

Etude des stades initiaux des trajectoires écologiques de création de prairies de fauche de l'Arrhenatherion elatioris dans le cadre du projet Life in Quarries

Auteur : Guilmin, Emilie

Promoteur(s) : Seleck, Maxime; Mahy, Grégory

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

Diplôme : Master en bioingénieur : gestion des forêts et des espaces naturels, à finalité spécialisée

Année académique : 2018-2019

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/7607>

Avertissement à l'attention des usagers :

Tous les documents placés en accès ouvert sur le site le site MatheO sont protégés par le droit d'auteur. Conformément aux principes énoncés par la "Budapest Open Access Initiative"(BOAI, 2002), l'utilisateur du site peut lire, télécharger, copier, transmettre, imprimer, chercher ou faire un lien vers le texte intégral de ces documents, les disséquer pour les indexer, s'en servir de données pour un logiciel, ou s'en servir à toute autre fin légale (ou prévue par la réglementation relative au droit d'auteur). Toute utilisation du document à des fins commerciales est strictement interdite.

Par ailleurs, l'utilisateur s'engage à respecter les droits moraux de l'auteur, principalement le droit à l'intégrité de l'oeuvre et le droit de paternité et ce dans toute utilisation que l'utilisateur entreprend. Ainsi, à titre d'exemple, lorsqu'il reproduira un document par extrait ou dans son intégralité, l'utilisateur citera de manière complète les sources telles que mentionnées ci-dessus. Toute utilisation non explicitement autorisée ci-avant (telle que par exemple, la modification du document ou son résumé) nécessite l'autorisation préalable et expresse des auteurs ou de leurs ayants droit.

Etude des stades initiaux des trajectoires écologiques de création de prairies de fauche de l'*Arrhenatherion elatioris* dans le cadre du projet Life in Quarries

EMILIE GUILMIN

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2018-2019

CO-PROMOTEURS : MAXIME SÉLECK

GRÉGORY MAHY

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.

Le présent document n'engage que son auteur.

Etude des stades initiaux des trajectoires écologiques de création de prairies de fauche de l'*Arrhenatherion elatioris* dans le cadre du projet Life in Quarries

EMILIE GUILMIN

**TRAVAIL DE FIN D'ÉTUDES PRÉSENTÉ EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLÔME DE
MASTER BIOINGÉNIEUR EN GESTION DES FORÊTS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNÉE ACADÉMIQUE 2018-2019

**CO-PROMOTEURS : MAXIME SÉLECK
GRÉGORY MAHY**

Remerciements

Mes premiers remerciements vont à mes co-promoteurs, Maxime Séleck et Grégory Mahy pour leur encadrement, leur enthousiasme et leurs précieux conseils.

Merci également au Dr. Julien Piqueray pour son aide inestimable dans l'identification des végétaux et au Dr. Arnaud Monty et à Sylvain Boisson pour leurs conseils sur des parties plus techniques.

Je remercie également les carriers qui ont permis la réalisation des inventaires de végétation sur leurs sites : Mrs. Patrice Schumer et Emmanuel Boland de la carrière Lhoist d'Hermalle-sous-Huy, et Mr. Christian Jodard de la carrière Lhoist de Marche-les-Dames.

Merci à Kathleen Mercken pour son accueil chaleureux dans le bureau du projet Life. Merci également aux doctorants de l'unité Biodiversité et Paysage pour leur amabilité et leur bonne humeur. Merci à Cynthia et Katherine pour leur disponibilité et leur aide technique et administrative.

Merci à mes camarades TFistes pour leur présence, particulièrement Vladimir et Lucie. Merci à mes amis pour ces années universitaires inoubliables, Laura, Alix C., Yseult, Evelyne, Sophie, Alix G., Vianney, Jimmy et tous les autres.

Un merci particulier à ma famille pour m'avoir aidé à arriver jusqu'ici. Et merci à Leo pour son soutien, sa patience et sa relecture.

Ce travail a été réalisé dans le cadre du projet Life in Quarries.



Résumé

Alors que les prairies maigres de fauche sont en déclin en Wallonie, les carrières offrent des possibilités de développement de cet habitat encore peu explorées. Des parcelles ont été créées suivant différentes modalités dans deux carrières wallonnes (Hermalle-sous-Huy et Marche-les-Dames, Belgique) dans le cadre du Life in Quarries. Les remblais qui ont été utilisés pour les créations sont des terres de découverte (partie du sol entre la surface et la roche exploitée), des boues de bassins de décantation, des déchets de chaux et des remblais pierreux. Nous avons réalisé un suivi des parcelles créées afin de mettre en lumière quelles possibilités offrent les remblais d'exploitation de carrières actives dans l'optique de création de prairies de fauche. Nous avons réalisé des inventaires phytosociologiques et avons analysé les conditions édaphiques des parcelles créées. Des analyses de la composition taxonomique et fonctionnelle des communautés végétales ainsi que des analyses multivariées comparant les prairies créées avec des prairies de fauche de référence ont été réalisées. Elles ont permis de définir quelles modalités de création montrent le meilleur succès de restauration et quelles sont les différentes stratégies de fonctionnement empruntées par les communautés créées. Il est apparu que les terres de découverte d'origine agricole abritent les conditions requises pour recréer des prairies de fauche lorsqu'un semis de graines composées majoritairement de *Poaceae* est pratiqué. Si la création de prairies de fauche est moins envisageable sur les autres remblais, ils peuvent toutefois procurer des services écosystémiques intéressants, préserver le patrimoine génétique des espèces de prairies de fauche à une échelle locale ou participer au renforcement de populations d'espèces en danger.

Mots-clés : Prairie de fauche, *Arrhenatherion elatioris*, création, remblais de carrières, traits fonctionnels, Life in Quarries

Abstract

While hay meadows are in decline in Wallonia, quarries offer opportunities yet poorly explored for the development of this habitat. Parcels were created following different methods in two Walloon quarries (Hermalle-sous-Huy and Marche-les-Dames, Belgium) as part of the Life in Quarries project. The backfill materials that were used for the creations were overburden (part of the soil between the surface and the rock), sludge from settling ponds, lime wastes and stony materials. We monitored the created parcels in order to highlight the possibilities provided by different backfill materials for the creation of hay meadows. We carried out phytosociological inventories and we analysed the edaphic conditions in the created parcels. We analysed the taxonomic and functional composition of plant communities and we carried out multivariate analyses comparing the created grasslands with reference grasslands. This allowed us to assess which methods of creation show the best restoration success and which functional strategies were used by the created communities. We found that overburden are suitable for the creation of hay meadows when the sowing material is mainly composed with *Poaceae*. While the creation of hay meadows is less conceivable on the other backfill materials, they can provide valuable ecosystem services, preserve the genetic heritage of hay meadow species on a local scale or help to strengthen endangered species populations.

Keywords: Hay meadow, *Arrhenatherion elatioris*, creation, quarry backfill materials, functional traits, Life in Quarries

Table des matières

1.	Introduction générale.....	1
2.	Introduction bibliographique	2
2.1.	Les carrières et la biodiversité.....	2
2.1.1.	Les anciennes carrières	2
2.1.2.	Les carrières en activité	2
2.1.3.	Les débuts de la gestion de la biodiversité en carrières	3
2.1.4.	Le projet Life in Quarries	3
2.2.	La restauration en carrière et les habitats analogues.....	3
2.2.1.	Contraintes des sols sur la végétation.....	4
2.2.2.	Lever les barrières à la restauration.....	4
2.2.3.	La création d'habitats analogues.....	5
2.3.	Les prairies de fauche.....	5
2.3.1.	La restauration des prairies de fauche en Wallonie.....	6
2.3.2.	Les restaurations de prairies de fauche dans d'autres pays d'Europe.....	6
2.3.3.	Les prairies de fauche en carrière	7
2.4.	L'écologie fonctionnelle : outil d'évaluation des restaurations écologiques.....	7
2.4.1.	Dans les restaurations de milieux prairiaux	8
2.4.2.	Quels traits fonctionnels ?.....	8
2.5.	Contexte de l'étude	10
2.6.	Cadre spatio-temporel	10
2.7.	Questions de recherche	11
3.	Méthodologie générale.....	12
3.1.	Sites d'étude	12
3.1.1.	Parcelles d'étude	12
3.1.2.	Parcelles de référence	14
3.2.	Plan d'échantillonnage	14
3.3.	Les espèces à enjeux	15
3.3.1.	<i>Anthyllis vulneraria</i>	15
3.3.2.	<i>Lathyrus aphaca</i> et <i>Lathyrus hirsutus</i>	16
3.3.3.	<i>Rhinanthus minor</i>	16
3.3.4.	<i>Buddleja davidii</i>	16
3.4.	Calcul de la composition fonctionnelle des communautés végétales	16
3.4.1.	Calculs des valeurs des traits catégoriels	17
3.4.2.	Calculs des valeurs des traits quantitatifs	17
3.4.3.	Calcul de la composition fonctionnelle des communautés à l'échelle des quadrats....	18

4.	Méthodologies spécifiques et résultats des analyses	19
4.1.	Généralités	19
4.2.	Description des conditions édaphiques des parcelles d'étude	19
4.2.1.	Méthodologie spécifique.....	19
4.2.2.	Résultats	19
4.3.	Description de l'assemblage en espèces des communautés végétales de Marche.....	20
4.3.1.	Description du pool d'espèces semé.....	21
4.3.2.	Structuration de l'assemblage des espèces	22
4.3.3.	Variables édaphiques	24
4.3.4.	Indices globaux de succès.....	25
4.3.5.	Éléments à retenir	25
4.4.	Description de l'assemblage en espèces des communautés végétales d'Hermalle	26
4.4.1.	Détermination et description du pool de graines semé.....	27
4.4.2.	Structuration de l'assemblage des espèces	29
4.4.3.	Variables édaphiques et relation sol-communauté	32
4.4.4.	Indices globaux de succès.....	34
4.4.5.	Éléments à retenir	36
4.5.	Similarité entre les communautés végétales étudiées et les prairies de référence	36
4.5.1.	Méthodologie spécifique.....	36
4.5.2.	Résultats	37
4.6.	Description de la composition fonctionnelle des communautés végétales	38
4.6.1.	Méthodologie spécifique.....	38
4.6.2.	Résultats	38
5.	Discussion générale.....	41
5.1.	Question 1 - Approche taxonomique	41
5.1.1.	Mélange de graines adapté.....	41
5.1.2.	Conditions environnementales favorables.....	41
5.1.3.	Moisson de graines de prairies existantes	42
5.1.4.	Avantages et inconvénients des communautés créées à partir d'une moisson de graines	43
5.1.5.	En résumé.....	44
5.2.	Question 2 - Approche fonctionnelle	44
5.2.1.	Traits fonctionnels cibles.....	44
5.2.2.	Différences fonctionnelles avec les prairies typiques	44
5.2.3.	En résumé.....	45
6.	Recommandations pratiques	46

6.2. Possibilités de création de prairies de fauche.....	46
6.2.1. Scénario 1 : remblais favorables.....	46
6.2.2. Scénario 2 : remblais moins favorables.....	47
6.2. Les remblais moins favorables d’Hermalle.....	47
7. Perspectives futures	48
7.1. Composition des gaines d’une moisson plus précoce de la parcelle de référence d’Hermalle 48	
7.2. Valeurs de traits influençant le succès d’établissement des espèces et conditions édaphiques influençant la composition fonctionnelle	48
8. Conclusion	50
9. Bibliographie.....	51
10. Annexes	59
Annexe 1. Classement par ordre alphabétique des espèces observées dans les quadrats des parcelles de Marche.	59
Annexe 2 : Classement par ordre alphabétique des espèces observées dans les quadrats des parcelles d’Hermalle.....	61
Annexe 3 : Inventaire en plein de la parcelle HC (Hermalle chauds)	64

1. Introduction générale

Les carrières en activité, de par leur régime important de perturbations, sont des lieux propices à la création d'habitats devenus rares en Belgique. Le projet Life in Quarries (LIFE14 NAT/BE/000364), porté par Fediex (la Fédération de l'industrie extractive belge), a pour mission de développer durablement ce potentiel d'accueil pour la biodiversité dans les carrières en activité. Diverses actions ont été mises en œuvre, parmi lesquelles la création de surfaces de prairies mésophiles de fauche. Les prairies de fauche sont un habitat Natura 2000 riche en espèces végétales, en état de conservation défavorable en Wallonie, prodiguant de nombreux services écosystémiques (production de fourrage, ressource en nectar, prévention contre le ruissellement et les inondations, agro-tourisme).

L'objectif du travail est d'effectuer un suivi des premiers stades de la trajectoire écologique des communautés végétales de prairies mésophiles de fauche de l'*Arrhenatherion elatioris* qui ont été créées sur des remblais d'exploitation de carrières depuis octobre 2017 dans le cadre du projet Life in Quarries. Cette évaluation vise à fournir des lignes directrices au projet Life afin d'augmenter l'efficacité des futures actions du même type et d'améliorer nos connaissances sur le fonctionnement des créations de communautés prairiales en carrière.

Ce travail est structuré en 6 parties. La première partie (chapitre 2) est une introduction bibliographique sur le contexte général dans lequel prend place le travail et se termine par la formulation des questions de recherche qui ont structuré le mémoire. Le chapitre 3 présente la méthodologie générale : zones d'étude, plan d'échantillonnage, espèces à enjeux retrouvées sur les sites d'étude. Il comprend également une partie sur le calcul de la composition fonctionnelle des communautés. Le chapitre 4 concerne les méthodologies détaillées et les résultats des analyses des données. Le chapitre 5 est dédié à la discussion des résultats, le chapitre 6 formule des recommandations techniques concernant les futures créations et le chapitre 7 des perspectives de recherches supplémentaires sur le sujet.

2. Introduction bibliographique

2.1. *Les carrières et la biodiversité*

Participant au départ à la modification de l'environnement d'une manière radicale, les carrières sont aujourd'hui des lieux particuliers où une faune et une flore originales ont pu se développer (Pitz, 2018 ; Séleck et al., 2019 ; Gabory, 2014). On y retrouve les conditions nécessaires à la formation de certains biotopes, devenus rares dans les paysages anthropisés. A titre exemplatif, citons les parois verticales des berges des cours d'eau, créées par l'érosion, qui sont le biotope naturel de l'hirondelle de rivage (*Riparia riparia*) (Jacob et al., 2010). Cet habitat est devenu rare à cause de la perte de la dynamique des cours d'eau. Dans les sites d'exploitation, les hirondelles de rivage peuvent creuser leur nid dans des falaises verticales meubles ou des stocks de calcaire concassé. Un autre exemple est le crapaud calamite (*Epidalea calamita*), qui se reproduit dans les plans d'eau créés lors des crues (Graitson & Denoël, 2007). Il va pouvoir retrouver cet habitat en carrière, dans les ornières creusées par les machines par exemple (Séleck et al., 2019). C'est ainsi que des milieux anthropogènes comme les carrières, de par leurs structures ou fonctions, peuvent ressembler à des habitats naturels et présentent donc autant d'opportunités de conservation de la biodiversité (Lundholm & Richardson, 2010).

2.1.1. Les anciennes carrières

En Wallonie, le nombre d'anciennes carrières s'élève à 5000 (Remacle, 2009). Sans intervention active (aplanissement ou boisement par exemple), la succession écologique spontanée va se rétablir et commencera par le stade ouvert pionnier. Les premières dizaines d'années sont la période où la biodiversité est la plus élevée (Anrys, 2016). Ensuite, le boisement naturel aura pour effet une diminution progressive de l'intérêt biologique (Remacle, s.d.). Cela renforce l'intérêt de la gestion de la biodiversité dans les carrières en activité où la présence de perturbations fréquentes bénéficie à de nombreuses espèces dépendantes de cette dynamique particulière.

2.1.2. Les carrières en activité

Plusieurs éléments font des carrières en activité des milieux riches en biodiversité (INULA, 2015 ; ENCEM, 2008) où la conservation d'espèces et d'habitats peut être mise en place pendant l'exploitation (Tischew & Kirmer, 2007). Premièrement, les carrières en activité sont des milieux dynamiques en perpétuelle transformation. Suite à l'extraction des matériaux et du passage d'engins lourds, la succession écologique est régulièrement ramenée aux stades pionniers. Cette dynamique est en certains points similaire à la dynamique des rivières naturelles et de leurs plaines inondables, dynamique en régression suite à l'anthropisation (Grill et al., 2019). Les carrières, de par leur hétérogénéité, peuvent servir de zones refuges pour les espèces pionnières issues des milieux rivulaires. Deuxièmement, ces lieux abritent une diversité d'éléments structurants très particuliers liés aux diverses opérations d'extraction comme les bassins de décantation, les falaises meubles des sablières, les anciens fossés comblés d'eau. Cela augmente le potentiel d'habitats procuré par les sites d'extraction. Pour finir, le sol des carrières est en général oligotrophe (pauvre en nutriments), dû au décapage de la couche de terre arable en vue de l'extraction, ce qui profite aux espèces pionnières.

2.1.3. Les débuts de la gestion de la biodiversité en carrières

Le potentiel de biodiversité dans les carrières a été progressivement reconnu au cours du 20^e siècle. Cela a commencé par des observations ornithologiques intéressantes. Par la suite, les autres groupes fauniques et floristiques ont été remarqués (Anrys, 2016 ; ENCEM, 2008). Toutefois la coexistence entre activité extractive et biodiversité n'a pas toujours été chose aisée. En effet, les directives européennes « Oiseaux » (directive 79/409/CEE remplacée par la directive 2009/147/CE) et « Habitats » (Directive 92/43/CEE) ont permis de protéger intégralement certaines espèces ou habitats menacés. C'est pourquoi des carriers ont parfois dû stopper leurs activités suite à la découverte d'une espèce protégée. Pour pallier à cela, les sociétés d'extractions collaborent avec des ONG de protection de la nature pour développer des actions en faveur de la biodiversité (LIFE in Quarries, s.d.). Ces actions leur permettent en outre d'avoir une meilleure image face à la concurrence. Un autre aspect qui a évolué positivement au cours de ces dernières décennies est le réaménagement des sites en fin d'exploitation. En Belgique, les carriers avaient l'obligation de boisier ou de végétaliser les zones en fin d'exploitation (Loi wallonne de 1911 sur la conservation de la beauté des paysages) avec pour conséquence un appauvrissement en espèces, voire la destruction du potentiel écologique (Prach & Hobbs, 2008). Depuis 2003, le réaménagement des sites doit passer par l'intégration de la biodiversité en gardant des zones ouvertes afin de favoriser les espèces des milieux pionnières (Arrêté du Gouvernement wallon de 2003 portant conditions sectorielles relatives aux carrières et à leurs dépendances). C'est ainsi que petit à petit la gestion de la biodiversité s'est imposée dans le monde des carrières. Plus récemment s'est créé le projet Life in Quarries, un projet qui réconcilie biodiversité et activité extractive.

2.1.4. Le projet Life in Quarries

Le projet Life in Quarries est un projet LIFE + Nature et Biodiversité financé par la commission européenne. Ce projet a commencé en 2015 et finira en 2020. Il est porté par Fediex, la fédération de l'industrie extractive belge. L'objectif du projet est de développer durablement le potentiel d'accueil pour la biodiversité dans les carrières en activité par une collaboration entre Fediex, les carrières adhérentes, les organismes de protection de l'environnement (Natagora et le Parc National des Plaines de l'Escaut), l'administration wallonne (DNF) et les scientifiques (Gembloux Agro-Bio Tech, ULiège). En effet, la création d'un réseau solide entre les différentes parties prenantes est cruciale lors de projets de restauration écologique (Tischew & Kirmer, 2007). Les actions mises en œuvre sur le terrain sont de deux types. Les actions visant la nature temporaire (création de mares pionnières ou d'éboulis par exemple), qui visent des espèces et habitats pionniers, peuvent être déplacées au cours de l'exploitation. Les actions visant la nature permanente (création de plans d'eau ou de pelouses sèches par exemple), qui ciblent des espèces de la succession écologique et habitats stables, devront rester en place pendant une durée déterminée après la fin du projet. Pour ces dernières, le projet a notamment pour objectif de restaurer 10 ha de prairies de fauche.

2.2. *La restauration en carrière et les habitats analogues*

La restauration écologique est le processus qui assiste ou accélère l'autoréparation d'un écosystème vers sa trajectoire écologique d'origine (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004). Dans la majorité des cas, la modification irréversible des carrières rend difficile et coûteux le rétablissement de l'écosystème d'origine (Cooke & Johnson, 2002 ; Choi, 2007). C'est pourquoi, dans une optique de développement de la biodiversité pendant ou après

exploitation, il est préconisé de se tourner vers d'autres méthodes comme la réhabilitation ou la création. La **réhabilitation** (anglais : *reclamation*) est, en carrière, un processus qui vise à développer des services écosystémiques comme la stabilité du sol et l'esthétique du paysage. La **création** vise à mettre en place un écosystème différent de l'historique en partant d'un sol mis à nu suite à la suppression de la végétation (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group, 2004).

2.2.1. Contraintes des sols sur la végétation

Mis à part certains remblais fertiles comme les couches situées sous le sol arable, les substrats issus des carrières sont souvent contraignants à l'installation de végétation car ils dérivent des sols très profonds ou de déchets d'exploitation (Cooke & Johnson, 2002). Les contraintes à l'établissement de la végétation sont l'absence de matière organique, une grande compaction du sol, la présence de métaux lourds ou encore une forte xéricité du sol (Johnson et al., 1994). Néanmoins, à l'état naturel, certaines communautés végétales ont pu surmonter ces contraintes. C'est notamment le cas des pelouses pionnières (Johnson et al., 1978). Cependant, le recouvrement naturel des sites carriers par des espèces natives est un processus long (Ash et al., 1994) et le risque de colonisation par des espèces banales, voire invasives, est important. Dans les cas de restaurations où les conditions environnementales sont extrêmes, il est plus judicieux de se servir de l'ingénierie écologique plutôt que de laisser faire la nature (Prach & Hobbs, 2008). Grâce à différentes techniques, on va pouvoir lever les barrières s'opposant à la restauration des sites.

2.2.2. Lever les barrières à la restauration

Le non-rétablissement de certaines espèces lors d'une restauration peut être compris à travers la théorie des filtres (Lake et al., 2007) (figure 1).

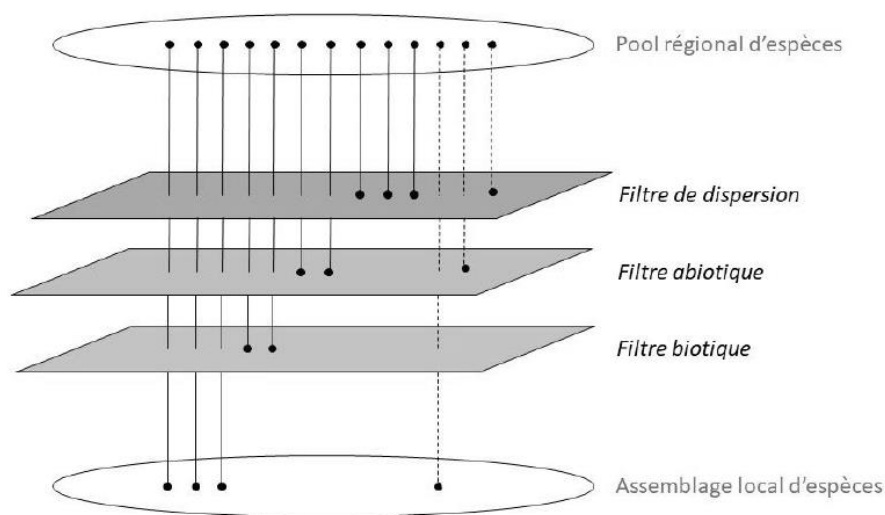


Figure 1. Schéma de la théorie des filtres (Pitz, 2018, adapté de Lake et al., 2007)

Selon cette théorie, il existe trois barrières empêchant la reconstitution d'une communauté dans une parcelle en restauration.

- La capacité de dispersion et de colonisation des espèces. De faibles capacités de dispersion peuvent être par exemple liées à la production de grosses graines, de peu de graines ou bien

par le besoin d'organismes disperseurs (zoochorie). Plusieurs techniques existent pour la surmonter, comme l'apport de foin, de graines ou le transfert de sol.

- Une fois que les espèces ont pu atteindre le site de restauration, les conditions abiotiques peuvent limiter leur développement, comme par exemple une trop grande humidité du sol, le manque de lumière, une trop grande richesse trophique. Des techniques comme l'étrépage ou le drainage sont utilisées.
- Une fois les conditions abiotiques nécessaires acquises, les conditions biotiques peuvent limiter la germination ou le fitness des espèces, comme la compétition interspécifique, la prédation ou l'absence d'un pollinisateur. Un bon diagnostic de la situation sur le site doit être effectué afin de lever ce filtre.

2.2.3. La création d'habitats analogues

Suite à diverses actions anthropiques, dont l'exploitation des carrières, il se crée des nouvelles combinaisons d'espèces et de conditions environnementales qui n'ont jusqu'à présent pas été observées dans la nature : des écosystèmes nouveaux (Hobbs et al., 2006). Certains de ces écosystèmes ressemblent de manière structurelle et fonctionnelle à des habitats naturels et sont capables d'abriter les espèces typiques de ces milieux car celles-ci retrouvent les conditions nécessaires à leur développement. Ils sont appelés habitats analogues (Lundholm & Richardson, 2010). La réhabilitation des sites carriers peut se faire en imitant les structures et dynamiques de leurs analogues naturels (Richardson et al., 2010).

Il est possible de recréer des habitats d'intérêt, abritant des espèces en danger, à partir de certains produits ou sous-produits de l'exploitation (Pitz, 2018 ; Kirmer et al., 2012 ; Richardson et al., 2010). Ces opérations peuvent demander certaines préparations du sol (Oliveira et al., 2011) et dans le cas de terres profondes, un apport de matière organique (Carrick & Krüger, 2007). Par exemple, les substrats secs calcaires issus des carrières de calcaire ont comme analogues les pelouses calcaires (Pitz, 2018). Les étapes principales pour la création de cet habitat à haute valeur biologique sont la préparation du substrat et l'apport d'espèces typiques.

