
Évaluation du succès de restauration de prairies maigres de fauche de I₂Arrhenatherion elatioris réalisée dans le cadre du Projet LIFE Prairies bocagères en Fagne-Famenne

Auteur : Dellicour, Maïké

Promoteur(s) : Mahy, Grégory

Faculté : Gembloux Agro-Bio Tech (GxABT)

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

Année académique : 2019-2020

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/10409>

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.



LIÈGE université
Gembloux
Agro-Bio Tech

**EVALUATION DU SUCCES DE RESTAURATION DE
PRAIRIES MAIGRES DE FAUCHE DE
L'*ARRHENATHERION ELATIORIS* REALISEE DANS
LE CADRE DU PROJET LIFE PRAIRIES
BOCAGERES EN FAGNE-FAMENNE**

MAIKE DELLICOUR

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2019-2020

PROMOTEUR : GREGORY 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.



LIÈGE université
Gembloux
Agro-Bio Tech

**EVALUATION DU SUCCES DE RESTAURATION DE
PRAIRIES MAIGRES DE FAUCHE DE
L'*ARRHENATHERION ELATIORIS* REALISEE DANS
LE CADRE DU PROJET LIFE PRAIRIES
BOCAGERES EN FAGNE-FAMENNE**

MAIKE DELLICOUR

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2019-2020

PROMOTEUR : GREGORY MAHY

Remerciements

Je tiens tout d'abord à remercier mon promoteur, Grégory Mahy, pour l'encadrement de mon travail, les nombreux conseils et suggestions mais également sa disponibilité et son enthousiasme vis-à-vis de mon travail.

Mes remerciements vont également à Thibaut Goret, coordinateur du projet LIFE Prairies bocagères, qui m'a ouvert la porte du monde de la restauration écologique grâce à un stage passionnant et qui m'a soutenue pour poursuivre dans cette voie. Je remercie également toute l'équipe du projet grâce à laquelle j'ai appris tant concernant l'identification des espèces de prairies.

Je remercie Arnaud Farinelle de Fourrages Mieux, François Cerisier de Natagriwal, Jérôme Bindelle, Marc Dufrêne, Arnaud Monty, professeurs à la faculté de Gembloux Agro-Bio tech pour leur contribution et leur aide dans la construction de mon travail.

Je tiens également à remercier les agriculteurs·trices, David Van Den Bossche, Sonia Bayet, Arnaud Louis, Bertrand De Cumont, Mikaël Stassen, qui m'ont autorisée à accéder à leurs prairies pour mes inventaires botaniques.

Merci à Cynthia Thomas pour son appui technique et administrative.

Merci aux Tfistes du BP car malgré le confinement le soutien entre Tfistes était présent. Merci pour ce début d'année riche en parties de kickers. Cela m'a vraiment manqué.

Bien évidemment, je remercie Lucas de m'avoir accompagné sur le terrain lorsque j'en avais besoin. Mais surtout, merci de tout cœur pour ton soutien infailible depuis toujours, pour m'avoir supporté et surtout réconforté pendant mes périodes de stress et ce depuis le début de nos études. Tu as joué un rôle important dans ma réussite.

Merci à tous mes amis rencontrés à Gembloux avec qui j'ai passé des moments inoubliables et qui ont rendu ces années si belles.

Finalement, un tout grand merci à ma famille qui m'a toujours soutenu et encouragé pendant ces cinq années. Sans vous tous, je n'en serais pas là. Ma réussite c'est aussi grâce à vous. Un merci particulier à ma maman et mon frère pour la relecture de mon texte.

Résumé

Les prairies de fauche en Région Wallonne ont vu leur état de conservation se détériorer significativement au cours du siècle passé en conséquence du développement des systèmes agricoles intensifs. Afin de lutter contre ce phénomène, le projet LIFE Prairies bocagères a mené à bien la restauration de 200 ha de cet écosystème semi-naturel en Fagne-Famenne grâce à trois méthodes : le changement de régime de fauche, l'épandage de foin et le semis. Ce travail a pour objectif d'en évaluer le succès. L'évaluation est déclinée en trois axes principaux : (1) l'évaluation de la restauration taxonomique des communautés végétales, (2) l'évaluation de la restauration fonctionnelle et (3) l'évaluation de la restauration de deux services écosystémiques, le service de pollinisation et la valeur d'usage agricole. Cette dernière n'a pas pu être évaluée car les indices proposés dans la littérature se basant sur la composition fonctionnelle d'une prairie ne se sont pas révélés avoir un pouvoir prédictif assez précis pour l'estimation des paramètres agricoles. Pour les trois axes de cette étude, les restaurations ont été évaluées par comparaison avec des références historiques phytosociologiques caractéristiques et des références actuelles. Les résultats ont montré la relance des communautés végétales sur une trajectoire écologique menant aux références actuelles internes au projet et décrites à l'échelle de la prairie. Tant l'évolution de la composition spécifique que de la composition fonctionnelle a indiqué une progression des communautés vers un succès. Les ressources florales en nectar pour les pollinisateurs ont clairement été restaurées à leur valeur de référence. La méthode de restauration par semis a produit des résultats généralement moins bons tant du point de vue taxonomique que fonctionnel. Cependant, la remise en question des références utilisées a été un point central de ce travail qui a permis de mettre en évidence un besoin flagrant de construction d'un référentiel de restauration solide de l'habitat *Arrhenatherion elatioris* ; un référentiel incluant des critères taxonomiques, fonctionnels, de services écosystémiques mais également agronomiques afin de concilier les différentes attentes actuelles de notre société. Ce travail a également permis de souligner la limite de la méthode d'évaluation de l'état de conservation de cet habitat grâce à l'analyse d'un ensemble de relevés historiques réalisée pour la définition du référentiel historique.

Abstract

The hay meadows in the Walloon Region have seen their conservation status deteriorate significantly over the past century as a result of the intensive agricultural systems development. In order to counter this phenomenon, the LIFE project Prairies bocagères carried out the restoration of 200 ha of this semi-natural ecosystem in the Fagne-Famenne region using three methods: changing the mowing regime, spreading hay and sowing. The aim of this work is to evaluate its success. The evaluation is divided into three main parts: (1) assessment of the taxonomic restoration, (2) assessment of functional restoration, and (3) assessment of the restoration of two ecosystem services, the pollination service and the agricultural use value. The latter could not be assessed because the indices proposed in the literature based on grasslands functional composition were not found to be sufficiently predictive of agricultural parameters. For the three parts of this study, the restorations were evaluated by comparison with characteristic phytosociological historical references and current references. The results showed that plant communities follow an ecological trajectory leading to current references internal to the project and described at the prairie scale. Both the evolution of the specific composition and the functional composition indicated a progression of the communities towards success. Nectar floral resources for pollinators were clearly restored to their reference value. The sowing restoration method has produced generally poorer results both taxonomically and functionally. However, the questioning of the references used was a central point of this work, which highlighted a flagrant need to build a solid restoration reference frame for the *Arrhenatherion elatioris* habitat; a guideline including taxonomic, functional, ecosystem services related and agronomic criteria in order to reconcile the different current expectations of our society. This work has also highlighted the limitations of the method used to assess the conservation status of this habitat through the analysis of a set of historical surveys carried out for the definition of the historical reference.

Table des matières

1. Introduction contextuelle	1
1.1 Déclin de la biodiversité.....	1
1.2 Enjeu de biodiversité des habitats semi-naturels	1
1.3 Le projet LIFE Prairies bocagères	2
2. Introduction bibliographique	3
2.1 La restauration écologique	3
2.2 Les prairies maigres de fauche	8
2.3 L'écologie fonctionnelle comme outil d'évaluation de la restauration écologique	9
2.4 Les services écosystémiques des prairies	11
2.4.1 Les nombreux services fournis par les prairies	11
2.4.2 La valeur d'usage des prairies de fauche	12
2.4.3 Le service de pollinisation	14
3. Questions de recherche	17
4. Analyses préliminaires	18
4.1 Définition du référentiel	18
4.1.1 Méthodologie	18
4.1.2 Résultats	20
4.1.3 Discussion et conclusion	25
4.2 Analyses préliminaires nécessaires à l'évaluation de l'état de la valeur d'usage à partir de l'écologie fonctionnelle.....	27
4.2.1 Méthodologie	27
4.2.2 Résultats	29
4.2.3 Discussion	30
5. Méthodologie générale	31
5.1 Lieu d'étude	31
5.2 Techniques de restauration évaluées	32
5.3 Plan d'échantillonnage.....	34
5.4 Données environnementales.....	36
6. Restauration des communautés végétales	38
6.1 Méthode d'analyse des trajectoires écologiques des communautés végétales.....	38
6.2 Résultats	39
6.2.1 Résultats des analyses multivariées sur les relevés en plein	39
6.2.2 Résultats des analyses multivariées sur les relevés phytosociologiques	42
6.2.3 Trajectoires écologiques en fonction des méthodes de restauration	45

6.3 Discussion	46
7. Restauration de la composition fonctionnelle	51
7.1 Méthodologie	51
7.1.1 Choix des traits fonctionnels.....	51
7.1.2 Méthode d'analyse de la restauration de la composition fonctionnelle	54
7.2 Résultats	57
7.2.1 Atteinte des références et levée des filtres	57
7.2.2 Influence de la composition fonctionnelle initiale.....	64
7.3 Discussion	65
7.3.1 Atteinte des références et levée des filtres	65
7.3.2 Influence de la composition fonctionnelle initiale.....	68
8. Restauration des ressources florales pour les insectes pollinisateurs	69
8.1 Méthode d'analyse	69
8.2 Résultats	71
8.3 Discussion	73
9. Conclusion	74
10. Index bibliographique	76
11. Annexes	88

1. Introduction contextuelle

1.1 Déclin de la biodiversité

L'extinction massive de la biodiversité à l'échelle mondiale est depuis de nombreuses années indéniable et amplement étudiée (Ehrlich & Ehrlich, 1981 ; Wilson, 1989 ; Ehrlich & Wilson, 1991). L'extinction actuelle des espèces, considérée comme la sixième extinction de masse, est au moins mille fois plus rapide que le taux d'extinction moyen estimé grâce aux inventaires stratigraphiques fossiles en dehors des grandes périodes d'extinction déjà connues (Olivieri & Vitalis, 2001). Cette perte immense de biodiversité fait incontestablement partie du changement global provoqué par l'Homme (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) qui par son impact considérable sur la terre et la nature est à la source du commencement d'une nouvelle ère géologique, l'Anthropocène (Lewis & Maslin, 2015). Cinq facteurs sont considérés comme étant les causes principales de ce déclin de la biodiversité : la modification des habitats naturels, le changement climatique, les espèces invasives, la surexploitation et la pollution principalement par l'introduction des nutriments (azote, phosphore) dans les écosystèmes (Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

En Wallonie, la transformation des habitats et la pollution, via l'urbanisation et les pratiques agricoles intensives, sont les causes majeures affectant la biodiversité (Born et al., 2014). Depuis le début de la Politique Agricole Commune (PAC), les paysages agricoles wallons ont été profondément modifiés et simplifiés, et la fertilisation intensifiée, provoquant ainsi une perte importante de biodiversité, tant animale que végétale, qui était jusqu'alors élevée. Pour preuve, les effectifs d'oiseaux inféodés aux milieux agricoles ont diminué de 50% de 1990 à 2015 en Région Wallonne (SPW - DGO3 - DEMNA - DEE, 2017). Dans les prairies de fauche, habitats semi-naturels créés par l'Homme, l'augmentation de la fertilisation et de la fréquence des fauches a un impact négatif important sur la biodiversité générale mais également sur les relations entre les diversités de différents groupes taxonomiques (Manning et al., 2015) et donc sur le fonctionnement de l'écosystème prairial. Dès lors, il est évident que la restauration de la biodiversité dans les milieux agricoles wallons est actuellement un enjeu majeur. Ce présent travail visant à évaluer le succès de restauration de prairies de fauche en Fagne-Famenne s'inscrit dans cet objectif aujourd'hui devenu essentiel pour améliorer l'état de notre patrimoine naturel.

1.2 Enjeu de biodiversité des habitats semi-naturels

Bien que l'écosystème forestier en Europe couvre une surface beaucoup plus importante que l'écosystème prairial, ce dernier est le deuxième type d'habitat contenant la plus grande proportion d'espèces endémiques d'Europe après les habitats rocheux et dépasse largement les habitats forestiers sur ce point (Bruchmann & Hobohm, 2010). Ce niveau d'endémisme relativement élevé place les habitats prairiaux d'Europe à un haut niveau de priorité en matière de conservation. De plus, une étude réalisée à l'échelle mondiale a montré que les prairies semi-naturelles tempérées oligo- à mésotrophes gérées par le fauchage, pâturage ou par le feu sont les habitats comportant la plus grande richesse de plantes vasculaires au monde à une échelle fine ($\leq 50 \text{ m}^2$) : jusqu'à 89 espèces sur 1 m^2 (Wilson et al., 2012). Ce record mondial montre l'importance de ce type d'habitat pour la biodiversité.

Les prairies au sens large prennent une place importante dans notre paysage. En effet, elles occupent environ 50% de la surface agricole utile en Wallonie (Campion et al., 2014). Les prairies sont des habitats qualifiés de semi-naturels car créés par l'Homme au fil des siècles via une gestion traditionnelle extensive. Les habitats semi-naturels gérés extensivement ont la capacité d'accueillir une richesse biologique élevée (Babai & Molnár, 2014). Les pratiques traditionnelles (fauche, pâturage) sont à l'origine de la formation des prairies semi-naturelles riches en biodiversité (Condé et al., 2010). Ces pratiques favorisent une hétérogénéité spatio-temporelle de gestion qui contribue au maintien d'une large gamme d'espèces (Bonari et al., 2017). L'élevage d'herbivores en Région Wallonne a façonné le paysage et a permis à une diversité remarquable de s'exprimer. Au sein des milieux agricoles considérés comme d'intérêt communautaire en Wallonie (Zone Spéciale de Conservation), la majorité sont des prairies de fauche (prairies humides du *Molinion*, prairies maigres de fauche de l'*Arrhenatherion*, prairies de fauche de haute altitude ; Wibail et al., 2014). Ces prairies ont été classées d'intérêt communautaire non seulement pour leur diversité végétale mais également pour leur diversité animale. En effet, de nombreuses espèces d'insectes, oiseaux et mammifères en dépendent car elles constituent un garde-manger indispensable pour ces espèces. Près de 235 espèces comprises dans la Directive « Habitats » sont en lien avec les écosystèmes prairiaux et dépendent des pratiques agricoles extensives (DEMNA, à paraître). Cependant, les dernières évaluations (2007-2012) de l'état de conservation des habitats Natura 2000 agricoles en Wallonie montrent une tendance défavorable (Wibail et al., 2014). L'habitat « Prairies de fauche de l'*Arrhenatherion* » (6510) a en effet montré une diminution de plus de 25% de sa surface au sein du réseau Natura 2000 entre 2007 et 2013 (Wibail et al., 2014). Et la tendance est malheureusement encore actuellement évaluée comme étant négative car l'habitat 6510 est largement répandu en Wallonie et notamment hors sites Natura 2000 (Service Public de Wallonie, 2019). Les prairies de fauche ont souvent subi une eutrophisation importante à cause de l'ajout excessif de fertilisants sur ces prairies et sur les terres de culture ainsi qu'une intensification des pratiques de gestion, c'est-à-dire dans ce cas, une augmentation de la fréquence de coupe (Isselstein et al., 2005 ; Wibail et al., 2014). Ces modifications sont à l'origine du déclin de la biodiversité dans les prairies en Région Wallonne car l'eutrophisation favorise l'expansion des espèces nitrophiles compétitives (Hautier et al., 2009) et le rythme de fauche ne laisse plus le temps aux espèces de fleurir (DEMNA, à paraître). La conservation des prairies semi-naturelles restantes et la restauration des prairies de fauche en Wallonie est donc bien au cœur d'un enjeu de biodiversité majeur (Isselstein et al., 2005).

1.3 Le projet LIFE Prairies bocagères

Afin de contrer cette tendance de déclin de la biodiversité en Europe, l'Union Européenne a mis en place l'Instrument Financier pour l'Environnement (LIFE). Celui-ci est un programme de financement créé en 1992 pour soutenir des projets ayant pour objectif d'agir en faveur de la conservation de la biodiversité en Union Européenne. En 2012, le projet LIFE Prairies bocagères a vu le jour grâce à l'a.s.b.l. Natagora, principal porteur du projet, en partenariat avec Virelles-Nature, opérateur associé. Le financement de ce programme LIFE a été assuré pour moitié par la Commission européenne et pour l'autre moitié par les bénéficiaires du projet (Natagora et Virelles-Nature), pour un total d'un peu plus de 4 millions €. Le LIFE Prairies bocagères se termine cette année en 2020. Il avait pour objectif principal la restauration d'environ 200 hectares de prairies dégradées en prairies de haute valeur biologique en Fagne-Famenne. Ce projet est un projet LIFE Nature, c'est-à-dire qu'il avait pour but de mettre en œuvre les Directives « Oiseaux » (79/409/CEE) et « Habitats » (92/43/CEE) en agissant au

sein de sites Natura 2000. Le LIFE Prairies bocagères est donc intervenu pendant 8 ans (de 2012 à 2020) afin d'améliorer l'état de conservation de trois habitats du réseau Natura 2000 :

- les prairies de fauche de basse altitude peu à moyennement fertilisées de l'*Arrhenatherion* (code WaleUNIS : E2.22, code Natura 2000 : 6510) sur une surface d'environ 198 ha ;
- les prairies de fauche humides oligotrophes du *Molinion* (code WaleUNIS : E3.51, code Natura 2000 : 6410) sur une surface d'environ 8 ha ;
- les mégaphorbiaies rivulaires mésotrophes du *Filipendulion* (code WaleUNIS : E5.412, code Natura 2000 : 6430) sur une surface d'environ 16 ha.

Ce travail vise à évaluer le succès de restauration des prairies de fauche de l'*Arrhenatherion* de ce projet LIFE. En plus de restaurer tout un réseau écologique de prairies de fauche en Fagne-Famenne, le projet avait également pour objectif d'améliorer l'état de conservation de six espèces Natura 2000 (le petit rhinolophe, le grand rhinolophe, le murin à oreilles échancrées, le triton crêté, la pie-grièche écorcheur et l'agrimon de mercure) en développant la structure bocagère et les éléments paysagers (haies, mares, talus, vergers) bénéfiques à ces espèces.

2. Introduction bibliographique

2.1 La restauration écologique

La **restauration écologique** est définie comme étant « le processus qui assiste l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (SER, 2004 ; Society for Ecological Restoration). La naissance de ce concept remonte au début du 20^e siècle lorsque de nombreux écologistes ont commencé à recréer des écosystèmes sur des sites modifiés par des activités humaines (Jordan & Lubick, 2011). Parmi les six projets qui ont pu être identifiés comme pionniers de la restauration écologique par Jordan & Lubick (2011), c'est sans aucun doute celui du Madison Arboretum de l'Université du Wisconsin au milieu des années 1930 qui a joué le plus grand rôle dans l'émergence de cette discipline. Ce projet de restauration est considéré comme le plus important de l'époque, premièrement car il a été réalisé sur une surface conséquente (200 hectares) et deuxièmement, car il a été mené par Aldo Leopold, un des plus grands conservationnistes du début du 20^e siècle. Ce projet a inclus la restauration d'une vingtaine de types de communautés prairiales, appelées par Aldo Leopold « la prairie centrale » et renommée plus tard la « Curtis Prairie » en l'honneur de l'écologiste John Curtis (Jordan, 2010 ; Jordan & Lubick, 2011). Ce projet de restauration écologique fut le premier assumé dans un contexte réellement écocentré basé sur la valeur intrinsèque de la nature, c-à-d que les américains n'y trouvaient aucun intérêt économique (Jordan & Lubick, 2011). L'écologie de la restauration est pourtant considérée comme une discipline jeune car ce n'est que dans les années 1990 que son essor a débuté et qu'elle a été formalisée comme une science à part entière (Young et al., 2005). Cette nouvelle discipline est née de la réalisation générale que seule la création d'aires protégées n'est pas suffisante pour la conservation de la diversité biologique (SER & IUCN, 2004). Cette nouvelle science continue actuellement de se développer et de susciter l'intérêt de nombreux scientifiques (Kollmann et al., 2016 ; Jones et al., 2018 ; Prach et al., 2019).

Pourtant, l'émergence de la restauration écologique a fait naître de nombreux débats et considérations éthiques concernant cette pratique (Katz, 2009 ; Saintenoy-Simon, 2003 ; Larrère,

2014). Un questionnement sur la place de l'Homme par rapport à la nature lors d'une restauration écologique peut en effet se poser. Selon Katz (2009), « *la nature restaurée est un artifice pour convenir aux intérêts et satisfactions humaines* » car cela « *soulage la culpabilité que nous ressentons face à la destruction de la nature* ». Larrère (2014) souligne que la restauration écologique ne fait que renforcer notre domination sur la nature et que l'idée que nous pouvons restaurer un habitat naturel à son état initial ou le recréer autre part est dangereuse car « les milieux naturels ne sont pas des biens substituables ». D'autres soutiennent que la restauration écologique est synonyme de falsification de la nature (Elliot, 1997). Ces questionnements sont légitimes.

Cependant, pour rappel, la restauration écologique est bien « le processus qui assiste l'autoréparation d'un écosystème qui a été dégradé, endommagé ou détruit » (SER, 2004 ; Society for Ecological Restoration). Le but de la restauration est donc de fournir une assistance à l'écosystème, comme le ferait un thérapeute, en agissant en partenariat avec elle afin de relancer les processus écologiques naturels (Cairns, 2003 ; Clewell & Aronson, 2013 ; Larrère, 2014) et de rétablir la santé et l'intégrité de l'écosystème (SER, 2004) et non de fausser la nature et ses processus. De plus, la nécessité de restaurer les habitats (semi-)naturels devient de plus en plus flagrante et presque indiscutable face à la rapidité et l'importance des changements environnementaux et de la perte de la biodiversité causée par l'Homme. En effet, tel que le mentionnent Clewell & Aronson (2013), « *si nous ne restaurons pas ce capital naturel [...], nous sommes condamnés à un appauvrissement à de nombreux niveaux, et peut-être à des catastrophes économiques et écologiques sans précédent* ». Il est actuellement largement reconnu que la question n'est plus de se demander si intervenir est nécessaire mais plutôt de se demander quand et comment intervenir car la restauration écologique est désormais considérée comme une activité complémentaire à la conservation de la biodiversité (Holl, 2020). Cela étant dit, la priorité d'une stratégie de conservation doit toujours être la préservation d'espaces intacts avant d'être la restauration d'espaces dégradés (Jones et al., 2018).

La théorie des filtres

La colonisation d'un site local par des espèces est déterminée par la théorie des filtres (Lake et al., 2007 ; figure 1). Ces filtres, à la base des règles d'assemblage des communautés, influencent la capacité d'un écosystème à se rétablir spontanément. La théorie des assemblages est communément définie comme étant « *les contraintes explicites limitant la manière dont les communautés sont sélectionnées à partir d'un pool d'espèces plus large* » (Weiher & Keddy, 1999). La restauration écologique est donc guidée par ces règles d'assemblage (Lockwood, 1997). En effet, les levées des différents filtres gouvernant l'assemblage des espèces au niveau local sont considérées comme étant les principaux moyens de restauration. Après avoir réalisé la première étape d'un projet de restauration, c'est-à-dire la définition des objectifs (écosystèmes cibles, espèces cibles, ...), l'étape suivante consiste à identifier les contraintes pouvant nuire au succès de la restauration (Bakker & Berendse, 1999). Ces différentes contraintes (ou filtres) peuvent être soit d'origine biotique, soit d'origine abiotique (Hölzel et al., 2012).

Le premier filtre agissant sur le pool local d'espèces est le **filtre à la dispersion** (Lake et al., 2007 ; figure 1). La restauration d'un habitat peut en effet être bloquée par une absence de dispersion ou une dispersion amoindrie des espèces cibles dans le temps ou dans l'espace. La réapparition des espèces au sein de l'écosystème dépend de la durée de vie des graines de la communauté végétale originelle dans la banque de graines et de leur capacité de dispersion dans l'espace à l'échelle du

paysage (Bakker et al., 1996). Ce premier filtre agissant sur l'assemblage des communautés est souvent identifié comme une entrave majeure (Bakker et al., 1996 ; Mahy, 2003 ; Hölzel et al., 2012 ; Pywell et al., 2012 ; Kiss et al., 2016), voire l'entrave la plus importante (Donath et al., 2003) à la restauration, principalement à cause de la fragmentation croissante des habitats, en particulier dans les régions agricoles intensives de l'Europe centrale et occidentale (Hölzel et al., 2012). La faible dispersion dans le temps des espèces en est également la cause. En effet, la banque de graines n'est souvent pas suffisante pour la restauration spontanée car les espèces typiques des prairies ont généralement des graines à durée de vie courte ou transitoire (Kiss et al., 2016).

Le deuxième obstacle à la restauration est le **filtre abiotique** (Lake et al., 2007 ; figure 1). Celui-ci peut empêcher l'établissement d'espèces cibles, par exemple via des conditions trophiques inadaptées. Le contenu en phosphore du sol a été démontré comme étant une des principales contraintes à la restauration de la biodiversité des prairies (Janssens, 2001 ; Walker et al., 2004 ; Pywell et al., 2012). En effet, au-dessus de 5 mg de phosphore par 100 g de sol sec, une diversité floristique élevée (> 20 espèces/100 m²) est très difficilement trouvée (Janssens, 2001). C'est pourquoi cette valeur est considérée comme seuil critique empêchant la restauration de prairies riches en espèces.

Finalement, la dernière entrave à la restauration d'habitats naturels est le **filtre biotique** (Lake et al., 2007 ; figure 1). Celui-ci résulte de l'absence ou de la présence de relations interspécifiques facilitant ou empêchant l'établissement et la persistance des espèces désirées. Dans le cas des habitats prairiaux, ce filtre agit le plus souvent sous la forme d'une compétition exclusive provenant des espèces végétales déjà établies et d'un manque de sites propices à la germination et au développement des espèces cibles (Donath et al., 2007 ; Pywell et al., 2012).

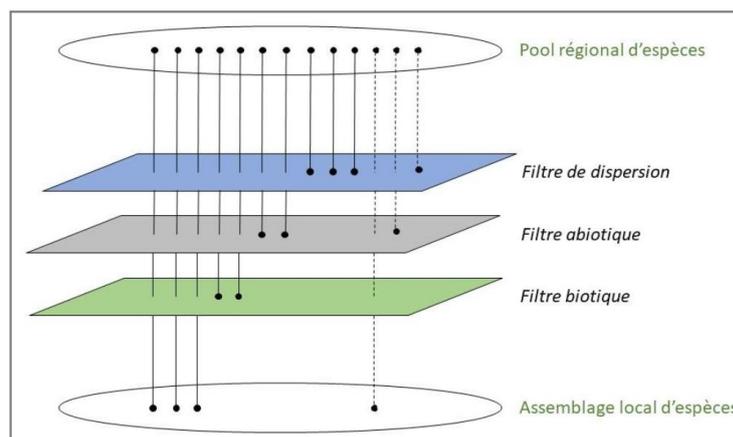


Figure 1 : Schéma de la théorie des filtres (Pitz, 2018 adapté de Lake et al., 2007).

Techniques de restauration

Ces différentes barrières biotiques et abiotiques à la résilience naturelle de l'écosystème peuvent être surmontées par différentes techniques de restauration. Avant toute intervention sur la composante biotique, il convient toujours de vérifier que les **conditions abiotiques** soient propices à soutenir l'écosystème cible. Les conditions environnementales doivent être préalablement connues et dans certains cas manipulées pour correspondre aux besoins des espèces. En effet, la présence de conditions abiotiques adéquates est considérée comme étant une condition préalable essentielle à l'atteinte des objectifs biologiques (Prach et al., 2001 ; Goret & Janssens, 2014). Dans le cas des

tourbières, le régime hydrique doit être obligatoirement réhabilité pour pouvoir assister au rétablissement de l'accumulation de la tourbe (Pfadenhauer & Klötzli, 1996). Dans d'autres cas, il est crucial d'améliorer les propriétés du sol par des techniques indirectes ou des techniques directes parfois lourdes (Marrs, 2002). Pour appauvrir le sol en nutriments, le pâturage, la fauche, le feu ou encore l'étrépage de la couche superficielle du sol peuvent être utilisés (Marrs, 2002). L'étrépage est la méthode la plus laborieuse mais s'avère efficace dans de nombreux cas, par exemple pour la restauration de steppes méditerranéennes (Jaunatre et al., 2014) ou de communautés végétales sur d'anciens sols agricoles (Verhagen et al., 2001).

Ensuite, afin de surmonter les **contraintes biotiques**, différentes techniques plus ou moins interventionnistes sont utilisées. Dans certains cas, il s'agit simplement de modifier la gestion de l'habitat (Walker et al., 2004 ; cf. point 2.2 cas des prairies). La restauration écologique peut également faire appel au vivant pour manipuler les filtres biotiques. En effet, les ingénieurs de l'écosystème, espèces capables d'affecter d'autres organismes via la modification, le maintien, la création ou la destruction d'habitats (Jones et al., 1997) ou encore les espèces nurse, espèces végétales capables de créer à leur proximité un environnement favorable à l'établissement, la survie, la croissance et le fitness d'autres espèces, sont souvent utilisés en ingénierie écologique afin de manipuler les filtres biotiques (Byers et al., 2006 ; Padilla & Pugnaire, 2006). Dans cette catégorie, la restauration du réseau plantes-pollinisateurs (Menz et al., 2011) ou encore des mycorhizes arbusculaires (Asmelash et al., 2016) permet de rétablir les processus écologiques.

Finalement, afin de surmonter le **filtre à la dispersion**, différentes méthodes d'introduction d'espèces peuvent être mises en œuvre. L'ensemencement par le semis de mélange de graines, le transfert de foin, le transfert de sol contenant des graines ou encore le transfert de carpettes de végétation à partir de sites donneurs sont autant de techniques permettant d'améliorer le succès de restauration dans des sites limités par le manque de dispersion (Kiehl et al., 2010). L'introduction d'espèces est généralement utilisée en dernier recours à cause du risque génétique que cela peut engendrer, en particulier dans le cas de mélanges de graines non indigènes (Walker et al., 2004). Si un renforcement ou une introduction d'espèces est nécessaire, des génotypes locaux seront préférés afin de conserver l'intégrité génétique des populations locales, de conserver le fitness des individus et d'éviter les risques de maladaptation (McKay et al., 2005). Les graines ou le matériel végétal sont préférentiellement récoltés à partir d'un site donneur proche du site récepteur et non achetés via des lots de semences commerciaux car cette première option est peu coûteuse et permet de restaurer des populations d'espèces rares (Walker et al., 2004). Une exception est cependant généralement acceptée dans le cas de restauration d'habitats extrêmes hautement pollués ou quand l'écosystème doit être urgemment restauré (Breed et al., 2018 ; Bucharova et al., 2019).

L'écosystème de référence

La première phase d'un projet de restauration consiste toujours à définir les objectifs de restauration (Holl & Cairns, 2002 ; SER, 2004 ; Prach et al., 2019). La détermination des objectifs demande dans la plupart des cas d'identifier un écosystème de référence. Il est communément admis que le choix de cette référence est le principal facteur influençant l'évaluation du succès de restauration (Holl & Cairns, 2002). La SER & l'IUCN (2004) définissent l'écosystème de référence comme étant « *un écosystème réel ou son modèle conceptuel qui est utilisé pour fixer des objectifs et planifier un projet de restauration, et plus tard dans son évaluation* ». Il s'agit donc habituellement soit

de sites existants considérés comme intacts, c'est-à-dire préservés de toutes dégradations, soit de données historiques ou encore d'une combinaison des deux. Cependant, le choix de l'écosystème de référence n'est pas toujours simple. En effet, il est important de noter que par nature les écosystèmes varient dans le temps et dans l'espace et que l'état de référence se situe toujours à un niveau plus ou moins avancé de la succession écologique de l'écosystème (White & Walker, 1997). Le choix de la référence dépend donc de l'étape de la succession qu'on choisit de restaurer. Ce choix est généralement subjectif. Toujours est-il qu'afin de capter un maximum de la variation naturelle existant parmi les écosystèmes de référence, il est évidemment conseillé de choisir une multitude de sites de référence sur une échelle spatiale suffisante (Holl & Cairns, 2002 ; SER, 2004) ou, si ce n'est pas possible, d'en avoir au minimum deux (Ruiz-Jean & Aide, 2005). De plus, il est également important de prendre en considération que les écosystèmes évoluent et donc que l'utilisation d'une référence historique statique peut s'avérer problématique (Hobbs & Harris, 2001 ; Holl, 2020). L'évaluation se fait souvent par comparaison avec un état de référence du passé avant la dégradation. Une autre approche consiste à définir des caractéristiques de l'écosystème désirées pour le futur. Les objectifs de restauration peuvent alors suivre un tout autre angle d'approche, comme par exemple la réhabilitation de fonctions écologiques, de services écosystémiques ou la création de nouveaux écosystèmes (Hobbs & Harris, 2001 ; SER, 2004 ; Holl, 2020).

Indicateurs de succès

La mesure du succès de restauration peut se faire via l'évaluation de neuf attributs d'un écosystème restauré définis par la SER (voir SER, 2004). Le but étant d'initier le retour de l'écosystème dégradé vers sa trajectoire écologique, l'écosystème est considéré comme étant sur la bonne voie si les attributs suivent une trajectoire appropriée allant vers l'écosystème de référence désiré (SER, 2004).

Tous les attributs sont rarement évalués dans un même projet de restauration. Il est dès lors important de bien choisir les attributs à évaluer mais également les indicateurs servant pour l'évaluation (Prach et al., 2019). Les indicateurs les plus souvent mesurés sont la diversité et l'abondance de la végétation (Wortley et al., 2013). Il existe bien sûr de nombreux autres indicateurs ; par exemple des indicateurs liés à la structure de la végétation, comme la hauteur des plantes, le couvert, la biomasse, ou encore des indicateurs liés aux processus écologiques, comme des mesures du succès de reproduction, de dispersion, de la pollinisation ou du cycle des nutriments (Wortley et al., 2013). Le nombre de variables pouvant être étudiées est bien trop important pour toutes les prendre en compte. Il s'agit donc de faire preuve de pragmatisme et de jugement de valeur lors du choix des indicateurs (SER, 2004). Ce choix doit naturellement se faire au début du projet et en étant en lien direct avec les objectifs de restauration. Généralement, quelques indicateurs simples sont préférés à un grand nombre d'indicateurs complexes afin de ne pas compliquer les analyses (Prach et al., 2019).

Le **1^{er} objectif** de ce travail est de **réaliser l'évaluation du succès de restauration de la composition spécifique des communautés** car il s'agit du 1^{er} attribut des écosystèmes restaurés défini par la SER (2004) : « *L'écosystème restauré contient un ensemble caractéristique d'espèces de l'écosystème de référence qui procure une structure communautaire appropriée.* »

2.2 Les prairies maigres de fauche

L'habitat étudié dans ce travail est la **prairie maigre de fauche de basse altitude**, habitat Natura 2000 d'intérêt communautaire (code N2000 : **6510**, code WalEunis : E2.22 ; figure 2). Ces prairies sont comme leur nom l'indique, des prairies permanentes fauchées au moins une fois sur l'année à une période permettant le maintien des espèces, c'est-à-dire après le pic de floraison. Le regain est généralement fauché ou pâturé en fin d'été. Ces prairies sont gérées extensivement. La fertilisation reçue y est faible voire absente. Ces prairies de fauche sont qualifiées de « maigres » car elles se trouvent sur des sols relativement pauvres en nutriments et possèdent des espèces oligo- à méso-oligotrophiles. Ce type de prairie se retrouve sur des sols relativement bien drainés (mésiques) en basse altitude (< 300 m).

L'habitat Natura 2000 6510 fait partie de l'alliance phytosociologique de l'*Arrhenatherion elatioris* Koch 1926, également appelée arrhénathéraie et dont la principale espèce caractéristique est le fromental (*Arrhenatherum elatius*). En Région Wallonne, cinq associations végétales sont reconnues :

- le *Crepido-Arrhenatheretum*, l'association typique de l'*Arrhenatherion* à crépis des prés (*Crepis biennis*) ;
- l'*Alchemillo-Arrhenatheretum*, association proche de l'association typique mais caractérisée par l'alchémille vert jaunâtre (*Alchemilla xanthochlora*) et se trouvant sur des sols un peu plus secs et plus neutroclines ;
- l'*Arrhenatheretum subatlanticum*, association fertilisée, assez dégradée à brome mou (*Bromus hordeaceus*) et caractérisée par la présence d'espèces nitrophiles ;
- l'*Heracleo-Arrhenatheretum*, association également fertilisée et dégradée caractérisée par la berce commune (*Heracleum sphondylium*) et d'autres espèces nitrophiles, notamment le cerfeuil sauvage (*Anthriscus sylvestris*) ;
- l'*Alopecuro-Arrhenatheretum*, association se retrouvant sur des sols alluviaux plus humides caractérisée par la présence du vulpin des prés (*Alopecurus pratensis*).



Figure 2 : Une prairie maigre de fauche de basse altitude de l'*Arrhenatherion* en Fagne.

Les espèces diagnostiques et caractéristiques de l'*Arrhenatherion* sont *Arrhenatherum elatius*, *Anthriscus sylvestris*, *Avenula pubescens*, *Centaurea gr. jacea*, *Crepis biennis*, *Daucus carota*, *Galium mollugo*, *Geranium pratense*, *Heracleum sphondylium*, *Knautia arvensis*, *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare*, *Pastinaca sativa*, *Pimpinella major*, *Rhinanthus angustifolius*, *Rhinanthus minor*, *Tragopogon pratensis* et *Trisetum flavescens*. Les prairies maigres de fauche en bon état de conservation se rapprochent de l'association *Crepido-Arrhenatheretum* et ont un aspect très fleuri. Elles sont donc très accueillantes pour de nombreux insectes et oiseaux. Le nombre d'espèces végétales sur 100 m² varierait entre 31 et 53 (DEMNA, à paraître).

Techniques de restauration des prairies

Comme pour l'ensemble des habitats naturels ou semi-naturels, la restauration des prairies maigres de fauche doit assurer la levée des trois filtres (figure 1). La première étape consiste donc toujours à s'assurer que les **conditions abiotiques** correspondent aux besoins des espèces cibles. Comme mentionné plus haut, le filtre abiotique le plus contraignant rencontré dans les prairies est généralement la teneur du sol en phosphore trop élevée (Janssens, 2001 ; Walker et al., 2004 ; Pywell et al., 2012). Pour surmonter cette contrainte, il semblerait que l'étrépage, une technique lourde consistant à retirer la couche superficielle du sol, soit la seule technique assez efficace pour diminuer la teneur en phosphore (Goret & Janssens, 2014). La teneur en éléments nutritifs du sol et plus particulièrement en azote peut également constituer un filtre abiotique. Walker et al. (2004) déclarent dans leur revue qu'un nombre et une date de fauche adaptés permettent « *d'accélérer la réduction de la fertilité résiduelle des sols et d'optimiser les conditions de colonisation et d'établissement des espèces cibles* ». Pour initier l'auto-réparation d'une prairie, une fauche précoce est souvent indispensable (DEMNA, à paraître). Une gestion adaptée de la fauche et une exportation de la biomasse peut donc s'avérer indispensable pour la restauration abiotique des prairies.

Ensuite, la levée des **contraintes biotiques** rencontrées dans les prairies est le plus souvent gérée en adaptant la gestion de l'habitat. En effet, dans les prairies de basse altitude, arrêter toutes fertilisations et passer à un régime de fauche extensif diminuent significativement la compétition des graminées et impactent donc positivement la diversité spécifique des prairies (Walker et al., 2004). Dans les prairies de fauche, une gestion adéquate permet donc d'agir sur le filtre biotique de compétition mais également sur la composante abiotique en diminuant la richesse en nutriments du sol. Une autre façon de gérer le filtre biotique de compétition agissant dans les prairies est d'utiliser une stratégie de restauration par le vivant ; les espèces du genre *Rhinanthus* en sont un bon exemple. En effet, les Rhinanthes sont des hémiparasites restreignant la croissance des graminées. Elles sont de ce fait considérées comme un outil efficace de restauration car elles modifient les relations de compétition et facilitent la colonisation, l'établissement et la survie de dicotylées d'intérêt conservatoire (Davies et al., 1997 ; Pywell et al., 2004 ; Bullock & Pywell, 2005).

Finalement, quand c'est vraiment nécessaire, c'est-à-dire dans le cas où ni la levée du filtre biotique ni la levée du filtre abiotique n'a permis l'arrivée des espèces cibles, le **filtre à la dispersion** constaté dans les prairies de fauche peut être surmonté par l'introduction d'espèces. Les techniques les moins coûteuses généralement utilisées sont l'épandage de foin et le semis de graines moissonnées dans des prairies existantes proches et en bon état de conservation (Goret & Janssens, 2014). Le choix de la méthode d'introduction d'espèces est généralement déterminé de manière pragmatique en fonction des moyens disponibles.

2.3 L'écologie fonctionnelle comme outil d'évaluation de la restauration écologique

L'évaluation du succès de restauration d'habitats (semi-)naturels est dans la plupart des études réalisée via des mesures de diversité taxonomique et de structure de la végétation (Ruiz-Jaen & Aide, 2005 ; Wortley et al., 2013). Il y a plusieurs raisons expliquant pourquoi autant d'importance est donnée à la restauration d'une végétation cible spécifique. Premièrement, les habitats (semi-)naturels ont toujours été décrits par leur communauté botanique. Ensuite, les producteurs primaires sont à la

base des relations trophiques et la végétation est l'habitat de nombreuses espèces animales. Il est donc supposé que le rétablissement de la faune et des processus écologiques suivent spontanément celui du cortège végétal (Young et al., 2000). Finalement, les végétaux sont très souvent à la base de la création des services écosystémiques, par exemple la protection contre l'érosion ou encore la purification de l'eau (Hölzel et al., 2012).

