

EVALUATION DE L'EVOLUTION DE L'ETAT DE CONSERVATION
DES PRAIRIES DE FAUCHE (*Arrhenatherion*)
RESTAUREES PAR DIFFERENTES TECHNIQUES
DANS LE CADRE DU PROJET LIFE PRAIRIES BOCAGERES

Membres du jury

Patrick **Dauby**, président,
Emmanuel **Sérusiaux**, promoteur Ulg,
Thibaut **Goret**, promoteur Natagora,
Alain **Hambuckers**,
Serge **Rouxhet**,
Alain **Vanderpoorten**



REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier Thibaut GORET de m'avoir fait confiance et de m'avoir permis de réaliser ce stage. Merci de m'avoir si bien encadrée durant ces quelques mois, notamment sur le terrain, et merci pour ton écoute, ta disponibilité, et ta pédagogie !

Merci à Olivier et Patrick qui m'ont accompagnée sur le terrain aussi bien sous la pluie que sous une chaleur caniculaire, et merci à Olivier pour la cartographie.

Merci également à Emmanuël Sérusiaux pour la création de cette finalité, et merci à Anne-Laure pour l'organisation de toutes ces sorties sur le terrain, merci de nous avoir suivis tout au long de l'année, et d'avoir répondu à nos nombreuses questions.

Merci à Adrien, Alice, Eddy et Nathalie pour tous les bons moments passés pendant cette année, pour toutes ces conversations échangées, merci pour toutes ces plaintes et ce stress partagés... un vrai plaisir de vous avoir rencontrés.

Merci à mon papa, ma maman et ma sœur d'avoir toujours cru en moi et de m'avoir encouragée. Merci pour votre soutien infaillible même à plus de 9 000 km, et merci à ma sœur pour sa jolie participation à ce mémoire.

Enfin, un merci particulier à Paul, merci de m'avoir fait venir en Belgique, merci de me soutenir, de me rassurer et surtout de me supporter tous les jours depuis le début de mes études dans tous mes moments de stress...

.... MERCI à tous !

EVALUATION DE L'EVOLUTION DE L'ETAT DE CONSERVATION DES PRAIRIES DE FAUCHE (*Arrhenatherion*) RESTAUREES PAR DIFFERENTES TECHNIQUES DANS LE CADRE DU PROJET LIFE PRAIRIES BOCAGERES

Depuis le milieu du siècle dernier en Europe, l'intensification de l'agriculture a considérablement modifié les paysages et a conduit à une baisse importante de l'étendue des prairies semi-naturelles riches en espèces. Les surfaces restantes souffrent notamment de la détérioration, de la fragmentation, et du déclin de la diversité floristique.

En Wallonie, parmi ces prairies semi-naturelles, l'avenir des prairies de fauche de l'*Arrhenatherion* (6510) est préoccupant. Leur état de conservation est considéré comme défavorable et ne semble pas s'améliorer, malgré la mise en œuvre du réseau Natura 2000.

Face à ce constat, des efforts de restauration se sont développés au cours des dernières années, et Natagora a lancé en 2012, le projet LIFE Prairies Bocagères qui vise à améliorer l'état de conservation de ces prairies dans dix sites Natura 2000 de la région Fagne-Famenne. C'est dans le cadre de ce projet que s'inscrit ce mémoire, dont l'objectif est d'évaluer l'évolution de la botanique des prairies restaurées et de déterminer si les mesures de restauration appliquées sont efficaces.

Il était alors question, ici, de suivre les changements de la végétation de plusieurs prairies de fauche soumises à des essais ou des restaurations par semis ou épandage sur deux ans, entre 2013 et 2015 ou entre 2014 et 2016.

Pour ce faire, des relevés floristiques ont été réalisés dans les parcelles restaurées deux ans après la mise en place des travaux de restauration. Une première série de relevés avait été réalisée sur les mêmes parcelles avant les travaux. Sur la base de ces relevés, l'état de conservation des prairies a été déterminé et comparé avant et après la restauration, permettant de voir son évolution.

Les résultats nous montrent que deux ans après les travaux de restauration, les différents traitements et méthodes d'ensemencement ont donné lieu, dans la plupart des cas, à l'amélioration de l'état de conservation des placettes restaurées. Cette amélioration est liée à la progression des deux indicateurs évalués, à savoir le nombre d'espèces caractéristiques présentes et le recouvrement des espèces caractéristiques et indicatrices, avec l'apparition dans le couvert végétal d'espèces telles que *Centaurea jacea*, *Crepis biennis*, *Rhinanthus minor*. L'amélioration du cortège floristique a en plus été renforcée par l'augmentation de la richesse spécifique. Les placettes, où il n'y avait qu'un changement du régime de fauche ou un travail du sol sans ensemencement, ont également montré une évolution positive de leur état de conservation, bien qu'elle soit moins importante que pour les placettes restaurées. La combinaison d'au moins deux fauches et d'un travail du sol efficace semble ainsi avoir également une influence positive sur la qualité du cortège floristique et peut donc augmenter le succès des ensemencements.

Mots-clés : Hay meadow ; Restoration ; Soil fertility ; Seed addition ; Spontaneous succession.

Ophélie RIBOD
Promoteur **Natagora** : **Thibaut GORET**

LISTE DES ABREVIATIONS

BIODEPTH : Bio-Diversity and Ecological Processes in Terrestrial Herbaceous ecosystems

DEMNA : Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole

DNF : Département de la Nature et des Forêts

EC : Etat de Conservation

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations

LIFE : L'Instrument Financier pour l'Environnement

MAE/MAEC : Mesures Agri-Environnementales Climatiques

PAC : Politique Agricole Commune

SAU : Surface Agricole Utile

SER : Society for Ecological Restoration

RNA : Réserves Naturelles Agrées

UE : Union Européenne

UG : Unité de Gestion

UICN : Union Internationale pour la Conservation de la Nature

UNESCO : United Nations Educational, Scientific and Cultural Organization

TABLE DES MATIERES

CHAPITRE I : INTRODUCTION ET PROJET LIFE PRAIRIES BOCAGERES	1
1.1. Les prairies permanentes	1
1.1.1. Contexte historique	1
1.1.2. Un écosystème multifonctionnel	2
1.1.3. ... mais un écosystème en danger !	3
1.2. Le projet LIFE Prairies Bocagères	4
1.2.1. Contexte et objectifs.....	4
1.2.2. Etat d'avancement et actions réalisées	6
1.2.3. Le Projet LIFE et le monde agricole	7
 CHAPITRE II : LA RESTAURATION, UNE STRATEGIE POUR LA CONSERVATION	9
2.1. La restauration, c'est quoi ?	9
2.1.1. Fertilité du sol.....	10
2.1.2. Pression de fauche.....	12
2.1.3. Importance de la banque de graines dans le sol.....	13
2.2. Techniques de restauration.....	14
2.2.1. Restauration spontanée	14
2.2.2. Restauration active par introduction volontaire de graines	15
2.2.3. Préparation et travail du sol	18
2.3. Fauche de restauration	19
 CHAPITRE III : MATERIELS & METHODES	20
3.1. Le site d'étude	20
3.1.1. Région de la Fagne Famenne	20
3.1.2. Les réserves naturelles concernées	21
3.2. Prairies maigres de fauche de l' <i>Arrhenatherion</i> (6510).....	23
3.3. Dispositifs et mise en place des travaux de restauration botanique	23
3.3.1. Les essais.....	23
3.3.2. Les restaurations.....	26
3.4. Relevés floristiques	28
3.5. Analyses descriptives et analyses statistiques réalisées.....	29
3.5.1. Evaluation de l'Etat de Conservation des prairies maigres de fauche (6510).....	29
3.5.2. Richesse spécifique	31
3.5.3. Tests statistiques et analyses en coordonnées principales	31

CHAPITRE IV : RESULTATS & DISCUSSION	32
4.1. Essais.....	32
4.1.1. Essai réalisé à Comogne	32
4.1.2. Essai réalisé à Ry d’Howisse	36
4.1.3. Essai réalisé à Basse Wimbe.....	39
4.2. Restauration.....	42
4.2.1. Evolution de l’état de conservation	42
4.2.2. Richesse spécifique	43
4.2.3. Comparaison avant et après restauration	44
4.2.4. Analyse en coordonnées principales.....	45
CHAPITRE V : CONCLUSION	47
5.1. Discussion générale.....	47
5.2. Limites	48
BIBLIOGRAPHIE.....	49
ANNEXES.....	54

CHAPITRE I : INTRODUCTION ET PROJET LIFE PRAIRIES BOCAGERES

1.1. Les prairies permanentes

Les **prairies** sont définies comme des formations végétales principalement dominées par des plantes herbacées vivaces, des graminées et des espèces graminéoïdes telles que la laïche, le jonc... qui forment un tapis végétal plus ou moins continu. Les espèces ligneuses sont, elles, présentes en très faible quantité (<10% selon l'UNESCO) (Allen *et al.*, 2011). Selon l'Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture (FAO), ces prairies constituent l'un des écosystèmes terrestres les plus répandus (Silva *et al.*, 2008). Il existe différents types de prairies parmi lesquelles on distingue les **prairies permanentes**, jamais retournées ou semées depuis plus de cinq ans, des prairies temporaires, qui font partie d'un système de rotation des cultures. Les prairies permanentes, comme nous le verrons par la suite, représentent notamment un atout pour la protection et la conservation de la biodiversité (Peyraud *et al.*, 2012).

Dans le cadre de ce travail, seules ces prairies permanentes seront concernées.

1.1.1. Contexte historique

Présentes aussi bien dans les plaines de basses altitudes que dans les montagnes comme les Alpes, le Massif central, les Pyrénées, dans les régions nordiques que dans les régions méditerranéennes, les prairies permanentes occupent environ un quart du territoire européen. En Wallonie, les prairies permanentes représentent 46% de la surface agricole utile (SAU) (Peyraud *et al.*, 2012).

L'apparition de ces prairies dans le paysage est le résultat de l'action de l'homme.

Dès le Néolithique, dans la plupart des régions d'Europe occidentale, pour exploiter le sol et développer l'agriculture et l'élevage, l'homme a défriché les forêts primaires initialement présentes, favorisant alors l'ouverture des milieux et leur diversification. Sous les conditions climatiques de l'époque et au fil du temps et des processus de dispersion, naturelle ou anthropique, de nouvelles communautés végétales se sont installées sur ces surfaces créant alors des prairies dites **semi-naturelles** (Hejman *et al.*, 2013). Ces habitats semi-naturels ne constituant pas un stade climacique de la succession végétale, ils doivent être maintenus au stade herbacé par des pratiques anthropiques (Vécrin, 2003). Si cette végétation a, dans un premier temps, pu être maintenue en partie par l'action des grands herbivores, lorsque ces derniers se sont éteints, les pratiques agro-pastorales, telles que la fauche ou le pâturage, sont apparues essentielles pour empêcher la végétation d'évoluer en friches avant d'atteindre le stade arbustif. Des haies, issues du défrichement ainsi que des mares pour le bétail ont également été entretenues, formant ce qu'on appelle le **bocage**. La majorité de ces surfaces ouvertes sont donc étroitement liées aux systèmes d'exploitation agricole puisqu'elles constituent un véritable potentiel de production de fourrage pour les herbivores (Farruggia *et al.*, 2008).

1.1.2. Un écosystème multifonctionnel ...

Au-delà de leur intérêt pour l'alimentation, ces prairies permanentes ont un rôle prépondérant dans la qualité de l'environnement puisqu'elles sont le support de nombreux services écosystémiques (Amiaud & Carrère, 2012).

Ainsi, aux fonctions agronomiques, s'ajoutent de nombreuses autres fonctions telles que :

- des fonctions de régulation : les prairies possèdent une capacité de stockage du carbone importante pouvant en partie compenser les rejets de méthane entérique, et donc susceptible d'équilibrer le bilan des émissions de gaz à effet de serre. Elles séquestrent, avec les forêts, environ 10 % des émissions de CO₂ via les processus de photosynthèse et de fixation du carbone dans la matière organique du sol (Jérôme *et al.*, 2013). En termes de flux hydrique, les prairies présentent des sols filtrants à forte porosité qui permettent alors un drainage efficace de l'eau et limitent leur érosion, conférant aux prairies un rôle régulateur (Granier, 2007). Une étude menée par Van der Kamp *et al.*, (2003) au Canada a d'ailleurs montré que les sols des prairies présentaient une plus forte porosité que les sols des cultures, en raison notamment d'une macrofaune abondante. Elles participent également à la régulation des flux de nutriments.
- des fonctions culturelles puisque les prairies offrent des paysages remarquables (Amiaud & Carrère, 2012).

Enfin, les prairies semi-naturelles sont considérées comme ayant une grande valeur écologique car elles sont un véritable réservoir de biodiversité (Eriksson *et al.*, 2002 ; Janssens, 1998). Ce sont des écosystèmes parmi les plus diversifiés d'Europe occidentale qui abritent un grand nombre d'habitats et d'espèces d'intérêt patrimonial visés par l'annexe I de la Directive « Habitats ». Parmi ces habitats prairiaux, on retrouve l'*Arrhenatherion* (6510) qui est l'habitat d'étude de ce mémoire. Ces prairies sont extrêmement riches, aussi bien au niveau de la flore (*on peut compter jusqu'à 80 espèces végétales par 100 m²*) que de la faune (Condé *et al.*, 2010 ; Wilson *et al.*, 2012). Elles entretiennent notamment la présence de nombreuses espèces protégées (Condé *et al.*, 2010). Ces prairies permanentes semi-naturelles constituent également de véritables zones de refuge pour l'alimentation ou la reproduction de petits mammifères ou de l'avifaune prairiale lors de la période de nidification. Ce sont aussi des sites de halte migratoire pour certains oiseaux tels que les anatidés et les limicoles mais aussi les passereaux paludicoles. Enfin, il est intéressant de rappeler que ces prairies sont des habitats privilégiés pour le râle des genêts (*Crex crex*) qui a d'ailleurs fait l'objet de deux projets LIFE dans la zone d'étude dans les années 1990 (Garnier *et al.*, 1994 ; Projet LIFE Prairies Bocagères, n.d).

Un projet de recherche, BIODDEPTH, financé par l'UE a en outre montré que la perte de la biodiversité dans les prairies européennes réduirait la quantité d'énergie disponible pour le reste de la chaîne alimentaire menaçant ainsi l'ensemble des écosystèmes (Silva *et al.*, 2008).

Pour toutes ces raisons, les prairies sont depuis longtemps des milieux très étudiés et semblent indispensables pour conditionner l'équilibre des écosystèmes. Néanmoins, les activités humaines constituent une véritable menace et altèrent le potentiel que possèdent ces écosystèmes (Hodgson *et al.*, 2005).

1.1.3. ... mais un écosystème en danger !

Si les atouts environnementaux des prairies sont aujourd'hui largement connus, l'intérêt porté à ces surfaces dans les sociétés du passé était moindre et par conséquent leur importance était sous-estimée (Plantureux *et al.*, 2005). Il est ainsi admis que les surfaces de ces prairies ont très fortement été réduites en Europe dans le courant du dernier siècle au profit des cultures annuelles, voire de la forêt (Hodgson *et al.*, 2005 ; Pywell *et al.*, 2002).

Dans les années 1950, suite aux différentes guerres et à la révolution industrielle, la population s'accroît, les modes de vie changent et émerge alors un nouveau mode d'exploitation agricole (Hejcman *et al.*, 2013 ; Plantureux *et al.*, 2005). Ainsi, dans un souci de rentabilité, l'agriculture, jusqu'à lors extensive, a évolué vers le développement d'une agriculture productiviste, s'accompagnant en particulier de la transformation de nombreuses prairies en cultures fourragères destinées à l'alimentation (Hodgson *et al.*, 2005). Depuis le début de la politique agricole commune (PAC) de l'UE au début des années 1960, les systèmes d'élevage et les prairies belges ont été fortement intensifiés. L'objectif fondamental de cette intensification était *d'augmenter la productivité d'une gamme limitée d'espèces de cultures à croissance rapide* (Commission européenne, 2012). Cette intensification s'est alors traduite par la mise en place de drainage (assèchement), un agrandissement de la taille des parcelles, une fertilisation accrue avec utilisation de très nombreux intrants (engrais, fumures, pesticides...) pour le contrôle des plantes adventices. Elle s'est aussi traduite par la précocité et l'augmentation des fauches (Zechmeister *et al.*, 2003). Dans les régions bocagères, comme dans la région de Fagne-Famenne, ces modifications des terres se sont en plus accompagnées d'une diminution drastique des haies, talus, alignement d'arbres qui constituaient des zones refuges pour les espèces des prairies. L'intensification des prairies s'est encore accélérée ces dernières années avec la mécanisation et les progrès de la biotechnologie de la fin du 20^{ème} siècle (Cremasco *et al.*, 2013). D'un autre côté, les terres les moins favorables comme les pelouses calcaires, les prairies humides ont, elles, été fortement menacées par l'urbanisation, les plantations d'arbres monospécifiques ou encore l'abandon (Hodgson *et al.*, 2005).

Intensification, urbanisation, plantation, et abandon ont ainsi considérablement modifié les paysages bocagers traditionnels et les écosystèmes associés conduisant à la dégradation de leur état de conservation ou à leur perte progressive. Toutes ces surfaces semi-naturelles autrefois continues ont alors été fragmentées et il ne subsiste désormais que quelques parcelles isolées (Pywell *et al.*, 2002). En Belgique, la proportion de prairies permanentes dans la SAU a diminué passant de 48 à 37% (Peyraud *et al.*, 2012).

De nombreuses études ont démontré que leur dégradation se soldait dans un premier temps par une modification de la composition botanique et une diminution du niveau de diversité floristique (Oomes & VanderWerf, 1996 ; Walker *et al.*, 2004). En effet, un grand nombre d'espèces liées aux prairies traditionnelles ne résistent pas à ces modifications et disparaissent progressivement (Losvik & Austad, 2002). A la suite de ces premières disparitions, peuvent s'enchaîner en cascade des chutes de l'abondance, voire des extinctions locales de la faune et en particulier des insectes pollinisateurs, entraînant une raréfaction des espèces qui s'en nourrissaient (Walker *et al.*, 2004). *De nombreuses espèces d'oiseaux liés à l'agriculture sont d'ailleurs en déclin ou sont en danger : rôle des genêts (Crex*

crex), *chouette chevêche (Athene noctua)*, *bruant jaune (Emberiza citrinella)*... La majorité des prairies intensives n'abritent donc qu'un nombre restreint d'espèces (Projet LIFE Prairies Bocagères, n.d). On estime que seulement 5% de ces prairies d'intérêt européen sont dans un état de conservation favorable à l'échelle européenne, et seulement 3,7% à l'échelle de la région Wallonne (Condé *et al.*, 2010 ; DEMNA, à paraître).

La bonne gestion et la conservation optimale de ces prairies constituent donc un enjeu primordial pour le maintien des assemblages florales et faunistiques qu'elles soutiennent (Vécrin *et al.*, 2004).

Au vu de cette réalité, et pour lutter contre les dégradations causées, différents programmes environnementaux de protection ont été mis en place à l'échelle européenne dans le cadre du réseau Natura 2000 (Cattan, 2004). Plus précisément, dès 1995, la mise en œuvre de Mesures Agri-Environnementales (MAE) et en particulier la mesure « Prairie de haute valeur biologique » a pour objectif la conservation et l'amélioration des **états de conservation** de ces habitats semi-naturels (Rouxhet *et al.*, 2008). Malgré cela, ces milieux continuent à se dégrader en Wallonie et la protection seule n'est plus suffisante : des mesures de restauration sont alors nécessaires.

C'est sous cette impulsion qu'en 2012, Natagora a lancé le programme LIFE+ Prairies Bocagères « Conservation des habitats et espèces des paysages bocagers de Fagne et Famenne » dans des zones intégrées du réseau européen Natura 2000.

Ce mémoire a ainsi été réalisé dans le cadre de ce projet LIFE.

Le projet LIFE Prairies Bocagères ayant pour objectif la restauration de prairies en mauvais état de conservation, l'impact des activités de restauration réalisées sur ces prairies doit être évalué dans le temps. Pour cela, il est nécessaire d'avoir un suivi précis de l'évolution des habitats prairiaux concernés.

L'objectif de ce mémoire est donc d'analyser l'évolution des prairies de fauche (*Arrhenatherion*) deux ans après la mise en place de mesures de restauration par différentes techniques dans le cadre du projet LIFE Prairies Bocagères. Seule la composante floristique est prise en compte.

Plus spécifiquement, il s'agit de comparer l'état de conservation des prairies avant et après les essais ou la restauration par semis ou épandage sur la base de relevés botaniques effectués sur les prairies gérées par Natagora, et de déterminer si les mesures de gestion appliquées sont efficaces.

1.2. Le projet LIFE Prairies Bocagères

1.2.1. Contexte et objectifs

Le **projet LIFE Prairies Bocagères « Conservation des habitats et espèces des paysages bocagers de Fagne et Famenne »** est un projet LIFE+ Nature (**Annexe 1**) né de la volonté conjointe des associations Natagora, principal partenaire bénéficiaire, et Virelles Nature, bénéficiaire associé. Il est financé à 50% par la Commission Européenne (Programme Life). De nombreux autres collaborateurs, sponsors, bénévoles... contribuent à la réalisation du projet.

Débuté en 2012, le projet LIFE Prairies Bocagères couvre une période de 7 ans (2012-2019) et est mené par une équipe de quatre personnes : Thibaut GORET, coordinateur du projet, deux assistants de terrain, Olivier KINTS, Patrick LIGHEZZOLO et un agent de terrain, Didier CAVELIER.

Autour de cette équipe centrale, s'articulent plusieurs organismes et partenaires dont le Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole (DEMNA). Le DEMNA appuie le projet dans des domaines tels que la méthodologie et le suivi scientifique. Un partenariat étroit avec les agriculteurs exploitants de parcelles et les conservateurs de réserves naturelles a également été indispensable et ces derniers contribuent très activement à la réalisation du projet.

L'objectif principal du projet est la restauration de prairies dégradées en prairie de haute valeur biologique, ainsi que la protection de plusieurs espèces sensibles y étant inféodées en Wallonie.

Les actions de restauration visent à mettre en place des méthodes innovantes de gestion permettant d'assurer le maintien de ces prairies et de sensibiliser le public à l'importance de la biodiversité dans ces habitats.

Pour ce faire, un vaste programme d'actions a été établi. Celui-ci prévoit ainsi la mise en œuvre de 29 actions qui devront permettre de répondre à 4 objectifs principaux, repris du rapport Life+ Nature :

- ✓ **OBJECTIF 1** : recréer un réseau bocager adéquat qui assurera la conservation à long terme des habitats caractéristiques et des espèces associées dans les zones du projet ;
- ✓ **OBJECTIF 2** : restaurer une surface importante de l'habitat 6510 au sein du réseau bocager ;
- ✓ **OBJECTIF 3** : restaurer les habitats appropriés pour le petit rhinolophe, le grand rhinolophe, le triton crêté, le murin à oreilles échancrées, la pie-grièche écorcheur, l'agrion de mercure ;
- ✓ **OBJECTIF 4** : sensibiliser le public sur la conservation du patrimoine naturel.

Le projet cible au total trois types d'habitats de prairies permanentes et six espèces associées dont les états de conservation sont défavorables en Wallonie. Il s'agit :

- pour les habitats : les prairies maigres de fauche de l'*Arrhenatherion* (6510), les prairies humides du *Molinion* (6410) et les mégaphorbiaies du *Filipendulion* (6430). Ces trois habitats Natura2000 ont une valeur patrimoniale très élevée mais figurent parmi les milieux les plus menacés d'Europe. Ils peuvent se retrouver partout en Wallonie mais c'est dans le sud du sillon Sambre et Meuse qu'ils sont le plus représentés. C'est notamment pour cette raison que le projet concernera la région Fagne-Famenne.
- pour les espèces : le petit rhinolophe (*Rhinolophus hipposideros*), le grand rhinolophe (*Rhinolophus ferrumequinum*), le murin à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*), le triton crêté (*Triturus cristatus*), la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*), l'agrion de mercure (*Coenagrion mercuriale*).

Le sujet de ce mémoire étant axé sur l'étude de la botanique des prairies, seule la composante « Habitats » et exclusivement *Arrhenatherion elatioris* (6510) sera abordée. L'état de conservation de cet habitat (6510) en Belgique est globalement mauvais. Sans ce programme de restauration, l'avenir de cet habitat dans les sites Natura 2000 ciblés par le projet apparaît très précaire étant donné la régression observée actuellement en Wallonie.

1.2.2. Etat d'avancement et actions réalisées

Depuis le début du projet et jusqu'à aujourd'hui, nombreuses ont été les actions mises en place.

En termes de surface, le projet a pour but la restauration d'un total de 150 hectares de prairies, dont 110 hectares concernent l'association *Arrhenatherion*. Cette surface représente environ 6 % de la surface actuelle occupée par cet habitat en Wallonie. En plus des terrains déjà acquis par Natagora et d'autres gestionnaires de réserves naturelles (DNF, associations), le projet prévoit d'acquérir au moins 100 hectares de nouvelles parcelles. Plusieurs négociations ont donc été menées et ont permis jusqu'à ce jour l'acquisition de 56,5 hectares qui sont venus agrandir les réserves déjà existantes et qui ont également permis la création de trois nouvelles réserves naturelles (Feschaux, Froidlieu et Chanly).

