre 4) ait justement montré un faible succès sur la poussière comparé aux autres substrats testés.

Le substrat, facteur primordial du succès d'installation d'une végétation d'intérêt et de résistance à l'invasion

Les différentes études menées au sein de cette thèse ont permis de mettre en évidence les facteurs principaux qui régissent l'installation d'une végétation d'intérêt et des espèces invasives en carrière.

Comme énoncé précédemment, tout dépend de la temporalité ciblée par les actions de restaurations, mais dans tous les cas, les chapitres 3, 4 et 5 ont permis de mettre en évidence que le substrat en présence est le facteur déterminant pour le succès d'installation d'une végétation d'intérêt. Premièrement, en restauration passive (chapitre 3), car la nature de la roche mère déterminait l'orientation de la trajectoire suivie par la succession (i.e. craie banche ou dolomie vs calcaire dur). Et deuxièmement, en restauration active (chapitres 4 et 5), car les substrats testés montraient des différences significatives dans le succès d'installation de la végétation ciblée (en termes de couvert). Plus particulièrement, le substrat constitué par l'addition de graviers à large spectre de granulométrie (0-30) constituait l'option qui permettait significativement l'installation d'un meilleur couvert en espèces natives de pelouses calcaires.

Le deuxième facteur à prendre en considération lors de restaurations en vue de rétablir un couvert en espèces natives est alors de surmonter les limites à la dispersion (identifiées dans le chapitre 3). Nous avons spécifiquement testé l'apport direct de graines par semis de mélanges d'espèces de pelouses calcaires à travers les chapitres 4 et 5.

Ces deux chapitres 4 et 5 testaient, en plus du substrat, le facteur supplémentaire de la diversité fonctionnelle des mélanges de graines semés, qui pouvait jouer un rôle pour favoriser l'installation d'une végétation d'intérêt et développer une meilleure résistance à l'invasion. De par les résultats obtenus dans les chapitres 4 et 5, nous avons découvert que le facteur qui primait pour le succès d'installation des espèces, était l'adéquation de l'espèce, tant native qu'invasive, à son substrat. Ce qui corrobore les résultats du chapitre 3 dans l'importance du substrat en présence dans le développement de la végétation native. L'effet de la diversité fonctionnelle, agissant dans une moindre mesure, est discuté ci-après.

Restauration active et diversité fonctionnelle des mélange semés

Bien que les patterns d'augmentation de la diversité fonctionnelle (selon Tilman et al., 2001) des mélanges de graines semés en restaurations active n'aient pu être appréhendés et démontrés dans le chapitre 4 (au vu du développement lent de la végétation sur les substrats testés), nous avons pu démontrer dans le chapitre 5 une relation entre diversité fonctionnelle semée et l'installation précoce de la végétation native (couvert après deux saisons de végétation). Cette observation est en accord avec les résultats de Campbell et al. (2012). Plus spécifiquement, sur le substrat où le couvert en espèces native était le plus important (graviers à large spectre de granulométrie, sur butte de découverte), et donc ayant les meilleures capacités d'accueil des espèces semées, nous avons démontré que plus la diversité fonctionnelle semée était importante, plus la diversité fonctionnelle réalisée sur le substrat en question était importante, ce qui était lié à un plus grand couvert en espèce native (chapitre 5). Ces résultats sont très prometteurs pour de futures restaurations en carrière, tout en gardant à l'esprit que le substrat en présence est le facteur primordial pour l'installation de la végétation native et la résistance à l'invasion.

Dans les recherches futures, il semble important d'intégrer cette notion de diversité fonctionnelle, afin de pouvoir tester et sélectionner une plus grande variabilité d'espèces (Díaz and Cabido, 2001; Pywell et al., 2003; Řehouňková and Prach, 2010). Ce qui pourra conduire à une recherche plus complète et permettra de trouver des espèces supplémentaires à intégrer dans les processus de restauration active (1) dans ces conditions de substrat particulièrement stressants et (2) une meilleure installation de la végétation native étant plus susceptible de contrer les invasions potentielles.

Dans tous les cas, au vu de ce lien entre diversité fonctionnelle semé et couvert en espèces native, mis en évidence dans le chapitre 5, pour tout projet de restauration en zone sèche de carrière calcaire à l'aide de semis d'espèces, une des recommandations qui peut être avancée est de semer des mélanges de graines les plus diversifiés possibles.

Implications pour la gestion en carrière

Les différentes études menées au sein de cette thèse ont permis d'évaluer la restauration passive et active sur les zones sèches des carrières calcaires. Elles permettent de mettre en perspective des implications pour la gestion en carrière calcaire, sur plusieurs zones testées à travers la thèse : (1) les zones sèches des carrières calcaires de craie blanche ou dolomie ; (2) les buttes de découverture à charge calcaire et (3) les zones sèches des carrières de calcaire dur : terrasses calcaires dénudées après l'exploitation (Fig. 6.6).

	Zone sèche de carrière calcaire	Cible de Restauration	Action préconisée	
Craie blanche dolomie		<i>Prairie de fauche</i> 	❖ Restauration passive ❖ Enrichissement avec des espèces cibles	CH. 3
Calcaire dur (Terrasses)		<i>Pelouse calcaire</i> 	❖ Surmonter les limites à la dispersion ❖ Amélioration du substrat ❖ Mimétisme de la succession naturelle	CH. 3 CH. 4 CH. 5 CH. 6
Buttes de découverture		<i>Pelouse calcaire</i> 	❖ Amélioration du substrat 	CH. 5

© biodiversité.wallonie.be

Fig. 6.6 (43) Résumé graphique des implications pour la restauration en carrière, en prenant en compte les résultats du chapitre 3 concernant la restauration passive (CH.3) et les tests de restauration active des chapitres 4 (CH.4) et 5 (CH.5), et les résultats mis en évidence dans la discussion, chapitre 6 (CH.6).

Les zones sèches des carrières calcaires de craie blanche ou dolomie

Restauration passive vers les prairies de fauche

Nous avons mentionné, précédemment dans cette discussion, que pour les carrières calcaires de craie blanche ou dolomie, le chapitre 3 a montré que, dans les zones où la succession tend naturellement vers des prairies de fauche, la restauration passive semble suffisante pour reformer des communautés analogues à ces écosystèmes naturels. Cependant, il est important de souligner que de légères améliorations de la composition végétale pour atteindre l'écosystème cible plus rapidement, en intensifiant les espèces intéressantes qu'elle pourrait supporter, pourraient être mis en place (Kiehl et al., 2010; Prach and Hobbs, 2008; Rehoukova et al., 2011; Walker et al., 2014; Fig. 6.6). Parallèlement, si la zone à restaurer se trouve à proximité (au moins jusqu'à 100 m de distance selon Prach et al., 2015, 2011) d'un foyer d'invasion, le monitoring, la prévention et la gestion des invasives sur le site, semble crucial (Prach et al., 2016, 2011) ; ces espèces pouvant potentiellement s'installer et détourner la succession vers l'écosystème cible désiré (Richardson et al., 2000; Fig. 6.7).



Fig. 6.7 (44) Illustration d'une zone sèche (terrasse en premier plan) de carrière calcaire de craie blanche ou dolomie, bordée de l'espèce invasive *Buddleja davidii*. Carrière de Loën, CBR.

Les buttes de découverte à charge calcaire

Améliorations techniques du substrat

Sur les buttes de découverte à charge calcaire (Fig. 6.8), il a été démontré par le chapitre 5, que l'apport de graviers à large spectre de granulométrie (0-30 mm) permettait à la fois une amélioration considérable de la capacité des espèces de pelouses calcaire à s'installer (jusqu'à 71% de couvert), et permettait une meilleure résistance à l'invasion par le *Buddleja davidii*, qui est l'espèce la plus problématique en carrière calcaire (entre autre de par sa gestion très difficile une fois qu'elle est implantée sur le site, par sa capacité de dispersion sur de longues distances et avec un très grand nombre de propagules, et son développement très rapide sur des substrats très diversifiés ; Tallent-Halsell and Watt, 2009). De par les résultats de cette thèse, sur les buttes de découvertures, une amélioration technique du substrat par l'apport de graviers, constitue un choix qui permet de concilier résistance à l'invasion et installation d'une végétation d'intérêt pour la conservation de la biodiversité à l'échelle régionale (Fig. 6.6).



Fig. 6.8 (45) Illustration d'une butte de découverte à charge calcaire (à gauche). Carrière de Beez, Sagrex.

Installation d'une végétation d'intérêt

Sur ce substrat, afin de garantir l'installation de l'habitat cible des pelouses calcaires, plusieurs options possibles s'offrent gestionnaire: (i) intégrer les sites de restauration dans les systèmes de pâturage locaux, y compris les habitats de référence semi-naturels (Pykälä, 2005), (ii) apporter directement (semis de graines) des espèces d'intérêt sur les sites de restauration (Hedberg and Kotowski, 2010), (iii) ou transférer du foin des pelouses calcaires (avec des graines intactes) aux sites de restauration (Török et al., 2011).

Dans le cas d'apport direct d'espèces par semis, de part cette discussion, nous avons mis en évidence dix espèces pour leur capacité globale d'installation particulièrement élevée sur les deux substrats calcaires les plus favorables en vue de futures restaurations (substrats constitués de poussière et de graviers, des chapitres 4 et 5) : *Brachypodium pinnatum*, *Bromus erectus*, *Centaurea scabiosa*, *Cirsium acaule*, *Hippocrepis comosa*, *Sanguisorba minor*, *Arenaria serpyllifolia*, *Koeleria macrantha*, *Potentilla neumanniana* et *Scabiosa columbaria*. Ainsi que quatre espèces qui ont montré un potentiel d'installation (*Carex flacca*, *Hieracium pilosella*, *Sedum album* et *Ononis spinosa*), ces espèces ayant eu un succès global mitigé sur ces deux substrats ; i.e. ayant été présente dans plus de 25% des quadrats semés dans une des deux expériences, mais pas dans l'autre. En contrepartie, nous avons également mis en évidence onze espèces qui ne semblent pas adaptés à ces conditions de substrats (*Campanula rotundifolia*, *Erophila verna*, *Medicago lupulina*, *Melica ciliata*, *Pimpinella saxifraga*, *Plantago media*, *Primula veris*, *Trifolium dubium*, *Genista tinctoria*, *Helianthemum nummularium* et *Teucrium chamaedrys*) ; i.e. ces espèces ayant montré un faible succès d'installation global.

Les quatorze espèces précitées ayant montré un succès élevé, ou un potentiel d'installation, pourraient faire l'objet de futures restaurations en carrière, dans des conditions de restauration actives sur des buttes de découverture, par l'apport de graviers à large spectre de granulométrie (0-30 mm). Cependant, le chapitre 5 ayant montré un lien entre la diversité fonctionnelle semée et le couvert en espèces natives, sur ce substrat, il serait particulièrement intéressant de tester de nouveaux mélanges de graines, les plus diversifiés possibles, sur bases des quatorze espèces précitées. Un aspect intéressant serait d'inclure dans la création de ces mélanges, d'autres espèces structurelles typiques des pelouses calcaires (e.g. des graminées).

En outre, le substrat à large spectre de granulométrie ne garantissant pas une résistance totale contre l'invasion par le *Buddleja davidii*, dans des conditions de pressions de propagules d'invasive particulièrement élevées, en provenance de zones envahies dans la carrière ou dans les alentours (au moins jusqu'à 100 m de distance selon Prach et al., 2015, 2011) ; une gestion de cette espèce dans les premiers stades serait recommandée. Pour ce faire une attention particulière devrait être portée à la détection et l'éradication précoce de cette invasive, mais également à d'autres espèces invasives potentiellement présentes dans la carrière à restaurer et à ses alentours (Prach et al., 2016, 2011).

Les zones sèches des carrières de calcaire dur

Sur les zones sèches des carrières de calcaire dur (Fig. 6.9), où les assemblages de plantes ont tendance à se succéder naturellement vers les pelouses calcaires mésophiles, une intervention active pourrait être menée pour promouvoir des assemblages d'espèces analogues aux pelouses tempérées riches en espèces, qui ont une valeur de conservation particulièrement élevée (Fig. 6.6; WallisDeVries et al., 2002).