Cependant, les critères de composition botanique et d'abondance ne permettent pas l'évaluation du rétablissement des processus écologiques, tels que l'assemblage et la stabilité des communautés (Duckworth et al., 2000) et des mécanismes morphologiques, physiologiques et phénologiques. De plus, ce mode traditionnel d'évaluation semble devenir un critère trop strict car de nombreux facteurs environnementaux influencent la composition communautaire. Les écosystèmes sont par définition dynamiques, donc non figés dans le temps. La communauté végétale ne peut donc jamais être complètement identique à la communauté de référence. Le but de la restauration est plutôt de « *restaurer la continuité écologique historique, et non des écosystèmes historiques* » identiques du point de vue taxonomique (Clewell & Aronson, 2013). C'est pourquoi, depuis peu, une perspective orientée sur la composition fonctionnelle des espèces a vu le jour dans de nombreux projets de restauration pour évaluer le succès (D'Astous et al., 2013 ; Helsen et al., 2013 ; Hedberg et al., 2014 ; Piqueray et al., 2015 ; Engst et al., 2016).

De plus, il a été démontré que les communautés végétales de prairies semi-naturelles restaurées ont tendance à montrer une convergence dans leur composition fonctionnelle, contrairement à leur composition spécifique (Helsen et al., 2012). Les règles d'assemblage des communautés dans la succession après la restauration ne sont pas guidées par un modèle déterministe de remplacement d'espèces mais plutôt par l'influence d'effets stochastiques liés à l'ordre d'arrivée des espèces (Helsen et al., 2012). Les niches écologiques disponibles étant limitées, les premières espèces arrivées possédant des traits fonctionnels appropriés vont déterminer la composition spécifique de la communauté. Cette divergence de composition en espèces entre communautés montre l'importance de l'évaluation de la restauration du point de vue de la composition fonctionnelle. En effet, l'habitat peut très bien ne pas être restauré en termes d'identité spécifique mais peut l'être en termes d'identité fonctionnelle, ce qui peut être considéré comme un succès de restauration.

Le succès de restauration d'habitats prairiaux dépend de trois principaux mécanismes : la dispersion, l'établissement et la persistance des espèces (Poschlod et al., 1998 ; Weiher et al., 1999 ; Dzwonko & Loster, 2007 ; Helsen et al., 2013). Ces mécanismes d'installation des espèces végétales sont en lien direct avec les traits fonctionnels des espèces. Violle et al. (2007) définissent un trait fonctionnel comme étant « *toutes caractéristiques morphologiques, physiologiques ou phénologiques mesurables au niveau individuel ayant un impact indirect sur le fitness via ses effets sur la croissance, la reproduction et la survie* ». Les traits des espèces peuvent être liés à leur capacité de dispersion et/ou d'établissement et/ou de persistance au sein d'une communauté. Une approche fonctionnelle de monitoring prend donc tout son sens car celle-ci permet d'avoir une vision mécaniste des processus de restauration (Engst et al., 2016) et ainsi de comprendre quels sont les attributs fonctionnels nécessaires à la réussite de la restauration (Pywell et al., 2003).

Tel que le mentionnent Duru et al. (2019), « de nombreuses études concluent que, hormis les situations correspondant aux milieux très secs ou très humides, la disponibilité des ressources du sol en eau et en nutriments ainsi que la fréquence et l'intensité de la gestion sont les deux facteurs

principaux qui contrôlent directement ou indirectement la composition fonctionnelle de la végétation des prairies semi-naturelles. » Les restaurations du projet LIFE prairies bocagères visant à diminuer la fertilité du sol et à adapter la gestion des prairies, il semble pertinent d'évaluer les changements fonctionnels en réponse à ces restaurations.

Toutes ces raisons permettent de justifier **le 2^e objectif de ce travail qui consiste à réaliser l'évaluation du succès de restauration de la composition fonctionnelle** des communautés végétales. Il s'agit effectivement du 3^e attribut des écosystèmes restaurés défini par la SER (2004) : « *Tous les groupes fonctionnels nécessaires à l'évolution continue et/ou à la stabilité de l'écosystème restauré sont représentés* ». Ce travail a également pour **objectif de déterminer s'il existe une influence de la composition fonctionnelle initiale sur l'évolution des restaurations.**

2.4 Les services écosystémiques des prairies

2.4.1 Les nombreux services fournis par les prairies

Les services écosystémiques sont les contributions des écosystèmes au bien-être humain (Haines-Young & Potschin, 2018). Il est clair qu'actuellement la prise en compte des services fournis par la nature et l'amélioration de nos connaissances à leur sujet est très importante afin d'encourager la prise de décision en faveur de la biodiversité (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Les écosystèmes prairiaux sont largement reconnus pour être grandement impliqués dans la fourniture de services bénéficiant à l'Homme (de Bello et al., 2010 ; Lamarque et al., 2011 ; Amiaud & Carrère, 2012 ; Champion et al., 2014 ; Bengtsson et al., 2019 ; Zhao et al., 2020). En effet, les prairies naturelles ou semi-naturelles sont la source de très nombreux services écosystémiques. Zhao et al. (2020) ont identifiés en tout 33 services écosystémiques des prairies grâce à une revue de 412 articles publiés de 1970 à 2018. Les services les plus fréquemment étudiés étaient deux services de régulation et un service de production : la séquestration du carbone, le contrôle de l'érosion et la production de fourrage. Le service culturel le plus représenté était le service de récréation. Parmi tous ces services, l'approvisionnement en eau, l'approvisionnement en produits animaux, le contrôle de l'érosion, la régulation des flux d'eau ou encore la valeur esthétique des prairies peuvent encore être par exemple cités. Autant dire que la liste est longue et que perdre ou dégrader les écosystèmes prairiaux revient à faire disparaître d'important services contribuant au bien-être humain et parfois directement nécessaire à notre survie.

Il est bien connu que le type de gestion adopté pour une prairie influence les services écosystémiques qu'elle fournit (Van Vooren et al., 2018 ; Duru et al., 2019 ; Sollenberger et al., 2019). Par exemple, l'intensification de la gestion provoque un plus haut rendement, une meilleure qualité de fourrage, une augmentation de l'accumulation du carbone organique du sol mais diminue la richesse en espèces végétales, ce qui restreint la quantité de ressources alimentaires pour les pollinisateurs (Van Vooren et al., 2018 ; Sollenberger et al., 2019). La pollinisation est considérée comme un service important de régulation des conditions biologiques (Haines-Young & Potschin, 2018). La restauration d'écosystèmes peut avoir pour objectif l'amélioration ou le rétablissement de services écosystémiques. En fait, une récente méta-analyse mondiale (Barral et al., 2015) a montré que la restauration écologique des agroécosystèmes augmentait les services de support et les services de régulation à des niveaux équivalents aux écosystèmes de référence. Chazdon & Benayas (2017) confirment cette affirmation dans leur *overview* en synthétisant trois méta-analyses mondiales

évaluant l'efficacité de la restauration écologique sur des services écosystémiques. Barral et al. (2015) ont également mis en évidence la corrélation positive entre le rétablissement de la biodiversité et celui des services écosystémiques.

2.4.2 La valeur d'usage des prairies de fauche

D'après Pearce & Moran (1994), la valeur économique de la biodiversité se compose de la valeur d'usage direct et indirect et de la valeur de non-usage. La valeur d'usage est « *la valeur résultant d'une utilisation concrète d'une ressource donnée* » (Pearce & Moran, 1994). Dans cette optique, les services écosystémiques produits par les prairies semi-naturelles sont souvent structurés en deux catégories : les services commercialisés et les services non commercialisés (Lamarque et al., 2011). Les **services non commercialisés** sont l'ensemble des services de régulation et des services culturels (régulation du climat, régulation des flux hydriques, valeur esthétique, récréation, etc.) qu'il est possible de faire correspondre à la **valeur d'usage indirect**. Ces services ne participent pas au revenu agricole.

Tandis qu'au sein des **services commercialisés**, Lamarque et al. (2011) classent la quantité et la qualité du fourrage et montrent que ces deux services sont considérés comme étant relativement important par les acteurs locaux et régionaux. Ces deux derniers services contribuent au revenu agricole et correspondent à la **valeur d'usage direct**. Naturellement, les agriculteurs locaux portent un intérêt plus particulier dans le service de production fourragère. L'évaluation de la valeur d'usage direct des prairies semi-naturelles restaurées s'avère donc cruciale dans un optique d'évaluation de services perçus par les gestionnaires locaux.

Indices de valeur d'usage

Afin d'évaluer facilement la valeur d'usage agricole d'une prairie permanente, Duru et al. (2010a) ont développé un outil (Herb'type©) permettant de calculer quatre indices de valeur d'usage en se basant sur la composition fonctionnelle de la végétation. Ils définissent la **valeur d'usage agricole** comme « l'ensemble des propriétés agronomiques de la végétation lui conférant une capacité particulière à remplir une fonction donnée dans le système élevage ». Cette valeur d'usage est donc répartie en quatre indices : l'indice de productivité, l'indice de digestibilité, l'indice de temporalité de production, l'indice de souplesse d'utilisation. Ce travail se concentrera sur l'étude des deux premiers indices car ils ont été identifiés comme ayant une plus grande importance pour les éleveurs.

Cette méthode d'évaluation se base sur l'écologie fonctionnelle pour quantifier le service de production d'une prairie. En effet, la teneur en matière sèche des feuilles (*Leaf dry matter content LDMC*) s'est par exemple révélée être significativement corrélée à la digestibilité des plantes (Duru et al., 2008 ; Farruggia et al., 2008) et à la productivité de la prairie (Duru et al., 2010b). La surface spécifique foliaire (*Specific leaf area SLA*) est également corrélée à la productivité primaire de la prairie (Garnier, 1992 ; Cruz et al., 2002). L'outil proposé par Duru et al. (2010a) se base sur une composition en Types Fonctionnels de Graminées (TFG) déterminés dans l'article de Cruz et al. (2010). Cette typologie classe 38 graminées en six types sur base d'une sélection de six traits fonctionnels : la teneur en matière sèche (TMS), la surface spécifique foliaire (SSF), la durée de vie des feuilles, la date de floraison, la hauteur maximale de la plante et la résistance des feuilles à la cassure. À partir d'un relevé botanique qui peut être simplifié (voir Theau et al., 2010), il est donc possible d'obtenir des proportions en TFG. Pour chaque TFG, Duru et al. (2010a) donnent une valeur d'indice de productivité

allant de 0 à 1 et une valeur de digestibilité en g/kg de matière sèche. Avec ces données, Duru et al. (2010a) proposent de calculer les différents indices. Ceux-ci sont pondérés par les proportions de TFG (cf. tableaux 4 et 5 point 4.2.1).

Par ailleurs, une méthode alternative permettant d'estimer la valeur d'usage d'une prairie est de l'évaluer sur base de la valeur pastorale des espèces. Cette valeur, déterminée par l'expertise, attribue à chaque espèce un score allant de 0 à 10 en fonction de son niveau de désirabilité dans le système agricole (De Vries et al., 1942). La valeur pastorale intègre des données liées à la palatabilité, la valeur alimentaire et la productivité d'une espèce.

Le 3^e objectif de ce travail vise à évaluer le succès de restauration de la valeur d'usage des prairies de fauche. Les deux méthodes (celle de Duru et al. (2010a) et celle de la valeur pastorale) sont testées afin d'estimer si les calculs d'indices et de valeur pastorale sont pertinents pour l'évaluation de la valeur d'usage des prairies restaurées du LIFE Prairies bocagères. Cela permet de répondre au 5^e attribut des écosystèmes restaurés défini par le SER (2004) : « *L'écosystème restauré fonctionne en apparence normalement* ».

Lien entre la biodiversité et la productivité

Il semble évident que la productivité des prairies restaurées sera plus faible qu'avant la restauration. En effet, le but étant d'arrêter les fertilisants et donc de diminuer la proportion d'espèces compétitives et productives afin d'augmenter la proportion d'espèces plus oligotrophes et ainsi augmenter la richesse spécifique, le rendement ne pourra faire que diminuer.

La relation existant entre la productivité et la richesse en espèces de formations végétales herbacées a pendant très longtemps été discutée et débattue au sein de la communauté scientifique (Grace et al., 2016). Le modèle proposé depuis longtemps décrit une augmentation de la richesse spécifique avec la diminution de la production de biomasse, jusqu'à un point de rupture où la diversité chute car la productivité de l'habitat est tellement faible à cause de conditions extrêmes que très peu d'espèces peuvent s'y développer (Huston, 1979 ; Oomes, 1992 ; Janssens, 2001 ; Grime, 2001 ; figure 3). Cette relation semble être confirmée par le modèle intégratif (comprenant 1126 relevés de prairies sur les 5 continents) développé récemment par Grace et al. (2016) qui a permis de détecter de nombreux mécanismes à l'origine du lien entre la productivité et la richesse en espèces végétales. En effet, un lien négatif évident entre l'accumulation de la biomasse totale et la richesse en espèces a été trouvé. Mais Grace et al. (2016) ont également expliqué des mécanismes sous-jacents permettant de mettre en perspective cette relation ; il existe des influences fortes et indépendantes du macroclimat et des sols sur la richesse spécifique et la productivité. Leurs résultats montrent que la productivité était plus fortement corrélée à la fertilité du sol, tandis que la richesse spécifique était plus fortement liée au climat et à l'adéquation du sol. Comme énoncé dans leur article, ces résultats « *montrent que ne pas tenir compte de la variation de la richesse [spécifique] et de la productivité expliquée par les facteurs environnementaux rend difficile la détection des influences réciproques entre la productivité et la richesse* ». Par conséquent, il est important de considérer d'abord l'influence de la fertilité et du climat sur la richesse spécifique afin de comprendre la relation entre la productivité et la richesse. Leur modèle montre que la diminution de la fertilité du sol diminue la productivité. Cette réduction de productivité diminue la biomasse aérienne totale au pic de production, ce qui provoque l'augmentation de la richesse spécifique. Dans ce cas, l'augmentation de la biodiversité équivaut à une

diminution de la productivité. Par contre, si l'on considère par exemple deux parcelles avec le même niveau de fertilité, l'augmentation du nombre d'espèces par des semis augmentera le rendement d'une prairie car une augmentation de la richesse spécifique fait généralement croître la diversité fonctionnelle, ce qui permet une optimisation de l'utilisation des ressources par les différentes formes de vie (Tilman et al., 1997 ; Hofmann & Isselstein, 2005 ; Bullock et al., 2007). Dans ce dernier cas, l'augmentation de la biodiversité équivaut à une augmentation de productivité. Pour les prairies restaurées du LIFE Prairie bocagères, nous nous trouvons dans le premier cas de figure. Cela montre que des objectifs de conservation sont souvent opposés aux objectifs de production dans le système fourrager.

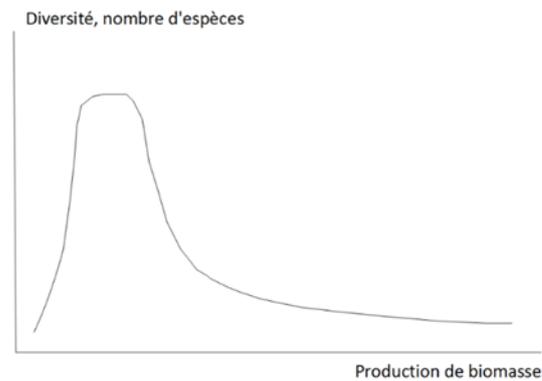


Figure 3 : Relation entre la diversité botanique et la production de biomasse d'après Janssens (2001).

2.4.3 Le service de pollinisation

L'ensemble des groupes d'espèces pollinisatrices (abeilles sauvages, abeilles domestiques, syrphes, papillons, guêpes visiteuses de fleurs, oiseaux et mammifères) montrent des preuves de déclin en termes de diversité et d'abondance à l'échelle globale, régionale et locale (Ollerton, 2017). La raison principale de ce déclin est la perte d'habitats, causant la raréfaction des ressources alimentaires et des sites de nidification pour les pollinisateurs (Goulson et al., 2015). De plus, de nombreux autres facteurs ont également exacerbé la perte des abeilles et autres insectes pollinisateurs : les maladies causées par les parasites et pathogènes déplacés par l'Homme d'un endroit à l'autre du monde, l'intensification de l'agriculture, l'utilisation de pesticides néfastes et bien sûr le changement climatique (Goulson et al., 2015).

Pourtant, l'importance du rôle des pollinisateurs dans leur contribution à l'équilibre des écosystèmes naturels et au bien-être humain est bien connu. La relation existant entre les plantes et les pollinisateurs est une relation de mutualisme, ce qui signifie que chaque partie y trouve un avantage et en dépend. Le déclin de l'un provoquera inévitablement le déclin de l'autre. En effet, comme mentionné plus haut, la diminution en ressources alimentaires, c'est-à-dire en pollen et nectar, est considérée comme le moteur principal du déclin des populations de pollinisateurs. Peu d'études ont porté sur la relation inverse. Cependant, ce lien de causalité entre le déclin des pollinisateurs et la réduction de l'abondance et de la diversité des espèces végétales n'en est pas pour autant moins sûre. L'expérience de Lundgren et al. (2016) réalisée dans une prairie de fauche en Norvège l'a prouvé pour la première fois. De plus, Ollerton et al. (2011) ont estimé que dans les communautés tempérées 78% des angiospermes dépendent d'une pollinisation biotique pour leur

reproduction. Au sein du réseau plantes-pollinisateurs, les relations peuvent être positionnées le long d'un continuum de « spécialisation-généralisation ». Un extrême de ce continuum est constitué de relations hautement spécialisées entre une plante et une espèce pollinisatrice, tandis que l'autre extrême opposé est constitué de relations hautement généralisées entre plusieurs plantes et un large éventail de pollinisateurs (Ollerton, 2017). Cela signifie que dans le cas de relations très spécialisées, l'absence d'une espèce vectrice de pollen peut impliquer l'effondrement d'une population végétale ou l'absence d'une espèce végétale peut impliquer l'effondrement d'une population de pollinisateurs (Ollerton, 2017). La deuxième raison pour laquelle la conservation des pollinisateurs est importante est, évidemment, que ceux-ci pollinisent les champs et participent donc au maintien de la production de nos denrées alimentaires (Klein et al., 2007). Une méthode de plus en plus mise en place actuellement est la création de bandes fleuries et de prairies fleuries, appelés « réservoirs de pollinisation », car il a été prouvé que ces derniers permettent d'augmenter les bienfaits générés par le service de pollinisation (Venturini et al., 2017).

Cependant, il est essentiel que les objectifs de conservation des pollinisateurs soient plus ambitieux que ceux permettant de satisfaire le service de pollinisation des cultures. Comme le dit très bien le titre de l'article de Kleijn et al. (2015), « *le service de pollinisation des cultures n'est pas un argument suffisant pour la conservation des pollinisateurs* ». En effet, Kleijn et al. (2015) ont montré grâce à l'analyse de 90 études réparties sur les cinq continents qu'une faible minorité d'espèces d'abeilles, c'est-à-dire environ 2%, est à l'origine de 80% de la pollinisation des champs et que ces espèces sont généralement communes au niveau régional. De plus, les mesures prises en faveur des pollinisateurs dans les paysages agricoles intensifs sont rarement bénéfiques aux espèces menacées. L'argument basé sur le service de pollinisation des champs n'agit donc pas en faveur des espèces menacées et de la biodiversité des abeilles. C'est pourquoi des arguments non économiques basés sur des valeurs morales et culturelles devraient également prévaloir. Kleijn et al. (2015) ne sont pas les seuls à argumenter dans ce sens. Senapathi et al. (2015) distinguent clairement la conservation des pollinisateurs pour le maintien de la pollinisation des champs et celle visant à préserver la diversité des pollinisateurs. Ils expliquent en quoi les mesures prises (gestion directe des pollinisateurs domestiques, programmes agroenvironnementaux simples, c-à-d gestion des haies, bandes fleuries, et champs produisant des fleurs en masse) sont souvent insuffisantes pour maintenir une haute diversité de pollinisateurs. Or, la diversité d'un écosystème et plus spécifiquement sa diversité fonctionnelle conditionne sa capacité de résilience face à des changements brutaux (Peterson et al., 1998). Si un effort n'est pas réalisé en faveur de la diversité des pollinisateurs dans son ensemble, cela accentuera la vulnérabilité des écosystèmes aux perturbations.

Kleijn et al. (2015) montrent également l'importance du contexte paysager pour préserver au mieux la diversité des abeilles ; l'abondance et la richesse des espèces d'abeilles autres que les espèces communes augmentent significativement avec la proportion d'habitats semi-naturels autour du site d'étude. Cet effet n'a par contre pas été observé pour les espèces d'abeilles communes faisant partie des espèces dominantes pour la pollinisation des cultures. Au contraire, celles-ci persistent quand la proportion d'habitats semi-naturels dans le paysage diminue. Cela amène donc à considérer les prairies de fauche en tant qu'éléments de support essentiels à la conservation des pollinisateurs. Les habitats semi-naturels sont effectivement reconnus comme étant primordiaux au maintien des pollinisateurs (Öckinger & Smith, 2007 ; Ziaja et al., 2018) pour différentes raisons. Premièrement, ils fournissent des sites de nidification diversifiés (Senapathi et al., 2015). Ensuite, leur grande diversité

de fleurs fournit aux pollinisateurs des ressources variées comprenant différents nutriments et ce tout au long de leur période d'activité. Le temps de floraison d'une espèce étant habituellement relativement court, la diversité floristique permet d'augmenter la période de disponibilité en ressources. Les communautés végétales diversifiées sont effectivement caractérisées par une complémentarité en ressources nutritives et par une complémentarité phénologique (Blüthgen & Klein, 2011). Finalement, les habitats semi-naturels sont une source d'alimentation importante où les pollinisateurs ont plus de chance de trouver leurs plantes hôtes. L'étude de Scheper et al. (2014) identifie en effet le déclin des plantes hôtes comme la cause principale de la régression des populations d'abeilles.

Bien que la quantité et la qualité des ressources alimentaires soient considérées comme des indicateurs indirects du service de pollinisation, ils restent largement étudiés (Bartholomée & Lavorel, 2019). De nombreuses études lient la disponibilité en récompenses florales à l'abondance et à la diversité des pollinisateurs et notamment d'abeilles (Hegland & Boeke, 2006 ; Roulston & Goodell, 2011 ; Haaland et al., 2011 ; Ricou et al., 2014 ; Ouvrard et al., 2018). Selon Potts et al. (2004), la diversité des ressources en nectar, fortement corrélée à la richesse en espèces florales, serait encore un meilleur prédicteur de la richesse en espèces d'abeilles. La thèse de Uyttenbroeck (2017) montre que la diversité fonctionnelle de bandes fleuries n'est pas le facteur clé permettant de soutenir les communautés de pollinisateurs. Il semblerait plutôt que la redondance des niches d'alimentation et surtout la quantité de ressources par niche et donc le volume en nectar et pollen permet d'augmenter la richesse spécifique des pollinisateurs (Uyttenbroeck, 2017). Il est donc généralement accepté que les habitats semi-naturels comportant une large quantité de récompenses florales sont très attractifs pour beaucoup de pollinisateurs (Abrol, 2012 cité par Ziaja et al., 2018).

À défaut de faire l'évaluation directe des populations d'insectes comme suggéré par Kollmann et al. (2016), le **4^e objectif de ce travail est d'évaluer le rétablissement des récompenses florales en nectar** des prairies de fauche afin d'estimer le succès de restauration du service de support à la diversité des pollinisateurs. Cela permet également de répondre au 5^e attribut des écosystèmes restaurés défini pour la SER (2004) : « *L'écosystème restauré fonctionne en apparence normalement* ».

3. Questions de recherche

En conclusion de leur *review*, Kollmann et al. (2016) recommandent d'intégrer un ensemble minimum de variables à étudier pour l'évaluation d'un projet de restauration : la diversité végétale et un ensemble de fonctions des écosystèmes, par exemple la productivité. La SER (2004) décrit en tout neuf attributs d'écosystèmes restaurés afin de guider le monitoring de projets de restauration. Ce travail fera l'objet de l'évaluation de trois d'entre eux. Ceux-ci sont cités ci-après avec à la suite les questions de recherche qui en découlent auxquelles ce travail vise à répondre.

1^{er} attribut : « *L'écosystème restauré contient un ensemble caractéristique d'espèces de l'écosystème de référence qui procure une structure communautaire appropriée.* »

- **Question (1)** : Quelle(s) technique(s) de restauration réalisée(s) dans les prairies maigres de fauche du projet LIFE Prairies bocagères fait/ont preuve du plus grand succès de restauration ? Autrement dit, **les communautés végétales restaurées par les différentes techniques de restauration suivent-elles une trajectoire écologique allant vers une communauté végétale correspondant aux prairies de fauche de référence ?**

2^e attribut : « *Tous les groupes fonctionnels nécessaires à l'évolution continue et/ou à la stabilité de l'écosystème restauré sont représentés.* »

- **Question (2)** : Existe-il des différences en termes de composition fonctionnelle entre les communautés végétales restaurées et celles de référence ? Quelles sont ces différences ?

D'autres questions découlant de l'étude des traits fonctionnels seront étudiées :

- **Question (3)** : Les différentes techniques de restauration ont-elles permis la levée des filtres empêchant la restauration ? Les différentes techniques de restauration amènent-elles des espèces possédant des syndromes de dispersion différents ?
- **Question (4)** : La composition fonctionnelle initiale influence-t-elle la trajectoire écologique de la communauté végétale restaurée ?

3^e attribut : « *L'écosystème restauré fonctionne en apparence normalement.* »

- **Question (5)** : Quelle est la performance des prairies restaurées en termes de valeur d'usage ?
- **Question (6)** : Les ressources florales en nectar sont-elles restaurées à leur valeur de référence ?

4. Analyses préliminaires

4.1 Définition du référentiel

4.1.1 Méthodologie

Données utilisées

La première étape à réaliser afin de pouvoir évaluer le succès de restauration est d'avoir une description de l'écosystème de référence. Deux types de référence sont utilisées dans ce travail. **Premièrement, six prairies existantes** dans les réserves naturelles de Natagora en Fagne-Famenne sont exploitées comme référence actuelle. Ce sont des prairies conservatoires de l'*Arrhenatherion* qui sont actuellement en très bon état de conservation (EC A). **Deuxièmement, une description historique** de l'habitat de référence 6510 se basant sur **un ensemble relevés issus de la base de données phytosociologique créée par l'Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats en Wallonie** (OFFH - DEMNA) est utilisée.

Précédemment, l'arrhénathéraie de référence était souvent décrite par huit relevés réalisés par Piquera et al. (2016 ; par exemple dans Pitz et al., 2018). La représentation de la variation floristique existante était donc assez limitée. Afin de remédier à cela, **101 relevés** de l'habitat 6510 venant de la base de données de l'OFFH datant de 1955 à 2003 sont utilisés afin de constituer un référentiel plus robuste et représentatif de la variation floristique de cet habitat en Fagne-Famenne. Les trois états de conservation (bon A, moyen B et mauvais C) sont représentés au sein de cet ensemble de relevés phytosociologiques : 37 sont en EC A, 47 sont en EC B et 17 sont en EC C. À ces 101 relevés, **trois relevés** de l'habitat WalEunis E2.11a et **13 relevés** du l'habitat E2.11c sont ajoutés comme référence du point de départ de l'amélioration de l'état de conservation des prairies. L'habitat E2.11a correspond à des pâtures permanentes intensives à *Lolium perenne* et *Cynosurus cristatus* tandis que l'habitat E2.11c correspond à des prairies fortement fertilisées à *Alopecurus pratensis*. Ces prairies ou pâtures intensives sont classées dans un EC D, c-à-d qu'elles ne sont plus considérées comme l'habitat 6510 car trop dégradées. Les différents EC sont intégrés dans cette analyse afin de déterminer s'il existe une trajectoire allant d'un état dégradé vers un bon état le long de laquelle les prairies restaurées pourraient se répartir.

Il est important de ne pas avoir un objectif de restauration trop strict car cela peut être néfaste pour la conservation. Hiers et al. (2016) montrent que la restauration se basant sur une référence trop précise cause une réduction de la variabilité de l'habitat qui peut être à l'origine de conséquences inattendues sur la résilience de l'écosystème. Cela est d'autant plus le cas dans le contexte du changement global lié aux espèces invasives, au changement climatique et autres types de perturbation. De plus, cela peut conduire à des échecs de restauration (Hiers et al., 2016). Prach et al. (2019) sous-entendent également l'importance d'avoir une représentation la plus réaliste possible de l'écosystème de référence car, tel qu'ils le mentionnent, « *nous ne pouvons pas nous attendre à ce que la similarité entre les sites de restauration et de référence soit supérieure à la similarité moyenne entre les sites de référence et les autres sites similaires dans la même région* ».

Méthodes d'analyse utilisées pour la définition de la référence historique

Pour cette analyse, seules les espèces de la strate herbacée sont incluses. Les espèces de la strate muscinale sont donc exclues car celles-ci ne sont pas prises en compte dans les inventaires des restaurations. Premièrement, afin de visualiser la variation floristique existante dans un espace multivarié, une analyse en coordonnées principales (AcoP ; *PcoA Principal Coordinates Analysis*) est utilisée sur la matrice de distance de Bray-Curtis grâce au package « vegan » (Legendre & Legendre, 2012 ; Oksanen et al., 2018). La projection des différents EC est réalisée a posteriori sur cette ordination. L'existence de distances moyennes significativement différentes entre les EC est testée grâce à la fonction ANOSIM du package « vegan » (*Analysis of similarities*). La transformation racine carrée est appliquée sur la distance afin de respecter la condition d'homogénéité des variances.

Ensuite, afin d'évaluer l'existence d'ensembles floristiques homogènes correspondant aux EC, quatre groupes sont définis via une classification de Ward réalisée grâce au package « stats » (Legendre & Legendre, 2012 ; *Ward.D method*) et utilisée sur la matrice de distance de Bray-Curtis.

Une analyse a posteriori faisant le lien entre les patrons phytosociologiques observés et l'indice d'Ellenberg sur le niveau trophique du sol (Indice N ; Ellenberg et al., 1992) calculé pour chaque relevé selon la moyenne pondérée de la communauté (MPC ; *CWM Community weighted mean* ; Lavorel et al., 2008 ; cf. point 7.1.2) ainsi qu'avec l'EC est réalisée. Pour cela, les EC A, B, C, D sont transformés en chiffre allant de 1 à 4. L'indice d'Ellenberg de chaque espèce est tiré de la base de données Baseflor (Julve, 1998). Cette analyse a posteriori est réalisée via des calculs de corrélations avec les axes de la *PCoA* et ainsi qu'avec deux analyses de la variance à un facteur de classification (AV1) pour l'indice d'Ellenberg. Le facteur de classification de la première AV1 est l'EC (A, B, C, D). Tandis que celui de la deuxième est le groupe déterminé plus tôt grâce à la classification de Ward. Les conditions d'application des AV1 sont vérifiées via le test de Shapiro-Wilk pour la normalité et le test de Bartlett pour l'égalité des variances. La structuration des moyennes est réalisée grâce au test de Tukey.

Finalement, les espèces indicatrices de chaque EC et de chaque groupe sont trouvées grâce à la fonction INDVAL du package « labdsv » (Dufrene & Legendre, 1997 ; Roberts, 2019) et une comparaison de la richesse spécifique des EC est réalisée via la création de courbes de raréfaction (Gotelli & Colwell, 2001) construites grâce au package « vegan ». L'ensemble des analyses sont réalisées dans le logiciel Rstudio®.

4.1.2 Résultats

Les deux premières dimensions de l'analyse en coordonnées principales réalisée sur les 117 relevés historiques expliquent 18.55% de la variation floristique existante ($PCoA1$: 11.80%, $PCoA2$: 6.75% ; figure 4 (a)). La troisième dimension explique 5.29% de la variation et fait apparaître une légère distinction des relevés en EC A avec tous les autres relevés (annexes 3 et 4). Les relevés phytosociologiques se distribuent le long du premier axe avec sur les coordonnées négatives les communautés décrites par un bon EC (EC A) et sur les coordonnées positives les communautés très dégradées (EC D). Les relevés d'EC moyen (EC B) et mauvais (EC C) sont dispersés presque tout le long de l'axe 1 entre ces deux extrêmes. La distance moyenne entre les relevés d'EC A et B n'est pas significativement plus élevée que la distance au sein des relevés d'EC A ou des relevés d'EC B (figure 4 (d)). En revanche, il existe bien des distances significativement différentes entre les relevés d'EC A et C et d'EC B et C, ainsi qu'entre les relevés d'EC D et tous les autres. La variable de l'indice d'Ellenberg possède une corrélation de 0.8007 avec le premier axe de la $PCoA$, tandis que l'EC montre une corrélation plus faible avec cet axe équivalant à 0.6760 (figure 4 (b) et (c)).

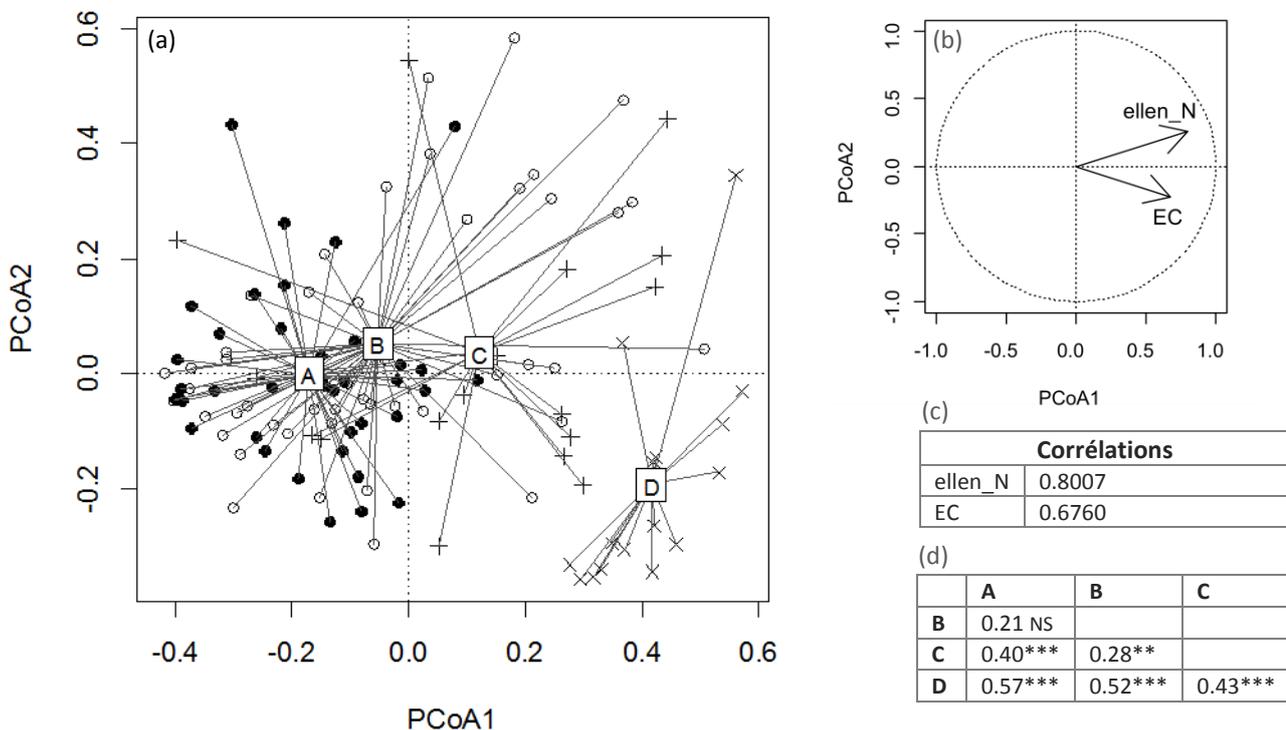


Figure 4 : (a) Analyse en coordonnées principales (ACoP ; PCoA Principal Coordinates Analysis) des 117 relevés historiques (37 EC A, 47 EC B, 17 EC C, 16 EC D dont 3 E2.11a, 13 E2.11c). A = 6510 EC A, B = 6510 EC B, C = 6510 EC C, D = hors 6510. Les deux premiers axes expliquent 18.55% de la variation floristique ($PCoA1$: 11.80%, $PCoA2$: 6.75%). (b) Cercle des corrélations (ellen_N = MPC de l'indice d'Ellenberg N, EC = État de conservation). (c) Corrélations entre le 1^{er} axe de la PCoA et les deux variables ellen_N (MPC de l'indice d'Ellenberg N) et EC (état de conservation). (d) Distance de Bray-Curtis moyenne entre les différents EC et résultats du test ANOSIM (package « vegan »). $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$, NS non significatif.

L'identification de quatre groupes distincts résulte de la classification de Ward (figure 5). Ces groupes floristiques homogènes ne concordent pas de manière étroite avec les différents niveaux d'état de conservation. Le premier groupe est composé en grande majorité de relevés d'EC A (tableau 1). Il contient 54% des relevés en bon EC (EC A), 17% des relevés en EC B et seulement un relevé en EC C (6%). Le groupe 2 contient 18 relevés en EC B, c-à-d 38% de ceux-ci, 38% des relevés en EC A et 24% des relevés en EC C. Le groupe 3 est, comme le groupe 2, constitué en majorité de relevés en EC B, avec 34% de ceux-ci, mais contient un nombre de relevés EC A bien moindre (8%) et un nombre de relevés EC C et D augmenté (35% et 6% respectivement). Le dernier groupe contient 94% des relevés en EC D, aucun relevé en EC A, 11% des relevés en EC B et 35% des relevés en EC C.

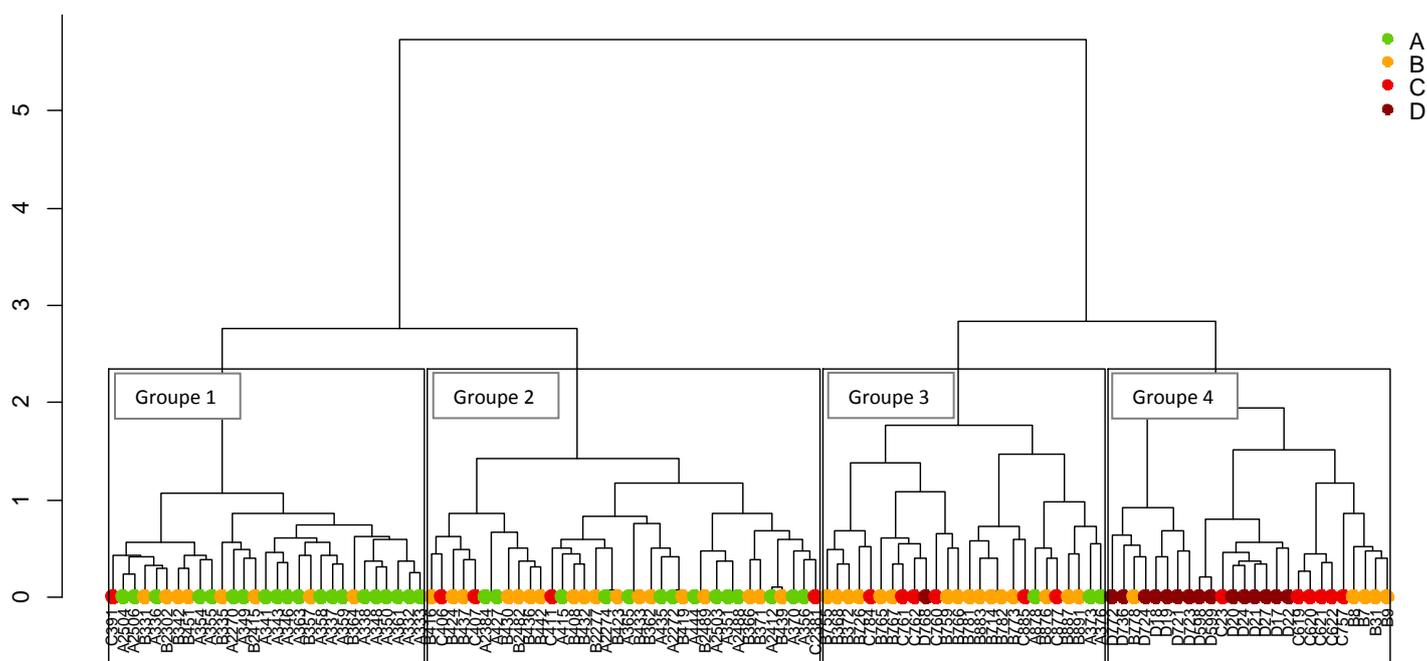


Figure 5 : Classification de Ward réalisée sur les 117 relevés historiques (37 EC A, 47 EC B, 17 EC C, 16 EC D dont 3 E2.11a, 13 E2.11c) montrant quatre groupes clairement identifiés.

Tableau 1: Répartition des relevés possédant différents EC (A, B, C, D) dans les quatre groupes de la classification de Ward. Le nombre de relevés exact est entre parenthèses.

	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
A	54% (20)	38% (14)	8% (3)	0
B	17% (8)	38% (18)	34% (16)	11% (5)
C	6% (1)	24% (4)	35% (6)	35% (6)
D	0	0	6% (1)	94% (15)

La méthode INDVAL de Dufrêne & Legendre (1997) a fait ressortir 33 espèces indicatrices pour les relevés d'EC A, huit espèces pour le groupe de relevés d'EC D et seulement deux et une espèces respectivement pour les relevés d'EC B et C (tableau 2). Le groupe 1 défini par la classification de Ward possède 31 espèces indicatrices, le groupe 2 est décrit par 38 espèces indicatrices tandis que le groupe 3 et 4 possèdent cinq et sept espèces indicatrices respectivement (tableau 3).