Avant de se lancer dans d'ambitieuses actions de protection et de restauration, il a été nécessaire de prendre connaissance et de faire le point sur l'état actuel des espèces et des milieux ciblés ainsi que les mesures à mettre en œuvre pour les protéger. Pour ce faire, des inventaires botaniques ont été réalisés sur les différentes prairies RNA-Natagora concernées, dès le printemps 2013. Il s'agissait ici d'évaluer leur **état de conservation (EC)**. Cette première évaluation a montré que malgré plus de 15 années de gestion extensive en réserve naturelle, une majorité de ces prairies (54,3%) étaient toujours dans un état de conservation défavorable (**Tableau 1**).

HABITAT 6510	TOTAL	EC A	EC B	EC C	<i>Cynosurion</i> ¹
Surface (hectares)	199,65	36,95	54,31	88,09	20,30
%	100	18,5	27,2	44,1	10,2

Tableau 1 : Surface des états de conservation de l'*Arrhenatherion* (6510) sur les réserves naturelles de Fagne-Famenne concernées par le projet. EC A= bon état de conservation, EC B= moyen à bon état de conservation, EC C= mauvais état de conservation, *Cynosurion*= hors habitat.

Des analyses de sols ont également été effectuées sur ces mêmes terrains afin d'avoir quelques informations sur la parcelle échantillonnée en termes de teneur en phosphore.

Les données collectées sont essentielles pour déterminer si les prairies acquises ont un potentiel de restauration et par la suite, pour estimer les méthodes les plus adéquates pour restaurer les prairies. En effet, ces méthodes de restauration seront différentes en fonction de l'état de conservation des prairies : au contraire des prairies en mauvais état de conservation, celles étant dans un moyen, bon ou très bon état de conservation ne seront pas restaurées par ensemencement.

Une fois ces premières actions entreprises, des **essais de terrain** ont ensuite été mis en place afin de tester l'efficacité des différentes techniques de restauration botanique en prairie. Des premières opérations d'épandage de foin et d'ensemencement avec différents types de sursemis (graines moissonnées, graines cultivées, sursemis de *Rhinanthus minor*) ont alors été menées dans différentes réserves. Ces techniques seront détaillées dans la suite de ce mémoire.

En plus de ces essais, des modifications du régime de fauche ont été réalisées.

¹ Les prairies du *Cynosurion* sont des prairies pâturées qui ne constituent pas un habitat Natura 2000 mais dont la restauration en prairie de fauche (6510) est possible si le niveau de phosphore assimilable n'est pas supérieur à 5mg/100g de sol sec.

L'un des risques pour ces habitats exceptionnels étant l'envahissement par les ligneux et la fermeture du milieu, de nombreux travaux d'abattages ont donc été entrepris. Par ailleurs, un kilomètre de haies a été planté et dix mares sont déjà en cours de restauration grâce à des travaux de remise en lumière effectués avec l'aide de bénévoles.

Enfin, plusieurs activités de sensibilisation et de gestion ont été jusqu'à maintenant menées et seront proposées tout au long de la durée du projet. Organisées un peu partout en Fagne-Famenne sur l'ensemble de la zone de projet, elles sont très diversifiées : il s'agit de balades guidées sur les prairies, de chantiers de gestion bénévoles avec des travaux de restauration des sites LIFE, de conférences présentant le projet LIFE. De nombreux documents d'information (lettres d'information électroniques, plaquettes de présentation générale, livrets sur le projet) sont également publiés sur le site internet du LIFE Prairies Bocagères. Ces documents permettent de synthétiser les principales avancées du projet et d'informer de façon régulière toutes les personnes intéressées. Une version vulgarisée de ce mémoire sera d'ailleurs mise en ligne sur le site et accessible au public afin de présenter les premiers résultats des travaux de restauration effectués en 2013 ou 2014.

1.2.3. Le Projet LIFE et le monde agricole

L'association avec le monde agricole est primordiale pour la bonne réalisation de ce projet ! Dans le cadre du LIFE Prairies Bocagères, Natagora collabore actuellement avec 30 agriculteurs répartis sur environ 250 hectares concernés par le projet. Ces agriculteurs locaux prennent part de façon importante à la gestion des surfaces agricoles que Natagora acquiert et restaure tout au long du projet. Ils réalisent et adaptent les fauches plus ou moins tardivement selon les besoins du projet, récoltent le fourrage, mettent en place le pâturage... : ce sont de véritables gestionnaires du territoire. Pour préserver la biodiversité des prairies, ces opérations sont réalisées selon un cahier des charges précis qui prévoit que des contraintes spécifiques puissent être imposées à l'agriculteur par Natagora en fonction de l'objectif visé. L'arrêt ou la réduction de la fertilisation, la limitation de la charge animale et la date des fauches.... sont des exemples de pratiques obligatoires à respecter sur ces prairies.

Face à ces contraintes, des Mesures Agri-Environnementales et Climatiques (MAEC) peuvent être proposées aux agriculteurs afin de compenser les pertes de rentabilité engendrées par une gestion extensive. Ces MAEC sont des primes qui constituent un véritable support financier pour les agriculteurs qui collaborent sur le projet. Dans le cadre de mon mémoire, il a été intéressant de voir la position des agriculteurs concernés vis-à-vis de ces bénéfiques financiers que peut leur apporter le projet LIFE en échange des « contraintes » imposées.

Dans cette optique, j'ai participé à des entretiens téléphoniques, menés par un autre mémorant, Victor Ruwet, dont le mémoire avait pour objectif principal d'étudier les enjeux du projet LIFE d'un point de vue social, économique, écotouristique et scientifique. Seule la partie consacrée aux primes MAEC est retranscrite ici.

Pour ces entretiens, un questionnaire de huit questions fermées (réponse par oui, non) a été établi avec l'aide de Thibaut GORET (**Annexe 2**). Au total, dix agriculteurs ont été interrogés, soit un tiers des

agriculteurs présents au sein du projet. Parmi ces dix agriculteurs, neuf agriculteurs gèrent les parcelles suivies dans ce mémoire.

De manière générale, le projet LIFE Prairies Bocagères exerce un impact très favorable sur l'obtention de subventions MAEC. Depuis la mise en place de ce dernier, 70% des agriculteurs interrogés ont eu accès à de nouvelles primes MAEC (Q. 4, **Annexe 2**). Ces MAEC sont variées et sont au nombre de onze. Elles sont notamment liées à la conservation de haies, d'arbres isolés, à la présence de mares, à la haute valeur biologique des prairies... Pour la moitié des agriculteurs interrogés, ces MAEC obtenues grâce à leur exploitation sur les sites de Natagora représentent plus de 75% des MAEC perçues pour l'ensemble de leurs terrains (Q. 5, **Annexe 2**). Les dernières questions étaient axées sur la volonté de ces agriculteurs de poursuivre leur activité d'exploitation dans le cas où les primes venaient à disparaître. Ainsi, 70% des agriculteurs poursuivraient leur activité sur les parcelles de Natagora même si les primes MAEC étaient supprimées (Q. 6, **Annexe 2**). En revanche, si les primes étaient supprimées sur leurs propres parcelles, 50% des agriculteurs seraient tout de même prêts à continuer une exploitation extensive, tandis que 50% intensifieraient leur exploitation (Q. 7 et 8, **Annexe 2**).

Le **tableau 2** reprend les différentes primes MAEC en vigueur dans le cadre du programme 2014-2020 et les montants approximatifs que les agriculteurs sont susceptibles de percevoir grâce à la mise en place du projet LIFE.

Primes MAEC	Surface	Nombre d'agriculteurs	Montant de la prime (€)	Montant total (€)	Montant par agriculteur (€)
Haute valeur biologique	150 hectares	30	450/ha	67 500	2 250
Mares	130 mares	30	100/mare	13 000	433, 3
Haies	15 kilomètres	20	25/200 mètres de haie	1 875	69,44
Arbres fruitiers	250 arbres	7	25/20 éléments	312,5	44,64
TOTAL	-	-	-	82 687,5	2 797,38

Tableau 2 : Primes MAEC et montants susceptibles d'être perçus par les agriculteurs grâce à la mise en place du projet LIFE Prairies Bocagères. Les montants des primes sont tirés du site de Natagriwal.

Au total, dans le cas où l'agriculteur bénéficierait de toutes les primes, il pourrait percevoir un montant de 2 797,38 euros de supplément de primes grâce au projet LIFE Prairies Bocagères.

Les informations de la sous-partie 1.2. proviennent pour la majorité du site du projet LIFE Prairies Bocagères, de brochures et rapports concernant le LIFE et rédigés par Natagora (Projet LIFE Prairies Bocagères, n.d ; LIFE+ Nature, 2011), et surtout de communications et informations personnelles délivrées par Thibaut GORET, coordinateur responsable du projet.

CHAPITRE II : LA RESTAURATION, UNE STRATEGIE POUR LA CONSERVATION

Pour faciliter l'installation et le maintien en bon état de conservation des prairies de *l'Arrhenatherion* et des communautés végétales typiques qui les composent, ces dernières doivent être insérées dans une matrice écopaysagère, favorisant ainsi des échanges entre populations (Bennett, 1997). Dans ce contexte, la **restauration** d'un réseau écologique bocager, comme objectif principal du projet, apparaît comme une stratégie importante pour la conservation de cet habitat à haute valeur biologique.

2.1. La restauration, c'est quoi ?

La restauration est un processus qui tend à retrouver un écosystème autrefois présent, et qui a été altéré, endommagé ou détruit, généralement par l'activité humaine. « Le but de cette intervention est de revenir à la structure, la fonction, la diversité et la dynamique de cet écosystème » (SER, 2004). Il est ainsi question de recréer un équilibre favorable à l'installation à long terme des populations d'espèces indigènes en contrôlant leur développement vers un écosystème cible (Vécrin, 2003). Dans le cadre du projet LIFE Prairies Bocagères, il s'agit essentiellement de passer d'une prairie intensifiée vers un type non intensifié auparavant présent sur la région d'étude.

La restauration des écosystèmes est aujourd'hui un élément essentiel de la majorité des programmes de la Convention sur la diversité biologique (Balmford *et al.*, 1993). Elle vient s'ajouter aux démarches de protection et de gestion de certains habitats naturels et semi-naturels qui deviennent limitées quant à la garantie de la conservation à long terme de l'ensemble de la biodiversité concernée. D'un point de vue anthropocentrique, la restauration des écosystèmes offre également aux populations un moyen de compenser les dommages écologiques, mais aussi d'améliorer les services écosystémiques (Balmford *et al.*, 1993 ; UICN, 2012).

Ainsi, depuis plusieurs années, l'engouement grandissant pour la « réparation » de ces prairies à haute valeur biologique a fait émerger de nombreuses recherches et questions sur le sujet depuis plus de 15 ans dans le cadre de leur gestion conservatoire (Janssens, 1998 ; Kirmer *et al.*, 2012). Les études réalisées ont ainsi mis en lumière la complexité du processus de restauration aussi bien dans sa mise en place que dans sa réussite (Oomes & VanderWerf, 1996 ; Torok *et al.*, 2012).

En effet, selon les caractéristiques du site à restaurer et les objectifs de restauration, un certain nombre de facteurs abiotiques et/ou biotiques sont susceptibles d'avoir des effets importants sur les processus écologiques clés qui contrôlent la restauration (Pywell *et al.*, 2002). Ils peuvent dans certains cas être contraires au bon rétablissement de l'habitat et des communautés désirés (Manchester *et al.*, 1999). Dans les projets de restauration, *il apparaît donc important de prendre connaissance et de comprendre les dysfonctionnements qui affectent l'écosystème à restaurer* (Vécrin, 2003).

2.1.1. Fertilité du sol

Lors de la conversion des prairies semi-naturelles en culture ou de leur intensification, de nombreuses modifications physico-chimiques au niveau édaphique apparaissent (Bischoff, 2002). Parmi elles, l'augmentation du niveau de fertilité du sol résultant de l'apport fréquent d'engrais chimiques et de produits phytosanitaires semble très préjudiciable pour ces habitats diversifiés (Walker *et al.*, 2004). En effet, l'utilisation intensive d'éléments minéraux, en modifiant la chimie des sols, s'accompagne d'un changement dans les interactions entre espèces à l'origine d'un changement dans les communautés végétales (Fischer & Wipf, 2002). Il a été montré lors de nombreux travaux, et notamment ceux de Janssens, (1998), menés dans plusieurs pays d'Europe, qu'en fonction de leur écologie, certaines espèces vont être favorisées au détriment d'autres. En présence d'une teneur élevée de nutriments comme par exemple l'azote, les espèces les plus compétitives adaptées aux sols riches et capables de capter rapidement les ressources vont se développer, limitant considérablement la mise en place de la végétation indigène bien adaptée aux sols pauvres des prairies semi-naturelles (Oomes & Mooi, 1981). Ainsi, plus le taux d'azote et de phosphore est élevé, plus les plantes à croissance rapide seront privilégiées (Janssens, 1998).

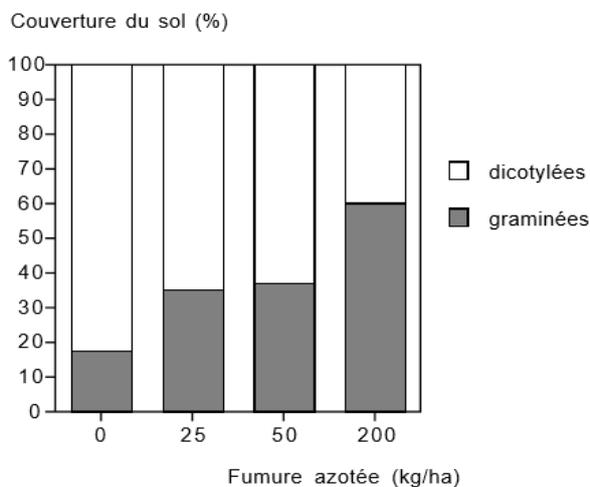


Figure 1 : Relation entre la proportion de surface couverte par les graminées et les dicotylédones en fonction de la fumure azotée (Janssens, 1998).

Il s'agit essentiellement de graminées et d'espèces eutrophes telles que *Holcus Lanatus*, *Argentina anserina* ou encore *Rumex sp.*

Peu nombreuses mais très productives, ces plantes vont très vite coloniser le milieu et étouffer les autres espèces plus petites et à croissance plus lente qui sont, le plus souvent, des dicotylédones (**Figure 1**). Ces dicotylédones vont ainsi disparaître en raison d'un manque de lumière, de place et de leur faible capacité de compétition. Le nombre d'espèces constituant le couvert végétal diminue alors provoquant progressivement une homogénéisation de la flore (Oomes & Mooi, 1981 ; Janssens, 1998).

Parallèlement au changement de composition floristique comme vu précédemment, Janssens *et al.*, (1998) ont également confirmé l'influence des fertilisants minéraux sur la richesse spécifique. Ils ont de ce fait montré que la teneur en éléments minéraux du sol, et plus particulièrement en phosphore et en azote, constituait un facteur limitant la richesse spécifique. Il en résulte que sur les parcelles où la teneur en phosphore dans le sol est supérieure à 5 mg/100 g de sol, la richesse spécifique maximale est faible, ne dépassant pas 20 espèces pour 100 m². Une telle teneur ne permet donc pas à certaines espèces de germer et de se développer (**Figure 2**).

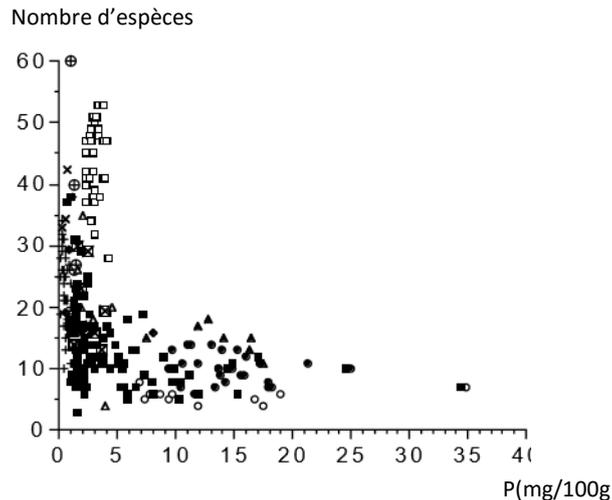


Figure 2 : Relation entre la teneur en phosphore dans le sol et le nombre d'espèces par 100 m² (Janssens *et al.*, 1998).

Or, il n'est pas rare que les prairies présentent des teneurs en phosphore supérieures à cette concentration (Janssens *et al.*, 1998) : il sera donc nécessaire de prendre en compte ce paramètre dans les processus de restauration dans le cadre du projet LIFE.

L'application des engrais azotés peut également causer des changements importants dans les communautés microbiennes et fongiques du sol des prairies semi-naturelles (Walker *et al.*, 2004). *Encore peu étudiées, ces communautés sont susceptibles de jouer un rôle clé dans les fonctions de ces écosystèmes, telles que la capture et le contrôle de la répartition des éléments nutritifs essentiels au cours des premières phases de la succession* (Bardgett & McAlister, 1999). Bobbink *et al.*, (1998) ont également montré que l'enrichissement en azote dans les sols peut être accentué par les dépôts atmosphériques d'oxydes d'azote ou de composés ammoniacaux.

Enfin, il est important de signaler que si les concentrations en azote dans le sol peuvent être progressivement atténuées par plusieurs processus plus ou moins naturels au cours du temps, il en est tout autrement pour le phosphore ! Contrairement à l'azote qui peut être soit fixé dans les parties végétatives et exporté par la fauche soit lessivé en profondeur car relativement mobile ou encore réduit en azote atmosphérique dans certaines conditions, le phosphore est très difficilement éliminé car il est très stable dans les sols. Cet élément est fortement lié aux argiles et aux minéraux tels que le fer et les oxydes d'aluminium, ce qui explique que les quantités de cet élément exportées dans les fourrages ou par lessivage sont très faibles (Janssens *et al.*, 1998).

Le fauchage, même répété plusieurs fois par an, ne permet pas d'épuiser rapidement le stock de nutriments dans le sol. De nombreuses années sont nécessaires pour éventuellement observer une diminution significative de la concentration de phosphore. Willems & Nieuwstadt, (1996) ont confirmé la difficulté d'accroître la diversité végétale après l'arrêt de toute fertilisation sur des sols riches en phosphore. L'influence du phosphore sur la composition floristique semble ainsi plus déterminante que celle de l'azote (Janssens *et al.*, 1998).

Une fertilité élevée résiduelle de l'utilisation d'engrais à long terme constitue donc une véritable contrainte pour la restauration des prairies riches en espèces (Janssens *et al.*, 1998), et peut ralentir ou diminuer le succès du processus.

2.1.2. Pression de fauche

Le régime de fauche adopté par les agriculteurs a lui aussi un rôle primordial sur la structure de la végétation (Plantureux *et al.*, 2005). Une étude réalisée par Zechmeister *et al.* en 2003 a prouvé qu'il existait une corrélation négative significative entre ces deux paramètres, faisant apparaître une richesse en espèces végétales plus élevée avec 2 ou 3 fauches qu'avec plus de 3 fauches. Ils ont en outre constaté que le nombre total de plantes vasculaires et bryophytes des prairies autrichiennes diminuait allant de 11,3 à 5,6 espèces par m² lorsque le nombre de fauches par an passait de 2 à plus de 3 (**Figure 3**).

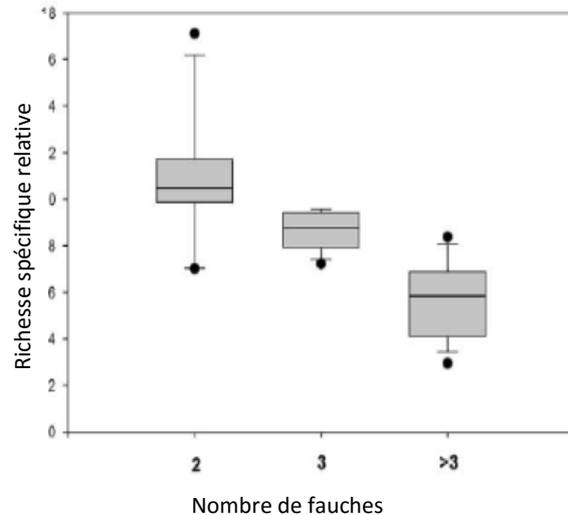


Figure 3 : Relation entre la richesse spécifique relative totale et le nombre de fauches (Zechmeister *et al.*, 2003).

Les fauches ou le pâturage fréquents favorisent les espèces végétales chez qui les méristèmes sont épargnés par les défoliations car situés au niveau de la surface du sol. Ce sont essentiellement des graminées et certaines dicotylédones à rosettes comme *Bellis perennis*, *Taraxacum sp.*, *Trifolium repens*. A l'inverse, la plupart des dicotylédones possèdent des méristèmes situés au-dessus de la hauteur de coupe, ce qui rend leur croissance plus lente et difficile après une défoliation (DEMNA, à paraître).

De plus, l'intensification des fauches dans les prairies s'est naturellement accompagnée d'un avancement de la date des fauches. Le risque d'une fauche trop précoce est de limiter la reproduction et le renouvellement par ensemencement naturel d'un grand nombre d'espèces, en les empêchant d'atteindre le stade de floraison. Les possibilités de floraison et de production de graines sont alors fortement réduites chez les espèces à floraison tardive (ex : *Centaurea jacea*, *Crepis biennis*, *Rhinanthus sp.*). Les plantes capables de développer de nouvelles pousses très rapidement, par multiplication végétative par exemple, ou celles à floraison précoce comme *Lolium perenne*, seront elles plus compétitives, renforçant alors le phénomène d'« étouffement », évoqué ci-dessus dans le cas d'une fertilisation intensive (DEMNA, à paraître).

Si une pression de fauche entraîne en général une diminution de la richesse des espèces végétales, l'absence de fauche ou de pâturage sur une prairie a elle aussi des conséquences sur sa structure et composition (Oomes & Mooi, 1981). Sans entretien, l'écosystème prairial se voit rapidement recoloniser par les arbres et les buissons, perdant petit à petit sa végétation caractéristique et la faune adaptée aux milieux ouverts. Zechmeister *et al.*, (2003) indiquaient également dans leur étude, qu'au moins une fauche par an était nécessaire pour maintenir la biodiversité.

2.1.3. Importance de la banque de graines dans le sol

Le rôle de la banque de graines du sol dans les programmes de restauration est depuis quelques années une des préoccupations majeures des recherches avec de plus en plus d'expériences à long terme (Graham & Hutchings, 1988 ; Milberg, 1992 ; Bekker *et al.*, 1997) . En effet, il a été suggéré que les communautés végétales présentes sur les prairies intensives sont sévèrement limitées par un manque de propagules des espèces d'intérêt, aussi bien dans la banque de semences que dans le paysage environnant (Poschlod *et al.*, 1998). Pywell *et al.*, (2002), Smith *et al.*, (2000) et autres chercheurs ont d'ailleurs montré que la ressource en graines serait même LE facteur le plus important pour le bon rétablissement des espèces typiques des prairies en bon état de conservation.

La banque de graines est définie comme le stock de graines viables présentes dans le sol et à sa surface et qui permettra potentiellement un retour à l'écosystème de départ, à la suite de perturbations (Vécrin, 2003). La littérature scientifique révèle que la banque de graines des prairies de fauche est très rapidement altérée et résiste très rarement à une mise en culture ou à une intensification (Hutchings & Booth, 1996). Dans son analyse comparative réalisée dans la vallée de la Meuse, Vécrin, (2003) conclut que la banque de graines d'une prairie intensive est fortement appauvrie par rapport à celle des prairies semi-naturelles. Cet appauvrissement d'une grande partie de la banque de graines peut s'expliquer notamment par l'enfouissement en profondeur des graines et des dommages physiques, suite aux passages de différentes machines agricoles ou à des fauches répétées. Les graines semblent ne pas survivre enfouies dans le sol très longtemps et vont progressivement mourir – et ce, même si la perturbation du sol cesse (Bekker *et al.*, 2009 ; Vécrin, 2003). De plus, il semblerait selon Bekker *et al.*, (1997), que la fertilisation et le drainage augmentent les nutriments et la teneur en oxygène du sol, et ces facteurs pourraient diminuer la longévité des graines, relativement courte pour la plupart des espèces prairiales.

Enfin, pour les graines qui persistent, c'est leur pouvoir germinatif qui est mis à mal : les graines peuvent perdre naturellement leur capacité germinative après quelques années si les années d'intensification se succèdent. Graham & Hutchings, (1988) ont montré que le taux de germination des principales espèces sur le terrain était inférieur de 10% à celui observé en serre.

En termes de composition spécifique, la banque de graines est rapidement remplacée par des graines de plantes adventices (Hutchings & Booth, 1996). Bekker *et al.*, (1997) rappellent que l'intensification de l'agriculture ou le changement de fréquence de perturbation par exemple encouragent l'apparition d'espèces pionnières dans la banque de graines et empêchent certaines autres graines de germer.

