

Mémoire

Auteur : Purnelle, Florence

Promoteur(s) : Magain, Nicolas; 884; 6933

Faculté : Faculté des Sciences

Diplôme : Master en biologie des organismes et écologie, à finalité spécialisée en biologie de la conservation : biodiversité et gestion

Année académique : 2023-2024

URI/URL : <http://hdl.handle.net/2268.2/21038>

Avertissement à l'attention des usagers :

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

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

Evaluation des potentialités d'outils géomatiques dans le repérage de prairies de haute valeur biologique (MC4) au sud du sillon Sambre-et-Meuse dans le contexte du plan stratégique PAC wallon 2023-2027

Florence PURNELLE

Mémoire réalisé en vue de l'obtention du grade de Master à finalité spécialisée en Biologie de la Conservation : Biodiversité et Gestion

Faculté des Sciences

Département de Biologie, Ecologie, Evolution

Année académique 2023-2024

Août 2024

Promoteur : Julien PIQUERAY

Co-promoteur : Nicolas MAGAIN

Remerciements

L'élaboration de ce mémoire m'a permis de mettre en pratique mon amour de la nature, de l'agriculture et les connaissances accumulées au cours de ces trois années d'études. Cela n'a fait que confirmer que j'avais fait le bon choix, à vingt-huit ans, de reprendre un parcours universitaire.

Je souhaite exprimer ma gratitude envers tous les membres du jury pour leur rôle dans l'appréciation de ce travail et particulièrement son président, le professeur Jean-Christophe Plumier.

Un grand merci à Julien Piqueray et Julien Radoux, pour leur écoute, leur bienveillance et leurs conseils avisés. Je tiens également à remercier Serge Rouxhet pour son accompagnement sur le terrain.

Je fais part d'une immense reconnaissance envers le professeur Nicolas Magain pour ses recommandations et sa guidance lors des nombreuses sorties naturalistes, lesquelles ont facilité grandement mes propres relevés.

Je suis également très chanceuse d'avoir une famille et des amis si soutenant, sans qui rien n'aurait été possible!

Résumé

Les prairies permanentes et la biodiversité qui leur est associée sont menacées par l'artificialisation, le changement d'utilisation du sol et l'intensification agricole, entraînant la perte de services écosystémiques essentiels. Les méthodes agro-environnementales et climatiques (MAEC), reprises au sein du second pilier de la Politique Agricole Commune (PAC), visent leur préservation. Cependant, la prospection de nouvelles surfaces d'intérêt biologique éligibles à ces méthodes n'est aujourd'hui réalisable qu'à petite échelle et traditionnellement in-situ et n'est donc pas adaptée à des applications à large échelle spatiale. Ce mémoire évalue le potentiel de la télédétection dans l'identification automatique de parcelles de haute valeur biologique (MAEC-MC4). En ce sens, sur base de relevés floristiques, nous avons tenté de déterminer à quel point la sélection de scénarios prometteurs, définis sur base d'un modèle préconçu, peut s'avérer efficace. Un des scénarios a présenté un intérêt biologique limité, bien qu'il puisse offrir des indications utiles dans le repérage de superficies éligibles en prairies naturelles (MAEC-MB2). En revanche, deux autres scénarios se sont avérés être d'intérêt biologique notable. Ils sont constitués par des prairies extensives avec une grande tolérance aux conditions humides et au cortège floristique original ou encore des prairies extensives aux tendances phytosociologiques variées à la fois sèches et humides. La télédétection peut donc s'envisager comme une approche prometteuse dans le repérage de nouvelles surfaces éligibles en MAEC.

Table des matières

1. Contexte global	1
2. Causes du déclin des prairies permanentes.....	1
2.1. Artificialisation et conversion des terres	2
2.2. Dégradation et abandon d'habitat	3
3. Conséquences du déclin des prairies permanentes	5
3.1. Perte de services écosystémiques associés	5
4. Réponses au déclin des prairies permanentes.....	6
4.1. Normes et obligations.....	6
4.1.0. BCAE 1- Maintien de prairies permanentes	7
4.1.1. BCAE 2- Protection des zones humides et des tourbières.....	7
4.1.2. BCAE 9- Interdiction de convertir ou de labourer des prairies permanentes écologiquement sensibles sur des sites Natura 2000.....	7
4.2. Incitations	8
5. Objectifs ambitieux du PSw.....	10
5.1. Atteinte des objectifs fixés par le PSw et potentialités de la télédétection... 11	
6. Objectifs et hypothèses	13
7. Matériels et méthodes	14
7.1. Zone d'étude	14
7.2. Scénarios : description et sélection parcellaire	14
7.3. Relevés de terrain	17
7.4. Variables étudiées	18
7.4.0. Richesse spécifique	18
7.4.1. Diversité spécifique	18

7.4.2.	Indices d'Ellenberg.....	20
7.4.3.	Recouvrement en espèces indicatrices.....	20
7.5.	Analyses statistiques.....	21
7.5.0.	Test de Shapiro-Wilk.....	21
7.5.1.	Test de Levene.....	21
7.5.2.	Test de Kruskal-Wallis.....	22
7.5.3.	Test de Dunn- Bonferroni.....	22
7.5.4.	Test exact de Fisher.....	22
7.5.5.	Analyse des espèces indicatrices (IndVal).....	22
7.5.6.	Analyse en coordonnées principales (PCoA).....	23
8.	Résultats.....	23
8.1.	Analyse descriptive.....	23
8.2.	Analyse inférentielle.....	24
8.2.0.	Richesse spécifique.....	24
8.2.1.	Diversité spécifique.....	26
8.2.2.	Paramètres abiotiques.....	26
8.2.3.	Tendances phytosociologiques.....	27
8.2.4.	Analyse en coordonnées principales (PCoA).....	30
9.	Discussion.....	32
9.1.	Evaluation de la potentialité de la télédétection dans le repérage automatique de prairies de haute valeur biologique.....	32
9.2.	Limites de l'étude.....	36
10.	Conclusions et perspectives.....	37

Liste des abréviations

APL: Azote Potentiellement Lessivable

BCAE: Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales

CoDT: Code du Développement Territorial

MAEC: Méthodes Agroenvironnementales Et Climatiques

PAC: Politique Agricole Commune

PdS: Plan de Secteur

PHVB: Prairies de Haute Valeur Biologique

PSw: Plan Stratégique wallon

PwDR: Programme wallon de Développement Rural

SAU: Superficie Agricole Utile

SDT: Schéma de Développement du Territoire

1. Contexte global

Une prairie permanente est par définition administrative (article 4 du règlement UE n°1307/2013), « *une surface enherbée en place depuis au moins cinq ans. Elle ne fait donc pas partie de la rotation culturale et les plantes fourragères herbacées, à savoir, graminées, légumineuses et autres dicotylées, dominant l'espace. Elle peut être gérée par fauche, par pâturage ou via gestion combinée de ces deux pratiques* ». (Journal officiel de l'Union européenne, 2013)

En termes d'occupation du sol, les prairies permanentes couvrent environ 25% des 13 milliards d'hectares de terres émergées. A l'échelle de l'Union Européenne (UE) et de la Wallonie, ce sont respectivement 30.5 et 42% de la Superficie Agricole Utile (SAU) qui sont dédiés à ce type de couvert végétal. (Etat de l'environnement wallon, 2022c; Eurostat, 2023; Feillet, 2014)

Les prairies permanentes sont pourvoyeuses de nombreux services écosystémiques et jouent un rôle crucial dans la conservation de la biodiversité. En effet, elles constituent une réserve d'espèces, notamment menacées, spécialistes de ce type d'habitat. En outre, une part d'entre elles sont reconnues comme étant des Habitats d'Intérêt Communautaire (HIC). A ce titre, nous pouvons citer les prairies à Molinia sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux (6410), les prairies maigres de fauche de basse altitude (6510), les prairies de fauche de montagne (6520) et les mégaphorbiaies hygrophiles d'ourlets planitiaires et des étages montagnard à alpin (6430) (directive 92/43/CEE) (CEE, 2021; Couvreur et al., 2022).

2. Causes du déclin des prairies permanentes

A l'échelle mondiale, entre 2000 et 2019, les surfaces dédiées aux prairies et pâturages permanents ont décliné de 191 millions d'hectares. (FAO, 2020)

Bien que les données illustrant leur perte en UE soient morcelées, prenons l'exemple de l'UE-6 (Allemagne, France, Belgique, Italie, Luxembourg et Pays-Bas), qui a perdu, entre 1967 et 2007, 30% de ses superficies en prairies permanentes. (Huyghe et al., 2014).

Le constat est similaire pour la Belgique, qui, entre 1955 et 2009, a perdu près d'un tiers de ce type de surfaces. En Wallonie, ce déclin a quant à lui été de l'ordre de 15% au cours de la période 1990-2021 (Couvreur et al., 2022; Etat de l'environnement wallon, 2022c).

2.1. Artificialisation et conversion des terres

La déprise des prairies permanentes évoquée ci-dessus est principalement liée à l'urbanisation, leur conversion en terres cultivées et surfaces forestières. (Couvreur et al., 2022; Etat de l'environnement wallon, 2022c)

En effet, entre 1985 et 2021, l'artificialisation s'est principalement produite aux dépens de parcelles agricoles (-6.7%), accompagnée d'un déclin de 16.8km²/an en moyenne. En outre, en 2015, 10% et 5% des surfaces en prairies permanentes et prairies sous contrat environnemental se trouvaient encore en zones urbanisables. (Chariot, 2015; Etat de l'environnement wallon, 2022b)

Cette dynamique est toutefois globalement décroissante depuis le début des années 2000. Par ailleurs, le Schéma de Développement du Territoire (SDT), qui définit les principes de mise en œuvre du Code du Développement Territorial (CoDT), vise à mettre fin à l'artificialisation du territoire d'ici 2050. Ainsi, certaines parcelles, jugées sensibles, comme des prairies permanentes, pourraient être ainsi déclassées des zones urbanisables ou « gelées » à moyen ou long terme via révision des Plans de Secteur (PdS) (Etat de l'environnement wallon, 2021).

Bien que certaines cultures aient connu un essor fulgurant, telles que la pomme de terre conservation ou le maïs ensilage, il n'est pas aisé d'identifier une tendance claire puisque la répartition des superficies des différentes productions végétales est restée relativement stable dans le temps (Etat de l'environnement wallon, 2022c, 2023b) (Figure 1).

De plus, cet équilibre dans l'évolution globale des différentes affectations peut être lié à des flux. En effet, alors que les prairies permanentes d'autrefois ont été converties en zones urbanisées et cultures, les prairies actuelles peuvent émerger à partir d'anciennes terres arables ou moins fréquemment de plantations de résineux (Chariot, 2015).

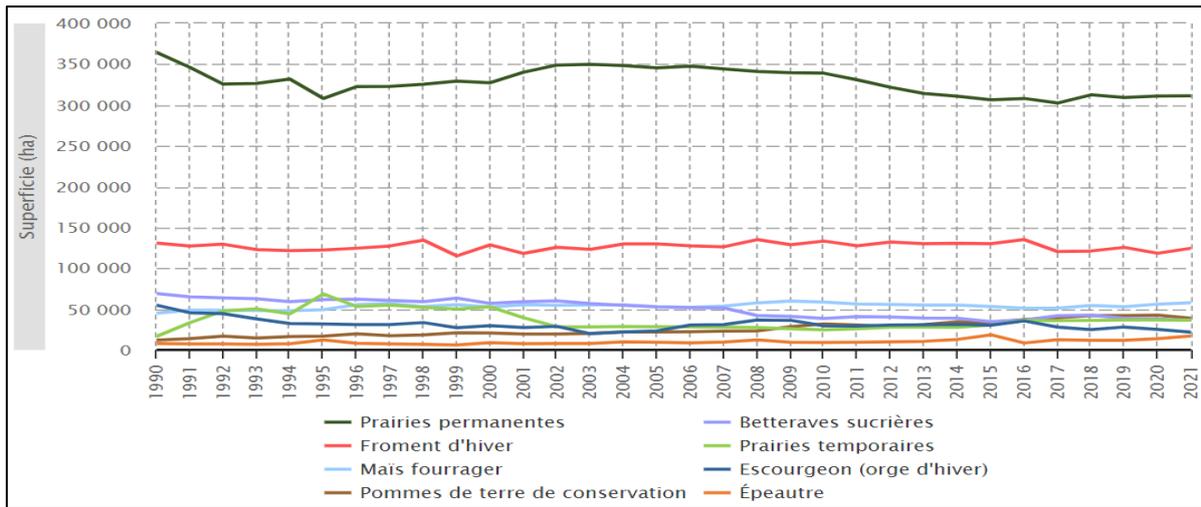


Figure 1 : Evolution des superficies des principales productions végétales au cours du temps en Wallonie (Etat de l'environnement wallon, 2022c).

2.2. Dégradation et abandon d'habitat

La qualité et la fonction écologique d'une prairie sont liées à sa composition floristique. Les prairies en bon état de conservation sont composées d'espèces représentatives d'habitats d'intérêt biologique, tandis que les espèces rudérales, eutrophes et indicatrices d'enrichissement sont absentes ou présentes dans une faible mesure. L'hébergement de la faune est également favorisé par le maintien d'éléments structurels tels que des arbres, arbustes, mares, haies, ... (Couvreur et al., 2022).

La gestion d'une prairie se mesure par deux facteurs principaux: la fertilisation et l'exploitation. L'exploitation se décompose en fréquence, c'est-à-dire le nombre de récoltes, et intensité, à savoir la quantité de fourrage prélevée à chaque collecte.

Il est alors question de compromis entre productivité fourragère et maintien de la biodiversité. En effet, une gestion intensive de fauche ou de pâturage, caractérisée par un haut niveau d'intrants et d'exploitation, favorise la flore qui absorbe rapidement les nutriments et qui se développe rapidement, augmentant ainsi le rendement. Cependant, à terme, cette intensité réduit la diversité végétale et la capacité d'accueil du milieu (Soulat et al., 2021).

Concernant la fertilisation, il est admis que des sols très pauvres en éléments nutritifs favorisent la présence de quelques espèces adaptées. A contrario, l'augmentation d'apports en azote, potassium et particulièrement en phosphore, lève les carences du

milieu et les espèces à croissance rapide, telles que les graminées, supplantent les espèces moins compétitrices, entraînant une banalisation de la flore.

De cette manière, la richesse spécifique maximale est généralement atteinte dans des conditions de fertilisation intermédiaire qui permet la cohabitation d'espèces peu exigeantes sur le plan nutritif et d'espèces concurrentielles qui ne peuvent pas atteindre leur capacité de croissance optimale (Gaujour et al., 2011; Janssens et al., 1998; Le Roux et al., 2021).

Les pratiques telles que l'ensilage et l'enrubannage offrent aux agriculteurs la possibilité de surmonter les aléas climatiques et de réaliser plusieurs coupes par an, et/ou d'anticiper la première date de récolte (Soulat et al., 2021).

Cependant, une augmentation excessive de la fréquence et/ou de la précocité de fauche peut impacter négativement la richesse spécifique. La date de récolte semble d'ailleurs particulièrement importante. En effet, alors qu'une coupe trop précoce peut limiter la production de semences et la régénération naturelle de la prairie, une coupe trop tardive peut empêcher l'établissement de certaines espèces à cause d'un couvert trop dense (Le Roux et al., 2021).