Tableau 2 : Espèces indicatrices des différents états de conservation. La valeur INDVAL se trouve entre parenthèses avec la p-valeur associée ($p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$). En gras : les espèces caractéristiques et indicatrices de l'habitat 6510 (voir point 5.2 tableau 9).

EC A	EC B	EC C	EC D
<i>Veronica chamaedrys</i> (0.5039 ^{***})	<i>Galium verum</i>	<i>Convolvulus arvensis</i>	<i>Alopecurus pratensis</i>
<i>Leontodon hispidus</i> (0.4835 ^{***})	(0.2476 [*])	(0.1553 [*])	(0.4260 ^{***})
<i>Ajuga reptans</i> (0.4240 ^{***})	<i>Cirsium acaule</i>		<i>Lolium perenne</i>
<i>Avenula pubescens</i> (0.4174 ^{***})	(0.1357 [*])		(0.3879 ^{***})
<i>Sanguisorba minor</i> (0.4057 ^{***})			<i>Poa trivialis</i> (0.2999 ^{**})
<i>Heracleum sphondylium</i> (0.3972 ^{***})			<i>Holcus lanatus</i> (0.2978 [*])
<i>Knautia arvensis</i> (0.3930 ^{***})			<i>Phleum pratense</i>
<i>Pimpinella major</i> (0.3837 ^{***})			(0.2277 [*])
<i>Lathyrus pratensis</i> (0.3835 ^{***})			<i>Bromus racemosus</i>
<i>Plantago lanceolata</i> (0.3722 ^{***})			(0.1712 [*])
<i>Leucanthemum vulgare</i> (0.3708 ^{**})			<i>Silaum silaus</i> (0.1291 [*])
<i>Rumex acetosa</i> (0.3584 ^{**})			<i>Hordeum secalinum</i>
<i>Luzula campestris</i> (0.3532 ^{**})			(0.1250 [*])
<i>Festuca rubra</i> (0.3480 ^{**})			
<i>Arrhenatherum elatius</i> (0.3447 ^{**})			
<i>Hypochaeris radicata</i> (0.3427 ^{***})			
<i>Anthoxanthum odoratum</i> (0.3264 ^{**})			
<i>Trisetum flavescens</i> (0.3150 ^{**})			
<i>Primula veris</i> (0.3112 ^{**})			
<i>Trifolium repens</i> (0.2955 [*])			
<i>Crepis biennis</i> (0.2937 ^{**})			
<i>Prunella vulgaris</i> (0.2803 ^{**})			
<i>Centaurea jacea</i> (0.2797 [*])			
<i>Cerastium fontanum</i> (0.2737 [*])			
<i>Pimpinella saxifraga</i> (0.2723 [*])			
<i>Galium mollugo</i> (0.2701 ^{**})			
<i>Trifolium dubium</i> (0.2581 [*])			
<i>Senecio jacobaea</i> (0.2466 [*])			
<i>Colchicum autumnale</i> (0.2449 [*])			
<i>Alchemilla xanthochlora</i> (0.2373 [*])			
<i>Cardamine pratensis</i> (0.1941 [*])			
<i>Vicia sativa</i> (0.1863 [*])			
<i>Viola hirta</i> (0.045 [*])			

Tableau 3 : Espèces indicatrices des groupes déterminés grâce à la classification de Ward. La valeur INDVAL se trouve entre parenthèses avec la p-valeur associée ($p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$). En gras : les espèces caractéristiques et indicatrices de l'habitat 6510 (voir point 5.2 tableau 9).

Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
<i>Ajuga reptans</i> (0.6407***)	<i>Plantago media</i> (0.6631***)	<i>Arrhenatherum elatius</i> (0.4279***)	<i>Alopecurus pratensis</i> (0.3692***)
<i>Pimpinella major</i> (0.5797***)	<i>Ranunculus bulbosus</i> (0.6507***)	<i>Convolvulus arvensis</i> (0.2571***)	<i>Phleum pratense</i> (0.3218***)
<i>Filipendula ulmaria</i> (0.4315***)	<i>Pimpinella saxifraga</i> (0.6007***)	<i>Scabiosa columbaria</i> (0.1154*)	<i>Carex spicata</i> (0.2692***)
<i>Ranunculus repens</i> (0.4287***)	<i>Luzula campestris</i> (0.4707***)	<i>Veronica arvensis</i> (0.1154*)	<i>Poa trivialis</i> (0.2510*)
<i>Crepis biennis</i> (0.4139***)	<i>Achillea millefolium</i> (0.4202***)	<i>Elymus repens</i> (0.1063*)	<i>Bromus racemosus</i> (0.1572**)
<i>Lysimachia nummularia</i> (0.3749***)	<i>Festuca rubra</i> (0.4145***)		<i>Selinum carvifolia</i> (0.1154*)
<i>Leontodon hispidus</i> (0.3718***)	<i>Lotus corniculatus</i> (0.4073***)		<i>Silaum silaus</i> (0.1146*)
<i>Veronica chamaedrys</i> (0.3602***)	<i>Avenula pubescens</i> (0.3865***)		
<i>Alchemilla xanthochlora</i> (0.3550***)	<i>Poa pratensis</i> (0.3857***)		
<i>Anthoxanthum odoratum</i> (0.3485**)	<i>Leucanthemum vulgare</i> (0.3788***)		
<i>Rumex acetosa</i> (0.3478***)	<i>Hieracium pilosella</i> (0.3607***)		
<i>Heracleum sphondylium</i> (0.3435**)	<i>Sanguisorba minor</i> (0.3541***)		
<i>Festuca pratensis</i> (0.3379***)	<i>Carex caryophylla</i> (0.3413***)		
<i>Plantago lanceolata</i> (0.3356***)	<i>Trifolium pratense</i> (0.3335**)		
<i>Trifolium repens</i> (0.3323**)	<i>Senecio jacobaea</i> (0.3210**)		
<i>Holcus lanatus</i> (0.3295***)	<i>Knautia arvensis</i> (0.3147***)		
<i>Ranunculus acris</i> (0.3284***)	<i>Medicago lupulina</i> (0.3117***)		
<i>Lathyrus pratensis</i> (0.3202**)	<i>Primula veris</i> (0.3070**)		
<i>Trisetum flavescens</i> (0.3159**)	<i>Bellis perennis</i> (0.3040**)		
<i>Colchicum autumnale</i> (0.3051**)	<i>Cerastium fontanum</i> (0.3007**)		
<i>Lotus pedunculatus</i> (0.2682***)	<i>Agrostis capillaris</i> (0.2948**)		
<i>Cruciata laevipes</i> (0.2559**)	<i>Hypochaeris radicata</i> (0.2908***)		
<i>Cirsium palustre</i> (0.2432***)	<i>Campanula rotundifolia</i> (0.2787**)		
<i>Carex hirta</i> (0.2069***)	<i>Cirsium acaule</i> (0.2778***)		
<i>Anthriscus sylvestris</i> (0.1937*)	<i>Potentilla reptans</i> (0.2536**)		
<i>Cardamine pratensis</i> (0.1865*)	<i>Trifolium dubium</i> (0.2501*)		
<i>Briza media</i> (0.1636*)	<i>Vicia cracca</i> (0.2449**)		
<i>Lychnis flos-cuculi</i> (0.1474*)	<i>Prunella vulgaris</i> (0.2376*)		
<i>Deschampsia cespitosa</i> (0.1203*)	<i>Thymus serpyllum</i> (0.2118***)		
<i>Agrostis stolonifera</i> (0.1102*)	<i>Potentilla sterilis</i> (0.2069**)		
<i>Equisetum palustre</i> (0.1034*)	<i>Allium vineale</i> (0.1794**)		
	<i>Agrimonia eupatoria</i> (0.1711*)		
	<i>Prunus spinosa</i> (0.1285*)		
	<i>Viola hirta</i> (0.1209*)		
	<i>Ononis repens</i> (0.1111*)		
	<i>Ophioglossum vulgatum</i> (0.1111*)		
	<i>Malva moschata</i> (0.1110*)		
	<i>Bromus erectus</i> (0.1004*)		

Les résultats des deux AV1, testant l'existence de différences significatives entre les moyennes pondérées des communautés (MPC) de l'indice d'Ellenberg N des différents EC et des groupes de Ward, sont présentés à la figure 6. Toutes les conditions d'application ont été vérifiées. Les relevés d'EC D sont caractérisés par un indice d'Ellenberg sur le niveau trophique du sol significativement plus élevé que l'ensemble des autres relevés (figure 6 (a)) avec une moyenne égale à 5.95 ± 0.28 (les moyennes dans le texte sont toujours accompagnées de leur intervalle de confiance). Le groupe 2 décrit par la classification de Ward possède un indice d'Ellenberg significativement plus faible (figure 6 (b)) égal en moyenne à 4.61 ± 0.16 .

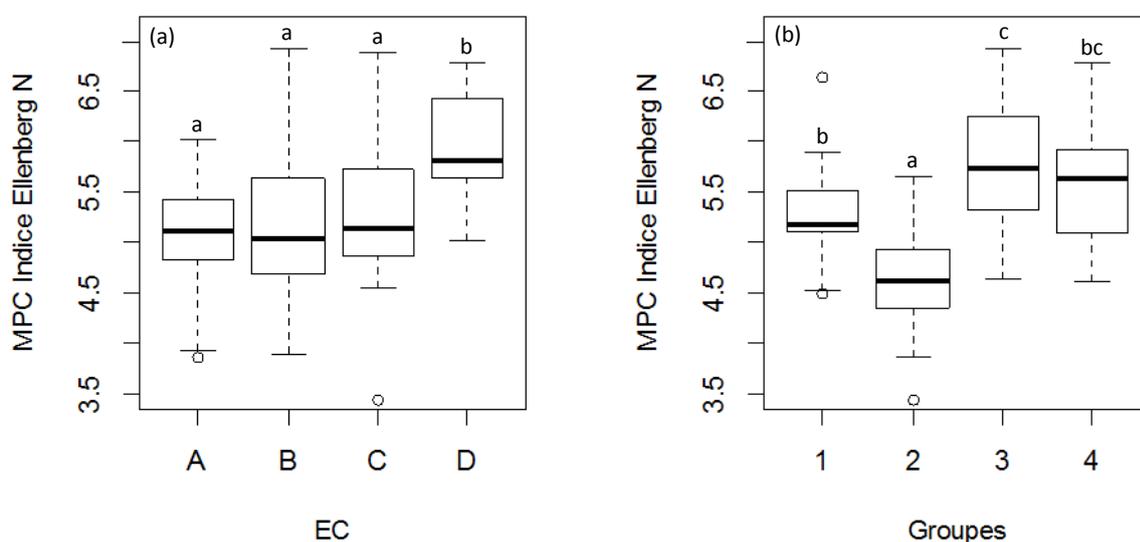


Figure 6 : (a) Résultat du test de Tukey réalisé à la suite de l'analyse de la variance ($p < 0.001$, conditions d'application respectées) testant l'effet de l'état de conservation (EC) sur la moyenne pondérée des communautés (MPC) de l'indice d'Ellenberg N. (b) Résultat du test de Tukey réalisé à la suite de l'analyse de la variance ($p < 0.001$, conditions d'application respectées) testant l'effet du groupe déterminé par la classification de Ward sur la moyenne pondérée des communautés (MPC) de l'indice d'Ellenberg N.

Les courbes de raréfaction dévoilent une richesse spécifique moyenne par relevé de 42 espèces pour les EC A, 34 espèces pour les EC B, 33 pour les EC C du groupe 1-2, 19 espèces pour les EC C du groupe 3-4 et finalement 16 espèces pour les EC D (figure 7).

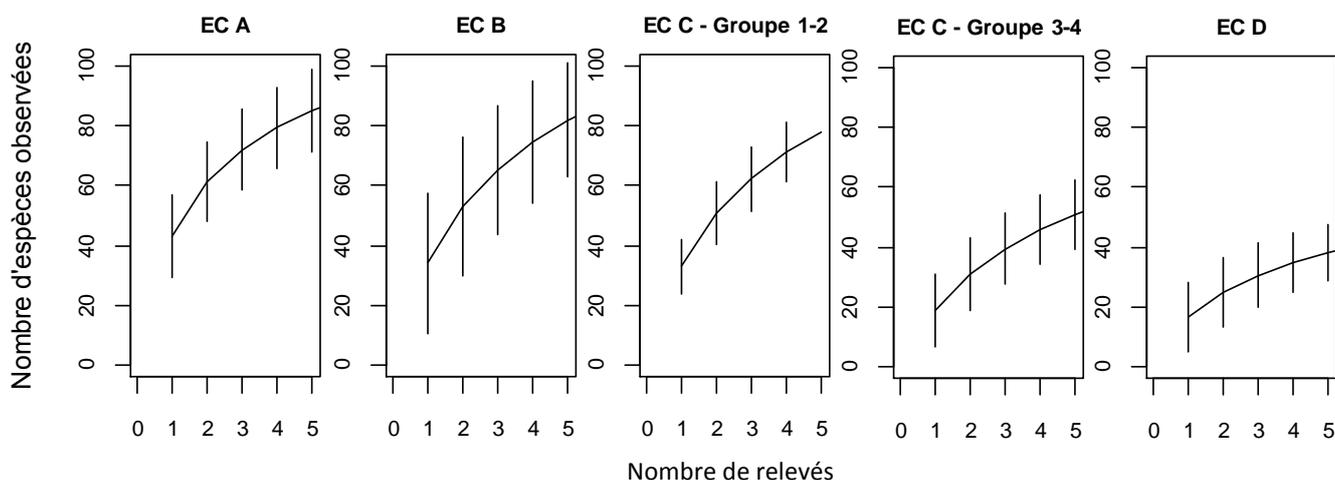


Figure 7 : Courbes de raréfaction pour les différents états de conservation avec une séparation des relevés en état de conservation C présents dans le groupe 1 et 2 et le groupe 3 et 4 déterminés grâce à la classification de Ward.

4.1.3 Discussion et conclusion

Les résultats obtenus de la classification des relevés mènent à se poser la question sur la manière de définir un référentiel. En effet, plusieurs alternatives sont possibles en fonction des critères recherchés et de la manière dont on souhaite définir l'écosystème cible. Deux possibilités se présentent ici : (1) la sélection des relevés de référence sur base de critères synthétiques et faciles à déterminer sur le terrain sans l'obligation de réaliser un inventaire exhaustif (EC A), (2) la sélection sur base de critères phytosociologiques réalisée à partir d'une analyse de classification. Ces deux options sont en effet survenues du fait de la faible concordance entre les EC et les groupes phytosociologiques créés par la classification. La question de la définition du référentiel en lien avec la définition d'un bon EC est donc primordiale.

Le groupe n°1 issu de la classification de Ward semble être le meilleur du point de vue de sa valeur biologique car il contient plus de la moitié des relevés d'EC A et seulement un relevé d'EC C. Cependant, une grande partie des relevés d'EC A est exclue de ce groupe et d'autres relevés a priori de moins grande valeur y sont inclus. Cela montre que les relevés en bon EC (A), bien que correspondant aux critères de détermination d'un EC A, c-à-d possédant les espèces caractéristiques et indicatrices avec un recouvrement suffisant (selon la méthode du DEMNA, voir point 5.2 tableau 9), peuvent être séparés en groupes distincts en fonction de l'abondance, la présence ou l'absence de certaines autres espèces. Il est clair que le groupe 1 et le groupe 2 comportent tous deux des espèces intéressantes recherchées pour les restaurations ; dicotylées caractéristiques de l'habitat et espèces plus oligotrophes. Les résultats de l'AV1 montrent que la distinction entre ces deux groupes se fait sur le caractère nitrophile de leurs espèces. Le groupe 2 est en effet caractérisé par un niveau trophique plus faible que le groupe 1. L'observation des espèces indicatrices de ces deux groupes le confirme. En effet, les espèces typiquement plus eutrophes, telles que *Heracleum sphondylium*, *Anthriscus sylvestris* ou *Crepis biennis*, sont indicatrices du groupe 1. Tandis que des espèces plutôt oligotrophes, telles que *Lotus corniculatus*, *Avenula pubescens*, *Sanguisorba minor*, *Knautia arvensis*, *Bromus erectus* sont indicatrices du groupe 2. Bon nombre d'espèces indicatrices de ce groupe 2 sont des espèces typiques de pelouses calcaires mésophiles (*Mesobromion*). En effet, les espèces *Bromus erectus*, *Carex caryophylla*, *Medicago lupulina*, *Pimpinella saxifraga*, *Primula veris*, *Ranunculus bulbosus*, *Sanguisorba minor*, *Cirsium acaule* et *Ononis repens* sont indiquées comme espèces indicatrices du groupe 2 et sont toutes des espèces caractéristiques de cet habitat. Il semblerait donc qu'un ensemble de relevés de ce groupe se rapprochent fortement de relevés typiques du *Mesobromion* ou se trouvent certainement à cheval entre l'alliance de l'*Arrhenatherion* et celle du *Mesobromion*. Les groupes 1 et 2 sont donc à bien distinguer du point de vue de leur composition floristique. Ainsi, le groupe 1 est celui correspondant le mieux à l'habitat recherché du fait qu'il comporte un plus grand nombre de relevés en EC A ainsi qu'un plus grand nombre d'espèces caractéristiques et indicatrices que le groupe 2 (selon la méthode du DEMNA, voir point 5.2 tableau 9). Étonnamment, le niveau trophique du groupe 1 ne diffère pas significativement du groupe le plus dégradé, le groupe 4.

Ce résultat de classification amène également à se poser la question de la pertinence de l'EC et dans quelle mesure est-il possible de faire confiance à cet indicateur global. En effet, de nombreux relevés en EC B ou même C font pourtant partie du groupe 1 ou 2 considérés comme de haute valeur biologique. N'existe-t-il pas un critère trop contraignant déclassant systématiquement les relevés à un niveau d'EC inférieur alors que la communauté est pourtant globalement en bon état ? L'analyse au

cas par cas de chaque relevé ayant un EC plus faible que A montre que, dans 68% des cas où un des deux critères est contraignant pour monter au niveau supérieur, c'est le critère du nombre d'espèces caractéristiques qui est clairement limitant. Autrement dit, sur les 47 relevés qui pourraient avoir un EC supérieur, 68% sont contraints par leur nombre d'espèces caractéristiques alors que le recouvrement en espèces caractéristiques et indicatrices est généralement largement supérieur à la limite. Il semblerait donc que, bien que le nombre d'espèces caractéristiques ne soit pas au rendez-vous, ces relevés possèdent pourtant d'autres espèces qui pourraient leur faire valoir un niveau d'EC plus élevé. En effet, la courbe de raréfaction des relevés d'EC C placés dans le groupe 1 et 2 dévoile une richesse spécifique assez élevée équivalente à la richesse observée pour l'EC B. Cela explique pourquoi certains relevés en EC B ou C sont pourtant associés aux EC A dans les résultats de la classification de Ward.

L'analyse des corrélations des axes de la *PCoA* avec l'indice d'Ellenberg et l'EC démontre que les patrons phytosociologiques sont mieux expliqués par le niveau trophique que par l'EC. De plus, l'échelle des EC n'est pas décrite pas une évolution du niveau trophique des prairies. Il semble donc qu'une communauté en EC A n'est pas décrite dans tous les cas par une teneur en éléments nutritifs faible.

L'analyse ANOSIM a permis de confirmer l'existence de différences significatives entre les relevés d'EC A et C, les relevés d'EC B et C et entre les EC D et tous les autres. Seuls les relevés d'EC A et B ne sont pas significativement différents. Cela montre que les valeurs seuils du nombre (≤ 3) et du recouvrement ($\leq 25\%$) d'espèces caractéristiques et indicatrices d'un EC C sont vraiment déterminantes d'un état dégradé de l'habitat.

L'analyse de l'ordination fait ressortir une importante variabilité phytosociologique au sein des relevés d'EC B et C. Les relevés en EC A, pour la grande majorité situés dans les valeurs négatives de l'axe 1, forment quant à eux un groupe phytosociologique relativement homogène. De plus, l'analyse INDVAL montre effectivement que les bons EC (A) se caractérisent par une liste nombreuse d'espèces indicatrices contrairement aux EC B et C. Cela confirme le caractère très variable de ces groupes auxquels quasiment aucune espèce n'est assez fidèle et/ou assez spécifique pour en être indicatrice. En effet, l'INDVAL est calculé sur base de la fidélité et de la spécificité d'une espèce au groupe. La fidélité est le pourcentage de stations occupées par l'espèce au sein du groupe. La spécificité est le pourcentage d'individus d'une espèce dans le groupe par rapport à tous les individus (Dufrêne & Legendre, 1997). L'absence d'espèces indicatrices dans le groupe B et C signifie donc bien que les espèces indicatrices du groupe A sont peu présentes dans les groupes B et C voire sont totalement absentes. L'homogénéité phytosociologique de l'ensemble des relevés d'EC A renforcée par la détermination des 33 espèces indicatrices appuie la validation de ces relevés dans leur utilisation en tant que référence historique de l'habitat *Arrhenatherion* d'une qualité biologique élevé. De plus, choisir ces relevés est pertinent par rapport à l'objectif de restauration fixé par le projet qui était d'atteindre l'EC A défini par le DEMNA. L'option n°1 (cf. §1) est donc choisie. **Les 37 relevés en EC A** sont utilisés dans la suite de ce travail comme **référence historique**.

4.2 Analyses préliminaires nécessaires à l'évaluation de l'état de la valeur d'usage à partir de l'écologie fonctionnelle

4.2.1 Méthodologie

Afin de s'assurer de la pertinence de l'utilisation d'indices de valeurs d'usage proposés dans la littérature (Duru et al., 2010a ; De Vries et al., 1942 ; cf. § Indices de valeur d'usage au point 2.4.2) pour répondre à la **question (5)**¹, il convient d'abord de tester si ces indices sont significativement corrélés à des mesures tangibles de la valeur d'usage et surtout de déterminer si l'indice étudié permet de discriminer des prairies à valeur d'usage contrastée. Dans ce cas, des données de rendement ainsi que de qualité fourragère sont utilisées. Ces données ont été fournies par l'asbl **Fourrages Mieux** qui lors de suivi de prairies en MAEC (mesures agro-environnementales et climatiques) a réalisé des mesures de quantité de matière sèche et des analyses de fourrage en parallèle à des inventaires botaniques dans de nombreuses prairies permanentes wallonnes. Les données utilisées proviennent de 14 parcelles dont huit sont situées en Famenne et six en Gaume. Les mesures ont été réalisées sur trois années consécutives (2016, 2017, 2018) à l'exception d'une parcelle qui a fait l'objet d'inventaires et de mesures seulement en 2016 et 2018. Les prairies sont toutes engagées soit en MAEC MC4 (méthode ciblée 4 - Prairie de haute valeur biologique) soit en MB2 (méthode de base 2 - Prairie naturelle). Les inventaires floristiques de type Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964) ont été effectués chaque année au début du mois de juin par un conseiller Natagriwal sur quatre relevés de 5 m². Les mesures de rendement étaient réalisées au moment de l'exploitation de la fauche aux quatre endroits des relevés floristiques sur 6 à 12 m². La biomasse était immédiatement pesée et un échantillon était conservé pour l'analyse du taux de matière sèche. Concernant les analyses de qualité, les quatre échantillons séchés pour les mesures de rendement étaient regroupés. Ensuite, des analyses par spectrométrie dans le proche infrarouge (SPIR) ont été réalisées afin d'obtenir les teneurs en composés organiques et la digestibilité du fourrage. Ces mesures permettent ensuite de calculer différentes valeurs alimentaires. Les valeurs prises en compte dans ce travail sont :

- la valeur VEM (*VoederEenheid Melk*) : la teneur énergétique exprimée en Unité Fourragère Lait, qui exprime les apports du fourrage en énergie pour la production de lait. Une unité VEM (1 kVEM) apporte l'équivalent énergétique d'un kilogramme d'orge.
- la valeur DVE (*DarmVerteerbaar Eiwit* – Protéines digestibles dans l'intestin grêle) : la quantité de protéines potentiellement utilisable par l'animal.
- la MAT (Matière Azotée Totale) : la quantité totale de protéines sans prise en compte de la digestibilité.
- la valeur NDF (*Neutral Detergent Fiber*) : la quantité totale des différents types de fibres (hémicellulose, cellulose, lignine).
- la valeur ADF (*Acid Detergent Fiber*) : la quantité de cellulose, fibre faiblement digestible, et de lignine, fibre non digestible.
- la valeur ADL (*Acid Detergent Lignin*) : la quantité de lignine.
- la quantité de fibres digestibles (hémicellulose et cellulose) calculée en faisant la soustraction du ADL au NDF.

¹ **Question (5)** : Quelle est la performance des prairies restaurées en termes de valeur d'usage ?

Ensuite, grâce aux relevés floristiques, les indices de productivité et de digestibilité (Duru et al., 2010a) et la valeur pastorale ont été calculés pour les 14 parcelles aux différentes dates. Les méthodes de calcul pour les deux indices ont suivi celles de Duru et al. (2010a). Des exemples de calcul sont présentés au tableau 4. La valeur pastorale (De Vries et al., 1942) pour la parcelle a été calculée en utilisant la moyenne de la valeur pastorale pondérée par le pourcentage de recouvrement de chaque espèce sur les quatre relevés de 5 m².

Tableau 4 : Principes de calcul des indices de valeur d'usage à partir de la composition fonctionnelle de la végétation. Exemple de calcul pour une communauté composée de 50% de graminées (35% de type B, 30% de type b et 35% de type C) et de 50% de dicotylédones (repris de Duru et al., 2010a).

Indices de valeur d'usage	Evaluation affinée pour une quantification des composantes de la valeur d'usage	
	Méthode	Exemple de calcul
Indice de productivité	Calcul pondéré avec les données du tableau 5	$0,35 \times 0,8 + 0,30 \times 0,6 + 0,35 \times 0,4 = 0,6$
Indice de digestibilité	Calcul pondéré avec les données du tableau 5 et augmentation de la valeur au prorata du pourcentage de dicotylédones	$(0,35 \times 808 + 0,30 \times 797 + 0,35 \times 749) + (0,5 \times 127) = 846 \text{ g/kg MS}$

Tableau 5 : Caractéristiques des types fonctionnels de graminées et des dicotylées associées (repris de Duru et al., 2010a).

Types fonctionnels de graminées	Indice de productivité (variabilité)	Digestibilité au stade feuillu en g/kg MS (écart-type)
A	1 (0,9-1,1)	839 (7)
B	0,8 (0,7-0,9)	808 (28)
b	0,6 (0,5-0,7)	797 (24)
C	0,4 (0,3-0,5)	749 (21)
D	0,2 (0,1-0,3)	707 (41)
Dicotylédones associées à chaque TFG	x 1	+ 127 (68)

Des tests de régression linéaire sont ensuite réalisés entre, d'une part, l'indice de productivité et le rendement total (somme des rendements de toutes les coupes réalisées sur un an) et, d'autre part, entre l'indice de digestibilité et les différentes valeurs alimentaires. Des tests de régression sont également réalisés entre la valeur pastorale et le rendement total ainsi qu'entre la valeur pastorale et les valeurs alimentaires. Ces analyses préliminaires sont nécessaires car dans le cas où les relations trouvées ne sont pas d'assez bonne qualité, les indices se basant sur la composition fonctionnelle des prairies ne pourront pas être utilisés pour approximer leurs valeurs d'usage. Ces analyses sont réalisées dans le logiciel Rstudio®.

4.2.2 Résultats

En vue d'utiliser des indices se basant sur la flore pour estimer la valeur d'usage agricole d'une prairie (rendement total, valeurs alimentaires), il est indispensable d'évaluer au préalable la capacité de ces indices à fournir une estimation précise des paramètres agricoles. Le paragraphe présent contient les résultats de cette analyse préliminaire. Un nombre important de relations déterminées grâce aux tests de régression linéaire possèdent un coefficient de régression significatif (tableaux 6, 7 et 8). Cependant, les coefficients de détermination restent faibles ; ils ne dépassent 0.5 pour aucun modèle linéaire. La qualité des relations est considérée comme trop faible pour leur utilisation à des fins d'estimation de la valeur d'usage des prairies. L'indice de productivité, l'indice de digestibilité (Duru et al., 2010a) et la valeur pastorale (De Vries et al., 1942) ne sont donc pas utilisables pour estimer la valeur d'usage d'une prairie de manière précise.

Tableau 6 : Résultats des tests de régression linéaire pour le rendement total (T MS/ha ; rdmt_tot). $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$, Non Significatif N.S. ind_prod = indice de productivité, val_past = valeur pastorale.

Relations	a	b	R ² ajusté
rdmt_tot = a x ind_prod + b	9.78**	1.67 N.S.	0.206
rdmt_tot = a x val_past + b	1.39**	-1.43 N.S.	0.1739

Tableau 7 : Résultats des tests de régression linéaire entre l'indice de digestibilité (ind_dig) et les valeurs alimentaires. $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$, Non Significatif N.S. VEM = teneur énergétique (kVEM/kg MS), DVE = protéines digestibles (g/kg MS), MAT = matière azotée totale (g/kg MS), NDF = total des différents types de fibres (g/kg MS), ADF = quantité de cellulose et de lignine (g/kg MS), ADL = quantité de lignine (g/kg MS), Fib_dig = fibres digestibles (g/kg MS).

Relations	a	b	R ² ajusté
VEM = a x ind_dig + b	-0.18 N.S.	846.46***	0.0633
DVE = a x ind_dig + b	-0.03*	66.57***	0.1122
MAT = a x ind_dig + b	-0.037 N.S.	93.04***	0.0288
NDF = a x ind_dig + b	0.32***	456.35***	0.36
ADF = a x ind_dig + b	0.12**	308.01***	0.0888
ADL = a x ind_dig + b	-0.02 N.S.	64.51***	0.0233
Fib_dig = a x ind_dig + b	0.34***	391.84***	0.4191

Tableau 8 : Résultats des tests de régression linéaire entre la valeur pastorale et les valeurs alimentaires. $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$, Non Significatif N.S. VEM = teneur énergétique (kVEM/kg MS), DVE = protéines digestibles (g/kg MS), MAT = matière azotée totale (g/kg MS), NDF = total des différents types de fibres (g/kg MS), ADF = quantité de cellulose et de lignine (g/kg MS), ADL = quantité de lignine (g/kg MS), Fib_dig = fibres digestibles (g/kg MS), val_past = valeur pastorale.

Relations	a	b	R ² ajusté
VEM = a x val_past + b	-2.60 N.S.	784.09***	-0.0245
DVE = a x val_past + b	-1.36 N.S.	58.25***	-0.0126
MAT = a x val_past + b	-1.087 N.S.	82.82***	-0.0226
NDF = a x val_past + b	24.67*	475.52***	0.1221
ADF = a x val_past + b	4.74 N.S.	336.92***	-0.0147
ADL = a x val_past + b	-4.39*	72.22***	0.0567
Fib_dig = a x val_past + b	7.12 N.S.	470.51***	-0.0105

4.2.3 Discussion

Question (5) : Quelle est la performance des prairies restaurées en termes de valeur d'usage ?

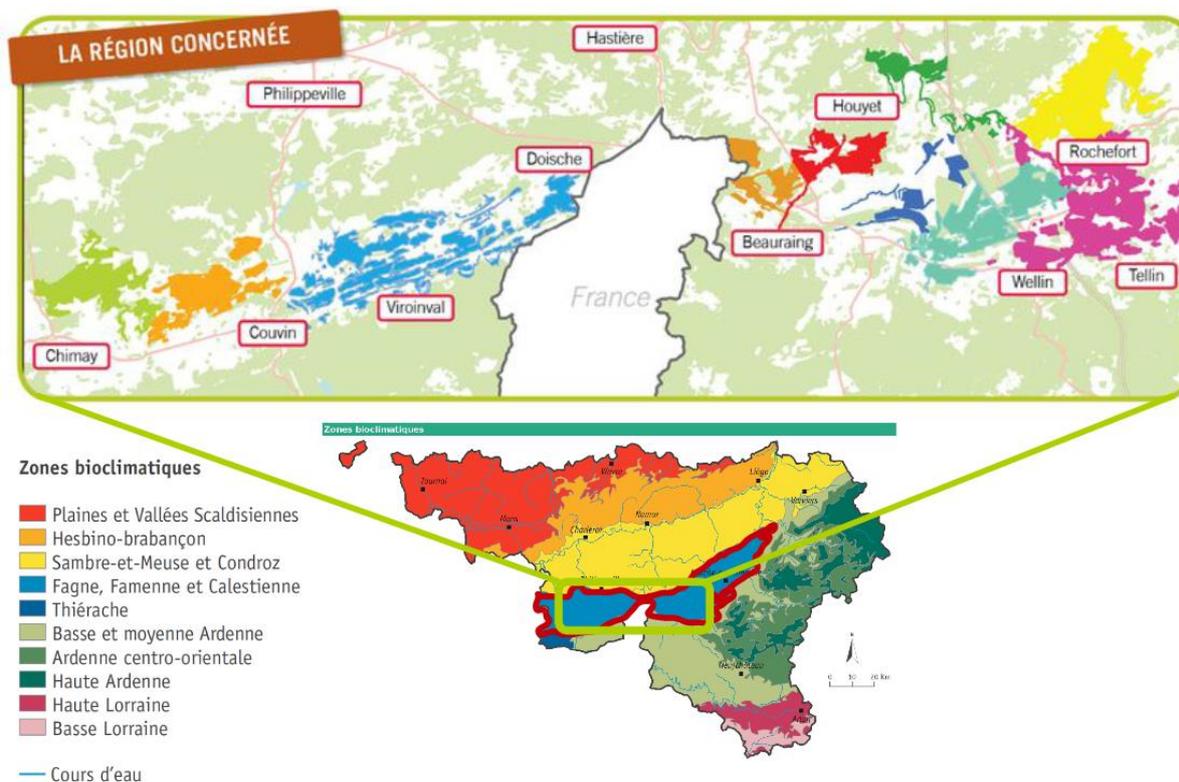
Les tests préliminaires indispensables pour répondre à cette question ont montré que les indices de valeur d'usage ne permettent pas de fournir une estimation assez précise du rendement et des valeurs alimentaires du fourrage d'une prairie. Les indices de productivité et de digestibilité de l'outil Herb'type© (Duru et al., 2010a) peuvent être utiles dans le cadre d'un diagnostic d'expert rapide mais ne sont pas assez précis et discriminant pour une étude globale à large échelle. La valeur pastorale (De Vries et al., 1942) calculée à l'échelle de la prairie ne convient pas non plus pour une étude précise. En effet, les régressions réalisées entre les paramètres agronomiques et la valeur pastorale calculée à l'échelle de la prairie sont totalement non utilisables. Ceci démontre que la meilleure manière possible d'évaluer la performance d'une prairie en termes de valeur d'usage est de la quantifier par des mesures directes de rendement et de valeurs nutritives. Cela n'a pas pu être mis en place dans le cadre de ce travail de fin d'étude. Cependant, il serait très intéressant de répondre à cette question dans de futures recherches afin de quantifier quelle est réellement la perte de productivité dans les prairies de haute valeur biologique. Il serait pertinent de mesurer jusqu'à quel point la diminution peut aller et d'évaluer la possibilité de compensation de cette perte par la qualité du fourrage ou par d'autres valeurs d'usage. Il serait également intéressant d'élargir l'étude de la valeur d'usage aux services non commercialisés (services de régulation et services culturels).

Par ailleurs, il semblerait que certaines prairies dans lesquelles toutes fertilisations ont été stoppées deviennent tellement maigres qu'elles tendent à basculer vers un autre habitat (de type pelouse, *Mesobromion*). Ceci est spécialement le cas dans le sud du sillon Sambre-et-Meuse où les retombées d'azote atmosphérique sont moindres et donc où un réel amaigrissement est constaté. Biologiquement, ces prairies sont très intéressantes et ont une haute valeur conservatoire. Cependant, d'un point de vue agronomique, elles perdent leur valeur d'usage de production en biomasse. Ceci semble être une réelle problématique pour les agriculteurs de la région et mériterait d'être étudiée.

5. Méthodologie générale

5.1 Lieu d'étude

Les prairies restaurées dans le cadre du projet LIFE Prairies bocagères se situent dans la région bioclimatique de la Fagne-Famenne, dont la géologie est constituée de schistes du dévonien supérieur. L'ensemble des actions du projet se sont déroulées au sein de 10 sites Natura 2000 (figure 8). Ceux-ci sont situés entre Chimay et Rochefort. Les prairies restaurées se situent plus précisément dans neuf réserves naturelles agréées de Natagora (figure 9), qui constituent les zones d'étude de ce travail.



REEW – Source : SPW - DGO3 - DEMNA et DNF (ACRVF)

Figure 8 : Région concernée montrant les 10 sites Natura 2000 dans lesquelles le projet LIFE Prairies bocagères a eu lieu. Sources : www.lifeprairiesbocageres.eu, www.fichierecologique.be, (02/04/2020).



Figure 9 : Localisation des neuf réserves naturelles agréées (points verts) dans lesquelles se trouvent les prairies étudiées.

5.2 Techniques de restauration évaluées

La mise en œuvre des actions du projet LIFE Prairies bocagères a suivi les lignes directrices pour la restauration de prairies et pelouses proposées par Goret & Janssens (2014). Ainsi, le projet a fait recours à **trois méthodes de restauration**. Le choix de la méthode était réalisé en fonction de l'état de conservation (EC) initial de la prairie à restaurer. L'EC peut être déterminé grâce à des indicateurs d'intégrité de la structure de l'habitat et/ou grâce à des indicateurs d'intégrité du cortège d'espèces. Dans le cadre du projet LIFE Prairies bocagères, les critères d'intégrité du cortège d'espèces ont été utilisés pour déterminer l'EC (tableau 9). Une prairie en EC A correspond à une prairie ayant une richesse spécifique élevée avec au minimum sept espèces caractéristiques et indicatrices de la qualité de l'habitat qui recouvrent au moins 50% de la surface de la prairie. Les deux critères doivent obligatoirement être rencontrés pour déterminer qu'une prairie est en EC A. Si ce n'est pas le cas la prairie est considérée être dans un EC inférieur.

Tableau 9 : Grille d'évaluation de l'état de conservation de l'habitat Natura 2000 6510 *Arrhenatherion elatioris*.
Source : DEMNA, à paraître.

Habitat 6510 <i>Arrhenatherion</i> prairie de fauche de basse altitude peu à moyennement fertilisée			
INTEGRITE DU CORTEGE D'ESPECES			
Espèces végétales caractéristiques (soulignées) et espèces indicatrices de la qualité de l'habitat	<u><i>Anthriscus sylvestris</i></u> <u><i>Arrhenatherum elatius</i></u> <u><i>Avenula pubescens</i></u> <u><i>Centaurea gr. jacea</i></u> <u><i>Crepis biennis</i></u> <u><i>Daucus carota</i></u> <i>Lathyrus pratensis</i> <i>Lotus corniculatus</i> <i>Sanguisorba minor</i>	<i>Brachypodium pinnatum</i> <i>Briza media</i> <i>Bromus erectus</i> <i>Campanula rapunculus</i> <u><i>Galium mollugo</i></u> <u><i>Geranium pratense</i></u> <u><i>Heracleum sphondylium</i></u> <u><i>Knautia arvensis</i></u> <u><i>Leontodon hispidus</i></u> <u><i>Leucanthemum vulgare</i></u>	<i>Colchicum autumnale</i> <u><i>Pastinaca sativa</i></u> <u><i>Pimpinella major</i></u> <u><i>Rhinanthus angustifolius</i></u> <u><i>Rhinanthus minor</i></u> <i>Saxifraga granulata</i> <u><i>Tragopogon pratensis</i></u> <u><i>Trisetum flavescens</i></u>
Etat de conservation	A : très bon	B : Bon à moyen	C : Mauvais à dégradé
Nombre d'espèces caractéristiques	≥ 7	entre 4 et 6	3 (si moins de 3 espèces, il ne s'agit plus d'un 6510)
Recouvrement des espèces caractéristiques et des espèces indicatrices de la qualité de l'habitat	≥ 50%	entre 25 et 50%	entre 10 et 25%

Ainsi le choix de la technique de restauration se réalisait comme suit :

- Si l'EC était moyen (B), la stratégie consistait premièrement à adapter la gestion. Cette méthode, appelée **fauche de restauration**, est peu interventionniste car elle permet à l'écosystème de se rétablir naturellement en changeant simplement le régime de fauche.
- Si l'EC était mauvais (C) depuis moins de cinq ans ou si l'EC était mauvais mais qu'il y avait une prairie adjacente en très bon EC (A), la même stratégie que pour le premier point était utilisée. Dans ces deux premiers cas, si aucune évolution n'était constatée pendant plusieurs années même avec cette gestion adaptée, une restauration active par introduction ou

renforcement de population pouvait être mise en place. Cela permettait dans un premier temps de laisser une chance à l'écosystème de se restaurer naturellement. Mais dans un deuxième temps, si la banque de graines ou la dispersion des espèces l'en empêchait, une restauration active était pratiquée. Cette façon de procéder est souvent préconisée dans la littérature (Jones et al., 2018).

- **Si l'EC était mauvais (C) depuis au moins cinq ans et qu'il n'y avait pas de prairie adjacente en très bon EC (A) ou s'il ne s'agissait pas d'un habitat 6510**, c-à-d que l'état était tellement dégradé que la prairie ne pouvait plus être rattachée à l'association phytosociologique de l'*Arrhenatherion* (prairies E2.11a-E2.11c cf. point 5.3), deux types de méthodes pouvaient être utilisées : **l'épandage de foin** ou **le semis de graines**. Le matériel végétal était récolté directement sur un site donneur en bon EC (A) situé le plus proche possible (idéalement à moins de 10 km) et se trouvant dans le même district phytogéographique (au sens de Lambinon & Verloove, 2015). Les graines ou le foin étaient toujours récoltés fin juillet afin de maximiser la quantité de graines provenant d'espèces indicatrices de l'habitat et étant à maturité sans être au sol. L'épandage de fourrage était préféré s'il y avait une possibilité de combiner en une journée et à moindre coût la fauche du site source, le déplacement du foin le plus frais possible et son épandage sur le site cible. Quant aux semis ils se réalisaient au mois de septembre avec une densité d'environ 25 kg de graines/ha sur bandes de sol nul. À la suite des ensemencements, une gestion adaptée était également appliquée. Celle-ci est la même que celle utilisée pour la fauche de restauration (voir plus bas).