Le chapitre 3 a montré que pour pouvoir compter sur la restauration passive pour développer des écosystèmes analogues aux pelouses calcaires d'intérêt, il est nécessaire de surmonter les limites à la dispersion : (i) en intégrant les sites de restauration dans les systèmes de pâturage locaux, y compris les habitats de référence semi-naturels (Pykälä, 2005) ; (ii) en apportant directement (semis de graines) des espèces d'intérêt sur les sites de restauration (Hedberg and Kotowski, 2010) ; (iii) ou en transférant le foin des pelouses calcaires (avec des graines intactes) aux sites de restauration (Török et al., 2011).



Fig. 6.9 (46) Illustration d'une zone sèche de carrière de calcaire dur (au premier plan). Carrière de Gourdinne, Sagrex.

Tandis que le chapitre 4 a montré qu'une amélioration technique du substrat des terrasses calcaires, par l'apport de poussière calcaire (0-0.5 mm), permettait une meilleure installation des espèces de pelouses calcaires que les autres substrats testés ; mais le couvert total, s'y développant en deux ans, restant mitigé. Par ailleurs, le succès d'installation des espèces natives s'est montré particulièrement important sur les graviers à large spectre de granulométrie, testés sur une zone de butte de découverte à travers le chapitre 5. Un tel substrat pourrait alors présenter une option qui s'offre aux gestionnaires sur les terrasses calcaires, pour permettre une meilleure installation des espèces natives et une meilleure résistance à l'invasion. Cependant, cette expérience ayant été conduite sur une butte de découverte, des tests en condition réelle, sur terrasse calcaire, devraient être effectués avant d'éventuelles généralisations à plus grandes échelle.

Selon les études menées dans cette thèse, plusieurs optiques de restaurations des zones de terrasses de calcaire dur après l'exploitation sont envisageables, en fonction des critères suivants :

- (1) La temporalité ciblée par les restaurations ;
- (2) Les ressources financières qui peuvent être alloués à de telles restaurations ;
- (3) Les ressources de gestion à long terme du site restauré.

Restauration passive après avoir surmonté les limites à la dispersion

La première stratégie de restauration consisterait à compter sur la restauration passive, sur les zones de terrasses calcaire ; et à surmonter les limites à la dispersion pour accélérer la succession vers l'écosystème cible des pelouses calcaires à haut intérêt. Tout en prenant en compte que les espèces invasives pourraient détourner la succession vers l'habitat cible désiré si la pression de propagule est trop forte. Pour cette raison, il est préconisé de suivre, d'éradiquer et/ou de gérer les espèces invasives sur le site restauré et à proximité (jusque au moins 100 m). Cette option étant : (1) la plus longue pour obtenir l'habitat désiré, le chapitre 3 ayant montré une temporalité d'environ 20 ans pour reconstituer une végétation herbacée d'intérêt ; (2) la moins cher, en ce sens qu'il ne faut pas améliorer techniquement le site en question, mais uniquement mettre en place des techniques pour lever les barrières de la dispersion ; (3) nécessitant des actions à long terme si on veut recréer les conditions de pâturage de l'écosystème cible des pelouses calcaires, et un suivi des espèces invasives tout au long de la succession qui se met en place.

Améliorations techniques du substrat et lever les limites à la dispersion

Une autre stratégie pourrait consister en des améliorations techniques du substrat, par apport de graviers à large spectre de granulométrie. Comme dit précédemment, cette technique requiert de plus amples expériences en conditions réelles avant de pouvoir être généralisée à plus grande échelle. Sur ce substrat, afin de garantir l'installation de l'habitat cible des pelouses calcaires, plusieurs options sont possibles pour le gestionnaire. Les mêmes recommandations que pour l'installation d'une végétation d'intérêt sur les buttes de découverture à charge calcaire de cette discussion s'appliquent (p115). Cette option présente (1) des délais probablement plus court pour obtenir l'habitat cible, le chapitre 5 ayant montré des résultats particulièrement prometteurs pour l'installation des espèces de pelouses calcaire sur un substrat constitué par l'apport de graviers à large spectre de granulométrie; (2) une nécessité d'allouer les ressources techniques et financières à l'amélioration technique du substrat et pour lever les barrières de la dispersion ; (3) nécessitant des actions à long terme si on veut recréer les conditions de pâturage de l'écosystème cible des pelouses calcaires, et un suivi des espèces invasives qui peuvent coloniser le site.

Mimétisme de la succession naturelle, rudérales pour initier les processus

Le processus de restauration passif sur les zones de terrasse des carrières calcaires a été relativement rapide pour développer des assemblages d'espèces herbacées d'intérêts, par rapport à la restauration de végétations herbacées en carrière (Davis, 1979, 1976; Novák and Prach, 2003; Prach et al., 2013; Řehouňková and Prach, 2010; Tropek et al., 2010). Il a donc été avancé, précédemment dans cette discussion, qu'une des possibilités serait de mimer les processus fonctionnels se mettant en place naturellement sur ces zones dénudées calcaire pour accélérer la succession naturelle vers l'écosystème cible d'intérêt des pelouses calcaires. En ce sens, il serait cohérent de mimer cette trajectoire naturelle et de semer d'abord des espèces à caractère rudéral, qui sont des espèces facilitatrices et qui permettent d'accumuler rapidement de la matière organique (Grime, 2001; McIntyre et al., 1999, 1995), dans lesquelles les espèces stress-tolérantes viendrait par la suite s'installer, par apport de graines, pour lever les limites à la dispersion mis en évidence lors du chapitre 3 (e.g. Kiehl et al., 2010; Kirkham et al., 2013; Fig. 6.2).

Cependant, il a été montré à travers cette discussion (p111 et à travers la Fig. 6.4) que les espèces à caractère plus prononcé en stratégie rudérale de Grime, n'ont pas eu un meilleur succès global d'installation au sein des deux expériences des chapitres 4 et 5, que les espèces présentant une dominance de caractère stress-tolérant. Au contraire, les dix espèces présentant un haut, à très haut, succès global d'installation au sein des deux substrats de poussière (chapitre 4) et graviers (chapitre 5), se situent dans les zones à composante de dominance de la stratégie S ; tandis que, les espèces semées à composante R plus marquées n'ont montré qu'un faible succès.

Cependant, pour faire de plus amples généralisations sur le fait que les espèces à stratégie R plus marquées ne seraient pas mieux adaptées à ces substrats, d'avantage d'expériences devraient être menées. En effet, les espèces choisies, à priori, étant des espèces de pelouses calcaires, leurs stratégies étaient, par défaut, plus marquées en stratégie S et seulement trois espèces montraient des stratégies R plus marquées. Pour confirmer ou infirmer cette hypothèse, des expériences de semis pourraient être conduite en opposant des espèces rudérales typiques de Grime à des espèces stress-tolérantes de Grime sur les substrats présentant les plus hauts potentiels pour une restauration active en carrière (poussière du chapitre 4 et graviers à large spectre de granulométrie du chapitre 5).

Conclusion



Carrière de Gourdinne, Sagrex (Belgique)

Conclusion

Cette thèse a permis d'identifier les composantes principales de la biodiversité qui devraient être ciblées pour mettre en place des actions de restaurations et de gestion pertinentes et acceptées par tous, à l'échelle européenne, afin de promouvoir et conserver la biodiversité à l'échelle régionale. Elle a mis en évidence l'importance d'avoir une approche multi-site, dans le choix d'un écosystème cible approprié, pour de futures restaurations. Cette étude a montré l'importance d'une approche fonctionnelle de la succession, dans la détection d'habitats analogues potentiels et pour appréhender les schémas écologiques sous-jacents. De plus, l'évaluation de la succession sur base des stratégies fonctionnelles de Grime, soutient une compréhension plus complète de l'analyse du potentiel des zones à atteindre l'écosystème cible ; afin de savoir à quel point et dans quelles circonstances, les programmes de restaurations peuvent compter sur la restauration passive et quand et dans qu'elle mesure, une intervention humaine est plus efficace. Enfin, cette thèse est une nouvelle contribution à la définition d'habitats analogues potentiels dans des habitats anthropogéniques et à la connaissance des méthodes pratiques pour optimiser les restaurations écologiques dans ces habitats perturbés, que sont les carrières calcaires, en vue d'un équilibre entre installation d'une végétation d'intérêt pour la conservation de la biodiversité et résistance aux invasions végétales.

Références

Références

- Adler, D., 2015. vioplot: violin plot package. R package, version 0.2.
- Adriaens, D., Honnay, O., Hermy, M., 2006. No evidence of a plant extinction debt in highly fragmented calcareous grasslands in Belgium. *Biol. Conserv.* 133, 212–224. doi:10.1016/j.biocon.2006.06.006
- Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2011. Vegetation convergence during early succession on coal wastes: a 6-year permanent plot study. *J. Veg. Sci.* 22, 1–12.
- Alday, J.G., Marrs, R.H., Martínez-Ruiz, C., 2011. Vegetation succession on reclaimed coal wastes in Spain: the influence of soil and environmental factors. *Appl. Veg. Sci.* 14, 84–94.
- Amankwah, R.K., Anim-Sackey, C., 2004. Strategies for sustainable development of the small-scale gold and diamond mining industry of Ghana. *Resour. Policy* 29, 131–138. doi:10.1016/j.resourpol.2004.07.002
- Aronson, J., Floret, C., Le Floch, E., Ovalle, C., Pontanier, R., 1993. Restoration and rehabilitation of degraded ecosystems in arid and semi- arid lands. A view from the South. *Restor. Ecol.* 1, 8–17. doi:10.1111/j.1526-100X.1993.tb00004.x
- Ash, H.J., Gemmell, R.P., Bradshaw, A.D., 1995. The introduction of native plant species on industrial waste heaps: a test of immigration and other factors affecting primary succession. *J. Appl. Ecol.* 31, 74–84. doi:10.1016/0006-3207(95)90181-7
- Austin, M.P., Gaywood, M.J., 1994. Current problems of environmental gradients and species response curves in relation to continuum theory. *J. Veg. Sci.* 5, 473–482.
- Azapagic, A., 2004. Developing a framework for sustainable development indicators for the mining and minerals industry. *J. Clean. Prod.* 12, 639–662. doi:10.1016/S0959-6526(03)00075-1
- 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.
- Barbour, M.G., Burk, J.H., Pitts, W.D., Gilliam, F.S., Schwartz, M.W., 1999. *Terrestrial plant ecology*, Third edition. Addison Wesley Longman, Inc., Menlo Park, California.
- Bates, D., Mächler, M., Bolker, B.M., Walker, S.C., 2015. Fitting linear mixed-effects models using lme4. *J. Stat. Softw.* 67, 1–48.
- Bazzaz, F. a., 1983. Characteristics of populations in relation to disturbance in natural and man-modified ecosystems, in: *Disturbance and Ecosystems: Components of Response*. pp. 259–275. doi:10.1007/978-3-642-69137-9_17
- Benayas, J.M.R., Bullock, J.M., Newton, A.C., 2008. Creating woodland islets to reconcile ecological restoration, conservation, and agricultural land use. *Front. Ecol. Environ.* 6, 329–336.
- Beneš, J., Kepka, P., Konvička, M., 2003. Limestone quarries as refuges for European xerophilous butterflies. *Conserv. Biol.* 17, 1058–1069.
- Bennie, J., Hill, M.O., Baxter, R., Huntley, B., 2006. Influence of slope and aspect on long-term vegetation change in British chalk grasslands. *J. Ecol.* 94, 355–368. doi:10.1111/j.1365-2745.2006.01104.x
- Bennie, J., Huntley, B., Wiltshire, A., Hill, M.O., Baxter, R., 2008. Slope, aspect and climate: Spatially explicit and implicit models of topographic microclimate in chalk grassland. *Ecol. Modell.* 216, 47–59. doi:10.1016/j.ecolmodel.2008.04.010
- Bisteau, E., Mahy, G., 2005. Vegetation and seed bank in a calcareous grassland restored from a *Pinus* forest. *Appl. Veg. Sci.* 8, 167–174. doi:10.1658/1402-2001(2005)008[0167:Vasbia]2.0.Co;2
- Blondieau, M., Hatert, F., Defoy, M., 2012. Minéralogie de la carrière de Beez, Province de Namur, Belgique. *Le Règne Minéral* 104, 5–26.
- Botta-Dukát, Z., 2005. Rao's quadratic entropy as a measure of functional diversity based on multiple traits. *J. Veg. Sci.* 16, 533–540.
- 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. doi:10.1016/S0925-8574(97)00022-0
- Bradshaw, A.D., 1997. The importance of soil ecology in restoration science, in: *Restoration Ecology and Sustainable Development*. pp. 33–64.
- Bremner, J., Rogers, S., Frid, C., 2003. Assessing functional diversity in marine benthic ecosystems: A comparison of approaches. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 254, 11–25. doi:10.3354/meps254011
- Briske, D.D., Bestelmeyer, B.T., Stringham, T.K., Shaver, P.L., 2008. Recommendations for development of resilience-based state-and-transition models. *Rangel. Ecol. Manag.* doi:10.2111/07-051.1
- Brzeziecki, B., Kienast, F., 1994. Classifying the life-history strategies of trees on the basis of the Grimian model. *For. Ecol. Manage.* 69, 167–187. doi:10.1016/0378-1127(94)90227-5
- Bubb, P., Almond, R., Chenery, A., Stanwell-Smith, D., Kapos, V., Jenkins, M., 2010. Guidance for national biodiversity indicator development and use. *Biodivers. Indic. Partnersh.*
- Buckland, S.M., Grime, J.P., Hodgson, J.G., Thompson, K., 1997. A comparison of plant responses to the extreme drought of 1995 in northern England. *J. Ecol.* 85, 875. doi:10.2307/2960608
- Buisson, E., Dutoit, T., Torre, F., Römermann, C., P., 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.
- Butaye, J., Honnay, O., Adriaens, D., Delescaille, L., Hermy, M., 2005. Phytosociology and phytogeography of the calcareous grasslands on Devonian limestone in southwest Belgium. *Belgian J. Bot.* 138, 24–38.
- Caccianiga, M., Luzzaro, A., Pierce, S., Ceriani, R.M., Cerabolini, B., 2006. The functional basis of a primary succession resolved by CSR classification. *Oikos* 112, 10–20.
- Campbell, A.J., Biesmeijer, J.C., Varma, V., Wäckers, F.L., 2012. Realising multiple ecosystem services based on the response of three beneficial insect groups to floral traits and trait diversity. *Basic Appl. Ecol.* 13, 363–370. doi:10.1016/j.baae.2012.04.003