2.3. Les prairies de fauche

Les prairies mésophiles de fauche, ou « prairies de fauche de basse altitude » selon la typologie Waleunis, sont un habitat Natura 2000 (code 6510) et sont dominées par l'alliance de *Arrhenatherion elatioris*. Cet habitat est présent en Europe centrale et en Europe occidentale (Louvel et al., 2013). En Wallonie, il occupe 11.700 hectares et son statut de conservation est défini comme défavorable (DEMNA, 2014). Il est caractérisé par un sol relativement riche (mésophile), un drainage favorable et une grande richesse spécifique (Habel et al., 2013), surtout sur les sols les moins riches (DGARNE/DNF, s.d.). Cet habitat peut fournir un grand nombre de services écosystémiques : production de fourrage de qualité, ressource en nectar, contribution à l'amélioration la qualité de l'eau, résilience face aux perturbations environnementales, prévention contre le ruissellement et les inondations et agro-tourisme (Hopkins & Holz, 2006).

Le début du déclin de cet habitat se situe après la seconde guerre mondiale lors de la révolution agricole. L'utilisation de plus en plus intensive d'intrants et la conversion des prairies de fauche en terres agricoles ou en pâtures intensives ont eu pour conséquence une baisse des surfaces de prairies mésophiles (Piqueray et al., 2011). En effet, s'il y a un apport trop important de nutriments

dans le sol, les espèces végétales des prairies de fauche sont concurrencées par les espèces nitrophiles (Janssens, 2001).

2.3.1. La restauration des prairies de fauche en Wallonie

En Wallonie, des mesures ont été mises en place pour essayer de contrer la perte de cet habitat, et s'inscrivent dans une démarche globale de conservation d'habitats Natura 2000 à l'échelle de l'Europe (directives « Oiseaux » et « Habitats »). Il s'agit notamment de projets LIFE, du programme agro-environnemental et de projets du programme wallon de développement rural.

Les LIFE Prairies Bocagères, LIFE Herbages et LIFE Pays Mosan visent notamment à la restauration de certains habitats herbacés menacés en Wallonie, dont les prairies mésophiles de fauche (LIFE Prairies bocagères, s.d.-a ; LIFE Herbages, s.d. ; LIFE Pays Mosan, s.d.). Les actions principales de restauration de prairies mésophiles dépendent des conditions initiales du site à restaurer, qui vont des plantations forestières aux prairies mésophiles moyennement fertilisée en passant par les prairies intensives. S'il y a lieu, les actions incluent un déboisement, un broyage des souches, suivi d'un étrépage et d'un semis ou d'un épandage de foin (LIFE Herbages, s.d.). Dans le cas des prairies préexistantes, il convient d'appauvrir le sol en exportant la matière organique en début de saison. Les prairies restaurées sont gérées par un régime de fauche tardive pouvant être suivi par un pâturage du regain (LIFE Prairie Bocagère, s.d.-b).

Par ailleurs, le programme agro-environnemental de la Région wallonne promeut le développement de milieux prairiaux d'intérêt biologique dans les zones agricoles. La méthode consacrée est la méthode « Prairie de haute valeur biologique » (MC4) (Piqueray et al., 2016). Moyennant une aide financière, les agriculteurs consentent à gérer certaines de leurs prairies jugées intéressantes d'un point de vue biologique en employant des pratiques favorables à leur préservation et à la protection de l'environnement (Natagriwal, s.d.).

Le programme wallon de développement rural soutient des projets en faveur du développement socio-économique, des services ruraux et de l'environnement dans les zones rurales (Réseau wallon de Développement Rural, s.d.). Différents acteurs du milieu rural, comme des PME, les Groupes d'Action Locale ou des communes peuvent déposer des projets afin de recevoir des subventions. Les projets peuvent concerner des restaurations d'habitats d'espèces d'intérêt communautaire tel que stipulé dans la mesure 7.6 (Portail de l'agriculture wallonne, 2017).

2.3.2. Les restaurations de prairies de fauche dans d'autres pays d'Europe

Dans les autres pays d'Europe, différentes approches existent pour restaurer les prairies mésophiles et qui prennent place dans un contexte différent. Par exemple, en Autriche, les prairies mésophiles sont en danger critique d'extinction (Essl et al., 2004) et elles sont restaurées suite à des mesures de compensation lors de nouvelles constructions urbaines ou routières. Sengl et al. (2017) ont démontré, dans leur étude en contexte autrichien, que le transfert de carpelette de sol montrait les résultats les plus prometteurs en termes de richesse spécifique, suivi du transfert de foin et en dernier du semis de graines.

En Angleterre, les mesures de gestion de cet habitat sont la conservation des reliques existantes et la restauration (Edwards et al., 2007). Une grande partie de leurs restaurations visent à améliorer la diversité botanique d'anciennes prairies intensives ou d'anciennes terres agricoles (Walker et al., 2004) en restauration passive (Snow et al., 1997) ou par apport de foin ou de graines (Edwards et al., 2007).

En Allemagne, la restauration de prairies mésophiles est la deuxième mesure de compensation utilisée. Leurs restaurations sont également concentrées sur d'anciennes terres agricoles (Tischew et al., 2007).

2.3.3. Les prairies de fauche en carrière

Les carrières sont potentiellement des lieux pouvant abriter les conditions requises pour l'installation de prairies de fauche. Ces conditions peuvent être rencontrées dans certaines friches ou certains remblais où les terres sont globalement neutres et de fertilité faible à moyenne. Peu d'études portent sur la réhabilitation de carrières à l'aide de prairies mésophiles de fauche. L'étude de Baasch et al. (2012) démontre que l'apport de foin ou le semis de graines sont plus efficaces que le laisser-faire pour restaurer une prairie riche en espèces sur des remblais tout en luttant contre les invasions d'espèces indésirables. Le foin introduit sur les sites d'étude était composé d'espèces de pelouse semi-xérophiles et de prairies mésophiles du *Dauco carotae* - *Arrhenatheretum elatioris*.

Les recherches de Kirmer et al. (2012) portent sur la restauration d'espèces cibles de prairies sur remblais d'argile. Les auteures démontrent la meilleure efficacité des semis composés d'une grande diversité d'espèces en termes de production de services écosystémiques (biomasse et lutte contre l'érosion). Elles montrent également que l'apport de paillis accélère la reprise de la végétation. L'expérience ne visait pas ici la restauration de communautés végétales mais ciblait certaines espèces de prairies.

Le travail de Fischer et al. (2013a) porte sur la création de prairies de fauche sur d'anciennes friches urbaines, avec trois modalités de semis : (i) transfert de graines provenant d'une prairie de référence, (ii) semis d'un mélange de graines du commerce avec inoculation de mycorhizes et (iii) même semis sans inoculation. La préparation des friches avant semis consiste en une fauche suivie d'un labour. Le but de cette restauration était, une fois de plus, la réintroduction d'espèces cibles de prairies et non de communautés prairiales à proprement parler. A l'issue de l'étude, les sites restaurés montraient une plus grande richesse spécifique que les sites non restaurés, démontrant que les friches urbaines sont également des lieux appropriés pour restaurer des prairies.

2.4. *L'écologie fonctionnelle : outil d'évaluation des restaurations écologiques*

Les traits fonctionnels sont des caractéristiques biologiques qui reflètent le fonctionnement d'un organisme et qui ont une influence significative sur son établissement, sa survie et son fitness.

En écologie des communautés, l'approche classique de description des communautés végétales est centrée sur l'identité des espèces (Garnier et al., 2013). L'étude des traits fonctionnels permet de prendre en compte le fonctionnement des espèces afin de comprendre les mécanismes qui régissent la structure et la dynamique des communautés (McGill et al., 2006).

En écologie de la restauration, l'étude des traits fonctionnels permet d'un côté de mettre en lumière les mécanismes à la base du succès ou de l'échec de la restauration (Fischer et al., 2013b), en observant le retour des valeurs de traits des communautés de référence, influençant l'acquisition des fonctions écologiques de référence (Piqueray et al., 2015). D'un autre côté, cela permet de généraliser sur le fonctionnement de la restauration d'une communauté indépendamment des sites étudiés (Kahmen & Poschlod, 2008). Les connaissances en matière de restaurations de prairies de

contextes différents peuvent dès lors être échangées (Fischer et al., 2013b), permettant ainsi de mutualiser les progrès réalisés sur les techniques de restauration (Pywell et al., 2003).

Les traits fonctionnels sont également utiles pour comprendre les réponses des plantes face aux changements environnementaux (Lavorel & Garnier, 2002 ; Poschlod et al., 2000), et permettent de prédire quels assemblages d'espèce pourront facilement être restaurés (Poschlod et al., 1998).

2.4.1. Dans les restaurations de milieux prairiaux

L'étude des traits permet, sous certaines conditions, de prédire quelles valeurs de trait assurent le succès de l'établissement des espèces en restauration.

En restauration de milieux prairiaux, ce succès dépend du nouvel environnement dans lequel on a introduit les individus. En effet, l'assemblage des communautés est le fruit de la théorie des filtres : les individus qui n'ont pas les bonnes valeurs de traits par rapport à leur environnement (traits de réponse) sont exclus (Garnier et al., 2013).

Ce succès dépend également de la capacité de compétition des espèces introduites lors des restaurations face aux espèces rudérales. Les rapports de compétition façonnent la composition en espèces au début des restaurations de milieux prairiaux (Zobel et al., 1996). Cette composition initiale a un impact sur le long terme et donc sur le succès de la restauration. En d'autres termes, plus les espèces souhaitées réussissent à s'établir les premières années, plus il y a de chance que la restauration aboutisse (Öster et al., 2009).

L'exemple de Fischer et al. (2013a) permet d'illustrer l'utilité de l'étude des traits en restauration de prairies. Les auteurs ont comparé les valeurs de traits des espèces introduites avec les valeurs des espèces spontanées. L'étude a notamment permis de montrer que les espèces performantes présentaient une surface foliaire spécifique (SLA) plus petite que les espèces non performantes.

2.4.2. Quels traits fonctionnels ?

Les traits fonctionnels utilisés en écologie de la restauration sont des traits liés à la dispersion, l'établissement et la persistance des végétaux. Dans cette étude, les traits liés à la capacité de dispersion ne seront pas étudiés (cf. chapitre 2.5.). En général, les traits fonctionnels interviennent dans plusieurs processus à la fois et sont souvent corrélés entre eux.

Les traits relatifs à l'établissement régissent l'évolution des graines en plantules. Weiher et al. (1999) mentionnent deux traits généraux s'y rapportant : la **masse des graines** et le taux de croissance relative. Le taux de croissance relative est un trait difficilement mesurable et est donc approximé par la **SLA** (*specific leaf area* : surface foliaire spécifique) et le **LWC** (*leaf water content* : contenu en eau des feuilles).

Une fois les espèces établies, elles doivent persister assez longtemps pour pouvoir se reproduire. Le trait utilisé pour déterminer la persistance est la longévité des espèces (Weiher et al., 1999). Il est approximé par le **type de durée de vie** (annuel, bisannuel ou pérenne). La persistance est assurée après la durée de vie d'un individu à travers la reproduction. La fécondité est le trait principal qui caractérise la reproduction mais est difficilement mesurable. La fécondité dépend majoritairement de deux traits : la masse des graines et la biomasse aérienne (Shipley & Dion, 1992). Un autre trait qui détermine la persistance est la capacité de compétition face aux voisins. Cette dernière, difficilement mesurable, est approximée par deux traits : le taux de croissance relative (voir paragraphe précédent) et la **hauteur de canopée**.

La masse des graines en tant que prédicteur du succès d'établissement ne suit pas un pattern clairement établi (Westoby et al., 1996). Il apparaît que les espèces à grosses graines ont plus de chances de s'établir dans un environnement compétitif (Grime & Jeffrey, 1965). La masse de la graine en tant que telle n'explique pas ce phénomène mais il s'agit plutôt de la masse des réserves métaboliques. Les grosses graines peuvent se permettre de laisser de côté une partie de ces réserves lors de la formation de la plantule. Ces réserves vont soutenir la croissance lors de mauvaises conditions (Westoby et al., 1996). Donc les espèces fabriquant des grosses graines ont plus de chances de survie dans un environnement compétitif (comme c'est le cas des milieux prairiaux). La contribution de la masse des graines dans le succès de persistance doit être nuancée. En effet, il se trouve que les espèces fabriquant des graines plus grosses ont, en général, un taux de croissance relative plus faible (Shipley & Peters, 1990) et donc une capacité de compétition plus faible. La masse des graines est liée au nombre de graines produites par individu. Cette relation est inversement proportionnelle : soit l'espèce produit un nombre élevé de petites graines, soit un faible nombre de grosses graines (Smith & Fretwell, 1974). Donc la masse des graines est un bon estimateur du nombre de graines produites par individu (Westoby, 1998)

Le taux de croissance relative joue un rôle dans l'établissement et dans la persistance (Weiher et al., 1999). En effet, dans le cas des environnements fréquemment perturbés, la reprise rapide de la croissance est avantageuse (Grime & Hunt, 1975). En général, un taux de croissance relative plus important permet d'être plus compétitif. La SLA et le LWC sont corrélés au taux de croissance relative et seront choisis pour l'étude.

La SLA est positivement corrélée au taux de croissance relative car elle approxime l'intensité de photosynthèse pratiquée par l'espèce végétale. Plus la SLA est grande, plus le taux photosynthétique est élevé et le taux de croissance sera plus grand (Garnier, 1992). Elle se calcule comme suit :

$$SLA = \frac{\text{surface foliaire fraîche}}{\text{masse foliaire sèche}}$$

Le LWC est négativement corrélé au taux de croissance relative. Dans les feuilles, le volume d'eau par rapport à celui de matière sèche dépend de la stratégie d'acquisition des ressources propre à chaque espèce qui doit faire un compromis entre production rapide de biomasse et conservation des nutriments (Grime et al., 1997). Il apparaît que plus la feuille est composée de matière sèche (au détriment de l'eau) plus le taux photosynthétique est faible (Garnier, 1992). Le calcul du LWC est donné ci-après par Weiher et al. (1999) :

$$LWC = \frac{(\text{masse foliaire à turgescence} - \text{masse foliaire sèche})}{\text{masse foliaire fraîche}}$$

Néanmoins, le LWC n'est pas repris dans la base de données LEDA. C'est pourquoi nous avons choisi d'utiliser un autre trait fortement corrélé au LWC, qui est présent dans la base de données LEDA, qui est le LDMC (*leaf dry matter content* : contenu en matière sèche des feuilles). Il se calcule comme suit :

$$LDMC = \frac{\text{masse foliaire sèche}}{\text{masse foliaire fraîche}}$$

Les formes de vie (géophyte ou hémicryptophyte par exemple) et les types de durées de vie (annuel, bisannuel ou pérenne) sont corrélés entre eux mais permettent ensemble de donner plus de force aux interprétations. Ces traits fournissent des indications sur la longévité et sur la stratégie reproductive des végétaux, et donc sur leur persistance (Kahmen & Poschlod, 2008).

La hauteur de canopée est un indicateur de la capacité de compétition (Gaudet & Keddy, 1988) car être plus grand permet un accès direct à la lumière, ce qui favorisera la croissance et donc la persistance. En d'autres termes, ce trait est corrélé à la stratégie d'acquisition des ressources de l'espèce, notamment du carbone (Westoby et al., 2002).

Au tableau 1 se trouve la liste des traits utilisés dans cette étude ainsi qu'un résumé des hypothèses expliquant leur rôle dans les processus d'établissement et de persistance des espèces de prairies de fauche. Ces traits sont étudiés dans plusieurs travaux relatifs aux traits dans les restaurations de milieux herbacés (Fischer et al., 2013b ; Piqueray et al., 2015 ; Kahmen & Poschlod, 2008 ; John et al., 2016).

Tableau 1. Liste des traits et de leur(s) hypothèse(s)

Traits	Corrélié à ...	Hypothèse
Masse des graines	Établissement Persistance	Grosses graines : meilleur établissement mais croissance plus lente
SLA	Établissement Persistance	Grande SLA : meilleurs établissement et persistance : taux de croissance relative élevé (grande capacité de compétition)
LDMC	Établissement Persistance	Faible LDMC : meilleurs établissement et persistance : taux de croissance relative élevé (grande capacité de compétition)
Durée de vie	Persistance	Les espèces pérennes sont caractéristiques des prairies de fauche typiques
Forme de vie	Persistance	Les hémicryptophytes sont caractéristiques des prairies de fauche
Hauteur de canopée	Persistance	Plus grande hauteur : meilleure persistance en milieu prairial (grande capacité de compétition)

2.5. Contexte de l'étude

L'étude se déroule sur des parcelles de prairies de fauche créées dans deux carrières wallonnes participant au projet LIFE in Quarries. La création d'une parcelle se déroule comme suit : apport du substrat, éventuelle préparation du substrat et semis d'espèces. Les parcelles de fauche ont été réalisées dans le cadre du LIFE in Quarries dans les contextes carriers où il a été possible de mobiliser des moyens et des surfaces. Les parcelles d'étude résultent donc d'expérimentations non planifiées.

Six parcelles ont été créées : quatre à Hermalle-sous-Huy et deux à Marche-les-Dames. La composition des espèces semées est différente entre les deux sites. Quatre types de remblais couvrent les parcelles : trois types de remblais à Hermalle-sous-Huy et un type de remblai à Marche-les-Dames. D'autres différences existent entre les parcelles et sont décrites dans le chapitre 3.1.

2.6. Cadre spatio-temporel

2.6.1. Cadre spatial

Les deux carrières sont situées dans la même région phytogéographique mosane. Les autres régions naturelles de Wallonie ne sont donc pas représentées. De plus, les deux carrières résultent de l'exploitation de minerais carbonatés. En outre, l'altitude différencie les prairies de fauche de basse altitude de celles de moyenne et haute altitude. Les deux carrières sont situées à moins de 300m d'altitude, c'est pourquoi seules les prairies de fauche de basse altitude (*Arrhenatherion elatioris*) sont prises en compte comme habitats de référence.

Néanmoins, l'approche par les traits fonctionnels permet de ne pas limiter les conclusions uniquement aux carrières de chaux de la Wallonie (cf. chapitre 2.4.).

2.6.2. Cadre temporel

Cette étude est limitée dans le temps car les résultats proviennent de parcelles créées il y a un ou deux ans. Les espèces observées les premières années d'une restauration étant souvent différentes de celles de restaurations plus anciennes, nos conclusions se limitent à la compréhension du fonctionnement des premières années d'une création de prairie de fauche sur remblais d'exploitation de carrières.

2.7. *Questions de recherche*

Le présent travail vise à effectuer un suivi des prairies de fauche créées sur remblais d'exploitation de carrières, afin d'augmenter l'efficacité des futures créations et d'améliorer nos connaissances sur le fonctionnement des créations de communautés prairiales en carrière.

Pour structurer notre démarche, nous avons formulé des questions de recherche.

(1) Quelle(s) modalité(s) de création de prairies de fauche sur remblais d'exploitation de carrières montre(nt) le plus grand **succès de restauration** ? Les communautés végétales mises en place par les techniques de restauration suivent-elles une trajectoire écologique vers une **prairie de fauche de référence** ?

(2) Comment les communautés nouvellement créées diffèrent-elles des prairies de fauche de référence en termes de composition fonctionnelle ? En d'autres termes, quelles valeurs des traits **caractérisent** les prairies de fauche de référence et quelles sont les **différences** en valeur de traits fonctionnels avec les communautés végétales créées ?

3. Méthodologie générale

Afin de faciliter la lecture, nous avons séparé la méthodologie en deux parties. Cette partie (3.) décrit les sites d'étude, le plan d'échantillonnage, les espèces à enjeux retrouvées dans les communautés étudiées ainsi que le calcul de la composition fonctionnelle des communautés. La partie suivante (4.) concerne les méthodologies spécifiques et les résultats des analyses des données.

3.1. Sites d'étude

Les parcelles d'études sont situées dans deux carrières du groupe Lhoist : celle d'Hermalle-sous-Huy (50°34'13.2"N 5°21'25.1"E) située en province de Liège et celle de Marche-les-Dames (50°29'15.3"N 4°58'47.4"E) en province de Namur (figure 2). Les deux carrières sont situées sur la rive gauche de la Meuse à 30 km à vol d'oiseau l'une de l'autre. Elles sont reprises dans le district phytogéographique mosan, caractérisé par des roches calcaires et où l'influence humaine se fait ressentir depuis des siècles par la création de nombreuses prairies (Lambinon et al., 2012).

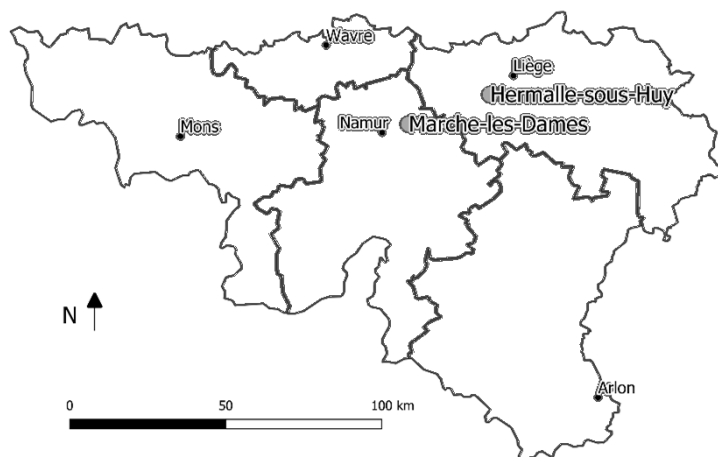


Figure 2. Emplacement des deux carrières d'étude

3.1.1. Parcelles d'étude

Pour plus de facilité lors de la lecture, les sites carriers d'Hermalle-sous-Huy et de Marche-les-Dames seront appelés respectivement « Hermalle » et « Marche »

A **Hermalle** se trouvent quatre parcelles créées (HD, HS, HV, HC ; les abréviations sont expliquées plus bas) ainsi que la parcelle de référence (HR) qui a fourni les semences (figure 3). Deux parcelles ont été semées à l'automne **2017 (HD et HS)**. Les deux autres parcelles ont été semées à l'automne **2018 (HV et HC)**. Les **graines semées** proviennent d'une moisson de la prairie de référence (**HR**, pour Hermalle référence) située sur le site d'Hermalle (en bleu sur la figure 3), moisson qui a été effectuée le 17 juillet 2017.

Le substrat des parcelles semées en 2017 (HD et HS) est constitué de boues de décantation¹. Avant le semis, un bull pousseur est passé sur les parcelles. Les deux parcelles sont différenciées en fonction de la densité de semis :

- Semis à la densité de 15kg de graines par hectare (« HD », Hermalle demi-densité)
- Semis à 30kg à l'hectare (« HS », Hermalle simple densité).

Les parcelles semées en 2018 à la même densité de 30 kg de graines par hectare sont différenciées par le type de substrat utilisé :

- Substrat composé d'une couche de remblais pierreux provenant de la carrière sur laquelle a été déposé une couche de terre riche de provenance extérieure à la carrière (« HV », Hermalle varié)
- Substrat composé de chaux déclassée (« HC », Hermalle chaux).

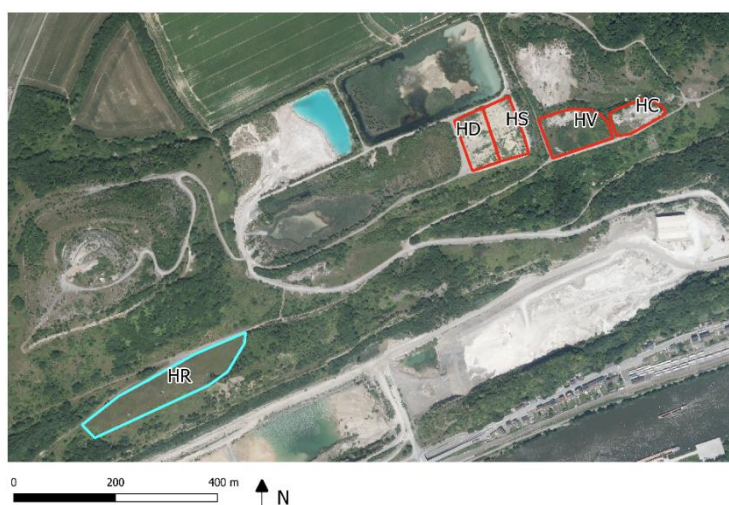


Figure 3. Les quatre parcelles d'Hermalle (rouge) et la prairie de référence (bleu).



Figure 4. Les deux parcelles de Marche (rouge)

A **Marche** se trouvent deux parcelles (figure 4) constituées de terres de découverte² de texture limoneuse et semées à l'automne **2018** à partir d'un **mélange de graines du commerce** de la société Ecosem³. Les deux parcelles sont distinguées par un apport d'amendement :

- Amendement de fumier composté (« MC », Marche compost)
- Aucun amendement (« MS », Marche sans compost).

Les terres de découverte qui composent les parcelles étaient une **terre agricole** avant la restauration. Il y a une forte présence de buddleia aux limites de la parcelle.

La figure 5 résume les différentes modalités de restauration existantes entre les parcelles étudiées.

¹ Les boues sont obtenues après curage des bassins de récupération des eaux de lavage de la roche (ici, la dolomie).

² Les terres de découverte sont la partie de sol entre la surface et la roche (dolomie) exploitée.

³ <https://www.ecosem.be>

Hermalle-sous-Huy : 4 parcelles créées

Nom parcelle	HD	HS	HV	HC
Provenance semis	Prairie de référence sur site (HR)			
Année semis	2017		2018	
Densité semis (kg/ha)	15	30	30	
Remblais	Boues de décantation		Pierreux + sol superficiel	Chaux déclassée
Amendement	Sans		Sans	

Marche-les-Dames : 2 parcelles créées

MC	MS	Parcelle
Commerce		Provenance semis
2018		Année semis
45		Densité semis (kg/ha)
Terres de découverte d'origine agricole		Remblais
Avec	Sans	Amendement

Figure 5. Schéma des modalités de création des prairies de fauche pour les parcelles étudiées. Provenance semis : origine des graines qui ont été semées ; années semis : année à laquelle les parcelles ont été créées ; densité semis : masse de graines totale semées à l'hectare ; remblais : type de substrat utilisé pour la création ; amendement : apport d'un amendement avant le semis.

3.1.2. Parcelles de référence

Des relevés Braun-Blanquet de prairies mésophiles typiques **extérieures aux sites carriers** (« EX », prairies typiques ex-situ) sont également utilisés lors des analyses. Les relevés ont été prélevés par Piqueray et al. (2016) dans des quadrats circulaires de 1m de rayon et ont servi de référence pour la définition de l'habitat des prairies mésophiles de fauche de l'*Arrhenatherion elatioris* pour la typologie Waleunis. Pour la présente étude, nous avons utilisé des relevés de huit prairies sélectionnés par Pitz et al. (2018).

