

IMPACT DE LA FERTILISATION SUR LA CONSERVATION ET LA VALORISATION DES PRAIRIES MAIGRES DE FAUCHE DE BASSE ET MOYENNE ALTITUDE (HABITAT 6510)

Résumé

Les prairies maigres de fauche de basse et moyenne altitude sont d'une grande importance dans les enjeux de biodiversité. Ce type d'habitat s'est créé à la suite de pratiques de fauche (1 à 2 par an) et de fertilisation (modérée, basée sur l'organique) mais s'est considérablement détérioré à la suite de l'intensification des pratiques. La conservation et le développement de ces prairies passent par l'identification des pratiques adéquates ainsi que par leur intégration dans les systèmes agricoles. La question de la fertilisation sur ces prairies extensives est donc primordiale. Cette étude porte sur la comparaison de deux Mesures Agro-Environnementales et Climatiques présentes au Grand-Duché de Luxembourg, une autorisant l'apport de 50 unités de N/ha, l'autre interdisant tout apport d'engrais ; dans les deux cas les prairies sont fauchées au 15/06. Les suivis réalisés sur une durée de 4 ans ont montré que l'impact sur la flore de la fertilisation n'était pas suffisant que pour dégrader, ou améliorer, notablement l'état des prairies. Toutefois, une fertilisation minérale ne semble pas systématiquement conseillée car, même si elle permet une augmentation de la production, le coût de celle-ci ne la rend pas souvent rentable. On peut ajouter à cela que, même si les différences sont faibles, les fourrages issus de zones fertilisées ont tendance à être plus fibreux, et donc moins énergétique, que ceux issus de zones plus maigres.

Summary

Impact of fertilisation on the conservation and use of low and medium altitude hay meadows (habitat 6510)

Low and medium altitude hay meadows are of great importance in terms of biodiversity. This type of habitat was created as a result of mowing practices (1 to 2 per year) and fertilisation (moderate, based on organic matter), but has deteriorated considerably as a result of the intensification of these practices. The conservation and development of these grasslands depends on identifying appropriate practices and integrating them into farming systems. The question of fertilisation on these extensive grasslands is therefore of prime importance. This study compares two Agro-Environmental and Climate Scheme in the Grand Duchy of Luxembourg, one authorising the application of 50 units of N/ha, the other prohibiting any fertiliser application; in both cases the grasslands are mown on 15/06. Monitoring carried out over a period of 4 years showed that the impact of fertilisation on the flora was not sufficient to significantly degrade or improve the condition of the meadows. However, mineral fertilisation does not always seem to be advisable, because even if it does increase production, the cost of fertilisation often makes it unprofitable. In addition, even if the differences are small, fodder from fertilised areas tends to be more fibrous, and therefore less energetic, than that from leaner areas.

Article accepté pour publication le 27 mai 2024.

Auteurs

A. FARINELLE¹, J. PIQUERAY²

¹Fourrages Mieux ASBL, 2 Horritine – 6600 Michamps (Belgique) ² Natagriwal ASBL, Chemin du Cyclotron, 2 - Boîte L07.01.14, B-1348 Louvain-la-Neuve (Belgique)

Auteur correspondant:

Arnaud FARINELLE
farinelle@fourragesmieux.be

Mots clés

Biodiversité, Prés de fauche, Fertilisation, Mesures Agro-Environnementales, Pratiques.

Key words

Biodiversity, Hay meadows, Fertilisation, Agro-Environmental Scheme, Practices.

Références de l'article

FARINELLE A et PIQUERAY J. (2024). Impact de la fertilisation sur la conservation et la valorisation des prairies maigres de fauche de basse et moyenne altitude (habitat 6510), *Fourrages* 258, 73-86.

Introduction

Qu'est-ce-qu'une prairie 6510 ?

6510 est un code Natura 2000 (N2000), correspondant à l'habitat « Prairies maigres de fauche de basse altitude (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) » de l'Annexe 1 de la Directive 2013/17 du Conseil du 13/05/2013 (modifiant les directives 92/43/CEE, 2001/81/CE et 2009/147/CE). Ces directives européennes concernent la conservation des habitats naturels ainsi que la faune et la flore sauvage. L'habitat 6510 est repris dans la liste des habitats naturels d'intérêt communautaire dont la conservation nécessite la désignation de zones spéciales de conservation.

Dans la pratique, une prairie 6510 est une prairie de fauche extensive, peu fertilisée et fauchée (la plupart du temps, 1 à 2 fois par an), avec un pâturage possible en fin de saison. La première exploitation y est relativement tardive, à la floraison des graminées (Bensetti, Boulet, Chavaudret-Laborie, & Deniaud, 2005). Elles sont riches en biodiversité, composées de graminées et de dicotylées pérennes, variables selon le contexte pédo-climatique mais présentant souvent une végétation assez haute (Louvel, Gaudillat, & Poncet, 2013). En plus d'une biodiversité végétale endémique élevée (Bruchhmann & Hobohm, 2010), les prairies extensives sont indispensables à de nombreuses espèces animales (Annexe IV de la directive 92/43/CEE).

Situation générale

Cet habitat s'étendait sur des surfaces particulièrement importantes dans les plaines agricoles. A titre illustratif, c'était le type de prairie dominant dans les plaines suisses au 19^e siècle (Stebler & Schröter, 1892). Ce biotope est présent dans l'ensemble de l'Europe.

Malheureusement, l'intensification agricole a mis à mal la survie de cet habitat, ainsi que des différentes espèces végétales et animales qui lui sont inféodées (Manning, *et al.*, 2015).