Dans le cadre du pâturage, le couvert végétal est dense et facilite l'établissement d'espèces à croissance lente, à stratégie de conservation lorsque son intensité est faible. Dans le cas contraire, le couvert est relativement bas et favorise les espèces capables d'utiliser rapidement les ressources disponibles du sol. Dans les deux cas, le couvert reste homogène et peu diversifié. Toutefois, lorsque la quantité de biomasse prélevée par les animaux est intermédiaire à ces deux situations, des mosaïques hétérogènes alternant refus et flore appétente s'établissent (Soulat et al., 2021).

Après la mise en jachère et l'abandon de toute gestion, un processus de reboisement succède à l'enfrichement. Les espèces qui tolèrent une moindre luminosité mais pas une exploitation régulière prennent alors place. Si cette situation se prolonge, le pourcentage de couverture ligneuse (arbres et arbustes) augmente, entraînant la disparition progressive des espèces caractéristiques des milieux ouverts (Couvreur et al., 2022; Etat de l'environnement wallon, 2022a; Le Roux et al., 2021).

L'hypothèse de la perturbation intermédiaire, d'après Connell (1978), résume bien l'ensemble de ces états de fait et l'importance d'un compromis dans les interventions

de gestion. Dans le cadre de perturbations dont la fréquence et l'intensité sont élevées, ce sont les espèces pionnières qui colonisent le milieu. A l'inverse, les perturbations de faibles amplitudes favorisent l'exclusion compétitive et la présence de quelques espèces dominantes. Les niveaux de biodiversité maximum sont donc atteints pour des perturbations d'ordre intermédiaire, encourageant ainsi la coexistence des espèces pionnières, climaciques et un état de non-équilibre (Le Roux et al., 2021; Pélissier, 2010).

3. Conséquences du déclin des prairies permanentes

3.1. Perte de services écosystémiques associés

Les prairies permanentes offrent une multitude de services écosystémiques. En plus d'assurer une ressource alimentaire animale économique et qualitative, ces dernières fournissent des valeurs culturelles. Elles soutiennent l'atténuation du réchauffement climatique via le stockage de carbone. En outre, elles améliorent la qualité de l'eau en réduisant le lessivage des nitrates, préviennent l'érosion des sols et les risques d'inondations. Elles contribuent également à préserver la biodiversité et espèces menacées (Schils et al., 2022).

Le stockage du carbone atmosphérique, lié à la quantité de matière organique présente dans le sol, est influencé par le type de gestion. Lorsque celle-ci est optimisée, par exemple en prolongeant les périodes de rotation ou en réduisant les phases de sols nus, les prairies ont le potentiel de représenter des puits de carbone significatifs (Richard et al., 2001; Soulat et al., 2021; Soussana et al., 2009).

La fraction de carbone organique sous prairies permanentes est par ailleurs plus importante que sous cultures. En Wallonie, sur la période 2015-2019, les premières affichent des teneurs moyennes de 37 g C/kg contre 13 g C/kg pour les secondes (Etat de l'environnement wallon, 2020).

En termes de répercussions environnementales, en Wallonie, les prairies permanentes sont les moins impactantes, suivies par les prairies temporaires, les céréales d'hiver, de printemps, les betteraves, le maïs et les pommes de terre. En effet, elles présentent un risque d'érosion par ruissellement dix fois inférieur à celui

des parcelles cultivées et les valeurs d'Azote Potentiellement Lessivables (APL) les plus faibles (Etat de l'environnement wallon, 2022c).

Il est à noter que les méthodes agro-environnementales et climatiques (MAEC) montrent une efficacité limitée en ce qui concerne l'amélioration de la qualité de l'eau et la lutte contre l'érosion, qui, sont des aspects généralement mieux adressés par des politiques réglementaires et contraignantes (Walot, 2022).

Toutefois, ces dernières offrent des solutions face à la perte de biodiversité et bon nombre d'études rapportent un lien positif entre la présence de prairies permanentes et d'espèces menacées (Schils et al., 2022).

A titre d'exemple, une étude menée entre 2006 et 2011, en Fagne-Famenne, au sujet de l'évolution de la composition floristique des Prairies de Haute Valeur Biologique (PHVB), révèle une hausse marquée de la couverture végétale par des espèces indicatrices de la qualité des habitats prairiaux. Cette tendance s'accompagne d'une réduction des espèces généralistes, nitrophiles et sensibles au surpâturage (Hendrickx, 2015).

En Wallonie, les PHVB ont permis de freiner le déclin du Tarier des prés (*Saxicola rubetra*), espèce en danger critique d'extinction. Malheureusement, à l'échelle européenne, l'établissement des MAEC n'est pas parvenu à améliorer significativement l'indicateur des oiseaux inféodés aux milieux agricoles. La raison principale de ce constat est liée à l'insuffisance du maillage écologique et superficies sous MAEC véritablement efficaces en zone agricole (Derouaux & Paquet, 2018).

4. Réponses au déclin des prairies permanentes

4.1. Normes et obligations

Certaines mesures permettent d'enrayer les phénomènes décrits ci-dessus. En effet, la conditionnalité de la Politique Agricole Commune (PAC), instaurée postérieurement à la réforme de 2003, intègre des règles auxquelles doivent se tenir les agriculteurs pour bénéficier des aides. Parmi celles-ci, les Bonnes Conditions Agricoles et Environnementales (BCAE) concernent les surfaces agricoles, les animaux et les différents aspects qu'ils peuvent contrôler (Portail de l'agriculture wallonne, 2023).

4.1.0. BCAE 1- Maintien de prairies permanentes

La BCAE 1, se base sur la comparaison d'un ratio annuel (surfaces déclarées en prairies permanentes/ensemble des surfaces agricoles déclarées) et d'un ratio de référence calculé en 2018.

Si le taux annuel baisse de plus de 2.5% par rapport au taux de référence, l'agriculteur est contraint de solliciter une autorisation administrative, pour toute conversion de prairies permanentes en cultures temporaires ou permanentes. Ce consentement s'appuie sur le degré de sensibilité de la parcelle (Natura 2000, risques d'érosion, ...).

Si le taux annuel baisse de plus de 5% par rapport au taux de référence, la conversion n'est dès lors plus envisageable et des prairies permanentes doivent être remises en place. Les agriculteurs ayant dérogé au règlement sont les premiers concernés et si le déficit persiste, un calcul régional est réalisé afin que chaque agriculteur contribue de manière proportionnelle à cette intervention (Portail de l'agriculture wallonne, 2024a).

4.1.1. BCAE 2- Protection des zones humides et des tourbières

Cette norme est récente et n'était pas présente dans le cadre de la PAC 2015-2022. Le labour, drainage, modification du relief du sol et remblais sont proscrits sur les terres de sols tourbeux, para-tourbeux, de faible drainage de classe g et les prairies permanentes en zone d'aléa inondation élevé par débordement. Toutefois, dans le cadre d'une restauration de la parcelle, un sursemis, léger travail du sol ou labour (<15 cm) peuvent être effectués (Portail de l'agriculture wallonne, 2024b).

4.1.2. BCAE 9- Interdiction de convertir ou de labourer des prairies permanentes écologiquement sensibles sur des sites Natura 2000

Cette interdiction concerne les prairies permanentes situées en zone Natura 2000 au niveau des unités de gestion suivantes : « milieux ouverts prioritaires » (UG 2), « prairies habitats d'espèces » (UG 3), « bandes extensives » (UG 4), « zones sous statut de protection » (UG temp 1) ou « zones à gestion publique » (UG temp 2) (Portail de l'agriculture wallonne, 2024c).

4.2. Incitations

Les MAEC sont reprises au sein du second pilier, c'est-à-dire le développement rural, de la PAC.

Au cours de la période 2014-2022, les MAEC du Programme wallon de Développement Rural (PwDR) comptaient 6 méthodes de base et 5 méthodes ciblées.

Alors que les méthodes de base sont accessibles à tous, les méthodes ciblées demandent un avis d'expert Natagriwal qui détermine les conditions pour lesquelles l'engagement est envisageable sur base d'un diagnostic.

Depuis le 01/01/2023, la politique de développement rural est appliquée via le Plan Stratégique wallon (PSw) relatif à la PAC 2023-2027. Dans ce cadre, les MAEC comptent aujourd'hui 5 méthodes de base, 3 méthodes ciblées et 1 méthode orientée résultat.

Les MAEC, proposées par l'asbl Natagriwal, encouragent les agriculteurs à l'adoption de pratiques et de systèmes de gestion qui privilégient la sauvegarde de l'environnement, du patrimoine faunistique, floristique et des paysages ruraux. De manière volontaire et moyennant subsides palliant au manque à gagner de la mise en œuvre des méthodes, les agriculteurs s'engagent pour une durée de 5 ans dans cette démarche, allant au-delà des obligations légales (Etat de l'environnement wallon, 2023a).

Conjointement aux MAEC, des éco-régimes sont proposés sur base volontaire aux agriculteurs et ce pour une durée d'un an renouvelable.

Ces régimes sont intégrés au premier pilier de la PAC et encouragent l'adoption de pratiques favorables au climat et à l'environnement. Cette mesure, une des principales de la PAC pour la période 2023-2027, remplace le paiement vert de la précédente programmation 2014-2022 (Lecocq, 2023).

4.2.0. MAEC- Prairie naturelle MB2

La méthode « MB2- Prairies naturelles » est dite de base. Cette approche vise à la protection des sols, de l'eau et à la conservation d'espèces végétales et animales. La contrepartie financière s'élève à 220€/ha*an.

En termes d'obligations, les prairies permanentes sont entretenues extensivement via fauche (avec maintien de 5% de zone refuge) ou pâturage tardif, c'est-à-dire entre le 16 juin et le 31 octobre. Aucune activité n'est autorisée entre le 1^{er} novembre et le 15 juin, sauf en cas de dégâts causés par les taupes ou sangliers, pour lesquels un nivellement superficiel est admis. La fertilisation organique est autorisée. En cas de pâturage, le bétail ne peut être nourri avec des concentrés ou fourrages.

L'usage de produits phytosanitaires est interdit, sauf pour traitement local des chardons et rumex (Natagriwal ASBL, s. d.-c).

4.2.1. MAEC- Prairie de haute valeur biologique MC4

La méthode « MC4- Prairie de haute valeur biologique » est ciblée et le montant de la rémunération s'élève à 470 €/ha*an. Elle parfait la méthode MB2 via cahier des charges conforme à la préservation d'espèces et habitats d'importance écologique majeure tels que les prés maigres de fauche, humides, pelouses calcaires, ...

La fauche et le pâturage sont proscrits à partir du 1^{er} janvier jusqu'à une date fixée par le conseiller Natagriwal. Le nivellement de surface pour dégâts occasionnés par les taupes et sangliers est tout de même admis du 1^{er} au 15 avril. En termes de fauche, l'exportation du produit et la conservation de 10% de zone refuge sont prescrits. L'alimentation du cheptel au pâturage ne peut pas contenir de fourrages et/ ou concentrés. La fertilisation, l'amendement, les produits phytosanitaires (en dehors des traitements localisés contre les rumex et chardons), les semis et sur-semis, le drainage et curage de fossés sont prohibés.

L'utilisation d'antiparasitaires doit être réfléchi. De plus, pour être éligible, la parcelle doit couvrir au moins 10 ares de PHVB (Natagriwal ASBL, s. d.-b).

4.2.2. MAEC- Autonomie fourragère MB13

Cette approche substitue la méthode « MAE7- faible charge en bétail ». Elle vise l'autonomie agricole grâce à l'usage d'herbages et de cultures fourragères produits sur place pour nourrir le cheptel. Elle favorise également la conservation des prairies permanentes, de l'eau, de la biodiversité et la restriction d'émission de gaz à effet de serre.

La prime s'élève à 60€/ha*an et 30€/ha*an si la charge en bétail est respectivement inférieure à 1.4 et 1.8 UGB/ha de prairies permanentes et cultures fruitières hautes-tiges. L'usage de produits phytosanitaires sur les parcelles est prohibé. Il est à noter que cette méthode est cumulable et vient en continuité de l'éco-régime « Prairies permanente conditionnées à la charge en bétail » (Natagriwal ASBL, s. d.-a).

4.2.3. Eco-régime- prairies permanentes conditionnée à la charge en bétail

Cet éco-régime vise d'une part à la conservation des prairies permanentes et d'autre part, à favoriser des charges en bétail raisonnables.

Il existe donc une prime de base annuelle de 40 €/ ha de prairies permanentes. Toutefois, cette intervention peut être majorée en fonction de la charge en bétail (Portail de l'agriculture wallonne, 2024d).

5. Objectifs ambitieux du PSw

Les pressions environnementales de l'agriculture sont réversibles et les MAEC semblent bénéfiques à la biodiversité agricole locale. Cependant, afin d'atteindre des objectifs régionaux qualifiables, la prospection de superficies additionnelles couvertes par les MAEC est nécessaire (Etat de l'environnement wallon, 2023a).

Pour conserver habitats, espèces et assister les équilibres agro-écologiques, la Superficie Soutenant la Biodiversité (SSB) recommandée représente 10% et 15% minimum des surfaces arables et des prairies permanentes. En 2020, ces seuils n'étaient pas atteints et étaient respectivement de 1.5% et 11% pour les terres sous cultures et pour les surfaces prairiales (Walot, 2020).

Pour la période 2014-2022, le PwDR aspirait à parvenir au résultat de 13 200 ha engagés en MC4. Au 31 décembre 2022, le taux de réussite était de 90%, soit 11 915 ha consacrés aux prairies de haute valeur biologique. Aujourd'hui, le PSw pour la PAC 2023-2027 affiche des ambitions élevées, visant à parvenir à 15 000 hectares engagés en MC4 (Etat de l'environnement wallon, 2023a).

5.1. Atteinte des objectifs fixés par le P_{Sw} et potentialités de la télédétection

En vue d'atteindre les objectifs fixés par le P_{Sw}, la prospection et contractualisation de 3000 ha de prairies éligibles en MC4 sont de mise. Ceci n'est réalisable aujourd'hui qu'à petite échelle et traditionnellement in-situ.

Cette méthode est coûteuse, exige du personnel qualifié, représente une charge de travail substantielle pour les conseillers et n'est donc pas adaptée à des applications à large échelle spatiale (Baggström, 2021; Stenzel et al., 2017).

Les avancées dans les techniques de télédétection, de plus en plus accessibles et procurant une résolution temporelle et spatiale accrue, offrent une alternative attrayante à ces obstacles.

Plusieurs études se sont penchées sur la catégorisation des pratiques et des niveaux d'intensité de gestion des prairies à l'aide d'acquisition de données spatiales. Bien que les résultats soient encourageants, la validation de ces modèles est souvent entravée par une insuffisance de données fidèles à la réalité de terrain.

Cependant, dans le cadre de la thèse réalisée par Mathilde De Vroey, en collaboration avec l'UCLouvain, en 2023, le modèle a été calibré et validé à l'aide d'un vaste ensemble de données, recueillies lors d'une campagne de terrain dans toute la Wallonie en 2019.

Grâce à l'analyse de profils temporels d'indice de végétation, cette recherche a permis de différencier les prairies fauchées, tout en identifiant les fréquences ($n=1, n \geq 2, n < 3, n \geq 3$) et les dates de récoltes ($< 15/06$ ou $\geq 15/06$), de celles pâturées.