3.2. Plan d'échantillonnage

Afin de comprendre les mécanismes en jeu lors des restaurations de prairies de fauche sur différents remblais, il est nécessaire de réaliser des inventaires de végétation en différenciant les parcelles. Nous avons choisi de réaliser ces inventaires par échantillonnage car les parcelles ont des surfaces importantes. La **nomenclature** des noms des espèces végétales suit la flore de Lambinon et al. (2012).

Les 7 parcelles ont été visitées en avril et en juin 2019. En avril s'est déroulée l'installation du dispositif d'échantillonnage (quadrats de 1m²), la prise des échantillons de sol et un premier inventaire présence/absence sur tous les quadrats. En juin se sont déroulés les relevés phytosociologiques.

Le dispositif expérimental est identique pour chaque parcelle et est constitué de 25 quadrats (n total = 175) de 1m² (un quadrat = une unité d'échantillonnage). Les emplacements des quadrats suivent une grille dont la maille est proportionnelle à la taille de la parcelle. Les quadrats sont matérialisés par deux piquets diagonalement opposés (figure 6).

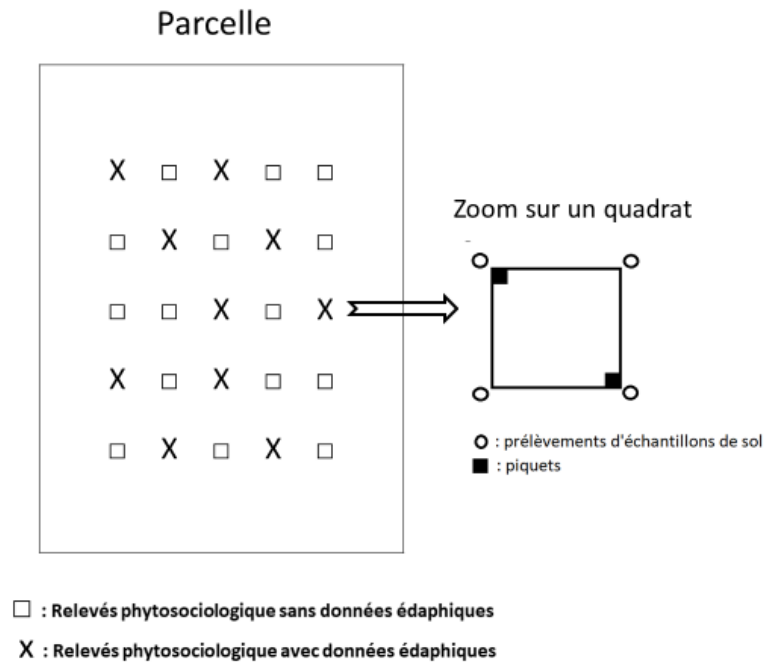


Figure 6. Schéma de la disposition des quadrats sur une parcelle et indication des quadrats dont les conditions édaphiques ont été analysées ; et zoom sur la délimitation d'un quadrat ainsi que sur les zones de prélèvement d'un échantillon de sol d'un quadrat

Les échantillons de sol ont été prélevés sur 10 quadrats par parcelle (n total = 70) (figure 6) à l'aide d'une tarière pédologique (10 cm de diamètre) sur les 15 premiers cm de sol. Un échantillon est constitué de quatre prélèvements de sol provenant des quatre coins du quadrat échantillonné (figure 6). Les analyses édaphiques opérées pour chaque échantillon sont la teneur en Azote total, Carbone total et Phosphore disponible ainsi que le calcul du pH-eau et de la charge en argile, limon et sable.

Un premier passage en avril a permis d'établir une liste d'espèces pour chaque quadrat. Ce premier passage a grandement facilité les relevés phytosociologiques de juin, surtout dans les zones où la végétation était très dense.

En juin, des **relevés phytosociologiques** ont été effectués dans chaque quadrat. Les relevés phytosociologiques sont composés des espèces observées et de leur pourcentage de recouvrement à l'échelle du quadrat ($1 \text{ m}^2 = 100\%$). Un **comptage** du nombre d'individus pour trois espèces à enjeux a été effectué (cf. chapitre 3.3.).

3.3. Les espèces à enjeux

Il s'agit d'espèces particulièrement importantes présentes sur les parcelles étudiées. Nous avons réalisé des analyses supplémentaires pour ces espèces afin de déterminer le succès de chaque remblai en termes de support pour la biodiversité.

3.3.1. *Anthyllis vulneraria*

Anthyllis vulneraria L. (aussi appelée vulnéraire) appartient à la famille des *Fabaceae* et est caractéristique des milieux ouverts : pelouses, friches ou talus. Elle a une préférence pour les sols calcarifères. Elle était cultivée jadis comme fourrage, ce qui explique sa présence dans les prairies de

fauche (Lambinon et al., 2012). C'est l'espèce hôte d'un papillon d'intérêt patrimonial, l'Argus frêle (*Cupido minimus*), qui est classé comme « presque menacé » sur la liste rouge de Wallonie (Rosès et al., 2019). La Vulnéraire est présente dans toutes les parcelles (HC, HD, HS, HV, MC, MS) à l'exception de la parcelle de référence d'Hermalle (HR).

3.3.2. *Lathyrus aphaca* et *Lathyrus hirsutus*

Lathyrus aphaca L. et *Lathyrus hirsutus* L. sont des *Fabaceae* de grand intérêt patrimonial, évaluées comme « critiquement en danger » (CR) sur la liste UICN de Wallonie. Leur biotope naturel est constitué des friches et des abords de cultures des sols calcarifères (Lambinon et al., 2012). Ces deux espèces sont présentes uniquement sur les parcelles d'Hermalle (HC, HD, HR, HS, HV).

3.3.3. *Rhinanthus minor*

Rhinanthus minor L. est un hémiparasite de la famille des *Orobanchaceae*. Il réduit la compétition des graminées dominantes, ce qui en fait un ingénieur de l'écosystème lors de restaurations de milieux prairiaux (Westbury & Dunnett, 2008). Son habitat naturel est constitué des pelouses calcaires et des prairies mésophiles (Lambinon et al., 2012). Il est présent dans certaines parcelles (HR, HV, MC, MS).

3.3.4. *Buddleja davidii*

Buddleja davidii Franch. est une espèce invasive de la famille des *Scrophulariaceae*, classée B3 sur la liste Harmonia (Branquart et al., 2010) ce qui indique qu'elle a un impact modéré sur la végétation native et qu'elle existe sur l'ensemble du territoire belge. C'est une plante compétitive qui s'établit sur des zones rudérales et qui peut former des populations monospécifiques denses. Elle a été introduite pour l'ornement dans les parcs et jardins, s'est naturalisée puis s'est largement répandue en Belgique à partir des années 70' (Lambinon et al., 2012). L'étude des dynamiques d'invasion de cette espèce est pertinente en contexte carrier car l'espèce y colonise déjà de nombreux remblais et friches. Elle est présente aux abords de toutes les parcelles (HC, HD, HR, HS, HV, MC, MS).

3.4. Calcul de la composition fonctionnelle des communautés végétales

Chaque communauté végétale étudiée est caractérisée fonctionnellement par les valeurs des traits des espèces qui la composent, à l'instar de l'approche taxonomique où les communautés sont caractérisées par les abondances relatives des espèces. Pour caractériser la composition fonctionnelle d'une communauté, il faut en premier lieu calculer la composition fonctionnelle à l'échelle des quadrats, puis en calculer la moyenne arithmétique.

Avant de calculer la composition fonctionnelle de la communauté végétale à l'échelle d'un quadrat, il faut extraire les valeurs des traits étudiés (tableau 2) depuis les bases de données pour toutes les espèces du jeu de données. Les valeurs des traits proviennent de la base de données LEDA (Kleyer et al., 2008). Les valeurs non retrouvées dans cette banque de données proviennent de la base de données TRY (Kattge et al., 2011). Les valeurs de l'un ou l'autre trait pour certaines espèces de notre jeu de données n'ont pas été retrouvées dans ces deux bases de données. Les valeurs des traits manquantes ont été marquées comme données manquantes (NA).

Tableau 2. Traits fonctionnels analysés et les abréviations employées.

Trait	Valeurs	Type de variable	Abréviation
Surface foliaire spécifique (SLA)	Valeur [mm ² /mg]	Quantitative	sla
Contenu en matière sèche des feuilles (LDMC)	Valeur [mg/g]	Quantitative	ldmc
Hauteur de canopée	Valeur [m]	Quantitative	h
Masse des graines	Valeur [mg]	Quantitative	m
Durée de vie	1:Annuelle	Catégorielle	ann
	2:Bisannuelle		bi
	3:Pérenne		per
Forme de croissance	1:Liane	Catégorielle	liane
	2:Phanérophyte		phane
	3:Chamaephyte		chamae
	4:Hémicryptophyte		hemi
	5:Cryptophyte (Géophyte)		crypto
	6:Thérophyte		thero

3.4.1. Calculs des valeurs des traits catégoriels

Pour rappel, les traits catégoriels analysés sont la durée de vie et la forme de vie. Ces traits sont caractérisés par plusieurs valeurs possibles, appelées attributs (tableau 2). Tous les attributs d'un trait ont été transformés en autant de variables binaires.

3.4.2. Calculs des valeurs des traits quantitatifs

Pour rappel, les traits quantitatifs analysés sont la SLA, la hauteur de canopée, le LDMC et la masse des graines. Il est fréquent qu'une même espèce présente plusieurs valeurs pour un trait (voir figure 7). Pour la SLA, le LDMC et la hauteur, le pays de provenance des données était renseigné. Nous avons donc calculé la moyenne arithmétique des valeurs des pays proches (Allemagne, Royaume-Uni, France et Pays-Bas). Dans les quelques cas où aucun de ces pays n'a fourni de valeurs, les moyennes ont été calculées sur les valeurs fournies et peuvent provenir de pays éloignés (Russie par exemple) ou peuvent être d'origine inconnue. Il persiste deux cas particuliers : celui où une espèce est totalement absente des deux bases de données et celui où l'identification des individus de notre jeu de données a dû s'arrêter au genre (par exemple *Taraxacum sp.*). Dans ces deux cas, nous avons considéré l'enregistrement comme nul et il a été supprimé lors des analyses.

SBS name	country	single value [mm ² /mg]
Acer pseudoplatanus	SPAIN	19,6
Acer pseudoplatanus	POLAND	16,1790601
Acer pseudoplatanus	GERMANY	22,04
Acer pseudoplatanus	GERMANY	22,32
Acer pseudoplatanus	UNITED KINGDOM	16,4
Acer pseudoplatanus	UNITED KINGDOM	11,4
Acer pseudoplatanus	UNITED KINGDOM	12,5

Figure 7. Tableau Excel de la base de donnée LEDA montrant plusieurs valeurs de SLA par espèce

Pour la masse des graines, aucun pays d'origine des données n'a été renseigné. Nous avons calculé la moyenne des valeurs pour les types de diaspores « germinule », comme l'information était disponible. Contrairement aux dispersules, les germinules interviennent directement dans la germination et dans la composition de la banque de graines. Le renseignement de la masse des germinules permet de comparer entre différentes espèces la survie après dispersion.

3.4.3. Calcul de la composition fonctionnelle des communautés à l'échelle des quadrats

Pour les traits catégoriels, nous avons calculé par quadrat la somme des abondances de chaque espèce présentant un attribut d'un trait (voir tableau 3).

Pour les traits quantitatifs, les moyennes pondérées pour la communauté (**MPC**) - *community weighted mean* (CWM) - ont été calculées (Garnier et al., 2004). La MPC d'un trait représente la valeur la plus probable qu'aurait un individu tiré au hasard dans la communauté (Garnier et al., 2013). Pour calculer la MPC, nous avons calculé les moyennes pondérées à l'échelle du quadrat, appelées **MPQ** (moyenne pondérée à l'échelle du quadrat). Pour calculer une MPQ d'un trait, il faut calculer la moyenne de la valeur du trait des espèces du quadrat en la pondérant par leur abondance relative. Ce calcul s'effectue pour chaque trait séparément avec la formule suivante :

$$MPQ = \frac{\sum_{i=1}^n p_i * trait_i}{\sum_{i=1}^n p_i}$$

où n est le nombre d'espèces dans le quadrat, p_i est l'abondance de l'espèce i et $trait_i$ la valeur du trait de l'espèce i .

Il faut préciser que la somme des recouvrements des espèces au sein d'un quadrat peut dépasser 100% (espèces qui se situent à différents niveaux). C'est pourquoi le dénominateur de l'équation précédente correspond à la somme des recouvrements réels des espèces, et non à 100. Un exemple de calcul du MPQ est donné au tableau 3.

Nous avons ensuite regroupé par quadrat les abondances des neuf attributs des deux traits catégoriels et les MPQ des quatre traits quantitatifs. A chaque quadrat correspondent donc 13 valeurs de traits et l'ensemble est appelé **LVT** (liste des valeurs de trait). Chaque quadrat est donc caractérisé par une LVT.

Tableau 3. Exemple de calcul d'un LVT pour un quadrat

Quadrat X	% couvert	Attribut d'un trait catégoriel (ex. : géophyte)	Trait quantitatif (ex. : hauteur (cm))	...
Espèce1	20	Oui = 1	70	
Espèce2	45	Non = 0	20	
Espèce3	55	Oui = 1	30	
LVT du quadrat X	Somme = 120	= 20*1 + 45*0 + 55*1 = 75 (%) -> abondance	= $\frac{20*70+45*20+55*30}{120}$ = 32,92 (cm) -> valeur moyenne pondérée (MPQ)	...

4. Méthodologies spécifiques et résultats des analyses

4.1. Généralités

Avant chaque analyse, les données de couvert des espèces ont été transformées en pourcentage et ont subi une transformation logarithmique ($\log(x+1)$), afin de donner la même importance relative aux espèces rares et aux espèces abondantes. Les ordinations ont été réalisées sur le logiciel RStudio (R Core Team, 2017).

Au total, 126 espèces végétales ont été identifiées sur les 175 quadrats.

4.2. Description des conditions édaphiques des parcelles d'étude

4.2.1. Méthodologie spécifique

Pour structurer la variation des conditions édaphiques des parcelles étudiées, nous avons réalisé une analyse en composantes principales (PCA) avec le package « vegan » en utilisant les **valeurs des variables édaphiques** ($n=70$, 10 relevés édaphiques par parcelle cf. chapitre 3.2) pour les 5 parcelles d'Hermalle (HC, HD, HR, HS, HV) et les 2 parcelles de Marche (MC, MS).

Nous avons représenté les vecteurs des variables édaphiques expliquant la distribution des relevés (cercle des corrélations). Les vecteurs dont la longueur est proche du cercle contribuent le plus aux axes de la PCA. Plus un vecteur est proche d'un axe, plus il contribue à cet axe. Deux vecteurs proches les uns des autres sont corrélés positivement tandis que deux vecteurs opposés sont corrélés négativement. Les données édaphiques ont subi une transformation de Hellinger avant exécution de l'ordination comme prescrit par Legendre & Gallagher (2001)⁴.

4.2.2. Résultats

Les deux premiers axes de la PCA expliquent 95% de la variabilité totale (axe 1 : 81%, axe 2 : 14 %). L'axe 1 oppose les parcelles HC, HD et HS aux parcelles HR, MC, MS (figure 8). L'axe 2 distingue principalement la parcelle HV de l'ensemble des autres parcelles.

On peut distinguer trois groupes de conditions édaphiques sur l'ensemble des parcelles d'étude. Le premier groupe est formé par les parcelles HC, HD et HS et caractérisé par des sols plus sableux, plus basiques et plus concentrés en C et en CaCO_3 . Le deuxième groupe est formé par les parcelles HR, MC et MS et est caractérisé par des sols plus fortement chargés en argile et en limon. Le troisième groupe comprend la parcelle HV qui est caractérisé par des sols plus riches en P et en N.

⁴ Une PCA doit être exécutée sur des données ayant les mêmes dimensions physiques (Legendre, 2017). Comme les dimensions physiques des variables édaphiques de notre jeu de données sont différentes (par exemple P est mesuré en mg/100g de sol et N est exprimé en %), nous avons utilisé la transformation de Hellinger. Cette transformation standardise les données, ce qui permet de faire abstraction des dimensions physiques des variables afin de pouvoir interpréter les résultats de la PCA (Legendre & Gallagher, 2001).

La plus grande dispersion des quadrats de la parcelle HV dans le plan d'ordination indique des conditions édaphiques plus hétérogènes au sein de cette parcelle, les autres présentant des conditions relativement homogènes.

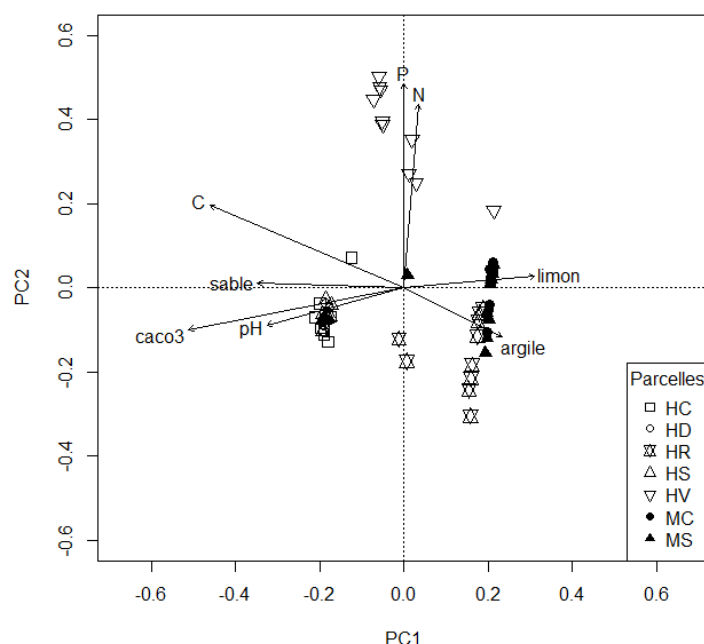


Figure 8. Diagramme de la PCA sur base des valeurs des variables édaphiques ($n=70$) des 7 parcelles des deux carrières. Les deux premiers axes de la PCA expliquent 95% de la variabilité totale (axe 1, horizontal : 81% ; axe 2, vertical : 14%). Les flèches correspondent aux variables édaphiques projetées a posteriori. P : P disponible (mg/100g), N : N total (%), C : C total (g/kg), CaCO_3 : proportion en Carbonate de Calcium (%), pH : pH eau ; sable, limon et argile : proportions du triangle textural (%). HC : Hermalle chaud, HD : Hermalle demi-densité, HR : Hermalle référence, HS : Hermalle simple-densité, HV : Hermalle varié, MC : Marche compost et MS : Marche sans compost.

4.3. Description de l'assemblage en espèces des communautés végétales de Marche

Les analyses suivantes ont été réalisées uniquement sur les données du site de Marche, étant donné que les parcelles de ce site ont été créées à partir du même pool d'espèces. Les deux parcelles sont différenciées par un apport d'amendement et les autres modalités de création sont reprises sur la figure 9. MC est la parcelle de Marche avec ajout de fumier composté (figure 10). MS est la parcelle de Marche sans ajout de fumier composté (figure 11).

MC	MS	Parcelle
Commerce		Provenance semis
2018		Année semis
45		Densité semis (kg/ha)
Terres de découverte d'origine agricole		Remblais
Avec	Sans	Amendement

Figure 9. Description des modalités de création des parcelles de Marche. Provenance semis : origine des graines qui ont été semées ; années semis : l'année à laquelle les parcelles ont été créées ; densité semis : la masse de graines totale semées à l'hectare ; remblais : type de substrat utilisé pour la création ; amendement : apport d'un amendement avant le semis.



Figure 10. Parcelle MC (Marche compost). Date : 7 juin 2019



Figure 11. Parcelle MS (Marche sans compost). Date : 6 Juin 2019

4.3.1. Description du pool d'espèces semé

Un total de 31 espèces a été semé sur les parcelles. La masse semée de chaque espèce est connue (tableau 4). Nous avons calculé la proportion du nombre de graines de chaque espèce dans le mélange de graines à l'aide des valeurs de masses de graines des espèces retrouvées dans les bases de données de traits LEDA et TRY.

Les *Poaceae* sont les plus abondantes et les *Fabaceae* sont les moins abondantes du mélange de graines (tableau 4).

Les cinq espèces les plus abondantes sont *Poa pratensis* (25,8% des graines), *Agrostis capillaris* (25,0%), *Arrhenatherum elatius* (12,7%), *Anthoxanthum odoratum* (5,5%) et *Avenula pubescens* (5,4%). 79% des graines semées sont des *Poaceae* (6 espèces), 0,9% de *Fabaceae* (4) et 20% des individus d'autres familles (21).

Tableau 4. Masse de graines semée à l'hectare, nombre de graines semé estimé par m² et proportion du nombre de graines par espèce semée dans les parcelles du site de Marche

Famille	Espèces semées	Masse de graines semée par hectare (g/ha)	Nombre de graines semé estimé par m ²	Proportion du nombre de graines (%)
Poaceae	<i>Agrostis capillaris</i>	868,2	1305,5	25,0
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	1626,8	288,4	5,5
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	17282,0	664,7	12,7
	<i>Avenula pubescens</i>	5326,6	279,2	5,4
	<i>Festuca rubra</i>	1808,0	211,6	4,1
	<i>Poa pratensis</i>	3615,1	1345,6	25,8
Fabaceae	<i>Anthyllis vulneraria</i>	505,8	15,8	0,3
	<i>Lotus corniculatus</i>	217,0	15,2	0,3
	<i>Trifolium pratense</i>	134,4	9,8	0,2
	<i>Vicia cracca</i>	516,7	3,4	0,1
Autres espèce de plantes à fleurs	<i>Achillea millefolium</i>	289,7	219,7	4,2
	<i>Anthriscus sylvestris</i>	846,3	19,5	0,4
	<i>Centaurea jacea</i>	921,9	45,7	0,9
	<i>Centaurea scabiosa</i>	678,0	11,0	0,2
	<i>Crepis biennis</i>	408,2	36,6	0,7
	<i>Daucus carota</i>	447,0	39,5	0,8
	<i>Galium mollugo</i>	642,2	84,9	1,6
	<i>Heracleum sphondylium</i>	496,8	8,4	0,2
	<i>Hypericum perforatum</i>	122,5	126,7	2,4

<i>Knautia arvensis</i>	696,9	15,7	0,3
<i>Leontodon hispidus</i>	307,6	26,7	0,5
<i>Leucanthemum vulgare</i>	298,7	72,9	1,4
<i>Malva moschata</i>	740,7	31,0	0,6
<i>Origanum vulgare</i>	90,6	96,0	1,8
<i>Pimpinella saxifraga</i>	40,8	3,3	0,1
<i>Primula veris</i>	124,5	15,9	0,3
<i>Prunella vulgaris</i>	673,0	97,4	1,9
<i>Rhinanthus minor</i>	2054,0	76,0	1,5
<i>Sanguisorba minor</i>	651,1	14,9	0,3
<i>Scabiosa columbaria</i>	235,0	13,1	0,3
<i>Tragopogon pratensis</i>	1822,0	20,9	0,4

4.3.2. Structuration de l'assemblage des espèces

4.3.2.1. Méthodologie spécifique

Dans ce point, nous analysons la structure de la végétation et les patrons de dominance des parcelles de Marche (MC, MS), au niveau des espèces semées et spontanées. Les données phytosociologiques utilisées sont des couverts (% dans 1m²) des espèces observées dans les 50 quadrats (25 par parcelle). Les espèces spontanées sont les espèces dispersées spontanément ou présentes dans la banque de graines du sol.

4.3.2.2. Résultats

Un classement par **ordre alphabétique** des espèces observées dans les quadrats se trouve en annexe 1.

De manière générale, la composition spécifique est identique entre MC et MS, ainsi que le classement des espèces en fonction de leur abondance (tableau 6). Les abondances des mêmes espèces ont tendance à être plus faibles sur MS que sur MC.

Les trois espèces semées les plus abondantes dans la végétation des deux parcelles sont *Vicia cracca* (MC : 24,28% ; MS : 8,2%), *Arrhenatherum elatius* (23,32% ; 10,56%) et *Rhinanthus minor* (14,04% ; 8,16%). Les trois espèces spontanées les plus abondantes dans la végétation des deux parcelles sont *Matricaria recutita* (19,44% ; 14,24%), *Poa trivialis* (sur MC : 4,92%) ou *Alopecurus myosuroides* (sur MS : 5%) et *Sonchus asper* (3,32% ; 4,12%) qui sont des espèces rudérales provenant vraisemblablement de la banque de graines du sol ou des alentours. Les espèces semées les moins abondantes (*Poa pratensis*, *Tragopogon pratensis*, *Avenula pubescens*, *Prunella vulgaris*, *Gallium mollugo*, *Centaurea jacea*...) sont identiques entre les deux parcelles.

L'espèce dominante de la végétation sur la parcelle MC est *Vicia cracca* (24,28%). Il s'agit d'une espèce semée. Sur la parcelle MS, l'espèce dominante est *Matricaria recutita* (14,24%), qui provient vraisemblablement de la banque de graines du sol.

Sur les quatre espèces semées de *Fabaceae*, toutes ont été observées dans les quadrats. Sur les six espèces semées de *Poaceae*, cinq ont été observées. Les espèces semées qui n'ont été observées dans aucun quadrat sont : *Agrostis capillaris*, *Anthriscus sylvestris*, *Centaurea scabiosa*, *Crepis biennis*, *Heracleum sphondylium*, *Hypericum perforatum*, *Knautia arvensis*, *Origanum vulgare*, *Pimpinella saxifraga*, *Primula veris*, *Scabiosa columbaria*. Trois d'entre elles se trouvent parmi les espèces les plus abondantes du mélange de graines (*Agrostis capillaris*, *Hypericum perforatum*, *Origanum vulgare*).

Tableau 6. Structuration des assemblage et patrons de dominance, exprimés comme pourcentages moyens de couvert dans 1m² des espèces observées dans les quadrats (N=50) des deux parcelles du site de Marche. MC : Marche compost. MS : Marche sans compost. Les espèces en gras sont les espèces semées. La famille « Autre » reprend les familles autres que les Fabaceae et les Poaceae.