La méthode de l'étrépage agissant directement sur la composante abiotique du sol n'a pas été utilisée car aucune prairie en réserve naturelle agréée depuis plus de cinq ans ne montrait un contenu en phosphore supérieur au seuil de 5 mg/100 g de sol sec (défini par Janssens, 2001). L'hypothèse selon laquelle la teneur du sol en phosphore aurait limité la richesse spécifique a été rejetée. Cependant, ce n'est pas pour autant que l'augmentation des fertilisants n'est pas considérée comme une des causes de la dégradation des prairies. En effet, l'intensification de la gestion (engrais et rythme de défoliation) est la cause majeure de la détérioration de leur cortège floristique.

Le régime de la fauche de restauration devait trouver le compromis permettant, d'une part, d'apporter de la lumière au sol afin de favoriser la germination et le développement des dicotylées et, d'autre part, de donner lieu à leur arrivée en graines. Le régime de fauche utilisé en accord avec ce compromis était de réaliser deux fauches : une après le 15 juin et une fauche du regain après le 15 septembre. Dans le cas d'un semis réalisé à l'automne précédent, une fauche de déprimage (entre le 15 avril et le 1^{er} juin) était réalisée et la deuxième coupe était effectuée très tardivement (après le 15 juillet) avec en plus idéalement une fauche de regain à l'automne. Une fois la prairie en bon EC (A), une fauche tardive (après le 15 juillet) permettant l'arrivée en graines des espèces caractéristiques était pratiquée. Et au besoin, si la production était importante, le regain était fauché ou pâturé à l'automne.

Pour toutes les techniques de restauration, aucun engrais chimique ou organique n'était utilisé et une zone refuge de minimum 10% était maintenue lors de la première fauche et de minimum 20% (reprenant les premiers 10%) lors de la gestion du regain afin de permettre aux espèces animales dépendantes de ce milieu de terminer leur cycle.

5.3 Plan d'échantillonnage

Les **trois modalités de restauration** décrites au point 5.2 (fauche de restauration, épandage de foin, semis) sont donc étudiées. Ces trois modalités sont séparées en **trois classes d'âge depuis la restauration** (6-7 ans, 4-5 ans, 2-3 ans, parcelles respectivement restaurées en 2013-2014, 2015-2016, 2017-2018) afin de pouvoir faire le lien avec la trajectoire écologique des communautés. Au total, 3x3 modalités sont donc étudiées. Cependant, aucune parcelle n'a été restaurée par épandage de foin en 2017-2018. Cela réduit donc le nombre de modalités à huit. Le nombre de parcelles inventoriées par modalité est présentée au tableau 10. Une carte situant les prairies inventoriées en Fagne est également fournie en exemple (figure 10). Dans l'annexe 1, peuvent être trouvées l'identification de chaque parcelle étudiée avec la modalité, la date de restauration, la surface, la réserve naturelle, le propriétaire, la région et les coordonnées Lambert associés.

Tableau 10 : Nombre de parcelles par modalité.

	6-7 ans	4-5 ans	2-3 ans
Fauche de restauration	6	6	6
Epandage de foin	6	5	/
Semis	5	6	6

Les parcelles restaurées sont comparées à des **parcelles de référence** (cf. point 4.1) et **des parcelles contrôles** encore dégradées (Prach et al., 2019). Ces dernières sont des parcelles possédant l'état de conservation correspondant à celui des prairies restaurées avant restauration. Ces prairies contrôles ont une valeur biologique faible et présentent peu de dicotylées. **Deux types de prairies contrôles** sont prises en compte :

- des prairies correspondant à l'alliance phytosociologique de l'**Arrhenatherion elatioris** mais en **mauvais état de conservation (EC C)**. Le type Eunis correspondant sont les prairies E2.22 de type 8 (au sens de Rouxhet et al., 2007). Ce sont des arrhénathérais dégradées moyennement à assez fertilisées. Elles sont donc eutrophisées. Ce type de prairies comprend deux associations : l'*Arrhenatheretum subatlanticum* (prairie à brome et fromental - type 8.1) et l'*Heracleo-Arrhenatheretum* (prairie à berce et fromental - type 8.2). Six prairies de ce type sont intégrées à l'analyse. Les prairies de type 7 (prairie de fauche à ray-grass et fléole) sont écartées de la sélection car celles-ci sont à un stade de dégradation avancé à partir duquel presque aucune prairie n'a été restaurée pendant le projet LIFE.
- des prairies correspondant au **type Eunis E2.11a ou E2.11c**. Ce sont des pâtures ou prairies permanentes fertilisées. Le type E2.11a correspond à l'association du *Lolio-Cynosuretum* (pâturage à ray-grass et crénelle). Et le type E2.11c est l'association de l'*Alopecuro-Arrhenatheretum* (prairie à vulpin et fromental). Ce sont donc des prairies hors habitat 6510 (**EC D**). Six prairies de ce type sont intégrées dans l'analyse.

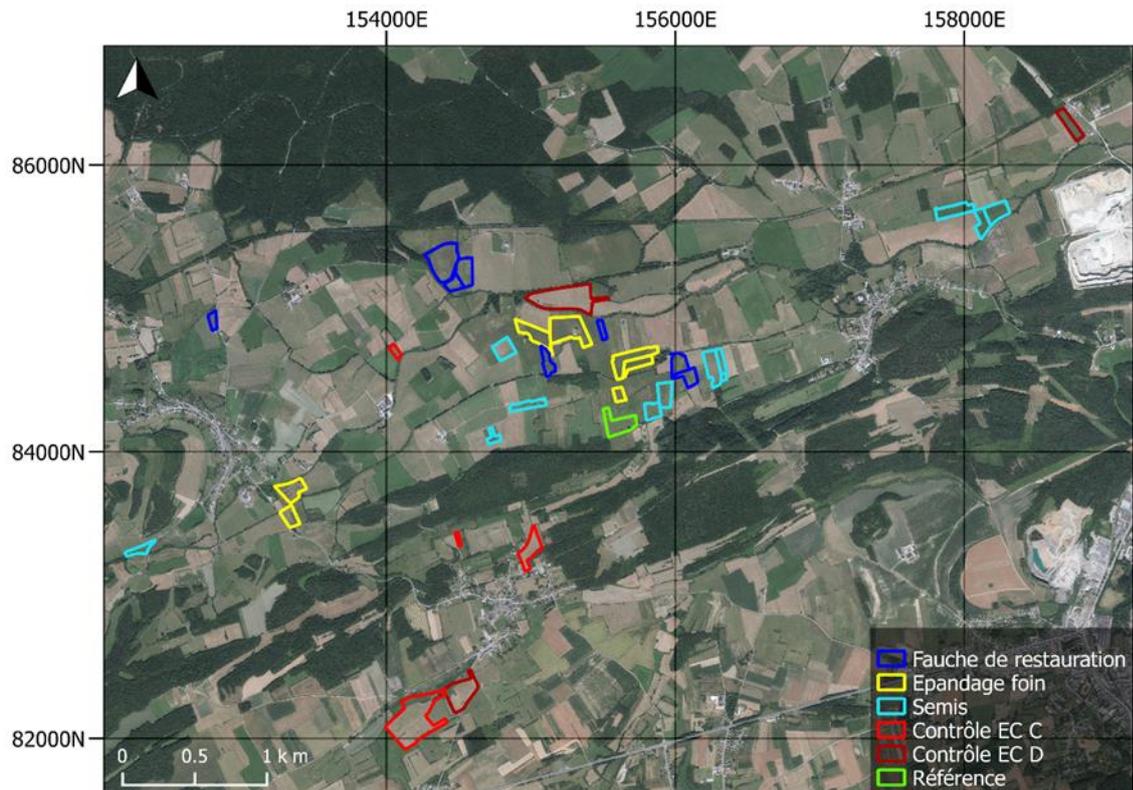


Figure 10 : Carte de la répartition des parcelles inventoriées en Fagne.

Dans chaque prairie, trois quadrats de 3 x 3 m sont inventoriés (figures 11 et 12). La position des quadrats est sélectionnée de manière aléatoire grâce à l’outil de recherche Qgis. La sélection est réalisée dans une surface dont une bordure de 10 mètres de large a été retirée de la surface initiale de la parcelle afin d’éviter les lisières qui sont considérées comme non représentatives de la végétation des prairies. Au total, 192 quadrats ont été échantillonnés entre le 13 mai 2020 et le 9 juin 2020. Les relevés sont réalisés en établissant une liste des espèces présentes et en estimant leur recouvrement au sol grâce à l’échelle de Van der Maarel (1979). La nomenclature utilisée suit la flore de Lambinon & Verloove (2015).



Figure 11 : Exemple de disposition aléatoire de trois quadrats par parcelle.



Figure 12 : À gauche, quadrat (3 x 3 m) dans une prairie restaurée (09/06/2020). À droite, quadrat (3 x 3 m) dans une prairie contrôle en mauvais état de conservation (18/05/2020).

Afin d'améliorer l'**analyse avant-après restauration**, un **autre jeu de données** est également utilisé. En effet, au cours du projet LIFE Prairies bocagères, un monitoring a bien évidemment déjà été réalisé. Des inventaires botaniques **en plein** ont été effectués avant les restaurations (états initiaux) et en été 2019 (états finaux ; données récoltées pendant mon stage de master). Les relevés ont été réalisés à partir du 17 juin 2019 et se sont étendus sur environ deux semaines de travail de terrain. Certains inventaires ont également été effectués avant le 17 juin 2019 par les assistants de terrain du LIFE pour des raisons de fauche précoce (au 15 mai, 1^{er} juin ou 15 juin). Les relevés étaient réalisés dans une zone aux caractéristiques environnementales homogènes. Ceux-ci se faisaient donc au centre de la parcelle sans prendre en compte les bords et les zones ayant de manière évidente un cortège floristique différent (à cause du gradient d'humidité, de richesse en nutriment). Une liste de l'ensemble des espèces rencontrées était établie avec en vis-à-vis une estimation du recouvrement au sol de chaque espèce à l'aide du coefficient d'abondance dominance de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1964) à l'échelle de la parcelle. Afin de pouvoir réaliser des analyses quantitatives, les coefficients de Braun-Blanquet sont transformés en coefficients de van der Maarel (1979). Variant de 1 à 9, ceux-ci permettent de ne pas donner trop d'importance aux espèces à recouvrement très important. En effet, l'échelle de van der Maarel donne plus d'importance à la présence de l'espèce dans le relevé et équivaut à une transformation logarithmique des données, ce qui permet de les normaliser.

5.4 Données environnementales

Pour la plupart des parcelles restaurées, des analyses de sols ont été réalisées avant chaque restauration afin d'évaluer la capacité du sol à accueillir la biodiversité botanique désirée. Les éléments de l'analyse de sol retenus sont le pourcentage de carbone (C en %), le pourcentage d'azote (N en %), le contenu en phosphore (P en mg/100 g de terre sèche) et le contenu en potassium (K en mg/100 g de terre sèche). Les analyses ont été réalisées par le laboratoire de l'Office Provincial Agricole. La teneur en carbone total est déterminée en suivant la norme ISO 10694. La mesure de l'azote total est réalisée en se conformant à la norme ISO 13878. Le phosphore disponible est mesuré par un dosage par ICP-OES (Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry) axial avec une extraction à l'acétate-EDTA suivant Lanaken & Erviö (1971). Le potassium disponible est mesuré par un dosage par ICP-OES (Inductively Coupled Plasma - Optical Emission Spectrometry) radial avec une extraction suivant Lanaken & Erviö (1971).

Dans les prairies où il n’y a pas eu d’analyse de sol avant restauration, dans les prairies référence et dans les prairies contrôles, un échantillon composite de terre est réalisé lors de la visite de chaque parcelle (figure 13). Trois prélèvements sont d’abord réalisés au niveau des trois quadrats. Ensuite, sept prélèvements supplémentaires sont effectués afin de couvrir toute la surface de la parcelle. Les endroits d’échantillonnage sont déterminés de manière aléatoire en serpentant dans la parcelle et en réalisant les carottes tous les x pas. Le nombre de pas est fixé au préalable en fonction de la taille de la parcelle et se situe entre 30 et 50 pas. La profondeur de prélèvement est de 15 cm. L’échantillon composite (l’ensemble des 10 prélèvements) présente une masse comprise entre 0,5 et 1 kg. Les échantillons sont mis à sécher avant d’être apportés à un laboratoire accrédité (Laboratoire de La Hulpe - Centre provincial de l'agriculture et de la ruralité). Les teneurs en carbone total et en azote total sont déterminées en suivant respectivement les normes NF ISO 10694 et NF ISO 13878. Le phosphore disponible est mesuré par dosage colorimétrique à flux d’injection (méthode propre avec une extraction suivant Lanaken & Erviö (1971) conforme au Compendium Wallon des méthodes d’échantillonnages et d’analyses CWEA-SII-12, points 6 et 7.1). Le potassium est quantifié en utilisant un dosage par spectrométrie d’absorption atomique avec flamme (méthode propre avec une extraction suivant Lanaken & Erviö (1971) conforme au Compendium Wallon des méthodes d’échantillonnages et d’analyses CWEA-SII-12, points 6 et 7.1).



Figure 13 : Prélèvement de sol avec une tarière hémicylindrique pour échantillon composite.

En complément à ces analyses de sol, l’indice d’Ellenberg sur le niveau de richesse en nutriments du sol (Ellenberg et al., 1992) est utilisé pour valider les données de pourcentage en azote et identifier la cause d’éventuelles divergences dans les évolutions des restaurations. Comme pour la référence historique, l’indice d’Ellenberg de chaque espèce est tiré de la base de données Baseflor (Julve, 1998).

Ces données environnementales sont utilisées dans les analyses multivariées afin de déterminer l’influence que celles-ci pourraient avoir sur les restaurations.

6. Restauration des communautés végétales

6.1 Méthode d'analyse des trajectoires écologiques des communautés végétales

Avant toute analyse, la moyenne des données de recouvrement des trois quadrats de 9 m² est calculée afin d'obtenir un relevé phytosociologique moyen par prairie. Pour répondre à la **question de recherche (1)**², les deux jeux de données floristiques (relevés en plein et relevés phytosociologiques, cf. point 5.3) sont soumis à une analyse en coordonnées principales (AcoP ; *PcoA Principal Coordinates Analysis*) utilisée sur la matrice de distance de Bray-Curtis grâce au package « vegan » (Legendre & Legendre, 2012 ; Oksanen et al., 2018). Les espèces les plus corrélées aux axes sont représentées dans un cercle des corrélations. Une projection a posteriori de la classe d'âge depuis la restauration et de la technique de restauration est réalisée sur ces ordinations. L'existence de distances moyennes significativement différentes entre (1) les modalités de classe d'âge depuis la restauration (états initiaux, 2-3 ans, 4-5 ans, 6-7 ans, références actuelles et dans le cas des relevés phytosociologiques les prairies contrôles) et (2) entre les techniques de restauration (états initiaux, fauche, épandage de foin, semis, références actuelles), est testée grâce à la fonction ANOSIM du package « vegan » (*Analysis of similarities*). Pour les relevés en plein, la transformation logarithme est appliquée sur la distance afin d'améliorer l'homogénéité des variances. Cette condition est respectée concernant les relevés phytosociologiques.

Pour les relevés en plein, trois parcelles sont retirées de l'analyse. Les deux premières doivent être supprimées car aucun relevé initial n'a pu être trouvé pour ces deux prairies. La dernière, quant à elle, doit être enlevée car l'inventaire initial réalisé est trop incomplet. Seules les espèces à très faible abondance ont été répertoriées. Ce relevé agissait donc comme un *outlier*. Cela laisse 44 parcelles à comparer aux six références actuelles et aux 37 références historiques datant de 1955 à 1996.

Pour les relevés phytosociologiques (9 m²), des analyses de sol ont été réalisées (cf. point 5.4). Une analyse a posteriori est donc effectuée sur les éléments nutritifs du sol et sur la MPC de l'indice d'Ellenberg sur le niveau trophique du sol (Ellenberg et al., 1992) afin de mettre en évidence une éventuelle influence de ces facteurs sur le succès de restauration. Cette analyse est réalisée par l'étude des corrélations de ces variables environnementales avec les axes de la *PCoA*. Ensuite, la réponse de chaque paramètre du sol face au facteur « classe d'âge depuis la restauration » est testée grâce à une AV1 suivie d'un test de Tukey. La transformation logarithme est appliquée aux paramètres du sol pour améliorer la normalité des populations et l'égalité des variances. L'ensemble de ces analyses sont réalisées dans le logiciel Rstudio®.

² **Question (1)** : Les communautés végétales restaurées par les différentes techniques de restauration suivent-elles une trajectoire écologique allant vers une communauté végétale correspondant aux prairies de fauche de référence ?

6.2 Résultats

6.2.1 Résultats des analyses multivariées sur les relevés en plein

Les deux premières dimensions de l'analyse en coordonnées principales réalisée sur 94 relevés en plein et les 37 références historiques expliquent 17.74 % de la variation floristique existante ($PCoA1$: 12.58 %, $PCoA2$: 5.16 % ; figure 14 (a)). La troisième dimension n'explique plus que 4.58% de la variation (annexe 5) et ne fait apparaître aucun patron particulier. Les références historiques (RH) uniquement situées au niveau des valeurs négatives de la première dimension se différencient clairement de tous les autres relevés y compris des six références actuelles (RA). Le cercle de corrélation des espèces les plus corrélées avec les axes indique que le patron observé est tiré par un ensemble d'espèces associées au référentiel historique non ou peu retrouvées dans les prairies de fauche actuelles (figure 14 (b)). L'ordination sur l'axe 2 de la $PCoA$ révèle une trajectoire globale des restaurations dans le temps qui part d'un état initial dégradé et qui évolue vers un état avoisinant les références actuelles mais qui ne semble pas s'en rapprocher pas au fil des ans.

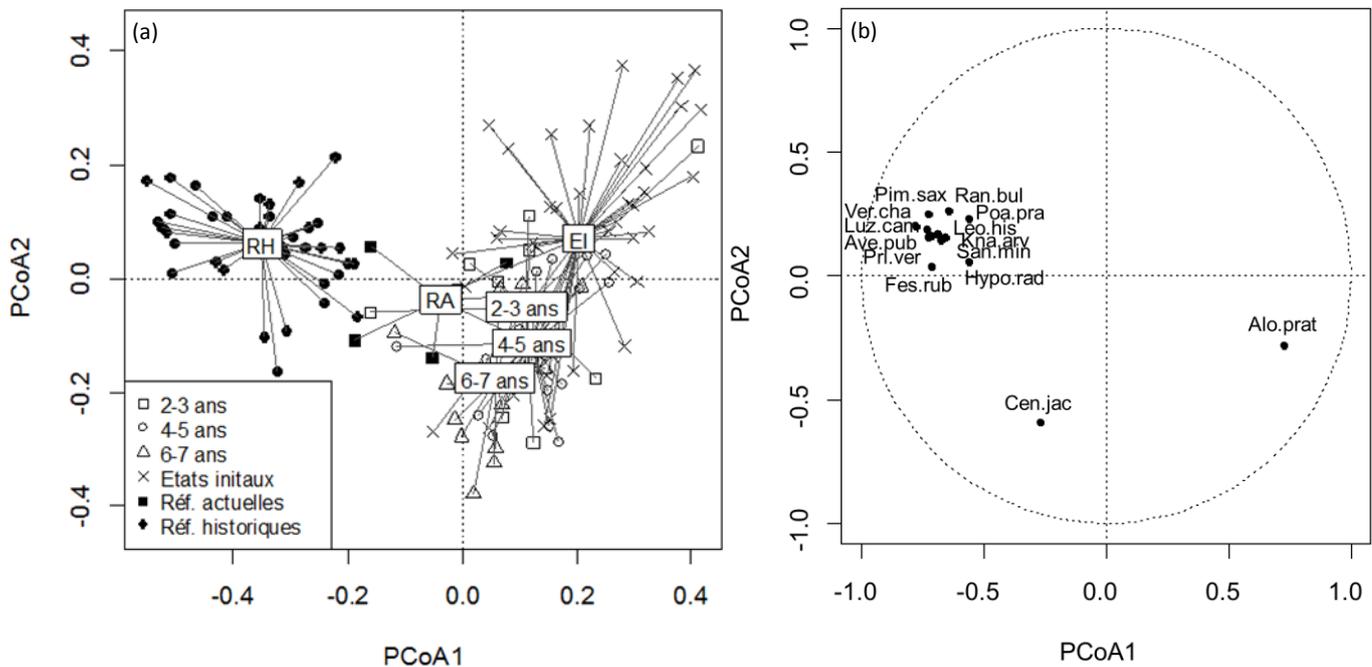


Figure 14 : (a) Analyse en coordonnées principales (AcoP ; PCoA Principal Coordinates Analysis) des 94 relevés en plein (44 états initiaux, 11 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 18 il y a 4-5 ans, 15 il y a 6-7 ans, 6 références actuelles) et des 37 références historiques. Les deux premiers axes expliquent 17.74 % de la variation floristique ($PCoA1$: 12.58 %, $PCoA2$: 5.16 %). (b) Cercle des corrélations montrant les espèces fortement corrélées aux axes de la PCoA (corrélations > |0.55|). Pour la légende des abréviations, voir annexe 11.

La même analyse réalisée en enlevant les références historiques permet une meilleure visualisation de la trajectoire écologique des restaurations (figure 15 (a)). Les deux premières dimensions de cette ordination expliquent 16.55 % de la variation floristique existante ($PCoA1$: 9.67 %, $PCoA2$: 6.88 %). La troisième dimension n'explique plus que 5.10% de la variation (annexe 6) et ne fait apparaître aucun patron particulier. Les états initiaux des prairies restaurées couvrent une large gamme de la variation. Cette hétérogénéité empêche l'observation de différences significatives avec les prairies restaurées et les références (figure 15 (c)). Cependant, la grande majorité des états initiaux se positionnent au niveau des valeurs négatives de l'axe 1 et se démarquent du reste. La trajectoire temporelle est peu marquée dans ce cas bien qu'une évolution globale des restaurations allant des valeurs négatives vers les valeurs positives de l'axe 1 est observée. Le test ANOSIM (package « vegan ») permet de mettre en évidence des différences significatives entre les prairies restaurées il y a 6-7 ans et les prairies restaurées il y a 2-3 ans et 4-5 ans (figure 15 (c)). Les références actuelles sont en retrait par rapport aux restaurations. Bien qu'elles se démarquent peu et se situent dans l'espace défini par ces dernières, des différences significatives sont constatées entre les références actuelles et les restaurations datant de 4-5 ans et 6-7 ans (figure 15 (c)). Le cercle des corrélations des espèces les plus corrélées aux axes permet d'affirmer que les restaurations ont permis un ajout d'espèces par rapport aux cortèges présents dans les états initiaux (figure 15 (b)). En effet, aucune espèce n'est totalement corrélée aux états initiaux tandis qu'un ensemble d'espèces est associées aux états restaurés et aux références.

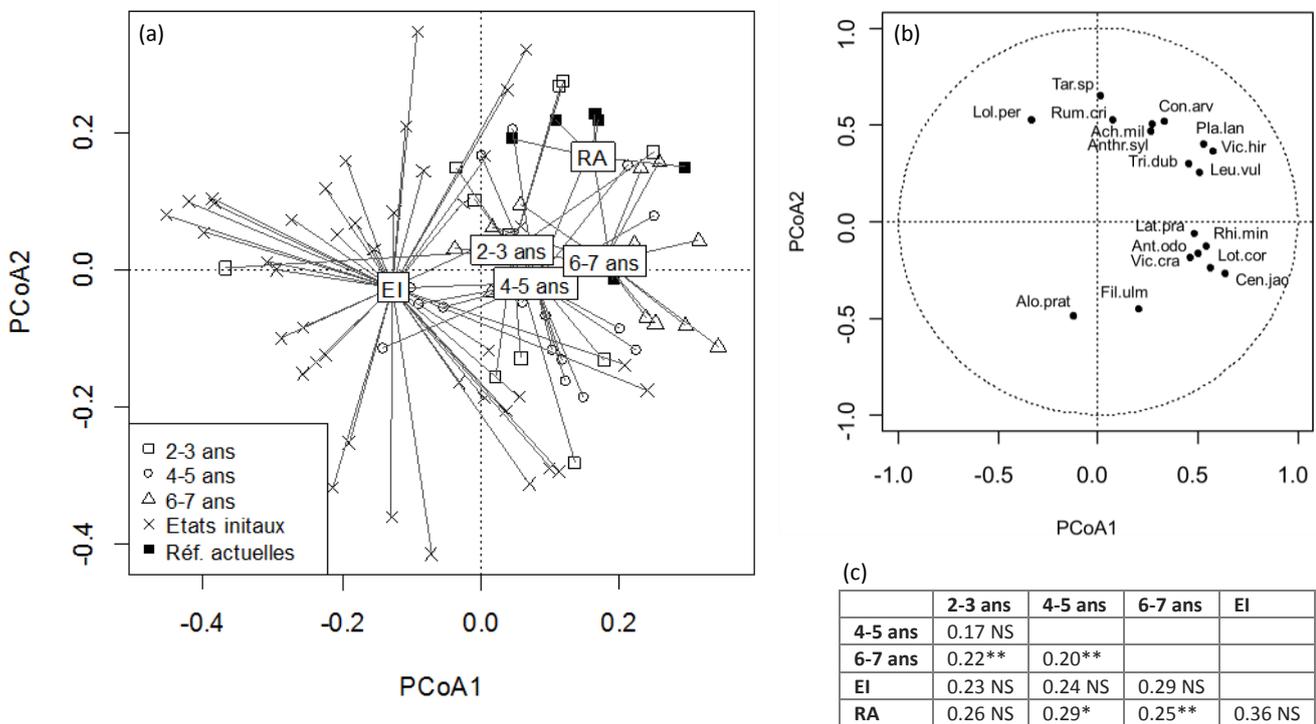


Figure 15 : (a) Analyse en coordonnées principales (AcoP ; PCoA Principal Coordinates Analysis) des 94 relevés en plein (44 états initiaux, 11 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 18 il y a 4-5 ans, 15 il y a 6-7 ans et 6 références actuelles). Les deux premiers axes expliquent 16.55 % de la variation floristique ($PCoA1$: 9.67 %, $PCoA2$: 6.88 %). (b) Cercle des corrélations montrant les espèces fortement corrélées aux axes de la PCoA (corrélations > |0.45|). Pour la légende des abréviations, voir annexe 11. (c) Distance de Bray-Curtis moyenne et résultats du test ANOSIM (package « vegan »). $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$, NS non significatif.

Un deuxième mode de présentation de cette dernière *PCoA* est réalisée afin de relier l'état initial de chaque prairie à son état final (figure 16). Bien que les états initiaux soient fortement hétérogènes, les trajectoires convergent dans la grande majorité des cas vers les références actuelles. Très peu d'états initiaux éloignés des références voient leur trajectoire s'arrêter bien avant d'approcher les références actuelles. Un phénomène de convergence des trajectoires écologiques semble donc bien présent.

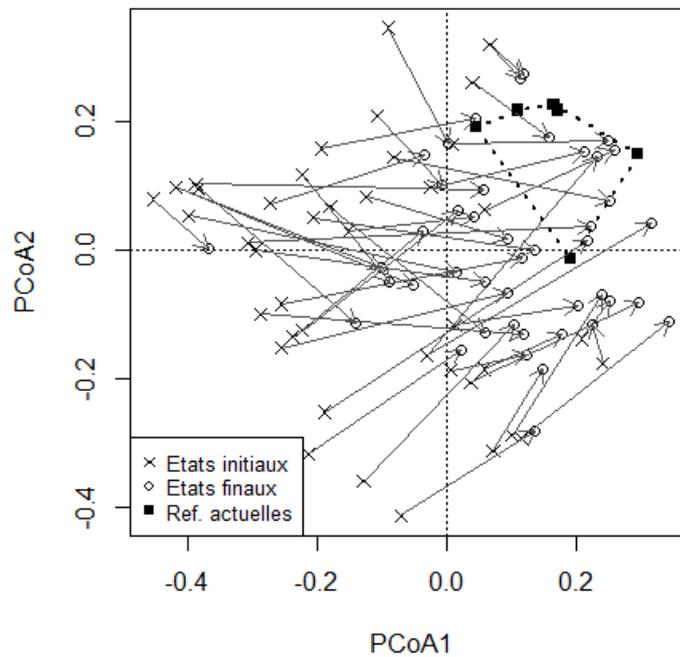


Figure 16 : Analyse en coordonnées principales (AcoP ; PCoA Principal Coordinates Analysis) des 94 relevés en plein (44 états initiaux, 11 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 18 il y a 4-5 ans, 15 il y a 6-7 ans et 6 références actuelles). Les deux premiers axes expliquent 16.55 % de la variation floristique (PCoA1 : 9.67 %, PCoA2 : 6.88 %).

6.2.2 Résultats des analyses multivariées sur les relevés phytosociologiques

Les deux premières dimensions de l'analyse en coordonnées principales réalisée sur 64 relevés phytosociologiques et les 37 références historiques expliquent 21.52 % de la variation floristique ($PCoA1$: 14.71 %, $PCoA2$: 6.81 % ; figure 17 (a)). La troisième dimension n'explique plus que 5.41% de la variation (annexe 7) et ne fait apparaître aucun patron particulier. Comme pour l'ordination sur les relevés en plein, les références historiques (RH) se différencient très clairement de tous les autres relevés y compris des six références actuelles (RA). L'ordination le long du deuxième axe ne fait apparaître aucune trajectoire temporelle claire. De la même manière qu'avec l'ordination sur les relevés en plein, les patrons observés sont conditionnés par le cortège d'espèces associées aux références historiques (figure 17 (b)).

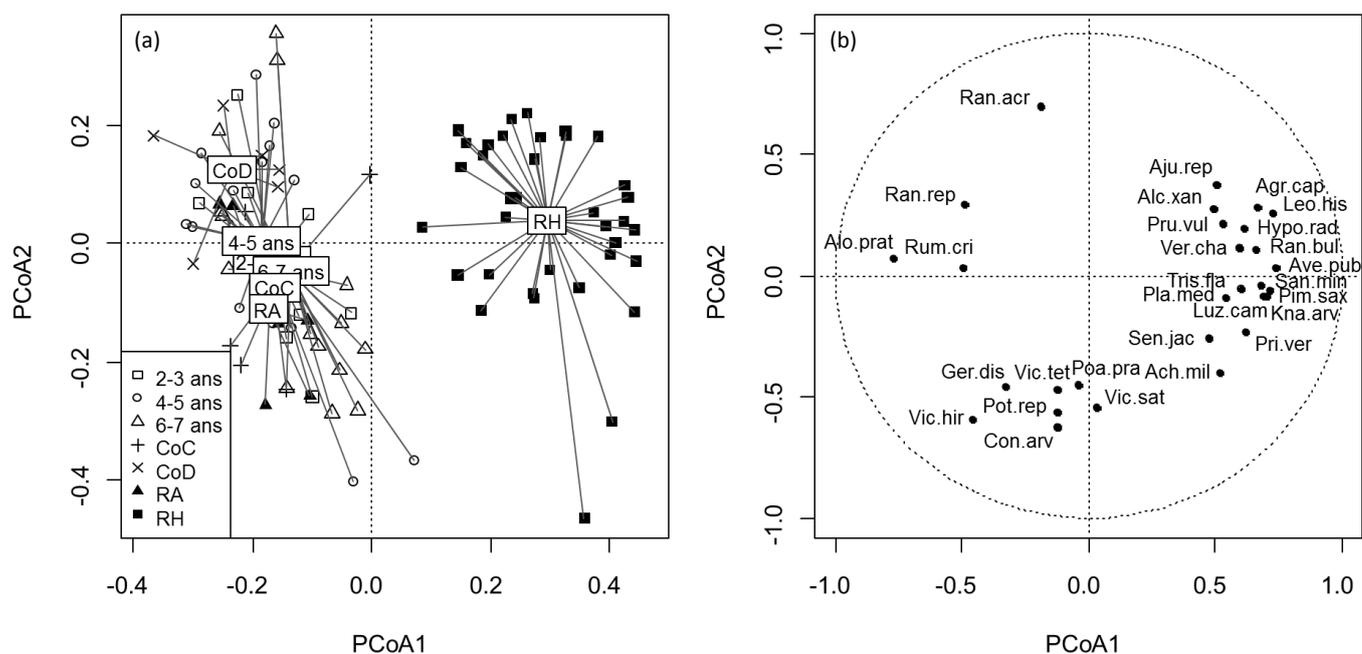


Figure 17 : (a) Analyse en coordonnées principales (AcoP ; PCoA Principal Coordinates Analysis) des 64 relevés phytosociologiques (12 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 17 il y a 4-5 ans, 17 il y a 6-7 ans, 6 contrôles EC C (CoC), 6 contrôles EC D (CoD), 6 références actuelles (RA)) et 37 références historiques (RH). Les deux premiers axes expliquent 21.52 % de la variation floristique ($PCoA1$: 14.71 %, $PCoA2$: 6.81 %). (b) Cercle des corrélations montrant les espèces fortement corrélées aux axes de la PCoA (corrélations > |0.45|). Pour la légende des abréviations, voir annexe 11.

La même analyse réalisée en enlevant les références historiques permet une meilleure visualisation de l'ordination des relevés (figure 18 (a)). Les deux premières dimensions de cette ordination expliquent 19.91 % de la variation floristique existante ($PCoA1$: 12.15 %, $PCoA2$: 7.76 %). La troisième dimension n'explique plus que 6.38% de la variation (annexe 8) et ne fait apparaître aucun patron particulier. Aucune trajectoire claire des restaurations n'est observée. En effet, le test ANOSIM (package « vegan ») ne fait apparaître aucune différence significative entre les prairies contrôles 6510 EC C (CoC), les restaurations et les références actuelles (figure 18 (d)). Seules les prairies contrôles EC D (CoD) sont significativement différentes des restaurations et des références (figure 18 (d)). Les prairies très dégradées (CoD) se différencient vers les valeurs positives de l'axe 1. Les espèces y étant fortement corrélées sont *Agrostis stolonifera*, *Ranunculus acris* et *Alopecurus pratensis* tandis que *Lolium perenne*, *Crepis biennis* et *Dactylis glomerata* sont associées aux prairies 6510 EC C. Un cortège floristique plus abondant caractérise les restaurations et les références actuelles (figure 18 (c)). L'analyse des corrélations avec les données de sol révèle que seul l'indice d'Ellenberg est fortement lié aux patrons biologiques (figure 18 (b)). En effet, l'ensemble des éléments du sol étudiés possèdent une très faible corrélation avec les axes de la $PCoA$.

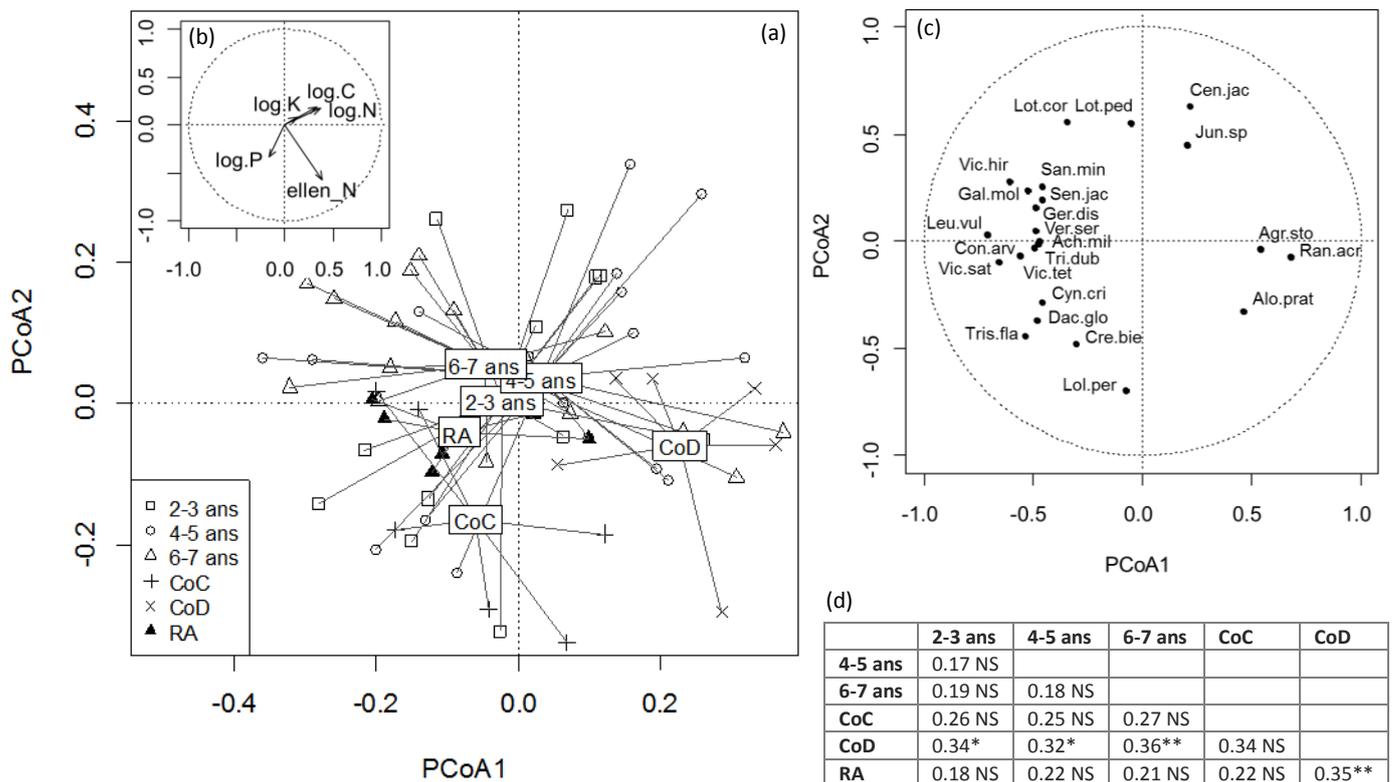


Figure 18 : (a) Analyse en coordonnées principales (AcoP ; $PCoA$ Principal Coordinates Analysis) des 64 relevés phytosociologiques (12 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 17 il y a 4-5 ans, 17 il y a 6-7 ans, 6 contrôles EC C (CoC), 6 contrôles EC D (CoD), 6 références actuelles (RA)). Les deux premiers axes expliquent 19.91 % de la variation floristique ($PCoA1$: 12.15 %, $PCoA2$: 7.76 %). (b) Cercle des corrélations des éléments du sol (C [%], N [%], P [mg/100g], K [mg/100g]) et de l'indice d'Ellenberg (ellen_N = MPC de l'indice d'Ellenberg N) avec les axes de la $PCoA$ (c) Cercle des corrélations montrant les espèces fortement corrélées aux axes de la $PCoA$ (corrélations > |0.45|). Pour la légende des abréviations, voir annexe 11. (d) Distance de Bray-Curtis moyenne et résultats du test ANOSIM (package « vegan »). $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$, NS non significatif.

Les AV1 réalisées afin de tester les réponses des paramètres du sol face au facteur de classification (prairies restaurées il y a 2-3 ans, 4-5 ans et 6-7 ans, références actuelles, contrôles EC C, contrôles EC D) n'ont montré aucune différence significative, excepté pour l'indice d'Ellenberg (tableau 11). La seule différence significative mise en évidence par le test de Tukey concerne les prairies contrôles EC D (CoD) et les prairies restaurées il y a 6-7 ans (p-valeur = 0.005).

Tableau 11 : Moyennes \pm intervalle de confiance des paramètres du sol et de la MPC de l'indice d'Ellenberg N (Ellen_N) pour les différentes modalités (CoD : prairies contrôles EC D, CoC : prairies contrôles EC C, prairies restaurées il y a 2-3 ans, 4-5 ans et 6-7 ans, RA : références actuelles). Les p-valeurs résultant des AV1 sont indiquées.

	CoD	CoC	2-3 ans	4-5 ans	6-7 ans	RA	p-valeur
Ellen_N	5.99 \pm 0.40	5.72 \pm 0.24	5.67 \pm 0.21	5.50 \pm 0.23	5.28 \pm 0.24	5.81 \pm 0.37	0.004 **
N (%)	0.44 \pm 0.11	0.39 \pm 0.07	0.42 \pm 0.06	0.46 \pm 0.08	0.50 \pm 0.06	0.39 \pm 0.05	0.271
P (g/100g)	1.19 \pm 0.45	1.47 \pm 0.91	1.48 \pm 0.53	1.44 \pm 0.28	1.28 \pm 0.31	2.21 \pm 2.50	0.726
K (g/100g)	14.07 \pm 2.52	12.67 \pm 2.54	13.05 \pm 2.04	14.22 \pm 2.33	14.63 \pm 1.91	16.10 \pm 10.09	0.889
C (%)	4.62 \pm 1.24	4.30 \pm 1.03	4.33 \pm 0.68	4.81 \pm 0.90	5.28 \pm 0.64	4.11 \pm 0.80	0.325

6.2.3 Trajectoires écologiques en fonction des méthodes de restauration

L'analyse en coordonnées principales réalisées sur les 94 relevés en plein est représentée de manière à séparer les états initiaux et finaux des trois techniques de restaurations (figure 19). Les deux premières dimensions de cette ordination expliquent 16.55 % de la variation floristique existante ($PCoA1$: 9.67 %, $PCoA2$: 6.88 %). La troisième dimension n'explique plus que 5.10% de la variation (annexe 6) et ne fait apparaître aucun patron particulier. Cette représentation permet d'observer des différences nettes entre les états initiaux (EI) des prairies restaurées par les différentes méthodes de restauration. En effet, les états initiaux des prairies restaurées par épandage de foin (Fo) et par semis (Se) sont nettement plus éloignées des références actuelles (RA) que ceux des prairies restaurées par changement de régime de fauche (Fa). Cette représentation permet également de constater que peu importe la technique de restauration, les communautés végétales finales (état final EF) convergent dans le sens des références. En effet, le test ANOSIM (package « vegan ») permet de mettre en évidence des différences significatives entre les états initiaux et les états finaux de chaque technique de restauration (figure 19 (b)). Seules les prairies restaurées par semis restent éloignées de manière significative des références actuelles (figure 19 (b)).