Le dernier rapport sur l'état de conservation des habitats N2000 indique une importante dégradation, voire une disparition, de ces prairies dans la plupart de l'Europe, et même plus spécifiquement en Europe de l'Ouest (Allemagne, Belgique, France, Grand-Duché de Luxembourg, ...) (EEA, 2023). Pour donner un ordre de grandeur, la surface couverte par l'habitat 6510 est estimée à moins de 2% de la surface agricole de certains cantons suisses à vocation herbagère (Bosshard, 2015). Au Luxembourg, en 2013, ce sont seulement 2.900 hectares de prairies maigres de fauche qui sont référencées (Ministère de l'Environnement de Luxembourg, 2013), soit 4% des prairies du pays et à peine 2% de la surface agricole (SER, 2016). En Allemagne, on estimait en 2000 une diminution de 86% des prairies de fauche extensives par rapport à 1950

(Dierschke & Briemle, 2002). Pour un type de prairie majoritaire à la fin de la seconde guerre mondiale, le déclin est dramatique. Si on ajoute à cette disparition une moindre biodiversité sur les surfaces restantes (Bosshard, 2015) ainsi qu'une fragmentation des populations (Ruthsatz, Frankenberg, & Zoldan, 2004), le constat devient encore plus inquiétant.

Les enjeux

Après cet état des lieux, il est évident que la conservation des prairies 6510 prend une place importante dans les objectifs de sauvegarde de la biodiversité (European Commission - Direction General Environnement - Nature Protection, 2020). Comprendre que les prairies ne sont pas un habitat naturel mais bien des milieux « semi-naturels » résultant des pratiques d'exploitation, de la présence d'herbivores (Garrido, *et al.*, 2018), amène une complexité supplémentaire. En effet, la problématique de la biodiversité de la prairie est toujours en tension entre des objectifs environnementaux et des objectifs agronomiques (Isselstein, Jeangros, & Pavlu, 2005).

Cette tension est encore plus importante dans le cas des prairies 6510. Ces surfaces présentent généralement un bon potentiel de production. De nombreuses espèces caractéristiques de ces prairies sont mésophiles (Louvel, Gaudillat, & Poncet, 2013), elles apprécient donc les sols plutôt bien pourvus en nutriments. Klapp (1965) observait déjà des rendements pouvant être compris entre 5 et 10 tonnes de matière sèche par hectare. Leur principal avantage est devenu, en quelques sortes, leur principale menace avec l'intensification des pratiques agricoles. Leur potentiel les a rendues plus productives par l'usage d'engrais. La productivité supplémentaire amenée par la fertilisation a logiquement impliqué des dates de coupes plus précoces et des exploitations plus fréquentes. La combinaison de ces pratiques a alors réduit la biodiversité de ces surfaces (Isselstein, Jeangros, & Pavlu, 2005).

L'existence de ces zones est intrinsèquement liée aux activités agricoles, les politiques de conservation se doivent donc d'intégrer ce secteur dans leurs propositions. C'est pour cela que des cahiers des charges pour une gestion extensive des prairies de fauches apparaissent dans les Mesures Agro-Environnementales et Climatiques de nombreuses régions. Ces MAEC sont le principal outil, actuellement, pour conserver les prairies 6510.

Et c'est dans la mise en place des cahiers des charges relatifs à ces MAEC qu'apparaissent le plus clairement les tensions évoquées précédemment. Puisque l'engagement pour une MAEC se fait sur base volontaire, il faut convaincre les agriculteurs tout en étant en équilibre entre deux positions :

1) Accepter une certaine intensification des pratiques qui ne sera probablement pas idéale pour la conservation de

l'habitat mais permettra d'avoir de nombreux engagements, et donc de garantir la mise en place de pratiques relativement extensives sur une partie du territoire ;

2) Vouloir la mise en place de pratiques plus contraignantes, mais préférables pour la conservation de la biodiversité, au risque de voir le nombre d'engagements rester à de faibles niveaux.

Enfin, pour complexifier encore la situation, le compromis à chercher doit viser à répondre à des questions « agricoles », relatives à la productivité et à la rentabilité des exploitations, mais aussi à des questions environnementales et climatiques. En effet, dans un certain nombre de cas, une trop grande extensification des pratiques peut aussi impacter négativement la conservation de ces prairies. L'abandon de la fertilisation a engendré un appauvrissement du sol avec, in fine, un changement logique de végétation (Piqueray, Rouxhet, Hendrickx, & Mahy, 2016).

Objectifs de l'étude

C'est dans ce contexte que le ministère luxembourgeois de l'Agriculture, de la Viticulture et de la Protection des

consommateurs, a souhaité une étude visant à comparer deux MAEC créées dans un objectif de conservation et d'amélioration de la biodiversité. Ces deux mesures concernaient des prairies permanentes de fauche ne pouvant être fauchées avant le 15/06 et différaient par leur niveau de fertilisation :

- MAEC « P3 » pour laquelle un apport de 50 unités d'azote minéral (ou 80 unités d'azote organique) est permis ;
- MAEC « P4 » pour laquelle aucune fertilisation n'est autorisée.

Afin de s'intégrer aux tensions existantes, l'expérimentation a étudié l'évolution de l'état de conservation des habitats mais également les impacts agronomiques (productivité et qualité des fourrages) des deux mesures.

Protocole expérimental

Mode d'évaluation de l'état de conservation des prairies

La manière d'évaluer la conservation de cet habitat permet d'illustrer le faciès de ce type de prairie. Le Tableau 1 présente

TABLEAU 1 : Grille d'évaluation walonne de l'habitat 6510
TABLE 1 : Walloon evaluation grid of 6510 Habitat