Espèces observées dans les quadrats	MC	MS	Famille
<i>Vicia cracca</i>	24,28	8,2	Fabaceae
<i>Arrhenatherum elatius</i>	23,32	10,56	Poaceae
<i>Matricaria recutita</i>	19,44	14,24	Autre
<i>Rhinanthus minor</i>	14,04	8,16	Autre
<i>Trifolium pratense</i>	10,96	2,96	Fabaceae
<i>Festuca rubra</i>	9,48	6,76	Poaceae
<i>Poa trivialis</i>	4,92	2,2	Poaceae
<i>Leontodon hispidus</i>	4,44	2,72	Autre
<i>Anthyllis vulneraria</i>	4,16	1,62	Fabaceae
<i>Sonchus asper</i>	3,32	4,12	Autre
<i>Bromus hordeaceus</i>	3	1,96	Poaceae
<i>Alopecurus myosuroides</i>	2,96	5	Poaceae
<i>Holcus lanatus</i>	2,88	1,36	Poaceae
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2,76	1,76	Poaceae
<i>Lotus corniculatus</i>	2,48	1,1	Fabaceae
<i>Daucus carota</i>	2,32	1,98	Autre
<i>Galium aparine</i>	2	1,86	Autre
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1,64	1,16	Autre
<i>Bromus sterilis</i>	1,4	0,24	Poaceae
<i>Achillea millefolium</i>	1,36	0,52	Autre
<i>Malva moschata</i>	1,28	0,74	Autre
<i>Tussilago farfara</i>	1,16	2,16	Autre
<i>Sanguisorba minor</i>	1,08	0,6	Autre
<i>Poa annua</i>	0,96	0,32	Poaceae
<i>Centaurea jacea</i>	0,72	0,22	Autre
<i>Galium mollugo</i>	0,62	0,44	Autre
<i>Viola arvensis</i>	0,56	0,26	Autre
<i>Vulpia myuros</i>	0,56	0	Poaceae
<i>Myosotis arvensis</i>	0,5	0,2	Autre
<i>Veronica persica</i>	0,44	0,52	Autre
<i>Avenula pubescens</i>	0,4	0,52	Poaceae
<i>Dactylis glomerata</i>	0,4	0,24	Poaceae
<i>Prunella vulgaris</i>	0,36	0,24	Autre
<i>Lactuca serriola</i>	0,36	0,64	Autre
<i>Senecio vulgaris</i>	0,32	0,32	Autre
<i>Brassica napus</i>	0,28	0,42	Autre
<i>Trifolium repens</i>	0,28	0,2	Fabaceae
<i>Lolium perenne</i>	0,28	0,08	Poaceae
<i>Papaver rhoeas</i>	0,24	0,84	Autre
<i>Epilobium sp.</i>	0,24	0,24	Autre
<i>Rumex crispus</i>	0,2	0	Autre
<i>Fumaria officinalis</i>	0,16	0,08	Autre
<i>Geranium pyrenaicum</i>	0,16	0,06	Autre
<i>Melilotus albus</i>	0,16	0	Fabaceae
<i>Tragopogon pratensis</i>	0,12	0,32	Autre
<i>Cirsium arvense</i>	0,12	0,08	Autre
<i>Clematis vitalba</i>	0,12	0,08	Autre
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,12	0,04	Autre
<i>Ranunculus repens</i>	0,08	0,26	Autre
<i>Euphorbia helioscopia</i>	0,08	0	Autre
<i>Hypochaeris radicata</i>	0,08	0	Autre
<i>Taraxacum sp.</i>	0,04	0,16	Autre
<i>Veronica arvensis</i>	0,04	0,1	Autre
<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,04	0,08	Autre
<i>Prunus sp.</i>	0,04	0,04	Autre

<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,04	0	Autre
<i>Lapsana communis</i>	0,04	0	Autre
<i>Trisetum flavescens</i>	0,04	0	Poaceae
<i>Crepis capillaris</i>	0	0,2	Autre
<i>Cerastium fontanum</i>	0	0,12	Autre
<i>Conyza canadensis</i>	0	0,12	Autre
<i>Galeopsis angustifolia</i>	0	0,08	Autre
<i>Plantago lanceolata</i>	0	0,04	Autre
<i>Cirsium vulgare</i>	0	0,04	Autre
<i>Thlaspi arvense</i>	0	0,04	Autre
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0,028	Autre
<i>Medicago lupulina</i>	0	0,04	Fabaceae
<i>Trifolium hybridum</i>	0	0,04	Fabaceae
<i>Poa pratensis</i>	0	0,12	Poaceae
<i>Festuca arundinacea</i>	0	0,24	Poaceae
<i>Festuca pratensis</i>	0	0,12	Poaceae

4.3.3. Variables édaphiques

4.3.3.1. Méthodologie spécifique

Nous avons calculé les moyennes et les écarts-types des variables édaphiques des deux parcelles de Marche (n=20). Les variables édaphiques sont le P disponible (mg/100g), C (g/kg), N (%), le pH, la charge en argile (%), la charge en limon (%), la charge en sable (%) et le CaCO₃ (%).

Pour chaque variable, nous avons testé si les moyennes étaient significativement différentes entre les deux parcelles à l'aide d'un test ANOVA. Lorsque les moyennes étaient significativement différentes (p<0,05), elles ont été comparées deux à deux à l'aide d'un test de Tukey (comparaisons multiples). Ce test permet de structurer les moyennes les unes par rapport aux autres lorsqu'il y a plus de deux variables. Le test de Tukey est résumé en une colonne de lettre (fonction « cld »). Chaque valeur moyenne est associée à une lettre qui reflète sa position parmi les autres valeurs moyennes. Une lettre différente indique que la valeur moyenne est significativement différente des autres.

4.3.3.2. Résultats

L'apport de compost n'a pas eu d'influence significative sur les valeurs des variables édaphiques considérées car aucune différence significative (p<0,05) n'a été trouvée entre les deux parcelles (tableau 5).

Tableau 1. Variables édaphiques moyenne et écarts-types des 2 parcelles de Marche (n=20). MC pour Marche compost. MS pour Marche sans compost. Les différences significatives entre les parcelles sont représentées par des étoiles : NS : p> 0,05 ; *p≤0,05 ; **p≤0,01 ; ***p≤0,001.

Variables édaphiques	MC	MS	p-valeur	F
P (mg/100g). N.S.	2,25 ± 0,72	1,67 ± 0,82	0,11	2,89
C (g/kg). N.S.	11,15 ± 2,48	9,46 ± 1,8	0,10	3,03
N (%). N.S.	0,10 ± 0,01	0,09 ± 0,01	0,07	3,73
pH. N.S.	8,14 ± 0,23	8,38 ± 0,57	0,22	1,58
Argile (%). N.S.	18,1 ± 2,1	18,37 ± 2,5	0,80	0,06
Limon (%). N.S.	76,2 ± 1,73	75,77 ± 2,34	0,65	0,22
Sable (%). N.S.	5,69 ± 0,63	5,87 ± 0,57	0,53	0,40
CaCO ₃ (%). N.S.	0	0,19 ± 0,61	0,33	1

4.3.4. Indices globaux de succès

4.3.4.1. Méthodologie spécifique

Nous avons relevé par quadrat (n=50) le nombre d'espèces, la proportion de sol nu, la hauteur de canopée, le pourcentage de couvert de *Poaceae*, le pourcentage de couvert des espèces semées, le nombre d'individus de *Rhinanthus minor* et l'abondance de *Anthyllis vulneraria*. Pour chaque donnée, une moyenne a été calculée par parcelle.

Notons que *Buddleja davidii* n'a pas été observé sur les parcelles.

La détermination de la hauteur de canopée s'est faite pour chaque quadrat en estimant la hauteur de l'espèce la plus abondante.

Pour chaque indicateur, nous avons testé si les moyennes étaient significativement différentes avec un test ANOVA. Dans l'affirmative, les parcelles étaient comparées deux à deux avec le test de Tukey (comparaisons multiples) (cf. point 4.3.3.1.).

4.3.4.2. Résultats

Cinq des sept indicateurs sont significativement différents entre les parcelles (tableau 7).

Le nombre moyen d'espèces par quadrat est significativement plus élevé sur MC ($26,5 \pm 3,3$) que sur MS ($24,0 \pm 4,3$) ($F=5,3$; $p=0,03$). Le pourcentage de sol nu est très significativement plus faible sur MC ($19,8 \pm 10,8\%$) que sur MS ($37,8 \pm 20,1$) ($F=15,6$; $p<0,001$). La hauteur moyenne n'est pas significativement différente entre les parcelles. Le couvert moyen des *Poaceae* est significativement plus élevé sur MC ($53,36 \pm 22,06\%$) que sur MS ($31,84 \pm 15,37$) ($F=16,015$; $p<0,001$). Le couvert moyen des espèces semées est très significativement plus élevé sur MC ($105,94 \pm 33,61$) que sur MS ($50,86 \pm 28,15$) ($F = 39,47$; $p<0,001$).

Le nombre moyen d'individus de *Rhinanthus minor* par quadrat n'est pas significativement différent entre les parcelles. L'abondance moyenne d'*Anthyllis vulneraria* par quadrat sur MC ($4,2 \pm 2,9$ %) est très significativement plus élevée que sur MS ($1,6 \pm 1,8\%$) ($F= 13,8$; $p<0,001$).

Tableau 7. Valeurs moyennes par quadrat des indicateurs (et écart-type) pour les deux parcelles de Marche (N=50). NS : $p>0,05$; * $p\leq 0,05$; ** $p\leq 0,01$; *** $p\leq 0,001$.

Parcelles	MC	MS
Nombre moyen d'espèces par quadrat. (*)	$26,5 \pm 3,3$	$24,0 \pm 4,3$
Proportion moyenne de sol nu (%). (***)	$19,8 \pm 10,8$	$37,8 \pm 20,1$
Hauteur moyenne (cm). N.S.	$56,2 \pm 27,8$	$58,8 \pm 40,1$
Couvert moyen des <i>Poaceae</i> (%). (***)	$53,36 \pm 22,06$	$31,84 \pm 15,37$
Couvert moyen des espèces semées (%). (***)	$105,94 \pm 33,61$	$50,86 \pm 28,15$
Nombre moyen de <i>Rhinanthus minor</i> . N.S.	$17,2 \pm 16,6$	$14,7 \pm 13,3$
Abondance moyenne d' <i>Anthyllis vulneraria</i> (%). (***)	$4,2 \pm 2,9$	$1,6 \pm 1,8$

4.3.5. Eléments à retenir

Il y a peu de différences entre les deux parcelles en termes de composition spécifique. L'amendement sur la parcelle MC influence significativement et positivement le couvert des *Poaceae*, des espèces semées et d'*Anthyllis vulneraria*, et influence significativement et négativement la proportion de sol nu par rapport à la parcelle sans compost (MC). Cependant il n'influence pas significativement les conditions édaphiques.

Les espèces les plus abondantes dans le mélange de graines sont toutes des *Poaceae*. Sur les créations, les espèces semées les plus abondantes sont des *Fabaceae* compétitrices (*Vicia cracca*, *Trifolium pratense*, *Anthyllis vulneraria*), des *Poaceae* à grande amplitude écologique (*Arrhenatherum elatius*, *Festuca rubra*) et deux espèces d'autres familles : *Rhinanthus minor* et *Leontodon hispidus*.

4.4. Description de l'assemblage en espèces des communautés végétales d'Hermalle

Les analyses suivantes ont été faites uniquement avec les données du site d'Hermalle, étant donné que les parcelles de ce site ont été créées à partir du même pool d'espèces. Les parcelles sont différenciées par la densité de semis, par l'âge de création et par les types de substrats. Les autres modalités de création sont reprises sur la figure 12. HR est la parcelle de référence d'Hermalle (figure 13). HD est la parcelle de demi-densité de semis (figure 14), HS est la parcelle de densité de semis simple (figure 15). HV est la parcelle de remblai varié (figure 16), HC est la parcelle de remblai chaux (figure 17).

Nom parcelle	HD	HS	HV	HC
Provenance semis	Prairie de référence sur site (HR)			
Année semis	2017		2018	
Densité semis (kg/ha)	15	30	30	
Remblais	Boues de décantation		Pierreux + sol superficiel	Chaux déclassée
Amendement	Sans		Sans	

Figure 12. Description des modalités de création des parcelles d'Hermalle. Provenance semis : origine des graines qui ont été semées ; années semis : année à laquelle les parcelles ont été créées ; densité semis : masse de graines totale semée à l'hectare ; remblais : type de substrat utilisé pour la création ; amendement : apport d'un amendement avant le semis.



Figure 13. Parcelle HR (Hermalle référence). Date : 8 juin 2019



Figure 14. La parcelle HD (Hermalle demi-densité).
Date : 4 juin 2019



Figure 15. La parcelle HS (Hermalle simple densité).
Date : 3 juin 2019



Figure 16. La parcelle HV (Hermalle varié).
Date : 5 juin 2019



Figure 17. La parcelle HC (Hermalle chaux).
Date : 26 avril 2019

4.4.1. Détermination et description du pool de graines semé

Les semis des quatre parcelles créées à Hermalle (HC, HD, HS, HV) proviennent d'une moisson de graines de la parcelle de référence (HR). Cependant, il y a une incertitude sur la composition en espèces des graines récoltées. En effet, bien que les espèces composant la communauté de la parcelle référence (HR) (cf. annexe 2) soient connues, toutes n'ont pas fourni de semences au moment de la moisson :

- D'une part, il existe des espèces se reproduisant par voie végétative qu'il faut donc écarter ;
- D'autre part, il existe des espèces qui ont fructifié avant ou après la moisson et de ce fait, ne sont pas retrouvées dans le mélange de graines.

Il se peut également que des espèces n'aient pas pu produire de graines viables.

4.4.1.1. Méthodologie spécifique

Pour essayer d'identifier les espèces réellement semées, nous avons mis à germer un échantillon du mélange de graines provenant de la moisson de la parcelle de référence d'Hermalle.

L'expérimentation a débuté le 15 mars 2019 et s'est achevée le 17 juillet 2019. Le dispositif expérimental était constitué de cinq bacs de plantation rectangulaires de 0,25 m² contenant un mélange de terreau universel et de sable (50 : 50). Les semis du mélange de graines ont été réalisés dans quatre bacs (figure 18), un bac servant de témoin.

Afin de prendre un échantillon représentatif des espèces contenues dans le sac, celui-ci a été mélangé pour homogénéiser la distribution spatiale des graines (les graines légères pouvant se trouver au fond du sac). Ensuite, quatre échantillons de 5g chacun ont été collectés et semés dans les quatre bacs de plantation.

Les cinq bacs ont été placés dans une serre chauffée pendant un mois puis déplacés dans une serre non chauffée jusqu'au terme de l'expérience. L'irrigation des bacs s'est faite par capillarité en arrosant aux quatre coins des bacs par les morceaux de tuyaux en PVC et complétée par l'utilisation d'un vaporisateur. L'arrosage s'est fait une fois tous les deux jours.



Figure 18. Détail de deux bacs de germination

Lorsqu'une espèce était assez développée pour être identifiée, tous ses individus étaient comptés puis enlevés. Les espèces qui n'étaient pas assez développées pour être identifiées ont été transférées dans des pots jusqu'à ce que la détermination soit possible. Les espèces observées suite à la mise en germination du mélange de graines sont listées au tableau 8. Celles ayant germés dans le témoin ont été enlevées des analyses (espèces apparues spontanément).

4.4.1.2. Résultats

Un total de 28 espèces a été identifié au terme de l'expérience. Les *Fabaceae* sont la famille la plus abondante ; les *Poaceae* sont parmi les espèces les moins abondantes dans le mélange de graines.

Les cinq espèces les plus abondantes sont *Lotus corniculatus* (70,45% des individus), *Trifolium hybridum* (9,48%), *Plantago lanceolata* (4,65%), *Medicago lupulina* (2,18%) et *Vicia hirsuta* (2,09%) (tableau 8).

90% des individus sont des *Fabaceae* (13 espèces), 4% sont des *Poaceae* (4) et 6% sont des individus d'autres familles (10).

Tableau 8. Proportion du nombre d'individus par espèces ayant germés en conditions contrôlée

Famille	Espèces ayant germé en conditions contrôlées	Proportion du nombre d'individus (%)
Fabaceae	<i>Anthyllis vulneraria</i>	0,30
	<i>Lathyrus aphaca</i>	0,68
	<i>Lathyrus hirsutus</i>	0,09
	<i>Lotus corniculatus</i>	70,45
	<i>Medicago lupulina</i>	2,18
	<i>Trifolium campestre</i>	0,94
	<i>Trifolium dubium</i>	0,21
	<i>Trifolium hybridum</i>	9,48
	<i>Trifolium pratense</i>	1,28

	<i>Vicia cracca</i>	2,05
	<i>Vicia hirsuta</i>	2,09
	<i>Vicia sativa</i>	0,17
	<i>Vicia tetrasperma</i>	0,09
Poaceae	<i>Dactylis glomerata</i>	1,37
	<i>Festuca arundinacea</i>	0,56
	<i>Holcus lanatus</i>	1,54
	<i>Poa pratensis</i>	0,38
Autres espèces de plantes à fleurs	<i>Galium aparine</i>	0,04
	<i>Senecio vulgaris</i>	0,04
	<i>Epilobium parviflorum</i>	0,04
	<i>Sanguisorba minor</i>	0,04
	<i>Leucanthemum vulgare</i>	0,09
	<i>Achillea millefolium</i>	0,09
	<i>Rumex crispus</i>	0,30
	<i>Campanula rapunculus</i>	0,30
	<i>Cerastium fontanum</i>	0,56
	<i>Plantago lanceolata</i>	4,65

4.4.2. Structuration de l'assemblage des espèces

4.4.2.1. Méthodologie spécifique

Dans ce chapitre, nous analysons la structure de la végétation et les patrons de dominance des cinq parcelles d'Hermalle (HR, HD, HS, HV, HC), au niveau des espèces semées et spontanées. Les données phytosociologiques utilisées sont des couverts (% dans 1m²) des espèces qui ont été observées dans les 125 quadrats (25 quadrats par parcelle).

Les espèces semées sont des espèces provenant de la moisson de graines de la parcelle de référence d'Hermalle (HR) et ont été identifiées suite à la mise en germination en conditions contrôlées (cf. point 4.4.1.2.). Les espèces spontanées sont les espèces dispersées spontanément ou présentes dans la banque de graines du sol.

4.4.2.2. Résultats

Un classement par **ordre alphabétique** des espèces observées dans les quadrats se trouve en annexe 2.

Les patrons de dominance sont différents entre les parcelles, excepté entre HD et HS (tableau 9).

Les deux espèces semées les plus abondantes dans la prairie de référence d'Hermalle (HR) (*Festuca arundinacea* (25,96%) et *Trifolium campestre* (25,84%)) ainsi que *Lathyrus aphaca* (10,68%) sont peu abondantes dans les créations. *Lotus corniculatus* (HD : 16,56% ; HS : 7,88%) et *Vicia cracca* (HV : 30,12%) sont les seules espèces semées abondantes sur les parcelles créées. *Anthyllis vulneraria* n'est pas présente dans la prairie de référence (HR) car elle a été récoltée autre part sur le site.

Les trois espèces semées les plus abondantes sur les parcelles HD et HS sont identiques et sont *Lotus corniculatus* (HD : 16,56% ; HS : 7,88%), *Anthyllis vulneraria* (12,46% ; 5,76%), *Plantago lanceolata* (3,16 ; 2,6). Les trois espèces semées les plus abondantes sur la parcelles HV sont différentes des espèces précédentes et sont *Vicia cracca* (30,12%), *Galium aparine* (3,12%), *Medicago lupulina* (2,32%). Sur la parcelle HC ce sont *Vicia cracca* (0,02%), *Anthyllis vulneraria* (0,02%), *Trifolium campestre* (0,02%).

Les trois espèces spontanées les plus abondantes sur les parcelles HD et HS sont similaires et sont *Melilotus albus* (HD : 58,12% ; HS : 66,28%), *Vulpia myuros* (9,56% ; 18,38%), *Tussilago farfara* (3,36% ; 3,52%). Sur la parcelles HV, elles sont différentes des espèces précédentes et sont *Papaver rhoeas* (17,72%), *Matricaria recutita* (14,76%), *Poa trivialis* (6,68%). Sur la parcelle HC ce sont *Festuca pratensis* (0,14%), *Arrhenatherum elatius* (0,08%), *Vulpia myuros* (0,04%).

Dans trois des quatre parcelles, l'espèce dominante est une espèce spontanée : sur HD et HS : *Melilotus albus* ; sur HC : *Festuca pratensis*. Sur la parcelle HV, il s'agit de *Vicia cracca* qui est une espèce semée.

Sur les 13 espèces semées de *Fabaceae*, 11 ont été observées dans les quadrats. Sur les quatre espèces semées de *Poaceae*, toutes ont été observées. Les espèces semées qui n'ont été observées dans aucun quadrat sont : *Campanula rapunculus*, *Rumex crispus*, *Senecio vulgaris*, *Trifolium dubium* et *Vicia tetrasperma*. Leurs abondances dans la prairie de référence (HR) sont inférieures à 0,5% et elles se trouvent parmi les espèces les moins abondantes du mélange de graines semé.

Les espèces semées les moins abondantes dans les parcelles créées sont parmi les espèces les moins abondantes dans le mélange de graines semé (*Lathyrus hirsutus*, *Leucanthemum vulgare*, *Achillea millefolium*, *Sanguisorba minor*...).

Deux espèces semées présentent une abondance nulle dans la prairie de référence d'Hermalle (HR) (*Galium aparine*, *Epilobium sp.*). Ces espèces n'ont peut-être pas été observées lors des relevés phytosociologiques alors qu'elles sont présentes dans la parcelle HR.

La parcelle HC ayant un taux de couvert moyen de 0,5%, nous avons réalisé un inventaire en plein sur cette parcelle (annexe 3) après avoir effectué les relevés phytosociologiques, afin de lister les espèces qui ont réussi à germer qui n'ont pas été observées dans les quadrats.

Tableau 9. Structuration des assemblages et patrons de dominance, exprimés comme pourcentages moyens de couvert dans 1m² des espèces observées dans les quadrats (N=125) des parcelles du site d'Hermalle. HR : Hermalle référence, HD : Hermalle demi-densité, HS : Hermalle simple-densité, HV : Hermalle varié, HC : Hermalle chaux. Les espèces en gras sont les espèces semées. La famille « Autre » reprend les familles autres que les *Fabaceae* et *Poaceae*.

Espèces observées dans les quadrats	HR	HD	HS	HV	HC	Famille
<i>Festuca arundinacea</i>	25,96	1,04	2,48	0,24	0	<i>Poaceae</i>
<i>Trifolium campestre</i>	25,84	0,164	1,24	1,28	0,02	<i>Fabaceae</i>
<i>Arrhenatherum elatius</i>	18,08	0,02	1,84	1	0,08	<i>Poaceae</i>
<i>Lotus corniculatus</i>	15,28	16,56	7,88	1,7	0,016	<i>Fabaceae</i>
<i>Lathyrus aphaca</i>	10,68	0,24	0,12	2,12	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Festuca rubra</i>	8,68	0,02	0	0	0	<i>Poaceae</i>
<i>Melilotus albus</i>	0	58,12	66,28	0,44	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Anthyllis vulneraria</i>	0	12,46	5,76	0,92	0,02	<i>Fabaceae</i>
<i>Vulpia myuros</i>	0	9,56	18,38	2,28	0,04	<i>Poaceae</i>
<i>Tussilago farfara</i>	0	3,36	3,52	0	0	Autre
<i>Vicia cracca</i>	7,6	2,02	1,36	30,12	0,02	<i>Fabaceae</i>
<i>Papaver rhoeas</i>	0	0	0	17,72	0	Autre
<i>Matricaria recutita</i>	0	0	0	14,76	0	Autre
<i>Poa trivialis</i>	0,48	0	0	6,68	0	<i>Poaceae</i>
<i>Rubus idaeus</i>	0	0	0	5,12	0,02	Autre
<i>Cirsium vulgare</i>	0,04	0,52	0,04	4,96	0	Autre
<i>Galium aparine</i>	0	0,02	0	3,12	0	Autre
<i>Medicago lupulina</i>	3,48	1,6	2,04	2,32	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Raphanus raphanistrum</i>	0	0	0	1,96	0	Autre
<i>Rumex obtusifolius</i>	0	0	0	1,88	0	Autre
<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0	0	0	1,76	0	Autre
<i>Dactylis glomerata</i>	6,52	0,7	0,72	1,52	0,02	<i>Poaceae</i>