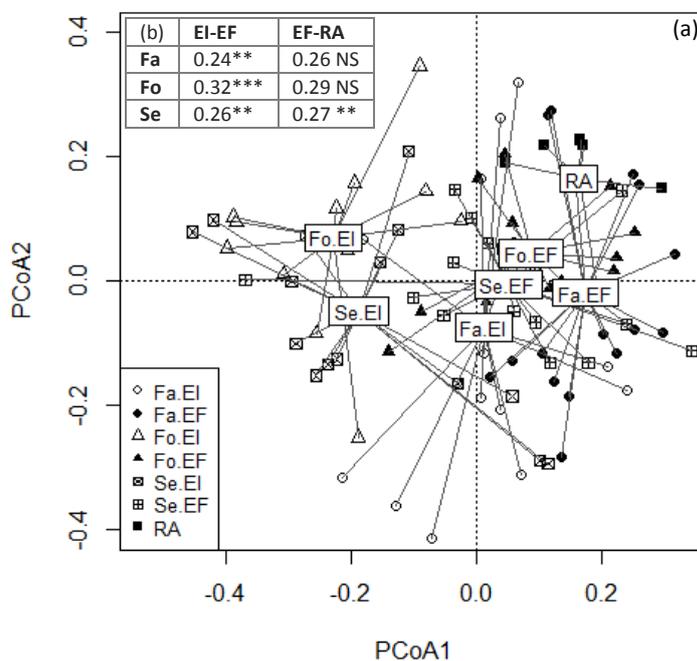


Figure 19 : (a) Analyse en coordonnées principales (AcoP ; PCoA Principal Coordinates Analysis) des 94 relevés en plein (16 Fa.EI, 16 Fa.EF, 12 Fo.EI, 12 Fo.EF, 16 Se.EI, 16 Se.EF et 6 RA). Fa = Restauration par changement de régime de fauche, Fo = Restauration par épandage de foin, Se = Restauration par semis, EI = État initial, EF = État final, RA = Référence actuelle. Les deux premiers axes expliquent 16.55% de la variation floristique ($PCoA1$: 9.67 %, $PCoA2$: 6.88 %). (b) Distance de Bray-Curtis moyenne et résultats du test ANOSIM (package « vegan »). $p < 0.05$ *, $p < 0.01$ ** , $p < 0.001$ ***, NS non significatif.

6.3 Discussion

Question (1) : Les communautés végétales restaurées par les différentes techniques de restauration suivent-elles une trajectoire écologique allant vers une communauté végétale correspondant aux prairies de fauche de référence ?

Succès de restauration : référentiel actuel vs référentiel historique

Répondre à la question du succès du projet de restauration demande de poser clairement l'objectif visé. En effet, la réponse à cette question sera très différente en fonction du référentiel utilisé ; une série de prairies actuelles considérées en bon état de conservation selon une grille d'évaluation simple (point 5.2 tableau 9) ou une série de prairies historiques décrites par des relevés phytosociologiques fins. Ces deux référentiels bien distincts expriment de façon évidente des enjeux de restauration et de conservation très différents.

Si l'objectif est d'approcher le plus possible les références historiques, alors les restaurations peuvent être qualifiées d'échec. Évaluer les restaurations par rapport aux références actuelles internes au projet mais en mettant toujours en perspective les références historiques reviendrait alors à surévaluer le succès de restauration. En effet, les communautés des références actuelles sont toujours proches de celles des restaurations tandis que celles des références historiques en sont très éloignées.

Évidemment, l'évaluation du succès de restauration ne s'arrête pas là. Dans les deux types d'analyses réalisées (via des inventaires en plein et via des inventaires phytosociologiques), les communautés végétales n'évoluent pas vers les références historiques. Cela amène à remettre en question la valeur de ces dernières en tant que référentiel de restaurations. Ces références ont-elles du sens ? Correspondent-elles réellement à l'objectif recherché ? De nombreux arguments poussent à répondre que non.

Premièrement, ce référentiel comprend des descriptions très fines de la composition des communautés qui ont été réalisées en appliquant la méthode de Zürich-Montpellier, c-à-d en sélectionnant de manière subjective les points d'échantillonnage les plus typiques et représentatifs des communautés végétales recherchées (Becking, 1957). Ce genre de description peut facilement être qualifiée de trop précise et pointilleuse.

Deuxièmement, ces référentiels ont été créés dans les années 50 et 60 (36 relevés entre 1955 et 1963, un seul relevé en 1996). Le cadre socio-économique était alors nettement différent. Aujourd'hui, les attentes sociétales ont changé. L'atteinte d'un assemblage d'espèces précis n'est plus absolument recherché mais plutôt un ensemble de fonctions, de processus écologiques et de services qui permettent de rétablir la santé de l'écosystème. Ces références historiques sont donc actuellement difficilement utilisables en tant qu'objectif. L'analyse des corrélations des espèces avec les axes conduit aussi à cette constatation. Le cercle de corrélation des espèces les plus corrélées avec les patrons observés indique que l'ordination est tirée par un ensemble d'espèces associées au référentiel historique qui sont non ou peu retrouvées dans les prairies de fauche actuelles. En effet, la plupart des espèces citées (*Alchemilla xanthochlora*, *Plantago media*, *Pimpinella saxifraga*,

Ranunculus bulbosus, *Leontodon hispidus*, *Knautia arvensis*, *Sanguisorba minor*, *Hypochaeris radicata*, *Primula veris*, *Avenula pubescens*) sont plus rarement observées dans les prairies actuelles.

Troisièmement, comme souvent mentionné dans la littérature dans le domaine de la restauration écologique, vouloir atteindre à tout prix une référence statique du passé dans un contexte de changement rapide et sans précédent qu'est le nôtre actuellement est injustifié et vain (Harris et al., 2006 ; Allison, 2017). L'article de Harris et al. (2006) résume judicieusement cette problématique : « *Valoriser le passé alors que le passé n'est pas un indicateur valable pour l'avenir peut répondre à un besoin nostalgique mais peut en fin de compte être contre-productif en termes de résultats de restauration réalistes et durables* ». À la place, nous devrions utiliser les références historiques comme des guides pour la restauration et viser une restauration authentique comme suggéré par Allison (2017). Une restauration authentique est une restauration permettant de produire un écosystème auto-régulant correspondant au contexte écologique et permettant le fonctionnement des processus évolutifs comme escompté compte tenu de l'histoire et des facteurs climatiques et géographiques (Dudley, 2011 ; Allison, 2017).

Dernièrement, toutes ces restaurations faisant partie d'un projet plus large à l'échelle d'une région entière, il convient de prendre en compte l'objectif de celui-ci, qui n'est pas d'atteindre ces références phytosociologiques historiques mais plutôt d'atteindre un état décrit par un ensemble de prairies internes au projet. Dans ce cas, les restaurations vont dans la direction des références et peuvent être qualifiées de succès. Ici encore, différentes conclusions peuvent être tirées ; les restaurations ont permis d'avoir des résultats rapides et en accord avec l'objectif, ou au contraire, les parcelles choisies pour les références n'étaient pas adéquates. Cette dernière possibilité survient en raison du résultat obtenu à la suite de l'ordination réalisée sur les relevés phytosociologiques. En effet, étonnamment, les prairies contrôles EC C sont floristiquement plus proches des références actuelles que des restaurations. L'explication peut résider dans la méthode de sélection des parcelles de référence. Celles-ci sont des prairies diagnostiquées en EC A, c'est-à-dire qu'elles contiennent au minimum sept espèces caractéristiques et un recouvrement en espèces caractéristiques et indicatrices supérieur à 50%. Cela signifie, par exemple, qu'une prairie peut être caractérisée par un EC A alors que seulement une espèce caractéristique ou indicatrice recouvre environ 50% de sa surface totale tandis que les six autres espèces recouvrent 5%-10%. Ce genre de cas a effectivement pu être observé sur le terrain pour certaines prairies références. Un début d'embroussaillage a également été constaté dans une prairie utilisée comme référence actuelle. Ces éléments peuvent remettre en question l'état de ces prairies références. Rappelons quand même que seulement six prairies ont été utilisées. Il s'agit d'un échantillon peu représentatif de l'état actuel des réserves naturelles et constitue une des limites de ce travail. Néanmoins, ce point soulève un problème de la méthode d'évaluation de l'état de conservation dont le but premier est d'évaluer la biodiversité d'une parcelle mais qui semble dans certains cas faillir à cet objectif. La prise en compte de l'abondance relative des espèces caractéristiques et indicatrices permettrait probablement d'améliorer la méthode.

En conclusion, pour les raisons citées, les références historiques ne définissent pas forcément l'objectif recherché. Cependant, les références actuelles utilisées ne le sont pas non plus totalement. Il semble que l'état des parcelles de références actuelles sélectionnées n'était pas assez bon pour les considérer comme référentiel de restaurations. L'objectif recherché doit probablement se situer quelque part entre les deux types de référence. Cela souligne un besoin évident de construction d'un

référentiel qui serait structuré en fonction des objectifs visés. Il serait intéressant, voire nécessaire, d'inventorier une large gamme de prairies actuelles considérées comme référence et de les comparer aux données historiques. Cela permettrait de situer exactement les références actuelles par rapport aux références historiques pour finalement être capable de créer un référentiel solide.

Succès de restauration : relevés phytosociologiques vs relevés en plein

Un point de discussion peut également être relevé concernant la manière dont les relevés sont réalisés. En effet, le choix de la méthode influe sur la façon dont le succès de restauration est évalué et donc sur l'objectif visé. D'un côté, le niveau d'atteinte de l'objectif est déterminé par une description phytosociologique fine des assemblages des communautés. De l'autre, il est défini par une description floristique globale des communautés à l'échelle de la parcelle. Dans le premier cas, l'atteinte d'assemblages précis d'espèces en équilibre les unes avec les autres est recherchée. Dans le second, il s'agit de retrouver l'ensemble du cortège floristique observé dans les références. Dans le cadre du projet LIFE Prairies bocagères, l'objectif de restauration correspond au second cas. La finalité recherchée se situe à l'échelle de la prairie afin d'en améliorer sa composition spécifique globale et non à une échelle phytosociologique fine. Cela permet d'évaluer le succès de restauration à une échelle plus large. Si l'ensemble des espèces sont retrouvées au sein des prairies, peu importe la manière dont les communautés se sont reconstituées, les restaurations peuvent être considérées comme un succès à l'échelle du paysage.

La structuration des patrons créée par l'ordination réalisée sur les relevés phytosociologiques n'est pas concluante ; la trajectoire écologique n'est pas claire. Les références actuelles ne se différencient pas des restaurations, ni des prairies contrôles 6510 EC C. Et ces dernières ne se différencient pas non plus des restaurations. Seules les prairies très dégradées (EC D) se démarquent significativement des restaurations et des références actuelles. Ces résultats quelque peu surprenants peuvent s'expliquer par la grande dissimilarité observée au sein des relevés contrôles EC C. En effet, la fonction ANOSIM utilisée permet de tester si la dissimilarité moyenne intergroupe est plus élevée que la dissimilarité moyenne intragroupe. Une importante dissimilarité intragroupe peut donc empêcher l'observation de différence entre les groupes. Cependant, cela ne remet pas en cause l'efficacité des restaurations car, contrairement à l'ordination sur les relevés phytosociologiques, l'ordination sur les relevés en plein montre clairement un trajectoire positive des restaurations. L'ensemble des prairies restaurées se situent au milieu de la trajectoire, entre les états initiaux et les références actuelles et semblent évoluer vers ces références. L'analyse du cercle des corrélations des espèces les plus corrélées aux axes permet effectivement de constater un ajout d'espèces par rapport aux états initiaux (*Leucanthemum vulgare*, *Lathyrus pratensis*, *Rhinanthus minor*, *Lotus corniculatus*, *Centaurea jacea*, *Vicia cracca*, *Vicia hirsuta*, etc.). C'est donc une augmentation de la richesse spécifique qui permet cette évolution. Cependant, la fonction ANOSIM n'a mis en évidence aucune différence significative entre les états initiaux et les restaurations ainsi qu'entre les états initiaux et les références. Comme pour les prairies contrôles EC C dans le cas des relevés phytosociologiques, cela s'explique par leur grande hétérogénéité et donc par la grande dissimilarité moyenne observée au sein des états initiaux. Cela ne remet pas en cause l'efficacité des restaurations, car malgré cette importante hétérogénéité, la très grande majorité des états initiaux, même les états fortement dégradés, convergent vers les références actuelles.

Influence du niveau trophique

Les analyses de la variance n'ont montré aucune différence significative des paramètres du sol (N, P, K, C) entre les prairies dégradées, les restaurations et les références actuelles. Ces résultats concordent avec ceux observés dans le cas de restaurations de pelouses calcaires (Piqueray et al., 2011). Cela est encourageant pour de futures restaurations car les éléments du sol ne semblent pas être des facteurs déterminants du succès de restauration. En effet, le pourcentage moyen d'azote des prairies restaurées il y a 6-7 ans, égal à 0.50%, n'a pas empêché l'évolution positive de ces prairies. Même si celui-ci est équivalent à celui des prairies contrôles (Contrôles EC D : 0.44%, Contrôles EC C : 0.39%). Pareillement, les niveaux de teneur en phosphore sont tout à fait similaires entre les prairies restaurées et les prairies contrôles (6-7 ans : 1.28 mg/100g, Contrôles EC D : 1.19 mg/100g, Contrôles EC C : 1.47 mg/100g). Il en est de même concernant le potassium et le carbone (K ; 6-7 ans : 14.63 mg/100g, Contrôles EC D : 14.07 mg/100g, Contrôles EC C : 12.67 mg/100g, C ; 6-7 ans : 5.28%, Contrôles EC D : 4.62%, Contrôles EC C : 4.30%). Cela pousse à croire que le filtre principal à la restauration agissant sur ces prairies n'était pas lié à l'eutrophisation de celles-ci mais qu'il s'agissait plutôt d'un filtre lié au rythme soutenu de défoliation additionné d'un filtre à la dispersion. Par contre, la MPC de l'indice d'Ellenberg sur le niveau trophique des prairies contrôles EC D est significativement différente de celle des prairies restaurées il y a 6-7 ans. Cela démontre une évolution de la flore considérée comme plutôt eutrophile vers un cortège floristique plutôt mésotrophile. Le niveau trophique réel du sol constant dans le temps n'a donc effectivement pas empêché une évolution positive des communautés.

Les valeurs plus élevées observées pour les teneurs moyennes en phosphore et potassium des références actuelles (RA) sont dues à une parcelle possédant des valeurs bien au-dessus du maximum observé pour toutes les autres parcelles. Cette prairie a fait l'objet d'une fertilisation dans le passé mais possède pourtant une importante diversité, c'est pourquoi elle fait partie des références. Cela appuie encore une fois le fait que le niveau trophique du sol n'est pas une entrave majeure à la restauration.

Influence du temps

L'effet du temps n'est pas évident. Les distances moyennes entre les références et les restaurations ne tendent pas à diminuer au cours du temps. Il faut cependant se rendre compte que le nombre d'années minimum depuis la restauration est de deux ans et le nombre maximum est sept ans. Or, il semblerait que le temps nécessaire pour observer une véritable évolution positive serait de minimum une quinzaine d'années. C'est en effet le temps nécessaire qu'il a fallu pour observer un quasi-succès de restauration de pelouses calcaires en Calectienne (Piqueray et al., 2011). L'observation d'un effet du temps mériterait une étude réalisée sur une échelle temporelle plus longue.

Comparaison des techniques de restauration

L'ensemble des techniques de restauration ont permis une évolution significative du cortège floristique vers les références. Cependant, les méthodes d'ensemencement ont provoqué une progression plus spectaculaire que le changement de régime de fauche car leurs états initiaux étaient bien plus dégradés. Cela démontre l'efficacité du transfert de semences pour la restauration écologique. Cependant, la comparaison des résultats finaux montre que les trois techniques n'ont pas

apporté des résultats équivalents. La méthode par fauche et l'épandage de foin ont donné des résultats identiques aux références actuelles tandis que le semis a produit un résultat significativement éloigné des références. Une explication peut résider dans le fait que sur les 12 prairies restaurées par épandage de foin, quatre ont bénéficié d'un semis de graines quelques années après la première action de restauration. Il est aussi possible que l'épandage de foin soit effectivement plus efficace que le semis. En effet, l'épandage de foin possède des avantages non négligeables face aux importantes périodes de sécheresse et canicule des dernières années et qui semblent avoir porté leurs fruits. Le foin permet la formation de micro-environnements favorables à la germination en créant une protection contre la dessiccation des graines (Eckstein & Donath, 2005 ; Kiehl et al., 2010). Le foin est également capable de diminuer la température maximale et l'amplitude de la variation de température (Eckstein & Donath, 2005). Pour certaines espèces à grosses graines, le foin peut provoquer la levée de la dormance physique en dégradant l'enveloppe de la graine (Eckstein & Donath, 2005). Donath et al. (2007) ont également montré que l'épandage de matériel végétal tel que le foin tend à augmenter la période de germination. Cependant, il faut tout de même noter que l'ensemencement n'est pas toujours indispensable si le temps nécessaire est laissé à la nature pour évoluer. Dans les réserves naturelles de Natagora en Fagne-Famenne, il a été constaté qu'après 15 ans sans restauration proactive (une fauche/an et arrêt d'engrais), l'état de conservation de huit prairies sur dix s'est amélioré d'un échelon (Goret, 2015). Bien que la méthode d'évaluation de l'EC ne soit pas très précise et que ces résultats concernent souvent des prairies jouxtant d'autres prairies en bon EC ou possédant toujours une banque de graines suffisante, cela montre qu'une restauration plutôt passive est possible. Cela démontre également l'importance du temps pour la restauration écologique.

En conclusion, en prenant comme **objectif la relance des communautés végétales sur une trajectoire écologique menant aux références actuelles** internes au projet et décrites à l'échelle de la prairie, les résultats obtenus permettent d'affirmer que **le projet est une réussite concernant le critère de la composition floristique**. Seul le temps permettra de déterminer si les communautés réussiront à atteindre pleinement les références.

7. Restauration de la composition fonctionnelle

7.1 Méthodologie

7.1.1 Choix des traits fonctionnels

Quels traits fonctionnels utiliser pour l'évaluation du succès de restauration et quelles hypothèses y sont liées ?

Le but principal des restaurations par changement de régime de fauche et exportation de la biomasse réalisées dans le LIFE Prairies bocagères est de diminuer la compétition des graminées se développant au détriment des dicotylédones. En effet, les régimes de fauche appliqués permettent premièrement de diminuer le niveau de fertilisation des prairies et donc de diminuer la compétition des graminées eutrophiles. Ils permettent deuxièmement d'apporter de la lumière au sol afin de favoriser la germination et le développement des dicotylédones. Les traits fonctionnels sélectionnés afin d'évaluer le niveau d'atteinte de cet objectif, qui est en réalité une tentative de levée du filtre biotique lié à la compétition empêchant l'établissement des espèces cibles, sont :

- **La forme de vie** (graminées, légumineuses, autres dicotylédones et autres). Ce trait permet l'évaluation du rétablissement de la structure de la communauté par rapport à ces différentes formes de vie.
- **Le type biologique de Raunkiaer** (chaméphytes, géophytes, héliophytes, hémicryptophytes à rosette, hémicryptophytes cespiteuses, autres hémicryptophytes, thérophytes). Ce trait permet d'évaluer le succès de restauration du point de vue de la diversité fonctionnelle des types biologiques, l'hypothèse sous-jacente étant que les prairies étaient au départ principalement composées d'hémicryptophytes cespiteuses.
- **La teneur en matière sèche** (TMS ; *Lead Dry Matter Content LDMC*) et **la surface spécifique foliaire** (SSF ; *Specific leaf area SLA*) car ces deux traits foliaires sont corrélés à la disponibilité en ressources nutritives (Wilson et al., 1999 ; Wright et al., 2004 ; Lavorel et al., 2007). Les variations dans les traits des feuilles sont également des indicateurs reconnus pour classer les espèces en fonction de leur stratégie d'acquisition des ressources (Wilson et al., 1999 ; Duru et al., 2014). En effet, deux grandes catégories de fonctionnement relatif à l'utilisation et la disponibilité en ressources sont communément acceptées : la stratégie de conservation et la stratégie d'acquisition (Lavorel & Garnier, 2002 ; Duru et al., 2014).
- **La hauteur de la végétation**. Ce trait de vie est corrélé à la disponibilité en ressources nutritives. En effet, l'eutrophisation des prairies cause la perte de la diversité botanique par le mécanisme de la compétition pour la lumière (Hautier et al., 2009). Ce phénomène mène donc à un recrutement limité des plantes herbacées non graminoides de petite taille et à la survie des graminées de grande taille (Hautier et al., 2009). Dès lors, l'augmentation de la fertilité accentue la compétition pour la lumière et de ce fait la hauteur des plantes. Celle-ci est effectivement fortement liée au potentiel de compétition des espèces (Gaudet & Keddy, 1988 ; Weiher et al., 1999)

Les techniques de restauration par ensemencement ont pour objectif la levée du filtre à la dispersion d'espèces caractéristiques des prairies de fauche. Afin d'évaluer l'atteinte de cet objectif, certains traits fonctionnels liés à la dispersion dans le temps ou dans l'espace sont pris en compte :

- **La durée de vie des graines dans la banque de graines.** L'hypothèse émise ici est que l'ensemencement favorise les espèces à faible capacité de dispersion dans le temps et donc ayant une courte longévité dans la banque de graines. La prise en compte de ce trait permet également de mettre en évidence la potentielle influence du type de banque de graines initialement présente sur la manière dont les communautés restaurées évoluent.
- **Le mode de dispersion** (tableau 12). L'hypothèse stipulée est que l'ensemencement favorise les espèces à faible capacité de dispersion dans l'espace (autochores).

Tableau 12 : Définition des modes de dispersion.

Mode de dispersion	Définition
Autochore	Dispersion par la plante.
Nautochore	Dispersion par les courants d'eau de surface.
Météorochoire	Dispersion par le vent (hors dispersion en roulant sur le sol sous l'effet du vent).
Agochoire	Dispersion involontaire par l'homme.
Zoochoire	Dispersion par les animaux (après la digestion ou par adhésion).

- **La masse des graines.** Ce trait fonctionnel est en effet lié à la capacité de dissémination par le vent. Les graines à masse élevée sont moins facilement dispersées par le vent que les graines légères (Weiher et al., 1999 ; Helsen et al., 2013). L'hypothèse est que l'ensemencement apporte des espèces ayant une masse de graine élevée.

Un dernier trait fonctionnel lié à la phénologie est sélectionné pour évaluer l'efficacité des ensemencements. Il est évident que le moment auquel le foin ou les graines sont transférés du site donneur au site récepteur conditionnera la liste d'espèces introduites car celles-ci ne fructifient pas toutes au même moment (Walker et al., 2004). **La période d'arrivée en graines** est donc également évaluée. La moisson des graines a toujours été réalisée les deux dernières semaines de juillet. La question est donc **d'évaluer l'impact de la période de récolte sur les restaurations**. D'un autre point de vue, cela permet également de voir **l'influence du changement de régime de fauche sur ce trait fonctionnel**. En effet, une fauche tardive est préconisée pour les prairies restaurées afin de permettre l'arrivée en graines des dicotylées.

L'étude des différents traits fonctionnels sélectionnés permet, d'une part, **de mesurer le succès de restauration de la composition fonctionnelle des prairies vers celle des prairies de référence**, et d'autre part, **d'estimer le succès des techniques de restauration sur la levée du filtre à la dispersion et du filtre biotique de compétition**. Finalement, il est également question **d'évaluer si les différentes méthodes de restauration amènent des espèces ayant des syndromes de dispersion différents et si la composition fonctionnelle initiale influence la trajectoire écologique de la communauté végétale restaurée**.

Le tableau 13 résume les traits fonctionnels choisis, leur valeurs et les hypothèses y étant liées.

Tableau 13 : Résumé des traits fonctionnels choisis pour l'étude du succès de restauration de la composition fonctionnelle des prairies de fauche et hypothèses y étant liées.

Traits	Valeurs	Abréviation	Hypothèses liées
Forme de vie	1 : Graminée 2 : Légumineuse 3 : Autre dicotylée 4 : Autre	1 : gram 2 : leg 3 : dicot 4 : autre	Evolution vers une structure de référence entre les différentes formes de vie après les restaurations.
Type biologique de Raunkiaer	1 : Chaméphyte 2 : Géophyte 3 : Hélophyte 4 : Hémicryptophyte à rosette 5 : Hémicryptophyte cespiteuse 6 : Autre hémicryptophyte 7 : Thérophyte	1 : chame 2 : geo 3 : helo 4 : hemi_ros 5 : hemi_ces 6 : hemi 7 : thero	Evolution vers une structure de référence entre les différents types biologiques de Raunkiaer après les restaurations.
Surface spécifique foliaire	Valeur quantitative (mm ² /mg)	SSF	Diminution de la SSF avec l'appauvrissement du sol. Une faible SSF traduit une stratégie de conservation des ressources qui devrait prévaloir après les restaurations.
Taux en matière sèche	Valeur quantitative (mg/g)	TMS	Augmentation du TMS avec l'appauvrissement du sol. Un TMS élevé traduit une stratégie de conservation des ressources qui devrait prévaloir après les restaurations.
Hauteur	Valeur quantitative (m)	hauteur	Diminution de la hauteur avec l'appauvrissement du sol et donc avec la diminution de la compétition pour la lumière qui devrait prévaloir après les restaurations.
Durée de vie des graines dans la banque de graines	1 : Transitoire (< 1 an) 2 : Courte (≥ 1 an et < 5 ans) 3 : Longue (≥ 5 ans)	1 : BG_tans 2 : BG_court 3 : BG_long	Augmentation de la proportion d'espèces ayant une banque de graines à plus faible durée de vie dans les prairies restaurées par ensemencement.
Mode de dispersion	1 : autochore 2 : nautochore 3 : meteorochore 4 : agochore 5 : zoochore	1 : auto 2 : nauto 3 : mete 4 : ago 5 : zoo	Augmentation de la proportion d'espèces ayant un mode de dispersion à plus faible distance (autochore) dans les prairies restaurées par ensemencement.
Masse des graines	Valeur quantitative (mg)	masse_gr	Augmentation de la masse des graines dans les prairies restaurées par ensemencement.
Mois d'arrivée en graines	Valeur quantitative (1 à 12)	fruct	Arrivée en graines plus tardive grâce au régime de fauche adapté. Espèces à phénologie assez tardive non transférées lors des ensemencements.

Les types biologiques de Raunkiaer sont repris de la flore de Lambinon & Verloove (2015). Lorsque deux types biologiques sont mentionnés, le premier cité est retenu. Tous les autres traits sont trouvés dans la base de données LEDA (Kleyer et al., 2008). Celle-ci rassemble 26 traits d'histoire de vie pour environ 3000 espèces de la flore d'Europe du Nord. Elle est accessible gratuitement et est très complète. En effet, les données collectées proviennent de neuf bases de données européennes fiables dont par exemple BIOPOP, une base de données allemande (Poschlod et al., 2003).

Pour les traits quantitatifs (TMS, SSF, hauteur, masse des graines) dont plusieurs valeurs par espèce sont données, la moyenne des valeurs provenant de pays proches de la Belgique (Allemagne, Pays-Bas, Royaume-Uni, France) est calculée. Quand une espèce manque dans la base de données LEDA, celle-ci n'est pas considérée dans l'analyse. Cela est cependant rarement arrivé. Si aucune donnée de

hauteur n'est fournie pour une espèce, la hauteur maximum renseignée dans Lambinon & Verloove (2015) est retenue.

Concernant le type de dispersion, il arrive souvent qu'une même espèce possède de nombreux modes de dispersion différents. Choisir un mode de dispersion dominant par espèce étant impossible, tous les types de dispersion de chaque espèce sont pris en compte. Cela signifie qu'une même espèce peut posséder tous les modes de dispersion possibles.

Pour le trait « banque de graines » de nombreuses sources donnant des résultats différents sont présentes dans la base de données LEDA. Cela montre qu'il existe généralement une variabilité importante au sein de chaque espèce. Pour les analyses, la banque de graine la plus fréquente de chaque espèce est sélectionnée. Environ 77% des espèces présentes dans le jeu de données possèdent une banque de graines transitoire contre seulement 7% ayant une banque de graines courte et 1% ayant une banque de graine longue. Pour le reste des espèces, aucune donnée n'est trouvée. Ce trait fonctionnel est peu discriminant. Cependant, il est quand même conservé pour l'analyse.

Le trait « mois d'arrivée en graines » doit quant à lui être écarté de l'analyse car trop peu de données ont été trouvées pour les espèces recherchées.

7.1.2 Méthode d'analyse de la restauration de la composition fonctionnelle

Tout d'abord, pour les traits fonctionnels quantitatifs, la moyenne pondérée de la communauté (MPC) de chaque relevé a été calculée (*CWM community weighted mean* ; Lavorel et al., 2008). La MPC est définie comme « la moyenne des valeurs présentes dans la communauté pondérée par l'abondance relative des taxons porteurs de chaque valeur » (Lavorel et al., 2008) et se calcule comme suit :

$$MPC = \sum_{i=1}^n p_i \times trait_i$$

où n est le nombre d'espèces dans le relevé, p_i est l'abondance relative de l'espèce i et $trait_i$ est la valeur du trait de l'espèce i . La somme des recouvrements de toutes les espèces d'un relevé est souvent supérieure à 100%. L'abondance relative p_i de l'espèce i est donc calculée comme étant le recouvrement de cette espèce divisé par la somme de toutes les valeurs de recouvrement.

Concernant les traits qualitatifs, ils ont été transformés en autant de traits binaires qu'il y a de valeurs pour le trait (par exemple il y a quatre traits binaires pour la forme de vie : graminées, dicotylées, légumineuses et autres). Pour chaque trait binaire, l'abondance relative est considérée pour les analyses.

Afin de répondre à la **question (2) et (3)**³, les MPC de chaque trait fonctionnel sont soumises à une analyse de la variance à un facteur de classification (AV1) par technique de restauration. Il s'agit donc de réaliser trois analyses de la variance (une par technique de restauration) afin de tester : (1) l'existence de différences entre l'état initial de chaque méthode de restauration et les références, (2)

³ **Question (2)** : Existe-il des différences en termes de composition fonctionnelle entre les communautés végétales restaurées et celles de référence ? Quelles sont ces différences ? **Question (3)** : Les différentes techniques de restauration ont-elles permis la levée des filtres empêchant la restauration ? Les différentes techniques de restauration amènent-elles des espèces possédant des syndromes de dispersion différents ?

l'existence de différences entre les états finaux et les références et (3) l'existence d'une évolution significative entre l'état initial et l'état restauré de chaque technique de restauration. Cette méthode d'analyse possède pourtant des faiblesses. En effet, la condition d'application d'indépendance entre les échantillons n'est pas respectée du fait que chaque prairie a été inventoriée deux fois, une fois avant la restauration et une seconde fois après. Les états finaux dépendent donc des états initiaux. Afin de pouvoir réaliser cette analyse, nous choisissons de faire l'hypothèse que ces échantillons sont considérés comme indépendants. L'avantage de réaliser cette analyse contrebalance sa faiblesse car celle-ci permet d'évaluer l'ensemble des modalités et de synthétiser toute l'information en un seul test et donc de diminuer le bruit présent. Concernant les deux autres conditions d'application, toutes les transformations de variables possibles (log, racine, arcsin) sont testées grâce au test de Shapiro-Wilk et au test de Bartlett. La transformation de variable conférant la meilleure amélioration de la normalité des populations et de l'égalité des variances entre populations est choisie pour chaque variable étudiée (annexe 2). La structuration des moyennes est réalisée grâce au test de Tukey. Au total, treize hypothèses sont testées (tableau 14).

Tableau 14 : Hypothèses testées grâce aux analyses de la variance suivies des tests de Tukey. RA = Références actuelles, RH = Références historiques, Fa = Restauration par changement de régime de fauche, Fo = Restauration par épandage de foin, Se = Restauration par semis, EI = état initial, EF = état final.

Hypothèses	
Différences entre les références et les états initiaux ?	
Fa.EI = RA	Égalité entre la moyenne des états initiaux des restaurations par changement de régime de fauche et des références actuelles.
Fo.EI = RA	Égalité entre la moyenne des états initiaux des restaurations par épandage de foin et des références actuelles.
Se.EI = RA	Égalité entre la moyenne des états initiaux des restaurations par semis et des références actuelles.
Fa.EI = RH	Égalité entre la moyenne des états initiaux des restaurations par changement de régime de fauche et des références historiques.
Fo.EI = RH	Égalité entre la moyenne des états initiaux des restaurations par épandage de foin et des références historiques.
Se.EI = RH	Égalité entre la moyenne des états initiaux des restaurations par semis et des références historiques.
Atteinte des référentiels	
Fa.EF & Fo.EF & Se.EF = RA	Égalité entre les moyennes des états finaux des trois méthodes de restauration et des références actuelles.
Fa.EF = RH	Égalité entre la moyenne des états finaux des restaurations par changement de régime de fauche et des références historiques.
Fo.EF = RH	Égalité entre la moyenne des états finaux des restaurations par épandage de foin et des références historiques.
Se.EF = RH	Égalité entre la moyenne des états finaux des restaurations par semis et des références historiques.
Evolution dans le temps	
Fa.EI = Fa.EF	Égalité entre les moyennes des états initiaux et finaux pour les restaurations par changement de régime de fauche.
Fo.EI = Fo.EF	Égalité entre les moyennes des états initiaux et finaux pour les restaurations par épandage de foin.
Se.EI = Se.EF	Égalité entre les moyennes des états initiaux et finaux pour les restaurations par semis.

Ensuite, pour répondre à la **question (2)**⁴, une analyse en composantes principales (ACP ; *PCA Principal component analysis*) est également réalisée sur l'ensemble des variables fonctionnelles transformées (annexe 2) grâce au package « *vegan* » (Legendre & Legendre, 2012 ; Oksanen et al., 2018). Cette analyse permet d'obtenir une vue globale de la restauration fonctionnelle des prairies. Pour ces deux dernières analyses, les relevés qui avaient été retirés pour la question (1) (cf. point 6.1) le sont également.

Afin de répondre à la **question (4)**⁵, une analyse en composantes principales (ACP ; *PCA Principal component analysis* ; package « *vegan* » ; Oksanen et al., 2018) suivie d'une classification de Ward (Legendre & Legendre, 2012 ; *Ward.D method* ; package « *stats* ») sont tout d'abord réalisées sur l'ensemble des relevés initiaux des prairies restaurées par changement de régime de fauche afin de voir s'il existe dès le départ des patrons clairs liés à la composition fonctionnelle. En effet, la question stipule que les états initiaux ne sont pas homogènes dans leurs valeurs de traits fonctionnels. Il convient donc de le vérifier avant toute autre analyse car si ce n'est confirmé, l'hypothèse tombe et la question n'a plus lieu d'être. Cette analyse est seulement réalisée sur les prairies restaurées par changement de régime de fauche car étudier l'influence de la composition fonctionnelle présente avant les ensemencements sur l'évolution des restaurations n'a pas de sens. En effet, en toute logique, la composition fonctionnelle change radicalement juste après les ensemencements. Le trait « pourcentage d'hélophytes » n'est pas pris en compte car aucune espèce hélophyte n'a été trouvée dans les états initiaux des prairies restaurées par fauche. Après cette première étape, une analyse en composantes principales (ACP ; *PCA Principal component analysis* ; package « *vegan* » ; Oksanen et al., 2018) est utilisée afin de mettre en évidence l'évolution fonctionnelle des restaurations. Le relevé considéré comme un *outlier* car non complet est retiré ainsi qu'un autre relevé dont l'état initial est manquant (cf. point 6.1).

L'ensemble des analyses concernant les traits fonctionnels sont réalisées grâce aux relevés en plein car les états initiaux sont indispensables pour tester les hypothèses concernant l'évolution dans le temps. L'ensemble de ces analyses sont réalisées dans le logiciel Rstudio®.

⁴ **Question (2)** : Existe-il des différences en termes de composition fonctionnelle entre les communautés végétales restaurées et celles de référence ? Quelles sont ces différences ?

⁵ **Question (4)** : La composition fonctionnelle initiale influence-t-elle la trajectoire écologique de la communauté végétale restaurée ?

7.2 Résultats

7.2.1 Atteinte des références et levée des filtres

L'ensemble des résultats des analyses de la variance (AV1) réalisées sur les valeurs communautaires des traits fonctionnels sont présentés dans les tableaux 15 et 16. Lorsqu'au moins une hypothèse pour le trait concerné est rejetée (p -valeur < 0.05), les moyennes observées sont présentées aux figures 21, 22 ou 23.

Pour la totalité des traits fonctionnels étudiés, toutes les méthodes de restauration permettent d'atteindre les valeurs des références actuelles sauf concernant le pourcentage de légumineuses pour l'épandage de foin, le pourcentage d'agochores et la masse des graines pour le semis. Dans de nombreux cas, les états initiaux des prairies n'étaient pourtant pas équivalents aux références actuelles.

Formes de vie

Les restaurations par épandage de foin et par semis voient leur proportion de **dicotylées** augmenter (foin : $\nearrow 19.9\% \pm 15.8\%$, semis : $\nearrow 15.4\% \pm 10.8\%$; chaque moyenne donnée dans le texte est accompagnée de son intervalle de confiance) tandis que leur proportion de **graminées** diminue significativement (foin : $\searrow 22.5\% \pm 19.7\%$, semis : $\searrow 19.2\% \pm 10.7\%$). La proportion de graminées dans les prairies restaurées par semis n'a pas encore atteint celle des références historiques (semis : $57.9\% \pm 10.7\%$, RH : $42.1\% \pm 4.1\%$), contrairement aux pourcentages de dicotylées qui sont équivalents à la référence pour toutes les méthodes de restauration (moyenne globale : $38.6\% \pm 2.9\%$). La proportion finale de **légumineuses** n'est pas égale aux références pour l'épandage de foin (foin : $6.2\% \pm 2.8\%$, RH : $11.0\% \pm 1.9\%$, RA : $16.4\% \pm 7.3\%$). Aucune méthode de restauration n'a permis d'atteindre la proportion des **autres formes de vie** (fauche : $0.2\% \pm 0.2\%$, foin : $0.01\% \pm 0.02\%$, semis : $0.19\% \pm 0.20\%$, RH : $4.8\% \pm 2.1\%$).

Types biologiques de Raunkiaer

Les restaurations par épandage de foin montrent une augmentation significative du pourcentage de **d'hémicryptophytes** (autres que cespitueuses et en rosette ; $\nearrow 21.8\% \pm 9.9\%$) et de **thérophytes** ($\nearrow 6.4\% \pm 4.7\%$). Une augmentation significative de l'abondance relative des thérophytes est également observée pour les restaurations par changement de régime de fauche ($\nearrow 6.0\% \pm 4.4\%$). Ces augmentations de thérophytes entraînent des différences avec les références historiques (fauche : $8.6\% \pm 4.1\%$, foin : $8.7\% \pm 4.8\%$, RH : $2.8\% \pm 1.0\%$). Quant aux pourcentages finaux d'hémicryptophytes, ils sont tous équivalents à la valeur de référence (moyenne globale : $37.7\% \pm 2.6\%$). L'épandage de foin et le semis ont permis de diminuer significativement la proportion de **d'hémicryptophytes cespitueuses** (foin : $\searrow 27.2\% \pm 18.4\%$, semis : $\searrow 12.9\% \pm 10.8\%$). La diminution constatée pour le semis n'a cependant pas permis d'atteindre les références historiques (semis : $52.4\% \pm 9.0\%$, RH : $35.5\% \pm 3.7\%$). Aucune technique de restauration n'a permis d'atteindre le pourcentage de **chaméphytes** des références (fauche : $0.3\% \pm 0.2\%$, foin : $0.2\% \pm 0.4\%$, semis : $0.4\% \pm 0.3\%$, RH : $2.6\% \pm 0.6\%$). La proportion de **d'hémicryptophytes en rosette** des prairies restaurées par fauche et par semis n'atteint pas les références historiques (fauche : $8.2\% \pm 3.2\%$, semis : $9.6\% \pm 3.3\%$, RH : $15.0\% \pm 2.1\%$). Aucune différence significative des états finaux avec les références n'est constatée.

pour les **géophytes** et les **hélrophytes** (moyennes globales ; géophytes : $1.4\% \pm 0.8\%$, hélrophytes : $0.03\% \pm 0.03\%$).

Banques de graines

Les restaurations par épandage de foin ont provoqué une augmentation significative de la proportion d'espèces ayant une **banque de graines transitoires** ($\nearrow 13.1\% \pm 10.8\%$). L'absence quasi-totale d'espèces ayant une banque de graines à longue durée crée le phénomène inverse pour les espèces à **banque de graines de courte durée** ($\searrow 13.0\% \pm 10.4\%$). La méthode de restauration par semis n'a pas permis d'atteindre les références (BG_trans ; semis : $83.1\% \pm 5.3\%$, RH : $92.7\% \pm 1.4\%$, BG_court ; semis : $16.7\% \pm 5.3\%$, RH : $5.0\% \pm 1.1\%$). La proportion d'espèces ayant une banque de graines de courte durée n'est pas équivalente aux références historiques pour l'épandage de foin (foin : $12.4\% \pm 7.2\%$, RH : $5.0\% \pm 1.1\%$).