- Caño, L., Escarré, J., Sans, F.X., 2007. Factors affecting the invasion success of *Senecio inaequidens* and *S.pterophorus* in mediterranean plant communities. *J. Veg. Sci.* 18, 281–288.
- Carl Folke, Steve Carpenter, Brian Walker, Marten Scheffer, T.E., Holling, L.G. and C.S., 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 35, 557–581. doi:10.1146/annurev.ecolsys.35.021103.105711
- 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.* 70, 767–781.
- Cerabolini, B.E.L., Pierce, S., Verginella, A., Brusa, G., Ceriani, R.M., Armiraglio, S., 2016. Why are many anthropogenic agroecosystems particularly species-rich? *Plant Biosyst.* 150, 550–557. doi:10.1080/11263504.2014.987848
- Chapin, F.S., Bret-Harte, M.S., Hobbie, S.E., Zhong, H., 1996. Plant functional types as predictors of transient responses of arctic vegetation to global change. *J. Veg. Sci.* 7, 347–358.
- Chapin, F.S., Zavaleta, E.S., Eviner, V.T., Naylor, R.L., Vitousek, P.M., Reynolds, H.L., Hooper, D.U., Lavorel, S., Sala, O.E., Hobbie, S.E., Mack, M.C., Diaz, S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature* 405, 234–242. doi:10.2307/1313227
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S.L., Swenson, N.G., Zanne, A.E., 2009. Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecol. Lett.* 12, 351–366. doi:10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x
- Choi, Y.D., 2007. Restoration ecology to the future: A call for new paradigm. *Restor. Ecol.* 15, 351–353. doi:DOI 10.1111/j.1526-100X.2007.00224.x
- Cingolani, A.M., Cabido, M., Gurvich, D.E., Renison, D., Díaz, S., 2007. Filtering processes in the assembly of plant communities: are species presence and abundance driven by the same traits? *J. Veg. Sci.* 18, 911–920. doi:10.1111/j.1654-1103.2007.tb02607.x
- Clarke, K.R., 1993. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18, 117–143.

- 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.
- Clewell, A., McDonald, T., 2009. Relevance of natural recovery to ecological restoration. *Ecol. Restor.* 27, 122–124. doi:10.3368/er.27.2.122
- Clothier, B.E., Scotter, D.R., Kerr, J.P., 1977. Water retention in soil underlain by a coarse-textured layer: theory and a field application. *Soil Sci.* 123, 392–399.
- Coiffait-Gombault, C., Buisson, E., Dutoit, T., 2012. Are old Mediterranean grasslands resilient to human disturbances? *Acta oecologica*.
- Cornelissen, J.H.C., Lavorel, S., Garnier, E., Díaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D.E., Reich, P.B., Ter Steege, H., Morgan, H.D., Van Der Heijden, M.G. a, Pausas, J.G., Poorter, H., 2003. A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 51, 335–380. doi:10.1071/BT02124
- Cornwell, W.K., Cornelissen, J.H.C., Amatangelo, K., Dorrepaal, E., Eviner, V.T., Godoy, O., Hobbie, S.E., Hoorens, B., Kurokawa, H., Pérez-Harguindeguy, N., Qested, H.M., Santiago, L.S., Wardle, D.A., Wright, I.J., Aerts, R., Allison, S.D., Van Bodegom, P., Brovkin, V., Chatain, A., Callaghan, T. V., Díaz, S., Garnier, E., Gurvich, D.E., Kazakou, E., Klein, J.A., Read, J., Reich, P.B., Soudzilovskaia, N.A., Vaieretti, M.V., Westoby, M., 2008. Plant species traits are the predominant control on litter decomposition rates within biomes worldwide. *Ecol. Lett.* 11, 1065–1071. doi:10.1111/j.1461-0248.2008.01219.x
- Cornwell, W.K., Westoby, M., Falster, D.S., Fitzjohn, R.G., O'Meara, B.C., Pennell, M.W., McGlinn, D.J., Eastman, J.M., Moles, A.T., Reich, P.B., Tank, D.C., Wright, I.J., Aarssen, L., Beaulieu, J.M., Kooyman, R.M., Leishman, M.R., Miller, E.T., Niinemets, Ü., Oleksyn, J., Ordóñez, A., Royer, D.L., Smith, S.A., Stevens, P.F., Warman, L., Wilf, P., Zanne, A.E., 2014. Functional distinctiveness of major plant lineages. *J. Ecol.* 102, 345–356. doi:10.1111/1365-2745.12208
- D'Antonio, C.M., 1993. Mechanisms controlling invasion of coastal plant communities by the alien succulent *Carpobrotus edulis*. *Ecology* 74, 83–95.

- D'Antonio, C.M., Kark, S., 2002. Impacts and extent of biotic invasions in terrestrial ecosystems, in: *Trends in Ecology and Evolution*. pp. 202–204. doi:10.1016/S0169-5347(02)02454-0
- D'Antonio, C.M., Meyerson, L.A., 2002. Exotic plant species as problems and solutions in ecological restoration. *Restor. Ecol.* 10, 703–713. doi:10.1046/j.1526-100X.2002.01051.x
- D'Antonio, C.M., Vitousek, P.M., 1992. Biological invasions by exotic grasses, the grass/fire cycle, and global change. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 23, 63–87. doi:10.1146/annurev.es.23.110192.000431
- Davis, B.N., 1979. Chalk and limestone quarries as wildlife habitats. *Miner. Environ. One*, 48–56.
- Davis, B.N.K., 1976. Wildlife, urbanisation and industry. *Biol. Conserv.* 10, 249–291. doi:10.1016/0006-3207(76)90002-1
- Dejonghe, L., 2006. Current status of chronostratigraphic units named from Belgium and adjacent areas. *Geol. Belgica* 9, 224.
- Desmet, P.G., 1996. The phytosociology and restoration potential of the vegetation of the Namaqualand coastal belt between Port Nolloth and Alexander Bay. M.Sc. Thesis, University of Cape Town, Cape Town.
- Diaz, S., Acosta, A., Cabido, M., 1992. Morphological analysis of herbaceous communities under different grazing regimes. *J. Veg. Sci.* 3, 689–696.
- Díaz, S., Hodgson, J.G.G., Thompson, K., Cabido, M., Cornelissen, J.H., H.C., Jalili, A., Montserrat-Martí, G., Grime, J.P.P., Zarrinkamar, F., Asri, Y., Band, S.R.R., Basconcelo, S., Castro-Díez, P., Funes, G., Hamzehee, B., Khoshnevi, M., Pérez-Harguindeguy, N., Pérez-Rontomé, M.C., Shirvany, F.A.A., Vendramini, F., Yazdani, S., Abbas-Azimi, R., Bogaard, A., Boustani, S., Charles, M., Dehghan, M., De Torres-Espuny, L., Falczuk, V., Guerrero-Campo, J., Hynd, A., Jones, G., Kowsary, E., Kazemi-Saeed, F., Maestro-Martínez, M., Romo-Díez, A., Shaw, S., Siavash, B., Villar-Salvador, P., Zak, M.R., 2004. The plant traits that drive ecosystems: evidence from three continents. *J. Veg. Sci.* 15, 295–304. doi:10.1111/j.1654-1103.2004.tb02266.x

- Díaz, S., Kattge, J., Cornelissen, J.H.C., Wright, I.J., Lavorel, S., Dray, S., Reu, B., Kleyer, M., Wirth, C., Colin Prentice, I., Garnier, E., Bönsch, G., Westoby, M., Poorter, H., Reich, P.B., Moles, A.T., Dickie, J., Gillison, A.N., Zanne, A.E., Chave, J., Joseph Wright, S., Sheremet Ev, S.N., Jactel, H., Baraloto, C., Cerabolini, B., Pierce, S., Shipley, B., Kirkup, D., Casanoves, F., Joswig, J.S., Günther, A., Falczuk, V., Rüger, N., Mahecha, M.D., Gorné, L.D., 2016. The global spectrum of plant form and function. *Nature* 529, 167–171. doi:10.1038/nature16489
- Díaz, S., Cabido, M., 2001. Vive la différence: plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends Ecol. Evol.* 16, 646–655.
- Duckworth, J.C., Kent, M., Ramsay, P.M., 2000. Plant functional types: an alternative to taxonomic plant community description in biogeography? *Prog. Phys. Geogr.* 24, 515–542.
- Duelli, P., Obrist, M.K., 2003. Biodiversity indicators: The choice of values and measures. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 87–98. doi:10.1016/S0167-8809(03)00072-0
- Dutoit, T., Thinin, M., Talon, B., Buisson, E., Alard, D., 2009. Sampling soil wood charcoals at a high spatial resolution: A new methodology to investigate the origin of grassland plant communities. *J. Veg. Sci.* 20, 349–358. doi:10.1111/j.1654-1103.2009.05403.x
- Ecke, F., Rydin, H., 2000. Succession on a land uplift coast in relation to plant strategy theory. *Ann. Bot. Fenn.* 37, 163–171.
- Ellenberg, H., Müller-Dombois, D., 1967. Tentative physiognomic-ecological classification of plant formations of the earth. *Bericht des Geobot. Instituts der E.T.T. Stift. Rübel Zürich* 21–55.
- Elton, C.S., 1958. *The ecology of invasions by animals and plants*. Methuen, London, UK.
- Ernst, W.H.O., 1998. Invasion, dispersal and ecology of the South African neophyte *Senecio inaequidens* in The Netherlands: from wool alien to railway and road alien. *Acta Bot. Neerl.* 47, 131–151.
- European Commission, 2011. Communication from the Commission to the European Parliament, the Council, the Economic and Social Committee and the Committee of the Regions - Our life insurance, our natural capital: an EU biodiversity strategy to 2020. Access. doi:COM(2011) 244 fina