<i>Vicia hirsuta</i>	4,16	0	0	1,52	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Plantago lanceolata</i>	6,12	3,16	2,6	1,42	0,008	Autre
<i>Carduus crispus</i>	0	0,72	0	1,32	0	Autre
<i>Trifolium hybridum</i>	1,24	1,26	0,64	1,24	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Festuca pratensis</i>	0	0,12	0,08	1,16	0,14	<i>Poaceae</i>
<i>Veronica persica</i>	0	0	0,04	1,16	0	Autre
<i>Holcus lanatus</i>	1,6	0,52	0,28	1,1	0	<i>Poaceae</i>
<i>Vicia sativa</i>	5,52	0,08	0,16	1,08	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Cardamine hirsuta</i>	0	0	0	0,88	0	Autre
<i>Cerastium glomeratum</i>	0	0	0	0,88	0	Autre
<i>Stellaria media</i>	0	0	0	0,88	0	Autre
<i>Chenopodium ficifolium</i>	0	0	0	0,8	0	Autre
<i>Reseda luteola</i>	0	0	0	0,8	0	Autre
<i>Holosteum umbellatum</i>	0	0	0	0,72	0	Autre
<i>Silene latifolia</i>	0	0	0	0,64	0	Autre
<i>Viola arvensis</i>	0	0	0	0,64	0	Autre
<i>Achillea millefolium</i>	4,12	0,18	0	0,50	0	Autre
<i>Geranium pusillum</i>	0	0	0	0,48	0	Autre
<i>Sisymbrium officinale</i>	0	0	0	0,48	0	Autre
<i>Cerastium fontanum</i>	0,32	0,04	0	0,46	0	Autre
<i>Chenopodium album</i>	0	0	0	0,44	0,004	Autre
<i>Veronica arvensis</i>	0	0	0	0,44	0	Autre
<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0	0,02	0,08	0,40	0	Autre
<i>Epilobium sp.</i>	0	0	0	0,40	0	Autre
<i>Daucus carota</i>	5,36	0,784	0,3	0,34	0,02	Autre
<i>Lathyrus hirsutus</i>	6,48	0,04	0	0,32	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Urtica dioica</i>	0	0	0	0,30	0	Autre
<i>Trifolium pratense</i>	3,36	1,7	0,96	0,28	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Picris hieracioides</i>	1,28	0,4	0,52	0,28	0	Autre
<i>Trifolium repens</i>	0,12	0,02	0	0,24	0	<i>Fabaceae</i>
<i>Catapodium rigidum</i>	0	0,1	0,08	0,24	0	<i>Poaceae</i>
<i>Euphorbia helioscopia</i>	0	0	0	0,24	0	Autre
<i>Sanguisorba minor</i>	2,08	0,04	0,16	0,2	0	Autre
<i>Poa annua</i>	0,28	0,02	0	0,2	0	<i>Poaceae</i>
<i>Sonchus asper</i>	0	0,8	1	0,2	0	Autre
<i>Myosotis arvensis</i>	0	0	0	0,2	0	Autre
<i>Veronica hederifolia</i>	0	0	0	0,2	0	Autre
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0	0	0,16	0,04	Autre
<i>Fallopia convolvulus</i>	0	0	0	0,16	0	Autre
<i>Senecio inaequidens</i>	0	0,06	0	0,12	0	Autre
<i>Lamium purpureum</i>	0	0	0	0,12	0	Autre
<i>Hieracium baubini</i>	1,12	0,42	0,16	0,08	0	Autre
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,12	0,04	0	0,08	0	Autre
<i>Cirsium arvense</i>	0	0,1	0,6	0,08	0	Autre
<i>Arabidopsis thaliana</i>	0	0	0	0,08	0	Autre
<i>Buddleja davidii</i>	0	0	2,84	0	0	Autre
<i>Rhinanthus minor</i>	0,04	0	0	0,04	0	Autre
<i>Betula pendula</i>	0	0,04	0,04	0,04	0	Autre
<i>Silene dioica</i>	0	0	0	0,04	0	Autre
<i>Chaenorrhinum minus</i>	0	0	0	0,02	0	Autre
<i>Taraxacum sp.</i>	0,72	2,02	1,04	0	0	Autre
<i>Salix viminalis</i>	0	0	2,4	0	0	Autre
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1,32	0	0,04	0	0	Autre
<i>Poa pratensis</i>	1,04	0,36	0,04	0	0	<i>Poaceae</i>
<i>Crepis biennis</i>	0,28	0	0,04	0	0	Autre
<i>Centaurea jacea</i>	0,2	0	0	0	0,04	Autre
<i>Phragmites australis</i>	0	0,94	1,2	0	0,02	<i>Poaceae</i>
<i>Salix caprea</i>	0	0,02	1,16	0	0	Autre
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0	0,6	0,52	0	0	Autre
<i>Lactuca serriola</i>	0	0,4	0,22	0	0	Autre

<i>Clematis vitalba</i>	0	0,02	0,16	0	0,02	Autre
<i>Crepis capillaris</i>	0	0,06	0,08	0	0	Autre
<i>Echium vulgare</i>	0	0	0,08	0	0	Autre
<i>Equisetum arvense</i>	0	0,08	0,04	0	0	Autre
<i>Poa compressa</i>	0	0,02	0,02	0	0	Poaceae
<i>Agrostis stolonifera</i>	0	0	0,02	0	0	Poaceae
<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0,88	0	0	0	Poaceae
<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0,24	0	0	0	Poaceae
<i>Hypochaeris radicata</i>	0	0,1	0	0	0	Autre
<i>Leontodon hispidus</i>	0	0,1	0	0	0	Autre
<i>Lapsana communis</i>	0	0,06	0	0	0	Autre
<i>Bromus erectus</i>	0,32	0	0	0	0	Poaceae
<i>Bromus hordeaceus</i>	0,56	0	0	0	0	Poaceae
<i>Centaureum erythraea</i>	0,72	0	0	0	0	Autre
<i>Fragaria vesca</i>	0,2	0	0	0	0	Autre
<i>Phleum nodosum</i>	0,12	0	0	0	0	Poaceae
<i>Hypericum perforatum</i>	0,12	0	0	0	0	Autre
<i>Inula conyzae</i>	0,48	0	0	0	0	Autre
<i>Linum catharticum</i>	0,28	0	0	0	0	Autre
<i>Elymus repens</i>	0,08	0	0	0	0	Autre
<i>Prunus sp.</i>	0,2	0	0	0	0	Autre
<i>Campanula rapunculus</i>	0,48	0	0	0	0	Autre
<i>Rosa canina</i>	0,04	0	0	0	0	Autre
<i>Rumex crispus</i>	0,12	0	0	0	0	Autre
<i>Trifolium dubium</i>	0,44	0	0	0	0	Fabaceae

4.4.3. Variables édaphiques et relation sol-communauté

4.4.3.1. Méthodologie spécifique

Nous avons calculé les moyennes et les écarts-types des variables édaphiques des 5 parcelles d'Hermalle (N=50, 10 relevés pédologiques par parcelle, cf. chapitre 3.2) (HR, HD, HS, HV, HC). Les variables édaphiques sont le P (mg/100g), le C (g/kg), N (%), le pH, la charge en argile (%), limon (%) et sable (%), et le CaCO₃ (%). Nous avons testé si les moyennes étaient différentes avec un test ANOVA comme dans le cas de Marche (cf. point 4.3.3.1.).

Afin de trouver les axes de variation de la composition spécifique expliqués par les variables environnementales, nous avons conduit une analyse canonique des correspondances (CCA) à l'aide du package « vegan ». L'ordination a été réalisée sur base des données édaphiques et des relevés floristiques (N=40) de 4 parcelles de la carrière d'Hermalle (HR, HD, HS, HV). Nous n'avons pas inclus la parcelle HC car aucun individu n'a été observé sur les quadrats avec données édaphiques. Nous avons testé la significativité du modèle produit à l'aide du test des 999 permutations de Monte Carlo (Ter Braak & Smilauer, 2002).

Avant d'effectuer la CCA, nous avons testé si les 40 relevés avec données édaphiques étaient représentatifs de la variabilité floristique des 100 relevés des 4 parcelles d'Hermalle (HR, HD, HS, HV) (comme prescrit par Saad et al. (2012)). Nous avons réalisé deux PCA séparément, une sur base des 40 relevés possédant des données édaphiques et une autre sur base des 100 relevés. Nous avons ensuite extrait les scores des relevés sur les axes 1 et 2 des deux PCA séparément. Nous avons testé la corrélation, à l'aide des coefficients de corrélation de Spearman, entre les scores des 40 relevés et les scores des mêmes relevés de la PCA avec les 100 relevés sur les axes 1 et 2 séparément.

4.4.3.2. Résultats

Il y a une corrélation significative entre les scores des mêmes relevés des deux PCA (axe 1 : $\rho = -0.96$, $p < 0,001$; axe 2 : $\rho = -0.99$, $p < 0,001$). Les relevés avec données édaphiques sont donc représentatifs de la variabilité floristique des 100 relevés.

Les variables édaphiques sont significativement différentes entre les parcelles (tableau 10) ($p < 0,05$). La référence (HR) possède un sol à texture limoneuse à limono-argileuse (argile = $24,5 \pm 6,9\%$; limon = $41,5 \pm 3,9\%$) et la concentration en argile est la plus élevée du jeu de données ($p < 0,05$). Les concentrations en C ($19,5 \pm 5,7$ g/kg), P ($0,75 \pm 0,56$ mg/100g) et N ($0,15 \pm 0,04\%$) sont parmi les plus faibles du jeu de données ($p < 0,05$). La proportion de CaCO_3 ($0,3 \pm 0,6\%$) est presque nulle.

Les variables édaphiques des parcelles HD et HS ne sont pas significativement différentes. La concentration en CaCO_3 (HD : $66,7 \pm 3,1\%$; HS : $64,5 \pm 4,9\%$) est la plus grande du jeu de données ($p < 0,05$). La teneur en matière organique (HD : C = $75,4 \pm 9,9$ g/kg ; HS : C = $75,3 \pm 6,9$ g/kg) est parmi les plus grandes valeurs ($p < 0,05$). Elles ont une charge en argile (HD : $17,3 \pm 4,6\%$; HS : $16,4 \pm 5,5\%$) significativement plus faible que sur la référence (HR) (HD : $p = 0,0071$; HS : $p = 0,0013$). La charge en limon (HD : $57,2 \pm 6\%$; HS : $53,2 \pm 7,5\%$) est significativement plus élevée que sur la référence (HR) (HD : $p = 0,0020$; HS : $p = 0,048$).

La parcelle HV a la concentration en éléments nutritifs (P = $21,98 \pm 14,26$ mg/100g ; N = $0,47 \pm 0,35\%$) la plus élevée du jeu de données ($p < 0,05$). Elle présente une charge en argile ($14,2 \pm 2,4\%$) significativement plus faible que sur la référence (HR) ($p < 0,001$).

La parcelle HC est la plus basique des parcelles ($\text{pH} = 11,6 \pm 1,2$; $p < 0,05$) et possède la charge en sable la plus élevée (sable = $63,1 \pm 11,4\%$; $p < 0,05$). Elle présente des charges en argile ($7,9 \pm 2,7\%$) et limon ($29 \pm 10,3\%$) significativement plus faibles que les autres ($p < 0,05$).

La CCA est très significative pour le premier axe ($F = 6.49$, $p = 0.001$) et également pour tous les axes ($F = 2.72$, $p = 0.001$) (figure 19). Les deux premiers axes expliquent 24% de la variabilité floristique totale (axe 1 : 13%, axe 2 : 11%) et 63% de la relation entre variables édaphiques et données floristiques (axe 1 : 34%, axe 2 : 29%). L'axe 3 explique 3% de la variabilité floristique totale et 9% de la relation entre variables édaphiques et données floristiques, c'est pourquoi nous nous sommes limités aux deux premiers axes pour représenter l'ordination.

L'axe 1 sépare les relevés de la parcelle HV de ceux de HD et HS. L'axe 2 sépare les relevés de HR des autres. L'axe 1 est corrélé aux concentrations en P et N et est inversement corrélé à celle en CaCO_3 . L'axe 2 est directement corrélé à la concentration en C et à la charge en limon et inversement corrélé à la charge en argile.

Tableau 10. Variables édaphiques moyennes et écarts-types des 5 parcelles d'Hermalle ($n = 50$). Les lettres sont les résultats du test de comparaison multiple de Tukey et sont différentes si les moyennes sont significativement différentes ($p < 0.05$). HR : Hermalle référence, HD : Hermalle demi-densité, HS : Hermalle simple-densité, HV : Hermalle varié, HC : Hermalle chaux.

Parcelles	C (g/kg)	CaCO_3 (%)	P (mg/100g)	N (%)	pH	Argile (%)	Limon (%)	Sable (%)
HR	$19,5 \pm 5,7$ a	$0,3 \pm 0,6$ a	$0,75 \pm 0,56$ a	$0,15 \pm 0,04$ a	$8,5 \pm 0,6$ a	$24,5 \pm 6,9$ c	$41,5 \pm 3,9$ b	$34,1 \pm 7,8$ a
HD	$75,4 \pm 9,9$ b	$66,7 \pm 3,1$ d	$0,15 \pm 0,04$ a	$0,04 \pm 0,01$ a	$9 \pm 0,4$ a	$17,3 \pm 4,6$ b	$57,2 \pm 6$ c	$25,5 \pm 9,5$ a
HS	$75,3 \pm 6,9$ b	$64,5 \pm 4,9$ d	$0,17 \pm 0,05$ a	$0,04 \pm 0,01$ a	$9 \pm 0,5$ a	$16,4 \pm 5,5$ b	$53,2 \pm 7,5$ c	$30,5 \pm 11,4$ a
HV	$74,5 \pm 5,2$ b	$12,4 \pm 9,8$ b	$21,98 \pm 14,26$ b	$0,47 \pm 0,35$ b	$8,7 \pm 0,3$ a	$14,2 \pm 2,4$ b	$52,6 \pm 15,6$ bc	$33,2 \pm 14,4$ a
HC	$68,5 \pm 14,3$ b	$47 \pm 14,5$ c	$0,23 \pm 0,27$ a	$0,04 \pm 0,02$ a	$11,6 \pm 1,2$ b	$7,9 \pm 2,7$ a	$29 \pm 10,3$ a	$63,1 \pm 11,4$ b

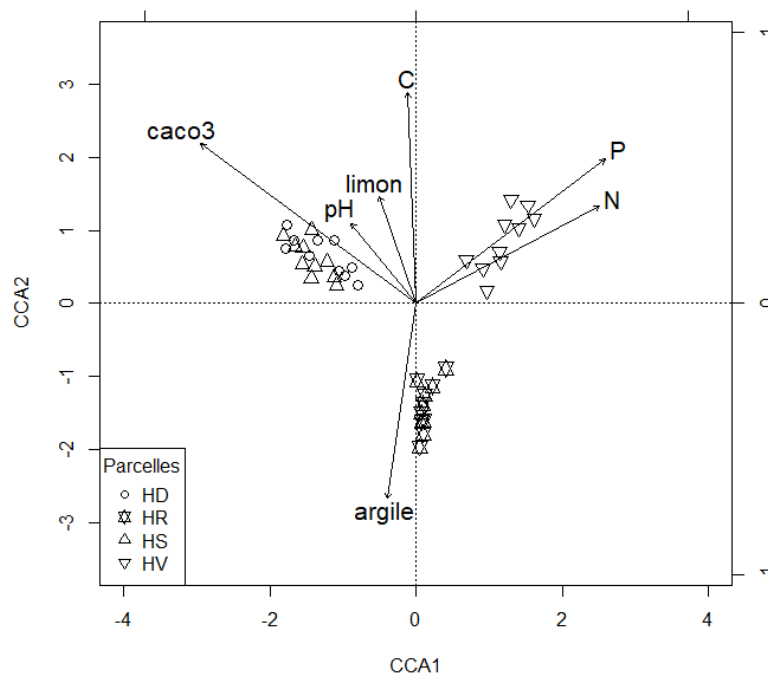


Figure 19. Diagramme de l'ordination CCA sur base des relevés avec données édaphiques (n=40) des quatre parcelles d'Hermalle. Les flèches représentent les variables édaphiques ayant contraint le modèle. Le modèle est très significatif pour le premier axe ($F=6.49$, $p=0.001$) et également pour tous les axes ($F= 2.72$, $p=0.001$). Les deux premiers axes expliquent 24% de la variabilité floristique totale (axe 1 : 13%, axe 2 : 11%) et 63% de la relation entre variables édaphiques et données floristiques (axe 1 : 34%, axe 2 : 29%). HR : Hermalle référence, HD : Hermalle demi-densité, HS : Hermalle simple-densité, HV : Hermalle varié.

4.4.4. Indices globaux de succès

4.4.4.1. Méthodologie spécifique

Nous avons relevé pour chaque quadrat le nombre moyen d'espèces (n=125), la proportion de sol nu (n=125), la hauteur de canopée (n=100), le pourcentage de couvert de Poaceae (n=125), le pourcentage de couvert des espèces semées (n=100), le nombre d'individus de *Lathyrus aphaca* et de *Lathyrus hirsutus* (n=125) et l'abondance de *Anthyllis vulneraria* (n=100). Pour chaque donnée, une moyenne a été calculée par parcelle.

Notons que *Buddleja davidii* n'a été observé que dans la parcelle HS.

La détermination de la hauteur de canopée s'est faite pour chaque quadrat en estimant la hauteur de l'espèce la plus abondante au sein d'un quadrat.

Pour chaque indicateur, nous avons testé si les moyennes étaient significativement différentes avec un test ANOVA. Lorsque l'ANOVA indiquait que les moyennes étaient significativement différentes, nous avons comparé les parcelles deux à deux avec le test de Tukey (comparaisons multiples) (cf. point 4.3.3.1.).

4.4.4.2. Résultats

La richesse moyenne en espèces par quadrat varie de manière très significative entre les parcelles ($F=135,8$; $p<0,001$) (tableau 11). La parcelle HV possède le nombre moyen d'espèces par quadrat le plus élevé ($22,24 \pm 3,83$ espèces ; $p<0,05$). La prairie de référence d'Hermalle (HR) a un nombre

moyen d'espèces par quadrat ($16,8 \pm 3,04$) significativement inférieur à la parcelle HV ($p < 0,05$). Les parcelles HD et HS se situent parmi celles possédant le moins d'espèces par quadrat ($p < 0,05$). La parcelle HC a le nombre moyen d'espèces par quadrat le plus faible ($p < 0,05$).

La proportion de sol nu par quadrat varie très significativement entre les parcelles ($F=97,2$; $p < 0,001$). La parcelle HC a la plus grande proportion de sol nu ($99,51 \pm 1,1\%$; $p < 0,05$). La prairie de référence d'Hermalle (HR) a le pourcentage de sol nu le moins important ($0,76 \pm 1,67\%$; $p < 0,05$).

Les hauteurs moyennes sont très significativement différentes entre parcelles ($F=14,3$; $p < 0,001$). Les hauteurs moyennes de HD et HS ne sont pas significativement différentes entre elles et sont les plus grandes du jeu de données (HD = $91,2 \pm 39,3$ cm ; HS = $105,4 \pm 47,04$ cm ; $p < 0,05$).

Le couvert moyen de *Poaceae* par quadrat varie très significativement entre les parcelles ($F=18,95$; $p < 0,001$). La parcelle HR possède la valeur la plus grande ($63,64 \pm 31,74\%$; $p < 0,05$). Les valeurs des autres parcelles ne sont pas significativement différentes ($p < 0,05$). Il n'y a pas de différence significative entre les parcelles HD et HS ($p=0,36$).

Le couvert moyen des espèces semées par quadrat varie significativement entre les parcelles ($F=3,93$; $p=0,012$). La parcelle HV tend à posséder la valeur la plus élevée ($51,86 \pm 31,88\%$) mais les différences avec les parcelles HD et HS ($42,18 \pm 44,23$; $28,78 \pm 28,42$) ne sont pas significatives ($p=0,75$; $p=0,092$). Il n'y a pas de différence significative entre les parcelles HD et HS ($p=0,53$).

Le nombre moyen de *Lathyrus aphaca* par quadrat varie très significativement entre les parcelles ($F=14,9$; $p < 0,001$). La prairie de référence d'Hermalle (HR) possède le plus grand nombre de *Lathyrus aphaca* par quadrat ($5,72 \pm 6,72$; $p < 0,05$). Sur les autres parcelles (HV, HS, HD, HC), les valeurs ne sont pas significativement différentes et sont inférieures à HR ($p < 0,05$). Aucun *Lathyrus aphaca* et *Lathyrus hirsutus* n'a été trouvé dans les quadrats de la parcelle HC. Le nombre moyen d'individus de *Lathyrus hirsutus* n'est pas significativement différent entre les parcelles.

L'abondance moyenne d'*Anthyllis vulneraria* par quadrat varie très significativement entre les parcelles ($F=8,2$; $p < 0,001$). La parcelle HD possède le plus grand couvert moyen d'*Anthyllis vulneraria* ($12,46 \pm 16,79\%$; $p < 0,05$). La valeur de HS ($5,76 \pm 9,56\%$) n'est pas significativement différente de celle de HD mais tend à être plus faible. Les parcelles HV ($0,92 \pm 0,99\%$) et HC ($0,02 \pm 0,1\%$) ont les abondances moyennes d'*Anthyllis vulneraria* les plus faibles ($p < 0,05$).

Tableau 11. Valeurs des indicateurs (et écarts-types) pour les 5 parcelles d'Hermalle ($n=125$) et les résultats du test de comparaison multiple de Tukey. Les lettres sont différentes si les moyennes sont significativement différentes ($p > 0,05$). HR pour Hermalle référence, HD pour Hermalle demi-densité, HS pour Hermalle simple-densité, HV pour Hermalle varié.

Parcelles	HC	HD	HR	HS	HV
Nombre moyen d'espèces par quadrat.	$0,92 \pm 1,63$ a	$11,16 \pm 4,11$ b	$16,8 \pm 3,04$ c	$9,28 \pm 4,01$ b	$22,24 \pm 3,83$ d
Proportion moyenne de sol nu par quadrat (%).	$99,51 \pm 1,1$ c	$17,32 \pm 26,88$ b	$0,76 \pm 1,67$ a	$19,8 \pm 10,75$ b	$23,04 \pm 19,89$ b
Hauteur moyenne de canopée (cm).	/	$91,2 \pm 39,3$ b	$60,4 \pm 38,81$ a	$105,4 \pm 47,04$ b	$43 \pm 19,36$ a
Couvert moyen des <i>Poaceae</i> (%)	$1,25 \pm 1,04$ a	$14,54 \pm 20,11$ a	$63,64 \pm 31,74$ b	$27,33 \pm 32,30$ a	$14,42 \pm 9,53$ a
Couvert moyen des espèces semées (%)	$0,52 \pm 0,37$ a	$42,18 \pm 44,23$ ab	/	$28,78 \pm 28,42$ ab	$51,86 \pm 31,88$ b
Nombre moyen de <i>Lathyrus aphaca</i> par quadrat.	$0,0 \pm 0,0$ a	$0,36 \pm 1,22$ a	$5,72 \pm 6,72$ b	$0,4 \pm 1,04$ a	$0,76 \pm 0,87$ a
Nombre moyen de <i>Lathyrus hirsutus</i> par quadrat. N.S.	0	$0,1 \pm 0,3$	$3,0 \pm 9,3$	0	$0,2 \pm 0,5$
Abondance moyenne d' <i>Anthyllis vulneraria</i> par quadrat (%).	$0,02 \pm 0,1$ a	$12,46 \pm 16,79$ b	/	$5,76 \pm 9,56$ ab	$0,92 \pm 0,99$ a

4.4.5. Eléments à retenir

Les patrons de dominances sont différents entre les parcelles. Les espèces dominantes de la prairie de référence (HR) sont des *Poaceae* et des *Fabaceae* (*Festuca arundinacea*, *Arrhenatherum elatius*, *Festuca rubra*, *Lotus corniculatus*, *Lathyrus aphaca*, *Trifolium campestre*). Sur les créations, les espèces dominantes sont des espèces spontanées qui proviennent de la banque de graines du sol (*Melilotus albus* sur HD et HS ; *Matricaria recutita* et *Papaver rhoeas* sur HV ; *Festuca pratensis* sur HC) ou des espèces semées compétitrices ou de grande amplitude écologique (*Anthyllis vulneraria*, *Lotus corniculatus* sur les parcelles HD et HS, *Vicia cracca* sur la parcelle HV).

Les conditions édaphiques entre la prairie de référence d'Hermalle (HR) et les créations d'Hermalle (HC, HD, HS, HV) sont sensiblement différentes et la CCA montre que les communautés végétales répondent fortement aux facteurs édaphiques.

Les parcelles en création sont structurellement différentes. La parcelle HC n'a presque pas de couvert de végétation, c'est un échec de création. Les parcelles HD et HS ont une hauteur de végétation élevée, qui est due à *Melilotus albus*. Il n'y a pas autant d'espèces par quadrat que sur la parcelle HV. Le couvert de *Poaceae* est significativement plus faible sur les créations que sur la parcelle de référence (HR). Concernant les espèces à enjeux, la seule différence significative est l'abondance plus élevée d'*Anthyllis vulneraria* sur la parcelle HD.

4.5. *Similarité entre les communautés végétales étudiées et les prairies de référence*

4.5.1. Méthodologie spécifique

Pour ordonner la variation taxonomique existant entre communautés végétales des carrières étudiées et les prairies de référence (prairies typiques *ex-situ*), nous avons réalisé une ordination NMDS (positionnement multidimensionnel non métrique). Le choix de cette analyse s'est fait suite à la présence importante de « doubles zéros ».

Le problème des « doubles zéros » se pose lors de l'analyse des coordonnées principales (PCA) quand des groupes de relevés n'ont pas les mêmes espèces que les autres groupes (Legendre & Legendre, 1998). Par exemple, sur une PCA, deux relevés qui ne possèdent pas une espèce qui est présente dans un troisième relevé seront plus proche (doubles zéros : 2 zéros pour cette espèce pour les 2 relevés). Cela pose problème car on visualisera une similarité entre deux communautés sur le fait de partager des « espèces non présentes ». Ce problème est présent ici car les prairies typiques *ex-situ* possèdent beaucoup d'espèces qui ne sont pas présentes sur les deux carrières étudiées.

La NMDS a été exécutée en utilisant le package « vegan » (Oksanen, 2019), sur base de la matrice de similarité de Bray-Curtis, elle-même calculée à partir des relevés d'abondance d'espèces (n=158) des prairies typiques *ex-situ* (EX) (cf. point 3.1.2.), de la prairie de référence d'Hermalle (HR), des trois parcelles créées à Hermalle (HD, HS, HV) et des deux parcelles créées à Marche (MC, MS). Nous n'avons pas inclus la parcelle HC car très peu d'individus ont été observé dans les quadrats.

4.5.2. Résultats

L'analyse NMDS⁵ (figure 20) révèle que la composition floristique de la prairie de référence d'Hermalle (HR) est plus similaire à celle des prairies typiques *ex-situ* (EX) que les autres parcelles étudiées, ce qui en fait une source de propagules correcte pour recréer des prairies de fauche.

Parmi les parcelles créées, la composition floristique des parcelles de Marche (MC, MS) est la plus similaire à celle des prairies typiques *ex-situ* (EX). La composition des parcelles HD, HS et HV sont aussi différentes les unes que les autres de la composition des prairies typiques *ex-situ*. La parcelle HV est séparée des autres parcelles d'Hermalle (HD, HS).

Les assemblages d'espèces les plus hétérogènes sont les prairies typiques *ex-situ* (EX) et les trois créations d'Hermalle (HD, HS, HV).

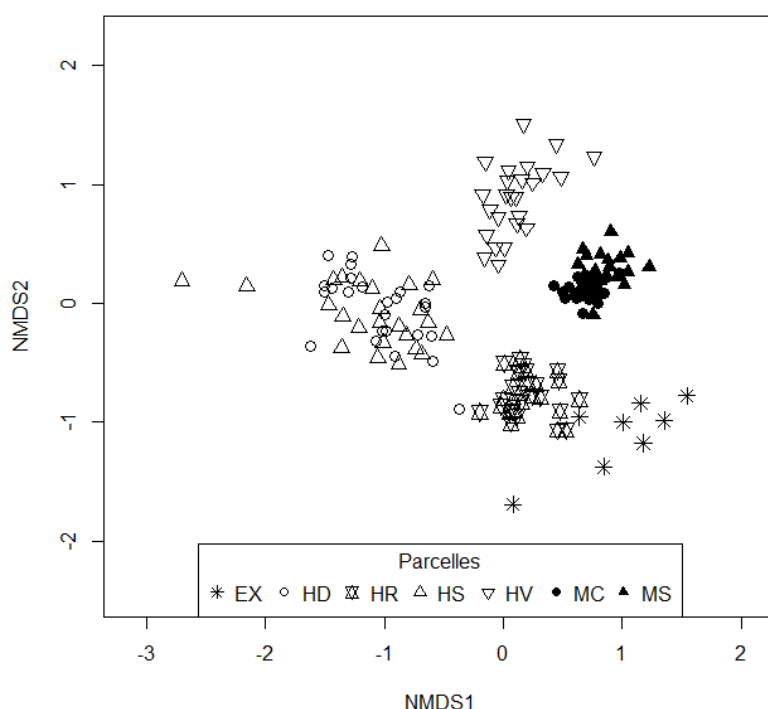


Figure 20. Diagramme de l'ordination NMDS sur base des relevés d'abondance d'espèces (N=158) des prairies typiques *ex-situ*, de la prairie de référence d'Hermalle (HR), des trois parcelles d'Hermalle (HD, HS, HV) et des deux parcelles de Marche (MC, MS).