Par ailleurs, il est intéressant de préciser que tous ces phénomènes sont accentués par le fait que la plupart des espèces typiques des prairies, dont l'*Arrhenatherion*, ne constituent pas de banque de graines permanente. En d'autres mots, lorsqu'elles ont disparu du couvert végétal, il est peu probable que ces espèces parviennent à se réinstaller spontanément, à moins de disposer de moyens de propagation efficaces (graines dispersées par le vent) (Milberg, 1992). Or, il a été montré que le pouvoir de dispersion des graines de la plupart des espèces d'intérêt est de seulement quelques mètres. La plupart du temps, la dispersion s'effectue de proche en proche mais est souvent lente (Graham & Hutchings, 1988).

Toutes les recherches menées soulignent ainsi les conséquences importantes de la mise en culture et de l'intensification des prairies sur la banque de graines en termes de quantité, de composition, de viabilité des graines et donc sur les potentialités de restauration des prairies dégradées (Vécrin, 2003). Après l'intensification ou l'abandon d'une prairie, il apparaît que la banque de graines devient insuffisante et ne peut contribuer à la restauration des communautés végétales prairiales (Milberg, 1992).

Les résultats que l'on peut obtenir en restauration de prairies sont donc très largement limités par les modifications des caractéristiques édaphiques, le degré d'amendement (en particulier, la richesse en phosphore du sol), le régime de fauche, et l'altération de la banque de graines du sol (Bakker & Berendse, 1999). Différents travaux de restauration ont alors permis de définir les modalités de restauration et d'entretien les mieux adaptées pour ces habitats dégradés (Manchester *et al.*, 1999).

2.2. Techniques de restauration

Pour que la restauration et le rétablissement de la végétation des prairies maigres de fauche soient possibles, une grande variété de méthodes, allant de la régénération naturelle au transfert de communautés, a été mise en œuvre et étudiée (Manchester *et al.*, 1999). Elles doivent être relativement simples et rentables. Les techniques adoptées vont dépendre des caractéristiques initiales d'un site, par exemple, son emplacement par rapport aux sources potentielles d'espèces colonisatrices, son état de conservation, mais aussi du temps et des ressources financières disponibles. Leur efficacité écologique relative et la fiabilité pour atteindre les objectifs écologiques souhaités sont également à prendre en compte (Torok *et al.*, 2011).

2.2.1. Restauration spontanée

La « restauration spontanée » suite à l'abandon des terres cultivées ou à l'abandon de l'intensification des prairies (fauches successives, pâturage ou fertilisation) est le moyen le plus simple et le plus naturel pour la restauration des prairies (Prach & Hobbs, 2008). C'est un processus passif basé sur les réserves de propagules disponibles localement, soit à travers la banque de semences locale ou la pluie de graines apportée par différents agents de dispersion des graines de végétation naturelle adjacente (Baasch *et al.*, 2012). C'est aussi la méthode la moins coûteuse où seuls des coûts de fauche régulière ou le pâturage sont à prévoir pour améliorer l'immigration des espèces cibles et réduire la couverture des mauvaises herbes. Or, comme expliqué précédemment, la culture agricole dans la plupart des cas détruit l'ancienne banque de semences des prairies, et crée des conditions idéales pour les adventices dans le sol (Bakker & Berendse, 1999 ; Manchester *et al.*, 1999). De plus, les paysages fragmentés ou l'absence d'agents dispersants sont des paramètres qui peuvent entraver le processus de régénération (Manchester *et al.*, 1999 ; Foster, 2001). En conséquence, la restauration par la restauration spontanée est dans la majorité des cas lente et imprévisible (Torok *et al.*, 2011). Les résultats des inventaires initiaux réalisés dans le cadre du projet LIFE Prairies Bocagères illustrent ce constat puisque la majorité des prairies sont dans un mauvais état de conservation, même après l'arrêt de la fertilisation et une gestion extensive depuis 15 ans (voir **Tableau 1 du Chapitre I**).

Ainsi, il est souvent nécessaire de diriger la végétation avec des mesures de restauration plus actives ; l'introduction volontaire de graines peut alors être un bon moyen d'assurer l'arrivée des espèces à un site (Jones & Hayes, 1998).

2.2.2. Restauration active par introduction volontaire de graines

➤ *Epandage de fourrage frais, de foin ou semis de graines*

L'ensemencement par épandage de fourrage frais, épandage de foin ou par semis (ou sursemis) de graines est une méthode de restauration largement utilisée dans la pratique de conservation. Elle permet la réintroduction volontaire d'espèces de prairies de haute valeur biologique et l'augmentation de la richesse spécifique des prairies dégradées (Torok *et al.*, 2011).

Le principe est relativement simple : il s'agit, dans un premier temps, de collecter des graines ou de faucher une prairie riche en espèces cibles et d'exporter par la suite le matériel obtenu pour le disperser sur le site que l'on souhaite restaurer, appelé site récepteur ou site cible. La fauche est en général réalisée très tôt au matin avant d'être ramassée (Torok *et al.*, 2011).

Dans le cas de l'épandage de fourrage frais – technique majoritairement utilisée dans ce mémoire- le produit de fauche collecté sur la prairie source en bon état de conservation est appliqué le jour même sur le site cible (Pywell *et al.*, 1995 ; Donath *et al.*, 2007). Au contraire, pour l'épandage de foin, le matériel végétal reste quelques jours sur le site afin d'être séché et stocké sous forme de foin. Il est préférable de ne pas pirouetter le matériel végétal afin de perdre un minimum de graines. Selon une étude menée par Kiehl *et al.*, (2010), le transfert de matériel végétal frais semble augmenter les chances d'établissement des espèces rares, en raison de la perte de semences pendant le séchage ou le processus de stockage. On privilégiera donc l'épandage de fourrage frais à l'épandage de foin.

La quantité de fourrage transférée est importante puisque des couches trop épaisses de matériel végétal sur le site à restaurer peuvent inhiber la germination et la colonisation des espèces cibles (Donath *et al.*, 2006). La littérature scientifique montre que le matériel végétal frais ou sec est habituellement étendu par couche d'épaisseur de 3 à 15 cm, ou avec une densité de 180 à 1500 g / m² sur le site restauré (Kirmer & Mahn, 2001 ; Kiehl *et al.*, 2006). De plus, le rapport entre la surface du site source et celle du site cible est défini en fonction de la richesse en espèces, la quantité des propagules et la qualité de la végétation dans le site source : il est généralement compris entre 1 : 1 et 1 : 10, même si un minimum de 1 ha récolté pour 1 ha épandu est fortement recommandé. L'utilisation de cette méthode nécessite des sites donneurs de taille et de qualité appropriée (Aldrich, 2002 ; Goret & Janssens, 2014).

S'il n'y a pas de prairies en bon état de conservation à proximité et que les déplacements sont trop coûteux, ou si la végétation du site source est trop rase pour être fauchée, le semis de mélange de graines d'espèces cibles est une autre solution (Goret & Janssens, 2014). Dans le cas des réserves naturelles (comme c'est le cas ici), les graines ne peuvent pas provenir de sources commerciales et sont collectées par la récolte locale (Goret & Janssens, 2014). Elles peuvent être ramassées par un équipement approprié tel que la moissonneuse-batteuse ou à la main. La collecte à la main est longue et coûteuse mais plus adaptée lorsque les espèces cibles sont situées dans des populations dispersées (Stevenson *et al.*, 1995).

Il existe différents mélanges de semences : des mélanges à faible diversité qui contiennent typiquement les propagules de 2 à 8 espèces, et des mélanges à haute diversité qui contiennent généralement plus de 10 espèces. Lorsque les graines de certaines espèces cibles ne sont pas disponibles dans la même quantité que celle des espèces plus communes, les deux types de mélanges peuvent être combinés (Torok *et al.*, 2011). Pour le semis de graines, l'idéal est de semer soit au printemps (avril-mai) soit en fin d'été (septembre). Plusieurs études testant simultanément différents traitements (semences de divers mélanges, succession spontanée), ont suggéré que la richesse des espèces établies augmente avec le nombre d'espèces semées dans la majorité des cas (Manchester *et al.*, 1999 ; Piper *et al.*, 2007).

Pour optimiser le succès du transfert de matériel végétal et donc la restauration, il est essentiel de tenir compte de plusieurs facteurs lors de la réalisation des transferts du matériel végétal. La composition du matériel végétal choisi (mélange de graines ou fourrage) est fortement influencée par les conditions du site cible, l'objectif de la restauration, par exemple les associations végétales à restaurer, ou les sources potentielles d'espèces cibles disponibles. Selon les lignes directrices pour la restauration en RNA de prairies et pelouses rédigées par Natagora et approuvées par le DEMNA (Goret & Janssens, 2014), « *Le site source de graines doit appartenir au même habitat que celui que l'on souhaite restaurer et être en bon état de conservation. Il doit également se trouver le plus près possible du site cible et toujours dans le même district phytogéographique* ». L'utilisation de graines ou de fourrage provenant de sources locales diminue les risques d'échec de la restauration causés par l'incompatibilité génétique entre individusensemencés et individus naturellement présents (Kiehl *et al.*, 2010). De plus, ces écotypes² sont mieux adaptés aux conditions environnementales locales et peuvent être de meilleurs concurrents contre les plantes adventices locales (Aldrich, 2002).

Le moment de la récolte du matériel végétal est lui aussi très important. Il est déterminé par la phénologie des espèces cibles du site source, à savoir, lorsque le maximum de graines d'espèces d'intérêt deviennent mûres sans être au sol (Edwards *et al.*, 2007). En Wallonie, la période de récolte la plus appropriée pour les prairies est généralement en juillet et dépend des conditions météorologiques printanières (Goret & Janssens, 2014). Une récolte trop tardive, par exemple en août, peut mener à une perte de propagules, pouvant alors entraver le rétablissement de la végétation (Torok *et al.*, 2010).

En Europe du Nord, cette technique a fait ses preuves dans des opérations de restauration écologique. Cependant, il est primordial de veiller à ce que toutes les espèces introduites soient « souhaitables », et ce, notamment lors de l'épandage. La mise en place rapide des espèces concurrentes et invasives dans la végétation pourrait empêcher la colonisation des espèces recherchées en raison de la concurrence pour l'espace et les ressources (Goret & Janssens, 2014). Dans le cadre de ce projet LIFE, la balise de restauration, déjà évoquée précédemment, a d'ailleurs établi plusieurs conditions concernant l'introduction de graines (**Encadré 1**), qui obligent entre autres à vérifier la composition précise des semences.

² Les écotypes sont des variétés d'une même espèce plus ou moins distinctes morphologiquement et adaptées à des habitats différents.

Encadré 1. Quelques conditions pour l'introduction d'espèces dans le cadre de la restauration de prairies, reprises des balises mises en place dans le cadre des projets LIFE Nature « Prairies bocagères » et « Herbages » (Goret & Janssens, 2014).

- Le site donneur ne doit pas contenir ou avoir contenu des cultivars ou des espèces exotiques ou invasives
- Ces espèces doivent être communes (ni protégées, ni rares)
- Ces espèces doivent avoir une large répartition en Wallonie et une large amplitude écologique
- Ces espèces doivent être, a priori, peu compétitives, de façon à perturber le moins possible le maintien d'autres espèces ou leur colonisation spontanée du milieu.

➤ *Ensemencement de *Rhinanthus minor**

Rhinanthus minor est une plante annuelle hémiparasite de graminées qui envahit les racines de nombreuses espèces, et réduit la croissance de ces espèces parasitées (Van Hulst *et al.*, 1987). L'ensemencement de cette plante vise donc à favoriser le développement des dicotylédones et augmenter la richesse spécifique par l'affaiblissement du pouvoir compétitif des graminées (Gibson & Watkinson, 1992 ; Davies *et al.*, 1997). L'ensemencement peut se faire en pure ou en mélange avec des graines moissonnées (Goret & Janssens, 2014). Davies *et al.*, (1997) ont estimé que cette technique était intéressante puisque sa mise en place était assez facile et à moindre coût du fait de la capacité invasive élevée de *Rhinanthus minor*. De plus, il est ensuite facile de limiter sa propagation aux communautés adjacentes puisque la dispersion de ses graines est très limitée, et qu'elle ne forme pas une banque de graines significative. *Rhinanthus minor* est également connu pour être une espèce commune dans les prairies de haute diversité d'origine naturelle (Van Hulst *et al.*, 1987).

➤ *Transfert de la couche arable, transplantation de la végétation*

Ces deux techniques sont également des solutions qui peuvent être utilisées pour introduire des semences et des fragments végétatifs à partir de sites riches en espèces pour la revégétation.

Lors du transfert de la couche arable, la couche supérieure du sol est excavée, puis transférée sur le site à restaurer. Dans le cas de la transplantation de la végétation, des petites parcelles de végétation sont coupées et transférées sur le site de restauration (Manchester *et al.*, 1999 ; Aldrich, 2002).

Si l'introduction de parties végétatives et de propagules associées à la faune du sol rend le rétablissement de la végétation plus rapide que la restauration spontanée (Torok *et al.*, 2011), les différences dans l'hydrologie, le type de substrat, etc. entre les sites donneurs et récepteurs rendent le succès du transfert de terre ou de végétation imprévisible. Ces transferts ne peuvent s'effectuer que sur des distances très restreintes. Ces méthodes de restauration sont généralement peu recommandées car elles endommagent fortement, voire détruisent certaines parties du site donneur (Manchester *et al.*, 1999).

Ces deux dernières méthodes de restauration ne sont pas utilisées dans le cadre de ce projet LIFE.

2.2.3. Préparation et travail du sol

Les techniques de restauration par ensemencement nécessitent le plus souvent la préparation préalable du sol afin de favoriser la germination et de limiter la compétition des plantes semées avec la végétation en place. Dans le cadre de ce mémoire, le travail du sol a été plus ou moins superficiel en fonction de la technique utilisée.

Le **hersage** à l'aide d'une herse étrille travaille le sol uniquement en surface et ne permet pas la destruction du système racinaire des plantes en place : la mise à nu du sol est nulle. La herse rotative tourne horizontalement dans le sol et permet un travail un peu plus profond que la herse étrille (sur 0 à 10 cm de profondeur). Cependant, elle ne détruit pas ou peu le système racinaire des plantes et la mise à nu du sol reste imparfaite, voire très faible lorsque les conditions climatiques et édaphiques ne sont pas favorables (l'argile du sol peut devenir très dur). Enfin, le **fraisage** du sol permet un travail plus profond, sur 10 à 15 cm de profondeur, avec la destruction des tissus racinaires des espèces adventices présentes : la mise à nu du sol est ici totale (Goret & Janssens, 2014).

Lors de la mise en place des travaux de restauration dans le projet LIFE, les parcelles restaurées n'ont jamais été entièrement mises à nu : seulement 50% du sol était travaillé pour préserver la végétation en place qui pouvait contenir des espèces d'intérêt.

Enfin, lorsque que les surfaces prairiales présentent des charges élevées de nutriments résultant de l'utilisation d'engrais chimiques, la préparation du sol peut réduire la disponibilité des nutriments dans les couches supérieures du sol et la quantité de graines des espèces adventices (Pywell *et al* 2002). Deux méthodes sont alors utilisées : l'étrépage et l'addition de carbone.

En général, l'ajout d'une source de carbone dans le sol permet l'immobilisation de l'azote en modifiant le rapport C:N (Torok *et al.*, 2011). Le niveau plus élevé de carbone dans le sol restreint l'activité microbienne, et par conséquent, réduit la disponibilité de l'azote mobile pour l'absorption par les plantes. La source de carbone fréquemment utilisée est le foin. Cependant, l'effet de l'immobilisation des éléments nutritifs par addition de carbone est une solution à court terme par rapport à l'étrépage, en raison du fort turn-over microbien dans le sol (Kardol *et al.*, 2008).

Le projet LIFE Prairies Bocagères n'utilisera pas ces techniques.

Dans le cadre du projet LIFE Prairies Bocagères et de ce mémoire, les techniques de restauration avec introduction volontaire de graines par épandage ou semis sont mises en place uniquement sur des prairies de l'*Arrhenatherion* en mauvais état de conservation C ou sur des prairies dégradées par pâturage et amendement d'une autre alliance, comme celle du *Cynosurion* (prairies pâturées). Ce sont des prairies intensives sur lesquelles la banque de graines est quasi inexistante.

Pour des prairies en état de conservation moyen B, la restauration se fera par modification de la gestion des fauches de restauration.

2.3. Fauche de restauration

Les prairies en état de conservation moyen à bon B, déterminé à l'aide de la grille du DEMNA (**Tableau 7**), abritent plusieurs espèces caractéristiques de l'*Arrhenatherion*. Cependant, celles-ci n'occupent généralement qu'un faible recouvrement de la parcelle : il s'agit donc ici de recréer et maintenir des conditions environnementales favorables à leur germination et leur développement par l'arrêt définitif de fertilisation et un régime de fauche adapté. Le régime de fauche approprié doit, entre autres, permettre l'émergence des espèces végétales caractéristiques de l'habitat, favoriser la survie des plantules et limiter l'invasion d'espèces rudérales (Jones & Hayes, 1999). Il a donc été convenu de procéder pendant plusieurs années à deux fauches de restauration par an avec une fauche autour du 15 juin et une fauche de regain. Ces différentes fauches permettent d'obtenir un couvert moins dense au moment de la germination et du développement des plantules pour permettre, dans un premier temps, aux graines de germer et, dans un second temps, aux plantules de se développer.

Une fois la prairie en bon état de conservation ou dans le cas où la prairie est déjà dans un bon état de conservation, elle est gérée par une fauche tardive après le 15 juillet permettant l'arrivée en graines des espèces. Au besoin, le regain sera fauché ou pâturé en automne pour éliminer la production végétale estivale si elle est importante (Goret & Janssens, 2014). Les prescriptions de gestion pour les prairies permettront de maintenir et d'améliorer la biodiversité des prairies.

Pour ce qui concerne les bandes refuge, leur rôle est essentiellement "zoologique".

CHAPITRE III : MATERIELS & METHODES

3.1. Le site d'étude

Cette étude est basée sur les prairies maigres de fauche (6510) qui font partie du réseau Natura 2000. Elle a été menée sur plusieurs parcelles de réserves naturelles de Natagora en Fagne-Famenne, qui est une région importante pour la conservation des paysages agricoles traditionnels de type bocages et prairies. La zone d'étude a ainsi été délimitée de manière à englober des surfaces significatives à l'échelle européenne de cet habitat de grand intérêt biologique.

3.1.1. Région de la Fagne Famenne

La Fagne et la Famenne sont deux régions situées de part et d'autre de la Meuse (la Fagne à l'ouest de la Meuse et la Famenne à l'est), qui forment ensemble une vaste dépression s'étendant sur environ 120 km de Chimay à Bomal. Cette dépression, comprise entre 140 et 300 mètres d'altitude, est entourée au nord par les plateaux condrusiens et au sud par le massif ardennais. D'un point de vue géologique, le substrat est essentiellement composé de schistes famenniens et frasniens, de psammites tendres et de calcaire du Dévonien qui ont été plus ou moins incisés par les rivières, formant alors trois zones individualisées au sein de cette dépression :

- au nord, une zone formée par l'alternance de dépressions schisteuses et de buttes gréseuses;
- au centre, une dépression étroite creusée dans les schistes;
- au sud, un banc calcaire, constitué par de petites buttes allongées, les tiennes, qui correspondent à la partie la plus proéminente du paysage, appelée bourrelet de la Calestienne (Belayew *et al.*, 1996).



L'assise schisteuse de la dépression de Fagne-Famenne se décompose en des argiles très lourds qui rendent généralement les sols pauvres en minéraux et peu perméables : ils sont alors fréquemment inondés aux abords des rivières en hiver. Les sols calcaires sont quant à eux des sols squelettiques très secs. Toutes ces terres peu fertiles sont donc peu propices à l'agriculture et laissent la place aux paysages d'openfield à prairies permanentes qui couvrent de grande superficie dans cette région. Les herbages dominent donc très largement les cultures, les forêts sont également très présentes avec notamment des petites plantations de conifères (Belayew *et al.*, 1996). Ces différents paysages sont le plus souvent organisés de manière étagée, en fonction du substrat, avec les prairies réparties majoritairement dans les vallées, les forêts sur les versants abrupts et enfin les cultures sur les versants les plus accessibles et sur les replats du plateau calcaire. Si l'élevage a pendant longtemps été l'activité principale des agriculteurs en Fagne-Famenne, ces dernières années, des cultures céréalières (orge, blé tendre) et industrielles (colza) se sont développées au côté des cultures fourragères associées aux herbages. La mise en place de drainage et l'amélioration des herbages par les engrais ont alors plus ou moins altéré la végétation (Billen, 1988 ; Belayew *et al.*, 1996).

Fagne et Famenne présentent de nombreuses ressemblances au niveau de leur structure paysagère. Néanmoins, les replats, un peu plus nombreux en Fagne, ont permis une extension plus importante des cultures.

Ces deux régions présentent également des conditions climatiques similaires., avec néanmoins un climat un petit peu plus froid pour la Famenne (Billen, 1988).

3.1.2. Les réserves naturelles concernées³

En Famenne, les réserves naturelles étudiées pour ce mémoire sont celles de Comogne, Basse Wimbe, et Ry d'Howisse. En Fagne, seule la réserve de La Prée sera prise en compte (**Figure 5**).

➤ *Comogne*

La réserve naturelle de Comogne, acquise en 1996 et d'une superficie de 29 hectares, est située sur la commune de Beauraing en Famenne. On y trouve principalement des prairies plus ou moins humides qui couvrent environ 20 hectares de la réserve, ainsi que quelques zones forestières. Les prairies de Comogne, à l'inverse d'un grand nombre de prairies de la région, avaient été faiblement amendées. Elles sont donc particulièrement riches en espèces végétales et insectes, et abritent plusieurs espèces rares comme le triton crêté (*Triturus cristatus*). Des espèces d'oiseaux des prairies comme le râle des genêts (*Crex crex*) et la pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) sont aussi présentes.

➤ *Ry d'Howisse*

La réserve naturelle de Ry d'Howisse, acquise en 2000 et d'une superficie de 28 hectares, est située sur les communes de Rochefort et de Tellin, dans la Calestienne schisteuse. Elle présente des prairies sur lesquelles on retrouve quelques espèces remarquables comme la laïche vésiculeuse (*Carex vesicaria*).

➤ *Basse Wimbe*

La réserve naturelle de Basse Wimbe, acquise en 1995 et d'une superficie de 28 hectares, est située sur la commune de Rochefort, au centre de la dépression de basse Famenne. Elle est composée principalement de prairies qui s'étendent entre Genimont et les villages de Lessive et Villers-sur/Lesse.

➤ *La Prée*

La réserve naturelle de La Prée, d'une superficie de plus de 100 hectares, est située dans la plaine bocagère de l'Eau Blanche entre Aublain et Boussu-en-Fagne. Un réseau de prairies relativement humides a alors été créé et abrite une végétation caractéristique, avec notamment la présence du *Silvaum silaus*. Elles sont aussi riches au niveau avifaune avec *Lanius collurio* et *Saxicola rubicola*.

Toutes ces réserves sont des réserves naturelles créées il y a plus de 15 ans dans le cadre des différents programmes LIFE Nature « Rôle des genêts ». Depuis lors, les prairies qui les constituent ont été soumises à une gestion extensive avec l'arrêt immédiat d'utilisation d'engrais et une fauche annuelle tardive réalisée au 15 juillet par des agriculteurs de la région. Les différentes prairies étudiées pour ce mémoire étaient toutes gérées selon ces conditions avant le début du projet.

³ Toutes les informations concernant les réserves naturelles sont issues du site du LIFE Prairies Bocagères.



© Olivier KINTS



© Olivier KINTS



© Olivier KINTS



© Patrick LIGHEZZOLO



Figure 5 : Cartographie des quatre réserves naturelles concernées par l'étude et photographies des paysages associés.

3.2. Prairies maigres de fauche de l'*Arrhenatherion* (6510)

Dans le cadre de ce mémoire, l'habitat étudié correspond aux prairies maigres de fauche qui relèvent de l'habitat 6510 de la directive « Habitats » (Cahiers d'habitats, 1999).

Les prairies maigres de fauche de l'*Arrhenatherion*, autrefois largement répandues en Europe, sont des prairies permanentes qui se retrouvent principalement dans les régions d'élevage de Wallonie situées en-dessous de 550 mètres d'altitude. Ce sont des prairies très fleuries de mai à septembre qui s'installent sur des sols relativement pauvres en éléments nutritifs et moyennement fertilisés. Elles sont caractérisées par un régime de fauche typique correspondant à 1 voire 2 fauches par an : c'est un mode d'exploitation lent et extensif. Le regain est possible mais non obligatoire.

La composition du couvert végétal est principalement liée aux caractéristiques du sol, à sa capacité de retenir l'eau et au régime d'exploitation. Souvent très diversifiées dans leur état de conservation optimal, ces prairies sont dominées par une graminée typique, *Arrhenatherum elatius*, le fromental, qui donne son nom à l'association végétale caractéristique de cet habitat, *Arrhenatherion elatioris*. Dans les formes typiques, cette espèce est associée à d'autres graminées comme le dactyle (*Dactylis glomerata*), la féтуque des prés (*Schedonorus pratensis*), et à des dicotylédones typiques, comme la centaurée jacée (*Centaurea jacea*), le petit rhinante (*Rhinanthus minor*) ...