Syndromes de dispersion

Le pourcentage d'espèces **autochores** augmente significativement dans le cas du semis ($\nearrow 11.5\% \pm 8.9\%$). Le changement de régime de fauche et le semis n'ont pas permis d'atteindre les références historiques concernant les espèces autochores (fauche : $66.8\% \pm 6.3\%$, semis : $74.1\% \pm 5.4\%$, RH : $56.5\% \pm 3.5\%$). Les proportions d'espèces **nautochores** des prairies restaurées par épandage de foin et par semis sont significativement différentes de celle des références historiques (foin : $98.2\% \pm 1.3\%$, semis : $99.1\% \pm 0.5\%$, RH : $92.9\% \pm 2.5\%$). Une diminution significative du pourcentage d'espèces **météorochores** est constatée pour l'épandage de foin et le semis (foin : $\searrow 15.3\% \pm 5.3\%$, semis : $\searrow 12.8\% \pm 4.7\%$). Dans les deux cas, la valeur n'atteint pas celles des références (foin : $76.9\% \pm 6.8\%$, semis : $75.4\% \pm 6.3\%$, RH : $63.4\% \pm 3.4\%$). L'abondance relative des espèces **agochores** diminue significativement dans le cas de l'épandage de foin ($\searrow 8.9\% \pm 4.8\%$). Les valeurs de pourcentage d'agochores n'atteignent pas les références historiques pour l'épandage de foin et le semis (foin : $86.7\% \pm 5.5\%$, semis : $88.1\% \pm 4.8\%$, RH : $70.9\% \pm 4.2\%$). La proportion d'agochores est également différente des références actuelles pour le semis (semis : $88.1\% \pm 4.8\%$, RA : $74.5\% \pm 7.4\%$). Les restaurations par changement de régime de fauche voient leur proportion d'espèces **zoochores** augmenter de manière significative ($\nearrow 6.48\% \pm 6.63\%$). Le pourcentage d'espèces zoochores n'atteint pas les références pour les restaurations par fauche et par épandage de foin (fauche : $99.5\% \pm 0.5\%$, foin : $99.8\% \pm 0.3\%$, RH : $96.0\% \pm 1.4\%$).

Traits quantitatifs

Le **taux de matières sèche** (TMS) des états initiaux des prairies restaurées par semis sont significativement différents des références (semis état initial : 241.22 ± 6.76 mg/g, RH : 223.62 ± 5.83 mg/g, RA : 218.64 ± 18.68 mg/g). Aucune différence significative avec les références historiques n'est observée concernant les taux de matière sèche finaux (moyenne globale : 225.00 ± 3.72 mg/g). Une diminution de la **surface spécifique foliaire** (SSF) significative est constatée dans le cas de l'épandage de foin ($\searrow 2.22 \pm 1.02$ mm²/mg). Les SSF des restaurations par épandage de foin et par semis n'atteignent pas la valeur de référence (foin : 26.12 ± 1.01 mm²/mg, semis : 26.36 ± 0.75 mm²/mg, RH : 24.38 ± 0.57 mm²/mg). Une augmentation significative de la **hauteur** est constatée pour les restaurations par épandage de foin ($\nearrow 0.12 \pm 0.08$ m), l'empêchant d'atteindre la valeur de référence (foin : 0.56 ± 0.04 m, RH : 0.44 ± 0.03 m). Les états finaux des restaurations par semis sont également

différents des références historiques (semis : 0.51 ± 0.05 m). La **masse des graines** des prairies restaurées par épandage de foin a augmenté de manière significative ($\nearrow 0.63 \pm 0.31$ mg). Les valeurs finales de chaque technique de restauration sont équivalentes aux références historiques (moyenne globale : 1.77 ± 0.15 mg). La masse des graines des prairies restaurées par semis sont différentes des références actuelles (semis : 1.51 ± 0.30 mg, RA : 2.33 ± 0.90 mg).

Analyse en composantes principales

L'analyse en composantes principales réalisée sur les valeurs de communautés des 22 traits fonctionnels explique 48.29% de la variation existante (figure 20 ; ACP1 : 35.23%, ACP2 : 13.06%). La troisième dimension n'explique plus que 9.77% de la variation fonctionnelle (annexe 9) et ne fait apparaître aucun patron particulier. L'ordination des relevés selon l'axe 1 et 2 révèle une importante homogénéité de composition fonctionnelle entre les techniques de restaurations et les références actuelles. Les références historiques se distinguent légèrement des restaurations car elles sont caractérisées par des abondances relatives en espèces « autres » et en chaméphytes plus importantes. Elles se différencient également grâce à une hauteur moyenne et une surface spécifique foliaire plus faibles, et des pourcentages en espèces zoochores, nautochores et agochores plus faibles. Cependant, elles restent très proches des prairies restaurées d'un point de vue fonctionnel.

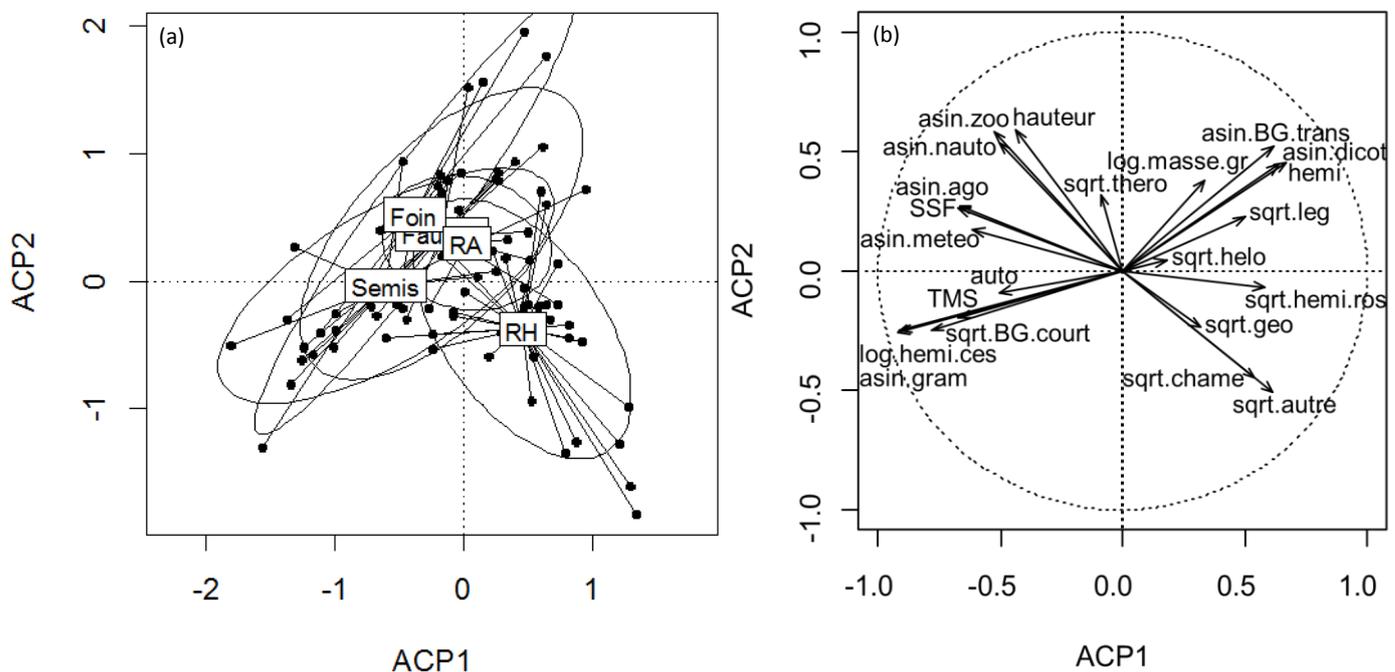


Figure 20 : (a) Analyse en composantes principales (ACP, PCA Principal component analysis ; ACP1 : 35.23%, ACP2 : 13.06%) réalisée sur les valeurs de communautés de 22 traits fonctionnels montrant les états finaux des prairies restaurées par les trois techniques de restauration (16 par changement de régime de fauche, 12 par épandage de foin, 16 par semis) en comparaison avec les deux référentiels (6 références actuelles (RA), 37 références historiques (RH)). (b) Cercle des corrélations de tous les traits fonctionnels avec les axes de l'ACP. Pour la légende des abréviations voir tableau 13.

Tableau 15 : Résultats des tests de Tukey effectués à la suite des analyses de la variance (AV1) réalisées pour les traits qualitatifs. RA = Référence actuelle, RH = Référence historique, Fa = Restauration par changement de régime de fauche, Fo = Restauration par épandage de foin, Se = Restauration par semis, EI = État initial, EF = État final. Les p-valeurs sont indiquées : p<0.05*, p<0.01**, p<0.001***, N.S. non significatif.

Hypothèses	Formes de vie				Types biologiques de Raunkiaer							Banques de graines		Syndromes de dispersion				
	%dicot	%gram	%leg	%autre	%chame	%geo	%helo	%hemi	%hemi_ces	%hemi_ros	%thero	%BG_trans	%BG_court	%auto	%nauto	%meteo	%ago	%zoo
Différences entre les références et les états initiaux ?																		
Fa.EI = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	***	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Fo.EI = RA	*	**	***	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	**	***	N.S.	***	**	**	N.S.	*	***	***	N.S.
Se.EI = RA	***	***	**	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	***	N.S.	*	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	***	**	N.S.
Fa.EI = RH	N.S.	*	N.S.	***	***	N.S.	N.S.	*	**	N.S.	N.S.	**	***	*	N.S.	N.S.	*	N.S.
Fo.EI = RH	***	***	***	***	**	N.S.	N.S.	***	***	*	N.S.	***	***	**	***	***	***	***
Se.EI = RH	***	***	**	***	***	*	N.S.	***	***	***	N.S.	***	***	N.S.	**	***	***	*
Atteinte des référentiels																		
Fa.EF = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Fo.EF = RA	N.S.	N.S.	**	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Se.EF = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	*	N.S.
Fa.EF = RH	N.S.	N.S.	N.S.	***	***	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	*	**	N.S.	N.S.	*	N.S.	N.S.	N.S.	*
Fo.EF = RH	N.S.	N.S.	*	***	***	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	**	N.S.	*	N.S.	**	**	***	***
Se.EF = RH	N.S.	**	N.S.	***	***	N.S.	N.S.	N.S.	***	*	N.S.	***	***	***	***	**	***	N.S.
Evolution dans le temps																		
Fa.EI = Fa.EF	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	**	/	/	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	*
Fo.EI = Fo.EF	**	**	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	***	***	N.S.	**	***	***	N.S.	N.S.	***	*
Se.EI = Se.EF	**	**	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	*	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.	*	N.S.	***	N.S.	N.S.

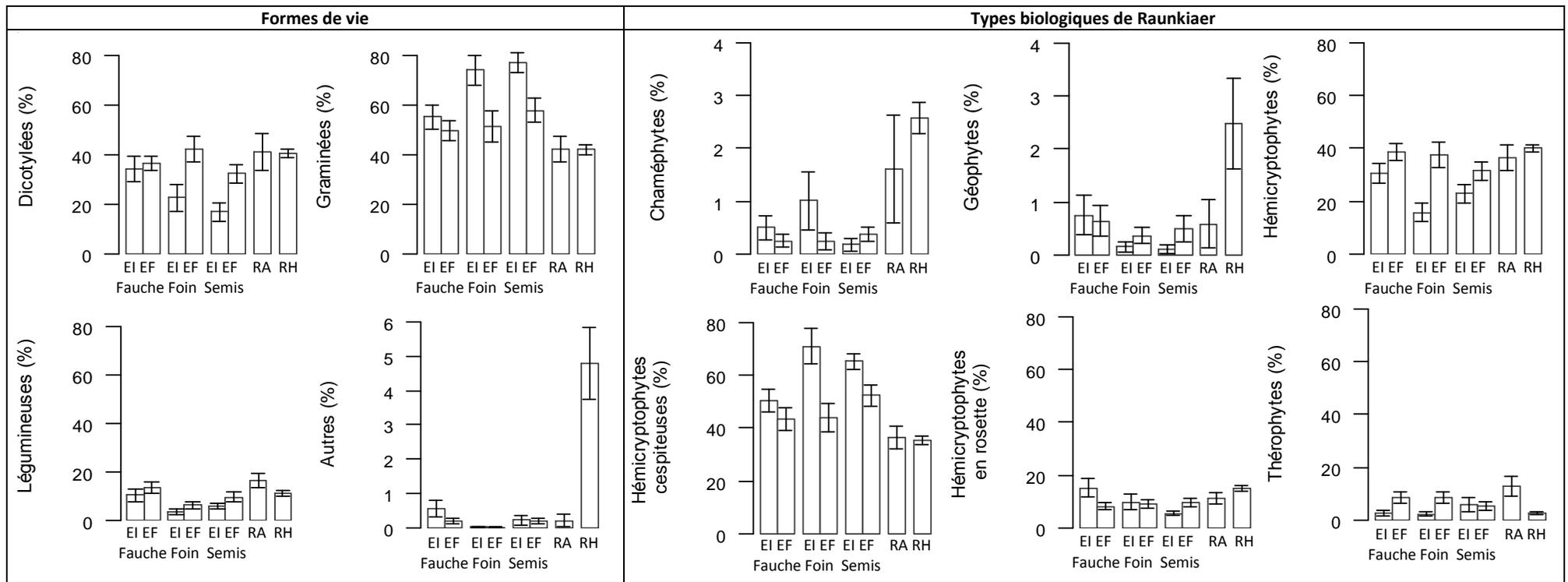


Figure 21 : Moyennes et erreurs standards des traits fonctionnels « forme de vie » et « types biologiques de Raunkiaer » dont le test de Tukey montre au moins une différence significative. EI = État initial, EF = État final, RA = Référence actuelle, RH = Référence historique.

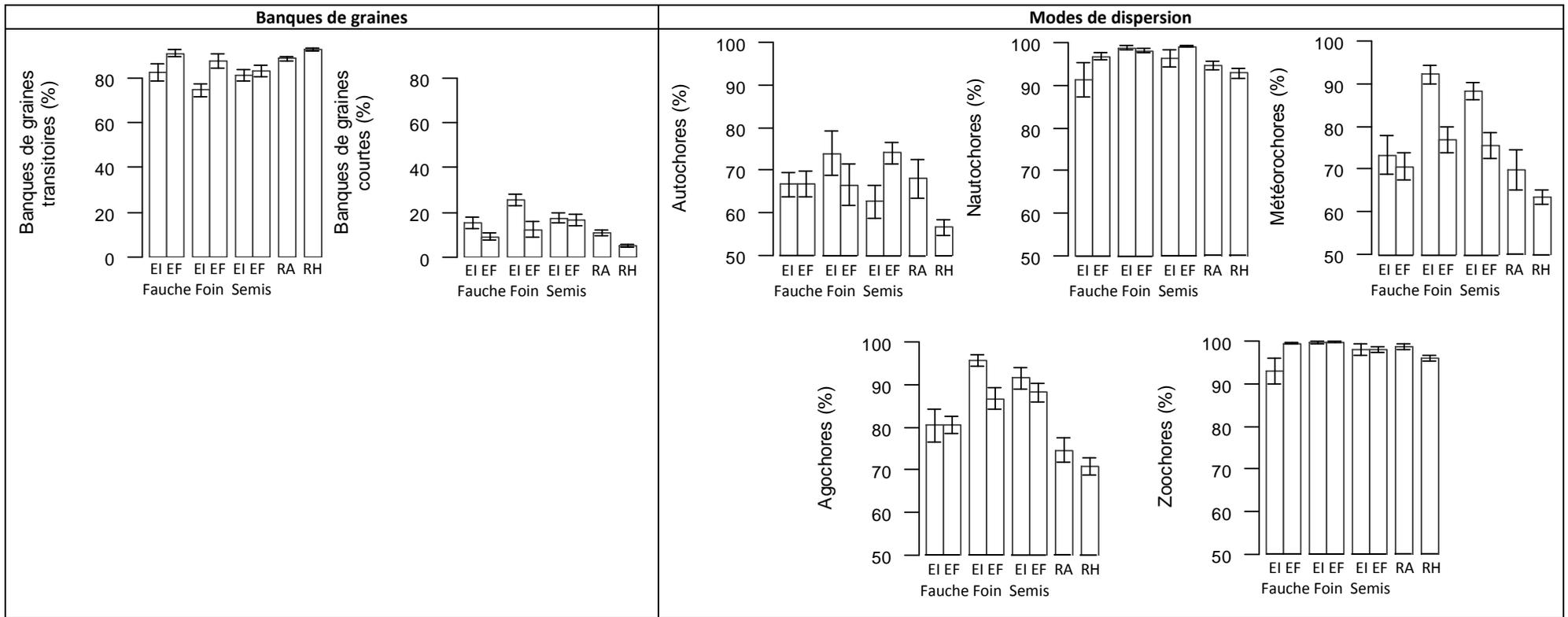


Figure 22 : Moyennes et erreurs standards des traits fonctionnels « Banques de graines » et « Modes de dispersion » dont le test de Tukey montre au moins une différence significative. EI = État initial, EF = État final, RA = Référence actuelle, RH = Référence historique.

Tableau 16 : Résultats des tests de Tukey effectués à la suite des analyses de la variance (AV1) réalisées pour les traits quantitatifs. RA = Référence actuelle, RH = Référence historique, Fa = Restauration par changement de régime de fauche, Fo = Restauration par épandage de foin, Se = Restauration par semis, EI = État initial, EF = État final. Les p-valeurs sont indiquées : $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$, N.S. non significatif.

Traits quantitatifs				
Hypothèses	TMS	SSF	Hauteur	Masse des graines
Différences entre les références et les états initiaux ?				
Fa.EI = RA	N.S.	N.S.	N.S.	*
Fo.EI = RA	N.S.	**	N.S.	***
Se.EI = RA	*	N.S.	N.S.	**
Fa.EI = RH	N.S.	**	N.S.	N.S.
Fo.EI = RH	N.S.	***	N.S.	***
Se.EI = RH	**	***	N.S.	*
Atteinte des référentiels				
Fa.EF = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Fo.EF = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Se.EF = RA	N.S.	N.S.	N.S.	*
Fa.EF = RH	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Fo.EF = RH	N.S.	**	***	N.S.
Se.EF = RH	N.S.	***	N.S.	N.S.
Evolution dans le temps				
Fa.EI = Fa.EF	N.S.	N.S.	N.S.	/
Fo.EI = Fo.EF	N.S.	**	*	*
Se.EI = Se.EF	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.

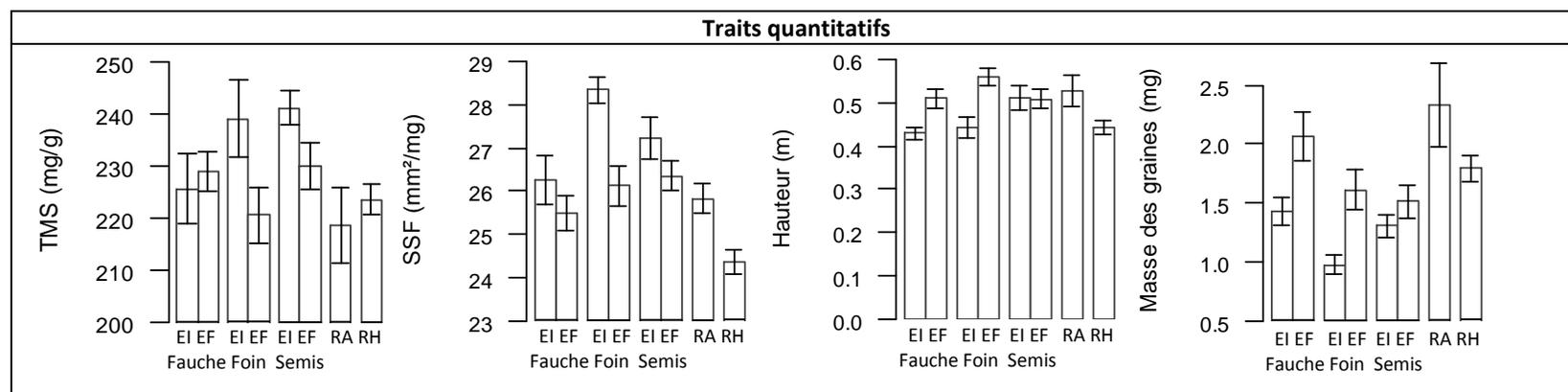


Figure 23 : Moyennes et erreurs standards des traits fonctionnels quantitatifs dont le test de Tukey montre au moins une différence significative. EI = État initial, EF = État final, RA = Référence actuelle, RH = Référence historique, SSF = Surface spécifique foliaire.

7.2.2 Influence de la composition fonctionnelle initiale

L'analyse en composantes principales réalisée sur les valeurs de 21 traits fonctionnels des 16 prairies restaurées par changement de régime de fauche explique 50.04% de la variation existante (figure 24 ; ACP1 : 31.88%, ACP2 : 18.16%). La troisième dimension n'explique plus que 13.18% de la variation fonctionnelle (annexe 10) et ne fait apparaître aucun patron particulier. Le classement de Ward réalisée sur les états initiaux a permis la création de deux groupes distincts (figure 24 (a) en pointillé). La séparation de ces deux groupes se réalise le long du premier axe. Ils se distinguent principalement grâce à leur proportion de dicotylées, de graminées, d'hémicryptophytes cespiteuses et en rosette, ainsi que grâce à leur taux de matière sèche (TMS) et leur masse de graines. Les flèches reliant l'état initial de chaque prairie à son état final ne mettent en évidence aucune tendance de l'évolution de la composition fonctionnelle en fonction de ces deux groupes distincts.

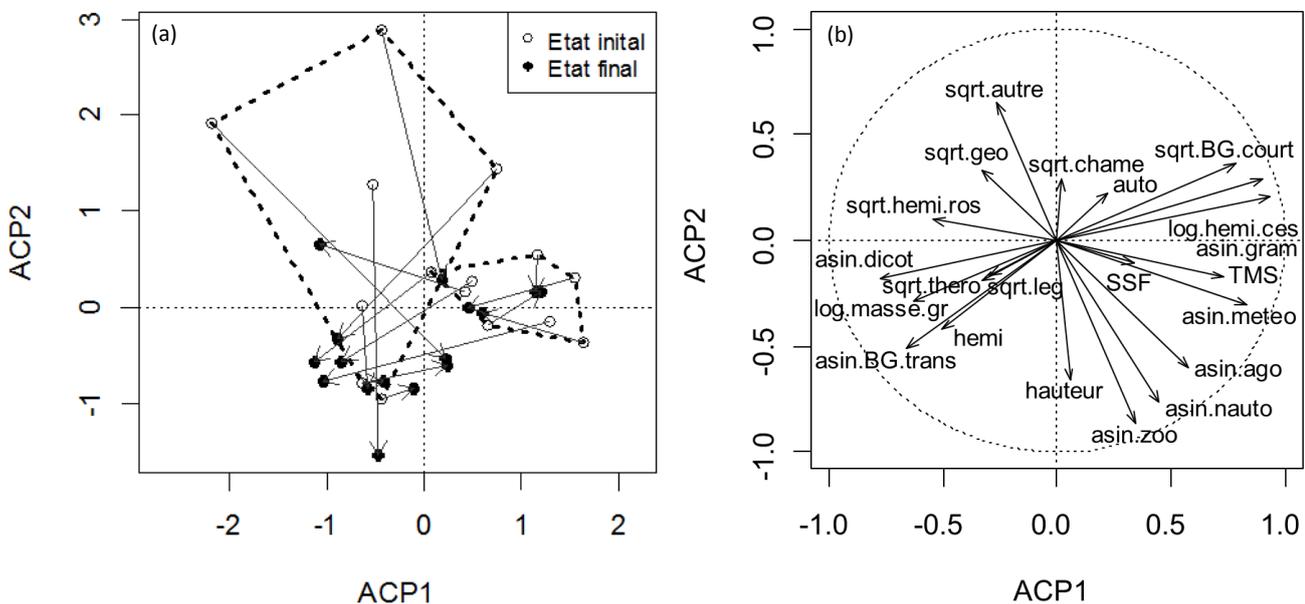


Figure 24 : (a) Analyse en composantes principales (ACP, PCA Principal component analysis ; ACP1 : 31.88%, ACP2 : 18.16%) réalisée sur les valeurs de communautés de 21 traits fonctionnels montrant les états initiaux et finaux des 16 prairies restaurées par changement de régime de fauche. En pointillé : les groupes définis par la classification de Ward réalisée sur les états initiaux. Les flèches relient l'état final et initial de chaque prairie. (b) Cercle des corrélations de tous les traits fonctionnels avec les axes de l'ACP. Pour la légende des abréviations voir tableau 13.

7.3 Discussion

7.3.1 Atteinte des références et levée des filtres

Question (2) : Existe-il des différences en termes de composition fonctionnelle entre les communautés végétales restaurées et celles de référence ? Quelles sont ces différences ? **Question (3)** : Les différentes techniques de restauration ont-elles permis la levée des filtres empêchant la restauration ? Les différentes techniques de restauration amènent-elles des espèces possédant des syndromes de dispersion différents ?

L'analyse en composantes principales révèle que la composition fonctionnelle des communautés restaurées est globalement égale à celle des références actuelles et historiques. Certains relevés des références historiques se distinguent néanmoins assez nettement des restaurations. La différenciation concerne principalement les espèces **chaméphytes** et « **autres** ». Ces ensembles d'espèces contiennent des espèces typiques d'autres habitats comme le *Mesobromion* ou des variantes plus humides (arrhénathéraies alluviales, *Molinion*) et plus sèches (pelouses calcaires sèches) qui introduisent un certain bruit dans l'analyse fonctionnelle. Il semblerait donc que cette séparation soit due à la présence dans les références historiques d'espèces appartenant à des environnements plus ou moins stressants. Il est possible que cette tendance ait été augmentée par le manque d'identification de certaines espèces de type « autre », notamment les *Carex* sp., l'exigence du projet LIFE n'étant pas d'identifier chaque spécimen rencontré jusqu'à l'espèce.

Bon nombre de traits fonctionnels possèdent une corrélation élevée avec les axes. Il existe donc bien au sein des relevés une structuration liée à des variations de composition fonctionnelle. Les pourcentages de graminées et de dicotylées font partie des traits les plus expliqués par le plan factoriel de l'ACP ; respectivement 91.6% et 65.5% de leur variance sont expliquées par les axes. La proportion d'espèces à banque de graines de courte durée (≥ 1 an et < 5 ans) en fait également partie ; 67.0% de sa variance est expliquée par les axes. De même, 52.0% de la variance de la SSF et 48.9% de la variance du TMS sont expliquées par les axes. Ainsi, des communautés caractérisées par une grande proportion de graminées et d'espèces à banque de graines de courte durée, par un haut TMS et une SSF élevée s'opposent à des communautés qui, au contraire, sont définies par une grande proportion de dicotylées, de légumineuses, et d'espèces à banque de graines transitoire ainsi que par un TMS et une SSF faible. Cependant, ces variations ne sont pas liées à la méthode de restauration. L'ACP ne montre pas de différences fonctionnelles claires entre les techniques de restauration. Cette faible différenciation notamment sur les traits liés à la dispersion peut s'expliquer par le fait que ceux-ci sont peu discriminants. En effet, 90% des espèces possèdent une banque de graine transitoire, 9% une banque de graine de courte durée et 1% de longue durée. Ce phénomène est aussi observé pour le syndrome de dispersion : 47% sont autochores, 75% sont nautochores, 37% sont météorochores, 41% sont agochores et 81% sont zoochores. Une même espèce peut donc avoir les cinq modes de dispersion à la fois. Une légère différenciation des restaurations par semis est tout de même observée. Celle-ci est effectivement confirmée par les AV1 (voir plus bas).

Forme de vie

Concernant les prairies restaurées par changement de régime de fauche, les proportions des formes de vie des états initiaux étaient dès le départ équivalents aux références (sauf une légère différence avec les références historiques pour les graminées). La question traitant de la levée du filtre de

compétition ne se pose donc pas dans ce cas. En revanche, l'hypothèse est vérifiée pour les méthodes de restauration par ensemencement ; une évolution vers une structure de référence entre les différentes formes de vie est observée. Les seules différences significatives restantes concernent les graminées pour le semis (16% de plus que dans les références historiques), les légumineuses pour l'épandage de foin (10% de moins que les références actuelles) et les « autres » pour toutes les méthodes de restauration. Ainsi, il est possible de conclure que pour des prairies fortement dégradées, la combinaison de l'ensemencement et de la fauche de restauration est efficace pour rétablir l'équilibre de référence entre les formes de vie.

Types biologiques de Raunkiaer

L'analyse des **hémicryptophytes** et des **hémicryptophytes cespiteuses** suit approximativement le même schéma que celui des dicotylées et graminées et permet de confirmer l'hypothèse ; une évolution vers une structure de référence est observée. Le cas des **hémicryptophytes en rosette** n'est pas facile à interpréter. En effet, selon les résultats statistiques, leur pourcentage diminue pour la fauche, augmente pour le foin et reste constant pour le semis. Rappelons que ce test possède des faiblesses qui demandent une certaine prudence dans l'interprétation des résultats. Aucun patron ne peut être tiré dans ce cas. Les **géophytes** et **hélrophytes** sont des types biologiques très peu rencontrés dans l'*Arrhenatherion*. Il semble donc logique qu'aucune différence n'ait été mise en évidence. L'analyse fait par contre ressortir un point intéressant concernant les **thérophytes**. Une augmentation significative de 6% est observée pour l'épandage de foin et le changement de régime de fauche. Cela montre un réel effet du changement de gestion. En effet, cela démontre que cette méthode permet aux thérophytes de s'exprimer ; elle laisse le temps aux espèces qui ont besoin de produire des graines pour survivre à la saison défavorable de terminer leur cycle et permet une mise en lumière au moment adéquat pour la germination des graines. Ces résultats montrent que le régime de fauche adopté (fauche au 15 juin et fauche du regain au 15 septembre, puis au 15 juillet quand la prairie atteint un bon EC) a permis la levée du filtre de compétition agissant sur les thérophytes, dont fait partie l'espèce clé *Rhinanthus minor*, hémiparasite de graminées (Bullock & Pywell, 2005).

Banques de graines

Comme mentionné plus haut, le type de banque de graines est un trait fonctionnel très peu discriminant, ce qui complique l'interprétation. Néanmoins, certains patrons logiques apparaissent. Le pourcentage d'espèces ayant une **banque de graines transitoire** s'élève de 13.1% pour l'épandage de foin. Ce résultat confirme donc l'hypothèse pour cette méthode de restauration ; la proportion d'espèces ayant une banque de graines à plus faible durée de vie augmente après un ensemencement. Cette constatation ne peut pas du tout être affirmée concernant le semis. Seul l'épandage de foin a donc permis la levée du filtre à la dispersion dans le temps.

Syndromes de dispersion

De la même manière qu'avec les banques de graines, le syndrome de dispersion est un trait très peu discriminant. L'interprétation n'est donc pas aisée. L'analyse fait ressortir tout de même quelques effets logiques. Une diminution d'environ 13-15% est constatée pour les espèces **météorochores** dans le cas de l'épandage de foin et du semis. De même, la proportion d'espèces **agochores** diminue de 9% pour l'épandage de foin. Ce phénomène peut s'expliquer par le fait qu'une grande partie des espèces

météorochores et agochores sont des graminées et que celles-ci ont nettement diminué à la suite de la levée du filtre de compétition. Concernant les espèces **nautochores** et **zoochores**, les différences ressortant de l'analyse sont trop faibles pour être interprétables écologiquement. Les prairies restaurées ont environ 4-5% d'espèces nautochores et agochores en plus que les références historiques. L'ensemble des valeurs pour ces deux traits oscillent entre 90% et 100%. Cela reflète bien la limite de ce test réalisé sur un trait fonctionnel peu discriminant. Finalement, les résultats obtenus ne permettent pas de confirmer l'hypothèse qui supposait une augmentation de la proportion des espèces **autochores** après les ensemencements. En effet, une diminution du pourcentage d'espèces autochores apparaît pour l'épandage de foin tandis qu'une augmentation est constatée pour le semis. Cela mène à la conclusion qu'il n'existe pas d'effet évident des ensemencements sur les espèces ayant une faible capacité de dispersion dans l'espace.

Traits quantitatifs

Les prairies restaurées par épandage de foin ont vu leur **surface spécifique foliaire** (SSF) diminuer significativement de 2.22 mm²/mg. Une diminution de 0.75 mm²/mg est également constatée concernant le changement de régime de fauche car la moyenne de leurs états initiaux est différente de celle des références historiques tandis que la moyenne de leurs états finaux est équivalente à celle des références historiques. Ces résultats vont dans le sens de l'hypothèse émise qui supposait une diminution de la SSF à la suite de l'appauvrissement du sol provoqué par l'arrêt d'apport d'engrais et par l'export de la biomasse. Les analyses de sol ne permettent malheureusement pas de confirmer ce phénomène car l'évolution dans le temps des éléments du sol n'a pas pu être mesurée. Cependant, le lien entre la SSF et le niveau de fertilisation a été démontré précédemment dans une étude réalisée sur des graminées pérennes (Knops & Reinhart, 2000) et plus tard ce lien a été communément accepté par la communauté scientifique (Westoby et al., 2002 ; Lavorel et al., 2007). La diminution de 2.22 mm²/mg semble biologiquement significative comparée aux chiffres mentionnés dans la littérature (Cruz et al., 2002) et étant donné la distribution des valeurs initiales dont la moyenne est égale à 28.34 mm²/mg et l'écart-type 1.00 mm²/mg. Il est donc possible de conclure que les restaurations tendent à favoriser les espèces caractérisées par une stratégie de conservation des ressources.

Les résultats obtenus concernant le **taux de matière sèche** (TMS) ne sont pas probants. Le seul résultat significatif observé concerne une diminution de 11.17 ± 6.15 mg/g pour les restaurations par semis. Or l'hypothèse stipulait une augmentation du TMS à la suite de l'appauvrissement du sol provoqué par l'arrêt d'apport d'engrais et par l'export de la biomasse. Ces résultats s'expliquent par le fait que la moyenne pondérée (*CWM Community weighted mean*) a été calculée en intégrant l'ensemble des espèces. En effet, Cruz et al. (2002) montrent que les formes de vies « graminées », « légumineuses », « rosettes » et « autres dicotylédones » possèdent des gammes de valeurs de TMS contrastées. Les graminées sont caractérisées par les TMS les plus élevés (d'environ 200 à 340 mg/g) tandis que les autres formes de vies possèdent des gammes de valeurs bien plus faibles. Cela est confirmé par l'ACP réalisée pour ce travail ; le TMS est positivement corrélé aux pourcentages de graminées. Ainsi comme spécifié par Cruz et al. (2002), « les valeurs de TMS les plus fortes chez les rosettes, qui décrivent une adaptation aux milieux pauvres, sont plus faibles que les valeurs les plus faibles de TMS chez les graminées qui, elles, décrivent une adaptation aux milieux riches ». L'étude du TMS à l'échelle de la communauté ne permet donc pas de différencier un effet dû à une diminution de la fertilité du milieu d'un effet dû à un changement de proportion entre les formes de vie. Cela explique les résultats non significatifs observés et même la diminution dans le cas du semis.

Les prairies restaurées par épandage de foin ont vu leur **hauteur** moyenne augmenter de 12 cm. Cette valeur significative statistiquement ne l'est pas d'un point de vue biologique. Une augmentation de 12 cm ne peut pas être considérée comme un effet biologique fort étant donné la gamme de hauteur des prairies étudiées variant entre 23 cm et 76 cm.

La **masse des graines** a augmenté significativement de 0.63 mg pour les restaurations par épandage de foin. Une augmentation de 0.21 mg est également constatée concernant le semis car la moyenne de leurs états initiaux est différente de celle des références historiques et la moyenne de leurs états finaux est équivalente aux références historiques. Ces résultats sont cohérents avec l'hypothèse émise se basant sur le fait que les graines légères sont disséminées par le vent sur de plus longues distances ; la masse des graines augmente dans les prairies restaurées par ensemencement. Ces résultats vont donc dans le sens de la levée du filtre à la dispersion des espèces à grosses graines. Cependant, cet effet peut également trouver son explication dans la diminution importante du pourcentage de graminées à la suite des ensemencements. En effet, les graminées ont généralement des graines plus légères (1.67 mg en moyenne) comparées aux autres espèces (2.11 mg en moyenne).

La comparaison des réponses fonctionnelles liées aux trois méthodes de restauration permet d'affirmer que le semis donne globalement de moins bons résultats ; le semis ne permet pas d'atteindre le niveau de graminées recherché, il ne favorise pas la germination et l'établissement des thérophytes, il n'apporte pas des espèces à faible capacité de dispersion dans le temps, les proportions des syndromes de dispersion sont presque tous différents des références et finalement il ne permet pas une évolution significative de la SSF. Comme expliqué au point 6.3 dans le paragraphe sur la comparaison des techniques de restauration, l'épandage de foin possède une série d'avantages capables d'améliorer considérablement l'établissement des espèces lors de périodes de sécheresse. Ce phénomène a été démontré par une méta-analyse réalisée sur 73 études (Loydi et al., 2013) et peut expliquer ces résultats.

7.3.2 Influence de la composition fonctionnelle initiale

Question (4) : La composition fonctionnelle initiale influence-t-elle la trajectoire écologique de la communauté végétale restaurée ?

Les états initiaux des prairies restaurées par fauche ont pu être divisées en deux groupes distincts selon certaines valeurs de traits fonctionnels : leur proportion de dicotylées, de graminées, d'hémicryptophytes cespiteuses et en rosette, ainsi que leur TMS et leur masse de graines. Grâce à cette distinction, il est attendu que les prairies possédant moins d'espèces compétitives fassent preuve d'une plus belle évolution ou au moins d'une évolution plus rapide vers les références. Cependant, ce n'est pas ce qui a été observé. La composition fonctionnelle des relevés de ces deux groupes prend des directions très variables. La réponse à cette question est donc que la composition fonctionnelle initiale n'influence pas la trajectoire écologique d'une communauté végétale restaurée. Cela montre l'importance de faire preuve de prudence lors de l'interprétation de résultats obtenus à partir de l'écologie fonctionnelle.

8. Restauration des ressources florales pour les insectes pollinisateurs

8.1 Méthode d'analyse

Afin de répondre à la **question (6)**⁶, les données de ressources florales en production de nectar pour chaque espèce sont tirées dans la base de données fournie par Baude et al. (2016). Ces données de productivité en nectar exprimées en kg/ha/an permettent de ne pas devoir compter le nombre d'unités florales sur le terrain. En effet, Baude et al. (2016) ont obtenus ces données en multipliant la teneur moyenne en nectar produite par une unité florale par le nombre d'unités florales moyen comptées par unité de surface afin d'obtenir la quantité de nectar produite par unité de surface. Cette valeur est ensuite multipliée par la variation de la densité de fleurs au cours de la saison de floraison afin d'obtenir la quantité de nectar par unité de surface pour chaque mois. Cela leur permet finalement d'obtenir des données de quantité de nectar produite par unité de surface et par an pour chaque espèce.

Cette base de données contient les valeurs de productivité en nectar pour 59.6% des espèces présentes dans le jeu de données issu des relevés en plein. Bien que les valeurs de productivité en nectar soient manquantes pour une partie importante des espèces, l'analyse est réalisée dans un premier temps à l'échelle de la prairie en utilisant l'entièreté du jeu de données. En effet, les valeurs de productivité en nectar des espèces nectarifères les plus abondantes dans les prairies du LIFE et connues pour produire de grande quantité de ressources pour les pollinisateurs sont trouvées dans cette base de données ; par exemple *Centaurea jacea* subsp. *nigra*, les espèces de *Cirsium sp.*, *Heracleum sphondylium*, *Senecio jacobaea*, *Leucanthemum vulgare*, *Trifolium pratense*. Pour chaque relevé la moyenne pondérée de la communauté (MPC ; *CWM Community weighted mean* ; Lavorel et al., 2008) est calculée selon la formule :

$$MPC = \sum_{i=1}^n p_i \times \text{productivité}_i$$

où n est le nombre d'espèces dans le relevé, p_i est l'abondance relative de l'espèce i et productivité_i est la productivité en nectar (kg/ha/an) de l'espèce i . La somme des recouvrements de toutes les espèces d'un relevé est souvent supérieure à 100%. L'abondance relative p_i de l'espèce i est donc calculée comme étant le recouvrement de cette espèce divisé par la somme de toutes les valeurs de recouvrement.

Comme pour la question (2) et (3), le choix de la méthode se porte sur une analyse de la variance à un facteur de classification (AV1) pour chaque technique de restauration. Il s'agit donc de réaliser trois analyses de la variance (une par technique de restauration) afin de tester : (1) l'existence de différences entre l'état initial de chaque méthode de restauration et les références, (2) l'existence de différences entre les états finaux et les références et (3) l'existence d'une évolution significative entre l'état initial et l'état restauré de chaque technique de restauration. Les faiblesses et les avantages de la méthode sont les mêmes que précédemment (voir point 7.1.2). Afin de pouvoir réaliser cette analyse, nous choisissons également de faire l'hypothèse que les relevés initiaux et finaux sont considérés comme indépendants. Concernant les deux autres conditions d'application, les transformations « logarithme » et « racine carrée » sont testées grâce au test de Shapiro-Wilk et au test de

⁶ **Question (6)** : Les ressources florales en nectar sont-elles restaurées à leur valeur de référence ?