- European Commission, 2010. EC Guidance on: undertaking non-energy extractive activities in accordance with natura 2000 requirements. Luxembourg. doi:10.2779/98870
- European Communities, 2004. Final Message from Malahide: halting the decline of biodiversity - priority, objectives and targets for 2010, in: Stakeholders Conference: Biodiversity and the EU - Sustaining Life, Sustaining Livelihoods. Grand Hotel, Malahide, Ireland, 25-27 May 2004., p. 50.
- European Community, 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. Off J 1992. L 206. [22/07/1992].
- European Environment Agency, 2007. Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe.
- Fediex, Service Public de Wallonie, Pierres & Marbres de Wallonie, 2015. Carrières & Biodiversité.
- Flores, O., Garnier, E., Wright, I.J., Reich, P.B., Pierce, S., Díaz, S., Pakeman, R.J., Rusch, G.M., Bernard-Verdier, M., Testi, B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Cerabolini, B.E.L., Ceriani, R.M., Cornu, G., Cruz, P., Delcamp, M., Dolezal, J., Eriksson, O., Fayolle, A., Freitas, H., Golodets, C., Gourlet-Fleury, S., Hodgson, J.G., Brusa, G., Kleyer, M., Kunzmann, D., Lavorel, S., Papanastasis, V.P., Pérez-Harguindeguy, N., Vendramini, F., Weiher, E., 2014. An evolutionary perspective on leaf economics: phylogenetics of leaf mass per area in vascular plants. *Ecol. Evol.* 4, 2799–2811. doi:10.1002/ece3.1087
- Frouz, J., Prach, K., Pižl, V., Háněl, L., Starý, J., Tajovský, K., Materna, J., Balík, V., Kalčík, J., Řehounková, K., 2008. Interactions between soil development, vegetation and soil fauna during spontaneous succession in post mining sites. *Eur. J. Soil Biol.* 44, 109–121. doi:10.1016/j.ejsobi.2007.09.002
- Funk, J.L., Cleland, E.E., Suding, K.N., Zavaleta, E.S., 2008. Restoration through reassembly: plant traits and invasion resistance. *Trends Ecol. Evol.* 23, 695–703. doi:10.1016/j.tree.2008.07.013
- Garcia-Serrano, H., Escarré, J., Sans, F.X., 2004. Factors that limit the emergence and establishment of the related aliens *Senecio inaequidens* and *Senecio pterophorus* and the native *Senecio malacitanus* in Mediterranean climate. *Can. J. Bot.* 82, 1346–1355.

- Garnier, E., Shipley, B., Roumet, C., Laurent, G., 2001. A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. *Funct. Ecol.* 15, 688–695. doi:10.1046/j.0269-8463.2001.00563.x
- Gentili, R., Sgorbati, S., Baroni, C., 2011. Plant species patterns and restoration perspectives in the highly disturbed environment of the Carrara marble quarries (Apuan Alps, Italy). *Restor. Ecol.* 19, 32–42.
- Ghose, M.K., 2004. Rehabilitation and revegetation strategies for degraded mine land for sustainable mine closure. *L. Contam. Reclam.* 12, 363–378.
- Gibson-Roy, B.P., Delpratt, J., Moore, G., Hepworth, G., 2009. Does diversity influence soil nitrate, light availability and productivity in the establishment phase of Australian temperate grassland reconstruction? *Ecol. Manag. Restor.* 10, 41–50. doi:10.1111/j.1442-8903.2009.00436.x
- Gilardelli, F., Sgorbati, S., Armiraglio, S., Citterio, S., Gentili, R., 2015. Ecological filtering and plant traits variation across quarry geomorphological surfaces: implication for restoration. *Environ. Manage.* 55, 1147–1159.
- Gilardelli, F., Sgorbati, S., Citterio, S., Gentili, R., 2016. Restoring limestone quarries: hayseed, commercial seed mixture or spontaneous succession? *L. Degrad. Dev.* 27, 316–324.
- Gleason, H.A., 1926. The individualistic concept of the plant association. *Bull. Torrey Bot. Club* 53, 7. doi:10.2307/2479933
- Gleeson, S.K., Tilman, D., 1990. Allocation and the transient dynamics of succession on poor soils. *Ecology* 71, 1144–1155. doi:10.2307/1937382
- Global Reporting Initiative, 2007. Biodiversity: a GRI reporting resource., GRI's research and development publication series.
- Goepel, K.D., 2013. Implementing the Analytic Hierarchy Process as a standard method for multi-criteria decision making in corporate enterprises – A new AHP excel template with multiple inputs, in: *The International Symposium on the Analytic Hierarchy Process*. pp. 1–10.
- Goodman, D., 1975. The theory of diversity-stability r in ecology. *Q. Rev. Biol.* 50, 237–266.
- Gosselin, G., 2006. L'utilisation des roches en Région wallonne: dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon.

- Grime, J.P., 2006. Trait convergence and trait divergence in herbaceous plant communities: mechanisms and consequences. *J. Veg. Sci.* 17, 255–260. doi:10.1111/j.1654-1103.2006.tb02444.x
- Grime, J.P., 2001. Plant strategies, vegetation processes, and ecosystem properties (2nd Edition). John Wiley and Sons, Chichester, United Kingdom.
- Grime, J.P., 1988. The C-S-R model of primary plant strategies - origins, implications and tests, in: *Plant Evolutionary Biology*. pp. 371–393. doi:10.1007/978-94-009-1207-6_14
- Grime, J.P., 1987. Dominant and subordinate components of plant communities: implications for succession, stability and diversity, in: Gray, A.J., Crawley, M.J., Edwards, P.J. (Eds.), *Colonization, Succession and Stability*. Oxford, pp. 413–428.
- Grime, J.P., 1981. Plant strategies and vegetation processes. *Agro-Ecosystems* 7, 89. doi:10.1016/0304-3746(81)90020-2
- Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *Am. Nat.* 111, 1169–1194.
- Grime, J.P., 1974. Vegetation classification by reference to strategies. *Nature* 250, 26–31.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R.J., 1988. *Comparative plant ecology: a functional approach to common British species*. Unwin Hyman Ltd, London, UK.
- Grime, J.P., Thompson, K., Hunt, R., Hodgson, J.G., Cornelissen, J.H.C., Rorison, I.H., Hendry, G.A.F., Ashenden, T.W., Askew, A.P., Band, S.R., Booth, R.E., Bossard, C.C., Campbell, B.D., Cooper, J.E.L., Davison, A.W., Gupta, P.L., Hall, W., Hand, D.W., Hannah, M.A., Hillier, S.H., Hodgkinson, D.J., Jalili, A., Liu, Z., Mackey, J.M.L., Matthews, N., Mowforth, M.A., Neal, A.M., Reader, R.J., Reiling, K., Ross-Fraser, W., Spencer, R.E., Sutton, F., Tasker, D.E., Thorpe, P.C., Whitehouse, J., 1997. Integrated screening validates primary axes of specialisation in plants. *Oikos* 79, 259–281. doi:10.2307/3546011
- Guntenspergen, G.R., Levenson, J.B., 1997. Understory plant species composition in remnant stands along an urban-to-rural land-use gradient. *Urban Ecosyst.* 1, 155–169. doi:10.1023/A:1018523511071

- Halloy, S., 1990. A morphological classification of plants, with special reference to the New Zealand alpine flora. *J. Veg. Sci.* 1, 291–304. doi:10.2307/3235704
- Harzé, M., 2017. Plant traits variability within and among populations in the context of calcareous grassland restoration. Université de Ligée, Gembloux AGro-Bio Tech.
- Hawthorne, W.D., 1995. Ecological profiles of Ghanaian forest trees. Oxford Forestry Institute, Department of Plant Sciences, University of Oxford, Oxford. doi:10.15713/ins.mmj.3
- Hedberg, P., Kotowski, W., 2010. New nature by sowing? The current state of species introduction in grassland restoration, and the road ahead. *J. Nat. Conserv.* 18, 304–308.
- Heemsbergen, D.A., Berg, M.P., Loreau, M., Van Hal, J.R., Faber, J.H., Verhoef, H.A., 2004. Biodiversity effects on soil processes explained by interspecific functional dissimilarity. *Science* (80-.). 306, 1019–1020. doi:10.1126/science.1101865
- Heger, T., Böhmer, J.H., 2005. The invasion of Central Europe by *Senecio inaequidens* DC. – a complex biogeographical problem. *Erdkunde* 59, 34–49.
- HeidelbergCement Technology Center GmbH, Federal German Association of the Cement Industry, AG.L.N., 2008. Sustainable development indicators for integrated raw material and nature conservation management.
- Heneberg, P., Bogusch, P., Řehounek, J., 2013. Sandpits provide critical refuge for bees and wasps (Hymenoptera: Apocrita). *J. Insect Conserv.* 17, 473–490. doi:10.1007/s10841-012-9529-5
- Heneghan, L., Miller, S.P., Baer, S., Callahan, J.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.
- Herath, D.N., Lamont, B.B., Enright, N.J., Miller, B.P., 2009. Comparison of post-mine rehabilitated and natural shrubland communities in Southwestern Australia. *Restor. Ecol.* 17, 577–585. doi:10.1111/j.1526-100X.2008.00464.x
- Hermý, M., Stieperaere, H., 1985. Capitalists and proletarians (Mac Leod 1894): an early theory of plant strategies. *Oikos* 44, 364–366.

- Higgins, S.I., Richardson, D.M., 1998. Pine invasions in the southern hemisphere: modelling interactions between organism, environment and disturbance. *Plant Ecol.* 135, 79–93.
- Hilson, G., Murck, B., 2000. Sustainable development in the mining industry: Clarifying the corporate perspective. *Resour. Policy* 26, 227–238. doi:10.1016/S0301-4207(00)00041-6
- Hintze, J.L., Nelson, R.D., 1998. Violin plots: a box plot-density trace synergism. *Am. Stat.* 52, 181–184.
- Hirst, R.A., Pywell, R.F., Marrs, R.H., Putwain, P.D., 2005. The resilience of calcareous and mesotrophic grasslands following disturbance. *J. Appl. Ecol.* 42, 498–506. doi:10.1111/j.1365-2664.2005.01028.x
- Hirst, R.A., Pywell, R.F., Marrs, R.H., Putwain, P.D., 2003. The resistance of a chalk grassland to disturbance. *J. Appl. Ecol.* 40, 368–379. doi:10.1046/j.1365-2664.2003.00800.x
- 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. doi:10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x
- Hobbs, R.J., Harris, J. a, 2001. Restoration ecology: repairing the Earth ' s ecosystems in the new millennium. *Restor. Ecol.* 9, 239–246. doi:10.1046/j.1526-100x.2001.009002239.x
- Hobbs, R.J., Higgs, E., Harris, J.A., 2009. Novel ecosystems: implications for conservation and restoration. *Trends Ecol. Evol.* 24, 599–605. doi:10.1016/j.tree.2009.05.012
- Hobbs, R.J., Huenneke, L.F., 1992. Disturbance, diversity and invasion: implications for conservation. *Conserv. Biol.* 6, 324–337.
- Hobbs, R.J., Norton, B.G., 1996. Towards a conceptual framework for restoration ecology. *Restor. Ecol.* 4, 93–110. doi:10.1111/j.1526-100X.1996.tb00112.x
- Hodgson, J.G., Wilson, P.J., Hunt, R., Grime, J.P., Thompson, K., 1999. Allocating C-S-R plant functional types: a soft approach to a hard problem. *Oikos* 85, 282–294.