Les espèces végétales caractéristiques régionales de l'*Arrhenatherion* sont *Anthriscus sylvestris*, *Arrhenatherum elatius*, *Avenula pubescens*, *Centaurea jacea*, *Crepis biennis*, *Daucus carota*, *Galium mollugo*, *Heracleum sphondylium*, *Knautia arvensis*, *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare*, *Pimpinella major*, *Rhinanthus angustifolius*, *Rhinanthus minor*, *Tragopogon pratensis*, *Trisetum flavescens*. Ces espèces seront utilisées pour évaluer l'état de conservation des prairies (DEMNA, à paraître).

Toutes ces plantes à fleurs permettent l'installation d'une faune nombreuse et diversifiée. Malgré leur valeur patrimoniale très élevée, ces prairies maigres de fauche figurent parmi les milieux les plus menacés d'Europe (Cahiers d'habitats, 1999).

3.3. Dispositifs et mise en place des travaux de restauration botanique

Les travaux de restauration mis en place lors du projet LIFE Prairies Bocagères sont de deux types : les essais et les restaurations par semis ou épandage.

3.3.1. Les essais

Les essais de terrain constituent un dispositif expérimental permettant d'avoir une première approche de l'efficacité des différentes techniques de restauration ou de gestion en prairie pour envisager, par la suite, des restaurations sur des parcelles de plus grande taille. Ces essais *in situ* ont été effectués en 2013 et 2014 afin de tester les différentes méthodes de préparation du sol, les différentes techniques d'ensemencement et les différents rapports entre surface de prairie source / cible au sein d'une même prairie. Les essais concernent les réserves de Comogne, Ry d'Howisse et Basse Wimbe.

➤ Comogne

L'essai a été réalisé sur l'UG09⁴ de Comogne qui est une prairie de 4 hectares (**Figure 6**). Elle était, en 2013, dans un état de conservation hors habitat, correspondant au *Cynosurion*.

Au sein de cette parcelle, un dispositif de six placettes de 50 x 20 mètres a été délimité, chaque placette étant soumise à un traitement spécifique présenté dans le tableau ci-dessous (**Tableau 3**).

Ce dispositif est répété deux fois : chacun des traitements est donc apposé sur deux placettes (1 et 2). Dans toutes les placettes, un léger hersage du sol a préalablement été effectué à l'aide d'un vrédo.



Figure 6 : Cartographie de l'essai réalisé sur l'UG09 de Comogne.

TRAITEMENTS	
A	Epandage de fourrage frais effectué selon un ratio de 1:1 entre les surfaces des parcelles source et cible
B	Sursemis à la volée de graines moissonnées avec une densité de 30 kg/ha
C	Sursemis ⁵ au vrédo de graines moissonnées avec une densité de 20 kg/ha
D	Témoin : aucun ensemencement
E	Sursemis à la volée de <i>Rhinanthus minor</i> en mélange avec les graines moissonnées avec 40 kg/ha
F	Sursemis à la volée de <i>Rhinanthus minor</i> en pure par tâche

Tableau 3 : Différents traitements mis en place dans le cadre de l'essai réalisé sur l'UG09 de Comogne.

Le fourrage frais et les graines semées proviennent de l'UG01 de Comogne qui est une zone source en bon état de conservation, située à proximité de la prairie cible. Cette parcelle source présente une richesse spécifique de 46 espèces dont 6 espèces caractéristiques (*Arrhenatherum elatius*, *Centaurea jacea*, *Crepis biennis*, *Leucanthemum vulgare*, *Rhinanthus minor*, *Trisetum flavescens*). Elle contient également des espèces comme *Briza media*, *Colchicum autumnale* et *Lotus corniculatus*. L'épandage de fourrage a été réalisé en juillet 2013, alors que les sursemis ont été réalisés en septembre 2013.

➤ Ry d'Howisse

L'essai a été réalisé sur la moitié de l'UG20 de la réserve de Ry d'Howisse à Rochefort (**Figure 7**). La zone d'essai d'une superficie de 2,11 hectares, était en mauvais état de conservation C en 2013.

Au sein de cette parcelle, sept bandes de 50 x 15 mètres ont été délimitées, chacune soumise à un traitement spécifique présenté dans le tableau ci-dessous (**Tableau 4**). Il s'agit de tester les différentes techniques d'ensemencement et l'effet d'un hersage léger.



Figure 7 : Cartographie de l'essai réalisé sur l'UG20 de Ry d'Howisse.

⁴ UG = Unité de Gestion.

⁵ Le sursemis, au contraire du semis, est réalisé sur le couvert végétal présent, sans mise à nu totale du sol.

TRAITEMENTS	
A	Epandage de fourrage frais effectué selon un ratio 1 :1 entre les surfaces des parcelles source et cible
B	Epandage de foin effectué selon un ratio de 1 :1 entre les surfaces des parcelles source et cible
C	Sursemis à la volée de graines moissonnées avec une densité de 45 kg/ha
D	Sursemis à la volée de graines d'écotypes locaux cultivées par ECOSEM avec une densité de 40 kg/ha. Les espèces présentes dans le mélange ont été sélectionnées et sont les espèces caractéristiques des prairies maigres de fauche (6510) : <i>Leucanthemum vulgare</i> , <i>Anthriscus sylvestris</i> , <i>Centaurea jacea</i> , <i>Crepis biennis</i> , <i>Daucus carota</i> , <i>Lotus corniculatus</i> , <i>Heracleum sphondylium</i> , <i>Knautia arvensis</i> , <i>Rhinanthus minor</i> et <i>Tragopogon pratensis</i>
E	Travail du sol sans ensemencement afin d'observer la présence ou non d'une banque de graines
F	Témoin : aucun travail du sol et aucun ensemencement
G	Sursemis à la volée de <i>Rhinanthus minor</i> en mélange avec une densité de 45 kg/ha

Tableau 4 : Différents traitements mis en place dans le cadre de l'essai réalisé sur l'UG20 de Ry d'Howisse.

Le fourrage frais pour le traitement A et le foin pour le traitement B proviennent respectivement de l'UG05 et de la partie sud de l'UG04 de Ry d'Howisse qui sont des prairies sources en bon état de conservation, situées à proximité de la prairie cible. L'UG04 et l'UG05 contiennent respectivement 41 et 46 espèces dont 6 dans chaque UG sont caractéristiques (*Arrhenatherum elatius*, *Centaurea jacea*, *Heracleum sphondylium*, *Knautia arvensis*, *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare*, *Pimpinella major*, *Rhinanthus minor*, *Trisetum flavescens*). Les graines utilisées pour les traitements C et G proviennent de la même prairie en bon état de conservation, située à Comogne.

Le fourrage a été réalisé en juillet 2013, alors que les sursemis ont été réalisés début septembre 2013. Sur toutes les bandes, exceptée la F, le sol a été préalablement travaillé avec une herse étrille.

➤ Basse Wimbe

L'essai a été réalisé sur les UG01, UG02 et UG03 de la réserve de Basse Wimbe (Rochefort) qui constituent une parcelle homogène de 9,25 hectares (**Figure 8**). Cette parcelle était, en 2013, dans un état de conservation hors habitat correspondant au *Cynosurion*.

Au sein de cette grande parcelle, huit placettes d'environ 320 x 15 mètres ont été délimitées, chacune soumise à un traitement spécifique présenté dans le tableau ci-dessous (**Tableau 5**). Il s'agit essentiellement de tester plusieurs techniques de préparation du sol.

Ces placettes sont espacées d'environ 15 mètres les unes des autres, laissant ainsi place à une zone hors bandes I sur laquelle aucun traitement n'a été apposé et qui sera ainsi utilisée comme témoin.

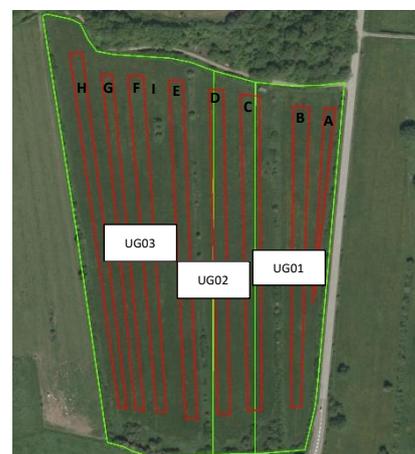


Figure 8 : Cartographie de l'essai réalisé sur les UG01, UG02 et UG03 de Basse Wimbe.

TRAITEMENTS	
A	1 passage à la herse rotative + épandage de fourrage effectué selon un ratio 1 :1 entre les surfaces des parcelles source et cible + rouleau
B	2 passages à la herse rotative + épandage de fourrage + rouleau
C	1 passage à la fraise agricole + épandage de fourrage + rouleau
D	1 passage à la fraise agricole + rouleau + épandage de fourrage + rouleau
E	1 passage à la fraise agricole + semis à la volée de graines 30 kg/ha + rouleau
F	Sursemis au vrédo des graines sans mise du sol à nu avec 20kg/ha
G	1 passage à la fraise agricole : non semée pour voir l'effet du travail du sol sur la banque de graines
H	1 passage à la herse rotative + épandage de fourrage avec différents rapports d'épandage (3:1 et 1:1) - 30 premiers mètres de H : rapport 3 :1 (la surface source de graines est 3 fois plus importante que la surface cible) - De 30 à 60 mètres de H : rapport 1 :1
I	Témoin : aucun ensemencement et aucun travail du sol

Tableau 5 : Différents traitements mis en place dans le cadre de l'essai réalisé sur les UG01-02-03 de Basse Wimbe.

Le fourrage ainsi que les graines semées pour les bandes A, B, C, D, E, F et H proviennent de l'UG02 de Behotte qui est une prairie maigre de fauche en bon état de conservation. Cette prairie source présente une richesse spécifique de 42 espèces dont 7 espèces sont caractéristiques (*Arrhenatherum elatius*, *Centaurea jacea*, *Galium mollugo*, *Heracleum sphondylium*, *Leucanthemum vulgare*, *Rhinanthus minor*, *Trisetum flavescens*). Elle contient également des espèces comme *Colchicum autumnale*, *Poterium sanguisorba*, *Luzula campestris*. La fauche a été effectuée sur environ 1,6 ha alors que la surface cible est de 1,6 ha (bandes A, B, C et D), à savoir un rapport d'environ 1 :1. Pour ces quatre placettes, il s'agit de fourrage ensilé, alors que pour la placette H, le fourrage a été épandu plus grossièrement. Ces travaux ont été effectués fin juillet 2014 (**Annexe 3**).

3.3.2. Les restaurations

A l'inverse des essais, les restaurations consistent à utiliser une seule technique sur l'entièreté de la prairie en mauvais état de conservation. Dans le cadre de ce mémoire, les restaurations ont été réalisées soit par épandage de fourrage frais, soit par semis.

➤ Basse Wimbe

Seule la restauration par semis a été étudiée pour la réserve de Basse Wimbe. Elle a été réalisée sur trois prairies correspondant à l'UG10, l'UG11, et l'UG13, qui étaient dans un état de conservation défavorable (*Cynosurion* ou C) en 2014. Au sein de ces parcelles, des placettes de 310 x 10 mètres ont été délimitées sur l'UG10 et l'UG13 et des placettes de 25 x 10 m sur l'UG11. Ces placettes ont été soumises à un fraisage qui permet un travail profond du sol avant l'ensemencement. Un passage au rouleau permet ensuite d'assurer le contact des semences sur le sol. Les graines proviennent de l'UG02 de Behotte qui est une prairie en bon état de conservation (voir ci-dessus). Elles ont été récoltées sur la parcelle source en juillet 2014 et semées avec une densité de 30 kg/ha en septembre 2014. Les

placettes semées sont espacées d'environ 15 mètres les unes des autres, laissant ainsi place à des placettes hors bandes, non restaurées, qui seront utilisées comme témoin (**Figure 9**).



Figure 9 : Cartographie de l'UG10, l'UG11, l'UG13 soumises à une restauration par semis.

➤ La Prée

Semis de graines

La restauration par semis a été réalisée sur deux prairies dans la réserve de La Prée : l'UG48 et l'UG49. Elles étaient toutes les deux en mauvais état de conservation C en 2014. Dans chacune de ces parcelles, deux placettes de 120 x 15 mètres ont été délimitées. Ces placettes ont été soumises à un léger hersage et les graines ont été semées grâce à un vrédo. Ce dernier fonctionnait mal après hersage. Les graines proviennent de l'UG01 de La Prée qui est une prairie maigre de fauche en bon état de conservation. Cette prairie source présente une richesse spécifique de 46 espèces dont 8 caractéristiques (*Arrhenatherum elatius*, *Crepis biennis*, *Heracleum sphondylium*, *Leontodon hispidus*, *Leucanthemum vulgare*, *Rhinanthus minor*, *Tragopogon pratensis*, *Trisetum flavescens*). Elle contient également des espèces comme *Lathyrus pratensis*, *Lotus corniculatus*, *Succisa pratensis*. Les graines ont été récoltées sur la parcelle source en juillet 2014 et semées avec une densité de 38 kg/ha en septembre 2014. Les bandes semées sont espacées d'environ 15 mètres les unes des autres, laissant ainsi place à des zones hors bandes qui seront utilisées comme témoin (**Figure 10**).

Epannage de fourrage

L'épandage de fourrage a été réalisé sur cinq parcelles de la réserve de La Prée : l'UG19, l'UG30, l'UG12Ouest, l'UG12Centre et l'UG46. Dans chacune de ces parcelles, des placettes (de taille différente en fonction de la parcelle) ont été délimitées (**Figure 10**). Ces placettes ont été soumises à un hersage avant l'épandage du fourrage frais.

Le fourrage utilisé provient de différentes prairies maigres de fauche en bon état de conservation, situées à chaque fois à proximité de la prairie cible. Le fourrage pour l'UG19 et l'UG46 provient de l'UG22, celui pour l'UG30 provient de l'UG30Sud, celui pour l'UG12Ouest provient de l'UG40, et celui pour l'UG12Centre provient de l'UG12Est. Ces prairies sources contiennent entre 33 et 48 espèces.

Le fourrage a été récolté et épandu sur les parcelles cibles en juillet 2014 selon un ratio 1 :1 entre les surfaces des parcelles sources et celles des parcelles cibles. Les placettes restaurées sont espacées d'environ 15 mètres les unes des autres, laissant ainsi place à des zones hors bandes, sur lesquelles aucun épandage n'a été effectué et qui seront donc utilisées comme témoin.



Figure 10 : Cartographie des UG48, UG49 soumises à une restauration par semis, et des UG19, UG30, UG12Ouest (UG120), UG12Centre(UG12C) et UG46 soumises à une restauration par épandage.

Les relevés de toutes les parcelles sources sont en **Annexe 4**.

Quelle que soit la restauration mise en place, un changement de régime de fauche est opéré sur toutes les parcelles durant l'année suivant la restauration. Au lieu d'une fauche unique au 15 juillet, au cours de cette année N+1, trois fauches sont recommandées : une en mai, une en juillet et une en septembre, pour favoriser la mise en place des graines sursemées face à la concurrence du couvert en place. Les conditions climatiques n'ont pas toujours rendu possible les trois fauches et dans ce cas, seules les deux premières étaient réalisées.

Il est également important de préciser que les fauches se faisant sur l'entièreté de la surface des parcelles, les placettes non ensemencées considérées comme témoin (hors bandes), subissent également un changement de régime de fauche.

3.4. Relevés floristiques

Dans le cadre de cette étude, les relevés floristiques en plein sont privilégiés. L'objectif étant de mettre en évidence des associations végétales, il était important d'échantillonner une grande surface pour que les relevés soient les plus exhaustifs possible et que toutes les espèces d'intérêt (caractéristiques et indicatrices) présentes, même peu abondantes, soient inventoriées. De plus, les placettes ont été délimitées de façon à ce qu'elles soient homogènes au niveau floristique et physiognomique.

Un seul et unique relevé non fragmenté par placette a ainsi été réalisé en parcourant une grande partie de la placette à échantillonner et en notant toutes les espèces rencontrées. Pour chaque espèce

relevée, son taux de recouvrement au sol était noté selon les coefficients d'abondance - dominance de Braun-Blanquet (**Tableau 6**).

Pour pouvoir suivre leur évolution, deux séries de relevés ont été effectuées sur les prairies suivies : une première en 2013 ou 2014 avant la mise en place des travaux de restauration et une, deux ans après, en 2015 ou 2016 aux mêmes emplacements. Dans le cas des restaurations, au sein de chaque prairie, deux relevés en plein ont été réalisés : un relevé dans la placette restaurée et un dans la placette non restaurée hors bandes (considérée comme placette témoin). Dans le cas des essais, un seul relevé par placette (ou traitement) a été réalisé.

Au total, 44 relevés floristiques (20 pour les restaurations et 23 pour les essais) ont été réalisés pour la seconde série (2 ans après les travaux).

Le **tableau 6** reprend les valeurs des coefficients de Braun-Blanquet et les classes de recouvrement en pourcent correspondantes. Les coefficients Braun-Blanquet ont également été convertis afin d'obtenir des données quantitatives pour le traitement de données : les valeurs obtenues correspondent à un recouvrement moyen, basé sur la médiane de chaque classe de recouvrement.

Abondance-Dominance	Classes de Recouvrement (%)	Recouvrement moyen (%)
5	75-100	87.5
4	50-75	62.5
3	25-50	37.5
2	5-25	15
1	1-5	3
+	<1	0.5

Tableau 6 : Echelle de Braun-Blanquet et recouvrement des espèces végétales associé.

3.5. Analyses descriptives et analyses statistiques réalisées

3.5.1. Evaluation de l'Etat de Conservation des prairies maigres de fauche (6510)

En vue de mettre en place des opérations de restauration ou de gestion dans les prairies maigres de fauche, il a été indispensable de déterminer l'état de conservation de ces dernières. Mis en avant par la directive Habitats en 1992 dans le cadre de la politique européenne de protection des habitats naturels, l'évaluation de l'état de conservation permet d'établir un diagnostic de l'habitat afin, dans un premier temps, d'orienter correctement le type de restauration à envisager, si besoin il y a. Il serait en effet inutile de faire des travaux dans une parcelle en bon état (Goret & Janssens, 2014).

Dans un second temps, il permet de suivre l'évolution de l'écosystème concerné au cours du temps et d'évaluer le succès de la restauration de ces habitats d'intérêt communautaire à long terme.

La méthodologie d'évaluation de l'état de conservation pour *l'Arrhenatherion elatioris* utilisée dans ce mémoire est celle élaborée par l'administration du DEMNA. Cette évaluation peut se faire à différentes échelles mais a été réalisée, ici, à l'échelle de la parcelle. Elle repose sur des critères auxquels sont associés un ou plusieurs indicateurs relativement faciles à relever sur le terrain et à estimer par les gestionnaires de site. Dans notre cas, seul le critère « intégrité du cortège d'espèces » a été utilisé : il est basé sur la présence des espèces caractéristiques et le recouvrement des espèces caractéristiques

et indicatrices. Ce critère floristique qui correspond à l'association végétale est le marqueur de base pour identifier un habitat. Une **espèce caractéristique** est une espèce qui est plus fréquemment présente dans l'association considérée que dans d'autres groupements. Un nombre et une abondance élevés des espèces caractéristiques témoignent de la bonne fonctionnalité de l'habitat qui est alors considéré comme étant en bon état de conservation. Une **espèce indicatrice** est, elle, étroitement liée à un environnement particulier et sa présence ou son absence sert d'indication sur les caractéristiques physico-chimiques du sol ou un mode d'exploitation par exemple (DEMNA, à paraître).

Lors des relevés botaniques, le nombre d'espèces caractéristiques et le recouvrement sont notés et comparés aux valeurs de référence à l'aide de la grille présentée ci-dessous (**Tableau 7**) : un état de conservation est ainsi déterminé pour chaque indicateur. En fonction de ces deux notes, une note globale pour l'état de conservation de l'habitat peut enfin être attribuée : c'est toujours la plus mauvaise note qui sera prise en compte. Ce système de notation s'exprime en quatre niveaux d'états de conservation : très bon (A), bon à moyen (B), mauvais (C), et hors habitat (*Cynosurion* ou D).

ESPECES CARACTERISTIQUES ET INDICATRICES		CRITERES	ETAT DE CONSERVATION			
<u><i>Anthriscus sylvestris</i></u>		Cortège d'espèces	TRES BON	BON à MOYEN	MAUVAIS	<i>Cynosurion</i>
<u><i>Arrhenatherum elatius</i></u>	<u><i>Rhinanthus angustifolius</i></u>	Nombre d'espèces caractéristiques	≥ 7	entre 4 et 6	= 3	≤ 2
<u><i>Avenula pubescens</i></u>	<u><i>Rhinanthus minor</i></u>					
<u><i>Centaurea gr. jacea</i></u>	<u><i>Traopogon pratensis</i></u>	Recouvrement des espèces caractéristiques et indicatrices (%)	≥ 50	entre 25 et 50	entre 10 et 25	≤ 10
<u><i>Crepis biennis</i></u>	<u><i>Trisetum flavescens</i></u>					
<u><i>Daucus carota</i></u>	<i>Briza media</i>					
<u><i>Galium mollugo</i></u>	<i>Bromus erectus</i>					
<u><i>Geranium pratense</i></u>	<i>Campanula rapunculus</i>					
<u><i>Heracleum sphondylium</i></u>	<i>Colchicum autumnale</i>					
<u><i>Knautia arvensis</i></u>	<i>Lathyrus pratensis</i>					
<u><i>Leontodon hispidus</i></u>	<i>Lotus corniculatus</i>					
<u><i>Leucanthemum vulgare</i></u>	<i>Poterium sanguisorba</i>					
<u><i>Pimpinella major</i></u>	<i>Saxifraga granulata</i>					

Tableau 7 : Grille d'évaluation de l'état de conservation pour l'habitat « prairies maigres de fauche (6510). Le recouvrement des espèces correspond à la somme des recouvrements des espèces caractéristiques et indicatrices (en pourcent). Les espèces écrites en verte sont les espèces caractéristiques.

Dans le cadre de ce mémoire, l'état de conservation des prairies a été déterminé à deux reprises lors de relevés floristiques : avant la mise en œuvre des actions en 2013 ou 2014 et deux ans plus tard, soit en 2015 ou 2016. Les états de conservation obtenus en 2013 ou 2014 ont ensuite été comparés à ceux de 2015 ou 2016 afin de déterminer l'évolution des prairies étudiées.

Suite à la première série de relevés (2013 ou 2014), toutes les parcelles étudiées dans le cadre de ce mémoire étaient en mauvais état de conservation.

De plus, comme expliqué précédemment, l'étude de la teneur en phosphore assimilable sur ces parcelles a été indispensable. Le prélèvement de sol s'est fait par carottage : au moins 5 échantillons par prairies ont été prélevés et mélangés pour éviter les éventuelles hétérogénéités présentes au sein de la prairie. Les résultats ont montré que toutes les parcelles avaient une teneur en phosphore

inférieure au seuil de 5 mg/100g de sol sec. Les parcelles présentaient donc un potentiel de restauration intéressant et des opérations d'ensemencement pouvaient être envisagées.

3.5.2. Richesse spécifique

En plus de la présence des espèces caractéristiques et du recouvrement, la richesse spécifique floristique apparaît également comme un bon indicateur pour évaluer la valeur écologique d'un habitat. De façon générale, les habitats en bon état de conservation sont souvent des milieux riches en espèces. Le nombre total d'espèces végétales dans chaque placette échantillonnée a donc été noté lors des relevés botaniques.

3.5.3. Tests statistiques et analyses en coordonnées principales

Avant d'effectuer toute analyse, les coefficients Braun-Blanquet ont été transformés en données quantitatives sur base de la médiane des classes de recouvrement (voir précédemment, **Tableau 6**).

Les tests statistiques n'ont été réalisés que pour les données issues de la partie restauration : les données issues des essais ne présentant au maximum que deux observations par échantillon (ou traitement), il serait en effet difficile d'obtenir des résultats interprétables.

Pour ces tests, tous les relevés effectués sur des placettes ayant eu le même type de restauration botanique (semis ou épandage) ont été rassemblés et sont considérés comme des répétitions. On a ainsi cinq observations pour chaque type de restauration.

Dans un premier temps, un **test de Student pour échantillons appariés** a été utilisé pour chacun des indicateurs étudiés (nombre d'espèces caractéristiques, recouvrement des espèces caractéristiques et indicatrices, richesse spécifique totale). Ce test a permis de faire : 1) la comparaison entre les placettes avant restauration (2013 ou 2014) et les mêmes placettes restaurées en 2015 ou 2016, 2) la comparaison entre les placettes avant restauration (2013 ou 2014) et les placettes hors bandes (témoin) en 2015 ou 2016. En outre, il permet d'analyser si l'évolution des indicateurs est significative entre les deux séries de relevés. L'hypothèse de normalité a été contrôlée par le test de Shapiro Wilk.

A noter qu'un résultat est considéré comme significatif si la *p-value* est inférieure à 0,05.