Alors que la fauche provoque une réduction nette et rapide de la biomasse, les effets du pâturage tendent à être plus progressifs. En outre, à l'opposé d'une opération de fauche mécanique, le pâturage, qui est sélectif, entraîne une forme d'hétérogénéité à l'échelle parcellaire, via piétinement et défécations (De Vroey, 2023).

Les outils géomatiques constituent donc des instruments précieux et présentent de nombreuses potentialités pour le repérage de prairies d'intérêt biologique. Sur base de ce modèle, ont été identifiés trois scénarios qui pourraient répondre aux objectifs ambitieux du P_{Sw}, à savoir :

- Le scénario 1 qui reprend des prairies non engagées en MAEC et détectées comme étant fauchées tardivement ($\geq 15/06$) et donc à priori gérées de manière extensive ;
- Le scénario 3 qui englobe des prairies engagées préalablement en MB2 et détectées comme étant gérées via pâturage, en théorie tardif, si les agriculteurs respectent le cahier des charges.

Les prairies pâturées présentent des profils d'indice de végétation relativement stables, en lien avec une diminution sélective et progressive de la biomasse. Par conséquent, une prairie peu productive, avec une croissance végétale retardée ou présentant des caractéristiques écologiques spécifiques, serait susceptible d'afficher un profil similaire. Nous nous sommes donc basés sur une potentielle confusion du modèle entre le pâturage et la singularité biologique des prairies. Ces dernières pourraient, par exemple, être représentées par des pelouses maigres et sèches, pour lesquelles l'accumulation de biomasse est faible. Une autre hypothèse envisageable serait des prairies trop humides pour être fauchées et qui sont alors exclusivement gérées par pâturage tardif.

- Le scénario 4 qui intègre des prairies engagées préalablement en MB2 et détectées comme étant gérées via pâturage et fauche, en théorie tardifs, si les agriculteurs respectent le cahier des charges.

Il est important de noter que la détection d'une fauche tardive est probablement due à une erreur du modèle. En effet, d'un point de vue agronomique, il paraît peu plausible que ces parcelles soient pâturées après le 15 juin, puis fauchées par la suite, ou inversement. Cela semble d'autant plus improbable que les dates de validation du modèle pour la fauche et le pâturage se sont étendues du 9 avril au 19 juillet.

En parallèle, deux scénarios témoins ont également été sélectionnés mais ceux-ci ne dépendent pas de la télédétection :

- Le scénario 0 qui inclut des prairies sélectionnées aléatoirement et n'étant pas sous contrat MAEC (MB2 et MC4)
- Le scénario 2 qui comprend des prairies étant sous contrat MAEC (MB2).

6. Objectifs et hypothèses

Les prairies permanentes et la diversité biologique qui leur est associée sont en déclin. Pour répondre à cet enjeu de conservation, l'une des stratégies proposée par le PSw pour la PAC 2023-2027, est la prospection et contractualisation de nouvelles surfaces prairiales éligibles en MC4. La télédétection se présente comme une alternative prometteuse à ces finalités et ce travail se propose d'en évaluer les potentialités.

Dans ce cadre, l'objectif général de ce mémoire est de déterminer si les scénarios sélectionnés sur base du modèle (voir 5.1) ont une probabilité plus élevée d'être d'intérêt biologique. Plus précisément :

- I. Evaluer si les scénarios présentent des différences en termes de richesse, diversité spécifiques et de tolérance à certains facteurs environnementaux;
- II. Déterminer si les scénarios révèlent des variations de cortège floristique en termes d'espèces indicatrices et d'associations liées à l'intensité de la gestion.

En émettant comme hypothèses que :

- I. Les prairies détectées comme étant fauchées tardivement par le modèle en 2019 et n'étant pas sous contrat MAEC (MB2 et MC4) en 2023 (scénario 1), sont, en termes de valeur biologique, un intermédiaire entre des prairies témoins aléatoires n'étant pas sous contrat MAEC en 2023 (scénario 0) et des prairies témoins aléatoires sous contrat MB2 en 2023 (scénario 2) ;
- II. Les prairies détectées par le modèle comme étant pâturées uniquement ou pâturées et fauchées tardivement en 2019 et sous contrat MB2 en 2023 (scénario 3 et 4), sont, en termes de valeur biologique, tout au moins, un intermédiaire entre des prairies témoins aléatoires sous contrat MB2 en 2023 (scénario 2) et des prairies éligibles en MC4.

7. Matériels et méthodes

7.1. Zone d'étude

La zone d'étude est représentative des prairies majoritairement rencontrées en Région wallonne et intègre la Famenne, le Condroz et l'Ardenne. En outre, ce choix repose sur la disponibilité des données procurées par l'UCLouvain et Natagriwal (Figure 2).

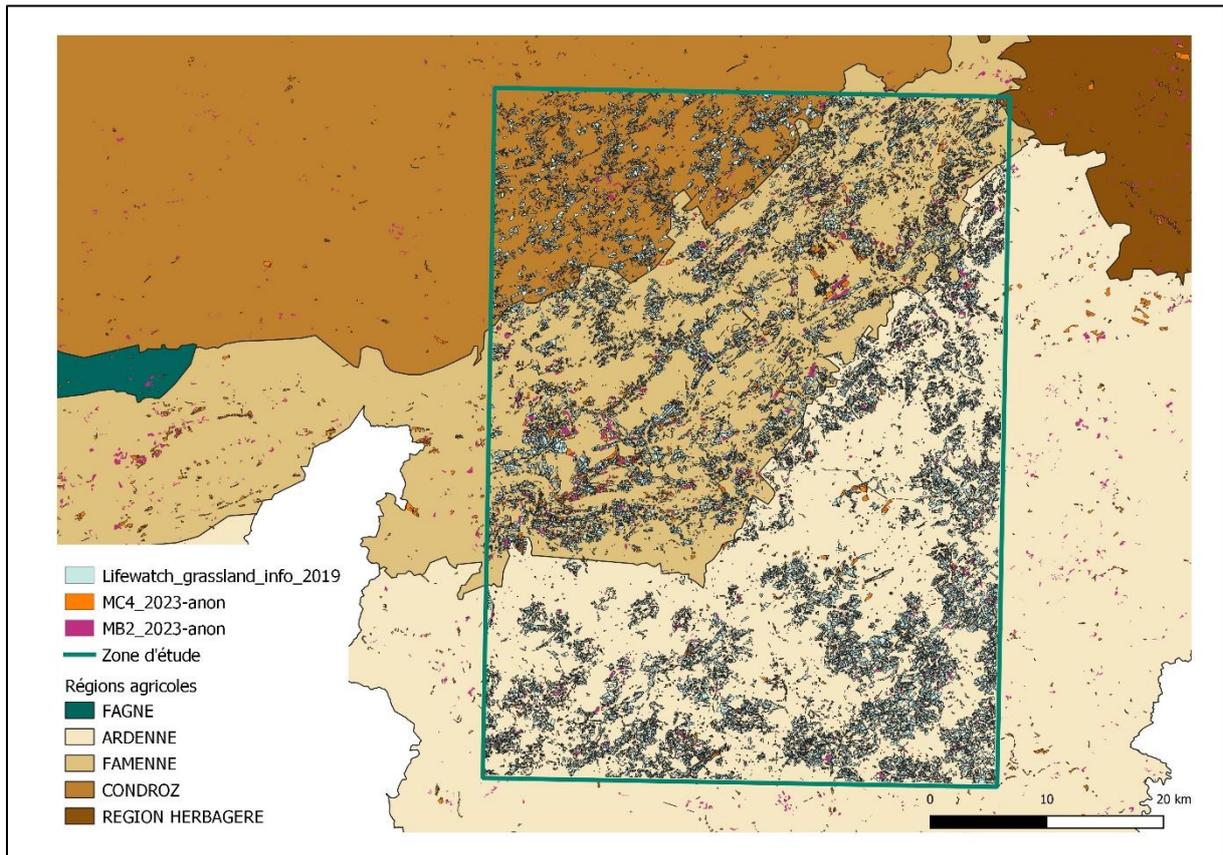


Figure 2 : Zone d'étude reprenant le parcellaire Lifewatch (UCLouvain, 2019), les parcelles engagées en MB2 et MC4 (Natagriwal, 2023) et les régions agricoles.

7.2. Scénarios : description et sélection parcellaire

Deux scénarios témoins (0 et 2), qui ne dépendent pas de la télédétection, ont été sélectionnés. Trois autres scénarios (1, 3 et 4), basés sur le modèle de télédétection et dont les prairies présentent un potentiel en termes d'intérêt biologique, ont été retenus (voir 5.1) (Tableau 1) (Figure 3).

Scénario	Explication	Nombre
0.	Témoins aléatoires. Prairies n'étant ni sous contrat MC4, ni sous contrat MB2 en 2023.	33
1.	Fauches tardives. Prairies n'étant ni sous contrat MC4, ni sous contrat MB2 en 2023 et détectées par le modèle comme étant fauchées tardivement en 2019.	30
2.	Témoins MB2 aléatoires. Prairies étant sous contrat MB2 en 2023.	28
3.	MB2 pâturées uniquement. Prairies étant sous contrat MB2 en 2023 et détectées par le modèle comme étant pâturées et non fauchées en 2019.	19
4.	MB2 pâturées et fauchées tardivement. Prairies étant sous contrat MB2 en 2023 et détectées par le modèle comme étant pâturées et fauchées tardivement en 2019.	17
Total		127

Tableau 1 : Description des scénarios sélectionnés sur base du modèle développé par l'UCLouvain et du parcellaire fourni par Natagriwal + nombre de prairies retenues associées à chaque scénario.

La sélection parcellaire, réalisée à l'aide du logiciel QGIS, s'est basée sur trois shapefiles, à savoir :

- Lifewatch_grassland_info_2019 : shapefile fourni par l'UCLouvain. Ce dernier inclut les catégories de gestion prédites par télédétection associées à chaque parcelle;
- MB2_2023-anon : shapefile fourni par Natagriwal. Ce dernier inclut l'ensemble des parcelles engagées en MB2 en 2023 ;
- MC4_2023-anon : shapefile fourni par Natagriwal. Ce dernier inclut l'ensemble des parcelles engagées en MC4 en 2023.

Le choix des prairies témoins aléatoires, reprises au sein du «scénario 0», repose sur une sélection attributaire au niveau du shapefile «Lifewatch_grassland_info_2019». L'attribut retenu est «*AECM=NO AECM*». Une sélection par localisation a également été entreprise sur base des shapefiles «MB2_2023-anon» et «MC4_2023-anon» afin de s'assurer que les prairies ne sont pas engagées en méthodes agro-environnementales à l'heure actuelle.

Le choix des prairies fauchées tardivement, reprises au sein du «scénario 1», repose sur une sélection attributaire au niveau du shapefile «Lifewatch_grassland_info_2019». Les attributs retenus sont : «*management= late (2+mow) ou (1mow)*», «*firstmow_c=late*» et «*AECM=NO AECM*». Une sélection par localisation a également été entreprise sur base des shapefiles «MB2_2023-anon» et «MC4_2023-anon» afin de s'assurer que les prairies ne sont pas engagées en méthodes agro-environnementales à l'heure actuelle.

Le choix des prairies témoins MB2, reprises au sein du «scénario 2», repose sur une sélection aléatoire au niveau du shapefile «MB2_2023-anon».

Le choix des prairies MB2 pâturées uniquement, reprises au sein du «scénario 3», repose sur une sélection attributaire au niveau du shapefile «Lifewatch_grassland_info_2019». Les attributs retenus sont : «*management= pasture*», «*firstmow_c= no mow*» et «*AECM=MB2*». Une sélection par localisation a également été entreprise sur base des shapefiles «MB2_2023-anon» et «MC4_2023-anon» afin de s'assurer que les prairies sont bien engagées en MB2 et non en MC4 à l'heure actuelle.

Le choix des prairies MB2 pâturées et fauchées tardivement, reprises au sein du «scénario 4», repose sur une sélection attributaire au niveau du shapefile «Lifewatch_grassland_info_2019». Les attributs retenus sont : «*management= pasture*», «*firstmow_c=late*» et «*AECM=MB2*». Une sélection par localisation a également été entreprise sur base des shapefiles «MB2_2023-anon» et «MC4_2023-anon» afin de s'assurer que les prairies sont bien engagées en MB2 et non en MC4 à l'heure actuelle.

Il convient de noter que, pour tous les scénarios, une sélection par localisation au sein des régions agricoles a été effectuée afin d'assurer un échantillonnage équilibré spatialement.

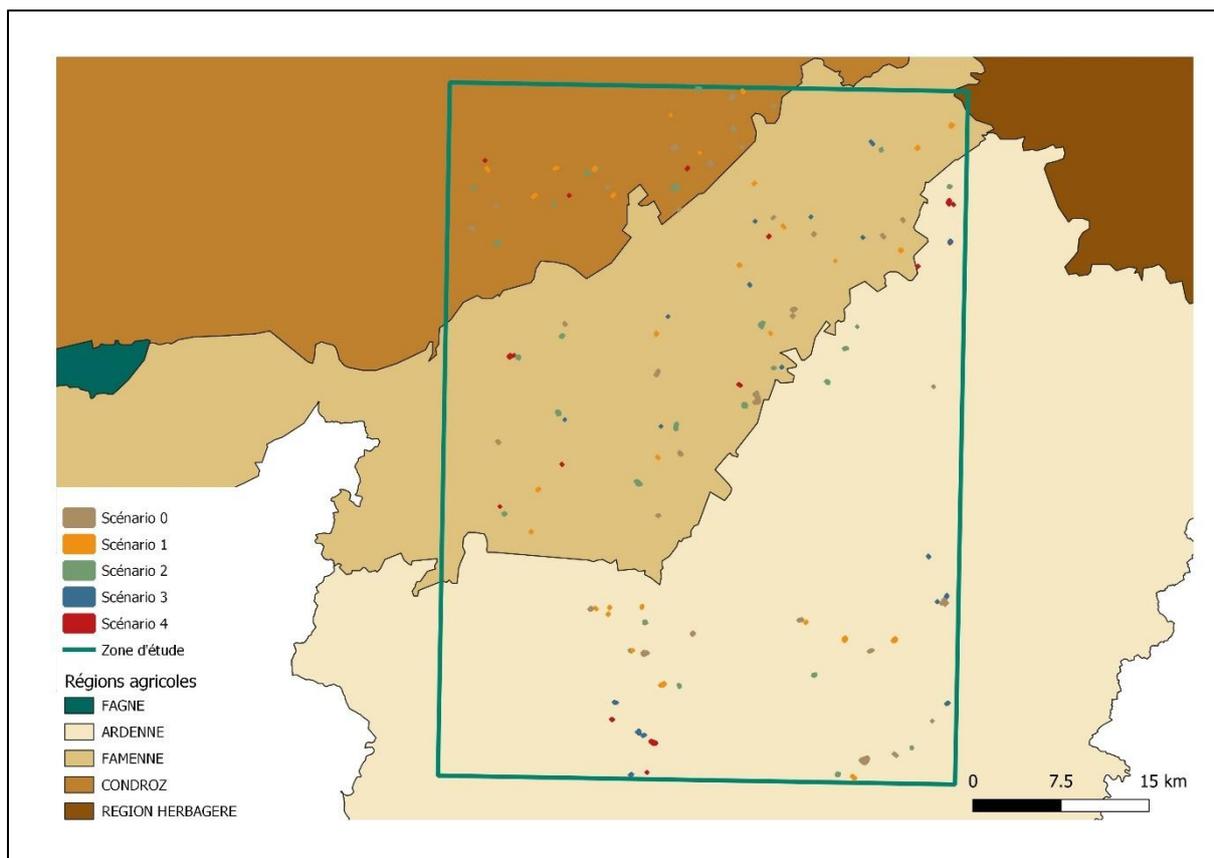


Figure 3 : Parcelles retenues au sein des différents scénarios.