- Holl, K.D., Cairns, J., 2002. Monitoring and appraisal. In: Perrow MR, Davy AJ (eds) Handbook of ecological restoration. Principles of restoration. Cambridge University Press, Cambridge, UK, pp 409–432.
- Holmgren, M., Scheffer, M., Huston, M.A., 1997. The interplay of facilitation and competition in plant communities. *Ecology* 78, 1966–1975.
- Horácková, M., Řehounková, K., Prach, K., 2016. Are seed and dispersal characteristics of plants capable of predicting colonization of post-mining sites? *Environ. Sci. Pollut. Res. Int.* 23, 13617–13625.
- Hulot, F.D., Lacroix, G., Lescher-Moutoué, F., Loreau, M., 2000. Functional diversity governs ecosystem response to nutrient enrichment. *Nature* 405, 340–4. doi:10.1038/35012591
- Hunt, R., Hodgson, J.G., Thompson, K., Bungener, P., Dunnett, N.P., Askew, A.P., 2004. A new practical tool for deriving a functional signature for herbaceous vegetation. *Appl. Veg. Sci.* 7, 163–170.
- Huston, M., Smith, T., 1987. Plant succession: life history and competition. *Am. Nat.* 130, 168–198. doi:10.1086/284704
- Huston, M.A., 2004. Management strategies for plant invasions: Manipulating productivity, disturbance, and competition. *Divers. Distrib.* doi:10.1111/j.1366-9516.2004.00083.x
- International Council on Mining and Metals, 2010. Mining and Biodiversity: A collection of case studies - 2010 edition. London, United Kingdom.
- Ishizaka, A., Labib, A., 2009. Analytic Hierarchy Process and expert choice: benefits and limitations. *OR Insight* 22, 201–220. doi:10.1057/ori.2009.10
- Isselstein, J., Jeangros, B., Pavlu, V., 2005. Agronomic aspects of extensive grassland farming and biodiversity management. *Integr. Effic. Grassl. Farming Biodivers.* 10, 211–220.
- Janssen, J.A.M., Rodwell, J.S., García Criado, M., Gubbay, S., Haynes, T., Nieto, A., Sanders, N., Landucci, F., Loidi, J., Ssymank, A., Tahvanainen, T., Valderrabano, M., Acosta, A., Aronsson, M., Arts, G., Attorre, F., Bergmeier, E., Bijlsma, R.-J., Bioret, F., Biță-Nicolae, C., Biurrun, I., Calix, M., Capelo, J., Čarni, A., Chytrý, M., Dengler, J., Dimopoulos, P., Essl, F., Gardfjell, H., Gigante, D., G., G. del G., Hájek, M., Jansen, F., Jansen, J., Kapfer, J., Mickolajczak, A., Molina, J.A., Molnár, Z., Paternoster, D., Piernik, A., Poulin, B., Renaux, B., Schaminée, J.H.J., Šumberová, K., Toivonen, H.,

- Tonteri, T., Tsiropidis, I., Tzonev, R., Valachovič, M., 2016. European Red List of Habitats. Part 2. Terrestrial and freshwater habitats, Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg. doi:10.2779/091372
- Jay, J., 2006. Modelling the germination of *Buddleia davidii* under constant conditions with the hydrothermal time concept. Masters thesis. University of Canterbury, Christchurch, New Zealand.
- Jefferson, R.G., 1984. Quarries and wildlife conservation in the Yorkshire Wolds, England. *Biol. Conserv.* 29, 363–380.
- Jenkins, H., Yakovleva, N., 2006. Corporate social responsibility in the mining industry: Exploring trends in social and environmental disclosure. *J. Clean. Prod.* 14, 271–284. doi:10.1016/j.jclepro.2004.10.004
- Jesson, L., Kelly, D., Sparrow, A., 2000. The importance of dispersal, disturbance, and competition for exotic plant invasions in Arthur's Pass National Park, New Zealand. *New Zeal. J. Bot.* 38, 451–468.
- Jongman, R.H.G., ter Braak, C.J.F., van Tongeren, O.F.R. (Eds.), 1995. Data analysis in community and landscape ecology. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Jordan, W.R., Peters, R.L., Allen, E.B., 1988. Ecological restoration as a strategy for conserving biological diversity. *Environ. Manage.* 12, 55–72. doi:10.1007/BF01867377
- Jorion, A., Pitz, C., Mahy, G., Monty, A., 2016. État des lieux des espèces de plantes invasives dans les carrières calcaires de Wallonie (sud de la Belgique) : analyse quantitative. Master thesis. University of Liege, Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux, Belgium.
- Kalicka, M., Witkowska-Walczak, B., Sławiński, C., Dębicki, R., 2008. Impact of land use on water properties of rendzinas. *Int. Agrophysics* 22, 333–338.
- Kattge, J., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I.C., Leadley, P., Bönsch, G., Garnier, E., Westoby, M., Reich, P.B., Wright, I.J., Cornelissen, J.H.C., Violle, C., Harrison, S.P., van BODEGOM, P.M., Reichstein, M., Enquist, B.J., Soudzilovskaia, N. a, Ackerly, D.D., Anand, M., Atkin, O., Bahn, M., Baker, T.R., Baldocchi, D., Bekker, R., Blanco, C.C., Blonder, B., Bond, W.J., Bradstock, R., Bunker, D.E., Casanoves, F., Cavender-Bares, J., Chambers, J.Q., Chapin, F.S., Chave, J., Coomes, D., Cornwell, W.K., Craine, J.M., Dobrin, B.H., Duarte, L., Durka, W., Elser, J., Esser, G., Estiarte, M., Fagan, W.F., Fang, J., Fernández-Méndez, F., Fidelis, A., Finegan, B., Flores, O.,

- Ford, H., Frank, D., Freschet, G.T., Fyllas, N.M., Gallagher, R. V, Green, W. a, Gutierrez, A.G., Hickler, T., Higgins, S., Hodgson, J.G., Jalili, A., Jansen, S., Joly, C., Kerkhoff, A.J., Kirkup, D., Kitajima, K., Kleyer, M., Klotz, S., Knops, J.M.H., Kramer, K., Kühn, I., Kurokawa, H., Laughlin, D., Lee, T.D., Leishman, M., Lens, F., Lenz, T., Lewis, S.L., Lloyd, J., Llusià, J., Louault, F., Ma, S., Mahecha, M.D., Manning, P., Massad, T., Medlyn, B., Messier, J., Moles, A.T., Müller, S.C., Nadrowski, K., Naeem, S., Niinemets, Ü., Nöllert, S., Nüske, A., Ogaya, R., Oleksyn, J., Onipchenko, V.G., Onoda, Y., Ordoñez, J., Overbeck, G., Ozinga, W. a, Patiño, S., Paula, S., Pausas, J.G., Peñuelas, J., Phillips, O.L., Pillar, V., Poorter, H., Poorter, L., Poschlod, P., Prinzing, A., Proulx, R., Rammig, A., Reinsch, S., Reu, B., Sack, L., Salgado-Negret, B., Sardans, J., Shiodera, S., Shipley, B., Siefert, A., Sosinski, E., Soussana, J.-F., Swaine, E., Swenson, N., Thompson, K., Thornton, P., Waldram, M., Weiher, E., White, M., White, S., Wright, S.J., Yguel, B., Zaehle, S., Zanne, A.E., Wirth, C., 2011a. TRY – a global database of plant traits. *Glob. Chang. Biol.* 17, 2905–2935. doi:10.1111/j.1365-2486.2011.02451.x
- Kattge, J., Ogle, K., Bönisch, G., Díaz, S., Lavorel, S., Madin, J., Nadrowski, K., Nöllert, S., Sartor, K., Wirth, C., 2011b. A generic structure for plant trait databases. *Methods Ecol. Evol.* 2, 202–213. doi:10.1111/j.2041-210X.2010.00067.x
- Keddy, P.A., 1992. A pragmatic approach to functional ecology. *Funct. Ecol.*
- Keddy, P.A., Maclellan, P., 1990. Centrifugal organization in forests. *Oikos*. doi:10.2307/3545125
- Kent, M., Coker, P., 1992. Vegetations descriptions and analysis. Belhaven Press, London.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T.W., Rasran, L., Hölzel, N., 2010. Species introduction in restoration projects – Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic Appl. Ecol.* 11, 285–299.
- Kirkham, F.W., Bhogal, A., Chambers, B.J., Dunn, R.M.E. of spreading species-rich green hay on the botanical composition of an agriculturally improved hay meadow in northern E., Tallowin, J.R.B., 2013. Effects of spreading species-rich green hay on the botanical composition of an agriculturally improved hay meadow in northern England. *Grass Forage Sci.* 68, 260–270. doi:10.1111/j.1365-2494.2012.00895.x

- Kirmer, A., Tischew, S., Ozinga, W.A., Von Lampe, M., Baasch, A., Van Groenendael, J.M., 2008. Importance of regional species pools and functional traits in colonization processes: predicting re-colonization after large-scale destruction of ecosystems. *J. Appl. Ecol.* 45, 1523–1530.
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., van Groenendael, J.M., Klimeš, L., Klimešová, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Götzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.K., Kühn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Römermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B., 2008. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *J. Ecol.* 96, 1266–1274.
- Klotz, S., Kühn, I., Durka, W., 2002. BIOLFLOR - Eine Datenbank mit biologisch-ökologischen Merkmalen zur Flora von Deutschland. *Schriftenr. für Veg.* 38, 1–334.
- Körner, C., 1993. Scaling from species to vegetation: the usefulness of functional groups. In 'Biodiversity and ecosystem function. Ecological studies'. (Eds ED Schulze, HA Mooney) pp. 116–140. (Springer-Verlag: Berlin).
- Kozlov, M. V., Zvereva, E.L., 2007. Industrial barrens: extreme habitats created by non-ferrous metallurgy, in: *Life in Extreme Environments*. pp. 69–97. doi:10.1007/978-1-4020-6285-8-5
- Krauss, J., Bommarco, R., Guardiola, M., Heikkinen, R.K., Helm, A., Kuussaari, M., Lindborg, R., Öckinger, E., Pärtel, M., Pino, J., Pöyry, J., Raatikainen, K.M., Sang, A., Stefanescu, C., Teder, T., Zobel, M., Steffan-Dewenter, I., 2010. Habitat fragmentation causes immediate and time-delayed biodiversity loss at different trophic levels. *Ecol. Lett.* 13, 597–605. doi:10.1111/j.1461-0248.2010.01457.x
- Kremen, C., Williams, N.M., Bugg, R.L., Fay, J.P., Thorp, R.W., 2004. The area requirements of an ecosystem service: crop pollination by native bee communities in California. *Ecol. Lett.* 7, 1109–1119. doi:10.1111/j.1461-0248.2004.00662.x
- Kruskal, J.B., 1964. Multidimensional scaling by optimizing goodness of fit to a nonmetric hypothesis. *Psychometrika* 29, 1–27.

- Lachmuth, S., Durka, W., Schurr, F.M., 2011. Differentiation of reproductive and competitive ability in the invaded range of *Senecio inaequidens*: The role of genetic Allee effects, adaptive and nonadaptive evolution. *New Phytol.* 192, 529–541. doi:10.1111/j.1469-8137.2011.03808.x
- Lake, P.S., Bond, N., Reich, P., 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshw. Biol.* doi:10.1111/j.1365-2427.2006.01709.x
- Lambinon, J., Delvosalle, L., Duvigneaud, J., 2004. Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du nord de la France et des régions voisines (ptéridophytes et spermatophytes). 1170 pp. Jardin Botanique National de Belgique, Meise, Belgium.
- Lambrinos, J.G., 2002. The variable invasive success of *Cortaderia* species in a complex landscape. *Ecology* 83, 518–529.
- Lavorel, S., McIntyre, S., Landsberg, J., Forbes, T.D.A., 1997. Plant functional classifications: from general groups to specific groups based on response to disturbance. *Trends Ecol. Evol.* 12, 474–478.
- Lefroy, EC and Hobbs, R., 1998. Agriculture as a mimic of natural ecosystems. *Agric. Ecosyst. Environ.* 84, 1–24. doi:10.1016/S0167-8809(00)00250-4
- Leishman, M.R., 2001. Does the seed size/number trade-off model determine plant community structure? An assessment of the model mechanisms and their generality. *Oikos* 93, 294–302. doi:10.1034/j.1600-0706.2001.930212.x
- Leishman, M.R., Westoby, M., 1992. Classifying plants into groups on the basis of associations of individual traits - evidence from Australian semi-arid woodlands. *J. Ecol.* 80, 417–424.
- Lepš, J., Doležal, J., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Hedlund, K., Igual, A.M., Jörgensen, H.B., Lawson, C.S., Mortimer, S.R., Peix Geldart, A., Rodríguez Barrueco, C., Santa Regina, I., Šmilauer, P., van der Putten, W.H., 2007. Long-term effectiveness of sowing high and low diversity seed mixtures to enhance plant community development on ex-arable fields. *Appl. Veg. Sci.* 10, 97. doi:10.1658/1402-2001(2007)10[97:LEOSHA]2.0.CO;2
- Lepš, J., Osbornová-Kosinová, J., Rejmánek, M., 1982. Community stability, complexity and species life history strategies. *Vegetatio* 50, 53–63. doi:10.1007/BF00120678
- López-García, M.C., Maillet, J., 2005. Biological characteristics of an invasive south African species. *Biol. Invasions* 7, 181–194.