Dans un second temps, afin de mettre en évidence d'éventuelles ressemblances entre les relevés, des **analyses en coordonnées principales (PCoA)** ont été réalisées pour chaque essai et pour la restauration par semis ou épandage. Cette analyse, réalisée sur R grâce aux package ape et vegan, est basée sur le calcul d'une matrice de distance construite à partir de l'indice de Bray-Curtis.

Avant d'exploiter une telle distance, il est recommandé de faire une transformation logarithmique des données afin de diminuer l'importance des espèces dont les valeurs observées seraient plus importantes. L'ajout des espèces sur le graphique permet d'évaluer la contribution de chaque espèce. Les espèces ayant des valeurs assez variables, les scores ont été standardisés.



Le nombre d'observations étant faibles (cinq observations par échantillon), les résultats et les conclusions qui en découlent devront être interprétés avec prudence.

CHAPITRE IV : RESULTATS & DISCUSSION

Les résultats et discussions des trois essais et des restaurations sont présentés séparément.

Pour rappel, et comme évoqué dans le chapitre III, toutes les placettes, y compris les placettes témoin ont subi un changement de régime de fauche : alors qu'une seule fauche au 15 juillet était appliquée avant les travaux de restauration, il y a maintenant au minimum deux fauches, voire trois, avec une fauche au 15 juin et une ou deux fauches de regain.



Dans le cas des essais de Ry d'Howisse et de Comogne, suivis entre 2013 et 2015, les relevés ayant été réalisés par une autre personne, la détermination de l'état de conservation des placettes se base uniquement sur les valeurs des deux indicateurs, nombre d'espèces caractéristiques et recouvrement en espèces caractéristiques et indicatrices, obtenues à partir des relevés.

Dans le cas de l'essai de Basse Wimbe et des restaurations par semis ou épandage, l'évaluation de l'état de conservation des placettes se base à la fois sur les valeurs des deux indicateurs, obtenues à partir des relevés, mais également sur les observations *in situ*. Les recouvrements moyens utilisés et calculés à partir de la médiane des classes de recouvrement dont les échelles sont très larges ne correspondent pas toujours à la réalité de terrain.

4.1. Essais

Les **figures 11, 13, et 15** présentent l'évolution de l'état de conservation et des valeurs des deux indicateurs évalués, ainsi que l'évolution de la richesse spécifique pour chaque placette inventoriée, entre 2013 et 2015 pour les essais de Comogne et Ry d'Howisse et entre 2014 et 2016 pour ceux de Basse Wimbe. Les **figures 12, 14 et 16** présentent les représentations graphiques des analyses en coordonnées principales réalisées à partir du recouvrement en espèces végétales pour chaque essai.

4.1.1. Essai réalisé à Comogne

Dans le cas de cet essai, deux répétitions avaient été réalisées sur la parcelle en 2013. Les valeurs utilisées pour la réalisation des différentes figures (nombre d'espèces caractéristiques, recouvrement et richesse spécifique) ont donc été obtenues en faisant la moyenne des données des deux répétitions.

➤ Evolution de l'état de conservation et de la richesse spécifique

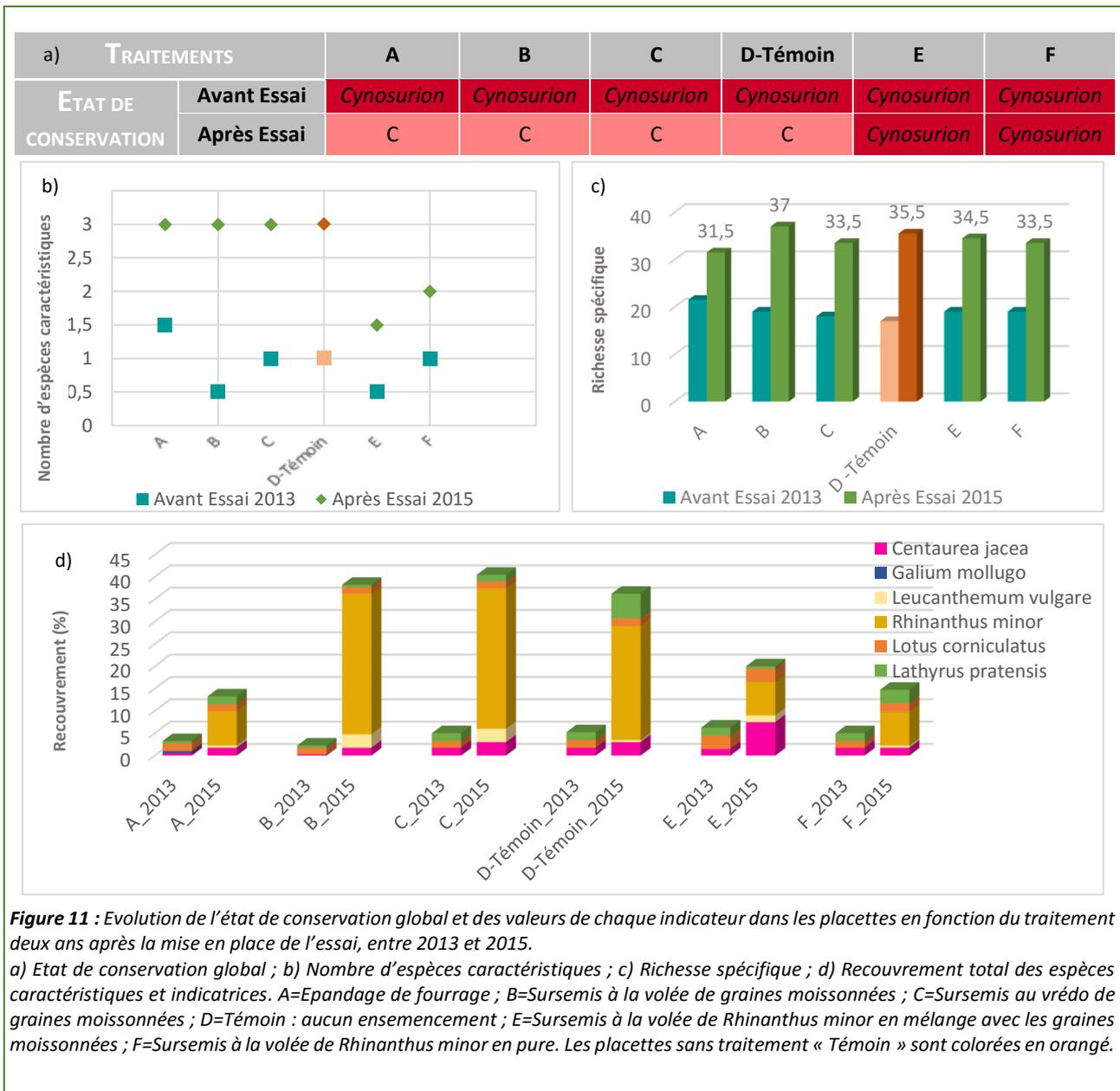


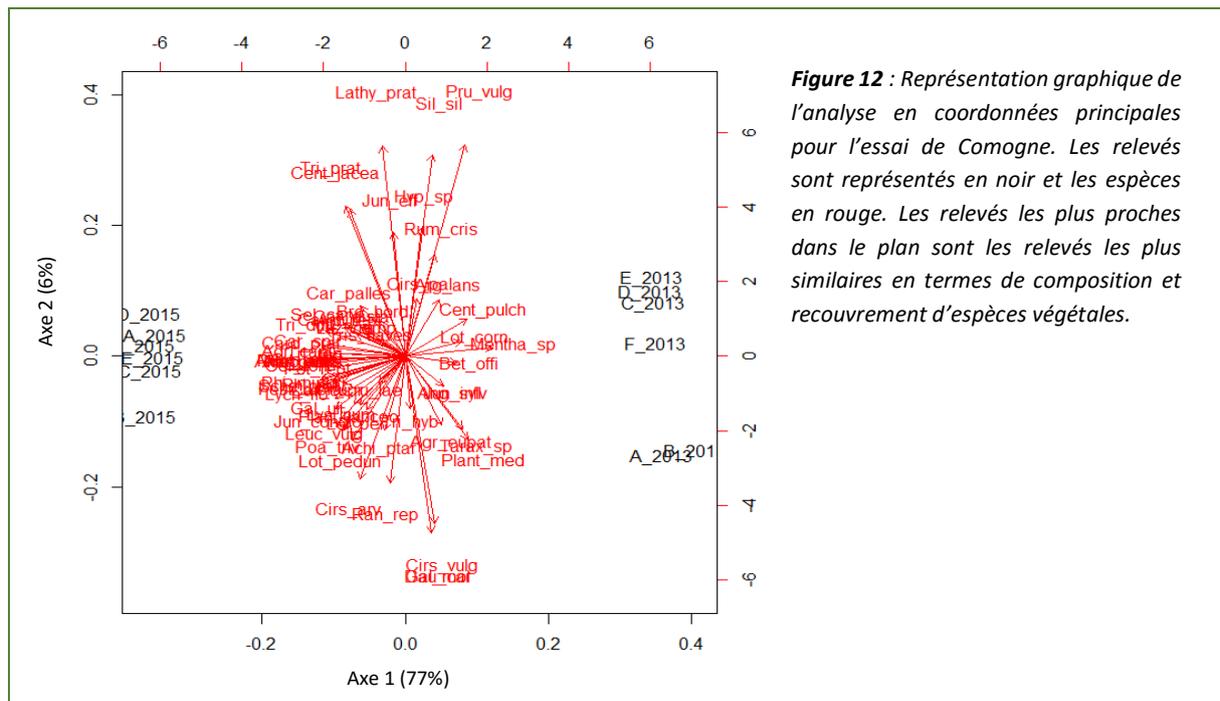
Figure 11 : Evolution de l'état de conservation global et des valeurs de chaque indicateur dans les placettes en fonction du traitement deux ans après la mise en place de l'essai, entre 2013 et 2015.

a) Etat de conservation global ; b) Nombre d'espèces caractéristiques ; c) Richesse spécifique ; d) Recouvrement total des espèces caractéristiques et indicatrices. A=Epandage de fourrage ; B=Sursemis à la volée de graines moissonnées ; C=Sursemis au vrédo de graines moissonnées ; D=Témoin : aucun ensemencement ; E=Sursemis à la volée de *Rhinanthus minor* en mélange avec les graines moissonnées ; F=Sursemis à la volée de *Rhinanthus minor* en pure. Les placettes sans traitement « Témoin » sont colorées en orangé.

On constate que l'état de conservation de quatre placettes, dont la placette « D-Témoin », augmente d'un niveau entre 2013 et 2015. Ces placettes passent d'un état de conservation dégradé hors habitat, correspondant au *Cynosurion*, à un mauvais état de conservation C. Seules les deux placettes soumises à un sursemis à la volée de *Rhinanthus minor* en mélange avec des graines moissonnées ou en pure (traitements E et F) restent dans leur état de conservation initial, à savoir *Cynosurion*.

Au niveau des indicateurs évalués, le nombre d'espèces caractéristiques passe en moyenne de 1 à 2,6 espèces alors que le recouvrement semble augmenter plus fortement, passant en moyenne de 4,5 à 27,2% entre 2013 et 2015. Le graphe d) montre que c'est essentiellement le recouvrement de *Rhinanthus minor* qui augmente sur toutes les placettes en 2015. Concernant la richesse spécifique, le nombre d'espèces total par placettes augmente quel que soit le traitement et passe en moyenne de 18,9 à 34,3 espèces deux ans après l'essai en 2015.

➤ Analyse en coordonnées principales



Les deux premiers axes expliquent 83% de la variabilité totale. Les résultats montrent une subdivision des relevés en deux groupes avec d'un côté les relevés réalisés en 2013 et de l'autre les relevés de 2015. Concernant les espèces, une grande partie d'entre elles ont une place intermédiaire sur le graphique suggérant ainsi que ces espèces sont communes aux deux séries de relevés et n'expliquent pas la distinction entre les relevés 2013 et 2015. *Lathyrus pratensis* et *Centaurea jacea* sont tout de même un peu plus éloignées des autres espèces et tendent vers la droite du graphe au niveau des relevés de 2015.

Ainsi à Comogne, deux ans après la mise en place des traitements, la majorité des placettes voient leur état de conservation s'améliorer. Cette progression est liée à l'augmentation conjointe du nombre d'espèces caractéristiques et du recouvrement en espèces d'intérêt qui s'observe aussi bien dans les placettes soumises à un traitement que dans la placette témoin, où il n'y a eu qu'un changement de régime de fauche. Dans cette dernière, les valeurs des deux indicateurs sont presque aussi importantes que dans les placettes B et C (sursemis à la volée ou au vrédo de graines moissonnées), et sont supérieures à celles des placettes E et F soumises à un sursemis de *Rhinanthus minor*.

Ces observations suggèrent donc que l'amélioration de la qualité des placettes résulte en grande partie du changement de régime de fauche opéré sur toutes les placettes, plutôt que de l'introduction des espèces en tant que semences. Il est ainsi fort probable que les graines de ces différentes espèces d'intérêt étaient déjà présentes dans la banque de graines des couches superficielles du sol avant l'essai. On peut supposer qu'une unique fauche à la date du 15 Juillet laissait un tapis végétal dense sans lacunes de végétation, dans lequel la compétition importante pour les ressources et la lumière

aurait pu empêcher l'installation des espèces. Le changement de fauche effectué en deux temps avec une fauche au 15 juin et une fauche de regain a alors permis d'ouvrir le couvert, favorisant par la suite leur germination et leur développement dans les espaces de végétation créés. Cette hypothèse est soutenue par l'apparition dans le couvert végétal de *Rhinanthus minor*. Alors que cette espèce n'avait été observée dans aucune des placettes en 2013, elle occupe en moyenne entre 7,5 et 31 % de la surface des placettes en 2015. De plus, de façon paradoxale, alors que les traitements E et F sont des sursemis de rhinante, son recouvrement dans ces placettes est plus faible que dans le témoin suggérant ainsi la présence de cette espèce dans la banque de graines et le rôle du régime de fauche dans son apparition.

Pour certaines espèces déjà présentes en 2013, comme *Lathyrus pratensis* et *Centaurea jacea*, le changement de régime de fauche a amplifié leur développement.

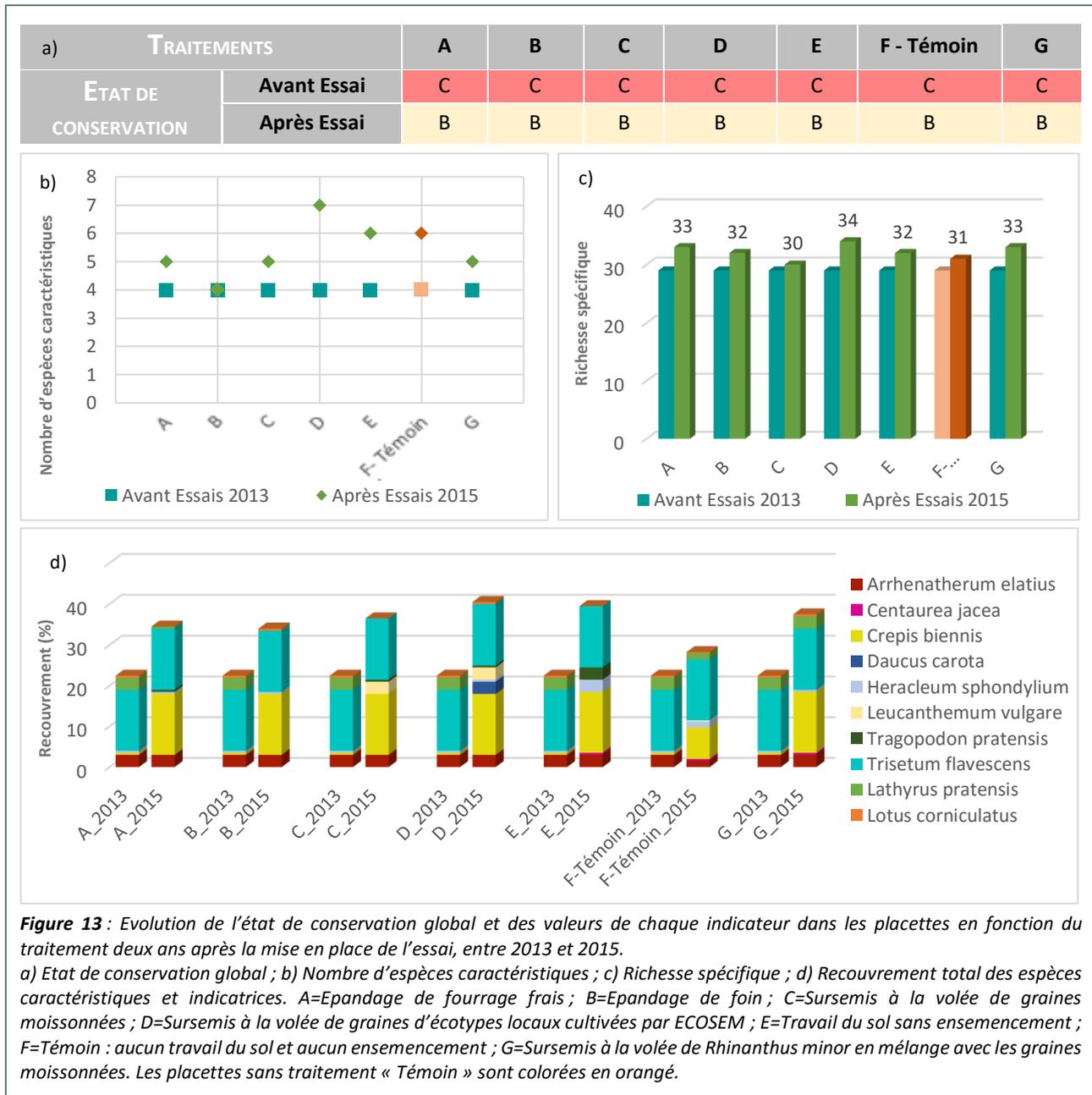
En favorisant la germination des espèces présentes dans la banque de graines, ce nouveau régime de fauche explique en partie l'augmentation de la richesse spécifique observée entre 2013 et 2015 sur les placettes à Comogne. Il est intéressant de noter que cette évolution positive du nombre d'espèces est beaucoup moins marquée dans les essais de Ry d'Howisse et de Basse Wimbe, alors que *Rhinanthus minor* est absent ou en très faible quantité. *Rhinanthus minor* étant un héli-parasite de graminées, cette particularité lui permet de réduire la compétitivité de ces dernières, à l'origine de la création de niches pour les autres espèces (Davies *et al.*, 1997).

Même si la différence est minime entre la placette témoin et les placettes B et C soumises aux sursemis, ces dernières présentent tout de même les valeurs maximales pour les différents indicateurs. Certaines espèces sont soit uniquement présentes dans ces placettes comme *Cirsium arvense*, ou soit plus abondantes que dans le témoin comme *Plantago lanceolata* ou *Leucanthemum vulgare*. Le semis de graines moissonnées a donc pu, dans une moindre mesure, et avec le changement de régime de fauche, contribuer à l'amélioration de ces paramètres. Les autres traitements, notamment l'épandage de foin, ne semblent pas avoir eu d'effet sur la composition floristique.

Enfin, malgré l'amélioration de leur état de conservation, les placettes restent dans un mauvais état de conservation C en 2015. L'absence de travail du sol sur ces placettes a peut-être pu limiter le succès des ensemencements.

4.1.2. Essai réalisé à Ry d'Howisse

➤ Evolution de l'état de conservation et de la richesse spécifique



Dans cet essai, on observe que toutes les placettes voient leur état de conservation s'améliorer en passant d'un mauvais état de conservation C à un bon à moyen état de conservation B. Au niveau des indicateurs évalués, le nombre d'espèces caractéristiques reste identique pour la placette B et augmente dans toutes les autres placettes en passant de 4 à 5, 6 ou 7 espèces en 2015. Le recouvrement des espèces d'intérêt, lui, augmente systématiquement, et passe de 22,5% à 35,9 % en moyenne. Le graphe d) montre que c'est le recouvrement de *Crepis biennis* qui augmente le plus. De nouvelles espèces caractéristiques comme *Daucus carota* ou *Leucanthemum vulgare* apparaissent en 2015 pour le traitement D et C.

La richesse spécifique augmente légèrement quel que soit le traitement et passe en moyenne de 29 à 32 espèces entre 2013 et 2015.

➤ *Analyse en coordonnées principales*

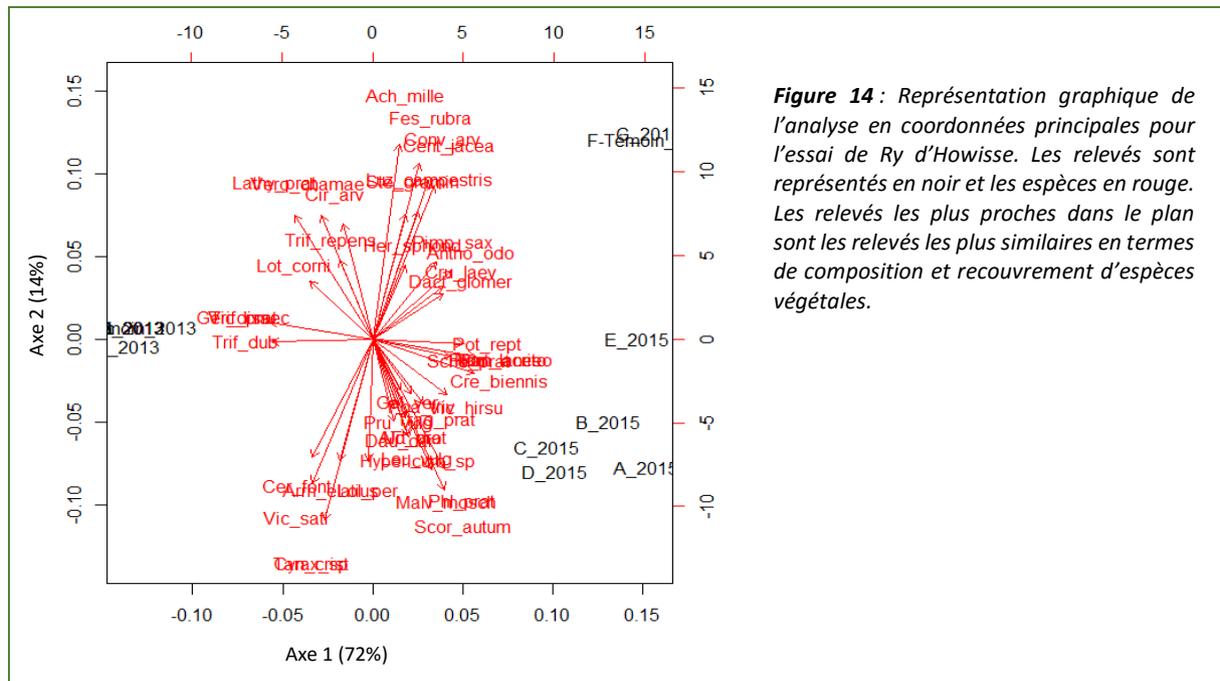


Figure 14 : Représentation graphique de l'analyse en coordonnées principales pour l'essai de Ry d'Howisse. Les relevés sont représentés en noir et les espèces en rouge. Les relevés les plus proches dans le plan sont les relevés les plus similaires en termes de composition et recouvrement d'espèces végétales.

Les deux premiers axes expliquent 86% de la variabilité totale. On observe une structuration spatiale des relevés avec à gauche les relevés initiaux de 2013 et à droite les relevés de 2015. Concernant les espèces, on retrouve au niveau des relevés initiaux, *Taraxacum sp.*, *Vicia sativa* et au niveau des relevés de 2015, on retrouve entre autres *Centaurea jacea*, *Achillea millefolium*.