7.3. Relevés de terrain

Les relevés ont débuté en date du 20 mai et ont pris fin le 14 juin. Cette période est optimale en termes de richesse floristique. De plus, les prairies engagées en MB2 peuvent être pâturées ou fauchées par les agriculteurs à partir du 16 juin, d'où la nécessité d'une saison de terrain préalable à cette date.

En principe, le nombre de relevés dépend de la surface de la parcelle. Cependant, dans un objectif de standardisation, trois quadrats de 5m² (cercle d'approximativement 1.3 mètres de rayon autour de l'observateur) sont analysés pour chaque prairie. L'inventaire est réalisé à minimum 10 mètres des limites parcellaires afin de contourner l'effet lisière (Walot et al., 2016).

Pour chaque prairie visitée, une fiche de relevé est systématiquement complétée. Cette dernière reprend la date, le nom et numéro de parcelle, les coordonnées GPS des trois quadrats et l'ensemble des espèces identifiées associées à leur coefficient d'abondance Braun-Blanquet. Ce dernier est lié à un taux de recouvrement qui peut

ensuite être converti en médiane de classe. L'échelle de Van der Maarel a servi à l'encodage des données sur le serveur BIOGEOnet (Meddour, 2011) (Tableau 2).

Braun-Blanquet (coefficient d'abondance)	Van der Maarel	Taux de recouvrement	Médiane
+	2	<1%	0.5%
1	3	1-5%	3%
2a	4	5-15%	10%
2b	6	15-25%	20%
3	7	25-50%	37.5%
4	8	50-75%	62.5%
5	9	>75%	87.5%

Tableau 2 : Coefficient de Braun-Blanquet et échelle de Van der Maarel (1979) correspondante, associés à leurs taux de recouvrements et médianes respectifs (Meddour, 2011).

7.4. Variables étudiées

7.4.0. Richesse spécifique

La richesse spécifique est ici représentée par le nombre d'espèces parcellaire. La richesse locale peut être appréciée via lecture de la moyenne des richesses spécifiques pour l'ensemble des parcelles d'un même type de scénario. Afin de caractériser la singularité du cortège floristique, il est également possible de déterminer la richesse globale, à savoir le nombre d'espèces différentes au sein d'un même type de scénario. La richesse originale, quant à elle, est le nombre d'espèces au sein d'un unique scénario et pas dans les autres. A contrario, le fond commun d'espèces est le nombre d'espèces présentes conjointement dans tous les scénarios (Vanpeene et al., 1998).

7.4.1. Diversité spécifique

La diversité spécifique peut être appréciée par l'intermédiaire de l'indice de Shannon et l'indice d'équitabilité de Piélou.

L'indice de Shannon quantifie la diversité d'une communauté en prenant en compte à la fois le nombre d'espèces présentes (richesse spécifique) et l'abondance, en termes de recouvrement, des espèces (équité).

L'indice de Shannon est déterminé à l'aide de la formule suivante :

$$H_i = - \sum_{j=i}^{n_i} \left[\frac{R_{ij}}{\sum_{j=i}^{n_i} R_{ij}} \times \log_2 \left(\frac{n_i}{\sum_{j=i}^{n_i} R_{ij}} \right) \right]$$

Où :

- n_i est nombre d'espèces du relevé i
- R_{ij} est le recouvrement des espèces j du relevé i

Lorsque H_i équivaut à 0, la communauté végétale d'un scénario est constituée d'une seule espèce qui domine les autres en termes d'abondance. A l'inverse, lorsque ce dernier est égal à $\log_2 \left(\frac{n_i}{\sum_{j=i}^{n_i} R_{ij}} \right)$, toutes les espèces de la communauté sont présentes avec une abondance similaire (Vanpeene et al., 1998).

Dans le cadre de ce mémoire, nous nous pencherons sur l'indice d'équitabilité de Pielou. Ce dernier se concentre uniquement sur l'équitabilité en normalisant l'indice de Shannon. De plus, l'indice de Shannon seul peut être influencé par la richesse en espèces, ce qui peut rendre la comparaison entre communautés avec différentes tailles d'échantillons ou niveaux de richesse difficile.

L'indice d'équitabilité de Pielou peut être calculé à l'aide de la formule suivante :

$$J = \frac{H_i}{H_{imax}}$$

Où :

- H_i est le nombre dérivé de l'indice de Shannon
- H_{imax} est la diversité potentielle maximale. Il équivaut à $\ln(S)$. S étant le nombre total d'espèces présentes au sein d'un scénario.

Lorsque J est égal 1, cela indique une répartition équitable des abondances entre les différentes espèces et la communauté végétale est « homogène » en termes d'abondance. A l'inverse, un indice proche de 0 démontre une répartition inégale des abondances avec une ou quelques espèces dominantes et d'autres moins représentées, ce qui rend la communauté végétale « hétérogène » en termes d'abondance (Lobry et al., 2003).

7.4.2. Indices d'Ellenberg

La mesure de paramètres abiotiques, ayant un impact potentiel sur la diversité du cortège floristique, n'a pas été entreprise sur le terrain. Pour pallier ce manque d'informations, l'analyse des Valeurs Indicatrices moyennes d'Ellenberg (EIV), à savoir une moyenne pondérée par rapport au recouvrement de chacune des espèces, a été réalisée. Dans ce cadre, nous avons retenu les indices de richesse en substances nutritives (N), de pH (R) et d'humidité édaphique (HE) (Duru et al., 2013; Hülber et al., 2013).

Ces derniers sont donc représentatifs de la tolérance de certaines espèces à certains contextes environnementaux et varient généralement de 1 (oligotrophes, acidophiles, secs) à 9 (eutrophes, calcicoles, humides) (Mistarz, 2016).

7.4.3. Recouvrement en espèces indicatrices

Dans l'objectif de déterminer la tendance phytosociologique des parcelles étudiées, trois groupes ont été définis en se basant sur une liste d'espèces caractéristiques tirée du vade-mecum relatif à l'avis d'expert concernant les prairies de haute valeur biologique. Ces catégories incluent les prairies à tendance intensive et eutrophe, ainsi que les prairies sèches et humides oligotrophes et mésotrophes (Tableau 3) (Natagriwal ASBL, 2016).

Typologie de la prairie	Cortège floristique
Intensives et eutrophes	<i>Bellis perennis</i> , <i>Calystegia sepium</i> , <i>Capsella bursa-pastoris</i> , <i>Cynosurus cristatus</i> , <i>Elymus repens</i> , <i>Galeopsis tetrahit</i> , <i>Galium aparine spurium</i> , <i>Geranium dissectum</i> , <i>Geranium molle</i> , <i>Holcus lanatus</i> , <i>Iris pseudacorus</i> , <i>Juncus effusus</i> , <i>Lamium album</i> , <i>Lolium multiflorum</i> , <i>Lolium perenne</i> , <i>Myosoton aquaticum</i> , <i>Phleum pratense</i> , <i>Plantago major</i> , <i>Poa pratensis</i> , <i>Poa trivialis</i> , <i>Ranunculus repens</i> , <i>Rumex acetosa</i> , <i>Rumex crispus</i> , <i>Rumex obtusifolius</i> , <i>Stellaria media</i> , <i>Trifolium repens</i> , <i>Urtica dioica</i>

<p>Sèches mésotrophes et oligotrophes</p>	<p><i>Agrostis capillaris capillaris, Anthoxanthum odoratum, Anthriscus sylvestris, Arrhenatherum elatius, Brachypodium pinnatum, Bromus hordeaceus, Centaurea jacea, Convolvulus arvensis, Crepis biennis, Daucus carota, Festuca rubra, Galium mollugo, Galium verum, Heracleum sphondylium, Hieracium pilosella, Hordeum secalinum, Hypericum maculatum, Hypochaeris radicata, Lathyrus pratensis, Leucanthemum vulgare, Luzula campestris, Luzula multiflora, Pimpinella saxifraga, Potentilla erecta, Primula veris, Ranunculus bulbosus, Rhinanthus minor, Stellaria graminea, Trifolium dubium, Trisetum flavescens,</i></p>
<p>Humides mésotrophes et oligotrophes</p>	<p><i>Ajuga reptans, Angelica sylvestris, Caltha palustris, Cardamine pratensis, Carex acuta, Carex disticha, Carex nigra, Carex ovalis, Carex spicata, Cirsium palustre, Festuca arundinacea, Filipendula ulmaria, Glechoma hederacea, Juncus conglomeratus, Juncus inflexus, Lychnis flos-cuculi, Lysimachia nummularia, Mentha aquatica, Molinia caerulea, Polygonum bistorta, Ranunculus flammula, Scorzonera humilis, Symphytum officinale, Valeriana dioica, Epilobium hirsutum, Eupatorium cannabinum, Lysimachia vulgaris, Scirpus sylvaticus,</i></p>

Tableau 3: Tendances phytosociologiques des prairies et cortèges floristiques associés (Natagriwal ASBL, 2016).

7.5. Analyses statistiques

7.5.0. Test de Shapiro-Wilk

Le test de Shapiro-Wilk a pour objectif de déterminer si les données suivent la loi normale (gaussienne). Dans ce cadre, l'hypothèse nulle (H0) spécifie que la normalité est approuvée si la p-valeur est supérieure à 0.05. A contrario, elle sera rejetée et l'usage à posteriori d'un test de type non-paramétrique est requis.

7.5.1. Test de Levene

Le test de Levene a pour objectif de déterminer si les échantillons présentent des variances similaires (homogènes). Dans ce cadre, l'hypothèse nulle (H0) spécifie que l'égalité des variances est approuvée si la p-valeur est supérieure à 0.05. A contrario, elle sera rejetée et l'usage à posteriori d'un test de type non-paramétrique est requis.

7.5.2. Test de Kruskal-Wallis

Le test de Kruskal-Wallis est une alternative non paramétrique à l'ANOVA à un facteur lorsque l'hypothèse de normalité ou d'homogénéité des variances n'est pas respectée. Il a pour objectif de définir s'il existe une différence de distribution significative entre des groupes. Dans ce cadre, l'hypothèse nulle (H_0) spécifie que les distributions des groupes sont identiques si la p-valeur est supérieure à 0.05. A contrario, elle sera rejetée et il existe à priori des différences significatives entre les différents scénarios.

7.5.3. Test de Dunn-Bonferroni

Le test de Dunn-Bonferroni a pour objectif d'identifier quelles paires de scénarios sont significativement différentes suite à un test de Kruskal-Wallis qui s'est avéré significatif. Les valeurs de p sont ajustées pour le nombre de comparaisons multiples afin de réduire le risque de faux positifs. Dans ce cadre, l'hypothèse nulle (H_0) spécifie que les distributions des deux scénarios comparés sont identiques si la p-valeur est supérieure à 0.05. A contrario, elle sera rejetée et il existe à priori des différences significatives entre deux scénarios.

Il est important de noter que l'usage de tests non-paramétriques découle du non-respect des conditions d'application d'un test paramétrique, à savoir, la normalité des données (test de Shapiro-Wilk) et/ou l'homogénéité des variances (test de Levene).

7.5.4. Test exact de Fisher

Le test exact de Fisher est une alternative au test du khi carré lorsque les effectifs sont réduits. Il a pour objectif de déterminer s'il existe une association significative entre des variables catégorielles dans un tableau de contingence. Dans ce cadre, l'hypothèse nulle (H_0) stipule qu'il n'y a pas d'association entre les variables si la p-valeur est supérieure à 0.05. À l'inverse, si la p-valeur est inférieure à 0.05, l'hypothèse nulle est rejetée, ce qui suggère l'existence d'une association significative entre les variables.

7.5.5. Analyse des espèces indicatrices (IndVal)

Le calcul de la valeur indicatrice de l'espèce (IndVal), développé par Dufrêne et Legendre (1997), a pour objectif de mesurer le degré d'association des espèces à un type de scénario. Un test de permutation est également appliqué pour tester le degré de significativité de cette relation. Dans ce cadre, l'hypothèse nulle (H_0) stipule que

l'espèce ne peut être associée à un scénario particulier si la p-valeur est supérieure à 0.05. À l'inverse, si la p-valeur est inférieure à 0.05, l'hypothèse nulle est rejetée, ce qui suggère l'existence d'une association significative entre une espèce et un scénario en particulier.

7.5.6. Analyse en coordonnées principales (PCoA)

L'analyse en coordonnées principales (PCoA) est une méthode d'analyse multivariée qui est ici basée sur la matrice de dissimilarité de Bray-Curtis. Celle-ci vise à représenter graphiquement, dans un espace multidimensionnel, les relations (distances) entre les relevés, en fonction de leur composition floristique.

8. Résultats

8.1. Analyse descriptive

Les relevés phytosociologiques ont permis l'observation de 153 espèces différentes sur l'ensemble des 127 parcelles étudiées.

La diversité du cortège floristique paraît augmenter pratiquement graduellement entre le scénario 0 et 4, excepté pour le scénario 3 qui a surpassé les autres en termes de nombre d'espèces différentes identifiées. Le scénario 4 a présenté les nombres minimum et maximum d'espèces par parcelle les plus élevés (Tableau 4).

	Nombre de parcelles	Nombre d'espèces ≠ identifiées	Nombre min. d'espèces	Nombre max. d'espèces
Scénario 0	33	56	6	23
Scénario 1	30	71	7	28
Scénario 2	28	73	11	27
Scénario 3	19	109	9	26
Scénario 4	17	92	16	32
Total	127	153		

Tableau 4 : Nombre d'espèces différentes identifiées pour toutes les parcelles de chaque scénario+ nombre minimum et maximum d'espèces observées par parcelle au sein de chaque scénario.

8.2. Analyse inférentielle

8.2.0. Richesse spécifique

La richesse spécifique à quant à elle été examinée en détails. Un test de Dunn-Bonferroni a été réalisé en raison du non-respect des conditions requises pour l'application d'un test paramétrique (voir 7.5.3) (Annexe 1). Les paires de scénarios 0-2, 0-3, 0-4, 1-4 et 2-4 ont affiché des distributions statistiquement différentes. Les moyennes et médianes croissantes de richesse spécifique ont indiqué une tendance générale vers une plus grande diversité d'espèces au travers des scénarios, avec une élévation de pratiquement 10 espèces entre les scénarios les plus extrêmes (Figure 4) (Annexe 1).

Les scénarios ont également présenté des degrés d'éligibilité croissants. Bien que cette analyse soit généralement effectuée à l'échelle du quadrat, son application à la dimension de la parcelle offre tout de même une perspective globale sur le degré d'admission en MC4. Les prairies qui ont compté entre 15 et 20 espèces floristiques pourraient être éligibles en MC4 si elles avaient le potentiel d'atteindre une valeur biologique élevée ou très élevée (> 20 espèces) au terme des cinq ans d'engagement en MB2 (Natagriwal ASBL, s. d.-a) (Figure 4) (Annexe 1).