- Lososova, Z., Láníková, D., 2010. Differences in trait compositions between rocky natural and artificial habitats. *J. Veg. Sci.* 21, 520–530.
- Lundholm, J.T., Richardson, P.J., 2010. Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments. *J. Appl. Ecol.* 47, 966–975.
- Mace, G.M., Baillie, J.E.M., 2007. The 2010 biodiversity indicators: challenges for science and policy, in: *Conservation Biology*. pp. 1406–1413. doi:10.1111/j.1523-1739.2007.00830.x
- Mack, M.C., D’Antonio, C.M., 1998. Impacts of biological invasions on disturbance regimes. *Trends Ecol. Evol.* doi:10.1016/S0169-5347(97)01286-X
- Mack, R.N., Simberloff, D., Lonsdale, W.M., Evans, H., Clout, M., Bazzaz, F.A., 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecol. Appl.* 10, 689–710.
- Marqués, M.J., Jiménez, L., Pérez-Rodríguez, R., García-Ormaechea, S., Bienes, R., 2005. Reducing water erosion in a gypsic soil by combined use of organic amendment and shrub revegetation. *L. Degrad. Dev.* 16, 339–350.
- Marrs, R.H., Bradshaw, A.D., 1993. Primary succession on man-made wastes: the importance of resource acquisition, in: *Primary Succession on Land*. pp. 221–248.
- Martínez-Ruiz, C., Fernández-Santos, B., 2005. Natural revegetation on topsoiled mining-spoils according to the exposure. *Acta Oecologica* 28, 231–238.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional and functional evenness divergence: the primary of functional components diversity. *Oikos* 111, 112–118. doi:10.1111/j.0030-1299.2005.13886.x
- McCook, L.J., 1994. Understanding ecological community succession: Causal models and theories, a review. *Vegetatio* 110, 115–147. doi:10.1007/BF00033394
- McCune, B., Grace, J.B., Urban, D.L., 2002. *Analysis of ecological communities*. MjM Software Design, Gleneden Beach.
- McGlone, M.S., 1996. When history matters: scale, time, climate and tree diversity. *Glob. Ecol. Biogeogr. Lett.* 5, 309. doi:10.2307/2997586

- McIntyre, S., Lavorel, S., Landsberg, J., Forbes, T.D.A., 1999. Disturbance response in vegetation - towards a global perspective on functional traits. *J. Veg. Sci.* 10, 621–630. doi:10.2307/3237077
- McIntyre, S., Lavorel, S., Tremont, R.M., 1995. Plant life-history attributes: their relationship to disturbance response in herbaceous vegetation. *J. Ecol.* 83, 31. doi:10.2307/2261148
- Meiners, S.J., Rye, T.A., Klass, J.R., 2008. On a level field: the utility of studying native and non-native species in successional systems. *Appl. Veg. Sci.* 12, 45–53.
- Meyer, B., Jauker, F., Steffan-Dewenter, I., 2009. Contrasting resource-dependent responses of hoverfly richness and density to landscape structure. *Basic Appl. Ecol.* 10, 178–186. doi:10.1016/j.baee.2008.01.001
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: biodiversity synthesis, Ecosystems. doi:10.1088/1755-1307/6/3/432007
- Milton, S.J., 2003. “Emerging ecosystems” - A washing-stone for ecologists, economists and sociologists? *S. Afr. J. Sci.*
- Mitchell, R.J., Auld, M.H.D., Le Duc, M.G., Robert, M.H., 2000. Ecosystem stability and resilience: A review of their relevance for the conservation management of lowland heaths. *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 3, 142–160. doi:10.1078/1433-8319-00009
- Monty, A., Bizoux, J.P., Escarré, J., Mahy, G., 2013. Rapid plant invasion in distinct climates involves different sources of phenotypic variation. *PLoS One* 8, 1–10.
- Monty, A., Mahy, G., 2010. Evolution of dispersal traits along an invasion route in the wind-dispersed *Senecio inaequidens* (Asteraceae). *Oikos* 119, 1563–1570. doi:10.1111/j.1600-0706.2010.17769.x
- Monty, A., Mahy, G., 2009. Clinal differentiation during invasion: *Senecio inaequidens* (Asteraceae) along altitudinal gradients in Europe. *Oecologia* 159, 305–315.
- Moog, D., Poschlod, P., Kahmen, S., Schreiber, K.F., 2002. Comparison of species composition between different grassland management treatments after 25 years. *Appl. Veg. Sci.* 5, 99–106. doi:10.1111/j.1654-109X.2002.tb00539.x

- Mooney, H.A., Dunn, E.L., 1970. Convergent evolution of mediterranean-climate evergreen sclerophyll shrubs. *Evolution* (N. Y). 24, 292–303. doi:10.2307/2406805
- Morandeau, D., Vilaysack, D., 2012. Compensating for damage to biodiversity: an international benchmarking study.
- Mota, J.F., Sola, A.J., Jiménez-Sánchez, M.L., Pérez-García, F., Merlo, M.E., 2004. Gypsicolous flora, conservation and restoration of quarries in the southeast of the Iberian Peninsula. *Biodivers. Conserv.* 13, 1797–1808. doi:10.1023/B:BIOC.0000035866.59091.e5
- Münzbergová, Z., Herben, T., 2005. Seed, dispersal, microsite, habitat and recruitment limitation: identification of terms and concepts in studies of limitations. *Oecologia* 145, 1–8.
- Negreiros, D., Le Stradic, S., Fernandes, G.W., Rennó, H.C., 2014. CSR analysis of plant functional types in highly diverse tropical grasslands of harsh environments. *Plant Ecol.* 215, 379–388. doi:10.1007/s11258-014-0302-6
- Neri, A.C., Sánchez, L.E., 2010. A procedure to evaluate environmental rehabilitation in limestone quarries. *J. Environ. Manage.* 91, 2225–2237.
- Noss, R.F., 1990. Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conserv. Biol.* 4, 355–364. doi:doi:10.1111/j.1523-1739.1990.tb00309.x
- Novák, J., Prach, K., 2003. Vegetation succession in basalt quarries: Pattern on a landscape scale. *Appl. Veg. Sci.* 6, 111–116.
- Odom, D., Sinden, J.A., Cacho, O., Griffith, G.R., 2005. Economic issues in the management of plants invading natural environments: Scotch broom in Barrington Tops National Park. *Biol. Invasions* 7, 445–457.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., Hara, R.B.O., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., 2017. *Vegan: community ecology package*. R package, version 2.4-3.
- 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.
- Oliver, I., Jones, H., Schmoltdt, D.L., 2007. Expert panel assessment of attributes for natural variability benchmarks for biodiversity. *Austral Ecol.* 32, 453–475. doi:10.1111/j.1442-9993.2007.01718.x

- Ollivier, M., Baraloto, C., Marcon, E., 2007. A trait database for Guianan rain forest trees permits intra- and inter-specific contrasts. *Ann. For. Sci.* 64, 781–786. doi:10.1051/forest:2007058
- Organisation for Economic Co-operation and Development, 2003. OECD Environmental Indicators: development, measurement and use, Reference paper. doi:10.1016/j.infsof.2008.09.005
- Owen, D.F., Whiteway, W.R., 1981. *Buddleia davidii* in Britain: history and development of an associated fauna. *Biol. Conserv.* 17, 149–155.
- Pavón, N., Hernandez-Trejo, H., Rico-Gray, V., 2000. Distribution of plant life forms along an altitudinal gradient in the semi- arid valley of Zapotitlán, Mexico. *J. Veg. Sci.* 11, 39–42. doi:10.2307/3236773
- Pereira, H.M., Ferrier, S., Walters, M., Geller, G.N., Jongman, R.H.G., Scholes, R.J., Bruford, M.W., Brummitt, N., Butchart, S.H.M., Cardoso, A.C., Coops, N.C., Dulloo, E., Faith, D.P., Freyhof, J., Gregory, R.D., Heip, C., Höft, R., Hurtt, G., Jetz, W., Karp, D.S., McGeoch, M.A., Obura, D., Onoda, Y., Pettorelli, N., Reyers, B., Sayre, R., Scharlemann, J.P.W., Stuart, S.N., Turak, E., Walpole, M., Wegmann, M., Al, E., 2013. Essential biodiversity variables. *Science* 339, 277–278. doi:10.1126/science.1229931
- Pérez-Harguindeguy, N., Díaz, S., Garnier, E., Lavorel, S., Poorter, H., Jaureguiberry, P., Bret-Harte, M.S., Cornwell, W.K., Craine, J.M., Gurvich, D.E., Urcelay, C., Veneklaas, E.J., Reich, P.B., Poorter, L., Wright, I.J., Ray, P., Enrico, L., Pausas, J.G., De Vos, a. C., Buchmann, N., Funes, G., Quétier, F., Hodgson, J.G., Thompson, K., Morgan, H.D., Ter Steege, H., Van Der Heijden, M.G. a, Sack, L., Blonder, B., Poschlod, P., Vaieretti, M. V., Conti, G., Staver, a. C., Aquino, S., Cornelissen, J.H.C., 2013. New handbook for standardised measurement of plant functional traits worldwide. *Aust. J. Bot.* 61, 167–234. doi:10.1071/BT12225
- Petchey, O.L., Gaston, K.J., 2006. Functional diversity: back to basics and looking forward. *Ecol. Lett.* 9, 741–758. doi:10.1111/j.1461-0248.2006.00924.x
- Peters, R.H., 1993. A critique for ecology. *Limnol. Oceanogr.* 38, 1344–1346. doi:10.2307/2845625
- Peterson, G., 1997. Ecological resilience, biodiversity, and scale. *Ecosystems* 1, 6–18. doi:10.1007/s100219900002
- Pickett, S.T.A., 1989. Space-for-time substitution as an alternative to long-term studies. In: Likens EG (ed) *Long-term studies in ecology: approaches and*

- alternatives. Springer, Berlin, pp 112–135. Springer-Verlag New York, Inc.
- Pickett, S.T.A., Cadenasso, M.L., 2009. Altered resources, disturbance, and heterogeneity: A framework for comparing urban and non-urban soils. *Urban Ecosyst.* 12, 23–44. doi:10.1007/s11252-008-0047-x
- Pierce, S., Brusa, G., Sartori, M., Cerabolini, B.E.L., 2012. Combined use of leaf size and economics traits allows direct comparison of hydrophyte and terrestrial herbaceous adaptive strategies. *Ann. Bot.* 109, 1047–1053. doi:10.1093/aob/mcs021
- Pierce, S., Brusa, G., Vagge, I., Cerabolini, B.E.L., 2013. Allocating CSR plant functional types: The use of leaf economics and size traits to classify woody and herbaceous vascular plants. *Funct. Ecol.* 27, 1002–1010. doi:10.1111/1365-2435.12095
- Pierce, S., Negreiros, D., Cerabolini, B.E.L., Kattge, J., Díaz, S., Kleyer, M., Shipley, B., Wright, S.J., Soudzilovskaia, N.A., Onipchenko, V.G., van Bodegom, P.M., Frenette-Dussault, C., Weiher, E., Pinho, B.X., Cornelissen, J.H.C., Grime, J.P., Thompson, K., Hunt, R., Wilson, P.J., Buffa, G., Nyakunga, O.C., Reich, P.B., Caccianiga, M., Mangili, F., Ceriani, R.M., Luzzaro, A., Brusa, G., Siefert, A., Barbosa, N.P.U., Chapin, F.S., Cornwell, W.K., Fang, J., Fernandes, G.W., Garnier, E., Le Stradic, S., Peñuelas, J., Melo, F.P.L., Slaviero, A., Tabarelli, M., Tampucci, D., 2017. A global method for calculating plant CSR ecological strategies applied across biomes world-wide. *Funct. Ecol.* 31, 444–457. doi:10.1111/1365-2435.12722
- Piqueray, J., 2006. Identification des menaces sur la diversité floristique des pelouses calcicoles de Belgique et opportunités pour la restauration : de l'espèce au paysage. Université de Lège, Gembloux Agro-Bio Tech.
- Piqueray, J., Bisteau, E., Bottin, G., Mahy, G., 2007. Plant communities and the species richness of calcareous communities in southeast Belgium. *Belgian J. Bot.* 140, 157–173.
- Piqueray, J., Bisteau, E., Cristofoli, S., Palm, R., Poschlod, P., Mahy, G., 2011a. Plant species extinction debt in a temperate biodiversity hotspot: community, species and functional traits approaches. *Biol. Conserv.* 144, 1619–1629.
- Piqueray, J., Cristofoli, S., Bisteau, E., Palm, R., Mahy, G., 2011b. Testing coexistence of extinction debt and colonization credit in fragmented calcareous grasslands with complex historical dynamics. *Landsc. Ecol.* 26, 823–836.