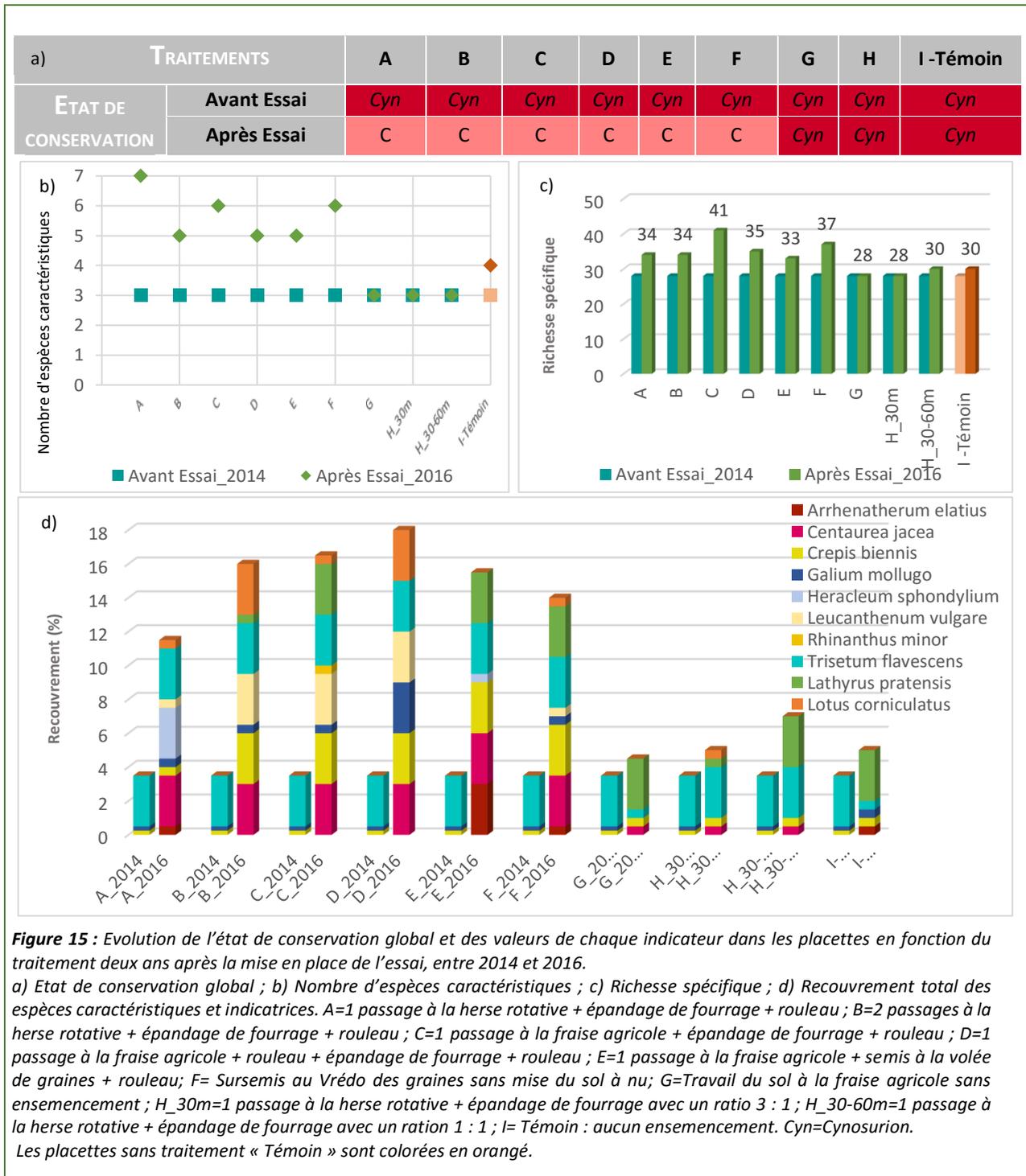
Les traitements mis en place à Ry d'Howisse ont permis l'amélioration de l'état de conservation de toutes les placettes, qui sont désormais dans un état de conservation moyen à bon B. Dans cet essai, le recouvrement des espèces d'intérêt augmente dans toutes les placettes entre 2013 et 2015, y compris dans les placettes E (travail du sol) et F (témoin) où aucun ensemencement n'a été réalisé. Le nombre d'espèces caractéristiques dans ces deux placettes augmente également en 2015 et est même plus important que dans la majorité des placettes. Il semble donc que le changement de régime de fauche et le travail du sol jouent un rôle dans ces améliorations. Néanmoins, et contrairement à ce qui a été observé à Comogne, cette progression est moins importante pour la placette témoin F qui présente en 2015 un recouvrement moyen en espèces d'intérêt de 28,5% alors que ces dernières couvrent au moins 34 % de la surface des autres placettes. L'abondance de ces espèces est la plus élevée pour les placettes D (sursemis) et E (travail du sol sans ensemencement). Ces résultats laissent donc supposer que, même si le changement de régime de fauche a une légère influence, le développement des espèces caractéristiques et indicatrices dans ces placettes est essentiellement lié au travail du sol. Généralement, le travail du sol à l'aide d'une herse étrille est relativement léger mais peut remettre en lumière les semences présentes, facilitant ainsi leur germination. Cette hypothèse semble particulièrement possible pour une espèce caractéristique, *Tragopogon pratensis*. En effet,

alors que cette espèce est absente des parcelles sources, elle apparaît dans les placettes A, C, D qui ont été ensemencées et hersées et dans la placette E hersée sans ensemencement en 2015. Des graines de cette espèce étaient donc bien présentes dans le sol avant l'essai et ont pu germer suite au hersage réalisé. La très faible abondance de *Tragopogon pratensis* dans le couvert végétal (voire son absence dans certaines placettes) suggère toutefois qu'elle était présente en très faible quantité. Parallèlement, l'augmentation plus importante du recouvrement moyen de *Crepis biennis* (de 0,5 à 15%), présent depuis le début du suivi, nous montre que de nombreuses semences de cette espèce étaient probablement dans la banque de graines. L'ouverture du couvert végétal par plusieurs fauches, couplée à la mise en lumière du sol a donc permis leur germination et leur développement. C'est d'ailleurs cette espèce qui contribue majoritairement à l'amélioration du critère de recouvrement.

Concernant les ensemencements, seul le sursemis à la volée de graines d'écotypes locaux cultivées appartenant uniquement à des espèces caractéristiques aboutit à de meilleurs résultats que ceux obtenus avec la combinaison « changement de régime de fauche/travail du sol » (placette E). Ce traitement semble donc favoriser l'introduction d'espèces caractéristiques avec l'arrivée dans le couvert végétal de *Daucus carota* et *Leucanthemum vulgare*. Ces deux espèces restent néanmoins peu abondantes. Le semis d'un mélange de graines moissonnées, ainsi que l'épandage et le semis de *Rhinanthus minor*, n'apportent pas d'amélioration par rapport au travail du sol sans ensemencement. Une explication à cette légère différence dans les résultats pourrait être que l'introduction de graines d'espèces caractéristiques uniquement permet de limiter la compétition avec d'autres espèces qui auraient tendance à s'installer plus rapidement, et permet ainsi de maximiser le succès de leur installation.

4.1.3. Essai réalisé à Basse Wimbe

➤ Evolution de l'état de conservation et de la richesse spécifique

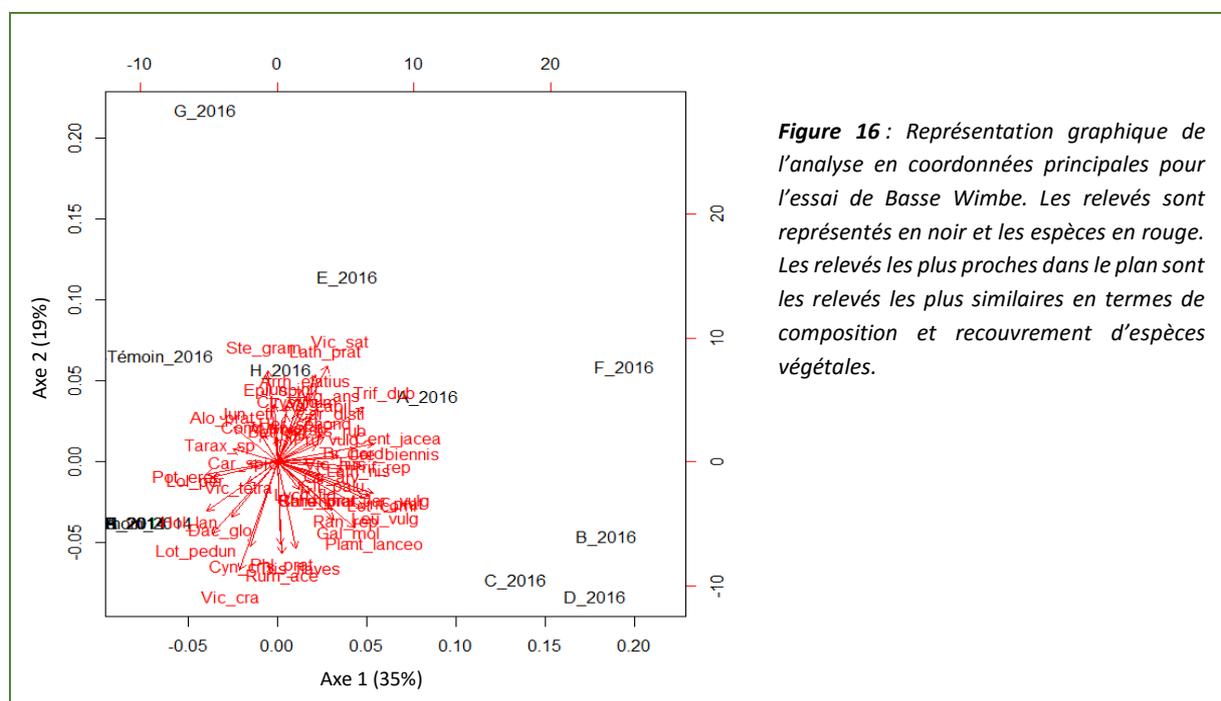


On constate que six placettes progressent d'un niveau deux ans après la mise en place des traitements, et passent d'un état de conservation hors habitat, correspondant au *Cynosurion*, à un mauvais état de conservation C. Les trois autres placettes, dont le témoin, restent dans leur état de conservation initial, à savoir *Cynosurion*. Au niveau des indicateurs évalués, le nombre d'espèces caractéristiques reste identique pour le traitement G (travail du sol sans ensemencement) et les traitements H_30m et H_30-

60m (épandage de fourrage selon différents ratio) entre 2014 et 2016. Il augmente dans toutes les autres placettes allant de 4 à 7 espèces en 2016 contre 3 espèces en 2014. Le recouvrement des espèces d'intérêt montre, lui, une tendance à la hausse, quel que soit le traitement considéré, en passant en moyenne de 3,5% à 11,3 %, tout en restant sous le seuil des 25% qui correspond à un mauvais état de conservation pour cet indicateur. Le nombre d'espèces total par placettes augmente légèrement dans huit placettes, dont le témoin, et reste à 28 espèces pour les traitements G et H_30m. Quel que soit le paramètre, les valeurs obtenues en 2016 sur les placettes sans ensemencement (G et I) et les deux sous-placettes H_30m et H_30-60m sont toujours plus faibles que sur les autres placettes. Cependant, il ne faut pas oublier que ces deux sous-placettes H ont une surface plus petite que les autres placettes.

Enfin, il n'y a pratiquement pas de différence dans les valeurs des différents paramètres entre les deux sous-traitements. Dans les deux sous-placettes, le nombre d'espèces caractéristiques est de 3 et le recouvrement des différentes espèces d'intérêt est le même pour 3 espèces et diffère pour *Lathyrus pratensis* et *Lotus corniculatus*, cette dernière étant absente dans H_30m. Concernant la richesse spécifique, H_30m contient 28 espèces alors que H_30-60m en contient 30 espèces.

➤ *Analyse en coordonnées principales*



Les deux premiers axes expliquent 54% de la variabilité totale. On constate que les relevés ne montrent pas de structuration spatiale comme pour les deux autres essais. Les espèces sont fortement regroupées au centre mais on peut toutefois apercevoir *Centaurea jacea*, *Lathyrus pratensis* et *Crepis biennis* qui semblent s'orienter vers les relevés réalisés en 2016 alors que *Dactylis glomerata* et *Holcus lanatus* sont plus proches des relevés initiaux de 2014 (Figure 16).

De la même façon que pour les deux autres essais, la majorité des placettes voient leur état de conservation s'améliorer deux ans après la mise en place de l'essai à Basse Wimbe. Le recouvrement

des espèces d'intérêt augmente plus ou moins fortement dans toutes les placettes entre 2014 et 2016, y compris dans la placette témoin I où aucun ensemencement ni travail du sol n'a été effectué en plus du changement de régime de fauche et la placette G où un fraisage a été réalisé en plus. Cette augmentation reste toutefois relativement faible dans ces deux dernières placettes et dans les placettes H par rapport à celles observées dans les autres placettes ensemencées.

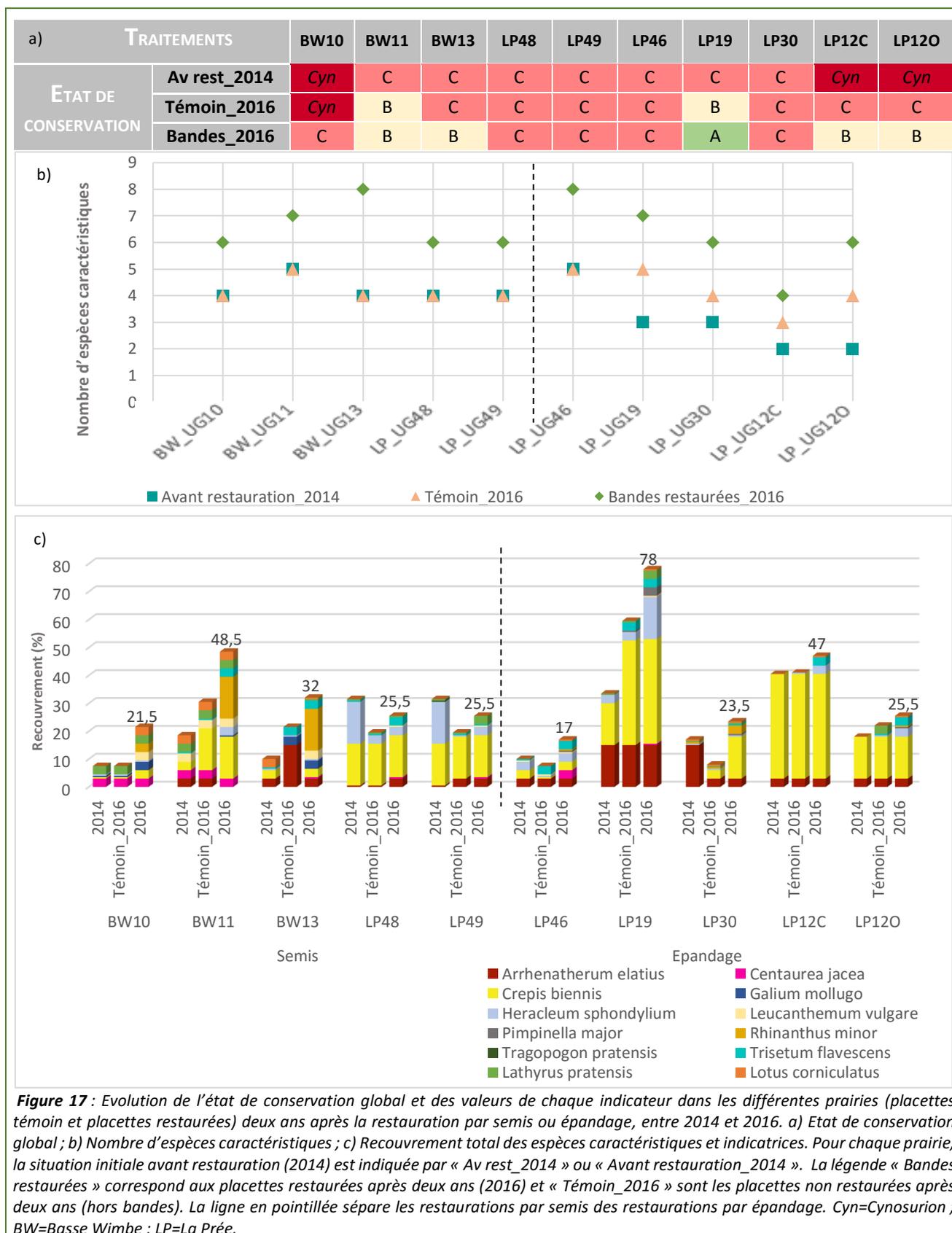
Dans les autres placettes A, B, C, D, E et F, soumises à un ensemencement par épandage de fourrage ou par semis, les espèces d'intérêt couvrent de 11 à 18% de la surface soit deux fois plus que pour les placettes sans ensemencement. Dans ces mêmes placettes, le nombre d'espèces a lui aussi augmenté et est légèrement plus important que pour les placettes non ensemencées (respectivement 5 à 7 espèces contre 3 à 4 espèces). De tout évidence, l'amélioration des indicateurs et de l'état de conservation de certaines placettes en 2016 est en grande majorité liée à l'apport de ces espèces d'intérêt sous forme de semences. Ces ensemencements permettent à la fois d'augmenter l'abondance des espèces déjà présentes et aussi d'en introduire de nouvelles, entraînant ainsi l'augmentation de la richesse spécifique totale. Le changement de régime de fauche et le travail du sol contribuent également à ces améliorations mais dans une moindre mesure. Les résultats obtenus pour la placette F (recouvrement en espèces d'intérêt de 14% et 2 nouvelles espèces caractéristiques) sur laquelle des graines ont été semées au vrédo sans mise à nu du sol appuient cette hypothèse. Il est donc probable que la banque de graines de la parcelle de Basse Wimbe, au contraire de la parcelle de Ry d'Howisse, ne contienne que très peu d'espèces, ce qui expliquerait pourquoi les traitements sans ensemencement ne permettent pas ici de meilleurs résultats.

Cependant, si le travail du sol n'est pas ici le facteur le plus déterminant dans l'amélioration du couvert végétal, il est intéressant de constater que les valeurs des indicateurs (nombre d'espèces caractéristiques et recouvrement) sont très légèrement supérieures sur les placettes C et D, là où le travail du sol a été le plus important, même si les différences sont minimes. L'épandage de fourrage couplé à un fraisage préalable du sol et à un passage du rouleau semble être ici la méthode la plus efficace. Alors que le fraisage travaille la terre en profondeur de façon à bien aérer le sol, détruire le tissu racinaire des graminées compétitives et faciliter la réception des graines, le rouleau assure l'adhérence des graines au sol, tous deux favorisant ainsi leur germination. Le travail du sol semble donc rendre plus efficace l'ensemencement.

Les sous-placettes H sont les seules placettes ensemencées qui montrent des résultats proches des deux placettes non ensemencées et dont l'état de conservation ne s'améliore pas, ce traitement n'a semble-t-il eu aucun effet. Une première hypothèse peut être avancée : le fourrage a été épandu de façon plus grossière et en couche plus épaisse que pour les autres placettes soumises à un épandage, ce qui a peut-être totalement étouffé les possibles germinations. Le fourrage pour les autres placettes était ensilé et avait donc été coupé constituant une couche plus mince qui n'a peut-être pas (ou moins) étouffé les germinations... Cependant, on ne peut pas exclure le fait que cette différence de résultats puisse également provenir de la taille différente des relevés, puisque les placettes H_30m et H_30-60m sont beaucoup plus petites que les autres. En revanche, les deux ratios pour l'épandage du fourrage testés sur ces sous-placettes (ratio 3 :1 et ratio 1:1), montrent des différences négligeables, voire inexistantes, entre eux.

4.2. Restauration

4.2.1. Evolution de l'état de conservation



INDICATEURS		-	0	+	++
Nombre d'espèces caractéristiques	Témoin		6	3	1
	Bandes restaurées		3	4	3
Recouvrement des espèces caractéristiques et indicatrices (%)	Témoin		8	2	
	Bandes restaurées		5	5	
Etat de conservation global	Témoin		6	4	
	Bandes restaurées		4	3	3

Tableau 8 : Tableau récapitulatif de l'évolution de l'état de conservation pour l'habitat Natura 2000 (6510) des prairies deux ans après restauration, entre 2014 et 2016. L'amélioration de l'état de conservation est indiquée par « + » pour une progression d'un niveau et par « ++ » pour la progression de deux niveaux. La régression d'un niveau est indiquée par « - » et « 0 » correspond au maintien de l'état de conservation.

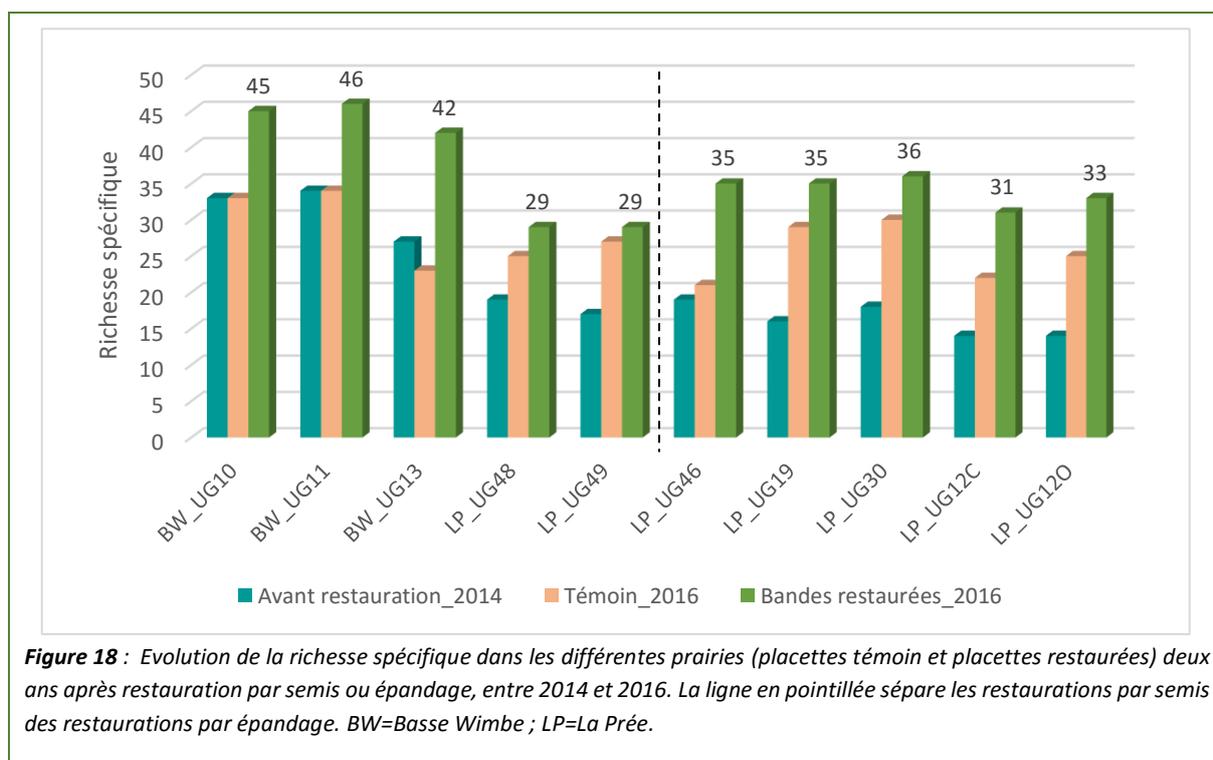
La **figure 17** et le **tableau 8** présentent l'évolution de l'état de conservation global et pour chacun des indicateurs évalués dans les prairies restaurées, en distinguant les placettes restaurées (bandes) et les placettes non restaurées (témoin ou hors bandes) mais sur lesquelles il y a tout de même eu le changement de régime de fauche.

Ces résultats montrent que six placettes restaurées (bandes) sur dix voient leur état de conservation global augmenter d'au moins un niveau deux ans après les restaurations contre seulement quatre pour les placettes témoin. Parmi ces six placettes restaurées, trois placettes sont en nette progression avec un état de conservation passant soit de C à A pour l'UG19 ou de *Cynosurion* à B pour les UG12. Aucune placette témoin (hors bandes) ne montre une telle progression.

Au niveau de la présence d'espèces caractéristiques, l'état de conservation de la plupart des placettes restaurées s'améliore avec 40% des placettes restaurées (bandes) qui augmentent d'un niveau et 30% de deux niveaux. Dans les placettes restaurées, le nombre d'espèces caractéristiques augmente pour toutes les prairies et passe en moyenne de 3,6 à 6,4 espèces entre 2014 et 2016, alors qu'il passe de 3,6 à 4,2 espèces dans les placettes hors bandes. Pour le critère de recouvrement en espèces d'intérêt, seulement 20% des placettes témoin (BW11 et LP19) améliorent leur état de conservation alors que c'est 50% des placettes restaurées (plus du double). De plus, comme le montre le graphe c) de la **figure 17**, le recouvrement augmente dans 8 placettes restaurées sur 10, dont deux placettes voient leur recouvrement doubler en 2016 et atteindre 48,5% et 78%.

4.2.2. Richesse spécifique

La **figure 18** présente l'évolution de la richesse spécifique dans les placettes restaurées et les placettes témoin (hors bandes) pour chaque prairie, entre 2014 et 2016. La richesse spécifique augmente de façon significative dans tous les placettes restaurées (**Tableau 9**) et passe d'une richesse spécifique aux alentours de 21 espèces en 2014 à environ 36 espèces par placette en 2016. Elle atteint jusqu'à 46 espèces dans la placette restaurée de l'UG11 de Basse Wimbe. Dans la plupart des cas, la richesse spécifique dans les placettes témoin reste soit stable ou augmente également mais plus faiblement que pour les placettes restaurées.



4.2.3. Comparaison avant et après restauration

Le **tableau 9** vient compléter les figures précédentes et reprend les moyennes des différents indicateurs en fonction du type de restauration (semis ou épandage), du type de placettes (hors bandes ou bandes restaurées) et de l'année (avant et après restauration). Les valeurs p issues des tests de Student appariés sont également indiquées.