Intégrité du cortège		Perturbation de l'habitat			
GROUPE 1 – INDICATRICES DE PRES DE FAUCHE	G2 – INDICATRICES DE QUALITE DE LA PRAIRIE	G3 – ESPECES NITROPHILES		G4 – INDICATRICES DE PA-TURAGE INTENSIF	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	<i>Bromus erectus</i>	<i>Alopecorus pratensis</i>		<i>Bellis perennis</i>	
<i>Arrhenatherum elatius</i>	<i>Briza media</i>	<i>Bromus hordeaceus</i>		<i>Cynosorus cristatus</i>	
<i>Avenula pubescens</i>	<i>Campanula rapunculus</i>	<i>Cirsium vulgare</i>		<i>Lolium perenne</i>	
<i>Crepis biennis</i>	<i>Campanula rotundifolia</i>	<i>Phleum pratense</i>		<i>Poa annua</i>	
<i>Galium mollugo</i>	<i>Cirsium palustre</i>	<i>Poa pratensis</i>		<i>Ranunculus repens</i>	
<i>Heracleum sphondylium</i>	<i>Colchicum autumnale</i>	<i>Rumex obtusifolius</i>		<i>Rumex obtusifolius</i>	
<i>Knautia arvensis</i>	<i>Galium verum</i>	<i>Urtica dioica</i>		<i>Rumex crispus</i>	
<i>Pimpinella major</i>	<i>Lathyrus pratensis</i>			<i>Taraxacum sp.</i>	
<i>Tragopogon pratensis</i>	<i>Lotus corniculatus</i>			<i>Trifolium repens</i>	
<i>Trisetum flavescens</i>	<i>Sanguisorba minor</i>				
<i>Centaurea gr. jacea</i>	<i>Saxifraga granulata</i>				
<i>Daucus carota</i>	<i>Stachys officinalis</i>	N sp G1	Recouvr. G1 + G2	Recouvr. G3	Recouvr. G4
<i>Leontodon hispidus</i>	<i>Veronica chamaedrys</i>	>6 = A	>50 = A	<10 = A	<40 = A
<i>Leucanthemum vulgare</i>		4-6 = B	25-50 = B	10-30 = B	40-60 = B
<i>Rhinanthus angustifolius</i>		3 = C	10-25 = C	>30 = C	>60 = C
<i>Rhinanthus minor</i>		<3 = D	<10 = D		

la grille d'évaluation utilisée en Wallonie. Celle du Grand-Duché de Luxembourg est en Annexe 1. Malgré quelques différences, notamment au niveau des listes d'espèces indicatives, la manière de noter la qualité d'un habitat suit toujours le même canevas, quelle que soit la région :

- Des indicateurs de « qualité » de l'habitat, dans lequel on retrouve généralement la présence et l'abondance d'espèces caractéristiques du milieu étudié ;
- Des indicateurs de « perturbation » de l'habitat, renseignant sur une gestion possiblement inadéquate avec la conservation à long terme du milieu. À ce niveau, on peut remarquer que la Wallonie objective ces perturbations sur base de l'importance d'espèces caractéristiques de pratiques inadéquates (espèces typiques de pâturage, espèces nitrophiles fertilisation importante). Au Luxembourg, la perturbation s'évalue sur les pratiques observées lors des contrôles.

Chaque indicateur reçoit une note (donc 4 notes dans la méthode appliquée) allant de A, la meilleure, à D, la plus mauvaise. Les différentes notes sont compilées. C'est la plus mauvaise classification qui donne le résultat final. Les notes « A » et « B » renseignent des habitats de bonnes ou de très bonnes qualités. « C » indique un habitat de mauvaise qualité. La note « D » correspond à un habitat totalement détruit, ne correspondant plus du tout à la définition initiale.

Identification des parcelles suivies

En 2019, plus d'une soixantaine de prairies luxembourgeoises, considérées comme « habitat 6510 » selon le cadastre des biotopes luxembourgeois (Ministère de l'Environnement de Luxembourg, 2013) ont été visitées et évaluées. Les parcelles concernées étaient

toutes engagées dans des mesures de protection de la biodiversité.

L'objectif de l'étude concernant l'efficacité de mesures de gestion en vue de conserver l'habitat ; le principal critère de sélection des parcelles était leur état de conservation, qui devait être noté A ou B. En second lieu, une préférence a été portée aux parcelles permettant de couvrir les différentes conditions pédo-climatiques du pays. 22 prairies ont ainsi été sélectionnées (Figure 1). Le Tableau 2 présente la répartition de ces parcelles selon la pédologie et l'historique en termes d'engagement MAEC.

L'obtention de l'ensemble des données, durant les 4 années du suivi, a été possible sur 18 de ces 22 prairies. Le traitement des résultats étudiant des évolutions (de flore, de rendement, ...) porte sur ces 18 parcelles. Les résultats obtenus sur les autres prairies peuvent également être utiles, notamment dans les questions relatives aux liens entre biodiversité et production fourragère.

Protocole appliqué aux prairies sélectionnées

Une zone homogène, plus de 1 hectare dans la majorité des cas, a été identifiée et divisée en deux, en considérant la topographie. Une moitié a été conduite en respectant le cahier des charges « P3 » (et donc fertilisée) et l'autre a respecté les modalités de la mesure « P4 » (sans engrais) ; ceci durant 4 années, de 2020 à 2023 inclus.

La fertilisation était appliquée au début de chaque printemps, avec un engrais minéral de formule 14-9-24 épandu à raison de 357 kg/ha. Le dosage permettait l'apport de 50 unités d'azote efficace, tout en assurant une fertilisation de fond afin de ne pas appauvrir le sol et de se rapprocher, autant que possible, des apports minéraux d'une matière organique de type « fumier de bovin ».