- Piqueray, J., Ferroni, L., Delescaille, L.-M., Speranza, M., Mahy, G., Poschlod, P., 2015. Response of plant functional traits during the restoration of calcareous grasslands from forest stands. *Ecol. Indic.* 48, 408–416. doi:10.1016/j.ecolind.2014.08.039
- Piqueray, J., Mahy, G., Vanderhoeven, S., 2008. Naturalization and impact of a horticultural species, *Cotoneaster horizontalis* (Rosaceae) in biodiversity hotspots in Belgium. *Belgian J. Bot.* 141, 113–124.
- Piqueray, J., Rouxhet, S., Hendrickx, S., Mahy, G., 2016. Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium. *Conserv. Evid.* 13, 47–50.
- Pitz, C., Mahy, G., Harzé, M., Uyttenbroeck, R., Monty, A., 2018a. Comparison of mining spoils to determine the best substrate for rehabilitating limestone quarries by favoring native grassland species over invasive plants. *Ecol. Eng.* In press. doi:10.1016/j.ecoleng.2018.10.004
- Pitz, C., Mahy, G., Vermeulen, C., Marlet, C., Séleck, M., 2016. Developing biodiversity indicators on a stakeholders' opinions basis: the gypsum industry Key Performance Indicators framework. *Environ. Sci. Pollut. Res.* 23, 13661–13671.
- Pitz, C., Piqueray, J., Monty, A., Mahy, G., 2018b. Naturally recruited herbaceous vegetation in abandoned Belgian limestone quarries: towards Natura 2000 habitats analogues? *Folia Geobot.* 53, 147–158. doi:https://doi.org/10.1007/s12224-018-9313-8
- Podani, J., Schmera, D., 2007. How should a dendrogram-based measure of functional diversity function? A rejoinder to Petchey and Gaston. *Oikos*. doi:10.1111/j.0030-1299.2007.16160.x
- Pokorny, M.L., Sheley, R.L., Zabinski, C.A., Engel, R.E., Svejcar, T.J., Borkowski, J.J., 2005. Plant functional group diversity as a mechanism for invasion resistance. *Restor. Ecol.* 13, 448–459.
- Poschlod, P., Kleyer, M., Jackel, A., Jackel, A.-K., Dannemann, A., Tackenberg, O., 2003. BIOPOP—a database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobot.* 38, 263–271. doi:10.1007/BF02803198
- Poschlod, P., Kleyer, M., Tackenberg, O., 2000. Databases on life history traits as a tool for risk assessment in plant species. *Zeitschrift für Ökol. und Naturschutz* 9, 3–18.

- Poschlod, P., WallisDeVries, M.F., 2002. The historical and socioeconomic perspective of calcareous grasslands - lessons from the distant and recent past. *Biol. Conserv.* 104, 361–376.
- Prach, K., 2003. Spontaneous succession in Central-European man-made habitats: what information can be used in restoration practice? *Appl. Veg. Sci.* 6, 125–129.
- Prach, K., 1987. Succession of vegetation on dumps from strip coal mining, N.W. Bohemia, Czechoslovakia. *Folia Geobot. Phytotaxon.* 22, 339–354.
- Prach, K., Barthá, S., Joyce, C.B., Pyšek, P., Van Diggelen, R., Wiegleb, G., 2001. The role of spontaneous vegetation succession in ecosystem restoration: A perspective. *Appl. Veg. Sci.* 4, 111–114. doi:10.1111/j.1654-109X.2001.tb00241.x
- Prach, K., del Moral, R., 2015. Passive restoration is often quite effective: response to Zahawi et al. (2014). *Restor. Ecol.* 23, 344–346.
- Prach, K., Hobbs, R.J., 2008. Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restor. Ecol.* 16, 363–366. doi:10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x
- Prach, K., Karešová, P., Jírová, A., Dvořáková, H., Konvalinková, P., Řehouňková, K., 2015. Do not neglect surroundings in restoration of disturbed sites. *Restor. Ecol.* 23, 310–314.
- 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., Bastl, M., 2001. Spontaneous vegetation succession in human-disturbed habitats: A pattern across seres. *Appl. Veg. Sci.* 4, 83–88. doi:10.1111/j.1654-109X.2001.tb00237.x
- Prach, K., Pyšek, P., Šmilauer, P., Pysek, P., Smilauer, P., 1997. Changes in species traits during succession: a search for pattern. *Oikos* 79, 201. doi:10.2307/3546109
- 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.

Prach, K., Řehouňková, K., Řehounek, J., Konvalinková, P., 2011. Ecological restoration of central European mining sites: a summary of a multi-site analysis. *Landsc. Res.* 36, 263–268.

Prach, K., Tichý, L., Lencová, K., Adámek, M., Koutecký, T., Sádlo, J., Bartošová, A., Novák, J., Kovář, P., Jírová, A., Šmilauer, P., Řehouňková, K., 2016. Does succession run towards potential natural vegetation? An analysis across seres. *J. Veg. Sci.* 27, 515–523.

Prati, D., Bossdorf, O., 2004. A comparison of native and introduced populations of *Senecio inaequidens* in the field. *Results Worldw. Ecol. Stud.* 1–7.

Pugnaire, F.I., Haase, P., Puigdefábregas, J., Cueto, M., Clark, S.C., Incoll, L.D., 1996. Facilitation and succession under the canopy of a leguminous shrub, *Retama sphaerocarpa*, in a semi-arid environment in south-east Spain. *Oikos* 76, 455–464.

Pykälä, J., 2005. Plant species responses to cattle grazing in mesic semi-natural grassland. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108, 109–117.

Pyšek, P., Prach, K., Mucina, C.B., Rapson, G.L., Mullerova, J., 2001. The role of vegetation succession in ecosystem restoration. *Appl. Veg. Sci.* 1–4.

Pywell, R.F., Bullock, J.M., Roy, D.B., Warman, L., Walker, K.J., Rothery, P., 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *J. Appl. Ecol.* 40, 65–77.

Pywell, R.F., Putwain, P.D., Webb, N.R., 1997. The Decline of Heathland Seed Populations Following the Conversion to Agriculture. *Appl. Ecol.* 34, 949–960. doi:10.2307/2405285

R Development Core Team, P., 2017. R: a language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rademacher, M., Tränkle, U., Friederike, H., Offenwanger, H., Kaufmann, S., 2010. Promotion of biodiversity at the mineral extraction sites of HeidelbergCement.

Ratcliffe, D.A., 1974. Ecological effects of mineral exploitation in the United Kingdom and their significance to nature conservation. *PROC.ROY.SOC.LONDON SER.A* 339, 355–372. doi:10.1098/rspa.1974.0126

- Raunkiaer, C., 1934. The life forms of plants and statistical plant geography, Oxford Uni. ed, American Midland Naturalist. doi:10.2307/2419902
- Řehounková, K., Prach, K., 2010. Life-history traits and habitat preferences of colonizing plant species in long-term spontaneous succession in abandoned gravel-sand pits. *Basic Appl. Ecol.* 11, 45–53.
- Řehounkova, K., Řehounek, J., Prach, K., 2011. Near-natural restoration vs. technical reclamation of mining sites in the Czech Republic.
- Reich, P.B., 2014. The world-wide “fast-slow” plant economics spectrum: A traits manifesto. *J. Ecol.* 102, 275–301. doi:10.1111/1365-2745.12211
- Reich, P.B., Walters, M.B., Ellsworth, D.S., 1997. From tropics to tundra: global convergence in plant functioning. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 94, 13730–13734. doi:10.1073/pnas.94.25.13730
- Richardson, D.M., Gaertner, M., 2013. Plant invasions as builders and shapers of novel ecosystems, in: *Novel Ecosystems: Intervening in the New Ecological World Order*. pp. 102–113. doi:10.1002/9781118354186.ch11
- Richardson, D.M., Pyšek, P., Rejmánek, M., Barbour, M.G., Dane Panetta, F., West, C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: Concepts and definitions. *Divers. Distrib.* 6, 93–107. doi:10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x
- Richardson, P.J., Lundholm, J.T., Larson, D.W., 2010. Natural analogues of degraded ecosystems enhance conservation and reconstruction in extreme environments. *Ecol. Appl.* 20, 728–740. doi:10.1890/08-1092.1
- Saar, L., de Bello, F., Pärtel, M., Helm, A., 2017. Trait assembly in grasslands depends on habitat history and spatial scale. *Oecologia* 184, 1–12.
- Saaty, T.L., 1980. *The Analytic Hierarchy Process*. McGraw-Hill, New York.
- Šálek, M., 2012. Spontaneous succession on opencast mining sites: Implications for bird biodiversity. *J. Appl. Ecol.* 49, 1417–1425. doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02215.x
- Salo, A. a, Hämäläinen, R.P., 1997. On the measurement of preferences in the analytic hierarchy process. *J. Multi-Criteria Anal.* 6, 309–319. doi:10.1002/(SICI)1099-1360(199711)6:6<309::AID-MCDA163>3.3.CO;2-U

- Sanderson, E.W., Jaiteh, M., Levy, M.A., Redford, K.H., Wannebo, A. V, Woolmer, G., 2002. The human footprint and the last of the wild 52.
- Sans, F.X., Garcia-Serrano, H., Afán, I., 2004. Life-history traits of alien and native *senecio* species in the Mediterranean region. *Acta Oecologica* 26, 167–178.
- Schleuter, D., Daufresne, M., Massol, F., Argillier, C., 2010. A user's guide to functional diversity indices. *Ecol. Monogr.* 80, 469–484. doi:10.1890/08-2225.1
- Seastedt, T.R., Hobbs, R.J., Suding, K.N., 2008. Management of novel ecosystems: Are novel approaches required? *Front. Ecol. Environ.* doi:10.1890/070046
- SER, 2004. The SER international primer on ecological restoration, Ecological Restoration. doi:S34
- Service public de Wallonie, 2012. Projet d'arrêté de désignation des sites Natura2000 [Enquêtes publiques 2012] [WWW Document]. WalOnMap. URL <http://geoportail.wallonie.be/walonmap/>
- Shepard, R.N., 1962. The analysis of proximities: multidimensional scaling with an unknown distance function II. *Psychometrika* 27, 219–246.
- Simonová, D., Lososová, Z., 2008. Which factors determine plant invasions in man-made habitats in the Czech Republic? *Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst.* 10, 89–100.
- Slocum, N., 2003. Participatory methods toolkit: a practitioner's manual, Comparative and General Pharmacology. doi:90-5130-506-0
- Soares, P.S.M., Cunha, O.G.C., Yokohama, L., 2004. Environmental performance indicators in the mineral industry, in: VI International Conference on Clean Technologies for the Mining Industry. Concepcion (Chile), p. 11.
- Sonnier, G., Shipley, B., Navas, M.L., 2010. Quantifying relationships between traits and explicitly measured gradients of stress and disturbance in early successional plant communities. *J. Veg. Sci.* 21, 1014–1024. doi:10.1111/j.1654-1103.2010.01210.x
- Sort, X., Alcañiz, J.M., 1996. Contribution of sewage sludge to erosion control in the rehabilitation of limestone quarries. *L. Degrad. Dev.* 7, 69–76.