⁵ Notons qu'une ordination NMDS n'essaie pas d'expliquer le jeu de donnée à l'aide de quelques axes maximisant la variabilité. Dans une NMDS, les axes sont arbitraires et les distances entre les relevés ne sont pas calculées à l'aide des distances euclidiennes comme c'est le cas des autres ordinations (Legendre & Legendre, 1998). C'est pourquoi le pourcentage de variabilité expliqué par l'ordination n'est pas donné.

4.6. Description de la composition fonctionnelle des communautés végétales

4.6.1. Méthodologie spécifique

Afin de caractériser les communautés en fonction de leurs valeurs de traits fonctionnels, nous avons calculé les MPC (*moyennes pondérées pour la communauté*) et les abondances moyennes des traits (cf. chapitre 3.4.) à l'échelle de chaque parcelle. Nous avons comparé les MPC et les abondances moyennes des traits entre les parcelles des deux sites carriers (HR, HD, HS, HV, MC, MS) et les prairies typiques *ex-situ* (EX) à l'aide du test de Dunnett.

Afin d'étudier les corrélations entre traits et d'ordonner la variation fonctionnelle existant entre les communautés des carrières étudiées et les prairies typiques *ex-situ*, nous avons réalisé une PCA à l'aide du package « ade4 » (Chessel et al., 2004) sur base des LVT (*listes de valeurs de traits*, cf. point 3.4.3.) des quadrats (N=158) de l'ensemble des prairies (EX, HR, HD, HS, HV, MC, MS). Nous n'avons pas inclus la parcelle HC car très peu d'individus ont été observés dans les quadrats. Nous avons représenté les vecteurs des traits expliquant la distribution des LVT (commande « s.corcircle ») (cercle des corrélations). Les vecteurs dont la longueur est proche du cercle contribuent le plus aux axes de la PCA. Plus un vecteur est proche d'un axe, plus il contribue à cet axe. Les vecteurs proches les uns des autres sont corrélés positivement et les vecteurs opposés sont corrélés négativement.

4.6.2. Résultats

Les MPC et les abondances moyennes des traits fonctionnels varient significativement entre les prairies typiques *ex-situ* et les parcelles d'étude (tableau 12). La parcelle de référence d'Hermalle (HR) a une MPC de la masse des graines ($5,6 \pm 4,3$ mg) significativement plus élevée que celle des prairies typiques (EX : $2,4 \pm 3,1$; $p=0,004$). La référence d'Hermalle (HR) est dominée par des espèces pérennes ($72,4 \pm 16,6\%$) mais l'abondance est significativement plus faible ($p=0,01$) que sur les prairies typiques (EX : $92,4 \pm 3,4$). La référence d'Hermalle (HR) est dominée par des hémicryptophytes ($69,3 \pm 17,2$) mais l'abondance est significativement plus faible ($p=0,01$) que sur les prairies typiques (EX : $93,4 \pm 3,4$). L'abondance de lianes de la référence d'Hermalle (HR : $19,6 \pm 20,0$) est significativement plus élevée ($p<0,001$) que sur les prairies typiques (EX : $0,7 \pm 1,0$). L'abondance de chamaephytes de la référence d'Hermalle (HR : $6,9 \pm 4,8$) est significativement plus faible ($p=0,008$) que sur les prairies typiques (EX : $12,2 \pm 5,5$).

Les parcelles HD et HS ont une MPC pour la SLA valant respectivement $18,3 \pm 1,6$ et $17,5 \pm 2,0$ mm²/mg. Ces valeurs sont significativement plus faibles (HD : $p<0,001$; HS : $p<0,001$) que celle des prairies typiques (EX : $24,2 \pm 2,3$). Les parcelles sont dominées par des annuelles (HD : $39,7 \pm 18,7\%$; HS : $62,6 \pm 24,2$) et des bisannuelles ($39,9 \pm 21,0$; $56,6 \pm 22,9$). L'abondance d'espèces pérennes ($36,3 \pm 26,7$; $30,8 \pm 20,7$) est significativement plus faible ($p<0,001$; $p<0,001$) que sur les prairies typiques (EX). De plus, la parcelle HS possède une MPC pour la hauteur de canopée significativement plus élevée ($0,7 \pm 0,5$ m) que sur les prairies typiques (EX) ($0,4 \pm 0,1$; $p<0,001$).

La parcelle HV a une MPC pour la SLA de $28,4 \pm 2,3$ mm²/mg, significativement plus élevée ($p<0,001$) que celle des prairies typiques (EX). La parcelle HV a une MPC pour le LDMC de 185 ± 23 mg/g, significativement plus faible ($p<0,001$) que celle des prairies typiques (EX) qui est de $231,2 \pm 14,9$ mg/g. La parcelle HV a une MPC de masse des graines de $5,4 \pm 3,0$ mg significativement plus élevée

($p=0,0093$) que celle des prairies typiques (EX). Il y a une abondance significativement plus faible d'espèces pérennes ($53,6 \pm 19,7\%$; $p<0,001$) sur la parcelle HV par rapport aux prairies typiques (EX).

Les parcelles MC et MS ont une MPC pour la SLA valant respectivement $26,8 \pm 2,3$ et $27,1 \pm 2,4$ mm²/mg, des valeurs significativement plus élevées (MC : $p=0,01$; MS : $p=0,003$) que celle des prairies typiques (EX). Les parcelles MC et MS sont dominées par des espèces pérennes ($69,2 \pm 11,8\%$; $51,7 \pm 16,4$) mais leur abondance est significativement plus faible ($p=0,0024$; $p<0,001$) que sur les prairies typiques (EX). L'abondance de thérophytes de MC et MS ($35,6 \pm 12,1$; $39,7 \pm 12,7$) est significativement plus élevée ($p=0,004$; $p<0,001$) que sur les prairies typiques (EX). De plus, l'abondance de lianes sur la parcelle MC ($16,6 \pm 11,2$) est significativement plus élevée ($p=0,007$) que sur les prairies typiques (EX). La parcelle MS a une MPC pour le LDMC de $200 \pm 19,5$ mg/g significativement plus faible ($p=0,001$) que celle des prairies typiques (EX : $231,2 \pm 14,9$).

Les deux premiers axes de la PCA expliquent 53,35% de la variation totale de la composition fonctionnelle (axe 1 : 33,23% ; axe 2 : 18,22%) (figure 21). Contrairement aux résultats du tableau 12, la composition fonctionnelle sur la PCA varie faiblement entre les prairies typiques (EX) et les parcelles MC, HR et MS. La composition fonctionnelle des parcelles HD et HS sont distinguées du reste.

L'axe 1 différencie les relevés des prairies typiques (EX) des relevés des parcelles HD, HS. Les centroïdes des parcelles EX, MC, HR et MS sont faiblement différenciés le long de cet axe. Les prairies typiques (EX) sont caractérisées par une plus grande abondance d'espèces pérennes, cryptophytes (géophytes) ou hémicryptophyte. Les parcelles sur boues de décantation (HD et HS) sont caractérisées par une plus grande abondance d'espèces annuelles ou bisannuelles (thérophytes). L'axe 2 différencie la parcelle HV des parcelles EX, HD et HS. La parcelle HV est caractérisée par une plus grande abondance d'espèces chamaephytes, une plus grande SLA, une plus faible LDMC et des espèces de plus petite taille.

Parmi les parcelles créées, les parcelles MC et MS sont celles qui ont la composition fonctionnelle la plus similaire des prairies typiques. Certaines valeurs de traits sont proches des valeurs des prairies typiques (SLA similaire, plus faible abondance d'annuelles et de bisannuelles). Néanmoins, certaines valeurs de trait sur ces parcelles ne tendent pas vers les valeurs cibles (plus forte abondance de lianes ou plus faible abondance de chamaephytes).

Les parcelles HD et HS sont les parcelles en création dont la composition fonctionnelle est la plus différente des prairies typiques. Certaines valeurs de traits sont opposées aux valeurs cibles (formes de vie courtes, chamaephytes très peu abondants, plus faible SLA).

Tableau 12. MPC des traits quantitatifs et abondances des traits catégoriels (N=158) des prairies typiques ex-situ (EX), de la prairie de référence d'Hermalle (HR), des trois parcelles créées à Hermalle (HD, HS, HV) et des deux parcelles créées à Marche (MC, MS). Les moyennes sont accompagnées des écarts-types. Les différences significatives par rapport aux prairies typiques ex-situ (EX) sont représentées par une (ou plusieurs) étoile(s) (Test de Dunnnett, référence = EX). Valeurs de la significativité : NS : $p > 0,05$; * $p \leq 0,05$; ** $p \leq 0,01$; *** $p \leq 0,001$. EX : prairies typiques ex-situ, HR : Hermalle référence, HD : Hermalle demi-densité, HS : Hermalle simple-densité, HV : Hermalle varié, MC : Marche compost et MS : Marche sans compost.

Traits	EX	HR	HD	HS	HV	MC	MS
SLA	24,2 ± 2,3	24,2 ± 2,2	18,3 ± 1,6 ***	17,5 ± 2 ***	28,4 ± 2,3 ***	26,8 ± 2,3 *	27,1 ± 2,4 **
H	0,4 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,2	0,7 ± 0,5 *	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,1	0,5 ± 0,1
LDMC	231,2 ± 14,9	230,5 ± 9,3	221,3 ± 19,5	235,7 ± 33,9	185 ± 23 ***	209 ± 15,1	200 ± 19,5 *
M	2,4 ± 3,1	5,6 ± 4,3 **	2,3 ± 0,7	2,1 ± 0,7	5,4 ± 3 *	3,7 ± 1,7	2,8 ± 1,6
Ann	17,8 ± 4,4	39,7 ± 18,7 **	62,6 ± 24,2 ***	67,4 ± 23,8 ***	52,6 ± 18,7 ***	38,8 ± 11,9 *	41,9 ± 12,2 **
Bi	19,4 ± 5	39,9 ± 21 *	56,6 ± 22,9 ***	57 ± 22,2 ***	47,4 ± 17,7 **	33,4 ± 13,7	36,4 ± 11,8
Per	95,4 ± 3,4	72,4 ± 16,6 *	36,3 ± 26,7 ***	30,8 ± 20,7 ***	53,6 ± 19,7 ***	69,2 ± 11,8 **	51,7 ± 16,4 ***
Liane	0,7 ± 1	19,6 ± 20 ***	1,7 ± 5	1,4 ± 3,5	28,2 ± 18,3 ***	16,6 ± 11,2 **	9,5 ± 9,1
Chamae	12,2 ± 5,5	6,9 ± 4,8 **	0,7 ± 0,9 ***	0,5 ± 1,3 ***	8,9 ± 8	4,7 ± 2,7 ***	3,1 ± 2,2 ***
Hemi	93,4 ± 3,4	69,3 ± 17,2 *	75,6 ± 24,8	68,4 ± 25,4 **	49 ± 20,7 ***	67,1 ± 11,6 **	47 ± 18,3 ***
Crypto	7,1 ± 4,7	14,1 ± 14,2	16,4 ± 13,4	11,1 ± 8,3	23,4 ± 17,7 **	17,6 ± 11,3	10,9 ± 9,8
Thero	9,3 ± 4,3	32,9 ± 16,5 *	51,2 ± 27,4 ***	60,7 ± 25,7 ***	46,8 ± 18,8 ***	35,6 ± 12,1 **	39,7 ± 12,7 ***

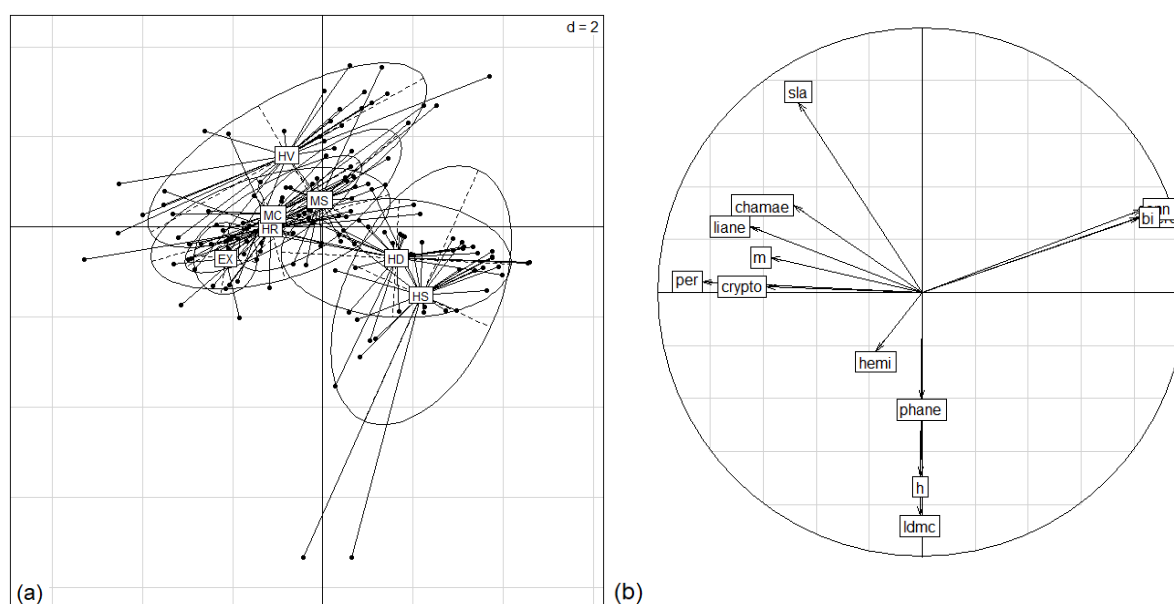


Figure 21. Diagramme d'ordination de la PCA montrant la distribution de la variation en trait le long de l'axe 1 (horizontal) et de l'axe 2 (vertical), qui expliquent respectivement 33,23% et 18,22% de la variabilité totale en trait. (a) LVT des quadrats (N=158) des prairies typiques ex-situ (EX), de la prairie de référence d'Hermalle (HR), des trois parcelles créées à Hermalle (HD, HS, HV) et des deux parcelles créées à Marche (MC, MS). (b) corrélation des deux premiers axes avec les traits analysés (abréviations voir tableau 2 chapitre 3.4.). EX pour prairies typiques ex-situ, HR pour Hermalle référence, HD pour Hermalle demi-densité, HS pour Hermalle simple-densité, MC pour Marche compost et MS pour Marche sans compost.

5. Discussion générale

5.1. Question 1 - Approche taxonomique

(1) Quelle(s) modalité(s) de création de prairie de fauche sur remblais d'exploitation de carrières montre(nt) le plus grand **succès de restauration** ? Les communautés végétales mises en place par les techniques de restauration suivent-elles une trajectoire écologique vers une **prairie de fauche de référence** ?

Parmi les parcelles étudiées, les modalités de création de prairie de fauche sur remblais d'exploitation de carrières qui montrent le plus grand succès dans la phase d'installation des espèces de prairies de fauche sont celles de Marche. Leur composition floristique est plus similaire de celle des prairies typiques que celle des autres parcelles créées et cela peut être expliqué par deux facteurs : le mélange de graines semé et les conditions environnementales.

5.1.1. Mélange de graines adapté

Les **proportions des Poaceae et des Fabaceae** dans le mélange de graines qui a été semé sur les parcelles de Marche semblent bien ajustées pour permettre l'établissement d'un cortège d'espèces diversifié. Dans le mélange de graines, les *Poaceae* étaient plus abondantes que les *Fabaceae* et le nombre de dicotylédones était élevé. La dominance des *Poaceae* dans le semis a permis leur établissement de façon homogène sur toute l'étendue des parcelles, structurant ainsi la communauté végétale. Les *Fabaceae* semées sont des espèces compétitrices et leur faible abondance dans le semis a permis d'éviter que cette famille ne domine les parcelles.

5.1.2. Conditions environnementales favorables

Les conditions environnementales des parcelles de Marche sont favorables à l'établissement d'une diversité d'espèces souhaitées et à l'installation de prairies de fauche. Les parcelles sont composées de **terre de découverte d'origine agricole** et les concentrations en N et P sont faibles (N : MC = $0,1 \pm 0,01\%$; MS = $0,09 \pm 0,01$) (P : $2,25 \pm 0,72$ mg/100g ; $1,67 \pm 0,82$). En-dessous du seuil de 5 mg/100g de P disponible, la diversité floristique des prairies de fauche peut s'exprimer (Janssens, 2001).

Lorsque la concentration en N est élevée, les *Poaceae* ont tendance à dominer la communauté végétale. Mais il a été démontré que sur des sols dont le **contenu en N est faible**, ce qui a été constaté sur les parcelles de Marche, la capacité de compétition des *Poaceae* serait réduite (John et al., 2016 ; Pywell et al., 2002) favorisant ainsi l'établissement d'espèces souhaitées moins compétitrices. Cela fait des terres de découverte d'origine agricole, dont le contenu en N est faible (N<0,4%) (Gough & Marrs, 1990 ; Pywell et al., 2002), un bon point de départ pour reconstituer des prairies de fauche.

Cela a fait en sorte de créer de nombreux sites de germination sur toute l'étendue des parcelles, qui ont permis l'établissement d'une diversité de Dicotylédones semées. Notons également l'abondance de *Rhinanthus minor*, un autre élément structurant la communauté végétale, qui est un atout pour la création de prairies sur ces parcelles car elle permet de limiter l'éventuelle dominance des *Poaceae*.

Les conditions édaphiques des parcelles de Marche sont similaires à celles d'une prairie de fauche ancienne (HR). Même si l'objectif des créations de Marche n'est pas la prairie de référence d'Hermalle, les conditions édaphiques de cette dernière sont favorables à l'installation de prairies de fauche. Les valeurs observées pour les charges limoneuses et argileuses de la parcelle de référence d'Hermalle (HR) pourraient représenter la gamme de valeur souhaitable pour la mise en place de prairies de fauche (HR : limon = $41,5 \pm 3,9\%$, argile = $24,5 \pm 6,9\%$).

Kirmer et al. (2012) ont montré que l'amendement du sol permettait un couvert plus élevé des espèces semées que sur les parcelles sans ajout d'amendement. Les résultats de notre étude vont dans ce sens (cf. 4.4.4.2.).

5.1.3. Moisson de graines de prairies existantes

On a pu voir que la composition floristique de la parcelle de référence d'Hermalle (HR) était proche de celle des prairies typiques, ce qui fait de la parcelle de référence d'Hermalle un bon point de départ pour recréer des prairies de fauche. De plus, la technique de création de prairies de fauche par semis de graines récoltées à partir d'une prairie existante, telle que pratiquée sur le site d'Hermalle, possède deux avantages qu'un semis à partir de graines du commerce n'a pas :

- Elle permet la **sauvegarde du patrimoine génétique local** d'espèces de prairies de fauche ;
- Elle renforce les populations **d'espèces en danger critique** en Wallonie (*Lathyrus aphaca* et *Lathyrus hirsutus*).

Cependant, dans la plupart des cas de moissons de graines d'une prairie existante, la composition des espèces récoltées ne représente qu'une partie de la composition de la parcelle moissonnée car les espèces de la parcelle moissonnée ne sont pas en fruit au même moment. Cette technique implique de faire dès le départ des **compromis sur les objectifs de la création**. En effet, le moment de récolte des semences joue un rôle décisif pour le futur des créations car il détermine la composition des espèces qui seront semées.

Cela est d'autant plus accentué dans le cas d'Hermalle où il y a une co-dominance de *Poaceae* et de *Fabaceae*, qui ne sont pas en fruit au même moment, et le moment de moisson détermine quelle famille sera dominante dans le mélange de graines récoltées. Dans les faits, les gestionnaires des créations d'Hermalle ont voulu que les deux espèces patrimoniales de la prairie de référence d'Hermalle, *Lathyrus aphaca* et *Lathyrus hirsutus*, soient semées sur les créations pour les raisons énoncées plus haut. C'est pourquoi la moisson de la prairie de référence d'Hermalle, qui a eu lieu aux alentours du 15 juillet 2017, a manqué le moment de fructification des *Poaceae* dominantes, qui est plus précoce.

Dès lors, les communautés végétales créées à Hermalle possèdent des avantages et des inconvénients qui découlent de ce choix de semis.

(+) comme énoncé plus haut, les quatre communautés créées participent à la sauvegarde du patrimoine génétique local d'espèces de prairies de fauche, ainsi qu'au renforcement des populations d'espèces à enjeux (*Lathyrus aphaca* et *Lathyrus hirsutus*).

(-) Les *Poaceae*, éléments structurant les communautés de prairies de fauche, sont trop faiblement abondantes dans le mélange, ce qui compromet dès le départ l'objectif de recréer des prairies de fauche.

Cependant, la CCA et l'analyse de la structure des communautés des parcelles d'Hermalle indiquent que les communautés répondent plus fortement aux variables environnementales qu'aux modalités

de semis. En effet, les semis sont les mêmes sur les parcelles HD, HS, HV et HC mais l'examen de la structure de l'assemblage des espèces a montré que les compositions spécifiques et les espèces dominantes étaient fortement différentes entre les remblais différents. De plus, la CCA a différencié les communautés qui avaient des conditions édaphiques différentes et a regroupé celles qui avaient des conditions édaphiques similaires. Cela pourrait indiquer que, même si les parcelles avaient été semées avec une plus grande proportion de *Poaceae*, les communautés n'auraient probablement pas évolué différemment de la situation actuelle.

5.1.4. Avantages et inconvénients des communautés créées à partir d'une moisson de graines

Les conditions édaphiques étant d'ores et déjà très différentes entre parcelles créées et entre ces dernières et la prairie de référence d'Hermalle (HR), on peut s'attendre à ce que les communautés végétales créées ne suivent pas les mêmes trajectoires écologiques. Au vu de la situation, il paraît difficile de croire que l'objectif de création (la prairie de référence d'Hermalle) soit atteint un jour.

Sur la parcelle HV, un élément défavorable est la **concentration en P disponible** qui est de $21,98 \pm 14,26$ mg/100 g. Cette concentration dépasse le seuil de 5 mg/100 (Janssens, 2001) théoriquement incompatible avec le développement de prairies de fauche de l'*Arrhenatherion elatioris*, caractérisées par une diversité d'espèces oligotrophes et mésotrophes. Cependant, dans l'état actuel, la parcelle présente un quand même un certain intérêt. *Papaver rhoeas* et *Matricaria recutita*, qui proviennent de la banque de graines du sol, fournissent des services écosystémiques sans avoir besoin d'interventions :

- Ces espèces fournissent une ressource en **nectar** importante (Hicks et al., 2016).
- Elles apportent un élément **d'esthétisme** bienvenu dans l'ambiance très minérale d'une carrière.

En outre, la population de *Lathyrus aphaca* s'est bien développée et cette espèce est plus abondante que sur les parcelles HD et HS qui ont un an de croissance végétative en plus.

Les parcelles HD et HS ont une composition spécifique et des conditions édaphiques similaires. Comme nous l'avons cité plus haut, les communautés créées répondent plus fortement aux conditions environnementales qu'aux modalités de semis. C'est en partie pour ça que le fait d'avoir doublé la densité de semis entre HD et HS n'a eu que très peu d'influence sur la structuration de l'assemblage en espèces. Nous n'avons pas constaté de différence significative du couvert des *Poaceae* et des espèces semées entre les deux parcelles (cf. point 4.4.4.2.).

Lors de semis d'espèces prairiales, il a été démontré que faire varier la densité des *Poaceae* dans le semis a une influence au niveau de l'abondance des dicotylédones lors de l'établissement (Piqueray et al., 2019). Lorsque la densité de semis des *Poaceae* est divisée par deux, les dicotylédones sont plus abondantes. Dans les créations d'Hermalle, c'est la densité de semis totale qui a été diminuée et comme les *Poaceae* sont peu abondantes dans le semis, il y a peu d'intérêt à diminuer la densité de semis afin d'espérer favoriser les dicotylédones.

Les parcelles HD et HS sont loin d'être sur la trajectoire écologique de création de prairies de fauche. C'est principalement dû à la dominance de *Melilotus albus* qui est très compétitrice et qui forme des grandes plages monospécifiques d'une hauteur de plus de 1,5 mètres sur plus de la moitié des parcelles. Elle laisse alors très peu de chances aux autres espèces de s'installer et de persister. Seuls les individus de *Buddleja davidii* et de *Salix viminalis* ont réussi à percer ce couvert (observations personnelles). *Melilotus albus* était présente sur le remblai (boue de décantation) avant création et

même le passage d'un bull pousseur n'a pas réussi à l'éliminer. La présence de *Buddleja davidii* et de *Salix viminalis* est également défavorable à la création d'un couvert herbacé. Ces parcelles sont toutefois intéressantes pour les services écosystémiques apportés :

- *Melilotus albus* est très mellifère et apporte du fourrage en grande quantité.
- Il y a une population d'*Anthyllis vulneraria* bien développée et une population de *Lathyrus aphaca* stable.

Enfin, la parcelle HC n'a pas permis l'établissement d'une communauté végétale car les conditions environnementales sont extrêmes, avec un pH de $11,6 \pm 1,2$. Même le pH des pelouses calcicoles en Wallonie n'est pas aussi élevé (jusque 8,5 selon Piqueray et al., 2011b).

5.1.5. En résumé

Nous avons constaté que l'établissement de prairies de fauche est plus réussi lorsqu'un mélange de graines de composition connue (et de dominance de *Poaceae*) était semé sur un remblai de terre de découverte d'origine agricole de faible richesse nutritive, ce qui concorde avec les résultats de la revue de la littérature de Kiehl et al. (2010).