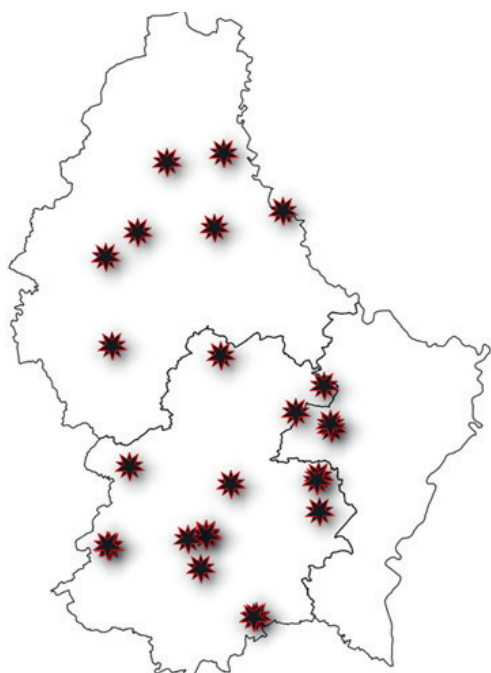


FIGURE 1 : Localisation des parcelles suivies lors du projet
FIGURE 1 : Location of the project meadows

TABLEAU 2 : Répartition des parcelles sélectionnées
 TABLE 2: Distribution of the project meadows (use history and soil type)

Contexte pédologique	
Marneux Acide (au Sud)	7
Marneux basique (à l'Est)	7
Schisto-gréseux acide (au Nord)	5
Sableux / Fond de vallée (à l'Ouest)	3
Historique de gestion	
Engagée en P3 (fertilisation autorisée)	6
Engagée en P4 ou équivalent (pas de fertilisation)	16

Des analyses de sol sont réalisées en début de projet afin de caractériser la situation initiale, et pour chaque zone, une analyse de sol était réalisée annuellement, en sortie d'hiver. Pour un échantillon, une vingtaine de prélèvements, à 15 centimètres de profondeur, étaient pris aléatoirement. L'analyse mesurait :

- l'acidité, avec le pH H₂O et pH KCl analysé selon les normes ISO 10390 ;
- la teneur en carbone organique (norme ISO 10694)
- les teneurs en calcium, phosphore, potassium et magnésium suivant une extraction de type Lakanen-Ervio selon ISSEP (BE) S-II-12V2.

Début juin, un relevé de flore était réalisé selon la méthode de BRAUN-BLANQUET (1964) appliquée à 3 endroits, toujours sur chaque zone de suivi. Ces endroits ont été choisis aléatoirement en 2020 et leurs coordonnées GPS ont alors été enregistrées pour que le suivi se fasse aux mêmes endroits durant la totalité du projet. Concrètement, dans une zone comprise entre 5 et 10 m² autour du point sélectionné, l'ensemble des plantes étaient identifiées et un coefficient de recouvrement leur était attribué (+ = < 1%, 1 = 1 – 5%, 2a = 5 – 15 %, 2b = 15 – 25%, 3 = 25 – 50%, 4 = 50 – 75%, 5 = > 75%).

Ces relevés de flore permettent l'évaluation de l'état de conservation de l'habitat, réalisé selon la méthodologie wallonne. Les différents indicateurs d'intégrité du cortège (nombre d'espèces typiques, recouvrement des espèces typiques et indicatrices de qualité) et de perturbation (recouvrement des espèces nitrophiles et des espèces typiques de pâturage) de l'habitat y sont chiffrés et reposent tous sur un relevé de flore à un moment précis. Leur traitement est donc plus aisé et plus facilement appréhendable que la méthode utilisée au Grand-Duché du Luxembourg.

Ces relevés permettent également le calcul des indices de Ellenberg-Julve (Julve, 2021), et plus spécifiquement l'indice « N – Nutriments du sol ». L'indice N de Ellenberg-Julve est une note, comprise entre 1 et 9, et caractérisant le niveau trophique de chaque espèce végétale ; une note de « 1 » correspond à une plante

oligotrophe (poussant sur des milieux très pauvres) alors qu'une note de « 9 » correspond à une plante polytrophile (poussant dans des milieux très riches). En connaissant l'importance de chaque espèce dans le couvert, il est alors possible de calculer l'indice « N » de la prairie.

Les mesures de rendement et les analyses de fourrages étaient réalisées lors de chaque coupe. Une première fauche était réalisée après le 15/06 afin de correspondre au cahier des charges des MAEC. Si la météo le permettait, une seconde coupe pouvait avoir lieu (selon les pratiques de l'agriculteur).

Au moment de la première coupe la mesure de rendement était réalisée sur une surface d'une dizaine de mètres carrés au niveau de chaque point du relevé de flore. Il y avait donc 3 mesures pour chaque zone correspondant à la production de la prairie, sans considération des pertes au fanage et à la conservation. En effet, l'herbe était coupée par nos soins, à l'aide d'une motofaucheuse. L'herbe était pesée sur place et la surface exacte de la zone coupée était mesurée. Un échantillon était prélevé et conservé au frais jusqu'à dépôt en laboratoire. L'échantillon était alors séché à l'étuve à 58°C et broyé avant de subir une analyse par spectrométrie dans le proche infra-rouge nous donnant :

- le taux de matière sèche analytique (permettant de calculer le taux de matière sèche réelle) ;
- la composition organique (Matières azotées totales, cellulose brute selon Wende, les teneurs en NDF (Neutral Detergent Fiber), ADF (Acid Detergent Fiber) et ADL (Acid Detergent Lignin) selon Van Soest, les sucres solubles totaux) ;
- la digestibilité de la matière organique à la cellulase.

Grâce à ces résultats, il était alors possible de calculer les valeurs alimentaires du système hollandais ou du système français ; c'est ce dernier qui sera présenté dans cet article, sur base des équations de l'INRA (2010). On peut alors estimer à quel point ce type de fourrage peut combler les besoins d'un type d'animaux ou l'autre. Attention toutefois que pour réaliser ce calcul, il est nécessaire d'appliquer une diminution de 10 % des valeurs en énergie

nette (Unités Fourragères Lait – UFL) et en protéines digestibles (Protéines Digestibles dans l’Intestin – PDI) afin de considérer les pertes au fanage et à la conservation (Farinelle & Rouxhet, 2019).

La valeur d’encombrement, nécessaire au calcul de l’ingestion (Unité Encombrement Bovin – UEB) est calculée selon la méthode de référence (INRA, 2010).

Les teneurs en minéraux majeurs (Ca, P, K, Mg et Na) étaient alors mesurées par des méthodes de laboratoires de référence ; ISO6491 pour P, ISO6869 pour les autres.