- Sporton, D., Krauss, J., Alfert, T., Steffan-Dewenter, I., Wheeler, C.P., Cullen, W.R., Beneš, J., Kepka, P., Konvička, M., 2009. The flora and invertebrate fauna of abandoned limestone quarries in Derbyshire, United Kingdom. *Restor. Ecol.* 20, 1058–1069. doi:10.1046/j.1526-100X.1997.09708.x
- Stevens, R.D., Cox, S.B., Strauss, R.E., Willig, M.R., 2003. Patterns of functional diversity across an extensive environmental gradient: vertebrate consumers, hidden treatments and latitudinal trends. *Ecol. Lett.* 6, 1099–1108. doi:10.1046/j.1461-0248.2003.00541.x
- Stevenson, 1986. Cycles of soil. Carbon, nitrogen, phosphorus, sulfur, micronutrients. New York. *Soil Sci.* 144.
- Swedish International Development Cooperation Agency, 2002. Indicators for environmental monitoring in international development cooperation.
- Tallent-Halsell, N.G., Watt, M.S., 2009. The invasive *Buddleja davidii* (butterfly bush). *Bot. Rev.* 75, 292–325.
- Tilman, D., 2001. Functional Diversity. *Encycl. Biodivers.* doi:10.1016/B978-0-12-384719-5.00061-7
- Tilman, D., 1990. Constraints and tradeoffs: toward a predictive theory of competition and succession. *Oikos* 58, 3. doi:10.2307/3565355
- Tilman, D., 1988. Plant strategies and the dynamics and structure of plant communities, Princeton, NJ. Princeton University Press.
- Tilman, D., Fargione, J., Wolff, B., D'Antonio, C., Dobson, A., Howarth, R., Schindler, D., Schlesinger, W.H., Simberloff, D., Swackhamer, D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science* (80-.). 292, 281–284. doi:10.1126/science.1057544
- Tischew, S., Kirmer, A., 2007. Implementation of basic studies in the ecological restoration of surface-mined land. *Restor. Ecol.* 15, 321–325.
- 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. doi:10.3170/2007-7-18318
- Török, P., Vida, E., Deák, B., Lengyel, S., Tóthmérész, B., 2011. Grassland restoration on former croplands in Europe: an assessment of applicability of techniques and costs. *Biodivers. Conserv.* 20, 2311–2332.

- Tränkle, U., Rademacher, M., Friedel, G., Löckener, R., Basten, M., Schmid, V., 2008. Sustainability indicators for integrated management of raw material and nature conservation – pilot project in the Schelklingen cement plant. *Cem. Int.* 6, 68–75.
- Triantaphyllou, E., Mann, S.H., 1995. Using the Analytic Hierarchy Process for decision making in engineering applications : some challenges. *Inter'l J. Ind. Eng. Appl. Pract.* 2, 35–44.
- Tropek, R., Kadlec, T., Hejda, M., Kocarek, P., Skuhrovec, J., Malenovsky, I., Vodka, S., Spitzer, L., Banar, P., Konvicka, M., 2012. Technical reclamations are wasting the conservation potential of post-mining sites. A case study of black coal spoil dumps. *Ecol. Eng.* 43, 13–18. doi:10.1016/j.ecoleng.2011.10.010
- Tropek, R., Kadlec, T., Karesova, P., Spitzer, L., Kocarek, P., Malenovsky, I., Banar, P., Tuf, I.H., Hejda, M., Konvicka, M., 2010. Spontaneous succession in limestone quarries as an effective restoration tool for endangered arthropods and plants. *J. Appl. Ecol.* 47, 139–147.
- Tropek, R., Konvicka, M., 2008. Can quarries supplement rare xeric habitats in a piedmont region? Spiders of the Blansky les Mts., Czech Republic. *L. Degrad. Dev.* 19, 104–114.
- United Nations Environment Programme, 2004. Decisions adopted by the Conference of the Parties to the Convention on Biological Diversity at its seventh meeting (UNEP/CBD/ COP/7/21/Part 2) Decision VII/30. *Conv. Biol. Divers.*
- Ursic, K.A., Kenkel, N.C., Larson, D.W., 1997. Revegetation dynamics of cliff faces in abandoned limestone quarries. *J. Appl. Ecol.* 34, 289–303. doi:S
- Uyttenbroeck, R., Hatt, S., Piqueray, J., Paul, A., Bodson, B., Francis, F., Monty, A., 2015. Creating perennial flower strips: think functional! *Agric. Agric. Sci. Procedia* 6, 95–101.
- Van Andel, J., Aronson, J., 2006. Restoration ecology: the new frontier, *Restoration Ecology*. doi:10.1111/j.1526-100X.2006.00139.x
- Van Bodegom, P.M., Douma, J.C., Witte, J.P.M., Ordoñez, J.C., Bartholomeus, R.P., Aerts, R., 2012. Going beyond limitations of plant functional types when predicting global ecosystem-atmosphere fluxes: Exploring the merits of traits-based approaches. *Glob. Ecol. Biogeogr.* doi:10.1111/j.1466-8238.2011.00717.x

- van den Boogaart, K.G., Tolosana, R., Bren, M., 2013. The composition package: compositional data analysis. R package, version 0.9-11.
- Verheijen, L.M., Aerts, R., Bönisch, G., Kattge, J., Van Bodegom, P.M., 2016. Variation in trait trade-offs allows differentiation among predefined plant functional types: Implications for predictive ecology. *New Phytol.* 209, 563–575. doi:10.1111/nph.13623
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301. doi:10.1890/07-1206.1
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892. doi:10.1111/j.0030-1299.2007.15559.x
- Vitousek, P.M., D’Antonio, C.M., Loope, L.L., Rejmánek, M., Westbrooks, R., 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *N. Z. J. Ecol.* 21, 1–16. doi:10.1890/02-0571
- Vitousek, P.M., D’Antonio, C.M., Loope, L.L., Westbrooks, R., D’Antonio, C.M., 1996. Biological invasions as global environmental change. *Am. Nat.* doi:citeulike-article-id:7474634
- Vitousek, P.M., Mooney, H. a, Lubchenco, J., Melillo, J.M., 1997. Human domination of Earth’ s ecosystems. *Science* (80-.). 277, 494–499. doi:10.1126/science.277.5325.494
- Von Humboldt, A., 1806. *Ideen zu einer Physiognomik der Gewachse*. Germany, Tübingen.
- Waldhardt, R., 2003. Biodiversity and landscape - Summary, conclusions and perspectives. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 305–309. doi:10.1016/S0167-8809(03)00090-2
- Wali, M.K., 1999. Ecological succession and the rehabilitation of disturbed terrestrial ecosystems. *Plant Soil* 213, 195–220.
- Walker, B.H., 1992. Biodiversity and ecological redundancy. *Conserv. Biol.*
- Walker, L.R., Chapin, F.S., 1987. Interactions among processes controlling successional change. *Oikos* 50, 131. doi:10.2307/3565409

- Walker, L.R., Hölzel, N., Marrs, R., del Moral, R., Prach, K., 2014. Optimization of intervention levels in ecological restoration. *Appl. Veg. Sci.* 17, 187–192. doi:10.1111/avsc.12082
- Walker, L.R., Moral, R. del, 2003. Primary succession and ecosystem rehabilitation. Cambridge University Press, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- Walker, L.R., Walker, J., Hobbs, R. (eds.), 2007. Linking restoration and ecological succession, Springer. ed, Springer. New York, NY.
- Walker, Lawrence, R., Del Moral, R., 2009. Lessons from primary succession for restoration of severely damaged habitats. *Appl. Veg. Sci.* 12, 55–57. doi:10.1111/j.1654-109X.2009.01002.x
- WallisDeVries, M.F., Poschlod, P., Willems, J.H., 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe: integrating the requirements of flora and fauna. *Biol. Conserv.*
- Walmsley, C., Davy, A., 1997. The restoration of coastal shingle vegetation: effects of substrate composition on the establishment of seedlings. *J. Appl. Ecol.* 34, 143–153.
- Wardle, D.A., Bonner, K.I., Barker, G.M., 2002. Linkages between plant litter decomposition, litter quality, and vegetation responses to herbivores. *Funct. Ecol.* 16, 585–595. doi:10.1046/j.1365-2435.2002.00659.x
- Warman, P.R., 1988. The Gays River mine tailing revegetation study. *Landsc. Urban Plan.* 16, 283–288. doi:10.1016/0169-2046(88)90074-6
- Warming, E., 1909. *Oecology of plants: an introduction to the study of plant communities.* ENgland, Oxford. Oxford University Press.
- Watt, M.S., Whitehead, D., Kriticos, D.J., Gous, S.F., Richardson, B., 2007. Using a process-based model to analyse compensatory growth in response to defoliation: simulating herbivory by a biological control agent. *Biol. Control* 43, 119–129.
- Weiher, E., van der Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E., Eriksson, O., 1999. Challenging Theophrastus: a common core list of plant traits for functional ecology. *J. Veg. Sci.* 10, 609–620. doi:10.2307/3237076
- Westoby, M., 1998. A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant Soil* 199, 213–227. doi:10.1023/A:1004327224729

- Westoby, M., Leishman, M., 1997. Categorizing plant species into functional types, Plant functional types: their relevance to ecosystem properties and global change. Cambridge University Press.
- Wiegand, G., Felinks, B., 2001. Predictability of early stages of primary succession in post-mining landscapes of Lower Lusatia, Germany. *Appl. Veg. Sci.* 4, 5–18. doi:10.1111/j.1654-109X.2001.tb00229.x
- Wilcove, D.S., Rothstein, D., Dubow, J., Phillips, A., Losos, E., 1998. Quantifying threats to imperiled species in the United States. *Bioscience* 48, 607–615. doi:10.2307/1313420
- Willems, J.H., 2001. Problems, approaches, and results in restoration of Dutch calcareous grassland during the last 30 years. *Restor. Ecol.* 9, 147–154.
- Williamson, G.B., Wiemann, M.C., 2010. Measuring wood specific gravity...correctly. *Am. J. Bot.* 97, 519–524. doi:10.3732/ajb.0900243
- Williamson, M.H., Fitter, A., 1996. The characters of successful invaders. *Biol. Conserv.* 78, 163–170. doi:10.1016/0006-3207(96)00025-0
- Woodward, F.I., Cramer, W., 1996. Plant functional types and climatic change: introduction. *J. Veg. Sci.* 7, 306–308.
- Wright, I.J., Reich, P.B., Westoby, M., Ackerly, D.D., Baruch, Z., Bongers, F., Cavender-Bares, J., Chapin, T., Cornelissen, J.H.C., Diemer, M., Flexas, J., Garnier, E., Groom, P.K., Gulias, J., Hikosaka, K., Lamont, B.B., Lee, T., Lee, W., Lusk, C., Midgley, J.J., Navas, M.L., Niinemets, Ü., Oleksyn, J., Osada, H., Poorter, H., Pool, P., Prior, L., Pyankov, V.I., Roumet, C., Thomas, S.C., Tjoelker, M.G., Veneklaas, E.J., Villar, R., 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature* 428, 821–827. doi:10.1038/nature02403
- Yundt, S.E., Lowe, S.B., 2002. Quarry rehabilitation - cliffs, landforms and ecology. *Proc. 26th Annu. Br. Columbia Mine Reclam. Symp.* 129–139.

Annexes

Annexes

Annexe 1 Detailed list of external stakeholder groups implicated in the study, representative of six main sectors. Electronic Supplementary Material. Environmental Science and Pollution Research.

European authorities		
Directorate-General	Directorate	Unit
DG Environment	B: Nature	Unit 2: Natura 2000
	A: Legal Affairs and Cohesion	Unit A3: Cohesion Policy and EIA (environmental impact assessment directive)
DG Enterprise	F: Resource based and consumer goods industries	Unit: raw materials, steel and metals
	B: Sustainable growth and Europe 20	Unit: Sustainable industrial Policy and construction
Scientific panel		
45 universities scientists selected on the basis of the literature about biodiversity and quarry		
Consulting offices and independents experts		
46 consulting offices and independents experts selected on the basis of the Directory of Environment of Belgium		
European nature conservation institutions and NGOs		
International Union for Conservation of Nature (IUCN)		
European Network for Nature Conservation (ECNC)		
Fondation Faune Sauvage		
United Nations Environment Programme (UNEP)		
Earthmind		
World Wide Fund for Nature Europe (WWF EU)		
BirdLife		
Regional authorities		
Service Public de Wallonie (SPW), Direction Générale Agriculture, Ressources Naturelles et Environnement (DGO3)	Département de la Nature et des Forêts (DNF)	
	Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA)	

Major regional nature conservation institutions and NGOs
Natagora
Natagora/Aves
Ardenne et Gaume
Cercles des Naturalistes de Belgique (CNB)
Faune & Biotopes
Fédération Inter-Environnement Wallonie (des associations au service de l'environnement)
Naaturpunt
European extractive industry
Fédération des Industries Extractives de Belgique (FEDIEX)
Conseils et Recherches en Ecologie Appliquée, de l'Université de Liège (aCREA-Ulg)
HeidelbergCement
Non-Energy Extractive Industry Panel (NEEIP) members - 19 persons