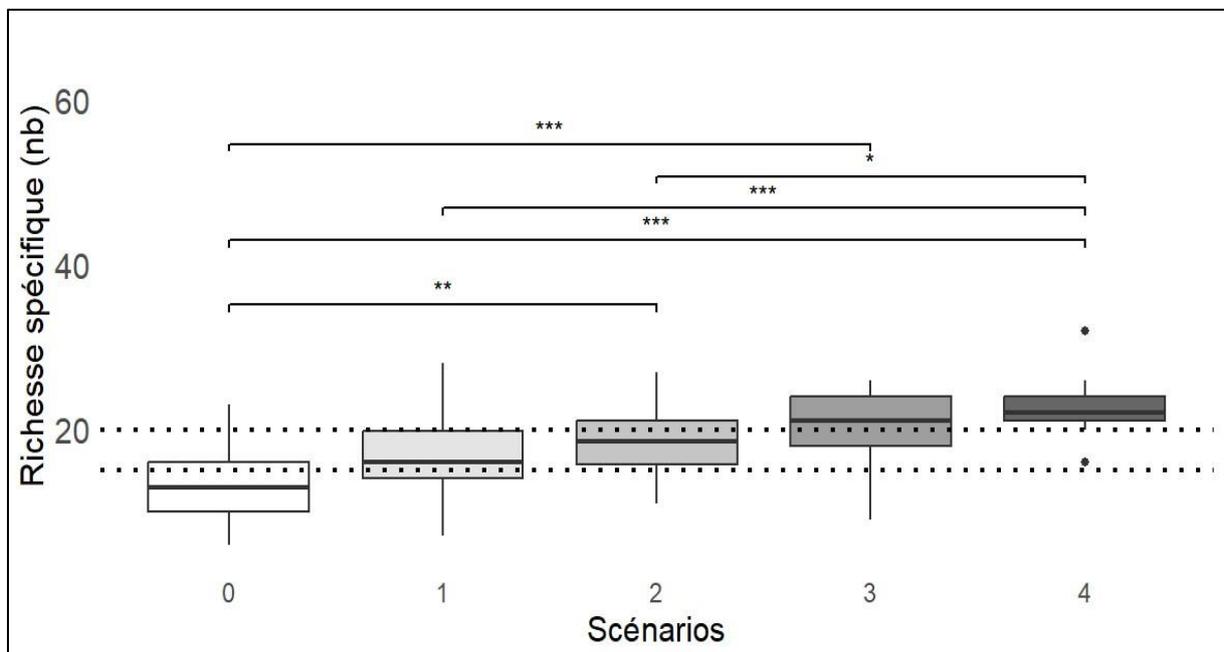


Figure 4 : Boxplots de la richesse spécifique selon les différents scénarios. Les niveaux de significativité des p-valeurs ajustées (Test de Dunn) sont indiqués comme suit : P.adj < 0.001= "****", P.adj < 0.01 = "***", P.adj < 0.05 = "**". Les lignes pointillées (axe y) indiquent le niveau d'éligibilité potentiel des scénarios (<15= « non éligible », 15≤sp.≤20= « éligible sous conditions », >20= « éligible »).

Le degré d'éligibilité a également été étudié à l'aide du test exact de Fisher qui s'est révélé significatif (Annexe 5). Ce dernier a évolué de manière croissante à travers les différents scénarios (Figure 5).

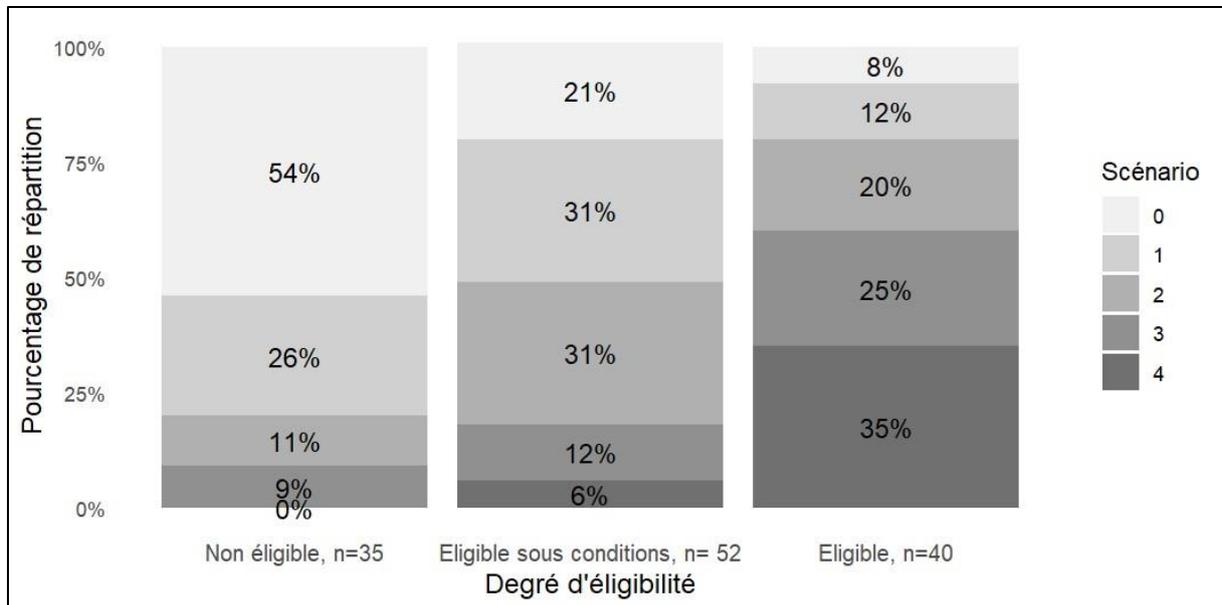


Figure 5: Répartition en pourcentage des prairies par scénario selon le degré d'éligibilité associé.

L'ensemble des scénarios ont révélé détenir 34 espèces en fond commun. Les scénarios 3 et 4 disposent du plus grand nombre d'espèces propres (richesse originale) en comparaison des scénarios 0, 1 et 2 (Figure 6).

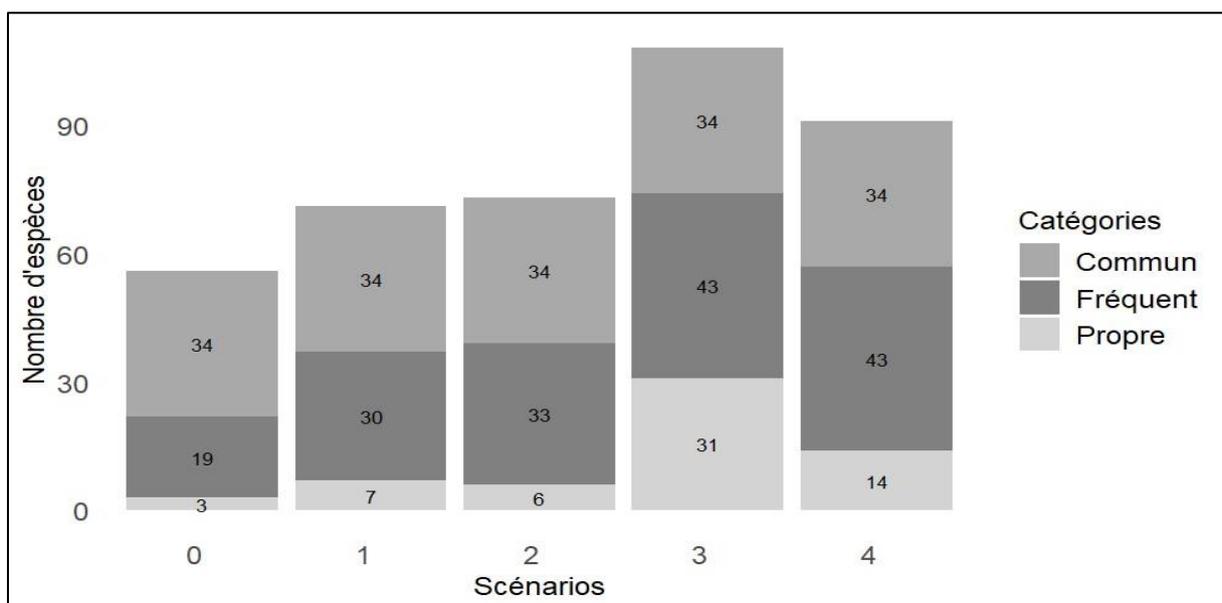


Figure 6 : Richesse originale (propre), fond commun d'espèces (commun) et nombre d'espèces présentes dans 2 à 4 scénarios (fréquent) en fonction des scénarios.

8.2.1. Diversité spécifique

Les informations concernant la richesse spécifique ont été complétées par l'analyse des indices d'équitabilité de Pielou.

Un test de Dunn-Bonferroni a été réalisé en raison du non-respect des conditions requises pour l'application d'un test paramétrique (voir 7.5.3) (Annexe 2). Les paires de scénarios 0-2, 0-3, 0-4 et 1-4 ont affiché des distributions statistiquement différentes.

Les moyennes et médianes croissantes d'indices au travers des scénarios ont indiqué une tendance générale vers une répartition plus uniforme et équilibrée des abondances entre les espèces (Figure 7) (Annexe 2).

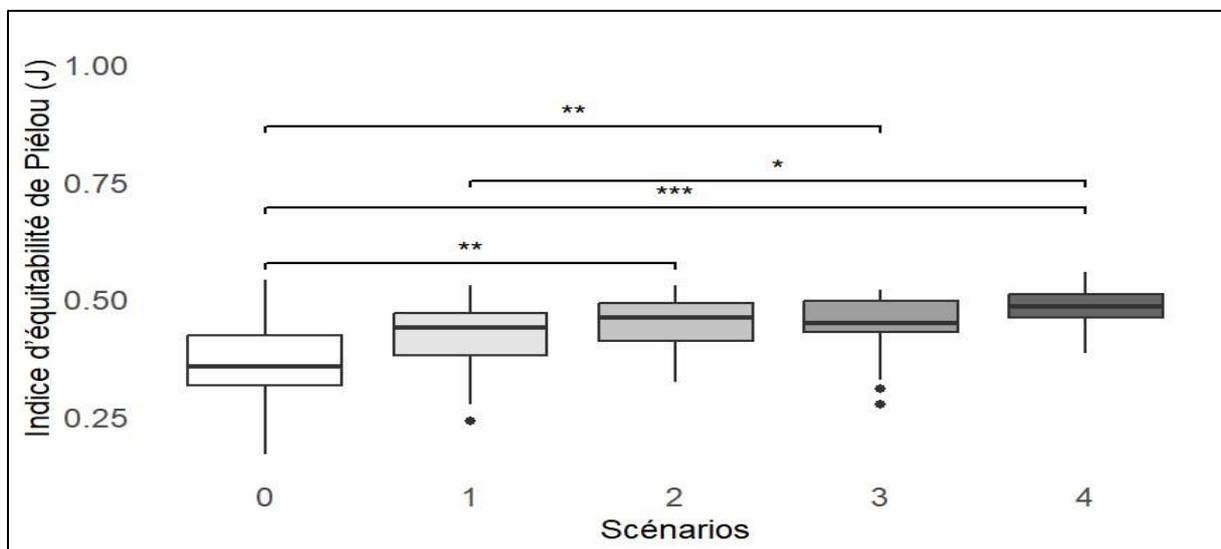


Figure 7 : Boxplots de l'indice d'équitabilité de Pielou selon les différents scénarios. Les niveaux de significativité des p-valeurs ajustées (Test de Dunn) sont indiqués comme suit : P.adj < 0.001= "****", P.adj < 0.01 = "***", P.adj < 0.05 = "**".

8.2.2. Paramètres abiotiques

L'analyse des valeurs indicatrices moyennes d'Ellenberg (EIV) a également été réalisée. Un test de Dunn-Bonferroni a été réalisé en raison du non-respect des conditions requises pour l'application d'un test paramétrique (voir 7.5.3) (Annexe 3).

Concernant les indices d'Ellenberg N, les paires de scénarios 0-2, 0-3, 0-4 et 1-3 ont affiché des distributions statistiquement différentes. Les valeurs moyennes et médianes ont indiqué que les communautés végétales associées aux scénarios 0 et 1 présentent la tolérance la plus élevée aux conditions eutrophes (Figure 8-A) (Annexe 3).

Concernant les indices d'Ellenberg R, la paire de scénarios 0-3 a affiché des distributions statistiquement différentes. Les valeurs moyennes et médianes ont indiqué que les communautés végétales associées aux scénarios 2 et 3 présentent la tolérance la plus élevée aux conditions acidophiles (Figure 8-B) (Annexe 3).

Concernant les indices d'Ellenberg HE, la paire de scénarios 1-3 a affiché des distributions statistiquement différentes. Les valeurs moyennes et médianes ont indiqué que la communauté végétale associée au scénario 3 présente la tolérance la plus élevée aux conditions hygrophiles (Figure 8-C) (Annexe 3).

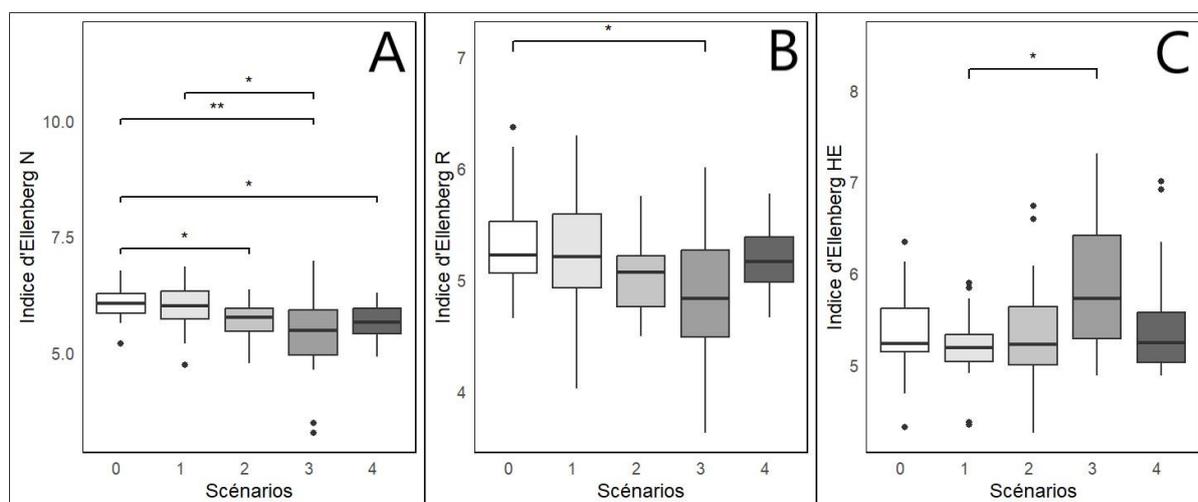


Figure 8 : Boxplots des indices d'Ellenberg (N,R,HE) selon les différents scénarios. Les niveaux de significativité des p-valeurs ajustées (Test de Dunn) sont indiqués comme suit : P.adj < 0.001= "****", P.adj < 0.01 = "***", P.adj < 0.05 = "**".