SEMIS	INDICATEURS	Avant restauration (1)	Après restauration		p-value	
			Témoin (2)	Bandes (3)	(1)-(2)	(1)-(3)
SEMIS	Nombre d'espèces caractéristiques	4.2	4.2	6.6	-	0.0625*
	Recouvrement des espèces caractéristiques et indicatrices	19.8	19.7	30.6	0.9859	0.2136
	Richesse spécifique	26	28.4	38.2	0.3469	0.000108
EPANDAGE	Nombre d'espèces caractéristiques	3	4.2	6.2	0.03268	0.00103
	Recouvrement des espèces caractéristiques et indicatrices	23.8	27.6	38.2	0.5692	0.05447*
	Richesse spécifique	16.2	25.4	34	0.00977	6.86e-06

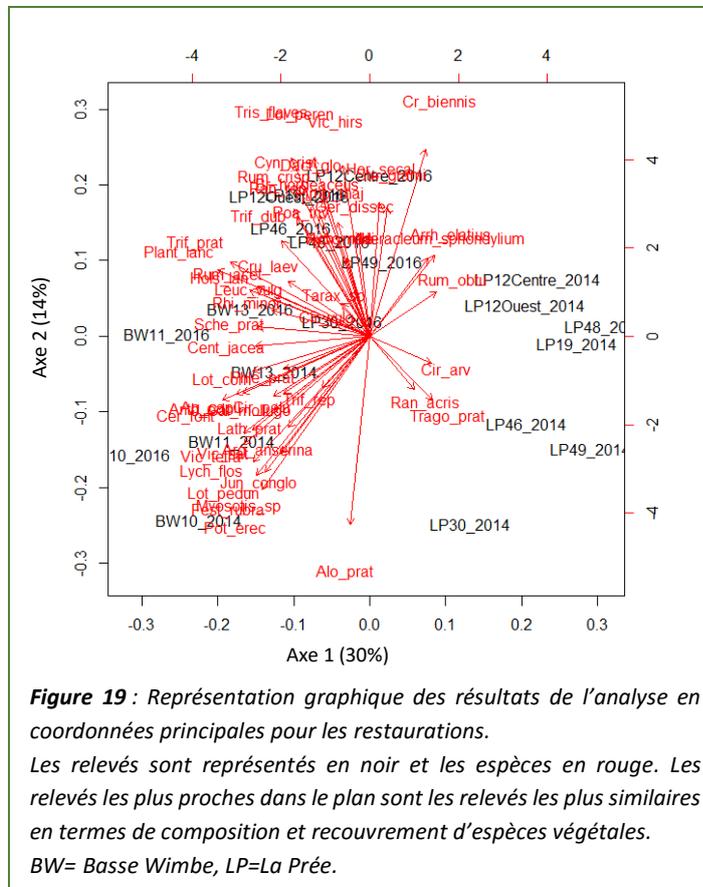
Tableau 9 : Comparaison des moyennes des différents indicateurs entre les relevés initiaux en 2014 (Avant restauration) et les relevés en 2016 (Bandes restaurées et Témoin), pour chaque type de restauration (semis ou épandage). * Le test de signe est ici utilisé à la place du Test de Student apparié car l'hypothèse de normalité n'est pas respectée. La distribution normale a été validée pour les autres cas (Test de Shapiro Wilk, p-value > 0.05). Les résultats en rouge sont significatifs.

Comme le suggéraient les précédentes figures, tous les indicateurs montrent une tendance à la hausse dans les bandes restaurées en 2016, quel que soit le type de restauration. Cette évolution positive n'est cependant significative ($p < 0.05$) que pour la richesse spécifique dans les deux types de

restauration et pour le nombre d'espèces caractéristiques dans le cas de l'épandage.

Dans les placettes non restaurées (témoin), même s'il y a une légère augmentation de la moyenne dans la plupart des cas par rapport aux relevés initiaux en 2014, celle-ci est toujours plus faible que dans les placettes restaurées.

4.2.4. Analyse en coordonnées principales



Les deux premiers axes expliquent 44% de la variabilité totale (**Figure 19**). On constate une légère ségrégation des relevés en fonction à la fois du site et de l'année. Les relevés réalisés à La Prée (LP) se distinguent des relevés de Basse Wimbe et se subdivisent également entre eux en fonction de l'année. Les relevés réalisés à Basse Wimbe (BW10, BW11 et BW13), qui correspondent uniquement à une restauration par semis sont rapprochés quelle que soit l'année. On a donc une légère subdivision des relevés en trois groupes : les relevés initiaux 2014 de La Prée, les relevés 2016 de La Prée et les relevés de Basse Wimbe.

Concernant les espèces, on retrouve au niveau de la plupart des relevés de 2016, *Trisetum flavescens* et *Crepis biennis* alors que *Ranunculus acris* et *Tragopogon pratensis* se retrouvent au niveau des relevés initiaux.

Dans le cas des restaurations, et comme pour les essais, l'état de conservation global de la majorité des placettes restaurées s'est amélioré entre 2014 et 2016, et ce quel que soit le type de restauration (semis ou épandage). Dans toutes ces placettes, le nombre d'espèces caractéristiques a augmenté, et cette augmentation est même significative dans le cas des placettes soumises à un épandage de foin. En moyenne, le recouvrement en espèces d'intérêt montre lui aussi une tendance à la hausse dans les placettes restaurées, même si ce n'est pas le cas pour toutes les prairies suivies (et que cette hausse n'est pas significative). Dans les placettes témoin, bien qu'il y ait également une légère augmentation de la moyenne des différents paramètres dans la plupart des cas par rapport aux relevés initiaux en 2014, celle-ci est toujours plus faible que dans les placettes restaurées. Ces différentes observations semblent ainsi montrer que le changement de régime de fauche et l'apport de graines interviennent tous deux dans l'amélioration de la qualité des prairies.

Lorsque les espèces sont présentes dans la banque de graines du sol, comme c'est le cas pour *Crepis biennis*, dont le recouvrement augmente aussi bien dans les placettes restaurées que non restaurées par rapport aux relevés initiaux dans deux prairies, la répétition des fauches éclaircit le couvert végétal

et met en lumière le sol, ce qui facilite la germination et le développement des semences. Dans d'autres placettes, l'amélioration des indicateurs d'évaluation est en grande partie liée à l'apparition de nouvelles espèces comme *Rhinanthus minor*, *Centaurea jacea*, *Pimpinella major*, qui, absentes en 2014, se retrouvent uniquement dans les placettes restaurées en 2016. L'apport de semences permet à la fois d'introduire de nouvelles espèces mais aussi d'augmenter le recouvrement de certaines espèces déjà présentes en ajoutant des graines.

Malgré cette progression générale, deux placettes restaurées (UG48 et UG49) montrent une diminution du recouvrement en espèces d'intérêt liée à la diminution de deux espèces caractéristiques, *Heracleum sphondylium* et *Arrhenatherum elatius*. Selon Piqueray *et al.*, (2016), ces diminutions ne traduisent pas nécessairement une dégradation de la prairie mais pourraient plutôt traduire un appauvrissement des sols et une évolution vers une prairie oligotrophe, étant donné que ces espèces sont relativement nitrophiles. De plus, sur ces deux placettes, le hersage n'avait pas permis de mettre correctement à nu le sol, ce qui a pu entraver le semis et donc expliquer en partie cette absence d'évolution positive entre 2014 et 2016.

Au final, sur dix prairies étudiées, 60% des placettes restaurées ont vu leur état de conservation s'améliorer d'au moins un niveau deux ans après la restauration. Une placetteensemencée a même atteint un état de conservation très favorable A. En revanche, moins de la moitié des placettes témoin (40%) présentent la même amélioration. L'effet positif de l'addition de semences sur la qualité de la prairie est ainsi mis en évidence.

Enfin, l'analyse factorielle réalisée à partir du recouvrement moyen des espèces végétales semble montrer quelques changements de la végétation dans la plupart des cas entre les relevés initiaux et les relevés réalisés deux ans après les travaux. Les changements dans la végétation sont principalement attribuables à l'augmentation du recouvrement ou à l'apparition dans le couvert végétal des espèces caractéristiques ou indicatrices. Dans les essais de Comogne et Ry d'Howisse, les espèces d'intérêt se retrouvent le plus souvent dans les placettes restaurées avec par exemple *Centaurea jacea* et *Crepis biennis* qui semblent être mieux représentées dans les relevés de 2015 par rapport aux relevés de 2013. Dans le cas des restaurations, les recouvrements de *Trisetum flavescens* et de *Crepis biennis* tendent à augmenter dans les relevés de 2016. Néanmoins, les relevés avant et après les travaux ne semblent pas se distinguer en termes de composition et de recouvrement en graminées. Le recouvrement de ces graminées a donc peu varié deux ans après les travaux et ces dernières restent dominantes dans le couvert végétal.

CHAPITRE V : CONCLUSION

5.1. Discussion générale

D'une manière générale, les résultats obtenus après deux ans de suivi indiquent que les travaux de restauration et de gestion appliqués aux prairies ont permis l'amélioration de leur état de conservation.

Malgré nos résultats peu significatifs, les relevés des placettes restaurées présentent le plus souvent un recouvrement en espèces d'intérêt et un nombre d'espèces caractéristiques supérieurs aux relevés initiaux. Il en est de même pour la richesse spécifique, qui est également un paramètre intéressant puisque, de façon générale en prairies mésotrophes, plus elle est élevée, plus la valeur biologique de l'habitat est élevée (Rouxhet *et al.*, 2008). Les placettes hors bandes deux ans après les travaux montrent elles aussi des valeurs pour les différents indicateurs supérieures ou égales aux relevés initiaux mais inférieures aux relevés des placettes restaurées. Ces résultats démontrent la potentialité de restauration de ces prairies qui étaient autrefois intensifiées.

En effet, s'il est probable que la banque de graines ait été fortement endommagée par l'intensification, depuis l'arrêt de la fertilisation et la mise en réserve, des graines ont toutefois pu s'accumuler et subsistent dans la banque de graines du sol. Les techniques mécaniques mises en place (une fauche suivie de fauches de regain et travail du sol) constitueraient alors la première étape du processus de restauration en facilitant la germination des espèces déjà présentes. Ces résultats confortent les balises écrites par les projets LIFE Prairies Bocagères et Herbages dans lesquelles les prairies en état de conservation B (où il subsiste encore des espèces d'intérêt) ne sont restaurées que par modification du régime de fauche (deux fauches au lieu d'une unique fauche au 15 juillet) (Goret & Janssens, 2014). La banque de graines reste cependant très pauvre, notamment en espèces prairiales d'intérêt (caractéristiques et indicatrices) et l'introduction de graines provenant de sites voisins s'avère être un moyen de faciliter leur arrivée et ainsi accélérer la diversification des prairies pauvres en espèces (Stevenson *et al.*, 1995). Dans les placettes hors bandes non ensemencées, des espèces sont apparues alors qu'elles ne semblaient pas être présentes dans la banque de graines. Des apports extérieurs, notamment par la dispersion des graines par le vent à partir des placettes ensemencées ou des prairies sources alentours peuvent ainsi également être envisagés.

Ainsi, il semble que ce soit le plus souvent la conjonction de toutes ces pratiques qui serait le plus efficace et qui permettrait l'amélioration des différents indicateurs. Plusieurs auteurs, dont Jones & Hayes (1998) ont confirmé que les fauches ouvraient la végétation et étaient donc plus favorables à l'implantation et au développement de la diversité botanique. Une fauche de regain la première année pourrait même faire diminuer le taux de mortalité constaté en cours de saison. Kiehl *et al.*, (2010) ont vérifié que le semis sur sol nu améliorerait la mise en place des espèces cibles.

Néanmoins, il est également intéressant de remarquer que pour un même type de restauration, de traitement ou de gestion (régime de fauche), la réponse des espèces n'est pas toujours la même en fonction des parcelles et la banque de graines est plus ou moins présente (la banque de graines semble présente à Ry d'Howisse alors qu'elle ne l'est pas à Basse Wimbe). Si ces différences entre les résultats peuvent être liées à la surface différente des relevés, ainsi qu'au hasard de l'échantillonnage, l'histoire

et les caractéristiques des prairies ainsi que les caractéristiques des espèces sont des paramètres importants à prendre en compte. En effet, comme évoqué précédemment, lorsqu'une prairie est soumise à une forte intensification, la viabilité des graines est diminuée. Si cette intensification se fait, en plus, sur de nombreuses années avec notamment des fauches successives, au vu de la courte durée de vie des graines, la banque de graines ne sera plus capable de germer même après arrêt de la fertilisation (Vécrin, 2003). Enfin, la proximité immédiate des parcelles sources, pourvoyeuses d'espèces caractéristiques pourrait aussi être un atout pour le succès de la restauration.

5.2. Limites

Malgré ces évolutions positives de la végétation, les modifications du couvert végétal restent toutefois faibles et les valeurs des indicateurs n'atteignent pas toujours les seuils désirés, de sorte qu'environ seulement la moitié des parcelles voient leur état de conservation s'améliorer pour atteindre un bon état de conservation. Par exemple, quelques espèces d'intérêt sont désormais présentes dans le couvert végétal, mais ce dernier reste dominé par les graminées. Plusieurs raisons pourraient expliquer la difficulté de restaurer un habitat en EC A. D'abord, des conditions climatiques non favorables et un travail du sol non efficace ont pu ne pas convenir à l'installation des espèces prairiales. Aussi, une remarque intéressante est qu'à l'exception de la mesure du phosphore dans le sol, aucune autre attention n'a été accordée aux conditions édaphiques initiales comme la quantité d'azote dans le sol. Or, comme dit précédemment, une teneur élevée en azote favorise également les espèces les plus compétitives, comme *Holcus lanatus* ou *Alopecurus pratensis* qui se développent et peuvent empêcher l'installation d'autres espèces. De plus, les auteurs disent qu'à moyen terme, même dans les réserves naturelles, une eutrophisation à cause des dépôts atmosphériques d'azote ne peut être évitée et accentue la compétition (Bobbink *et al.*, 1998).

Outre ces raisons environnementales, la méthodologie de l'évaluation de l'état de conservation est elle aussi à prendre en compte. En effet, du fait que les classes de recouvrement Braun-Blanquet utilisées pour les inventaires sont très larges et que seuls quatre niveaux d'état de conservation peuvent être attribués, cela ne permet pas toujours de rendre compte de façon objective de l'évolution observée sur le terrain. Pour certaines prairies, alors que le nombre d'espèces caractéristiques et le recouvrement en espèces d'intérêt avaient augmenté après la restauration (un des indicateurs pouvant même être dans un très bon état de conservation), les seuils fixés ne permettaient pas toujours de passer à une classe supérieure malgré l'amélioration globale de la qualité de ces prairies. Dans ce cas, elles restaient dans un mauvais état de conservation C et l'évolution observée sur le terrain n'était pas retranscrite. De plus, il est nécessaire de préciser que les deux séries de relevés n'ont pas été réalisées par la même personne, ce qui a pu entraîner un biais pour leur comparaison.

Il est également difficile de tirer des conclusions puisque que le suivi a été réalisé sur deux ans, ce qui est une période relativement courte pour pouvoir observer des changements importants de la végétation. La restauration étant un processus complexe et à long terme, le suivi doit encore être approfondi.

Enfin, il est très important de rappeler que tous ces résultats doivent être interprétés avec prudence puisque, dans ces travaux de restauration, aucune placette à blanc (sans aucune modification) n'a été mise en place ; les résultats n'ont donc pas pu être comparés à l'évolution naturelle des prairies.

BIBLIOGRAPHIE

- Aldrich, J. H. (2002). Factors and Benefits in the Establishment of Modest-Sized Wildflower Plantings. *Native Plants Journal*, 3(1), 67–86.
- Allen, V. G., Batello, C., Berretta, E. J., Hodgson, J., Kothmann, M., Li, X., ... Sanderson, M. (2011). An international terminology for grazing lands and grazing animals. *Grass and Forage Science*, 66(1), 2–28.
- Amiaud, B., & Carrère, P. (2012). La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques. *Fourrages*, 211, 229–238.
- Baasch, A., Kirmer, A., & Tischew, S. (2012). Nine years of vegetation development in a postmining site: effects of spontaneous and assisted site recovery. *Journal of Applied Ecology*, 49(1), 251–260.
- Bakker, J. P., & Berendse, F. (1999). Constraints in the restoration of ecological diversity in grassland and heathland communities. *Trends in Ecology and Evolution*, 14(2), 63–68.
- Balmford, A., Bennun, L., Brink, B. T.,...& Walther, B. A. (2005). The convention on biological diversity's 2010 Target. *Science*, 307, 212-213.
- Bardgett, R. D., & McAlister, E. (1999). The measurement of soil fungal:bacterial biomass ratios as an indicator of ecosystem self-regulation in temperate meadow grasslands. *Biology and Fertility of Soils*, 29(3), 282–290.
- Bekker, A. R. M., Bakker, J. P., Grandin, U., Kalamees, R., Milberg, P., Poschod, P., & Willems, J. H. (2009). Seed Size, Shape and Vertical Distribution in the Soil : Indicators of Seed Longevity. *British Ecological Society Stable*.
- Bekker, A. R. M., Verweij, G. L. R. Smith, E. N., Reine, R., Bakker, J. P., & Schneider, S. (1997). Soil seed banks in European grasslands : does land use affect regeneration perspectives ? *Journal of Applied Ecology*, 34(5), 1293-1310.
- Belayew, D., Froment, A., Hallet, C., & Van der Kaa, Cl. (1996). Etat de l'environnement wallon - Paysage. *Coordination générale*. 129p.
- Bennett, A.F. (1997). Habitat linkages : a key element in an integrated landscape approach to conservation. *Parks*, 7, 43-49.
- Billen, C. (1988). Fagne et Famenne. Architecture rurale de la Wallonie.
- Bischoff, A. (2002). Dispersal and establishment of floodplain grassland species, *Biological Conservation*, 104(1), 25–33.
- Bobbink, R., Hornung, M., Roelofs, J. G. M., Hornung, M., & Roelofs, J. G. M. (1998). The effects of air-borne nitrogen pollutants on species diversity in natural and semi-natural European vegetation. *Journal of Ecology*, 86(86), 717–738.
- Cattan, A. (2004). La mise en œuvre de Natura 2000 et les prairies. *Nature*, 433–438.
- Commission européenne. (2012). La politique agricole commune — Une histoire à suivre. *Office des publications de l'Union européenne*, 1-22.

- Condé, S., Jones-Walters, L., Torre-Marin, A., & Romão, C. (2010) EU 2010 biodiversity baseline. *EEA Technical report, 12*, 121 p.
- Cremasco, V., Doguet, A., Feremans, N., Neuray, C., Pons, T., & Van der Kaa, C. (2013). Atlas des paysages de Wallonie. *Conférence Permanente du Développement Territorial*, 263 p.
- 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. *Biological Conservation, 82*(1), 87–93.
- DEMNA - Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole. (À paraître). Cahiers d'Habitats d'Intérêt communautaire, Gembloux.
- Donath, T. W., Bissels, S., Hölzel, N., & Otte, A. (2007). Large scale application of diaspora transfer with plant material in restoration practice - Impact of seed and microsite limitation. *Biological Conservation, 138*(1–2), 224–234.
- Donath, T. W., Hölzel, N., & Otte, A. (2006). Influence of competition by sown grass, disturbance and litter on recruitment of rare flood-meadow species. *Biological Conservation, 130*(3), 315–323.
- Edwards, A. R., Mortimer, S. R., Lawson, C. S., Westbury, D. B., Harris, S. J., Woodcock, B. A., & Brown, V. K. (2007). Hay strewing, brush harvesting of seed and soil disturbance as tools for the enhancement of botanical diversity in grasslands. *Biological Conservation, 134*(3), 372–382.
- Eriksson, O., Cousins, S. a O., & Bruun, H. H. (2002). Land-use history and fragmentation of traditionally managed grasslands in Scandinavia. *Journal of Vegetation Science, 13*(5), 743–748.
- Cahiers d'habitats. (1999). Pelouses maigres de fauche de basse altitude (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*), 2, 371–373.
- Farruggia, A., Martin, B., Baumont, R., Prache, S., Doreau, M., Hoste, H., & Durand, D. (2008). Is floristic diversity of permanent pastures important for ruminants and animal products? *Productions Animales, 21*(2), 181–199.
- Fischer, M., & Wipf, S. (2002). Effect of low-intensity grazing on the species-rich vegetation of traditionally mown subalpine meadows. *Biological Conservation, 104*(1), 1–11.
- Foster, B. L. (2001). Constraints on colonization and species richness along a grassland productivity gradient: The role of propagule availability. *Ecology Letters, 4*(6), 530–535.
- Garnier, E., Amiaud, B., Butet, A., & Steinberg, C. (1994). Les effets de l'agriculture sur la biodiversité. *Agriculture et Biodiversité*, 1–139.
- Gibson, C. C., & Watkinson, A. R. (1992). The Role of the Hemiparasitic Annual *Rhinanthus-Minor* in Determining Grassland Community Structure. *Oecologia, 89*(1), 62–68.
- 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 ». *Version provisoire*. 1–26.
- Graham, D. J., & Hutchings, M. J. (1988). A Field Investigation of Germination from the Seed Bank of a Chalk Grassland Ley on Former Arable Land. *Journal of Applied Ecology, 25*(1), 253–263.
- Granier, A. (2007). Rôle des prairies dans le cycle de l'eau. Comparaison avec la forêt, 399–408.
- Hejcman, M., Hejcmanova, P., Pavlu, V., & Benes, J. (2013). Origin and history of grasslands in central

europe - A review. *Grass and Forage Science*, 68(3), 345–363.

- Hodgson, J. G., Grime, J. P., Wilson, P. J., Thompson, K., & Band, S. R. (2005). The impacts of agricultural change (1963–2003) on the grassland flora of Central England: Processes and prospects. *Basic and Applied Ecology*, 6(2), 107–118.
- Hutchings, M. J., & Booth, K.D. (1996). Studies of the feasibility of re-creating chalk grassland vegetation on ex-arable land. I. The potential roles of the seed bank and seed rain. *Journal of Applied Ecology*, 25, 1171–1181.
- Janssens, F. (1998). Restauration des couverts herbacés riches en espèces. Thèse doctorale, Université Catholique de Louvain, *Laboratoire d'Ecologie Des Prairies*, 111.
- Janssens, F., Peeters, A., & Tallwin, J. R. B. (1998). Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil*, 202, 69–78.
- Jérôme, E., Beckers, Y., Bodson, B., Degard, C., Moureaux, C., & Aubinet, M. (2013). Stockage de carbone et flux de gaz à effet de serre en prairie (synthèse bibliographique). *Base [En ligne]*, 17(1), 103–117. Retrieved from <http://popups.ulg.ac.be/1780-4507/index.php?id=9610>.
- Jones, A. T., & Hayes, M. J. (1998). Increasing floristic diversity in grassland: The effects of management regime and provenance on species introduction. *Biological Conservation*, 87(3), 381–390.
- Kardol, P., Wal, A. V. d, Bezemer, T. M., Boer, W. d., Duyts, H., Holtkamp, R., & Putten, W. H. V. d. (2008). Restoration of species-rich grasslands on ex-arable land: Seed addition outweighs soil fertility reduction. *Biological Conservation*, 141(9), 2208–2217.
- Kiehl, K., Kirmer, A., Donath, T. W., Rasran, L., & Holzel, N. (2010). Species introduction in restoration projects - Evaluation of different techniques for the establishment of semi-natural grasslands in Central and Northwestern Europe. *Basic and Applied Ecology*, 11(4), 285–299.
- Kiehl, K., Thormann, A., & Pfadenhauer, J. (2006). Evaluation of initial restoration measures during the restoration of calcareous grasslands on former arable fields. *Restoration Ecology*, 14(1), 148–156.
- Kirmer, A., Baasch, A., & Tischew, S. (2012). Sowing of low and high diversity seed mixtures in ecological restoration of surface mined-land. *Applied Vegetation Science*, 15(2), 198–207.
- Kirmer, A., & Mahn, E.-G. (2001). Spontaneous and initiated succession on unvegetated slopes in the abandoned lignite-mining area of Goitsche, Germany. *Applied Vegetation Science*, 4(1), 19–27.
- LIFE+Nature. (2011). Technical application forms, 156p.
- Losvik, M. H., & Austad, I. (2002). Species introduction through seeds from an old, species-rich hay meadow: Effects of management. *Applied Vegetation Science*, 5(2), 185–194.
- Manchester, S. J., McNally, S., Treweek, J. R., Sparks, T. H., & Mountford, J. O. (1999). The cost and practicality of techniques for the reversion of arable land to lowland wet grassland — an experimental study and review. *Journal of Environmental Management*, 55, 91–109.
- Marrs, R. H. (1993) Soil fertility and nature conservation in Europe, theoretical considerations and practical management solutions. *Advances in Ecological Research*. 24, 241–300.
- Milberg, P. (1992). Seed bank in a 35-old experiment with different treatments of a semi-natural grassland. *Acta Oecologica*, 13, 743–752.
- Oomes, M. J. M., & Mooi, H. (1981). The effect of cutting and fertilizing on the floristic composition

- and production of an *Arrhenatherion elatioris* grassland. *Vegetatio*, 46(1), 233-239.
- Oomes, M. J. M., & VanderWerf, A. (1996). Restoration of species diversity in grasslands: The effect of grassland management and changes in ground water level. *Acta Botanica Gallica*, 143(4-5), 451-461.
- Peyraud, J.-L., Peeters, A., & Vlieghe, A. De. (2012). Place et atouts des prairies permanentes en France et en Europe. *Fourrages*, 211, 195-204.
- Piper, J. K., Schmidt, E. S., & Janzen, A. J. (2007). Effects of species richness on resident and target species components in a prairie restoration. *Restoration Ecology*, 15(2), 189-198.
- Piqueray J., Rouxhet S., Hendrickx S. & Mahy G. (2016) Changes in the vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium. *Conservation Evidence*, 13, 47-50.
- Plantureux, S., Peeters, A., & McCracken, D. (2005). Biodiversity in intensive grasslands : Effect of management , improvement and challenges. *Agronomy Research*, 3(2), 153-164.
- Poschold, P., Kiefer, S., Tränkle, U., Fischer, S., & Bonn, S. (1998). Plant species richness in calcareous grasslands as affected by dispersability in space and time. *Applied Vegetation Science*, 1(1), 75-90.
- Prach, K., & Hobbs, R. J. (2008). Spontaneous succession versus technical reclamation in the restoration of disturbed sites. *Restoration Ecology*, 16(3), 363-366.
- Projet LIFE Prairies Bocagères. (n.d). Retrieved from <http://www.lifeprairiesbocageres.eu/>
- Pywell, R. F., Bullock, J. M., Hopkins, A., Walker, K. J., Sparks, T. H., Burke, M. J. W., ... Pywell, R. F. (2002). Restoration of species-rich grassland on arable land: assessing the limiting processes using a multi-site experiment. *Journal of Applied Ecology* *Journal of Applied Ecology* *Journal of Applied Ecology*, 39(39), 294-309.
- Pywell, R. F., Webb, N. R., & Putwain, P. D. (1995). A comparison of techniques for restoring heathland on abandoned farmland. *Journal of Applied Ecology*, 32, 400-411.
- UICN. (2012). La restauration des écosystèmes (Point 9 de l'ordre du jour). *Conférence des Parties à la Convention sur la diversité biologique*. Retrieved from https://cmsdata.iucn.org/downloads/fre_iucn_cop11_position_paper_ecological_restoration_15_08_12final.pdf
- Rouxhet, S. Halford, M., Goret, T., Walot, T., Le Roi, A., Thirion, M., & Mulder, C. (2008). *Vade-mecum* relatif à l'avis technique dans le cadre du programme agri-environnemental. Méthode 8 - Prairie de Haute valeur biologique. *Programme Agro-environnemental en Région Wallonne*, 100p.
- SER, 2004. The SER (Society for Ecological Restoration International Science & Policy Working Group) international primer on ecological restoration. Retrleved from http://www.ser.org/content/ecological_restoration_primer.asp, (30/06/09).
- Silva, J. P., Toland, J., Jones, W., Elridge, J., Thorpe, E., & O'Hara, E. (2008). *LIFE and Europe's grasslands: Restoring a forgotten habitat*. *LIFE Focus*.
- Smith, R. S., Shiel, R. S., Millward, D., & Corkhill, P. (2000). The interactive effects of management on the productivity and plant community structure of an upland meadow: an 8 year field trial. *Journal of Applied Ecology*, 37(6), 1029-1043.
- Stevenson, M. J., Bullock, J. M., & Ward, L. K. (1995). Re-creating semi-natural communities: Effect of sowing rate on establishment of calcareous grassland. *Restoration Ecology*, 3(4), 279-289.