Le même protocole de mesure était mis en place lors de la seconde coupe. La seule différence, d’importance, concernait la date des mesures. Aucun texte ne légifère le moment de cette seconde fauche. Les mesures étaient donc réalisées au moment de l’exploitation, décidée par l’agriculteur.

Résultat

Le sol

Les résultats des analyses de sol réalisées au début de l’expérimentation sont reportés dans le Tableau 3. Ces analyses nous renseignent également sur la gamme (large) de conditions pédologiques dans lesquelles il est possible d’obtenir une prairie correspondante à l’habitat 6510. L’absence de différence significative entre les parcelles historiquement fertilisées et les autres est une première indication sur le potentiel impact d’une fertilisation de ces prairies. Pour rappel, les parcelles sélectionnées étaient en habitat 6510 avant le début du projet. Elles étaient toutes engagées dans des mesures MAEC de fauche « tardive » (15/06) ; la différence de « Précédent » concerne donc l’usage, ou

TABEAU 3 : Résultats des analyses de sol en début de projet
TABLE 3 : : Results of soil analyses at the start of the monitoring

	Corg (%)	ph H2O	P (mg/100g sol sec)	K (mg/100g sol sec)	Mg (mg/100g sol sec)	Ca (mg/100g sol sec)
Moyenne	4,16	6,15	1,14	15,36	47,19	325,97
Minimum	1,45	5,30	0,55	6,85	8,53	86,41
Maximum	7,80	7,80	3,53	33,68	222,64	760,74
Effet « Pédologie »	*	***	***	***	***	***
Effet « Précédent »	NS	NS	NS	*	NS	NS

*p-value < 0,05
***p-value < 0,0005
NS : Non significatif

TABEAU 4 : Analyses de sol après 3 ans de fertilisation
TABLE 4 : Results of soil analyses after 3 years of fertilization

	Corg (%)	ph H2O	P (mg/100g sol sec)	K (mg/100g sol sec)	Mg (mg/100g sol sec)	Ca (mg/100g sol sec)
Zone « Fertilisée »	3,81	6,52	1,50	16,33	49,80	343,49
Zone « Sans engrais »	3,86	6,60	1,39	13,17	50,70	348,64
p-value (Fertilisation)	0,90	0,70	0,54	0,95	0,96	0,93
Effet croisé « Ferti*Pedo. »	NS	NS	NS	NS	NS	NS
Effet croisé « Ferti*Prec. »	NS	NS	NS	NS	NS	NS

*p-value < 0,05
***p-value < 0,0005
NS : Non significatif

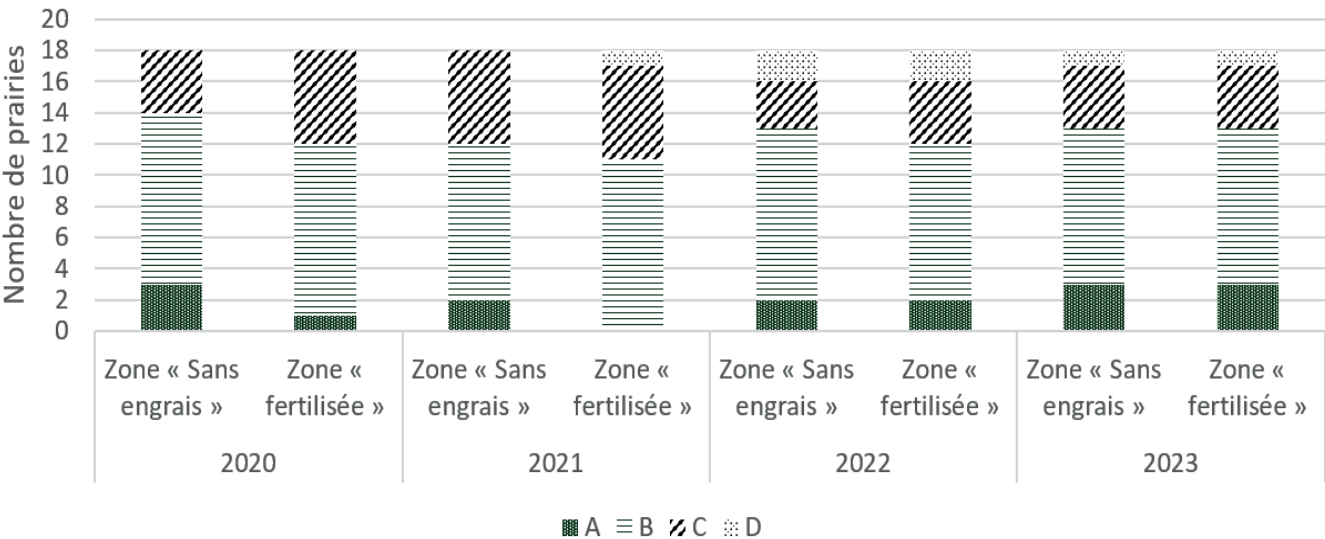


FIGURE 2 : Etat de conservation selon les modalités tout au long du suivi
FIGURE 2: Conservation status according to the fertilization throughout the monitoring period

non, de fertilisant.

Ces résultats se confirment par les analyses réalisées en fin de projet (2023), présentés dans le Tableau 4 (l'effet de la « fertilisation » est étudié par un test t de Student comparant deux à deux les résultats obtenus au sein d'une même parcelle d'essai). La fertilisation n'a pas impacté les caractéristiques du sol, quel que soit le type pédologique ou l'historique de gestion.

Etat de conservation

Afin de répondre à la question principale de ce projet : « Quel est l'impact de la fertilisation, limitée à 50 unités de N/ha/an, sur l'état de conservation d'un habitat 6510 ? », la Figure 2 indique le nombre de parcelles, selon les modalités, ayant obtenu les différentes notes d'état. Pour rappel, « A » et « B » sont des bonnes notes, alors que « C » indique un biotope détérioré et « D » un biotope absent, disparu à cause d'une gestion non adaptée.