Bartlett. La transformation racine carrée est appliquée car elle confère la meilleure amélioration de la normalité des populations et de l'égalité des variances entre populations. La structuration des moyennes est réalisée grâce au test de Tukey. Treize hypothèses sont testées (point 7.1.2 tableau 14).

Une étude récente (Ouvrard et al., 2018) réalisée dans la région du Condroz et portant sur la capacité de bandes fleuries à fournir des ressources florales pour une diversité de pollinisateurs a identifié quatre espèces clés au sein des espèces semées : *Centaurea jacea*, *Lotus corniculatus*, *Leucanthemum vulgare*, *Daucus carota*. Celles-ci ont en effet été visitées par la plus grande diversité d'insectes. L'étude présente les chiffres suivants : *Centaurea jacea* a attiré 60.9% de la diversité d'insectes observées, *Daucus carota* a attiré 27.5%, *Leucanthemum vulgare* 24.6% et *Lotus corniculatus* 21.7%. Bien que ces résultats aient été observés dans des bandes fleuries semées possédant une richesse spécifique moindre (bandes fleuries : 28.8 espèces en moyenne (Ouvrard et al., 2018), prairies restaurées du LIFE : 38.6 espèces en moyenne), ceux-ci pourraient très probablement être également observés dans des prairies de fauche étant donné l'analogie importante de ces milieux. Pour cette raison, les trois premières espèces citées ici sont choisies pour étudier la restauration de leur ressource en nectar. *Daucus carota* n'est pas sélectionnée car cette espèce est largement moins abondante dans les prairies restaurées. Cette analyse est réalisée en utilisant la même méthode que pour la restauration des ressources florales à l'échelle de la prairie. Les ressources en nectar pour chacune des espèces sont calculées en multipliant l'abondance relative de l'espèce dans la prairie par sa productivité en nectar. Les transformations de variables produisant les meilleures améliorations de la normalité des populations et de l'égalité des variances entre populations sont appliquées. La transformation « logarithme » est utilisée pour les données de *Centaurea jacea* et de *Leucanthemum vulgare*. Les données de *Lotus corniculatus* sont quant à elles transformées par la racine carrée. Pour l'ensemble de ces analyses, les relevés qui avaient été retirés pour la question (1) (cf. point 6.1) le sont également. Les analyses sont réalisées dans le logiciel Rstudio®.

8.2 Résultats

L'ensemble des résultats des analyses de la variance (AV1) réalisées sur la productivité en nectar à l'échelle de la parcelle et pour trois espèces clés sont présentés dans le tableau 17. Les moyennes observées sont présentées à la figure 25. Pour les quatre variables testées, toutes les techniques de restauration ont permis d'atteindre les valeurs des références actuelles et historiques. La productivité en nectar à l'échelle globale a augmenté de manière significative à la suite des restaurations par épandage de foin et par semis (foin : $\nearrow 141.1 \pm 94.0$ kg/ha/an, semis : $\nearrow 141.7 \pm 96.6$ kg/ha/an ; chaque moyenne donnée dans le texte est accompagnée de son intervalle de confiance). La productivité en nectar initiale des prairies restaurées par changement de régime de fauche était dès le départ équivalente aux références et s'est maintenue au cours du temps. L'ensemble des techniques de restauration ont permis d'augmenter significativement les ressources produites par *Centaurea jacea* et *Leucanthemum vulgare* (*Centaurea jacea* ; fauche : $\nearrow 60.1 \pm 141.6$ kg/ha/an, foin : $\nearrow 154.4 \pm 173.7$ kg/ha/an, semis : $\nearrow 187.4 \pm 135.6$ kg/ha/an, *Leucanthemum vulgare* ; fauche : $\nearrow 48.2 \pm 34.8$ kg/ha/an, foin : $\nearrow 144.8 \pm 178.6$ kg/ha/an, semis : $\nearrow 48.6 \pm 60.6$ kg/ha/an). Les états initiaux des prairies restaurées par changement de régime de fauche étaient déjà caractérisés par un niveau en ressources florales de *Centaurea jacea* équivalent aux références contrairement à ce qui est observé pour *Leucanthemum vulgare*. La méthode de restauration par fauche a donc permis une réelle augmentation des ressources florales de *Leucanthemum vulgare*. Aucune hypothèse n'est rejetée concernant les ressources florales de *Lotus corniculatus* (moyenne globale : 0.7 ± 0.2 kg/ha/an).

Tableau 17 : Résultats des tests de Tukey effectués à la suite des analyses de la variance (AV1) réalisées sur la productivité en nectar à l'échelle de la parcelle et pour trois espèces clés. RA = Référence actuelle, RH = Référence historique, Fa = Restauration par changement de régime de fauche, Fo = Restauration par épandage de foin, Se = Restauration par semis, EI = état initial, EF = état final. Les p-valeurs sont indiquées : $p < 0.05^*$, $p < 0.01^{**}$, $p < 0.001^{***}$, N.S. non significatif.

Productivité en nectar				
Hypothèses	Globale	<i>Centaurea jacea</i>	<i>Leucanthemum vulgare</i>	<i>Lotus corniculatus</i>
Différences entre les références et les états initiaux ?				
Fa.EI = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Fo.EI = RA	*	*	*	N.S.
Se.EI = RA	N.S.	*	**	N.S.
Fa.EI = RH	N.S.	N.S.	**	N.S.
Fo.EI = RH	***	***	***	N.S.
Se.EI = RH	***	***	***	N.S.
Atteinte des référentiels				
Fa.EF = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Fo.EF = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Se.EF = RA	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Fa.EF = RH	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Fo.EF = RH	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Se.EF = RH	N.S.	N.S.	N.S.	N.S.
Evolution dans le temps				
Fa.EI = Fa.EF	N.S.	*	*	N.S.
Fo.EI = Fo.EF	***	***	*	N.S.
Se.EI = Se.EF	**	***	**	N.S.

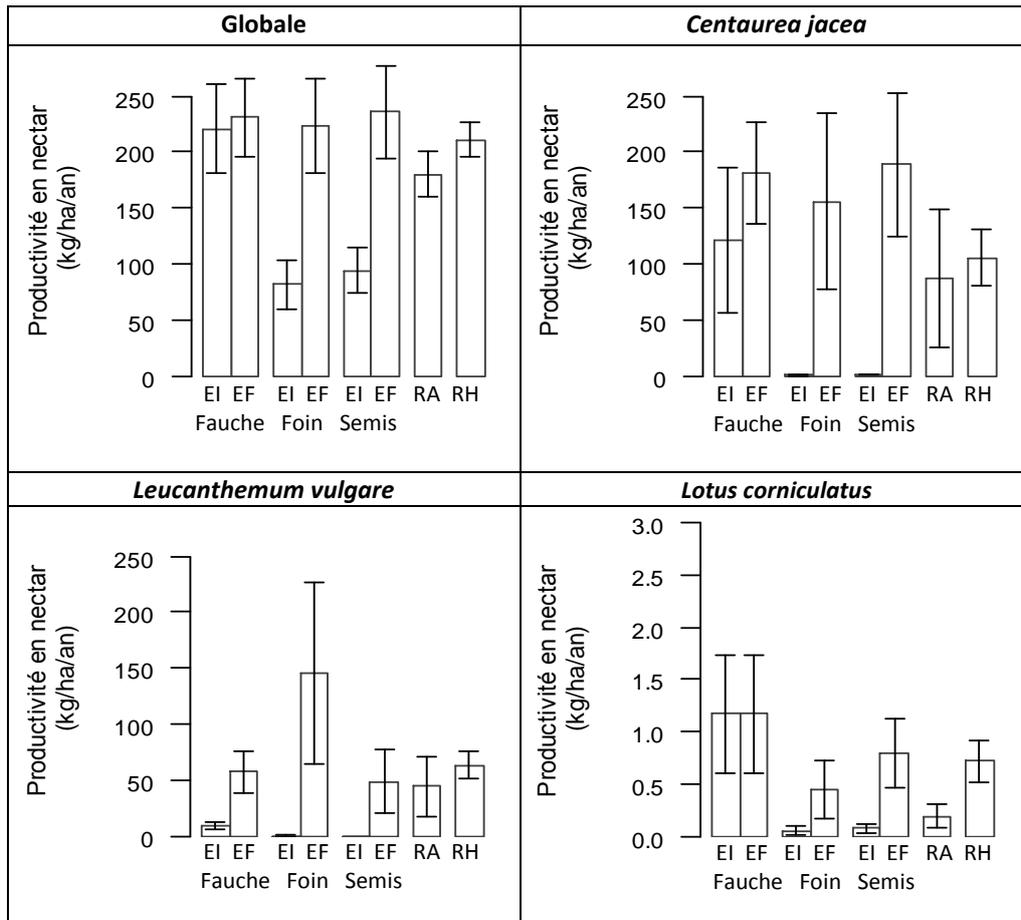


Figure 25 : Moyennes et erreurs standards de la productivité en nectar (kg/ha/an) à l'échelle globale de la prairie et pour trois espèces clés. EI = État initial, EF = État final, RA = Référence actuelle, RH = Référence historique. À noter : l'ordonnée de l'histogramme de *Lotus corniculatus* va jusqu'à 3 kg/ha/an tandis que les autres vont jusqu'à 250 kg/ha/an.

8.3 Discussion

Question (6) : Les ressources florales en nectar sont-elles restaurées à leur valeur de référence ?

Les résultats obtenus permettent de répondre positivement à cette question. Les ressources florales à l'échelle de la prairie et les ressources des trois espèces clés sont totalement restaurées à leur niveau de référence. Les ressources florales initiales dans les prairies restaurées par changement de régime de fauche étaient dès le départ équivalentes aux références. La gestion appliquée a donc permis un maintien des ressources en nectar dans le temps. Cependant, en prenant les cas particuliers de deux espèces clés, le changement de régime de fauche a tout de même permis une augmentation significative des ressources florales de *Centaurea jacea* et de *Leucanthemum vulgare*. Le changement de gestion seul permet donc de significativement augmenter le recouvrement d'espèces clés caractéristiques de l'habitat. Les techniques d'ensemencement ont quant à elles provoqué une augmentation de productivité en nectar d'environ 141 kg/ha/an à l'échelle de la parcelle. Ces résultats étaient attendus du fait que la restauration taxonomique a évolué dans le bon sens. Ainsi, cette analyse a permis de le confirmer.

L'augmentation significative des ressources florales des espèces clés, *Centaurea jacea* et *Leucanthemum vulgare*, traduit une augmentation du recouvrement de ces espèces. Il faut noter que pour les prairies restaurées par ensemencement, le niveau de ressource de *Centaurea jacea* et *Leucanthemum vulgare* était pratiquement nul. Aucun effet n'a pu être mis en évidence pour *Lotus corniculatus*. Cela est probablement dû au fait que cette espèce est largement plus petite que les deux autres et que son recouvrement est habituellement beaucoup moins important. De plus, sa capacité de production en nectar est également amplement plus faible que celle des deux autres espèces (*Lotus corniculatus* : 22.59 kg/ha/an, *Leucanthemum vulgare* : 1181.32 kg/ha/an, *Centaurea jacea* : 2569.17 kg/ha/an).

Ces résultats montrent que les ensemencements sont efficaces pour répondre à un objectif de restauration des ressources florales pour les insectes pollinisateurs car ils ont permis une évolution positive rapide. Cela est encourageant étant donné l'importance donnée aux prairies semi-naturelles pour la conservation des pollinisateurs (Öckinger & Smith, 2007 ; Kleijn et al., 2015 ; Ziaja et al., 2018). Cependant, ces résultats ne permettent pas de savoir si la restauration des ressources aura effectivement un effet sur les populations d'espèces pollinisatrices. En effet, une importante quantité de nectar ne constitue pas le seul besoin indispensable à leur survie. Par exemple, Potts et al. (2004) souligne l'importance de la diversité des ressources en nectar en démontrant que cette variable seule permettait d'expliquer la variation de la richesse spécifique d'abeilles. La conservation des pollinisateurs demande aussi la présence de sites de nidification en suffisance (Senapathi et al., 2015), une large disponibilité temporelle des ressources (Blüthgen & Klein, 2011), dans certains cas la présence de leur plante hôte (Scheper et al., 2014) et également des ressources en pollen qui font tout autant partie de la récompense florale que les ressources en nectar et qui peuvent influencer leur santé et leur fitness, en tout cas concernant l'abeille domestique (Di Pasquale et al., 2013).

9. Conclusion

Les restaurations écologiques du projet LIFE Prairies bocagères ont permis la relance des communautés végétales sur une trajectoire écologique menant aux références actuelles internes au projet et décrites à l'échelle de la prairie. Tant l'évolution de la composition spécifique que de la composition fonctionnelle indique une progression des communautés vers un succès.

La méthode de restauration par semis a produit des résultats généralement moins bons tant du point de vue taxonomique que fonctionnel. Cela est le plus probablement dû aux effets positifs du foin sur la germination, spécialement lors de périodes de sécheresse et de canicule, et à son effet favorable sur la levée de la dormance physique des graines grâce à un phénomène de scarification. L'épandage de foin devrait donc être préféré au semis pour de futures restaurations, surtout en cas de climat sec et chaud.

La composition fonctionnelle des prairies a été globalement restaurée. Concernant la levée du filtre de compétition, la combinaison de l'ensemencement et du régime de fauche est efficace pour rétablir l'équilibre de référence entre les formes de vie. Le régime de fauche adopté a permis la levée du filtre de compétition agissant sur les espèces thérophytes, dont fait partie l'espèce clé *Rhinanthus minor*, hémiparasite de graminée. Les restaurations tendent à favoriser les espèces définies par une SSF plus faible traduisant une stratégie de conservation des ressources qui devrait prévaloir dans les prairies maigres. La levée du filtre à la dispersion dans le temps et dans l'espace était moins claire bien que les résultats soient allés dans le sens de la levée de ce filtre. La proportion d'espèces ayant une banque de graines à plus faible durée de vie a augmenté après l'épandage de foin. Les résultats vont également dans le sens de la levée du filtre à la dispersion des espèces à grosses graines. En revanche, il n'existe pas d'effet évident des ensemencements sur les espèces ayant une faible capacité de dispersion dans l'espace, les espèces autochones.

Les résultats indiquent un véritable succès concernant la restauration des ressources florales en nectar. Les restaurations par changement de régime de fauche ont permis un maintien des récompenses florales tandis que les ensemencements ont fait preuve d'une évolution positive rapide de ces ressources.

L'évaluation de la performance des prairies restaurées en termes de valeur d'usage agricole n'a pas pu être réalisée étant donné la trop faible capacité d'explication des indices proposés dans la littérature. Cela souligne le besoin d'approfondir cette thématique de recherche afin de permettre une valorisation agricole tangible des prairies biodiversifiées. Il serait en effet très intéressant de pouvoir évaluer la restauration biologique en lien direct avec la restauration des valeurs d'usage et surtout de pouvoir répondre à la question : **jusqu'où la restauration de la biodiversité peut-elle aller tout en assurant des valeurs d'usage agricoles ?**

Pour finir, ce travail a mis en exergue la remise en question des références utilisées pour évaluer le succès de restauration de prairies maigres de fauche de *Arrhenatherion elatioris* (habitat 6510 Natura 2000). D'une part, les références historiques ne peuvent plus être considérées comme telles car le but de la restauration devrait être de produire des écosystèmes authentiques et non des copies d'écosystèmes historiques (Allison, 2017). D'autre part, les références actuelles sélectionnées n'ont pas été considérées comme en assez bon état, ni assez représentatives du fait de leur faible nombre. Ce dernier point soulève également **la limite de la méthode d'évaluation de l'état de conservation de cet habitat** (point 5.2 tableau 9) dont le but premier est d'évaluer de façon pragmatique la biodiversité d'une parcelle mais qui semble dans certains cas faillir à cet objectif. Cela a de plus été démontré par la classification et l'ordination réalisées sur 117 relevés phytosociologiques historiques de la base de données de l'OFFH. Une première piste d'amélioration serait la prise en compte de l'abondance relative des espèces caractéristiques et indicatrices. Ces constatations mettent en évidence un **besoin de construction d'un référentiel de restauration de l'habitat 6510** structuré en fonction des objectifs visés. En effet, il serait intéressant de réaliser des inventaires de prairies actuelles à large échelle afin de créer un référentiel taxonomique, fonctionnel et décrit par certains paramètres de valeurs d'usage agricole et d'autres services écosystémiques, qui répondrait à une description complète de la variation existante au sein de cet habitat. Cela est nécessaire afin d'obtenir un référentiel correspondant aux attentes sociétales, c'est-à-dire un référentiel conciliant objectifs de biodiversité et valeur d'usage en se basant sur des prairies actuelles.

10. Index bibliographique

- Allison S.K., 2017. Ecological restoration and environmental change. *In*: Allison S.K. & Murphy S.D., eds. *Routledge handbook of ecological and environmental restoration*. Oxon and New York: Routledge, 522-536.
- Amiaud B. & Carrère P., 2012. La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques. *Fourrages*, **211**, 229–238.
- Asmelash F., Bekele T. & Birhane E., 2016. The potential role of arbuscular mycorrhizal fungi in the restoration of degraded lands. *Front. Microbiol.*, **7**(1095), 1–15.
- Babai D. & Molnár Z., 2014. Small-scale traditional management of highly species-rich grasslands in the Carpathians. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **182**, 123–130.
- Bakker J.P., Poschlod P., Strykstra R.J., Bekker R.M. & Thompson K., 1996. Seed banks and seed dispersal: Important topics in restoration ecology. *Acta Bot. Neerl.*, **45**(4), 461–490.
- Bakker J.P. & Berendse F., 1999. Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends Ecol. Evol.*, **14**(2), 63–68.
- Barral M.P., Rey Benayas J.M., Meli P. & Maceira N.O., 2015. Quantifying the impacts of ecological restoration on biodiversity and ecosystem services in agroecosystems: A global meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **202**, 223–231.
- Bartholomé O. & Lavorel S., 2019. Disentangling the diversity of definitions for the pollination ecosystem service and associated estimation methods. *Ecol. Indic.*, **107**, 105576.
- Baude M., Kunin W.E., Boatman N.D., Conyers S., Davies N., Gillespie M.A.K., Morton R.D., Smart S.M. & Memmott J., 2016. Historical nectar assessment reveals the fall and rise of floral resources in Britain. *Nature*, **530**, 85–88.
- Becking W.R., 1957. The Zürich-Montpellier school of phytosociology. *Bot. Rev.*, **23**(7), 411–488.
- Bengtsson J., Bullock J.M., Egoh B., Everson C., Everson T., O'Connor T., O'Farrell P.J., Smith H.G. & Lindborg R., 2019. Grasslands - more important for ecosystem services than you might think. *Ecosphere*, **10**(2), 1–20.
- Blüthgen N. & Klein A.M., 2011. Functional complementarity and specialisation: The role of biodiversity in plant-pollinator interactions. *Basic Appl. Ecol.*, **12**(4), 282–291.
- Bonari G., Fajmon K., Malenovský I., Zelený D., Holuša J., Jongepierová I., Kočárek P., Konvička O., Uřičář J. & Chytrý M., 2017. Management of semi-natural grasslands benefiting both plant and insect diversity: The importance of heterogeneity and tradition. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **246**, 243–252.
- Born C., Dufrêne M. & Peeters A., 2014. La biodiversité en Wallonie, 40 ans après l'adoption de la loi sur la conservation de la nature. *Aménagement-Environnement*, **4**, 3–31.
- Braun-Blanquet J., 1964. *Pflanzensoziologie: Grundzüge der Vegetationskunde*. 3rd ed. Wien: Springer.

- Breed M.F., Harrison P.A., Bischoff A., Durruty P., Gellie N.J.C., Gonzales E.K., Havens K., Karmann M., Kilkenny F.F., Krauss S.L., Lowe A.J., Marques P., Nevill P.G., Vitt P.L. & Bucharova A., 2018. Priority actions to improve provenance decision-making. *Bioscience*, **68**(7), 510–516.
- Bruchmann I. & Hobohm C., 2010. Halting the loss of biodiversity: Endemic vascular plants in grasslands of Europe. *Grassl. Sci. Eur.*, **15**, 776–778.
- Bucharova A., Bossdorf O., Hölzel N., Kollmann J., Prasse R. & Durka W., 2019. Mix and match: regional admixture provenancing strikes a balance among different seed-sourcing strategies for ecological restoration. *Conserv. Genet.*, **20**, 7–17.
- Bullock J.M. & Pywell R.F., 2005. Rhinanthus: A tool for restoring diverse Grassland? *Folia Geobot.*, **40**, 273–288.
- Bullock J.M., Pywell R.F. & Walker K.J., 2007. Long-term enhancement of agricultural production by restoration of biodiversity. *J. Appl. Ecol.*, **44**(1), 6–12.
- Byers J.E., Cuddington K., Jones C.G., Talley T.S., Hastings A., Lambrinos J.G., Crooks J.A. & Wilson W.G., 2006. Using ecosystem engineers to restore ecological systems. *Trends Ecol. Evol.*, **21**(9), 493–500.
- Cairns J., 2003. Ethical issues in ecological restoration. *Ethics Sci. Environ. Polit.*, **3**, 50–61.
- Campion M., Ninane M., Hautier L., Dufrière M. & Stilmant D., 2014. BIOECOSYS: towards the development of a decision support tool to evaluate grassland ecosystem services. In: Hopkins A., Collins R.P., Fraser M.D., King V.R., Lloyd D.C., Moorby J.M. & Robson P.R.H., eds. *EGF at 50: The Future of European Grasslands Proceedings of the 25th General Meeting of the European Grassland Federation Aberystwyth, Wales. 7-11 September 2014*. Gogerddan, UK: IBERS, 376-378.
- Chazdon R.L. & Benayas J.M.R., 2017. Ecological restoration and ecosystem services. In: Allison S.K. & Murphy S.D., eds. *Routledge handbook of ecological and environmental restoration*. Oxon and New York: Routledge, 522-536.
- Clewell A.F. & Aronson J., 2013. *Ecological Restoration : Principles, Values, and Structure of an Emerging Profession*. 2nd ed. Washington: Island Press.
- Condé S., Jones-Walters L., Torre-Marin A. & Romão C., 2010. *EU 2010 biodiversity baseline. EEA Technical report N° 12/2010*. Copenhagen: European Topic Centre on Biological Diversity and the European Environment Agency.
- Cruz P., Duru M., Therond O., Theau J.P., Ducourtieux C., Jouany C., Al Haj Khaled R. & Ansquer P., 2002. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. *Fourrages*, **172**, 335–354.
- Cruz P., Theau J., Lecloux E., Jouany C. & Duru M., 2010. Typologie fonctionnelle de graminées fourragères pérennes: une classification multitraits. *Fourrages*, **201**, 11–17.
- D'Astous A., Poulin M., Aubin I. & Rochefort L., 2013. Using functional diversity as an indicator of restoration success of a cut-over bog. *Ecol. Eng.*, **61P**, 519–526.

- Davies D.M., Graves J.D., Elias C.O. & Williams P.J., 1997. The impact of *Rhinanthus* spp. on sward productivity and composition: Implications for the restoration of species-rich grasslands. *Biol. Conserv.*, **82**(1), 87–93.
- de Bello F., Lavorel S., Díaz S., Harrington R., Cornelissen J.H.C., Bardgett R.D., Berg M.P., Cipriotti P., Feld C.K., Hering D., da Silva P.M., Potts S.G., Sandin L., Sousa J.P., Storkey J., Wardle D.A. & Harrison P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodivers. Conserv.*, **19**, 2873–2893.
- DEMNA, à paraître. *Cahiers d'Habitats d'Intérêt communautaire. Chapitre 4. Habitats agro-pastoraux : Les prairies semi-naturelles (6410, 6510, 6520) et les mégaphorbiaies (6430)*.
- De Vries D.M., Hart M.L. & Kruijne A.A., 1942. Een waardering van grasland op grond van de plantkundige samenstelling. *Landbouwk. Tijdschr.*, **54**(663), 245–265.
- Di Pasquale G., Salignon M., Le Conte Y., Belzunces L.P., Decourtye A., Kretschmar A., Suchail S., Brunet J.L. & Alaux C., 2013. Influence of Pollen Nutrition on Honey Bee Health: Do Pollen Quality and Diversity Matter? *PLoS One*, **8**(8), 1–13.
- Donath T., Hölzel N. & Otte A., 2003. The impact of site conditions and seed dispersal on restoration success in alluvial meadows. *Appl. Veg. Sci.*, **6**(1), 13–22.
- Donath T.W., Bissels S., Hölzel N. & Otte A., 2007. Large scale application of diaspore transfer with plant material in restoration practice - Impact of seed and microsite limitation. *Biol. Conserv.*, **138**(1–2), 224–234.
- Duckworth J.C., Kent M. & Ramsay P.M., 2000. Plant functional types: an alternative to taxonomic plant community description in biogeography? *Prog. Phys. Geogr.*, **24**(4), 515–542.
- Dudley N., 2011. *Authenticity in Nature: Making Choices About Naturalness in Ecosystems*. Abingdon: Earthscan from Routledge.
- Dufrêne M. & Legendre P., 1997. Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach. *Ecol. Monogr.*, **67**(3), 345–366.
- Duru M., Cruz P.P., Raouda A.H.K., Ducourtieux C. & Theau J.P., 2008. Relevance of plant functional types based on leaf dry matter content for assessing digestibility of native grass species and species-rich grassland communities in spring. *Agron. J.*, **100**(6), 1622–1630.
- Duru M., Cruz P., Jouany C. & Theau J.P., 2010a. Herb'type©: Un nouvel outil pour évaluer les services de production fournis par les prairies permanentes. *Prod. Anim.*, **23**(4), 319–332.
- Duru M., Cruz P., Jouany C. & Theau J.P., 2010b. Construction of a simplified method based on the functional composition of the vegetation for characterizing the agricultural services provided by species-rich grasslands. In: Schnyder H., Isselstein J., Taube F., Auerswald K., Schellberg J., Wachendorf M., Herrmann A., Gierus M., Wrage N. & Hopkins A., eds. *Grassland in a changing world. Proceedings of the 23th General Meeting of the European Grassland Federation. Kiel, Germany. August 29th - September 2nd 2010*. Duderstadt, Germany: Mecke Druck und Verlag, 684–686.

- Duru M., Jouany C., Le Roux X., Navas M.L. & Cruz P., 2014. From a conceptual framework to an operational approach for managing grassland functional diversity to obtain targeted ecosystem services: Case studies from French mountains. *Renew. Agric. Food Syst.*, **29**(3), 239–254.
- Duru M., Pontes L.D.A.S., Schellberg J., Theau J.P. & Therond O., 2019. Grassland functional diversity and management for enhancing ecosystem services and reducing environmental impacts: A cross-scale analysis. In: Lemaire G., De Faccio Carvalho P.C., Kronberg S. & Recous S., eds. *Agroecosystem diversity: Reconciling contemporary agriculture and environmental quality*. Cambridge, MA: Acad. Press, 211-230.
- Duru M., Theau J.-P., Therond O. & Cruz P., 2019. La prairie dans tous ses états : 2. Evaluer la production de fourrages et la fourniture de services écosystémiques. *Fourrages*, **240**, 295–304.
- Dzwonko Z. & Loster S., 2007. A functional analysis of vegetation dynamics in abandoned and restored limestone grasslands. *J. Veg. Sci.*, **18**(2), 203–212.
- Eckstein R.L. & Donath T.W., 2005. Interactions between litter and water availability affect seedling emergence in four familial pairs of floodplain species. *J. Ecol.*, **93**(4), 807–816.
- Ehrlich P.R. & Ehrlich A., 1981. *Extinction: The Causes and Consequences of the Disappearance of Species*. Random House, New York, 305.
- Ehrlich P.R. & Wilson E.O., 1991. Biodiversity Studies: Science and Policy. *Science*, **253**(5021), 758–762.
- Ellenberg H., Weber H.E., Düll R., Wirth V. & Werner W., 1992. *Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa*. 3rd ed. Göttingen : Erich Goltze.
- Elliot R., 1997. *Faking nature: the ethics of environmental restoration*. London: Routledge.
- Engst K., Baasch A., Erfmeier A., Jandt U., May K., Schmiede R. & Bruelheide H., 2016. Functional community ecology meets restoration ecology: Assessing the restoration success of alluvial floodplain meadows with functional traits. *J. Appl. Ecol.*, **53**(3), 751–764.
- Farruggia A., Martin B., Baumont R., Prache S., Doreau M., Hoste H. & Durand D., 2008. Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux ? *Prod. Anim.*, **21**(2), 181–200.
- Garnier E., 1992. Growth Analysis of Congeneric Annual and Perennial Grass Species. *J. Ecol.*, **80**(4), 665–675.
- Gaudet C.L. & Keddy P.A., 1988. A comparative approach to predicting competitive ability from plant traits. *Nature*, **334**(6179), 242–243.
- 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 »*.
- Goret T., 2015. Suivi et améliorations des prairies en Fagne-Famenne. *Forêt.Nature*, **137**, 20-23, https://www.lifeprairiesbocageres.eu/fileadmin/Life/Prairies_bocageres/ArticlesPresse/2015-10_11_12_ForetNature_LifePB.pdf, (23/07/20).

- Gotelli N.J. & Colwell R.K., 2001. Quantifying biodiversity: Procedures and pitfalls in the measurement and comparison of species richness. *Ecol. Lett.*, **4**(4), 379–391.
- Goulson D., Nicholls E., Botías C. & Rotheray E.L., 2015. Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers. *Science*, **347**(6229), 1255957.
- Grace J.B., Anderson T.M., Seabloom E.W., Borer E.T., Adler P.B., Harpole W.S., Hautier Y., Hillebrand H., Lind E.M., Pärtel M., Bakker J.D., Buckley Y.M., Crawley M.J., Damschen E.I., Davies K.F., Fay P.A., Firn J., Gruner D.S., Hector A., Knops J.M.H., MacDougall A.S., Melbourne B.A., Morgan J.W., Orrock J.L., Prober S.M. & Smith M.D., 2016. Integrative modelling reveals mechanisms linking productivity and plant species richness. *Nature*, **529**, 390–393.
- Grime J.P., 2001. *Plant Strategies, Vegetation Processes, and Ecosystem Properties*. 2nd ed. Chichester, England: John Wiley & Sons.
- Haaland C., Naisbit R.E. & Bersier L.F., 2011. Sown wildflower strips for insect conservation: A review. *Insect Conserv. Divers.*, **4**(1), 60–80.
- Haines-Young R. & Potschin M.B., 2018. *Common International Classification of Ecosystem Services (CICES) V5.1 and Guidance on the Application of the Revised Structure*.
- Harris J.A., Hobbs R.J., Higgs E. & Aronson J., 2006. Ecological restoration and global climate change. *Restor. Ecol.*, **14**(2), 170–176.
- Hautier Y., Niklaus P.A. & Hector A., 2009. Competition for light causes plant biodiversity loss after eutrophication. *Science*, **324**(5927), 636–638.
- Hedberg P., Kozub Ł. & Kotowski W., 2014. Functional diversity analysis helps to identify filters affecting community assembly after fen restoration by top-soil removal and hay transfer. *J. Nat. Conserv.*, **22**(1), 50–58.
- Hegland S.J. & Boeke L., 2006. Relationships between the density and diversity of floral resources and flower visitor activity in a temperate grassland community. *Ecol. Entomol.*, **31**(5), 532–538.
- Helsen K., Hermy M. & Honnay O., 2012. Trait but not species convergence during plant community assembly in restored semi-natural grasslands. *Oikos*, **121**(12), 1–11.
- Helsen K., Hermy M. & Honnay O., 2013. Spatial isolation slows down directional plant functional group assembly in restored semi-natural grasslands. *J. Appl. Ecol.*, **50**(2), 404–413.
- Hiers J.K., Jackson S.T., Hobbs R.J., Bernhardt E.S. & Valentine L.E., 2016. The Precision Problem in Conservation and Restoration. *Trends Ecol. Evol.*, **31**(11), 820–830.
- Hobbs R.J. & Harris J.A., 2001. Restoration ecology: Repairing the earth's ecosystems in the new millennium. *Restor. Ecol.*, **9**(2), 239–246.
- Hofmann M. & Isselstein J., 2005. Species enrichment in an agriculturally improved grassland and its effects on botanical composition, yield and forage quality. *Grass Forage Sci.*, **60**(2), 136–145.

- Holl K.D. & Cairns J.R., 2002. Monitoring and appraisal. In: Perrow M.R. & Davy A.J., eds. *Handbook of ecological restoration. Volume 1. Principles of Restoration*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 409–432.
- Holl K.D., 2020. *Primer for Ecological Restoration*. Washington, DC: Island Press.
- Hölzel N., Buisson E. & Dutoit T., 2012. Species introduction - a major topic in vegetation restoration. *Appl. Veg. Sci.*, **15**(2), 161–165.
- Huston M., 1979. A General Hypothesis of Species Diversity. *Am. Nat.*, **113**(1), 81–101.
- Isselstein J., Jeangros B. & Pavlu V., 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe - A review. *Agron. Res.*, **3**(2), 139–151.
- Janssens F., 2001. *Restauration des couverts herbacés riches en espèces*. Thèse de doctorat : Université catholique de Louvain (Belgique).
- Jaunatre R., Buisson E. & Dutoit T., 2014. Topsoil removal improves various restoration treatments of a Mediterranean steppe (La Crau, southeast France). *Appl. Veg. Sci.*, **17**(2), 236–245.
- Jones C.G., Lawron J.H. & Shachak M., 1997. Positive and negative effects of organisms as physical ecosystem engineers. *Ecology*, **78**(7), 1946–1957.
- Jones H.P., Jones P.C., Barbier E.B., Blackburn R.C., Rey Benayas J.M., Holl K.D., McCrackin M., Meli P., Montoya D. & Mateos D.M., 2018. Restoration and repair of Earth's damaged ecosystems. *Proc. R. Soc. B*, **285**, 20172577.
- Jordan W.R., 2010. Some reflections on Curtis Prairie and the genesis of ecological restoration. *Ecol. Manag. Restor.*, **11**(2), 99–107.
- Jordan W.R. & Lubick G.M., 2011. *Making nature whole : a history of ecological restoration*. Washington: Island Press.
- Julve Ph., 1998. Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. Version : 22/08/2017. <http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm>.
- Katz E., 2009. The Big Lie : Human Restoration of Nature. In: David M.K., ed. *Readings in the Philosophy of Technology: Edition 2*. Maryland, United States of America: Rowman & Littlefield Publishers, 443-451.
- Kiehl K., Kirmer A., Donath T.W., Rasran L. & Hölzel N., 2010. Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic Appl. Ecol.*, **11**(4), 285–299.
- Kiss R., Valkó O., Tóthmérész B. & Török P., 2016. Seed bank research in central-European grasslands - an overview. In: Murphy J., ed. *Seed banks: types, roles and research*. New York: Nova Scientific Publishers, 1-34.
- Kleijn D., Winfree R., Bartomeus I., Carvalheiro L.G., Henry M., Isaacs R., Klein A.M., Kremen C., M'Gonigle L.K., Rader R., Ricketts T.H., Williams N.M., Lee Adamson N., Ascher J.S., Báldi A., Batáry P., Benjamin F., Biesmeijer J.C., Blitzer E.J., Bommarco R., Brand M.R., Bretagnolle V.,

- Button L., Cariveau D.P., Chifflet R., Colville J.F., Danforth B.N., Elle E., Garratt M.P.D., Herzog F., Holzschuh A., Howlett B.G., Jauker F., Jha S., Knop E., Krewenka K.M., Le Féon V., Mandelik Y., May E.A., Park M.G., Pisanty G., Reemer M., Riedinger V., Rollin O., Rundlöf M., Sardiñas H.S., Scheper J., Sciligo A.R., Smith H.G., Steffan-Dewenter I., Thorp R., Tschardt T., Verhulst J., Viana B.F., Vaissière B.E., Veldtman R., Ward K.L., Westphal C. & Potts S.G., 2015. Delivery of crop pollination services is an insufficient argument for wild pollinator conservation. *Nat. Commun.*, **6**, 7414.
- Klein A.M., Vaissière B.E., Cane J.H., Steffan-Dewenter I., Cunningham S.A., Kremen C. & Tschardt T., 2007. Importance of pollinators in changing landscapes for world crops. *Proc. R. Soc. B*, **274**(1608), 303–313.
- Kleyer M., Bekker R.M., Knevel I.C., Bakker J.P., Thompson K., Sonnenschein M., Poschlod P., Van Groenendael J.M., Klimeš L., Klimešová J., Klotz S., Rusch G.M., Hermy M., Adriaens D., Boedeltje G., Bossuyt B., Dannemann A., Endels P., Götzenberger L., Hodgson J.G., Jackel A.K., Kühn I., Kunzmann D., Ozinga W.A., Römermann C., Stadler M., Schlegelmilch J., Steendam H.J., Tackenberg O., Wilmann B., Cornelissen J.H.C., Eriksson O., Garnier E. & Peco B., 2008. The LEDA Traitbase: A database of life-history traits of the Northwest European flora. *J. Ecol.*, **96**(6), 1266–1274.
- Knops J.M.H. & Reinhart K., 2000. Specific Leaf Area along a Nitrogen Fertilization Gradient. *Am. Midl. Nat.*, **144**(2), 265–272.
- Kollmann J., Meyer S.T., Bateman R., Conradi T., Gossner M.M., de Souza Mendonça M., Fernandes G.W., Hermann J.M., Koch C., Müller S.C., Oki Y., Overbeck G.E., Paterno G.B., Rosenfield M.F., Toma T.S.P. & Weisser W.W., 2016. Integrating ecosystem functions into restoration ecology—recent advances and future directions. *Restor. Ecol.*, **24**(6), 722–730.
- Lake P.S., Bond N. & Reich P., 2007. Linking ecological theory with stream restoration. *Freshw. Biol.*, **52**(4), 597–615.
- Lamarque P., Tappeiner U., Turner C., Steinbacher M., Bardgett R.D., Szukics U., Schermer M. & Lavorel S., 2011. Stakeholder perceptions of grassland ecosystem services in relation to knowledge on soil fertility and biodiversity. *Reg. Environ. Chang.*, **11**, 791–804.
- Lambinon J. & Verloove F., 2015. *Nouvelle Flore de la Belgique, du Grand-Duché de Luxembourg, du Nord de la France et des régions voisines*. 6e éd. Meise, Belgique : Jardin botanique Meise.
- Lanaken E. & Erviö R., 1971. A comparison of eight extractants for the determination of plant available micronutrients on soils. *Acta Agraria Fennica*, **123**, 223–232
- Lavorel S. & Garnier E., 2002. Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. *Funct. Ecol.*, **16**(5), 545–556.
- Lavorel S., Díaz S., Cornelissen H., Garnier E., Harrison S. P., McIntyre S., Pausas J. G., Pérez-Harguindeguy N., Roumet C. & Urcelay C., 2007. Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail? In: Canadell J., Pataki D. & Pitelka L., eds. *Terrestrial ecosystems in a changing world*. Heidelberg: Springer-Verlag, 149–164.

- Lavorel S., Grigulis K., McIntyre S., Williams N.S.G., Garden D., Dorrough J., Berman S., Quétier F., Thébault A. & Bonis A., 2008. Assessing functional diversity in the field - Methodology matters! *Funct. Ecol.*, **22**(1), 134–147.
- Larrère R., 2014. Questions éthiques à propos de la restauration écologique. *In* : Rey F., Gosselin F. & Doré A., éd. *Ingénierie écologique : Action par et/ou pour le vivant*. Versailles : Ed. Quae, 43-50.
- Legendre P. & Legendre L., 2012. *Numerical Ecology*. 3rd ed. Amsterdam: Elsevier.
- Lewis S.L. & Maslin M.A., 2015. Defining the Anthropocene. *Nature*, **519**(7542), 171–180.
- Lockwood J.L., 1997. An Alternative to Succession: Assembly Rules Offer Guide to Restoration Efforts. *Restor. Manag. Notes*, **15**(1), 45–50.
- Loydi A., Eckstein R.L., Otte A. & Donath T.W., 2013. Effects of litter on seedling establishment in natural and semi-natural grasslands: A meta-analysis. *J. Ecol.*, **101**(2), 454–464.
- Lundgren R., Totland Ø. & Lázaro A., 2016. Experimental simulation of pollinator decline causes community-wide reductions in seedling diversity and abundance. *Ecology*, **97**(6), 1420–1430.
- Mahy G., 2003. Restauration des populations végétales : le point de vue des diaspores. *In* : Les Naturalistes belges, éd. *Actes du Colloque. La restauration de la flore indigène : jusqu'où peut-on aller ? Louvain-la-Neuve 19 septembre 2003*. Bruxelles : Les Naturalistes belges, 84, 2-3-4: 85-96.
- Manning P., Gossner M.M., Bossdorf O., Allan E., Zhang Y.Y., Prati D., Blüthgen N., Boch S., Böhm S., Börschig C., Hölzel N., Jung K., Klaus V.H., Klein A.M., Kleinebecker T., Krauss J., Lange M., Müller J., PAŠALIĆ E., Socher S.A., Tschapka M., Türke M., Weiner C., Werner M., Gockel S., Hemp A., Renner S.C., Wells K., Buscot F., Kalko E.K.V., Linsenmair K.E., Weisser W.W. & Fischer M., 2015. Grassland management intensification weakens the associations among the diversities of multiple plant and animal taxa. *Ecology*, **96**(6), 1492–1501.
- Marrs R. H., 2002. Manipulating the chemical environment of the soil. *In*: Perrow M.R. & Davy A.J., eds. *Handbook of ecological restoration. Volume 1. Principles of Restoration*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 155–183.
- McKay J.K., Christian C.E., Harrison S. & Rice K.J., 2005. “How local is local?” - A review of practical and conceptual issues in the genetics of restoration. *Restor. Ecol.*, **13**(3), 432–440.
- Menz M.H.M., Phillips R.D., Winfree R., Kremen C., Aizen M.A., Johnson S.D. & Dixon K.W., 2011. Reconnecting plants and pollinators: Challenges in the restoration of pollination mutualisms. *Trends Plant Sci.*, **16**(1), 4–12.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis*. World Resources Institute, Washington, DC.
- Öckinger E. & Smith H.G., 2007. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes. *J. Appl. Ecol.*, **44**(1), 50–59.
- Oksanen J., Blanchet F.G., Friendly M., Kindt R., Legendre P., McGlinn D., Minchin P.R., O’Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Szoecs E. & Wagner H., 2018. *Vegan: Community ecology package. R package, version 2.5-3*.