8.2.3. Tendances phytosociologiques

L'analyse des espèces indicatrices (IndVal), sur base des recouvrements (%), a révélé des associations significatives d'espèces à certains scénarios (Tableau 5).

	Espèces associées
Scénario 0	<i>Plantago major</i>
Scénario 1	/
Scénario 2	<i>Lotus corniculatus</i>
Scénario 3	<i>Urtica dioica, Epilobium sp, Filipendula ulmaria, Caltha palustris, Rubus sp, Angelica sylvestris, Carex disticha, Galium mollugo, Epilobium hirsutum, Lycopus europaeus, Lysimachia</i>

	<i>nummularia, Scutellaria galericulata, Vicia sepium</i>
Scénario 4	<i>Leucanthemum vulgare, Centaurea jacea</i>
Scénario 0+Scénario 1	<i>Rumex obtusifolius</i>
Scénario 2+Scénario 4	<i>Vicia hirsuta, Agrostis capillaris capillaris</i>
Scénario 3+Scénario 4	<i>Juncus effusus, Galium aparine spurium, Lychnis flos-cuculi, Epilobium tetragonum, Cirsium palustre, Galium palustre, Scirpus sylvaticus, Rhinanthus minor</i>
Scénario 0+Scénario 1+Scénario 2	<i>Lolium perenne</i>
Scénario 0+Scénario 1+Scénario 4	<i>Bellis perennis</i>
Scénario 1+Scénario 2+Scénario 4	<i>Trifolium pratense, Heracleum sphondylium, Trisetum flavescens</i>
Scénario 0+Scénario 1+Scénario 2+Scénario 4	<i>Taraxacum sp, Dactylis glomerata, Trifolium repens, Bromus hordeaceus</i>
Scénario 0+Scénario 2+Scénario 3+Scénario 4	<i>Carduus sp.</i>
Scénario 1+Scénario 2+Scénario 3+Scénario 4	<i>Rumex acetosa, Anthoxanthum odoratum, Trifolium dubium</i>

Tableau 5 : Résultats significatifs de l'analyse d'espèces indicatrices (IndVal). Espèces indicatrices associées aux différents scénarios.

De plus, le recouvrement (%) en espèces caractéristiques des « prairies intensives et eutrophes, sèches et humides mésotrophes et oligotrophes » a été déterminé à l'aide d'une liste d'associations d'espèces préétablie (Tableau 3).

Des tests de Dunn-Bonferroni ont été réalisés en raison du non-respect des conditions d'application d'un test paramétrique, à l'exception du recouvrement (%) en espèces caractéristiques des « prairies intensives et eutrophes ». Bien que les conditions de normalité (test de Shapiro-Wilk) et d'homogénéité des variances (test de Levene) aient été satisfaites dans ce cas de figure, un test de Kruskal-Wallis suivi d'un test de Dunn-Bonferroni ont été générés dans l'objectif de standardiser les résultats (voir 7.5.3) (Annexe 4).

Pour les recouvrements (%) des espèces caractéristiques des « prairies intensives et eutrophes », la paire de scénarios 0-3 a affiché des distributions statistiquement différentes. Les valeurs moyennes et médianes des scénarios 3 et 4 ont été les plus faibles (Figure 9-A) (Annexe 4).

Pour les recouvrements (%) des espèces caractéristiques des « prairies sèches mésotrophes et oligotrophes », dites « extensives sèches », les paires de scénarios 0-2, 0-4 et 2-3 ont affiché des distributions statistiquement différentes. Les valeurs moyennes et médianes des scénarios 1, 2 et 4 ont été les plus élevées (Figure 9-B) (Annexe 4).

Pour les recouvrements (%) des espèces caractéristiques des « prairies humides mésotrophes et oligotrophes », dites « extensives humides », les paires de scénarios 0-3, 1-3 et 2-3 ont affiché des distributions statistiquement différentes. Les valeurs moyennes et médianes des scénarios 3 et 4 ont été les plus élevées (Figure 9-C) (Annexe 4).

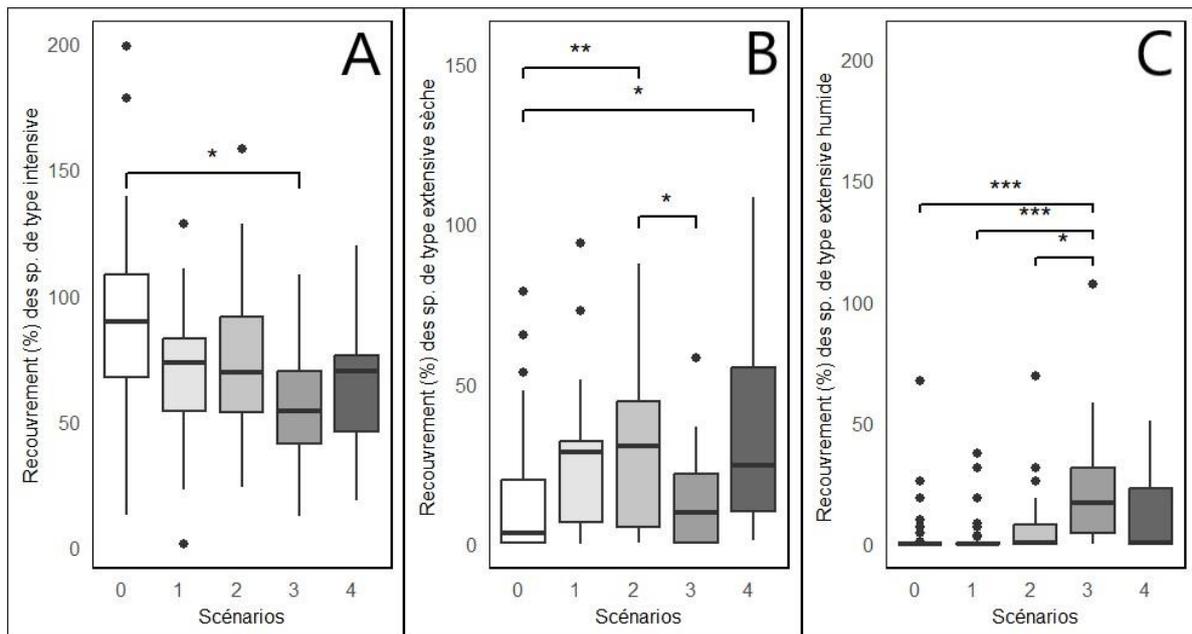


Figure 9 : Boxplots des recouvrements (%) des espèces de type prairies intensives et eutrophes, prairies sèches et humides mésotrophes et oligotrophes selon les différents scénarios. Les niveaux de significativité des p-valeurs ajustées (Test de Dunn) sont indiqués comme suit : P.adj < 0.001= "****", P.adj < 0.01 = "***", P.adj < 0.05 = "**".

Un test exact de Fisher a également été réalisé afin de déterminer l'existence d'une potentielle relation entre les scénarios et la typologie prairiale. Ce dernier s'est révélé être significatif (Annexe 6). Le degré d'intensité a globalement évolué de manière décroissante à travers les scénarios. Les typologies « extensive humide » et « extensive sèche » ont été représentées respectivement à 100% et 32% par les prairies reprises au sein du scénario 3 et 4 (Figure 10).

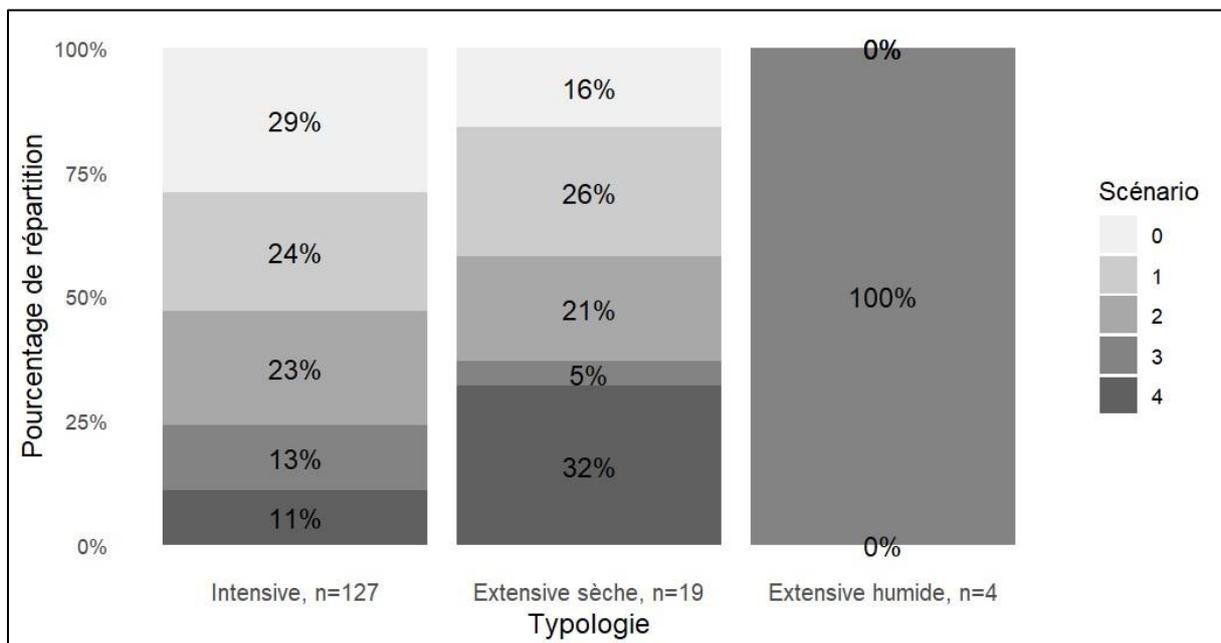


Figure 10 : Répartition en pourcentage des prairies par scénario selon la typologie associée.

8.2.4. Analyse en coordonnées principales (PCoA)

L'analyse en coordonnées principales a permis de représenter graphiquement la variation des compositions floristiques des prairies sous différents scénarios de gestion, en relation avec les indices écologiques (HE, N, R) et les mesures de diversité (S, J). Celle-ci s'est basée sur le recouvrement (%) des espèces de l'ensemble des relevés (Figure 11).

La dimension 2 a semblé capturer un gradient d'humidité tandis que la dimension 1 paraît refléter un gradient de tolérance aux conditions eutrophes (N) et acidophiles (R), influençant la richesse (S) et la diversité spécifiques (J) des prairies.

Les prairies du scénario 0, qui se sont rassemblées vers le bas, à droite du graphique, ont parues négativement corrélées à la richesse et diversité spécifiques.

Les prairies du scénario 2 et 3, se sont principalement regroupées vers la gauche du graphique et semblent être associées à une plus grande richesse et diversité spécifiques.

Le scénario 4 est apparu comme un compromis entre le scénario 2 et le scénario 3 en termes de tolérance aux conditions eutrophes et d'humidité.

Les prairies du scénario 3 ont convergé vers le haut, à gauche du graphique et paraissent alliées à une tolérance accrue aux conditions d'humidité et à moindre échelle, à des conditions eutrophes plus restreintes.

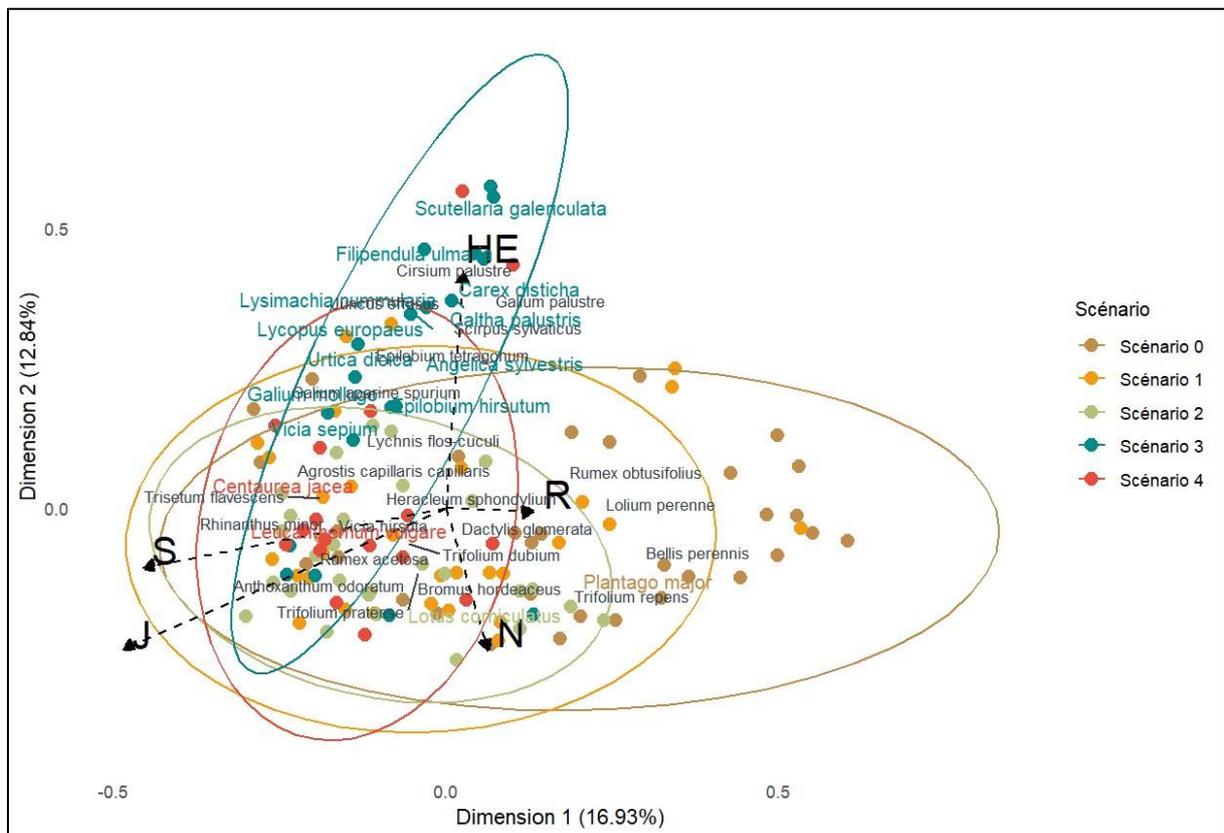


Figure 11 : PCoA représentant les interactions entre les prairies des différents scénarios, les espèces indicatrices (Tableau 5), les indices d'Ellenberg (HE, N et R), la richesse et diversité spécifiques (S et J)

9. Discussion

9.1. Evaluation de la potentialité de la télédétection dans le repérage automatique de prairies de haute valeur biologique

L'objectif général de ce mémoire était de déterminer si les scénarios sélectionnés sur base du modèle présentaient une probabilité plus élevée d'être d'intérêt biologique significatif.

Les hypothèses de départ étaient que les prairies détectées comme étant fauchées tardivement par le modèle en 2019 et n'étant pas sous contrat MAEC (MB2 et MC4) en 2023 (scénario 1), seraient, en termes de valeur biologique, un intermédiaire entre des prairies témoins aléatoires n'étant pas sous contrat MAEC en 2023 (scénario 0) et des prairies témoins aléatoires sous contrat MB2 en 2023 (scénario 2). En outre, les prairies détectées par le modèle comme étant pâturées uniquement ou pâturées et fauchées tardivement en 2019 et sous contrat MB2 en 2023 (scénario 3 et 4), seraient, en termes de valeur biologique, tout au moins, un intermédiaire entre des prairies témoins aléatoires sous contrat MB2 en 2023 (scénario 2) et des prairies éligibles en MC4.