Aucune différence majeure n'est à noter sur ces notes globales si l'on compare les différentes modalités. Pour chaque année, on retrouve sensiblement le même nombre de parcelles en « A », « B » et « C » dans les deux objets. A titre informatif, le traitement des résultats selon la grille d'évaluation luxembourgeoise n'a pas donné de résultats différents.

Au-delà de cette approche législative, utilisée pour des reportings européens et nationaux, il est possible d'analyser plus précisément l'évolution des différents indicateurs. Le Tableau 5 présente le détail des recouvrements des espèces indicatrices de l'habitat et de sa qualité, ainsi que celles des espèces nitrophiles (perturbations). Le recouvrement des espèces dites de « pâturage » n'est pas présenté ; sur l'ensemble des relevés durant les 4 années, seulement 2 ont présenté une perturbation concernant cet indicateur (recouvrement supérieur à 40%).

Afin de bien comprendre les conséquences de ces résultats, il

faut souligner qu'aucun effet significatif n'est observé si l'on croise le facteur « Année » avec le facteur « Fertilisation ». Concrètement, cela signifie que l'impact de la fertilisation sur le recouvrement des espèces nitrophiles se marque rapidement mais n'évolue pas au cours du temps. Sur ce point, il faut préciser que les recouvrements floristiques peuvent fortement varier d'une année à l'autre, selon les conditions climatiques. L'effet de la fertilisation ne se juge donc pas sur des valeurs absolues de recouvrement, mais bien sur des différences relatives entre les zones fertilisées ou non.

Niveau trophique

La Figure 3 présente les indices N moyen calculés sur base des relevés de flore annuels. La tendance observable est sensiblement la même que celle reposant sur les espèces indicatrices de perturbations. Une différence se note dès la première année, avec un certain enrichissement du milieu dans les zones fertilisées. Cette différence ne s'accroît pas au cours des années. Au niveau statistique, aucun effet croisé entre la fertilisation et la durée n'est significatif, la p-value justifiant la différence entre la situation « témoin » (zone sans engrais en 2020) et la situation « la plus éloignée » (zone fertilisée en 2023) est de 0,79.

TABEAU 5 : Recouvrement moyen des espèces indicatives du biotope 6510 et de la prairie, ainsi que des espèces nitrophiles
 TABLE 5 : Average cover of species indicative of biotope 6510 and grassland quality, and nitrophilous species

	Espèces indicatrices 6510 Espèces indicatrices qualité Recouvrement (%)	Espèces nitrophiles Recouvrement (%)
2020		
Zone « Sans engrais »	31,3	5,3
Zone « fertilisée »	27,2	7,6
p-value	0,096	0,171
2021		
Zone « Sans engrais »	30,2	6,8
Zone « fertilisée »	29,4	13,2
p-value	0,739	0,003
2022		
Zone « Sans engrais »	27,7	4,2
Zone « fertilisée »	30,0	7,9
p-value	0,416	< 0,001
2023		
Zone « Sans engrais »	27,3	4,5
Zone « fertilisée »	28,0	8,2
p-value	0,864	0,046

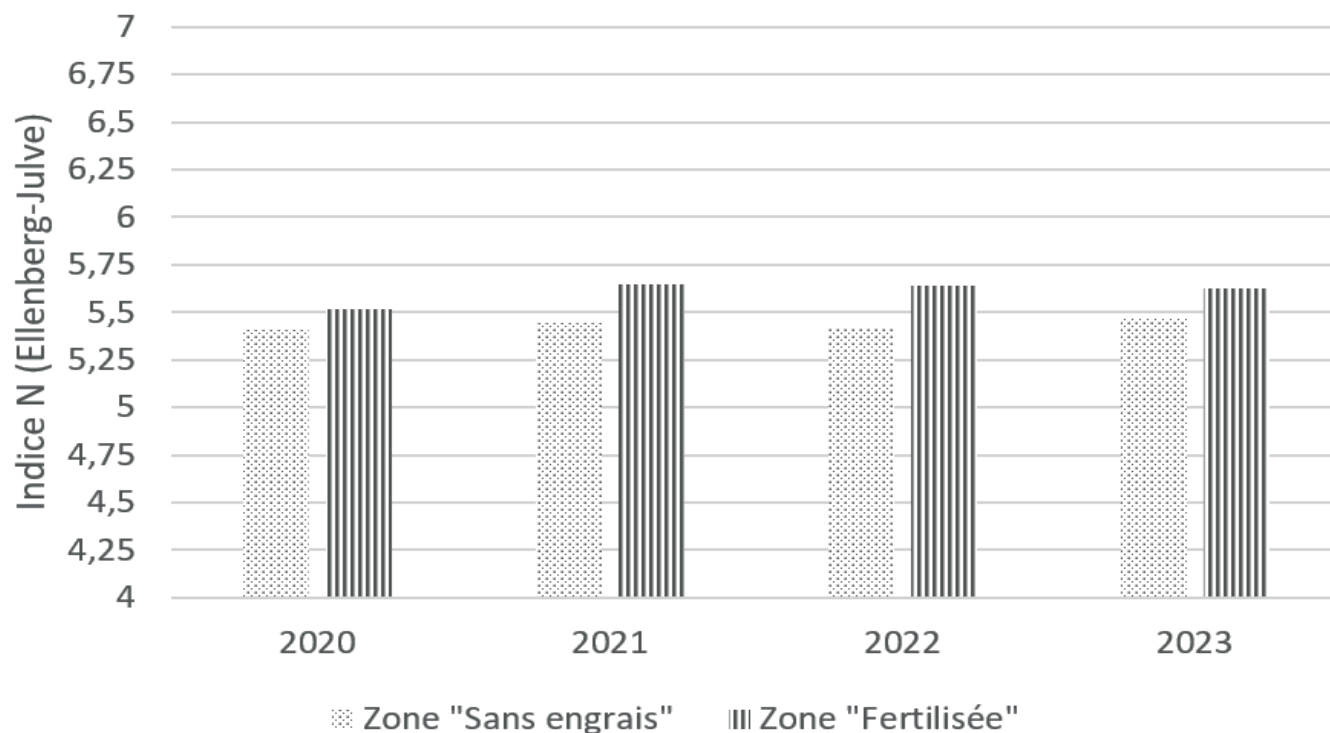


FIGURE 3 : Comparaison de l'indice « N » de Ellenberg-Julve durant les différentes années du suivi
 FIGURE 3: N-Index (Ellenberg-Julve) comparison throughout the monitoring period

Productions fourragères

Le Tableau 6 présente les résultats obtenus lors des mesures effectuées chaque année, au 15/06 (date légale de la fauche).