- Olivieri I. & Vitalis R., 2001. La biologie des extinctions. *Medecine/Sciences*, **17**(1), 63–69.
- Ollerton J., 2017. Pollinator Diversity: Distribution, Ecological Function, and Conservation. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.*, **48**, 353–376.
- Ollerton J., Winfree R. & Tarrant S., 2011. How many flowering plants are pollinated by animals? *Oikos*, **120**(3), 321–326.
- Oomes M.J.M., 1992. Yield and species density of grasslands during restoration management. *J. Veg. Sci.*, **3**(2), 271–274.
- Ouvrard P., Transon J. & Jacquemart A.L., 2018. Flower-strip agri-environment schemes provide diverse and valuable summer flower resources for pollinating insects. *Biodivers. Conserv.*, **27**, 2193–2216.
- Padilla F.M. & Pugnaire F.I., 2006. The role of nurse plants in the restoration of degraded environments. *Front. Ecol. Environ.*, **4**(4), 196–202.
- Pearce D.W. & Moran D., 1994. *The Economic Value of Biodiversity*. London: Earthscan, in association with the IUCN.
- Peterson G., Allen C.R. & Hollin C.S., 1998. Ecological Resilience, Biodiversity, and Scale. *Ecosystems*, **1**, 6–18.
- Pfadenhauer J. & Klötzli F., 1996. Restoration experiments in middle European wet terrestrial ecosystems: An overview. *Vegetatio*, **126**, 101–115.
- Piqueray J., Bottin G., Delescaille L.M., Bisteau E., Colinet G. & Mahy G., 2011. Rapid restoration of a species-rich ecosystem assessed from soil and vegetation indicators: The case of calcareous grasslands restored from forest stands. *Ecol. Indic.*, **11**(2), 724–733.
- Piqueray J., Ferroni L., Delescaille L.M., Speranza M., Mahy G. & Poschlod P., 2015. Response of plant functional traits during the restoration of calcareous grasslands from forest stands. *Ecol. Indic.*, **48**, 408–416.
- Piqueray J., Rouxhet S., Hendrickx S. & Mahy G., 2016. Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium. *Conserv. Evid.*, **13**, 47–50.
- Pitz C., Piqueray J., Monty A. & Mahy G., 2018. Naturally recruited herbaceous vegetation in abandoned Belgian limestone quarries: towards habitats of conservation interest analogues? *Folia Geobot.*, **53**, 147–158.
- Pitz C., 2018. *Restauration écologique en carrière, habitats analogues et résistances aux invasions végétales*. Thèse de doctorat : Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège (Belgique).
- 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. *Appl. Veg. Sci.*, **1**(1), 75–91.
- Poschlod P., Kleyer M., Jackel A., Dannemann A. & Tackenberg O., 2003. BIOPOP - A database of plant traits and internet application for nature conservation. *Folia Geobot.*, **38**, 263–271.

- Potts S.G., Vulliamy B., Roberts S., O'Toole C., Dafni A., Ne'eman G. & Willmer P.G., 2004. Nectar resource diversity organises flower-visitor community structure. *Entomol. Exp. Appl.*, **113**(2), 103–107.
- Prach K., Bartha S., Joyce C.B., Pyšek P., Diggelen R. Van, Chris B. & Diggelen V., 2001. The role of spontaneous vegetation: A perspective. *Appl. Veg. Sci.*, **4**(1), 111–114.
- Prach K., Durigan G., Fennessy S., Overbeck G.E., Torezan J.M. & Murphy S.D., 2019. A primer on choosing goals and indicators to evaluate ecological restoration success. *Restor. Ecol.*, **27**(5), 917–923.
- Pywell R.F., Bullock J.M., Roy D.B., Warman L., Walker K.J. & Rothery P., 2003. Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. *J. Appl. Ecol.*, **40**(1), 65–77.
- Pywell R.F., Bullock J.M., Walker K.J., Coulson S.J., Gregory S.J. & Stevenson M.J., 2004. Facilitating grassland diversification using the hemiparasitic plant *Rhinanthus minor*. *J. Appl. Ecol.*, **41**(5), 880–887.
- Pywell R.F., Woodcock B., Tallowin J.B., Mortimer S.R. & Bullock J.M., 2012. Restoring species-rich grassland: principles and techniques. In: Peel S., Chesterton C., Cooke A., Jefferson R., Martin D., Smith B., Smith S. & Tallowin J., eds. *Restoring diverse grassland: What can be achieved where, and what will it do for us?* Thame, UK, 19-20 June 2012. Wellesbourne, UK: Association of Applied Biologists, 11-21.
- Ricou C., Schneller C., Amiaud B., Plantureux S. & Bockstaller C., 2014. A vegetation-based indicator to assess the pollination value of field margin flora. *Ecol. Indic.*, **45**, 320–331.
- Roberts D.W., 2019. *Labdsv : Ordination and multivariate analysis for ecology. R package, version 2.0-1*.
- Roulston T.H. & Goodell K., 2011. The Role of Resources and Risks in Regulating Wild Bee Populations. *Annu. Rev. Entomol.*, **56**, 293–312.
- Rouxhet S., Halford M., Goret T., Walot T., Le Roi A., Thirion M. & Mulders C., 2007. *Programme Agro-environnemental en Région Wallonne. Vade-mecum relatif à l'avis technique dans le cadre du programme agro-environnemental. Méthode 8 : Prairie de haute valeur biologique. Rapport de recherche externe*. ACREA-ULiège, ECOP-UCL, GIREA-UCL, DGA D42.
- Ruiz-Jaen M.C. & Aide T.M., 2005. Restoration success: How is it being measured? *Restor. Ecol.*, **13**(3), 569–577.
- Saintenoy-Simon J., 2003. Les problèmes rencontrés par les floristes et phytogéographes. In : Les Naturalistes belges, éd. *Actes du Colloque. La restauration de la flore indigène : jusqu'où peut-on aller ? Louvain-la-Neuve 19 septembre 2003*. Bruxelles : Les Naturalistes belges, 84, 2-3-4: 97-120.
- Scheper J., Reemer M., Van Kats R., Ozinga W.A., Van Der Linden G.T.J., Schaminée J.H.J., Siepel H. & Kleijn D., 2014. Museum specimens reveal loss of pollen host plants as key factor driving wild bee decline in the Netherlands. *Proc. Natl. Acad. Sci. U.S.A.*, **111**(49), 17552–17557.

- Senapathi D., Biesmeijer J.C., Breeze T.D., Kleijn D., Potts S.G. & Carvalheiro L.G., 2015. Pollinator conservation - The difference between managing for pollination services and preserving pollinator diversity. *Curr. Opin. Insect Sci.*, **12**, 93–101.
- SPW - DGO3 - DEMNA - DEE, 2017. *Rapport sur l'état de l'environnement wallon 2017*. SPW Éditions: Jambes, Belgique, <http://etat.environnement.wallonie.be>, (20/02/2020).
- SER, 2004. *L'abcaire sur l'écologie de la restauration de la SER internationale*, trad. C. Fontaine & J. Aronson. Tucson: Society for Ecological Restoration International, www.ser.org.
- SER & IUCN, 2004. *Ecological Restoration, a means of conserving biodiversity and sustaining livelihoods*. Society for Ecological Restoration International, Tucson, Arizona, USA and IUCN Commission on Ecosystem Management, Gland, Switzerland.
- Service Public de Wallonie, 2019. *Prioritised action framework (PAF) for Natura 2000 in Wallonia (Belgium) for the EU multiannual financing period 2021 - 2027. Technical report*. Jambes : SPW/DGO3/DNF/DNEV/Natura 2000 Unit.
- Sollenberger L.E., Kohmann M.M., Dubeux J.C.B. & Silveira M.L., 2019. Grassland management affects delivery of regulating and supporting ecosystem services. *Crop Sci.*, **59**(2), 441–459.
- Theau J., Cruz P., Fallour D., Jouany C., Lecloux E. & Duru M., 2010. Une méthode simplifiée de relevé botanique pour une caractérisation agronomique des prairies permanentes. *Fourrages*, **201**, 19–25.
- Tilman D., Knops J., Wedin D., Reich P., Ritchie M. & Siemann E., 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science*, **277**(5330), 1300–1302.
- Uyttenbroeck R., 2017. *Functional diversity and mowing regime of flower strips as tools to support pollinators and to suppress weeds*. Thèse de doctorat : Gembloux Agro-Bio Tech, Université de Liège (Belgique).
- van der Maarel E., 1979. Transformation of Cover-Abundance Values in Phytosociology and Its Effects on Community Similarity. *Vegetatio*, **39**(2), 97–114.
- Van Vooren L., Reubens B., Broekx S., Reheul D. & Verheyen K., 2018. Assessing the impact of grassland management extensification in temperate areas on multiple ecosystem services and biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, **267**, 201–212.
- Venturini E.M., Drummond F.A., Hoshida A.K., Dibble A.C. & Stack L.B., 2017. Pollination reservoirs for wild bee habitat enhancement in cropping systems: a review. *Agroecol. Sustain. Food Syst.*, **41**(2), 101–142.
- Verhagen R., Klooker J., Bakker J.P. & Van Diggelen R., 2001. Restoration success of low-production plant communities on former agricultural soils after top-soil removal. *Appl. Veg. Sci.*, **4**(1), 75–82.
- Violle C., Navas M.-L., Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I. & Garnier E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos*, **116**(5), 882–892.

- 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. *Biol. Conserv.*, **119**(1), 1–18.
- Weiher E. & Keddy P., 1999. Assembly rules as general constraints on community composition. In: Weiher E. & Keddy P., eds. *Assembly Rules: Perspectives, Advances, Retreats*. Cambridge, UK: Cambridge University Press, 251–271.
- 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. *J. Veg. Sci.*, **10**(5), 609–620.
- 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. *Annu. Rev. Ecol. Syst.*, **33**, 125–159.
- White P.S. & Walker J.L., 1997. Approximating nature's variation: Selecting and using reference information in restoration ecology. *Restor. Ecol.*, **5**(4), 338–349.
- Wibail L., Goffart P., Smits Q., Delescaille L.-M., Couvreur J.-M., Keulen C., Delmarche C., Gathoye J.-L., Manet B. & Derochette L., 2014. *Évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces Natura 2000 en Wallonie. Résultats du Rapportage Article 17 au titre de la Directive 92/43/CEE pour la période 2007-2012*. Gembloux : DGOARNE, Département de l'Étude du Milieu Naturel et Agricole-Direction de la Nature et de l'Eau.
- Wilson E.O., 1989. Threats to Biodiversity. *Sci. Am.*, **261**(3), 108–116.
- Wilson J.B., Peet R.K., Dengler J. & Pärtel M., 2012. Plant species richness: The world records. *J. Veg. Sci.*, **23**(4), 796–802.
- Wilson P.J., Thompson K. & Hodgson J.G., 1999. Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. *New Phytol.*, **143**(1), 155–162.
- Wortley L., Hero J.M. & Howes M., 2013. Evaluating ecological restoration success: A review of the literature. *Restor. Ecol.*, **21**(5), 537–543.
- Wright I.J., Reich P.B., Westoby M., Ackerly D.D., Baruch Z., Bongers F., Cavender-Bares J., Chapin T., Cornelissen J.H.C., Diemer M., Flexas J., Garnier E., Groom P.K., Gulias J., Hikosoka K., Lamont B.B., Lee T., Lee W., Lusk C., Midgley J.J., Navas M.-L., Niinemets Ü., Oleksyn J., Osada N., Poorter H., Poot P., Prior L., Pyankov V.I., Roumet C., Thomas S.C., Tjoelker M.G., Veneklass E.J. & Villar R., 2004. The worldwide leaf economics spectrum. *Nature*, **428**, 821–827.
- Young T.P., 2000. Restoration ecology and conservation biology. *Biol. Conserv.*, **92**(1), 73–83.
- Young T.P., Petersen D.A. & Clary J.J., 2005. The ecology of restoration: Historical links, emerging issues and unexplored realms. *Ecol. Lett.*, **8**(6), 662–673.
- Zhao Y., Liu Z. & Wu J., 2020. Grassland ecosystem services: a systematic review of research advances and future directions. *Landsc. Ecol.*, **35**, 793-814.
- Ziaja M., Denisow B., Wrzesień M. & Wójcik T., 2018. Availability of food resources for pollinators in three types of lowland meadows. *J. Apic. Res.*, **57**(4), 467–478.

11. Annexes

Annexe 1 : Tableau d'identification des prairies étudiées.

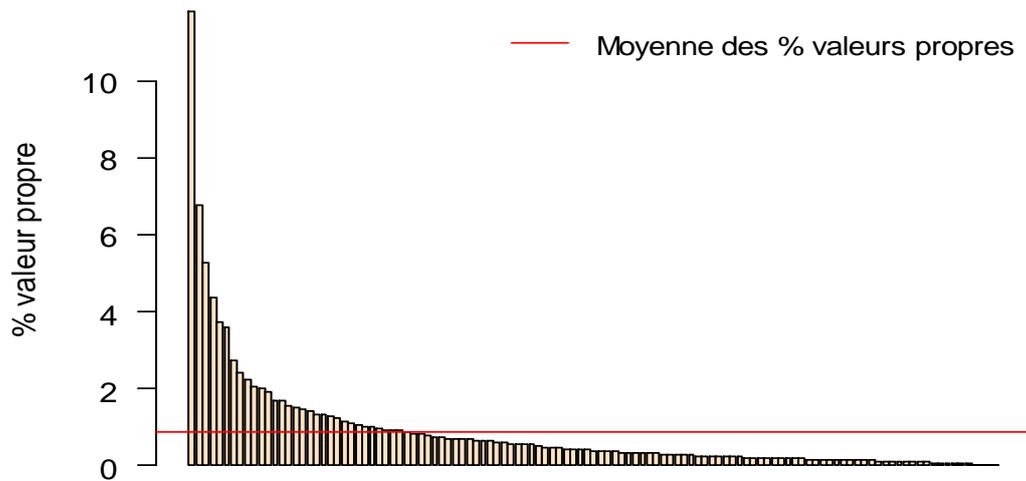
ID	Modalité	Date de restauration	Surface (ha)	Réserve naturelle	Propriétaire	Région	Coordonnées Lambert X	Coordonnées Lambert Y
BW04E	Fauche 2013-2014	2014	0.68	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	204840.37	90889.76
BW06E	Fauche 2013-2014	2014	1.08	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	204696.25	90900.62
BW12	Fauche 2013-2014	2014	0.37	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	204089.01	90546.64
BW13O	Fauche 2013-2014	2013	0.72	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	203588.3	90633.7
CO09	Fauche 2013-2014	2013	1.92	Comogne	Natagora	Famenne	199971.07	91475.5
RI04	Fauche 2013-2014	2013	1.63	Ri d'howisse	Natagora	Famenne	213258.15	89353.53
FE09	Fauche 2015-2016	2016	1.99	Feschoux	Natagora	Famenne	188272.76	93035.71
LP03GD	Fauche 2015-2016	2016	4.14	La Prée	Natagora	Fagne	154397.93	85330.01
LP13O	Fauche 2015-2016	2016	1.05	La Prée	Natagora	Fagne	155116.11	84621.97
LP35	Fauche 2015-2016	2015	1.18	La Prée	Natagora	Fagne	156089.73	84521.72
LP36	Fauche 2015-2016	2015	1.36	La Prée	Natagora	Fagne	156025.97	84613.37
LP44	Fauche 2015-2016	2016	0.56	La Prée	Natagora	Fagne	152800.82	84916
BW20	Fauche 2017-2018	2018	1.80	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	206273.78	91318.49
FR14	Fauche 2017-2018	2017	0.51	Froid-lieu	Natagora	Famenne	198922.96	85799.85
FR15	Fauche 2017-2018	2018	0.29	Froid-lieu	Natagora	Famenne	198948.86	85869.32
LP03S	Fauche 2017-2018	2017	0.86	La Prée	Natagora	Fagne	154470.43	85171.05
LP03SE	Fauche 2017-2018	2017	1.93	La Prée	Natagora	Fagne	154544.67	85258.24
LP19NE	Fauche 2017-2018	2017	0.47	La Prée	Natagora	Fagne	155494.7	84851.69
LP12E	Foin 2013-2014	2014	4.10	La Prée	Natagora	Fagne	155261.35	84850.11
LP12O	Foin 2013-2014	2014	2.23	La Prée	Natagora	Fagne	155031.99	84820.05
LP30N	Foin 2013-2014	2014	0.63	La Prée	Natagora	Fagne	155612.15	84399.48
LP46	Foin 2013-2014	2014	1.27	La Prée	Natagora	Fagne	155734.88	84615.34
LP63	Foin 2013-2014	2014	2.50	La Prée	Natagora	Fagne	155690.59	84647.15
LP64	Foin 2013-2014	2014	1.88	La Prée	Natagora	Fagne	153345.41	83733.95
BE12	Foin 2015-2016	2015	1.24	Behotte	Natagora	Famenne	209228.98	94400.4
BE21	Foin 2015-2016	2015	0.27	Behotte	Natagora	Famenne	208655.92	93883.5
FR09	Foin 2015-2016	2015	0.48	Froid-lieu	Natagora	Famenne	199014.86	85845.81
FR10	Foin 2015-2016	2015	1.68	Froid-lieu	Natagora	Famenne	199318.91	85777.87
LP68	Foin 2015-2016	2015	1.16	La Prée	Natagora	Fagne	153333.88	83548.01
BW10	Semis 2013-2014	2014	2.15	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	204246.57	90871.48
BW11	Semis 2013-2014	2014	0.48	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	204174.61	90748.47
BW13E	Semis 2013-2014	2014	2.49	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	203651.67	90647.11
LP48	Semis 2013-2014	2014	2.02	La Prée	Natagora	Fagne	156260.81	84589.84
LP49	Semis 2013-2014	2014	0.90	La Prée	Natagora	Fagne	156321.18	84610.08
LP33	Semis 2015-2016	2015	1.55	La Prée	Natagora	Fagne	155929.35	84400.69
LP42	Semis 2015-2016	2015	0.53	La Prée	Natagora	Fagne	154741.52	84101.75
LP52	Semis 2015-2016	2016	1.80	La Prée	Natagora	Fagne	157929.76	85682.7
LP54	Semis 2015-2016	2016	1.33	La Prée	Natagora	Fagne	158125.64	85597.36
LP55	Semis 2015-2016	2016	1.72	La Prée	Natagora	Fagne	158224.52	85674.36
LP58	Semis 2015-2016	2015	1.15	La Prée	Natagora	Fagne	154983.09	84326.94
BE05	Semis 2017-2018	2018	3.24	Behotte	Natagora	Famenne	208974.41	94387.84
FR19	Semis 2017-2018	2018	1.20	Froid-lieu	Natagora	Famenne	197728.1	86187.31
LP09	Semis 2017-2018	2017	1.51	La Prée	Natagora	Fagne	154815.46	84715.7
LP31	Semis 2017-2018	2018	1.09	La Prée	Natagora	Fagne	155842.79	84285.62
LP65	Semis 2017-2018	2017	0.81	La Prée	Natagora	Fagne	152295.67	83318.13
RI25O	Semis 2017-2018	2017	0.38	Ri d'howisse	Natagora	Famenne	213099.6	88279.45
VW24	Référence actuelle	/	0.22	Vallée de la Wimbe	Natagora	Famenne	200211.37	87510.26
BE07	Référence actuelle	/	0.43	Behotte	Natagora	Famenne	209269.38	95329.23
BW21	Référence actuelle	/	1.02	Basse Wimbe	Natagora	Famenne	203474.34	90618.89

FE02	Référence actuelle	/	0.19	Feschaux	Natagora	Famenne	186458.67	93337.67
FR17	Référence actuelle	/	0.31	Froid-lieu	Natagora	Famenne	198973.71	85752.3
LP28	Référence actuelle	/	2.40	La Prée	Natagora	Fagne	155608.67	84195.01
BA1	Contrôle EC C	/	2.09	/	Bayet Sonia	Fagne	154997.44	83321.18
DA16	Contrôle EC C	/	0.21	Dailly	Natagora	Fagne	154498.24	83391.49
DE1	Contrôle EC C	/	1.87	/	De Cumont Bertrand	Famenne	201017.31	89099.84
DO1	Contrôle EC C	/	2.52	/	Donation royale	Famenne	203555.97	92123.33
LO1	Contrôle EC C	/	0.73	/	Louis Arnaud	Famenne	187904.42	93372.86
TH3	Contrôle EC C	/	1.74	/	Goret Thibaut	Famenne	188041.96	92521.58
BA2	Contrôle EC D	/	8.40	/	Bayet Sonia	Fagne	154195.58	82132.88
BA3	Contrôle EC D	/	3.44	/	Bayet Sonia	Fagne	154519.25	82319.12
LP43	Contrôle EC D	/	0.41	La Prée	Natagora	Fagne	154062.6	84699.86
TH2	Contrôle EC D	/	5.00	/	Goret Thibaut	Famenne	187087.29	93082.3
VDB1	Contrôle EC D	/	6.28	/	Van Den Bossche David	Fagne	155242.9	85069.34
VDB2	Contrôle EC D	/	1.47	/	Van Den Bossche David	Fagne	158734.81	86283.05

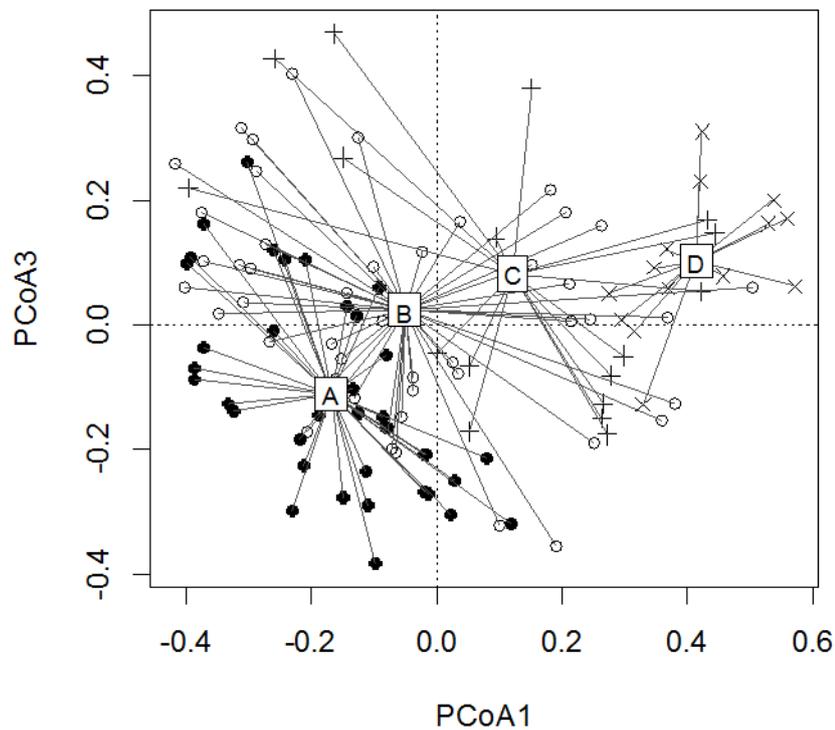
Annexe 2 : Transformations de variable permettant d'améliorer au mieux la normalité des populations et l'égalité des variances.

Transformations de variables				
Variables	AV1 – Régime de fauche	AV1 – Épandage de foin	AV1 - Semis	ACP
%autre	$\sqrt{\%autre}$	$\sqrt{\%autre}$	$\sqrt{\%autre}$	$\sqrt{\%autre}$
%dicot	$\arcsin(\sqrt{\%dicot})$	$\arcsin(\sqrt{\%dicot})$	$\arcsin(\sqrt{\%dicot})$	$\arcsin(\sqrt{\%dicot})$
%gram	$\arcsin(\sqrt{\%gram})$	$\log(\%gram)$	$\arcsin(\sqrt{\%gram})$	$\arcsin(\sqrt{\%gram})$
%leg	$\sqrt{\%leg}$	$\sqrt{\%leg}$	$\sqrt{\%leg}$	$\sqrt{\%leg}$
%chame	$\sqrt{\%chame}$	$\sqrt{\%chame}$	$\sqrt{\%chame}$	$\sqrt{\%chame}$
%geo	$\sqrt{\%geo}$	$\sqrt{\%geo}$	$\sqrt{\%geo}$	$\sqrt{\%geo}$
%helo	$\sqrt{\%helo}$	$\sqrt{\%helo}$	$\sqrt{\%helo}$	$\sqrt{\%helo}$
%hemi	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation
%hemi_ces	$\log(\%hemi_ces)$	$\log(\%hemi_ces)$	$\log(\%hemi_ces)$	$\log(\%hemi_ces)$
%hemi_ros	$\sqrt{\%hemi_ros}$	$\sqrt{\%hemi_ros}$	$\log(\%hemi_ros)$	$\sqrt{\%hemi_ros}$
%thero	$\sqrt{\%thero}$	$\sqrt{\%thero}$	$\sqrt{\%thero}$	$\sqrt{\%thero}$
TMS	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation
SSF	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation
hauteur	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation
masse_gr	$\log(\text{masse_gr})$	$\log(\text{masse_gr})$	$\log(\text{masse_gr})$	$\log(\text{masse_gr})$
%BG_trans	$\arcsin\sqrt{\%BG_trans}$	$\arcsin\sqrt{\%BG_trans}$	$\arcsin\sqrt{\%BG_trans}$	$\arcsin\sqrt{\%BG_trans}$
%BG_court	$\sqrt{\%BG_court}$	$\sqrt{\%BG_court}$	$\sqrt{\%BG_court}$	$\sqrt{\%BG_court}$
%autochore	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation	Pas de transformation
%nautochore	$\arcsin\sqrt{\%nautochore}$	$\arcsin\sqrt{\%nautochore}$	$\arcsin\sqrt{\%nautochore}$	$\arcsin\sqrt{\%nautochore}$
%meteorochore	$\log(\%meteorochore)$	$\arcsin\sqrt{\%meteorochore}$	$\arcsin\sqrt{\%meteorochore}$	$\arcsin\sqrt{\%meteorochore}$
%agochore	$\arcsin\sqrt{\%agochore}$	$\arcsin\sqrt{\%agochore}$	$\arcsin\sqrt{\%agochore}$	$\arcsin\sqrt{\%agochore}$
%zoochore	$\arcsin\sqrt{\%zoochore}$	$\arcsin\sqrt{\%zoochore}$	$\arcsin\sqrt{\%zoochore}$	$\arcsin\sqrt{\%zoochore}$

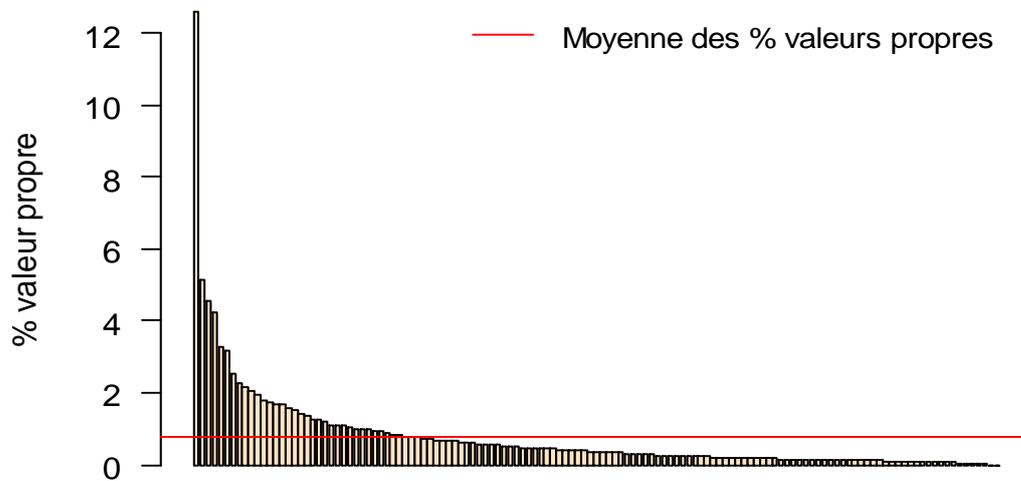
Annexe 3 : Histogramme des pourcentages des valeurs propres des axes de la PCoA réalisée sur les 117 relevés historiques de la base de données de l'OFFH.



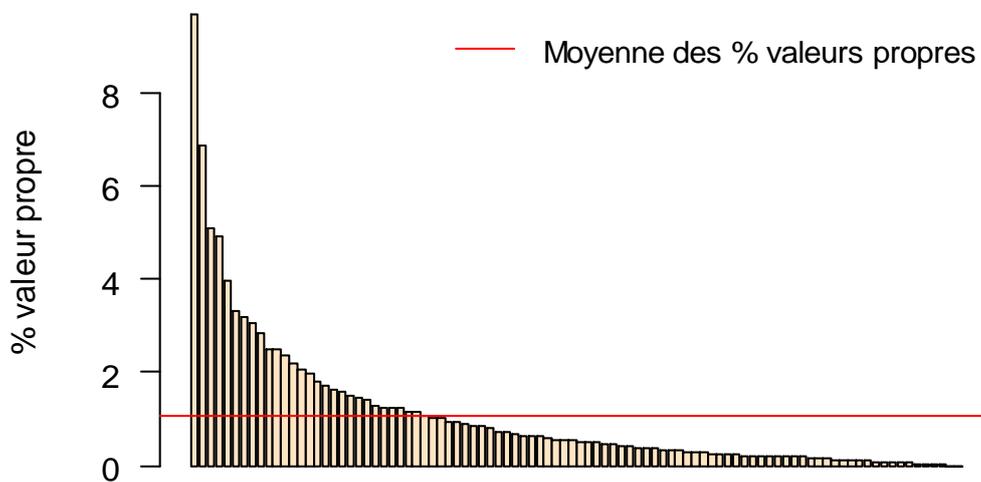
Annexe 4 : Analyse en coordonnées principales (AcoP ; PCoA Principal Coordinates Analysis) des 117 relevés historiques de la base de données de l'OFFH (37 EC A, 47 EC B, 17 EC C, 16 EC D dont 3 E2.11a, 13 E2.11c). A = 6510 EC A, B = 6510 EC B, C = 6510 EC C, D = hors 6510. L'axe 1 (PCoA1) explique 11.80% de la variation floristique. L'axe 3 (PCoA3) explique 5.29% de la variation.



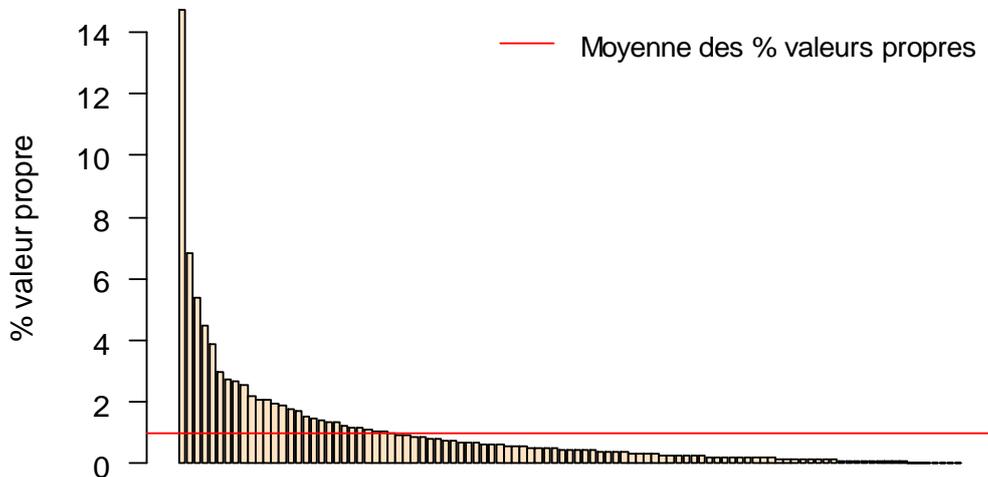
Annexe 5 : Histogramme des pourcentages des valeurs propres des axes de la *PCoA* réalisée sur 94 relevés en plein (44 états initiaux, 11 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 18 il y a 4-5 ans, 15 il y a 6-7 ans, 6 références actuelles) et 37 références historiques.



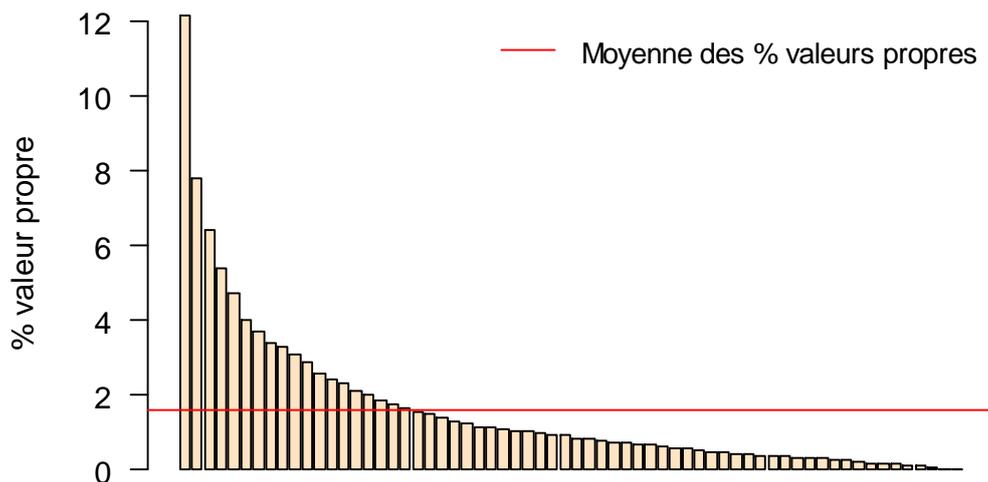
Annexe 6 : Histogramme des pourcentages des valeurs propres des axes de la *PCoA* réalisée sur 94 relevés en plein (44 états initiaux, 11 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 18 il y a 4-5 ans, 15 il y a 6-7 ans, 6 références actuelles).



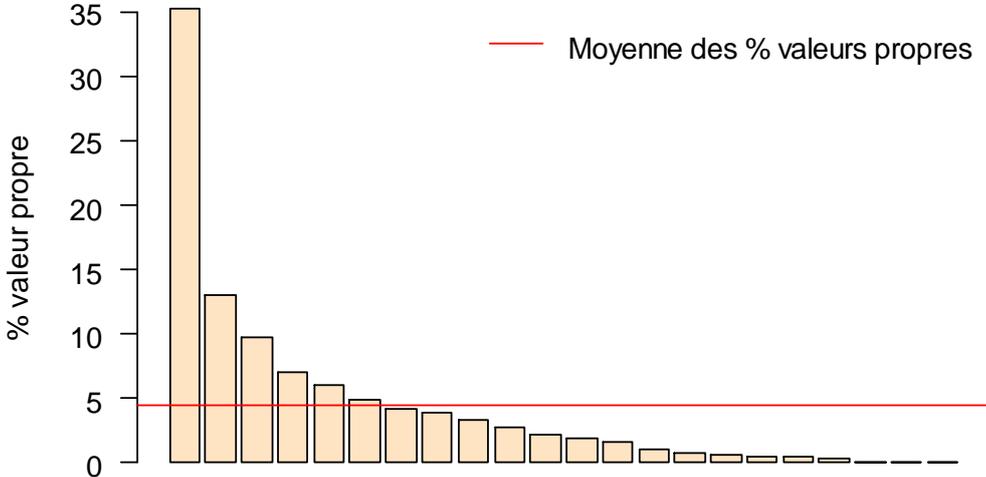
Annexe 7 : Histogramme des pourcentages des valeurs propres des axes de la *PCoA* réalisée sur 64 relevés phytosociologiques (12 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 17 il y a 4-5 ans, 17 il y a 6-7 ans, 6 contrôles EC C (CoC), 6 contrôles EC D (CoD), 6 références actuelles (RA)) et 37 références historiques.



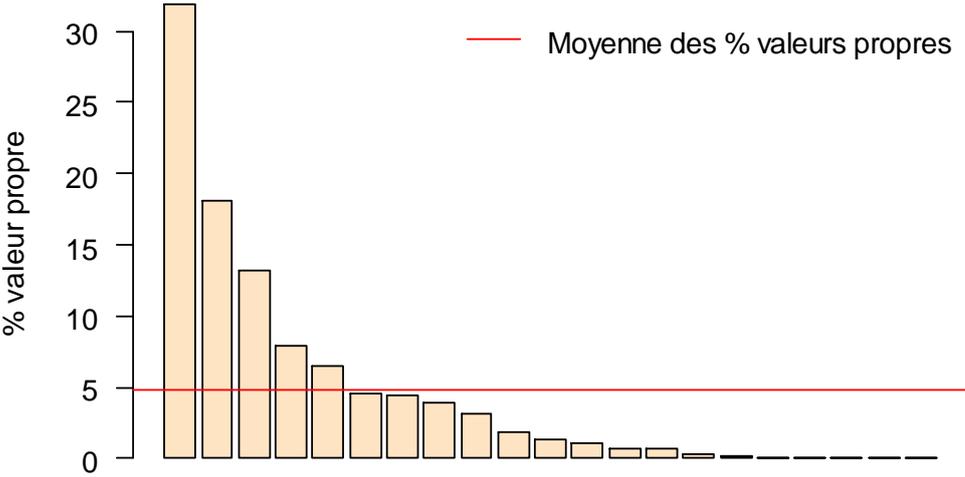
Annexe 8 : Histogramme des pourcentages des valeurs propres des axes de la *PCoA* réalisée sur 64 relevés phytosociologiques (12 prairies restaurées il y a 2-3 ans, 17 il y a 4-5 ans, 17 il y a 6-7 ans, 6 contrôles EC C (CoC), 6 contrôles EC D (CoD), 6 références actuelles (RA)).



Annexe 9 : Histogramme des pourcentages des valeurs propres des axes de la PCA réalisée sur les valeurs de 22 traits fonctionnels de l'ensemble des relevés finaux des restaurations (16 par changement de régime de fauche, 12 par épandage de foin, 16 par semis) et des références historiques et actuelles (6 références actuelles, 37 références historiques).



Annexe 10 : Histogramme des pourcentages des valeurs propres des axes de la PCA réalisés sur les valeurs de 21 traits fonctionnels des 16 prairies restaurées par changement de régime de fauche.



Annexe 11 : Légende des abréviations des espèces représentées dans les cercles de corrélations relatifs aux analyses en coordonnées principales.

Abréviations	Espèces	Abréviations	Espèces
Ach.mil	<i>Achillea millefolium</i>	Lot.ped	<i>Lotus pedunculatus</i>
Agr.cap	<i>Agrostis capillaris</i>	Luz.cam	<i>Luzula campestris</i>
Agr.sto	<i>Agrostis stolonifera</i>	Pim.sax	<i>Pimpinella saxifraga</i>
Aju.rep	<i>Ajuga reptans</i>	Pla.lan	<i>Plantago lanceolata</i>
Alc.xan	<i>Alchemilla xanthochlora</i>	Pla.med	<i>Plantago media</i>
Alo.prat	<i>Alopecurus pratensis</i>	Poa.pra	<i>Poa pratensis</i>
Ant.odo	<i>Anthoxanthum odoratum</i>	Pot.rep	<i>Potentilla reptans</i>
Anthr.syl	<i>Anthriscus sylvestris</i>	Pri.ver	<i>Primula veris</i>
Ave.pub	<i>Avenula pubescens</i>	Pru.vul	<i>Prunella vulgaris</i>
Cen.jac	<i>Centaurea jacea</i>	Ran.acr	<i>Ranunculus acris</i>
Con.arv	<i>Convolvulus arvensis</i>	Ran.bul	<i>Ranunculus bulbosus</i>
Cre.bie	<i>Crepis biennis</i>	Ran.rep	<i>Ranunculus repens</i>
Cyn.cri	<i>Cynosurus cristatus</i>	Rhi.min	<i>Rhinanthus minor</i>
Dac.glo	<i>Dactylis glomerata</i>	Rum.cri	<i>Rumex crispus</i>
Fes.rub	<i>Festuca rubra</i>	San.min	<i>Sanguisorba minor</i>
Fil.ulm	<i>Filipendula ulmaria</i>	Sen.jac	<i>Senecio jacobaea</i>
Gal.mol	<i>Galium mollugo</i>	Tar.sp	<i>Taraxacum sp.</i>
Ger.dis	<i>Geranium dissectum</i>	Tri.dub	<i>Trifolium dubium</i>
Hypo.rad	<i>Hypochaeris radicata</i>	Tris.fla	<i>Trisetum flavescens</i>
Jun.sp	<i>Juncus sp.</i>	Ver.cha	<i>Veronica chamaedrys</i>
Kna.arv	<i>Knautia arvensis</i>	Ver.ser	<i>Veronica serpyllifolia</i>
Lat.pra	<i>Lathyrus pratensis</i>	Vic.cra	<i>Vicia cracca</i>
Leo.his	<i>Leontodon hispidus</i>	Vic.hir	<i>Vicia hirsuta</i>
Leu.vul	<i>Leucanthemum vulgare</i>	Vic.sat	<i>Vicia sativa</i>
Lol.per	<i>Lolium perenne</i>	Vic.tet	<i>Vicia tetrasperma</i>
Lot.cor	<i>Lotus corniculatus</i>		