En ce sens, nous avons évalué si les scénarios présentaient des différences significatives de richesse, diversité spécifiques et de tolérance à certains facteurs environnementaux. Nous avons également tenté de déterminer s'il existait des variations en termes de cortèges floristique (espèces indicatrices et associations liées à l'intensité de gestion).

Des « positions », en termes de classement, peuvent être attribuées aux différents scénarios pour les différents paramètres évalués afin de clarifier et de simplifier l'interprétation des résultats (Tableau 6).

Le scénario 0 présente l'intérêt biologique le plus réduit. En effet, il s'est classé en dernière position (--) pour les paramètres suivants : nombre d'espèces différentes par scénarios, richesse et diversité spécifiques moyennes et nombre de parcelles potentiellement éligibles en MC4. Il s'est rangé respectivement en première (++), dernière (--) et troisième position (±) pour la tolérance aux conditions eutrophes,

acidophiles et d'humidité. Il s'est également trouvé en première position (++), concernant le recouvrement (%) des espèces typiques des « prairies intensives et eutrophes ». Les espèces associées significativement à ce scénario ou communément à d'autres sont des espèces rudérales, nitrophiles, généralistes des prairies (pâturées et/ou fauchées), diagnostiques des prairies pâturées (pâtures grasses et espèces communes) et/ou diagnostiques des prairies de fauche (arrhénathéraie fertilisée) (Natagriwal ASBL, 2016).

Le scénario 1 semble être un candidat d'intérêt biologique intermédiaire entre le scénario 0 et le scénario 2. En effet, il s'est présenté en quatrième position (-) pour les paramètres suivants : nombre d'espèces différentes par scénarios, richesse et diversité spécifiques moyennes et nombre de parcelles potentiellement éligibles en MC4. Il s'est rangé respectivement en deuxième (+), troisième (\pm) et dernière position (--) pour la tolérance aux conditions eutrophes, acidophiles et d'humidité. Il s'est trouvé en troisième position (\pm) concernant le recouvrement (%) des espèces typiques des « prairies intensives et eutrophes » et des « prairies sèches mésotrophes et oligotrophes » et en dernière position (--) concernant les « prairies humides mésotrophes et oligotrophes ». Aucune espèce n'a été associée significativement à ce scénario, mais certaines sont communes au scénario 1 et à d'autres scénarios. Ces espèces se retrouvent dans les mêmes groupes que ceux cités pour le scénario 0, à l'exception d' *Anthoxanthum odoratum*, qui est une espèce diagnostique des prairies pâturées maigres acidophiles. (Natagriwal ASBL, 2016)

Le scénario 2 apparaît comme étant un compromis entre tous les scénarios point de vue intérêt biologique. En effet, il s'est classé en troisième position (\pm) pour les paramètres suivants : nombre d'espèces différentes par scénarios, richesse et diversité spécifiques moyennes, nombre de parcelles potentiellement éligibles en MC4, tolérance aux conditions eutrophes et recouvrement (%) des espèces typiques des « prairies humides mésotrophes et oligotrophes ». Une espèce a été associée significativement à ce scénario (*Lotus corniculatus*) mais certaines sont communes au scénario 2 et à d'autres scénarios. Celles-ci se présentent dans les mêmes groupes que ceux cités pour le scénario 0 et 1 et présentent additionnellement des espèces oligotrophes (*Agrostis capillaris capillaris* et *lotus cornicultus*) (Natagriwal ASBL, 2016).

Le scénario 3 semble être un compromis entre le scénario 2 et 4 concernant l'intérêt biologique. En effet, il s'est classé en deuxième position (+) pour les paramètres

suivants : richesse et diversité spécifiques moyennes et nombre de parcelles potentiellement éligibles en MC4. Toutefois, il s'est trouvé en première position (++) en termes de nombre d'espèces différentes par scénarios et de richesse spécifique originale. Il s'est rangé respectivement en dernière (--), première (++) et première (++) position pour la tolérance aux conditions eutrophes, acidophiles et d'humidité. Il s'est également trouvé en première position (++) , concernant le recouvrement (%) des espèces typiques des « prairies extensives humides mésotrophes et oligotrophes ». Pas moins de 13 espèces ont été associées significativement à ce scénario mais certaines sont communes au scénario 3 et à d'autres scénarios (particulièrement le scénario 4). (Tableau 5). Ces espèces peuvent être oligotrophes, diagnostiques de mégaphorbiaies (eutrophes et mésotrophes), des prairies pâturées (pâtures maigres humides), des prairies humides moyennement fertilisées, des prairies de fauche (arrhénathéraie alluviale), des prairies de fauches humides et oligotrophes (prairies à molinie acidiphile) et/ou généralistes des prairies humides (groupe d'espèces acidophiles, neutroclines à calcicoles) (Natagriwal ASBL, 2016).

Le scénario 4 se présente comme le plus intéressant d'un point de vue intérêt biologique. En effet, il s'est classé en première position (++) pour les paramètres suivants : richesse et diversité spécifiques moyennes et nombre de parcelles potentiellement éligibles en MC4. Il s'est rangé respectivement en quatrième (-), troisième (±) et deuxième position (+) pour la tolérance aux conditions eutrophes, acidophiles et d'humidité. Il s'est trouvé respectivement en quatrième (-), première (++) et deuxième (+) position concernant le recouvrement (%) des espèces typiques des « prairies intensives et eutrophes », des « prairies sèches mésotrophes et oligotrophes » et des « prairies humides mésotrophes et oligotrophes ». Deux espèces ont été associées significativement à ce scénario (*Leucanthemum vulgare* et *Centaurea jacea*), mais certaines sont communes au scénario 4 et à d'autres scénarios (particulièrement le scénario 3).

La potentialité de la télédétection dans la recherche de nouvelles surfaces éligibles a ainsi été réellement évaluée au travers des scénarios 1, 3 et 4 et l'analyse des résultats paraît soutenir les hypothèses de départ.

En effet, les prairies du scénario 1 semblent être un compromis d'intérêt biologique entre des prairies intensives et des prairies engagées en MB2. Ces parcelles ne sont soumises, à priori, à aucune contrainte en termes de gestion par les agriculteurs. Ainsi

la fauche tardive peut être réalisée ou non d'une année à l'autre et ne permet potentiellement pas d'atteindre les conditions écologiques nécessaires à un engagement en MB2. Ainsi, ce scénario pourrait servir de base au repérage automatique de parcelles hypothétiquement éligibles en MB2 mais pas en MC4 de prime abord.

De plus, les prairies du scénario 3 apparaissent comme étant un intermédiaire, en termes d'intérêt biologique, entre le scénario 2 et le scénario 4. Ces prairies sont écologiquement originales en termes de cortège floristique et de tolérance aux facteurs environnementaux. Elles sont à tendance humide mésotrophe et oligotrophe. Sur le terrain, bon nombre d'entre elles étaient par ailleurs, à première vue, des mégaphorbiaies. La détection du pâturage par le modèle est probablement en lien avec des profils d'indice de végétation relativement stables. Cette indication prime sur la quantité de biomasse, qui peut être élevée au sein de mégaphorbiaies. Ces parcelles sont potentiellement trop humides pour être fauchées tardivement ou encore abandonnées de toute forme de gestion. Ce scénario pourrait donc à priori servir de base à la recherche de nouvelles surfaces éligibles en MC4.

Enfin, le scénario 4 évoque le plus haut intérêt biologique. Le panel de son cortège floristique est varié et partagé avec le scénario 3. Il affiche ainsi des prairies extensives à tendance plutôt sèche mais également des prairies extensives humides à tendance mésotrophe et oligotrophe. La tolérance du cortège floristique aux conditions humides est relativement élevée. Ainsi, la détection du pâturage par le modèle pourrait être à la fois liée à la faible croissance végétale de prairies relativement maigres et sèches et/ou aux conditions d'humidité rencontrées qui ne permettent qu'un pâturage tardif. La détection de la fauche tardive s'apparente à erreur du modèle ici. En effet, il est difficilement envisageable, d'un point de vue agronomique, que ces parcelles puissent être à la fois pâturées après le 15 juin et fauchées ensuite. Cela s'avère d'autant plus improbable que les dates de validation du modèle pour la fauche et le pâturage se sont étendues du 9 avril au 19 juillet. Ce scénario, tout comme le scénario 3, pourrait donc, à priori, servir de base à la recherche de nouvelles surfaces éligibles en MC4.

		Scénario 0	Scénario 1	Scénario 2	Scénario 3	Scénario 4
Richesse spécifique (S)	Nombre sp. #	--	-	±	++	+
	Moyenne	--	-	±	+	++
	*	2-3-4	4	0-4	0	0-1-2
	Originale	--	±	-	++	+
	Non éligible	++	+	±	--	-
	Eligible s/ conditions	±	+	++	-	--
	Eligible	--	-	±	+	++
Diversité spécifique (J)	Moyenne	--	-	±	+	++
	*	2-3-4	4	0	0	0-1
Facteurs environnementaux (N, R, HE)	Tolérance eutrophe: moyenne	++	+	±	--	-
	*	2-3-4	3	0	0-1	0
	Tolérance acidophile: moyenne	--	-	+	++	±
	*	3	/	/	0	/
	Tolérance humidité: moyenne	±	--	-	++	+
*	/	3	/	1	/	
Typologie recouvrement (%) des espèces	Intensive et eutrophe	++	±	+	--	-
	*	3	/	/	0	/
	Extensive sèche mésotrophe et oligotrophe	-	±	+	--	++
	*	2-4	/	0-3	2	0
	Extensive humide mésotrophe et oligotrophe	-	--	±	++	+
*	3	3	3	0-1-2	/	

Tableau 6: Résumé des résultats en termes de richesse spécifique (S), de diversité spécifique (J), des facteurs environnementaux (indices d'Ellenberg N, R et HE) et de typologie phytosociologique déterminée sur base des recouvrements (%). «*»= différences significatives entre scénarios. Le signe «++» sera considéré comme la première position (valeurs les plus élevées), «+» comme la seconde, «±» comme la troisième, «-» comme la quatrième et «--» comme la dernière (valeurs les plus faibles).

9.2. Limites de l'étude

Un jeu de données témoins de prairies sous régime MC4 aurait pu être intégré à cette étude afin d'évaluer dans quelle mesure les différents scénarios s'en rapprochent en termes de valeur biologique. Cependant, en raison d'une période de relevés réduite à un mois, nous avons choisi de concentrer nos efforts sur les scénarios examinant spécifiquement le potentiel de la télédétection dans l'identification de parcelles écologiquement intéressantes.

Ce jeu de données, qui aurait pu être fourni par l'ASBL Natagriwal, aurait également introduit un biais lié à la variabilité inter-observateurs. Ainsi, des différences dans l'identification des espèces et l'estimation de leur abondance auraient pu survenir, bien que le protocole de relevé soit standardisé.

Cette étude s'est concentrée sur trois régions agricoles spécifiques (Famenne, Ardenne et Condroz). Bien que celles-ci reflètent en grande partie la diversité des habitats prairiaux présents en Wallonie, les résultats pourraient ne pas être applicables à d'autres zones ayant des conditions écologiques ou des pratiques agricoles distinctes.

Les données auraient pu être analysées par région. Toutefois, l'étude ne couvre qu'une petite portion du Condroz et la subdivision des échantillons par région aurait probablement rendu les comparaisons statistiques peu pertinentes en raison d'un faible nombre d'effectifs.

10. Conclusions et perspectives

Dans le cadre d'une stratégie politique de conservation des prairies permanentes, cette étude visait à évaluer la potentialité de la télédétection dans la recherche automatisée de prairies de haut intérêt biologique. À partir de scénarios prometteurs, prédéfinis par le modèle, nous avons cherché à déterminer si les prairies sélectionnées avaient une probabilité accrue de présenter un intérêt écologique significatif.

Parmi les scénarios étudiés, le scénario 4, qui comprend des prairies préalablement engagées en MB2 et détectées par le modèle comme étant pâturées et fauchées tardivement, apparaît comme le plus intéressant du point de vue biologique. Il présente une richesse et une diversité spécifiques élevées. De plus, les caractéristiques de sa flore sont variées, tant en milieux humides qu'en milieux plus secs.

Le scénario 3, qui inclut des prairies préalablement engagées en MB2 et détectées par le modèle comme étant pâturées uniquement, se montre comme étant un compromis entre le scénario 2 et 4. Sa valeur biologique est notable et ceci est en lien avec l'originalité de son cortège floristique qui est typique des prairies humides (voir des mégaphorbiaies) mésotrophes et oligotrophes.

En revanche, le scénario 1, qui comporte des prairies détectées par le modèle comme étant fauchées tardivement, montre un intérêt biologique plus limité, bien qu'il puisse offrir des indications utiles dans le repérage de parcelles éligibles en MB2.

Néanmoins, plusieurs limites à cette étude doivent être prises en compte. La période de relevés, réduite à un mois, a restreint la possibilité d'intégrer des données témoins

relatives aux prairies sous régime MC4. L'étude s'étant concentrée sur trois régions spécifiques en Wallonie, ces résultats pourraient ne pas être généralisables à d'autres zones avec des conditions écologiques ou des pratiques agricoles divergentes. Enfin, l'analyse des données par région, bien qu'intéressante, n'a pas été réalisée car elle aurait pu réduire la pertinence des comparaisons statistiques en raison de la taille limitée des échantillons.

En conclusion, cette recherche démontre que la télédétection peut jouer un rôle crucial dans l'identification de prairies écologiquement intéressantes et potentiellement éligibles dans des régimes de conservation de la nature tels que les mesures agro-environnementales. Cependant, des recherches complémentaires, éventuellement étendues à toutes les régions agricoles, seraient nécessaires pour confirmer ces résultats et améliorer la précision des modèles de télédétection.

Annexes

	Scénarios	Moyenne et écart-type	Shapiro-Wilk p-value	Levene p-value	Kruskal-Wallis p-value
Richesse spécifique	Scénario 0	13.21 ± 4.67	0.12	0.17	<u><0.001</u>
	Scénario 1	16.30 ± 4.79	0.87		
	Scénario 2	18.07 ± 3.55	0.71		
	Scénario 3	20.00 ± 4.97	0.08		
	Scénario 4	22.65 ± 3.30	<u>0.04</u>		

Annexe 1 : Résultats de l'analyse de la richesse spécifique en fonction des scénarios : moyennes, écarts-types et tests statistiques.

	Scénarios	Moyenne et écart-type	Shapiro-Wilk p-value	Levene p-value	Kruskal-Wallis p-value
Piélou	Scénario 0	0.37 ± 0.08	0.95	0.18	<u>< 0.001</u>
	Scénario 1	0.42 ± 0.07	0.08		
	Scénario 2	0.45 ± 0.06	0.20		
	Scénario 3	0.45 ± 0.07	<u>< 0.01</u>		
	Scénario 4	0.49 ± 0.05	0.78		

Annexe 2 : Résultats de l'analyse de l'indice d'équitabilité de Piélou en fonction des scénarios : moyennes, écart-type et tests statistiques.