Assez logiquement, l'apport d'engrais augmente rapidement et notablement le rendement des parcelles lors de la 1^{re} coupe. Dès la première année, l'augmentation moyenne de production est de 37% (plus de 1 tonne de matière sèche par hectare en supplément) et le rendement mesuré dans la zone fertilisée est supérieur à celui de la zone sans engrais pour 21 parcelles des 22 suivies. Tout comme pour les états de conservation, cet effet rapide ne s'amplifie pas avec le temps.

Au niveau qualitatif, les fourrages fauchés sont généralement plus fibreux, plus pauvres en sucres et donc moins riches en énergie dans les zones fertilisées. Ces différences sont plutôt faibles et ne sont que rarement significatives. Dans la pratique, les fourrages issus des zones fertilisées et des zones sans engrais auront donc la même utilisation. Sur ce point, le Tableau 7 présente la capacité des fourrages à combler les besoins d'une vache allaitante (limousine) adulte de 600 kg en gestation. Cette approche nous montre que, théoriquement, la plupart des fourrages analysés ne présentent pas des teneurs en énergie et protéines suffisantes pour nourrir un bovin à faible besoin.

La Figure 4 illustre la relation entre les UFL et le rendement sur l'ensemble des mesures réalisées ; de nouveau la relation statistique (p-valeur de 0,006) est difficilement exploitable dans la pratique (coefficient de corrélation de 0,07).

Discussion

Fertilisation et conservation des habitats

Même si une interprétation fine des évolutions floristiques à visée plus écologique sera proposée pour un autre article, il apparaît important de ne pas négliger les états de conservation dans nos réflexions. N'oublions pas que l'objectif premier de cette étude concerne des objectifs de maintien et de développement de la biodiversité.

Sur ce point, les quatre années d'application d'engrais ne semblent pas avoir affecté notablement l'état des prairies (Figure 2).

Malgré cela, on peut mettre en avant une limite, la durée de cette étude : 4 ans. L'étude des changements de flore repose habituellement sur des suivis plus longs, pouvant largement dépasser la dizaine d'années (Critchley, Fowbert, & Wright, 2007) (Smith, *et al.*, 2008) (Piqueray, Rouxhet, Hendrickx, & Mahy, 2016). La question de l'interprétation et des conclusions à tirer d'une étude sur une relativement courte période se doit donc d'être posée.

Afin de pouvoir interpréter au mieux les résultats obtenus, il est important d'analyser les évolutions floristiques afin d'en tirer, si possible, des tendances. C'est ce qui a été présenté dans le Tableau 5 avec l'évolution d'un certain nombre d'espèces indicatrices de

dégradation ou d'intégrité de l'habitat 6510. Grâce à cela, on peut mettre en évidence l'augmentation d'espèces dites « nitrophiles » ou indicatrices d'une perturbation du milieu à cause d'un enrichissement nutritif.

Quels que soient les indicateurs, on observe toujours cette même tendance. Un effet rapide de l'engrais, impactant alors la flore en favorisant les espèces plus nitrophiles, au détriment des espèces plus oligotrophes. Cet effet rapide ne s'accroît pas au cours du temps.

Si on précise encore cette analyse en considérant les différents types de sol, les évolutions semblent les mêmes mais l'effectif devient trop faible que pour qu'une analyse statistique soit valable. Pour les sols « Schisteux-Gréseux Acide » et « Sableux de Fond de Vallée », un jeu de données complètes pour les 4 années de suivi n'est disponible, dans chaque cas, que pour 3 parcelles.

Concrètement, l'apport d'engrais réalisé dans ce cet essai, correspondant à la réglementation luxembourgeoise de la Mesure Agro-Environnementale et Climatique P3, mise en place dans un objectif de préservation de la biodiversité, ne dégrade pas notablement l'habitat 6510 à court terme. Les évolutions observées durant les 4 années de suivi ne semblent pas indiquer un risque de dégradation à plus long terme. En parallèle à cela, il faut toutefois signaler une légère augmentation de l'importance d'espèces « indésirables » (espèces nitrophiles du Tableau 5) ; l'utilisation d'engrais minéral est donc moins favorable qu'une absence de fertilisation dans ce cas. Sur ce point, les réflexions du prochain chapitre nous aideront à réfléchir à l'intégration de ces pratiques dans les systèmes agricoles.

Afin de bien comprendre cette information, il est important de rappeler que l'essai mis en place représentait le « pire des cas », si on se place dans une réflexion écologique. En effet :

- la dose d'engrais appliquée correspondait à la dose d'azote maximale ;
- l'engrais apportait également d'autres éléments nutritifs ;
- la fertilisation minérale, de par son action rapide, a un effet plus marqué sur la flore ;
- les parcelles étaient fauchées à la date légale, au 15/06, systématiquement.

Comme le suggèrent d'autres études, une fertilisation organique, même si elle est équivalente au niveau des apports en nutriments, aura un effet négatif moindre sur la flore (Rouxhet, *et al.*, 2021).

Valorisation fourragère

Cela a été expliqué précédemment, la conservation des prairies de fauche de basse et moyenne altitude, riches en biodiversité, passe par leur intégration dans le système agricole. Les surfaces concernées sont telles que la mise en réserve de l'ensemble paraît impossible. De plus, rappelons que l'existence de ces surfaces est liée à la production fourragère et que, au-delà des aspects de biodiversité, la valeur d'usage de ces parcelles ne doit pas être oubliée.