Le fait que les communautés créées à Hermalle ne suivent pas une trajectoire écologique de création de prairies de fauche est expliqué essentiellement par les conditions environnementales très contraignantes des remblais (pH élevés, teneur en P élevés sur la parcelle HV, banque de graines du sol contaminées d'espèces rudérales ou compétitrices) et dans une moindre mesure par le pool d'espèces semées qui ne contenait pas beaucoup de *Poaceae*.

5.2. Question 2 - Approche fonctionnelle

(2) Comment les communautés nouvellement créées diffèrent-elles des prairies de fauche de référence (prairies typiques) en termes de composition fonctionnelle ? En d'autres termes, quelles valeurs des traits **caractérisent** les prairies de fauche de référence (prairies typiques) et quelles sont les **différences** en valeur de traits avec les communautés végétales créées ?

5.2.1. Traits fonctionnels cibles

Les prairies typiques sont caractérisées par des valeurs moyennes de SLA et de LDMC de respectivement $24,2 \pm 2,3$ mm²/mg et de $231,2 \pm 14,9$ mg/g, une hauteur moyenne de canopée de 40 ± 10 cm et par une valeur moyenne de masse de graines de $2,4 \pm 3,1$ mg. Les espèces pérennes et hémicryptophytes dominent ces prairies à plus de 90% (respectivement $95,4 \pm 3,4\%$ et $93,4 \pm 3,4\%$) et il y a une certaine abondance de chamaephytes ($12,2 \pm 5,5\%$).

5.2.2. Différences fonctionnelles avec les prairies typiques

Les prairies typiques sont fortement différenciées des autres parcelles par l'abondance d'espèces pérennes (hémicryptophytes et chamaephytes) au détriment des annuelles et des bisannuelles (thérophytes). Les communautés végétales des carrières étudiées se situent le long d'un **gradient du trait de durée de vie**. La parcelle qui a le plus d'espèces pérennes dans le jeu de données est la prairie de référence d'Hermalle (probablement dû au fait que la parcelle soit plus âgée), suivie de la parcelle MC. Celles qui en ont le moins sont les parcelles HD et HS. La forte abondance en espèces

annuelles et bisannuelles sur les créations est due à l'abondance d'espèces rudérales qui colonisent rapidement les remblais mis à nu avant le semis.

Un élément qui ressort est la similarité entre la valeur de SLA, de LDMC et de hauteur des prairies typiques et celle de la parcelle de référence d'Hermalle, indiquant une stratégie de fonctionnement identique. Seule la masse de graines diffère, ce qui est probablement causé par l'abondance particulièrement élevée des *Fabaceae* sur cette parcelle. Sur chaque parcelle créée, au moins un de ces trois traits est différent, ce qui indique des différences de fonctionnement par rapport aux prairies typiques, et les valeurs des traits reflètent la façon dont les communautés ont évolué en réponse à leur environnement. En effet, nous avons fait l'hypothèse que le succès d'établissement et de la persistance des espèces introduites lors de restaurations dépendait en partie de leur capacité de compétition et que la masse des graines avait également une influence dans le succès d'établissement (cf. point 2.4.2. ; pour rappel, les traits liés à une plus grande capacité de compétition sont : une SLA élevée, un LDMC faible et une grande taille).

- Sur la parcelle HV, il y a une grande pression d'espèces rudérales provenant de la banque de graines du sol. Il apparaît que les espèces à grosses graines ont été favorisées car cet avantage leur a permis un meilleur établissement. De plus, la SLA est plus élevée que sur les prairies typiques, indiquant que les espèces plus compétitrices se sont mieux établies.
- Sur les parcelles MC et MS, le succès d'établissement et de persistance des espèces semblent être lié à une plus grande capacité de compétition (valeurs de SLA plus élevées, et de LDMC plus faible dans le cas de MS).
- Sur les parcelles HD et HS, le succès d'établissement et de persistance des espèces ne semblent pas être lié à une plus grande capacité de compétition mais peut-être plutôt à une plus grande rudéralité (SLA faible, hauteur plus élevée dans le cas de la parcelle HS).

5.2.3. En résumé

Pour résumer, la composition fonctionnelle des parcelles de Marche est plus proche de celle des prairies typiques que celle des autres parcelles créées, ce qui conforte l'idée que les modalités de création de prairie de fauche de Marche sont celles qui montrent le plus grand succès dans la phase d'installation. La prairie de référence d'Hermalle a une composition fonctionnelle proche des valeurs des prairies typiques, ce qui renforce l'idée que cette prairie est un bon point de départ pour créer des prairies de fauche. Cette approche a permis également de montrer que la composition fonctionnelle de la parcelle HV était plus similaire de celle des prairies typiques que les autres parcelles créées à Hermalle.

6. Recommandations pratiques

6.2. Possibilités de création de prairies de fauche

Quelles sont les possibilités de création de prairies de fauche en partant d'un remblai d'exploitation de carrières ?

Tout dépend du type de remblai qui est employé ainsi que de la pérennité allouée au projet. Si, dès le départ, les risques de modifications de la parcelle créée sont élevés, il vaut mieux se tourner vers la réhabilitation ou la création d'habitats analogues. Dans tous les cas, il est vivement recommandé :

- d'analyser les conditions édaphiques des remblais qui seront employés (au minimum : pH, texture du sol, concentrations en P, N et C) ;
- de savoir dans quelle mesure les remblais sont dominés par des espèces non désirées (compétitrices, rudérales ou invasives) en réalisant un rapide état des lieux lors du pic de végétation (juillet) et ce, avant l'utilisation des terres de remblai.

Cela donnera une première idée des chances de réussite du projet et s'il risque d'être fastidieux et/ou coûteux.

6.2.1. Scénario 1 : remblais favorables

Si le remblai utilisé a un sol de fertilité faible (N, P et C faible), de pH de moins de 8,5 et de texture équilibrée (limoneuse ou limono-argileuse), comme c'est le cas de certaines terres de découverte d'origine agricole : ce sont les remblais les plus favorables à la création de prairies de fauche.

Suivant les recommandations de Goret & Janssens (2014) ainsi que notre expertise basée sur les résultats de cette étude, nous passons en revue ce qu'il convient de faire lors des premières étapes de création de prairies de fauche à partir d'un remblai favorable. Après avoir amené le substrat, il est préconisé de préparer le sol avant le semis en pratiquant un hersage pour affiner la structure. Si la concentration en P est élevée (>5mg/100g), il faut au préalable pratiquer un labour profond qui va permettre diluer cet élément (Marrs, 1993). Nous recommandons de semer à l'automne, à la densité de 30kg/ha voire 50kg/ha et si possible avec un mélange de graines de composition connue, composé de 70 à 90% de *Poaceae*.

Comme la banque de graines du remblai risque d'être contaminée par des rudérales ou des espèces compétitrices, il est recommandé de pratiquer deux à trois fauches l'année qui suit le semis, jusqu'à décroissance des populations d'espèces indésirées, afin de favoriser la germination et l'établissement des espèces semées. Un étêtage haut entre le 15 avril et le 1^{er} juin, une fauche tardive entre le 15 juillet et le 1^{er} septembre et éventuellement une fauche du regain entre septembre et novembre peuvent être conseillés. Si la banque de graines du sol ne pose pas de problème particulier, une seule fauche tardive après le 15 juillet peut être suffisante.

Si le semis provient d'une moisson de graines d'une prairie, il est essentiel de connaître la composition en espèces en faisant germer les graines. S'il s'avère que la composition du mélange de graines moissonnées contient peu de *Poaceae*, il peut être utile d'en ajouter au mélange de graines à semer sur les parcelles afin de permettre une occupation rapide du remblai dans l'attente de l'établissement des espèces cibles.

6.2.2. Scénario 2 : remblais moins favorables

Si d'autres remblais sont utilisés pour la création, notamment les remblais directement issus de l'industrie extractive (déchets d'exploitation), ou s'il y a une incertitude de la durée du projet de création, au vu des résultats de cette étude, la faisabilité de création de prairies de fauche doit être précautionneusement évaluée. Les conditions environnementales de certains remblais peuvent être très contraignantes et impacter considérablement le succès des créations.

Dans une telle optique, nous recommandons plutôt de viser :

- des habitats analogues aux prairies de fauche, c'est-à-dire des communautés constituées d'espèces végétales de prairies *sensu lato*, et pourvoyeuses de services écosystémiques : production de fourrage, ressource en nectar, lutte contre le ruissellement, amélioration du cadre de vie.
- Dans la mesure du possible, créer les prairies analogues en semant des graines provenant d'une moisson d'une prairie de fauche proche, afin de sauvegarder le patrimoine génétique local des espèces et, s'il y a lieu, de renforcer les populations d'espèces en danger (si cette technique de semis convient, cf. Goret & Janssens (2014)).

6.2. Les remblais moins favorables d'Hermalle

Qu'en est-il des parcelles créées à Hermalle ?

Le maintien d'une fauche tardive telle que pratiquée actuellement permet le développement des populations de *Lathyrus aphaca*, *L. hirsutus* et d'*Anthyllis vulneraria* (pour son papillon hôte *Cupido minimus*) sans nécessiter de grands moyens. Si l'objectif de création de prairies de fauche est choisi, il pourrait être utile d'employer des techniques de gestion contre les espèces non désirées telles que deux fauches par an, jusque réduction des populations : un étêtage haut avant la granaison des espèces indésirées (mai-juin) et une fauche tardive. L'espèce dominante qui contraint l'établissement de la végétation des parcelles HD et HS (*Melilotus albus*) sera éliminée de la sorte car c'est une espèce bisannuelle.

Nous conseillons aussi une gestion de lutte contre *Rubus idaeus* sur la parcelle HV car cette espèce pourrait devenir de plus en plus problématique avec le temps. Un arrachage au printemps jusqu'à épuisement de la souche est d'ordinaire conseillé.

Si l'on constate une diminution des populations d'espèces non désirées, il serait judicieux d'établir un couvert graminéen en pratiquant un sursemis composé majoritairement de *Poaceae* (notamment d'une moisson de la prairie de fauche de référence d'Hermalle au moment de la granaison des *Poaceae*, cf. chapitre 7). La faible concentration en N permettra de garder les *Poaceae* sous contrôle afin que la biodiversité puisse s'exprimer pleinement, même sur la parcelle HV où la concentration en P est élevée (Pywell et al., 2002). Néanmoins, les espèces non désirées des parcelles étant très mellifères (*Melilotus albus*, *Papaver rhoeas*, *Matricaria recutita*), le gestionnaire pourrait choisir de les laisser en place sur une partie des parcelles (comme des zones refuges) dans l'attente du développement des prairies de fauche.

7. Perspectives futures

7.1. *Composition des gaines d'une moisson plus précoce de la parcelle de référence d'Hermalle*

Une des limites des créations de prairies de fauche par semis de graines récoltées à partir d'une prairie existante est la nécessité de faire des compromis dès le départ sur les objectifs de la création. Dans le cas d'Hermalle, il apparaît que si l'on veut cibler les espèces patrimoniales, les *Poaceae* sont peu abondantes.

Il serait dès lors intéressant de tester si une moisson de graines avant le 15 juillet a un effet contraire sur la composition du mélange de graine, c'est-à-dire une abondance de *Poaceae* et une sous-représentation des *Fabaceae* et des espèces patrimoniales. Il aurait été intéressant de tester dans quelle mesure les communautés créées à partir de ce semis plus précoce auraient suivi une trajectoire écologique plus proche d'une création de prairie de fauche et si les *Poaceae* se seraient établies en plus grande abondance. Ou bien si, comme l'ont montré la CCA (point 4.4.3.2) et l'analyse de la structure de communauté (point 4.4.2.2.), les communautés n'auraient pas été fortement différentes de celles que nous avons étudié à cause des contraintes environnementales pesant sur l'établissement des espèces.

Dans une optique théorique, s'il s'avère que la moisson plus précoce de la parcelle de référence d'Hermalle entraîne une abondance de *Poaceae* accrues, on pourrait envisager de constituer un mélange de graine plus équilibré uniquement constitué d'espèces de la parcelle de référence d'Hermalle : on pratiquerait deux moissons espacées d'un an, une des moissons ciblerait les espèces patrimoniales et l'autre ciblerait les *Poaceae* et les deux récoltes seraient mélangées. Cela est plus favorable à la conservation du patrimoine génétique local que l'utilisation de graines du commerce.

7.2. *Valeurs de traits influençant le succès d'établissement des espèces et conditions édaphiques influençant la composition fonctionnelle*

Concernant l'approche par les traits fonctionnels, il aurait été intéressant de tester dans quelles mesures les traits fonctionnels ont une influence sur le succès d'établissement des espèces végétales utilisées pour la création des prairies de fauches sur remblais d'exploitation de carrières, et dans quelles mesures les conditions édaphiques influencent la composition fonctionnelle des communautés. Très peu d'études ont été conduites sur ce sujet (Pywell et al., 2003 ; Fischer et al., 2013).

La composition fonctionnelle des communautés végétales créées dépend des semis de départ. Par exemple, une parcelle est semée avec de 90% de graines de 4 espèces de *Fabaceae* et 10% de graines de 20 espèces d'autres familles. La composition fonctionnelle des communautés représentera majoritairement les valeurs de traits des *Fabaceae* et les valeurs des autres espèces seront sous-représentées. Dans ce cas, il est impossible de vérifier si une valeur de trait a une influence sur le succès d'établissement des espèces.

La composition fonctionnelle dépendant des semis, pour pouvoir tester l'influence des traits, il faut suivre un schéma expérimental défini afin de pouvoir interpréter les résultats : il faut que le nombre d'individus de chaque espèce à semer soit pondéré par leur taux de germination de telle manière à semer le même nombre « d'individus réalisés » sur les parcelles à restaurer, comme l'ont fait Fischer et al. (2013). Cela permet de donner aux espèces la même chance de germer. Dans ces conditions de semis, comme l'établissement et la persistance des espèces répond à la théorie des filtres (cf. point 2.4.1.), nous serions en mesure de vérifier quelle(s) valeur(s) de traits fonctionnels permettent un meilleur établissement et une meilleure persistance, et de comprendre comment les conditions édaphiques influencent la composition fonctionnelle des communautés.

8. Conclusion

Ce mémoire visait à effectuer le suivi de créations de communautés végétales de prairies de fauche sur des remblais d'exploitation de carrières dans le cadre de la gestion permanente de la biodiversité du projet Life in Quarries. Nous avons analysé la structure des assemblages en espèces d'un point de vue taxonomique et fonctionnel des communautés créées à Hermalle-sous-Huy et à Marche-les-Dames et nous avons fait le lien avec leurs modalités de création ainsi qu'avec leurs conditions environnementales. Nous avons comparé les communautés créées avec des prairies de fauche de référence (prairies typiques), d'un point de vue taxonomique et fonctionnel, afin d'avoir une indication sur le succès de la phase d'établissement de chaque communauté créée ainsi que sur les différentes stratégies de fonctionnement empruntées par les communautés. Nous avons ainsi mis en lumière que les modalités de création qui sont à privilégier pour les prochaines créations de prairies de fauche en carrières sont l'utilisation de remblais de terres de découverte limoneuses de fertilité faible ; un semis de composition en espèces connue à dominance de *Poaceae* et diversifié. Nous avons souligné qu'en cas de conditions environnementales non contrôlées (conditions édaphiques contraignantes ou banque de graines envahie d'espèces indésirables), les chances de succès des créations de prairies de fauche sont amoindries. Il vaut alors mieux se tourner vers la création d'habitats analogues pourvoyeurs de services écosystémiques ou vers le renforcement de populations d'espèces patrimoniales lorsque c'est possible.

9. Bibliographie

- Anrys, P. (2016, mai). *Carrières et biodiversité : introduction générale*. Communication présentée au workshop de Fediex, Bruxelles. En ligne http://www.lifeinquarries.eu/wp-content/uploads/2016/05/02_Quarries_Biodiversity_ARCEA_PANRYS.pdf
- Arrêté du Gouvernement wallon de 2003 portant conditions sectorielles relatives aux carrières et à leurs dépendances. *Moniteur belge*, 6 octobre 2003. En ligne : <http://environnement.wallonie.be/legis/pe/pesect036.htm>
- Ash, H. J., Gemmell, R. P., & Bradshaw, A. D. (1994). The Introduction of Native Plant Species on Industrial Waste Heaps: A Test of Immigration and Other Factors Affecting Primary Succession. *Journal of Applied Ecology*, 31(1), 74-84. <https://doi.org/10.2307/2404600>
- Baasch, A., Kirmer, A., & Tischew, S. (2012). Nine years of vegetation development in a postmining site: Effects of spontaneous and assisted site recovery: Spontaneous and assisted site recovery. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 251-260. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2011.02086.x>
- Bernard-Verdier, M., Navas, M.-L., Vellend, M., Violle, C., Fayolle, A., & Garnier, E. (2012). Community assembly along a soil depth gradient: contrasting patterns of plant trait convergence and divergence in a Mediterranean rangeland. *Journal of Ecology*, 100(6), 1422-1433. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12003>
- Branquart, E., Vanderhoeven, S., Van Landuyt, W., Van Rossum, F. & Verloove, F. (2010). *Buddleja davidii*. En ligne : <https://ias.biodiversity.be/species/show/44>
- Chessel, D., Dufour, A.-B., & Thioulouse, J. (2004). The ade4 package - I : One-table methods. *R News*, 4(1), 5-10. En ligne : <https://cran.r-project.org/doc/Rnews/>
- Choi, Y. D. (2007). Restoration Ecology to the Future : A Call for New Paradigm. *Restoration Ecology*, 15(2), 351-353. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00224.x>
- Cooke, J. A., & Johnson, M. S. (2002). Ecological restoration of land with particular reference to the mining of metals and industrial minerals: A review of theory and practice. *Environmental Reviews*, 10(1), 41-71. <https://doi.org/10.1139/a01-014>
- DEMNA. (2014). Les habitats agricoles (prairies de fauche 6410, 6510, 6520) et les mégaphorbiaies (6430). In : DEMNA. *Résultats du Rapportage Article 17 au titre de la Directive 92/43/CEE pour la période 2007 – 2012*. En ligne : <http://biodiversite.wallonie.be/fr/resultats-du-rapportage-article-17-au-titre-de-la-directive-92-43-cee-pour-la-periode-2007-2012.html?IDD=4237&IDC=5803>
- DGARNE/DNF. (s.d.). *Habitat 6510 : Prairies de fauche mésophiles. Catalogue des espèces et habitats des sites Natura 2000 de la région wallonne*. En ligne : <http://biodiversite.wallonie.be/fr/biotopes-habitats.html?IDC=833>
- Edwards, A. R., Mortimer, S. R., Lawson, C. S., Westbury, D. B., Harris, S. J., Woodcock, B. A., & Brown, V. K. (2007). Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation*, 134(3), 372-382. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2006.08.025>

- ENCEM. (2008). *Carrières de roche massives - Potentialités écologiques. Analyse bibliographique et réflexions*. Paris : ENCEM & CNC - UNPG.
- Essl, F., Egger, G., Karrer, G., Theiss, M., & Aigner, S. (2004). Rote Liste der gefährdeten Biotoptypen Österreichs. Grün-land, Grünlandbrachen und Trockenrasen, Hochstauden- und Hochgrasfluren, Schlagfluren und Waldsäume, Gehölze des Offenlandes und Gebüsche. *Monographien des Umweltbundesamtes*, 167, 272 pp.
- Fischer, L. K., Lippe, M., von der Rillig, M. C., & Kowarik, I. (2013a). Creating novel urban grasslands by reintroducing native species in wasteland vegetation. *Biological Conservation*, 159, 119-126. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.11.028>
- Fischer, L. K., von der Lippe, M., & Kowarik, I. (2013b). Urban grassland restoration: which plant traits make desired species successful colonizers? *Applied Vegetation Science*, 16(2), 272-285. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01216.x>
- Frochot, B. (2002). Measuring biodiversity value in quarries and gravel pits. *Agris, 9supplément*, 51-61. En ligne : <http://agris.fao.org/agris-search/search.do?recordID=FR2003001884>
- Gabory, O. (2014). La vie là où on ne l'attend pas... Biodiversité et sites d'extraction de matériaux. *Pour*, 223, 247-253. En ligne : <https://www.cairn.info/revue-pour-2014-3-page-247.htm>
- Garnier, E. (1992). Growth Analysis of Congeneric Annual and Perennial Grass Species. *The Journal of Ecology*, 80(4), 665. <https://doi.org/10.2307/2260858>
- Garnier, É., Navas, M.-L., & Lebreton, J.-D. (2013). *Diversité fonctionnelle des plantes traits des organismes, structure des communautés, propriétés des écosystèmes*. Bruxelles: De Boeck.
- Garnier, Eric, Cortez, J., Billès, G., Navas, M.-L., Roumet, C., Debussche, M., ... Toussaint, J.-P. (2004). Plant Functional Markers Capture Ecosystem Properties. *Ecology*, Vol. 85, p. 2630-2637. <https://doi.org/10.1890/03-0799>
- Gaudet, C. L., & Keddy, P. A. (1988). A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature*, 334(6179), 242. <https://doi.org/10.1038/334242a0>
- Goret, T., & Janssens, X. (2014). Lignes directrices pour la restauration de prairies et pelouses. Proposition de balises dans le cadre des projets LIFE-Nature « Prairies bocagères » et « Herbages ». Document non publié. En ligne : https://www.life-herbages.eu/fileadmin/Life/Herbages/Projet_balises_restoration_prairies_et_pelouses_avril2014_2.pdf
- Gough, M. W., & Marrs, R. H. (1990). A comparison of soil fertility between semi-natural and agricultural plant communities: Implications for the creations of species-rich grassland on abandoned agricultural land. *Biological Conservation*, 51(2), 83-96. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(90\)90104-W](https://doi.org/10.1016/0006-3207(90)90104-W)
- Graitson, E. & Denoël, M. (2007). Le Crapaud calamite. In : Jacob, J.-P., Percsy, C., de Wavrin, H., Graitson, E., Kinet, T., Denoël, M., Paquay, M., Percsy, N. & Remacle, A., *Amphibiens et Reptiles de Wallonie*. Namur : Aves – Raîenne et Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois.
- Grill, G., Lehner, B., Thieme, M., Geenen, B., Tickner, D., Antonelli, F., ... Zarfl, C. (2019). Mapping the world's free-flowing rivers. *Nature*, 569(7755), 215-221. <https://doi.org/10.1038/s41586-019-1111-9>

- Grime, J. P., & Hunt, R. (1975). Relative Growth-Rate: Its Range and Adaptive Significance in a Local Flora. *The Journal of Ecology*, 63(2), 393. <https://doi.org/10.2307/2258728>
- Grime, J. P., & Jeffrey, D. W. (1965). Seedling Establishment in Vertical Gradients of Sunlight. *The Journal of Ecology*, 53(3), 621. <https://doi.org/10.2307/2257624>
- Grime, J. P., Thompson, K., Hunt, R., Hodgson, J. G., Cornelissen, J. H. C., Rorison, I. H., ... Whitehouse, J. (1997). Integrated Screening Validates Primary Axes of Specialisation in Plants. *Oikos*, 79(2), 259. <https://doi.org/10.2307/3546011>
- Habel, J. C., Dengler, J., Janišová, M., Török, P., Wellstein, C., & Wiezik, M. (2013). European grassland ecosystems: threatened hotspots of biodiversity. *Biodiversity and Conservation*, 22(10), 2131-2138. <https://doi.org/10.1007/s10531-013-0537-x>
- Hicks, D. M., Ouvrard, P., Baldock, K. C. R., Baude, M., Goddard, M. A., Kunin, W. E., ... Stone, G. N. (2016). Food for Pollinators: Quantifying the Nectar and Pollen Resources of Urban Flower Meadows. *PLOS ONE*, 11(6), e0158117. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0158117>
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., ... Zobel, M. (2006). Novel ecosystems: theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- Hopkins, A., & Holz, B. (2006). Grassland for agriculture and nature conservation: Production, quality and multi-functionality. *Agronomy Research*, 4(1), 3–20.
- INULA (2015). *Biodiversity management in quarries and gravel pits: Biodiversity in mineral extraction sites* (vol.5) (1^è éd.). Bingen, Allemagne : Heidelbergcement.
- Jacob, J.-P., Dehem, C., Burnel, A., Dambiermont, J.-L., Fasol, M., Kinet, T., Van Der Elst, D. & Paquet, J.-Y. (2010). *Atlas des oiseaux nicheurs de Wallonie 2001-2007*. Gembloux, Belgique : Aves et Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole.
- Janssens, F. (2001). *Restauration des couverts herbacés riches en espèces* (Thèse de doctorat). Université catholique de Louvain, Louvain-la-Neuve. En ligne : <http://hdl.handle.net/2078.1/4573>
- John, H., Dullau, S., Baasch, A., & Tischew, S. (2016). Re-introduction of target species into degraded lowland hay meadows: How to manage the crucial first year? *Ecological Engineering*, 86, 223-230. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2015.11.001>
- Johnson, M. S., Putwain, P. D., & Holliday, R. J. (1978). Wildlife conservation value of derelict metalliferous mine workings in Wales. *Biological Conservation*, 14(2), 131-148. [https://doi.org/10.1016/0006-3207\(78\)90029-0](https://doi.org/10.1016/0006-3207(78)90029-0)
- Johnson, M.S., Cooke, J.A., & Stevenson, J.K. (1994). Revegetation of metalliferous wastes and land after metal mining. In: R.E. Hester & R.M. Harrison (Eds.), *Mining and its Environmental Impact* (pp. 31-48). Letchworth (England): Royal Society of Chemistry.
- Kahmen, S., & Poschlod, P. (2008). Effects of grassland management on plant functional trait composition. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 128(3), 137-145. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.016>