	Scénarios	Moyenne et écart-type	Shapiro-Wilk p-value	Levene p-value	Kruskal-Wallis p-value
Ellenberg N	Scénario 0	6.05 ± 0.32	0.83	<u>< 0.001</u>	<u>< 0.001</u>
	Scénario 1	5.98 ± 0.49	0.78		
	Scénario 2	5.72 ± 0.38	0.70		
	Scénario 3	5.37 ± 0.94	0.44		
	Scénario 4	5.69 ± 0.38	0.86		
Ellenberg R	Scénario 0	5.30 ± 0.38	0.09	<u>< 0.01</u>	<u>0.02</u>
	Scénario 1	5.22 ± 0.48	0.97		
	Scénario 2	5.04 ± 0.32	0.75		
	Scénario 3	4.82 ± 0.65	0.98		

	Scénario 4	5.20 ± 0.31	0.83		
Ellenberg HE	Scénario 0	5.37 ± 0.42	0.26	<u>< 0.01</u>	<u>0.05</u>
	Scénario 1	5.21 ± 0.34	0.10		
	Scénario 2	5.35 ± 0.53	0.06		
	Scénario 3	5.92 ± 0.81	0.11		
	Scénario 4	5.46 ± 0.67	<u>< 0.01</u>		

Annexe 3 : Résultats de l'analyse des valeurs indicatrices moyennes d'Ellenberg en fonction des scénarios : moyennes, écarts-types et tests statistiques.

	Scénarios	Moyenne et écart-type	Shapiro-Wilk p-value	Levene p-value	Kruskal-Wallis p-value
Recouvrement (%) des espèces de type « prairies intensives et eutrophes »	Scénario 0	89.10 ± 40.10	0.36	0.59	<u>0.02</u>
	Scénario 1	68.20 ± 28.10	0.66		
	Scénario 2	74.50 ± 31.60	0.36		
	Scénario 3	58.70 ± 27.20	0.54		
	Scénario 4	66.00 ± 30.00	0.31		
Recouvrement (%) des espèces de type « prairies sèches mésotrophes et oligotrophes »	Scénario 0	14.20 ± 21.20	<u>< 0.001</u>	0.22	<u>< 0.001</u>
	Scénario 1	25.30 ± 21.70	<u>< 0.01</u>		
	Scénario 2	31.70 ± 24.00	0.09		
	Scénario 3	13.60 ± 15.90	0.07		
	Scénario 4	34.10 ± 29.30	<u>< 0.01</u>		
Recouvrement (%) des espèces de type « prairies humides mésotrophes et oligotrophes »	Scénario 0	4.18 ± 12.60	<u>< 0.001</u>	<u>< 0.01</u>	<u>< 0.001</u>
	Scénario 1	3.65 ± 9.19	<u>< 0.001</u>		
	Scénario 2	7.20 ± 14.80	<u>< 0.001</u>		
	Scénario 3	23.90 ± 26.60	<u>< 0.01</u>		
	Scénario 4	11.00 ± 17.70	<u>< 0.001</u>		

Annexe 4 : Résultats de l'analyse des recouvrements (%) en espèces caractéristiques des prairies intensives et eutrophes, sèches et humides mésotrophes et oligotrophes en fonction des scénarios : moyennes, écarts-types et tests statistiques.

Scénarios	Non éligible (< 15 sp.)	Éligible sous conditions (15≤sp.≤20)	Éligible (> 20 sp.)	Test exact de Fisher p-value
Scénario 0	19	11	3	<u>< 0.001</u>
Scénario 1	9	16	5	
Scénario 2	4	16	8	
Scénario 3	3	6	10	
Scénario 4	0	3	14	

Annexe 5 : Table de contingence du degré d'éligibilité en MC4 en fonction des scénarios et résultat associé au test exact de Fisher. Les chiffres représentent le nombre de prairies par scénario qui se présentent dans l'un ou l'autre cas de figure.

Scénarios	« Intensives eutrophes »	« Extensives sèches »	« Extensives humides »	Test exact de Fisher p-value
Scénario 0	30	3	0	<u>< 0.01</u>
Scénario 1	25	5	0	
Scénario 2	24	4	0	
Scénario 3	14	1	4	
Scénario 4	11	6	0	

Annexe 6 : Table de contingence du type de prairies en fonction des scénarios et résultat associé au test exact de Fisher. Les chiffres représentent le nombre de prairies par scénario qui se présentent dans l'un ou l'autre cas de figure.

Bibliographie

Baggström, A. (2021). *Predicting biodiverse semi natural grasslands through satellite imagery and machine learning*. <https://su.diva-portal.org/smash/get/diva2:1667428/FULLTEXT01.pdf>

CEE. (2021). *Directive 92/43/CEE du Conseil, du 21 mai 1992, concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages*. <http://data.europa.eu/eli/dir/1992/43/oj/fra>

Chariot, M. (2015). *Développement d'une méthodologie pour évaluer l'évolution des surfaces de prairies permanentes en Wallonie*. file:///C:/Users/flore/OneDrive/Documents/M%C3%A9moire/TFE_Marie_Chariot.pdf

Couvreur, J.-M., Delescaille, L.-M., Halford, M., & Peeters, A. (2022). *Les Habitats d'Intérêt Communautaire de Wallonie*.

De Vroey, M. (2023). *Measuring Grassland Use Intensity by Remote Sensing for Agroecological Monitoring*. UCLouvain.

Derouaux, A., & Paquet, J.-Y. (2018). *L'évolution préoccupante des populations d'oiseaux nicheurs en Wallonie : 28 ans de surveillance de l'avifaune commune*. https://aves.natagora.be/fileadmin/Aves/Bulletins/Articles/55_1/55-1-1.pdf

Duru, M., Jouany, C., & Theau, J.-P. (2013). *L'écologie fonctionnelle pour évaluer et prédire l'aptitude des prairies permanentes à rendre des services*. https://www.researchgate.net/publication/297313555_Functional_ecology_for_evaluating_and_predicting_the_aptitude_of_permanent_grassland_to_provide_services

Etat de l'environnement wallon. (2020). *Matière organique dans les sols agricoles*. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/SOLS%202.eew-sheet.html?thematic=175229fd-3ce4-444e-b569-1f2f6f034714>

Etat de l'environnement wallon. (2021). *Utilisation des zones d'affectation fixés aux plans de secteur*. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/TERRIT%204.html>

Etat de l'environnement wallon. (2022a). *L'environnement wallon en 10 infographies*. <https://www.wallonie.be/fr/publications/lenvironnement-wallon-en-10-infographies>

Etat de l'environnement wallon. (2022b). *Principales utilisations du territoire—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicatorsheets/TERRIT 1.html

Etat de l'environnement wallon. (2022c). *Utilisation de l'espace agricole—État de l'environnement wallon*. Etat de l'environnement wallon. http://etat.environnement.wallonie.be/cms/render/live/fr_BE/sites/eew/contents/indicatorsheets/AGRI 1.html

Etat de l'environnement wallon. (2023a). *Méthodes agro-environnementales et climatiques*. <http://etat.environnement.wallonie.be/contents/indicatorsheets/AGRI%2010.html>

Etat de l'environnement wallon. (2023b). *Productions végétales*. Etat de l'Agriculture Wallonne. <http://etat-agriculture.wallonie.be/cms/render/live/fr/sites/reaw/contents/indicatorsheets/EAW2.html>

Eurostat. (2023). *Key figures on the European food chain – 2023 edition*.

FAO. (2020). *Pressions exercées sur les ressources en terres dans un contexte de changement climatique*. <https://doi.org/10.4060/cb7654fr>

Feillet, P. (2014). À quelles évolutions de la planète faut-il faire face ? *Enjeux sciences*, 9-46.

Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C., & Plantureux, S. (2011). *Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review*. https://www.researchgate.net/publication/235578984_Factors_and_processes_affecting_plant_biodiversity_in_permanent_grasslands_A_review

Hendrickx, S. (2015). *Suivi de l'évolution des prairies de haute valeur biologique. Évolution de la flore en Fagne-Famenne entre 2006 et 2011. Rapport d'analyse*.

Hülber, K., Dietmar, M., & Sauberer, N. (2013). *Plant species richness decreased in semi-natural grasslands in the Biosphere Reserve Wienerwald, Austria, over the past two decades, despite agri-environmental measures*. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.04.002>

Huyghe, C., De Vlieghe, A., & Peeters, A. (2014). *Grasslands and herbivore production in Europe and effects of common policies*.

Janssens, F., Peeters, A., Tallowin, J. R. B., & Bakker, J. P. (1998). *Relationship between soil chemical factors and grassland diversity*.
<https://www.jstor.org/stable/42948344?sid=primo>

Journal officiel de l'Union européenne. (2013). *RÈGLEMENT (UE) No 1307/2013 DU PARLEMENT EUROPÉEN ET DU CONSEIL du 17 décembre 2013*. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2013:347:0608:0670:fr:PDF>

Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., & Burel, F. (2021). *Agriculture et biodiversité : Des synergies à valoriser. Rapport*. <https://hal.science/hal-01173713/file/rapport-expertise-agricultureetbiodiversite.pdf>

Lecocq, R. (2023). *Pac 2023-2027 : Tout sur l'écorégime*.
<https://www.pleinchamp.com/actualite/pac-2023-2027-tout-sur-l-ecoregime>

Lobry, J., Gascuel, D., & Domain, F. (2003). *La biodiversité spécifique des ressources démersales du plateau continental guinéen : Utilisation d'indices classiques pour un diagnostic sur l'évolution de l'écosystème*. <https://halieutique.institut-agro.fr/files/fichiers/pdf/3594.pdf>

Meddour, R. (2011). *La méthodologie phytosociologique Braun-blanqueto-tüxenienne*.

Mistarz, M. (2016). *Etat de conservation des habitats des eaux dormantes d'intérêt communautaire Méthode d'évaluation à l'échelle des sites Natura 2000 Rapport préliminaire*.

https://www.natura2000.fr/sites/default/files/references_bibliographiques/habitats_eaux_dormantes_rapport_prelim_spn_2016.pdf

Natagriwal ASBL. (s. d.-a). *Autonomie fourragère – MB13*.
<https://www.natagriwal.be/projet/autonomie-fourragere/>

Natagriwal ASBL. (s. d.-b). *Prairie de haute valeur biologique (PHVB) – MC4*.
<https://www.natagriwal.be/projet/prairie-de-haute-valeur-biologique-phvb/>

Natagriwal ASBL. (s. d.-c). *Prairie naturelle – MB2*.
<https://www.natagriwal.be/projet/prairie-naturelle/>

Natagriwal ASBL. (2016). *Vade-mecum relatif à l'avis d'experts dans le cadre des Méthodes Agro Environnementales et Climatiques (MAEC)- Prairie de haute valeur biologique.*

Pélissier, R. (2010). *Mésoécologie de la diversité des forêts tropicales humides.*
<https://theses.hal.science/tel-00476203>

Portail de l'agriculture wallonne. (2023). *Conditionnalité renforcée (Nouveauté 2024) : Texte introductif.* <https://agriculture.wallonie.be/home/aides/pac-2023-2027-description-des-interventions/conditionnalite-renforcee-nouveaute-2024/texte-introductif.html>

Portail de l'agriculture wallonne. (2024a). *Conditionnalité renforcée (Nouveauté 2024) : BCAE 1 Maintien de prairies permanentes.*
<https://agriculture.wallonie.be/home/aides/pac-2023-2027-description-des-interventions/conditionnalite-renforcee-nouveaute-2024/bcae-1-maintien-de-prairies-permanentes.html>

Portail de l'agriculture wallonne. (2024b). *Conditionnalité renforcée (Nouveauté 2024) : BCAE 2 Protection des zones humides et des tourbières.*
<https://agriculture.wallonie.be/home/aides/pac-2023-2027-description-des-interventions/conditionnalite-renforcee-nouveaute-2024/bcae-2-protection-des-zones-humides-et-des-tourbieres.html>

Portail de l'agriculture wallonne. (2024c). *Conditionnalité renforcée (Nouveauté 2024) : BCAE 9 Interdiction de convertir ou de labourer des prairies permanentes écologiquement sensibles sur des sites Natura 2000.*
<https://agriculture.wallonie.be/home/aides/pac-2023-2027-description-des-interventions/conditionnalite-renforcee-nouveaute-2024/bcae-9-interdiction-de-convertir-ou-de-labourer-des-prairies-permanentes-ecologiquement-sensibles-sur-des-sites-natura-2000.html>

Portail de l'agriculture wallonne. (2024d). *Eco-régime (Nouveauté 2024) : Eco-régime prairies permanentes conditionnée à la charge en bétail.*
<https://agriculture.wallonie.be/home/aides/pac-2023-2027-description-des-interventions/eco-regimes-nouveaute-2024/eco-regime-prairies-permanentes-conditionnee-a-la-charge-en-betail-nouveaute-2024.html>

Richard, C., Paustian, K., & Elliot, E. (2001). *Grassland management and conversion into grassland: Effects on soil carbon*.
<https://esajournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/abs/10.1890/1051-0761%282001%29011%5B0343%3AGMACIG%5D2.0.CO%3B2>

Schils, R. L. M., Bufe, C., Rhymer, C. M., & Francksen, R. M. (2022). *Permanent grasslands in Europe: Land use change and intensification decrease their multifunctionality*.

<https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0167880922000408>

Soulat, J., Bonsacquet, E., & Carrère, P. (2021). *Les services écosystémiques des prairies: Importance et stratégies de maintien*.
<file:///C:/Users/flore/Downloads/Synthese-Les-services-ecosystemiques-des-prairies.pdf>

Soussana, J. F., Tallec, T., & Blanfort, V. (2009). *Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands*.
<https://doi.org/10.1017/S1751731109990784>

Stenzel, S., Fassnacht, F., Mack, B., & Schmidlein, S. (2017). *Identification of high nature value grassland with remote sensing and minimal field data*.
<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S1470160X16306422>

Vanpeene, S., Brun, J.-J., & Moyne, M. L. (1998). *La richesse spécifique: Un outil pour la prise en compte de la biodiversité dans la gestion de l'espace—Application en Haute Maurienne (Aussois, Savoie)*.
https://www.researchgate.net/publication/41662466_La_richesse_specifique_un_outil_pour_la_prise_en_compte_de_la_biodiversite_dans_la_gestion_de_l'espace_-_Application_en_Haute_Maurienne_Aussois_Savoie

Walot, T. (2020). *Quelles superficies pour soutenir la biodiversité dans la surface agricole? Note de travail dans le cadre du projet de Plan Stratégique Post 2020*.
<https://www.graew.be/documents/GRAEW/MAEC%20/02.Travaux%20consultables/2020/2020%20Quelle%20superficie%20pour%20soutenir%20la%20biodiversit%C3%A9%20agricole%20-%20Le%20rapport.pdf>

Walot, T. (2022). *Agroenvironnement en 2022 : Retour sur la dernière année du régime actuel*. <https://www.sillonbelge.be/10115/article/2022-11-23/agroenvironnement-en-2022-retour-sur-la-derniere-annee-du-regime-actuel>

Walot, T., Thirion, M., & Mulders, C. (2016). *Vade-mecum relatif à l'avis d'experts dans le cadre des Méthodes Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC)—Prairies de haute valeur biologique*.