- Torok, P., Deak, B., Vida, E., Valko, O., Lengyel, S., & Tothmérész, B. (2010). Restoring grassland biodiversity: Sowing low-diversity seed mixtures can lead to rapid favourable changes. *Biological Conservation*, *143*(3), 806–812.
- Torok, P., Migléc, T., Valko, O., Kelemen, A., Toth, K., Lengyel, S., & Tothmérész, B. (2012). Fast restoration of grassland vegetation by a combination of seed mixture sowing and low-diversity hay transfer. *Ecological Engineering*, *44*, 133–138.
- Torok, P., Vida, E., Deak, B., Lengyel, S., & Tothmérész, B. (2011). Grassland restoration on former croplands in Europe: An assessment of applicability of techniques and costs. *Biodiversity and Conservation*, *20*(11), 2311–2332.
- Van der Kamp, G., Hayashi, M., & Gallén, D. (2003). Comparing the hydrology of grassed and cultivated catchments in the semi-arid Canadian prairies. *Hydrological Processes*, *17*(3), 559–575.
- Van Hulst, R., Shipley, B., & Thériault, A. (1987). Why is *Rhinanthus minor* (Scrophulariaceae) such a good invader? *Canadian Journal of Botany*, *65*(11), 2373–2379.
- Vécrin, M., Jager, C., & Muller, S. (2004). Comment améliorer l' état de conservation des prairies artificielles en plaine inondable ? Exemple d' une zone proposée au réseau Natura 2000, 64–70.
- Vécrin, M.-P. (2003). Mécanisme de restauration de la biodiversité végétale dans les prairies alluviales après une phase de culture.
- Walker, K. J., Stevens, P. A., Stevens, D. P., Mountford, J. O., Manchester, S. J., & Pywell, R. F. (2004). The restoration and re-creation of species-rich lowland grassland on land formerly managed for intensive agriculture in the UK. *Biological Conservation*, *119*(1), 1–18.
- Willems, J. H., & Nieuwstadt, M. G. L. Van. (1996). Long-Term after Effects of Fertilization on Above-Ground Phytomass and Species Diversity in Calcareous Grassland. *Journal of Vegetation Science*, *7*(2), 177–184.
- Wilson, J. B., Peet, R. K., Dengler, J., & Partel, M. (2012). Plant species richness: The world records. *Journal of Vegetation Science*, *23*(4), 796–802.
- Zechmeister, H. G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., & Wrba, T. (2003). The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. *Biological Conservation*, *114*(2), 165–177.

Annexe 1. Un projet LIFE, c'est quoi ?

Face à la prise de conscience croissante de l'ampleur des atteintes à l'environnement, la préservation de l'environnement est devenue une préoccupation majeure à l'échelle mondiale. Elle a ainsi été désignée comme l'un des principaux objectifs pour le développement. Dans cette perspective, et ce depuis les années 70, l'Union européenne met en œuvre des programmes ambitieux destinés notamment à réduire les impacts de la production et de la consommation néfastes pour l'environnement et à protéger la biodiversité et les habitats naturels. Parmi ces programmes, on retrouve les programmes LIFE.



Le programme LIFE « L'Instrument Financier de l'Union Européenne » est un programme de soutien financier instauré par la Commission Européenne en 1992 et qui se consacre exclusivement à l'environnement. Il est basé sur la réalisation de projets dont l'objectif global est la protection et la gestion de la nature, mais aussi la sensibilisation et l'information du grand public. C'est un véritable outil de la politique et de la législation en matière d'environnement dans les États membres de l'Union Européenne et les pays tiers.

Depuis 1992, ce programme a été divisé en plusieurs phases de programmation : LIFE I (1992-1995), LIFE II (1996-1999), LIFE III (2000-2006), LIFE+ (2007-2013). La phase actuelle du programme qui couvre la période 2014-2020, est également appelée LIFE+, et dispose d'un budget de 3,4 milliards d'euros.

Le programme LIFE+ est composé de trois thématiques, chacune ayant un objectif spécifique :

- **LIFE+ Nature et Biodiversité** a pour objectif la mise en œuvre et la gestion des réseaux Natura 2000 dans le cadre des Directives Européennes « Oiseaux » (79/409/CEE) et « Habitats » (92/43/CEE). Ces types de projets LIFE tendent à la fois à diminuer l'érosion de la biodiversité et à rétablir de nouveaux équilibres entre les différents services écosystémiques dans des zones plus ou moins dégradées. Les LIFE Nature ne peuvent être réalisés qu'au sein du réseau N2000. Au contraire, les LIFE Biodiversité peuvent également s'établir dans une zone extérieure aux sites Natura 2000. Les LIFE Biodiversité doivent faire preuve d'un caractère novateur.
- **LIFE+ Politique et gouvernance en matière d'environnement** avait pour objectif spécifique de contribuer au développement de techniques et de méthodes novatrices et intégrées ainsi qu'au développement plus poussé de la politique communautaire en matière d'environnement.
- **LIFE Pays tiers** finance la mise en œuvre des politiques et programmes d'actions en matière d'environnement dans certains pays voisins de l'Union Européenne.

Les projets LIFE+ concernent un nombre important de structures enregistrées dans l'UE, aussi bien publiques que privées : ce sont des entreprises, petites, moyennes, grandes ou internationales, des ONG, des institutions de recherche et des organisations intergouvernementales, des associations...

En termes de financements, la Commission Européenne, contribue généralement à 50% du montant total d'un projet, le reste étant pris en charge par les partenaires actifs du projet et surtout complété par un partenaire financier, comme par exemple la Région wallonne en Wallonie.

Annexe 2. Questionnaire établi pour l'enquête téléphonique auprès des agriculteurs

1. Combien d'hectares au total exploitez-vous sur votre ferme ?
2. Combien d'hectares exploitez-vous sur les terrains de de Natagora ?
3. Vos terrains sont-ils en exploitation BIO ?
4. Depuis la mise en place du projet LIFE, avez-vous eu accès à de nouvelles primes MAEC ?
OUI/NON
5. Quelle est la part des MAEC que vous touchez sur les terrains de Natagora par rapport au total des MAEC que vous touchez ?
 - Les primes MAEC sur les terrains de Natagora représentent-elles + ou - de 50% des primes touchées sur le total des terrains ?
 - Si + de 50%, représentent-elles + ou - de 75% ?
 - Si - de 50%, représentent-elles + ou - de 25% ?
6. Si les primes MAEC étaient supprimées sur les terrains de Natagora, poursuivriez-vous votre activité d'exploitation sur ces parcelles ?
OUI/NON
7. Si les primes MAEC étaient supprimées sur vos propres terrains (les terrains hors Natagora), continueriez-vous à les exploiter de la même façon ?
OUI/NON
8. Si NON, exploiteriez-vous ces terrains plus intensivement ?
OUI/NON

Annexe 3. Epandage de fourrage frais lors de la mise en place des essais



© Patrick LIGHEZZOLO

Annexe 4. Relevés floristiques des parcelles sources

1. Relevé de l'UG01 de Comogne, parcelle source de l'essai réalisé sur l'UG09 de Comogne.

Nombre total d'espèces	46
Nombre d'espèces caractéristiques	6
<i>Achillea millefolium</i> L.	1
<i>Agrostis capillaris</i> L.	1
<i>Argentina anserina</i> (L.) Rydb.	+
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	2
<i>Betonica officinalis</i> L.	1
<i>Briza media</i>	+
<i>Carex spicata</i> Huds.	+
<i>Centaurea jacea</i> L.	1
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	+
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	+
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	1
<i>Colchicum autumnale</i> L.	+
<i>Crepis biennis</i> L.	2
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz	+
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	1
<i>Galium verum</i> L.	+
<i>Holcus lanatus</i> L.	2
<i>Hypericum perforatum</i> L.	1
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	+
<i>Juncus effusus</i> L.	+
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	1
<i>Leontodon hispidus</i> L.	+
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	1
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	+
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	+
<i>Medicago lupulina</i> L.	+
<i>Phleum pratense</i> L.	1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1
<i>Poa trivialis</i> L.	+
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	+
<i>Prunella vulgaris</i> L.	1
<i>Ranunculus acris</i> L.	1
<i>Rhinanthus minor</i> L.	2
<i>Rumex acetosa</i> L.	+
<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv.	1
<i>Selinum carvifolia</i> (L.) L.	+
<i>Stellaria graminea</i> L.	+
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	+
<i>Trifolium pratense</i> L.	1
<i>Trifolium repens</i> L.	+
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	1
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	+
<i>Vicia cracca</i> L.	+
<i>Vicia sativa</i> L.	+

2. Relevés des UG04 et UG05 de Ry d'Howisse, parcelles sources de l'essai réalisé sur l'UG20 de Ry d'Howisse.

	Nombre total d'espèces	41	44
	Nombre d'espèces caractéristiques	6	6
<i>Achillea millefolium</i> L.	1		2
<i>Agrostis capillaris</i> L.	1		1
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	1		1
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	1		1
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	2		1
<i>Bunium bulbocastanum</i> L.	1		
<i>Centaurea jacea</i> L.			1
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	1		1
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	1		+
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz	1		2
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	1		1
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1		1
<i>Festuca rubra</i> L.	1		1
<i>Galium verum</i> L.			1
<i>Geranium dissectum</i> L.			1
<i>Geranium pyrenaicum</i> Burm.f.	+		2
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	1		
<i>Holcus lanatus</i> L.	2		2
<i>Hypericum perforatum</i> L.	1		1
<i>Knautia arvensis</i> (L.) Coult.			1
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	+		
<i>Leontodon hispidus</i> L.	1		1
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	2		2
<i>Lolium perenne</i> L.	+		+
<i>Lotus corniculatus</i> L.	2		2
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	1		1
<i>Malva moschata</i> L.			1
<i>Medicago lupulina</i> L.	+		+
<i>Phleum pratense</i> L.	1		1
<i>Pilosella officinarum</i> F.W.Schultz & Sch.Bip.	1		
<i>Pimpinella major</i>			1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	2		2
<i>Poa trivialis</i> L.	2		1
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räusch.	1		1
<i>Ranunculus acris</i> L.	1		1
<i>Rhinanthus minor</i> L.	1		
<i>Rumex acetosa</i> L.	1		1
<i>Rumex crispus</i> L.	1		1
<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv.			1
<i>Silaum silaus</i> (L.) Schinz & Thell.			+
<i>Stellaria graminea</i> L.	1		1
<i>Taraxacum</i> sp	1		1
<i>Trifolium pratense</i> L.	2		2
<i>Trifolium repens</i> L.	+		+
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	2		3
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	1		1
<i>Vicia sativa</i> L.	1		1
<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	+		+
<i>Urtica dioica</i> L.	+		+

3. Relevé de l'UG02 de Behotte, parcelle source de l'essai réalisé à Basse Wimbe et des UG10, UG11 et UG13 de Basse Wimbe restaurées par semis.

	Nombre total d'espèces
	42
Nombre d'espèces caractéristiques	7
<i>Achillea millefolium</i> L.	+
<i>Agrostis capillaris</i> L.	1
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	1
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	4
<i>Carex spicata</i> Huds.	+
<i>Centaurea jacea</i> L.	1
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	+
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	+
<i>Colchicum autumnale</i> L.	+
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	+
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	1
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1
<i>Festuca rubra</i> L.	2
<i>Galium mollugo</i> L.	1
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	+
<i>Holcus lanatus</i> L.	1
<i>Lathyrus nissolia</i> L.	1
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	1
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	1
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1
<i>Luzula campestris</i> (L.) DC.	1
<i>Myosotis arvensis</i> Hill	1
<i>Ophrys apifera</i> Huds.	+
<i>Phleum pratense</i> L.	+
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1
<i>Poa trivialis</i> L.	1
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Räsch.	+
<i>Poterium sanguisorba</i> L.	+
<i>Primula veris</i> L.	1
<i>Ranunculus acris</i> L.	1
<i>Rhinanthus minor</i> L.	1
<i>Rumex acetosa</i> L.	+
<i>Rumex crispus</i> L.	+
<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv.	1
<i>Taraxacum</i> sp	1
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	+
<i>Trifolium pratense</i> L.	+
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	2
<i>Vicia cracca</i> L.	1
<i>Vicia sativa</i> L.	1
<i>Vicia tetrasperma</i> (L.) Schreb.	1

4. Relevé de l'UG01 de La Prée, parcelle source de l'UG48 et l'UG49 de La Prée restaurées par semis.

Nombre total d'espèces	46
Nombre d'espèces caractéristiques	8
<i>Achillea ptarmica</i> L.	+
<i>Agrostis capillaris</i> L.	2
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	+
<i>Angelica sylvestris</i> L.	+
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	2
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	1
<i>Bromus hordeaceus</i> L.	+
<i>Caltha palustris</i> L.	2
<i>Carex hirta</i> L.	+
<i>Carex pallescens</i> L.	+
<i>Centaurea decipiens</i> subsp. <i>thuillieri</i> (Dostál).	2
<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i> (Hartm.)	+
<i>Crepis biennis</i> L.	1
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	+
<i>Dactylorhiza maculata</i> (L.) Soó	+
<i>Festuca rubra</i> L. subsp. <i>rubra</i>	2
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	1
<i>Galium elongatum</i> C.Presl	1
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	+
<i>Holcus lanatus</i> L.	1
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	1
<i>Juncus effusus</i> L.	+
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	+
<i>Leontodon hispidus</i> L.	+
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	1
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	+
<i>Mentha arvensis</i> L.	1
<i>Myosotis nemorosa</i> Besser	1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	2
<i>Potentilla erecta</i> (L.) Rausch.	+
<i>Prunella vulgaris</i> L.	+
<i>Ranunculus acris</i> L.	1
<i>Ranunculus flammula</i> L.	1
<i>Ranunculus repens</i> L.	1
<i>Rhinanthus minor</i> L.	3
<i>Rumex acetosa</i> L.	+
<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort.	1
<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv.	2
<i>Stellaria graminea</i> L.	1
<i>Succisa pratensis</i> Moench	+
<i>Taraxacum</i> sect. <i>Ruderalia</i>	+
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	+
<i>Trifolium pratense</i> L.	2
<i>Trifolium repens</i> L.	3
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	+

5. Relevé de l'UG22 de La Prée, parcelle source des UG19 et UG46 restaurées par l'épandage de fourrage.

	Nombre total d'espèces
	33
Nombre d'espèces caractéristiques	8
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	1
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	1
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	1
<i>Centaurea jacea</i> L.	2
<i>Cerastium fontanum</i> Baumg.	+
<i>Colchicum autumnale</i> L.	1
<i>Crepis biennis</i> L.	1
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	2
<i>Dactylis glomerata</i> L.	+
<i>Galium mollugo</i> L.	+
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	1
<i>Holcus lanatus</i> L.	3
<i>Hordeum secalinum</i> Schreb.	1
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	+
<i>Lolium perenne</i> L.	+
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	+
<i>Phleum pratense</i> L.	1
<i>Pimpinella major</i> (L.) Huds.	2
<i>Plantago lanceolata</i> L.	2
<i>Poa trivialis</i> L.	+
<i>Ranunculus acris</i> L.	2
<i>Rhinanthus minor</i> L.	1
<i>Rumex acetosa</i> L.	1
<i>Rumex crispus</i> L.	+
<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv.	2
<i>Selinum carvifolia</i> (L.) L.	+
<i>Stellaria graminea</i> L.	+
<i>Taraxacum</i> sp	1
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	+
<i>Trifolium pratense</i> L.	2
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	+
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	+

6. Relevé de l'UG12Est de La Prée, parcelle source de l'UG12Centre restaurée par l'épandage de fourrage.

	Nombre total d'espèces
	41
	Nombre d'espèces caractéristiques
	9
<i>Agrostis capillaris</i> L.	1
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	1
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	1
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.) P.Beauv. ex J.Presl & C.Presl	1
<i>Campanula rapunculus</i> L.	+
<i>Centaurea jacea</i> L.	+
<i>Colchicum autumnale</i> L.	1
<i>Crepis biennis</i> L.	2
<i>Cruciata laevipes</i> Opiz	1
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	1
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1
<i>Festuca rubra</i> L.	+
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	+
<i>Galium mollugo</i> L.	1
<i>Galium verum</i> L.	1
<i>Geranium dissectum</i> L.	+
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	2
<i>Holcus lanatus</i> L.	2
<i>Hordeum secalinum</i> Schreb.	+
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	1
<i>Lotus corniculatus</i> L.	1
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	+
<i>Phleum pratense</i> L.	1
<i>Pimpinella major</i> (L.) Huds.	1
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1
<i>Poa trivialis</i> L.	1
<i>Ranunculus acris</i> L.	1
<i>Ranunculus repens</i> L.	+
<i>Rhinanthus minor</i> L.	+
<i>Rumex acetosa</i> L.	1
<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv.	1
<i>Stellaria graminea</i> L.	+
<i>Taraxacum</i> sp	1
<i>Tragopogon pratensis</i> L.	+
<i>Trifolium dubium</i> Sibth.	+
<i>Trifolium pratense</i> L.	1
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	1
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	+
<i>Vicia cracca</i> L.	+
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	1
<i>Vicia sativa</i> L.	+

7. Relevé de l'UG40 de La Prée, parcelle source de l'UG12Ouest de La Prée restaurée par l'épandage de fourrage.

	Nombre total d'espèces
	42
Nombre d'espèces caractéristiques	7
<i>Agrostis capillaris</i> L.	+
<i>Alopecurus pratensis</i> L.	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	1
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.)	2
<i>Bromus mollis</i>	1
<i>Caltha palustris</i> L.	+
<i>Carex flacca</i> Schreb.	+
<i>Centaurea decipiens</i> subsp. <i>thuillieri</i> (Dostál)	1
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	+
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	+
<i>Colchicum autumnale</i> L.	+
<i>Crepis biennis</i> L.	1
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	+
<i>Dactylis glomerata</i> L.	1
<i>Festuca rubra</i> L. subsp. <i>rubra</i>	+
<i>Geranium dissectum</i> L.	+
<i>Heracleum sphondylium</i> L.	1
<i>Holcus lanatus</i> L.	1
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	2
<i>Leucanthemum vulgare</i> Lam.	+
<i>Lotus corniculatus</i> L.	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	+
<i>Myosotis scorpioides</i> L.	+
<i>Phleum pratense</i> L.	+
<i>Pimpinella major</i> (L.) Huds.	+
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1
<i>Poa trivialis</i> L.	+
<i>Ranunculus acris</i> L.	1
<i>Ranunculus repens</i> L.	+
<i>Rhinanthus minor</i> L.	1
<i>Rumex acetosa</i> L.	+
<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv.	+
<i>Selinum carvifolia</i> (L.) L.	2
<i>Stachys officinalis</i>	+
<i>Stellaria graminea</i> L.	+
<i>Taraxacum</i> sp.	+
<i>Trifolium dubium</i>	+
<i>Trifolium pratense</i> L.	1
<i>Trisetum flavescens</i> (L.) P.Beauv.	+
<i>Veronica chamaedrys</i> L.	+
<i>Vicia hirsuta</i> (L.) Gray	+
<i>Vicia sativa</i> L.	+

8. Relevé de l'UG30 Sud de La Prée, parcelle source de l'UG30 de La Prée restaurée par l'épandage de fourrage.

	Nombre total d'espèces
	48
	Nombre d'espèces caractéristiques
	5
<i>Achillea ptarmica</i> L.	+
<i>Agrostis capillaris</i> L.	1
<i>Agrostis stolonifera</i> L.	2
<i>Anthoxanthum odoratum</i> L.	+
<i>Arrhenatherum elatius</i> (L.)	2
<i>Bromus racemosus</i> L.	+
<i>Caltha palustris</i> L.	+
<i>Cardamine pratensis</i> L.	+
<i>Carex disticha</i> Huds.	1
<i>Carex flacca</i> Schreb.	+
<i>Carex nigra</i> (L.) Reichard	+
<i>Carex panicea</i> L.	1
<i>Centaurea decipiens</i> subsp. <i>thuillieri</i> (Dostál) B.Bock comb. nov. prop.	1
<i>Cerastium fontanum</i> subsp. <i>vulgare</i> (Hartm.) Greuter & Burdet	+
<i>Cirsium palustre</i> (L.) Scop.	+
<i>Crepis biennis</i> L.	+
<i>Cynosurus cristatus</i> L.	+
<i>Dactylorhiza majalis</i> (Rchb.) P.F.Hunt & Summerh.	+
<i>Deschampsia cespitosa</i> (L.) P.Beauv.	+
<i>Equisetum palustre</i> L.	+
<i>Filipendula ulmaria</i> (L.) Maxim.	3
<i>Holcus lanatus</i> L.	1
<i>Jacobaea aquatica</i> (Hill) P.Gaertn., B.Mey. & Scherb.	+
<i>Juncus articulatus</i> L.	+
<i>Juncus conglomeratus</i> L.	1
<i>Juncus inflexus</i> L.	1
<i>Lathyrus pratensis</i> L.	+
<i>Lotus pedunculatus</i> Cav.	+
<i>Lychnis flos-cuculi</i> L.	+
<i>Lysimachia nummularia</i> L.	+
<i>Molinia caerulea</i> (L.) Moench	+
<i>Myosotis nemorosa</i> Besser	+
<i>Phragmites australis</i> (Cav.) Steud.	2
<i>Pimpinella major</i> (L.) Huds.	+
<i>Plantago lanceolata</i> L.	1
<i>Poa trivialis</i> L.	2
<i>Potentilla reptans</i> L.	+
<i>Ranunculus acris</i> L.	+
<i>Rhinanthus angustifolius</i> C.C.Gmel.	1
<i>Rhinanthus minor</i> L.	+
<i>Rumex acetosa</i> L.	+
<i>Schedonorus arundinaceus</i> (Schreb.) Dumort.	+
<i>Schedonorus pratensis</i> (Huds.) P.Beauv.	+
<i>Scorzonera humilis</i> L.	1
<i>Silaum silaus</i> (L.) Schinz & Thell.	+
<i>Trifolium pratense</i> L.	+
<i>Trifolium repens</i> L.	+
<i>Valeriana dioica</i> L.	1