- Kattge, J., Díaz, S., Lavorel, S., Prentice, I. C., Leadley, P., Bönsch, G., ... Wirth, C. (2011). TRY - a global database of plant traits: TRY - A GLOBAL DATABASE OF PLANT TRAITS. *Global Change Biology*, 17(9), 2905-2935. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2011.02451.x>
- 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 and Applied Ecology*, 11(4), 285-299. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.004>
- King, D. A. (1990). The Adaptive Significance of Tree Height. *The American Naturalist*, 135(6), 809-828.
- Kirmer, A., Baasch, A., & Tischew, S. (2012). Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 198-207. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2011.01156.x>
- Kleyer, M., Bekker, R. M., Knevel, I. C., Bakker, J. P., Thompson, K., Sonnenschein, M., ... Peco, B. (2008). The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *Journal of Ecology*, 96(6), 1266-1274. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01430.x>
- Lake, P. S., Bond, N., & Reich, P. (2007). Linking ecological theory with stream restoration. *Freshwater Biology*, 52(4), 597-615. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2427.2006.01709.x>
- Lambinon, J., Verloove, F., Delvosalle, L., Toussaint, B., & Geerinck, D. (2012). *Nouvelle flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du nord de la France et des régions voisines: ptéridophytes et spermatophytes* (6^e éd.). Meise, Belgique : Jardin botanique national de Belgique
- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5), 545-556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Legendre, P. (2017). 1.1. *Analyse en composantes principales*. Document non publié, Université de Montréal, Montréal. En ligne : http://biol09.biol.umontreal.ca/CoursPL/Ordination_section_1.1_ACP_Fr.pdf
- Legendre, P., & Gallagher, E. D. (2001). Ecologically meaningful transformations for ordination of species data. *Oecologia*, 129(2), 271-280. <https://doi.org/10.1007/s004420100716>
- Legendre, P., & Legendre, L. (1998). *Numerical ecology* (2^e éd.). Amsterdam: Elsevier.
- LIFE Herbage. (s.d.). *Trois types de prairies à restaurer*. En ligne : <https://www.life-herbages.eu/index.php?id=2724>
- LIFE in Quarries. (s.d.). *Actions*. En ligne : <http://www.lifeinquarries.eu/actions/#biodiversite>
- LIFE Pays Mosan. (s.d.). *Les prairies maigres de fauche*. En ligne : <https://www.lifepaysmosan.eu/index.php?id=3279&L=3%3F>
- LIFE Prairie bocagères. (s.d.-a). *Les prairies maigres de fauche*. En ligne: <https://www.lifeprairiesbocageres.eu/index.php?id=2485>
- LIFE Prairie bocagères. (s.d.-b). *Restauration de prairies moyennement dégradées*. En ligne : <https://www.lifeprairiesbocageres.eu/index.php?id=partirdeprairiesmoyennement>

- Loi wallonne de 1911 sur la conservation de la beauté des paysages. *Moniteur belge*, 19 août 1911.
- Louvel, J., Gaudillat, V., & Poncet, L. (2013). *EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce*. Paris : MNHN-DIREV-SPN.
- Lundholm, J. T., & Richardson, P. J. (2010). MINI-REVIEW: Habitat analogues for reconciliation ecology in urban and industrial environments: Habitat analogues. *Journal of Applied Ecology*, 47(5), 966-975. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01857.x>
- Marrs, R. H. (1993). Soil Fertility and Nature Conservation in Europe: Theoretical Considerations and Practical Management Solutions. In *Advances in Ecological Research* (Vol. 24, p. 241-300). [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60044-6](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60044-6)
- Mcgill, B., Enquist, B., Weiher, E., & Westoby, M. (2006). Rebuilding community ecology from functional traits. *Trends in Ecology & Evolution*, 21(4), 178-185. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2006.02.002>
- Natagriwal. (s.d.). *Prairie de haute valeur biologique*. En ligne : <https://www.natagriwal.be/fr/mesures-agro-environnementales/liste-des-mae/fiches/details/332>
- Oksanen, J., Blanchet, F. G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., ... Wagner, H. (2019). *vegan: Community Ecology Package (Version 2.5-5)*. En ligne <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- Oliveira, G., Nunes, A., Clemente, A., & Correia, O. (2011). Effect of substrate treatments on survival and growth of Mediterranean shrubs in a revegetated quarry: An eight-year study. *Ecological Engineering*, 37(2), 255-259. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2010.11.015>
- Öster, M., Ask, K., Römermann, C., Tackenberg, O., & Eriksson, O. (2009). Plant colonization of ex-arable fields from adjacent species-rich grasslands: The importance of dispersal vs. recruitment ability. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 130(3-4), 93-99. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.12.005>
- Piqueray, J., Cristofoli, S., Bisteau, E., Palm, R., & Mahy, G. (2011a). Testing coexistence of extinction debt and colonization credit in fragmented calcareous grasslands with complex historical dynamics. *Landscape Ecology*, 26(6), 823-836. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9611-5>
- Piqueray, J., Bottin, G., Delescaille, L.-M., Bisteau, E., Colinet, G., & Mahy, G. (2011b). Rapid restoration of a species-rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: The case of calcareous grasslands restored from forest stands. *Ecological Indicators*, 11(2), 724-733. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2010.06.007>
- 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. *Ecological Indicators*, 48, 408-416. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.039>
- Piqueray, J., Rouxhet, S., Hendrickx, S., & Mahy, G. (2016). Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium. *Conservation Evidence*. En ligne <https://orbi.uliege.be/handle/2268/218725>
- Piqueray, J., Gilliaux, V., Decruyenaere, V., Cornelis, J.-T., Uyttenbroeck, R., & Mahy, G. (2019). Management of Grassland-like Wildflower Strips Sown on Nutrient-rich Arable Soils : The

- Role of Grass Density and Mowing Regime. *Environmental Management*, 63(5), 647-657. <https://doi.org/10.1007/s00267-019-01153-y>
- Pitz, C. (2018). *Restauration écologique en carrière, habitats analogues et résistances aux invasions végétales* (Thèse de doctorat). Gembloux Agro-Bio Tech, Gembloux.
- Pitz, C., Piqueray, J., Monty, A., & Mahy, G. (2018). Naturally recruited herbaceous vegetation in abandoned Belgian limestone quarries: Towards habitats of conservation interest analogues? *Folia Geobotanica*, 53(2), 147-158. <https://doi.org/10.1007/s12224-018-9313-8>
- Portail de l'agriculture wallonne. (2017). *Programme wallon de Développement Rural 2014-2020 – PwDR*. En ligne : <https://agriculture.wallonie.be/programme-wallon-de-developpement-rural-2014-2020/>
- Poschlod, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S., & Bonn, S. (1998). Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science*, 1(1), 75-91. <https://doi.org/10.2307/1479087>
- Poschlod, P., Kleyer, M., & Tackenberg, O. (2000). Biological risk assessment and vulnerability analysis in plants. *Z. Ökol. Naturschutz*, 9(1-2), 1-128.
- Prach, K., & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous Succession versus Technical Reclamation in the Restoration of Disturbed Sites. *Restoration Ecology*, 16(3), 363-366. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2008.00412.x>
- Pywell, R. F., Bullock, J. M., Hopkins, A., Walker, K. J., Sparks, T. H., Burke, M. J. W., & Peel, S. (2002). Restoration of species-rich grassland on arable land: Assessing the limiting processes using a multi-site experiment: Multi-site restoration experiments. *Journal of Applied Ecology*, 39(2), 294-309. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2002.00718.x>
- 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. *Journal of Applied Ecology*, 40(1), 65-77. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2003.00762.x>
- R Core Team. (2017). *R: A language and environment for statistical computing*. Vienna (Austria) : R Foundation for Statistical Computing. En ligne : <https://www.R-project.org/>.
- Remacle, A. (s.d.). Etat de la biodiversité dans les anciennes carrières de Wallonie. En ligne : <http://environnement.wallonie.be/exposes/250408/remacle.pdf>
- Remacle, A. (2009). *Contribution des anciennes carrières à la biodiversité wallonne*. Document non publié, Université de Liège, Gembloux.
- Réseau wallon de Développement Rural. (s.d.). *Le Programme wallon de Développement Rural (PwDR)*. En ligne : <https://www.reseau-pwdr.be/sections/le-programme-wallon-de-d%C3%A9veloppement-rural-%28pwdr%29>
- Richardson, P. J., Lundholm, J. T., & Larson, D. W. (2010). Natural analogues of degraded ecosystems enhance conservation and reconstruction in extreme environments. *Ecological Applications*, 20(3), 728-740. <https://doi.org/10.1890/08-1092.1>
- Rosès, C., Baltus, H., & Sevrin, D. (2019). *Monitoring des papillons diurnes au sein des Réserves Naturelles Natagora : résultats des inventaires 2018*. Namur : Natagora.

- Saad, L., Parmentier, I., Colinet, G., Malaisse, F., Faucon, M.-P., Meerts, P., & Mahy, G. (2012). Investigating the Vegetation-Soil Relationships on the Copper-Cobalt Rock Outcrops of Katanga (D. R. Congo), an Essential Step in a Biodiversity Conservation Plan. *Restoration Ecology*, 20(3), 405-415. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2011.00786.x>
- Séleck, M., Mathelart, C., Gauquie, B., Taymans, J., Sneessens, A., Calozet, M., & Mahy, G. (2019). *Synthèse des inventaires biologiques des 24 carrières du Life in Quarries*. Document non publié, Life In Quarries, Mont-Saint-Guibert. En ligne : <http://hdl.handle.net/2268/235590>
- Sengl, P., Magnes, M., Weithenthaler, K., Wagner, V., Erdős, L., & Berg, C. (2017). Restoration of lowland meadows in Austria: A comparison of five techniques. *Basic and Applied Ecology*, 24, 19-29. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2017.08.004>
- Shipley, B., & Dion, J. (1992). The Allometry of Seed Production in Herbaceous Angiosperms. *The American Naturalist*, 139(3), 467-483.
- Shipley, B., & Peters, R. H. (1990). The Allometry of Seed Weight and Seedling Relative Growth Rate. *Functional Ecology*, 4(4), 523. <https://doi.org/10.2307/2389320>
- Smith, C. C., & Fretwell, S. D. (1974). The Optimal Balance between Size and Number of Offspring. *The American Naturalist*, 108(962), 499-506.
- Snow, C. S. R., Marrs, R. H., & Merrick, L. (1997). Trends in soil chemistry and floristics associated with the establishment of a low-input meadow system on an arable clay soil in Essex. *Biological Conservation*, 79(1), 35-41. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(96\)00103-6](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(96)00103-6)
- Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group. (2004). *L'abcdaire sur l'écologie de la restauration de la SER internationale*. The SER International Primer on Ecological Restoration. En ligne: <http://www.ser.org>.
- Ter Braak, C. J. F., & Smilauer, P. (2002). *CANOCO reference manual and CanoDraw for Windows User's guide: Software for Canonical Community Ordination* (version 4.5). Ithaca, USA : Microcomputer Power
- Tischew, S., & Kirmer, A. (2007). Implementation of Basic Studies in the Ecological Restoration of Surface-Mined Land. *Restoration Ecology*, 15(2), 321-325. <https://doi.org/10.1111/j.1526-100X.2007.00217.x>
- Tischew, S., Baasch, A., Conrad, M., Hefter, I. (2007). Optimization of the success of compensation measures via accompanying quality controls (In German with English abstract). *Natur und Landschaft*, 83, 534-540.
- Vile, D., Shipley, B., & Garnier, E. (2006). Ecosystem productivity can be predicted from potential relative growth rate and species abundance: Species RGR predicts ecosystem productivity. *Ecology Letters*, 9(9), 1061-1067. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2006.00958.x>
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J., & Pywell, R. F. (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*, 119(1), 1-18. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2003.10.020>
- Weiher, E., Werf, A., Thompson, K., Roderick, M., Garnier, E., & Eriksson, O. (1999). Challenging Theophrastus: A common core list of plant traits for functional ecology. *Journal of Vegetation Science*, 10(5), 609-620. <https://doi.org/10.2307/3237076>

- Westbury, D. B., & Dunnett, N. P. (2008). The promotion of grassland forb abundance : A chemical or biological solution? *Basic and Applied Ecology*, 9(6), 653-662. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.08.006>
- Westoby, M. (1998). A leaf-height-seed (LHS) plant ecology strategy scheme. *Plant and Soil*, 199(2), 213-227. <https://doi.org/10.1023/A:1004327224729>
- Westoby, M., Falster, D. S., Moles, A. T., Vesk, P. A., & Wright, I. J. (2002). Plant Ecological Strategies: Some Leading Dimensions of Variation Between Species. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 33(1), 125-159. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452>
- Westoby, M., Leishman, M., & Lord Janice. (1996). Comparative ecology of seed size and dispersal. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*, 351(1345), 1309-1318. <https://doi.org/10.1098/rstb.1996.0114>
- Zobel, M., Suurkask, M., Rosén, E., & Pärtel, M. (1996). The dynamics of species richness in an experimentally restored calcareous grassland. *Journal of Vegetation Science*, 7(2), 203-210. <https://doi.org/10.2307/3236320>

10. Annexes

Annexe 1. Classement par ordre alphabétique des espèces observées dans les quadrats des parcelles de Marche.

Pourcentage moyen de couvert dans 1m² des espèces observées dans les quadrats (N=50) des deux parcelles du site de Marche. MC : Marche compost. MS : Marche sans compost. Les espèces en gras sont les espèces semées.

Famille	Espèces observées dans les quadrats	MC	MS
<i>Fabaceae</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i>	4,16	1,62
	<i>Lotus corniculatus</i>	2,48	1,1
	<i>Medicago lupulina</i>	0	0,04
	<i>Melilotus albus</i>	0,16	0
	<i>Trifolium hybridum</i>	0	0,04
	<i>Trifolium pratense</i>	10,96	2,96
	<i>Trifolium repens</i>	0,28	0,2
	<i>Vicia cracca</i>	24,28	8,2
<i>Poaceae</i>	<i>Alopecurus myosuroides</i>	2,96	5
	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	2,76	1,76
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	23,32	10,56
	<i>Avenula pubescens</i>	0,4	0,52
	<i>Bromus hordeaceus</i>	3	1,96
	<i>Bromus sterilis</i>	1,4	0,24
	<i>Dactylis glomerata</i>	0,4	0,24
	<i>Festuca arundinacea</i>	0	0,24
	<i>Festuca pratensis</i>	0	0,12
	<i>Festuca rubra</i>	9,48	6,76
	<i>Holcus lanatus</i>	2,88	1,36
	<i>Lolium perenne</i>	0,28	0,08
	<i>Poa annua</i>	0,96	0,32
	<i>Poa pratensis</i>	0	0,12
	<i>Poa trivialis</i>	4,92	2,2
	<i>Trisetum flavescens</i>	0,04	0
	<i>Vulpia myuros</i>	0,56	0
Autres espèces de plantes à fleurs	<i>Acer pseudoplatanus</i>	0,04	0,08
	<i>Achillea millefolium</i>	1,36	0,52
	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0,04	0
	<i>Brassica napus</i>	0,28	0,42
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0,12	0,04
	<i>Centaurea jacea</i>	0,72	0,22
	<i>Cerastium fontanum</i>	0	0,12
	<i>Cirsium arvense</i>	0,12	0,08
	<i>Cirsium vulgare</i>	0	0,04
	<i>Clematis vitalba</i>	0,12	0,08
	<i>Conyza canadensis</i>	0	0,12
	<i>Crepis capillaris</i>	0	0,2
	<i>Daucus carota</i>	2,32	1,98

<i>Epilobium sp.</i>	0,24	0,24
<i>Euphorbia helioscopia</i>	0,08	0
<i>Fumaria officinalis</i>	0,16	0,08
<i>Galeopsis angustifolia</i>	0	0,08
<i>Galium aparine</i>	2	1,86
<i>Galium mollugo</i>	0,62	0,44
<i>Geranium pyrenaicum</i>	0,16	0,06
<i>Hypochaeris radicata</i>	0,08	0
<i>Lactuca serriola</i>	0,36	0,64
<i>Lapsana communis</i>	0,04	0
<i>Leontodon hispidus</i>	4,44	2,72
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1,64	1,16
<i>Malva moschata</i>	1,28	0,74
<i>Matricaria recutita</i>	19,44	14,24
<i>Myosotis arvensis</i>	0,5	0,2
<i>Papaver rhoeas</i>	0,24	0,84
<i>Plantago lanceolata</i>	0	0,04
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0,028
<i>Prunella vulgaris</i>	0,36	0,24
<i>Prunus sp.</i>	0,04	0,04
<i>Ranunculus repens</i>	0,08	0,26
<i>Rhinanthus minor</i>	14,04	8,16
<i>Rumex crispus</i>	0,2	0
<i>Sanguisorba minor</i>	1,08	0,6
<i>Senecio vulgaris</i>	0,32	0,32
<i>Sonchus asper</i>	3,32	4,12
<i>Taraxacum sp.</i>	0,04	0,16
<i>Thlaspi arvense</i>	0	0,04
<i>Tragopogon pratensis</i>	0,12	0,32
<i>Tussilago farfara</i>	1,16	2,16
<i>Veronica arvensis</i>	0,04	0,1
<i>Veronica persica</i>	0,44	0,52
<i>Viola arvensis</i>	0,56	0,26

Annexe 2 : Classement par ordre alphabétique des espèces observées dans les quadrats des parcelles d'Hermalle.

Pourcentage moyen de couvert dans 1m² des espèces observées dans les quadrats (N=125) des parcelles du site d'Hermalle. HR : Hermalle référence, HD : Hermalle demi-densité, HS : Hermalle simple-densité, HV : Hermalle varié, HC : Hermalle chaux. Les espèces en gras sont les espèces semées.

Famille	Espèces observées dans les quadrats	HR	HD	HS	HV	HC
<i>Fabaceae</i>	<i>Anthyllis vulneraria</i>	0	12,46	5,76	0,92	0,02
	<i>Lathyrus aphaca</i>	10,68	0,24	0,12	2,12	0
	<i>Lathyrus hirsutus</i>	6,48	0,04	0	0,32	0
	<i>Lotus corniculatus</i>	15,28	16,56	7,88	1,7	0,016
	<i>Medicago lupulina</i>	3,48	1,6	2,04	2,32	0
	<i>Melilotus albus</i>	0	58,12	66,28	0,44	0
	<i>Trifolium campestre</i>	25,84	0,164	1,24	1,28	0,02
	<i>Trifolium dubium</i>	0,44	0	0	0	0
	<i>Trifolium hybridum</i>	1,24	1,26	0,64	1,24	0
	<i>Trifolium pratense</i>	3,36	1,7	0,96	0,28	0
	<i>Trifolium repens</i>	0,12	0,02	0	0,24	0
	<i>Vicia cracca</i>	7,6	2,02	1,36	30,12	0,02
	<i>Vicia hirsuta</i>	4,16	0	0	1,52	0
	<i>Vicia sativa</i>	5,52	0,08	0,16	1,08	0
<i>Poaceae</i>	<i>Agrostis stolonifera</i>	0	0	0,02	0	0
	<i>Arrhenatherum elatius</i>	18,08	0,02	1,84	1	0,08
	<i>Brachypodium sylvaticum</i>	0	0,88	0	0	0
	<i>Bromus erectus</i>	0,32	0	0	0	0
	<i>Bromus hordeaceus</i>	0,56	0	0	0	0
	<i>Catapodium rigidum</i>	0	0,1	0,08	0,24	0
	<i>Dactylis glomerata</i>	6,52	0,7	0,72	1,52	0,02
	<i>Festuca arundinacea</i>	25,96	1,04	2,48	0,24	0
	<i>Festuca pratensis</i>	0	0,12	0,08	1,16	0,14
	<i>Festuca rubra</i>	8,68	0,02	0	0	0
	<i>Holcus lanatus</i>	1,6	0,52	0,28	1,1	0
	<i>Phalaris arundinacea</i>	0	0,24	0	0	0
	<i>Phleum nodosum</i>	0,12	0	0	0	0
	<i>Phragmites australis</i>	0	0,94	1,2	0	0,02
	<i>Poa annua</i>	0,28	0,02	0	0,2	0
	<i>Poa compressa</i>	0	0,02	0,02	0	0
	<i>Poa pratensis</i>	1,04	0,36	0,04	0	0
	<i>Poa trivialis</i>	0,48	0	0	6,68	0
	<i>Vulpia myuros</i>	0	9,56	18,38	2,28	0,04
Autres espèces de plantes à fleurs	<i>Achillea millefolium</i>	4,12	0,18	0	0,5	0
	<i>Arabidopsis thaliana</i>	0	0	0	0,08	0
	<i>Arenaria serpyllifolia</i>	0	0,02	0,08	0,4	0
	<i>Betula pendula</i>	0	0,04	0,04	0,04	0
	<i>Buddleja davidii</i>	0	0,04	2,84	0,04	0
	<i>Campanula rapunculus</i>	0,48	0	0	0	0
	<i>Capsella bursa-pastoris</i>	0	0	0	1,76	0
	<i>Cardamine hirsuta</i>	0	0	0	0,88	0

<i>Carduus crispus</i>	0	0,72	0	1,32	0
<i>Centaurea jacea</i>	0,2	0	0	0	0,04
<i>Centaureum erythraea</i>	0,72	0	0	0	0
<i>Cerastium fontanum</i>	0,32	0,04	0	0,46	0
<i>Cerastium glomeratum</i>	0	0	0	0,88	0
<i>Cerastium semidecandrum</i>	0,12	0,04	0	0,08	0
<i>Chaenorrhinum minus</i>	0	0	0	0,02	0
<i>Chenopodium album</i>	0	0	0	0,44	0,004
<i>Chenopodium ficifolium</i>	0	0	0	0,8	0
<i>Cirsium arvense</i>	0	0,1	0,6	0,08	0
<i>Cirsium vulgare</i>	0,04	0,52	0,04	4,96	0
<i>Clematis vitalba</i>	0	0,02	0,16	0	0,02
<i>Crepis biennis</i>	0,28	0	0,04	0	0
<i>Crepis capillaris</i>	0	0,06	0,08	0	0
<i>Daucus carota</i>	5,36	0,784	0,3	0,34	0,02
<i>Echium vulgare</i>	0	0	0,08	0	0
<i>Elymus repens</i>	0,08	0	0	0	0
<i>Epilobium sp.</i>	0	0	0	0,4	0
<i>Equisetum arvense</i>	0	0,08	0,04	0	0
<i>Eupatorium cannabinum</i>	0	0,6	0,52	0	0
<i>Euphorbia helioscopia</i>	0	0	0	0,24	0
<i>Fallopia convolvulus</i>	0	0	0	0,16	0
<i>Fragaria vesca</i>	0,2	0	0	0	0
<i>Galium aparine</i>	0	0,02	0	3,12	0
<i>Geranium pusillum</i>	0	0	0	0,48	0
<i>Hieracium bauhini</i>	1,12	0,42	0,16	0,08	0
<i>Holosteum umbellatum</i>	0	0	0	0,72	0
<i>Hypericum perforatum</i>	0,12	0	0	0	0
<i>Hypochaeris radicata</i>	0	0,1	0	0	0
<i>Inula conyzae</i>	0,48	0	0	0	0
<i>Lactuca serriola</i>	0	0,4	0,22	0	0
<i>Lamium purpureum</i>	0	0	0	0,12	0
<i>Lapsana communis</i>	0	0,06	0	0	0
<i>Leontodon hispidus</i>	0	0,1	0	0	0
<i>Leucanthemum vulgare</i>	1,32	0	0,04	0	0
<i>Linum catharticum</i>	0,28	0	0	0	0
<i>Matricaria recutita</i>	0	0	0	14,76	0
<i>Myosotis arvensis</i>	0	0	0	0,2	0
<i>Papaver rhoeas</i>	0	0	0	17,72	0
<i>Picris hieracioides</i>	1,28	0,4	0,52	0,28	0
<i>Plantago lanceolata</i>	6,12	3,16	2,6	1,42	0,008
<i>Polygonum aviculare</i>	0	0	0	0,16	0,04
<i>Prunus sp.</i>	0,2	0	0	0	0
<i>Raphanus raphanistrum</i>	0	0	0	1,96	0
<i>Reseda luteola</i>	0	0	0	0,8	0
<i>Rhinanthus minor</i>	0,04	0	0	0,04	0
<i>Rosa canina</i>	0,04	0	0	0	0
<i>Rubus idaeus</i>	0	0	0	5,12	0,02
<i>Rumex crispus</i>	0,12	0	0	0	0
<i>Rumex obtusifolius</i>	0	0	0	1,88	0
<i>Salix caprea</i>	0	0,02	1,16	0	0
<i>Salix viminalis</i>	0	0	2,4	0	0
<i>Sanguisorba minor</i>	2,08	0,04	0,16	0,2	0

<i>Senecio inaequidens</i>	0	0,06	0	0,12	0
<i>Silene dioica</i>	0	0	0	0,04	0
<i>Silene latifolia</i>	0	0	0	0,64	0
<i>Sisymbrium officinale</i>	0	0	0	0,48	0
<i>Sonchus asper</i>	0	0,8	1	0,2	0
<i>Stellaria media</i>	0	0	0	0,88	0
<i>Taraxacum sp.</i>	0,72	2,02	1,04	0	0
<i>Tussilago farfara</i>	0	3,36	3,52	0	0
<i>Urtica dioica</i>	0	0	0	0,3	0
<i>Veronica arvensis</i>	0	0	0	0,44	0
<i>Veronica hederifolia</i>	0	0	0	0,2	0
<i>Veronica persica</i>	0	0	0,04	1,16	0
<i>Viola arvensis</i>	0	0	0	0,64	0

Annexe 3 : Inventaire en plein de la parcelle HC (Hermalle chaux)

Espèces	Coefficient d'abondance Braun-Blanquet
<i>Achillea millefolium</i>	r
<i>Anthyllis vulneraria</i>	r
<i>Arrhenatherum elatius</i>	r
<i>Betula pendula</i>	r
<i>Brassica napus</i>	r
<i>Buddleja davidii</i>	r
<i>Carduus crispus</i>	r
<i>Cerastium semidecandrum</i>	r
<i>Chenopodium album</i>	r
<i>Cirsium vulgare</i>	r
<i>Clematis vitalba</i>	r
<i>Dactylis glomerata</i>	r
<i>Daucus carota</i>	r
<i>Euphorbia helioscopia</i>	r
<i>Festuca arundinacea</i>	r
<i>Festuca pratensis</i>	r
<i>Fragaria vesca</i>	r
<i>Hieracium bauhini</i>	r
<i>Holcus lanatus</i>	r
<i>Lathyrus aphaca</i>	r
<i>Lathyrus hirsutus</i>	r
<i>Lotus corniculatus</i>	r
<i>Medicago lupulina</i>	r
<i>Papaver rhoeas</i>	r
<i>Phragmites australis</i>	r
<i>Plantago lanceolata</i>	r
<i>Polygonum aviculare</i>	r
<i>Ranunculus repens</i>	r
<i>Rubus idaeus</i>	r
<i>Salix caprea</i>	r
<i>Sanguisorba minor</i>	r
<i>Stellaria media</i>	r
<i>Taraxacum sp.</i>	r
<i>Trifolium campestre</i>	r
<i>Trifolium pratense</i>	r
<i>Tussilago farfara</i>	r
<i>Vicia cracca</i>	r
<i>Vicia hirsuta</i>	r
<i>Vicia sativa</i>	r
<i>Vulpia myuros</i>	r