Tout d'abord, avant d'analyser la quantité de fourrage produite,

TABLEAU 6: Rendement et qualité fourragère lors de la 1^{ère} coupe, au 15/06
TABLE 6 : Yield and forage quality at 1st cut (15th June)

		Rendement (t MS/ha)	UFL (/kg MS)	PDI (g/kg MS)	NDF (% MS)	ADL (%MS)	Sucres sol. (% MS)
2020	Sans engrais	2,75	0,74	52,4	58,0	4,74	12,4
	Fertilisée	3,76	0,76	57,2	58,5	4,56	11,9
	p-value	0,002	0,53	0,20	0,61	0,25	0,55
2021	Sans engrais	3,20	0,80	56,8	56,6	4,46	13,9
	Fertilisée	4,57	0,74	60,2	60,5	4,55	10,4
	p-value	< 0,001	0,007	0,21	< 0,001	0,46	< 0,001
2022	Sans engrais	2,49	0,75	52,5	57,6	4,92	13,3
	Fertilisée	3,85	0,74	54,1	59,8	4,93	12,6
	p-value	< 0,001	0,56	0,49	0,002	0,98	0,32
2023	Sans engrais	3,42	0,72	49,5	58,9	4,32	12,8
	Fertilisée	4,32	0,71	54,2	60,9	4,34	11,5
	p-value	0,001	0,73	0,08	0,03	0,88	0,08

TABLEAU 7: Valeurs alimentaires corrigées et capacité à combiner les besoins d'une limousine adulte en fin de gestation
TABLE 7 : Corrected feed values and capacity to meet the needs of an adult limousin at the end of gestation

	UFLcorr1 (/kg MS)	PDIcorr1 (/kg MS)	UEBf2 (/kg MS)	N échantillons		
				Total	UFL/UEB > 0,573	PDI/UEB >41,83
2020	0,67	49,5	1,25	44	12	7
2021	0,69	52,6	1,27	42	21	5
2022	0,67	48,2	1,25	38	12	3
2023	0,64	46,4	1,28	38	5	4
Total	0,67	49,3	1,26	162	50	19

¹obtenu en réduisant les teneurs mesurées de 10%
²obtenu en utilisant le calcul des UEB pour le foin de INRA (2010)
³correspond aux teneurs recommandées dans les références INRA (2010)

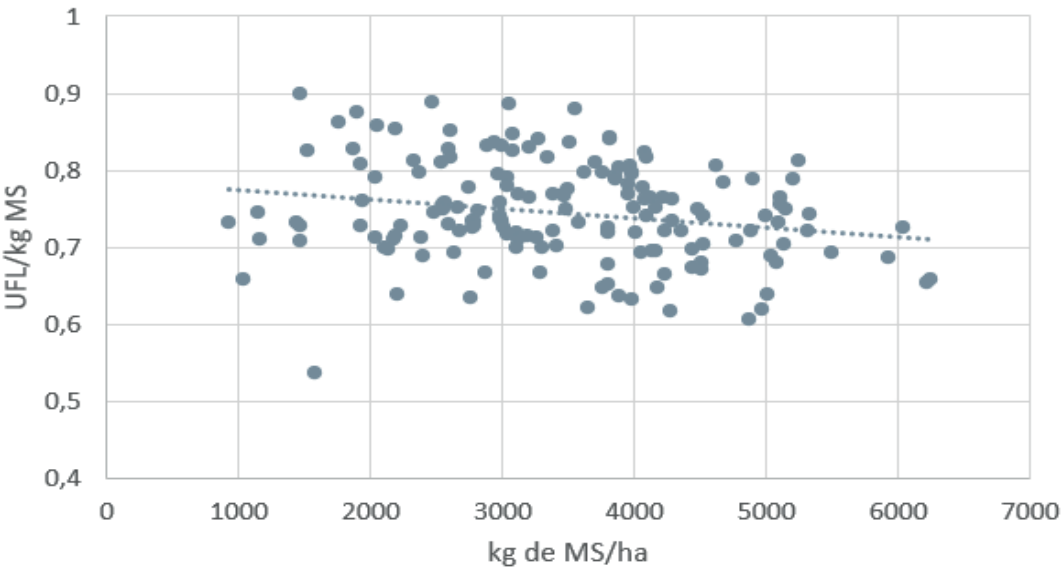


FIGURE 4 : Relation entre la production et la teneur énergétique de la 1^{ère} coupe
FIGURE 4: Relationship between biomass production and energy content of 1st cut

seul facteur réellement influencé par la fertilisation, on peut réfléchir aux possibilités de valorisation des foin récoltés sur ces prairies. Comme l'indique le Tableau 6, les fourrages produits sont plutôt « pauvres », en tout cas au regard des conseils agronomiques classiques. Ceci est d'autant plus vrai que les analyses portent sur le fourrage au moment de la fauche. Le fourrage distribué aux animaux sera encore plus pauvre, à la suite des différentes pertes causées par les actions de fanage, récolte et de conservation.

Pour les teneurs énergétiques, la différence entre les modalités est plutôt négligeable même si elle est parfois statistiquement significative. Assez logiquement, et comme le confirment les teneurs en fibres plus élevées dans la modalité fertilisée, une production de biomasse supérieure nécessite plus de fibres afin de maintenir la structure de la plante. Un fourrage plus fibreux est moins digeste (INRA, 2010), et cette affirmation est également valable pour les prairies à flore diversifiée (Bruinenberg, Valk, Korevaart, & Struik, 2002). De ce fait, la teneur en UFL est directement corrélée au rendement, et donc indirectement à la fertilisation.

Ce faible lien entre le rendement et la qualité de fourrage nous permet de réfléchir à la qualité des fourrages indépendamment de la question de la fertilisation.

Bien que le fourrage soit pauvre, il n'est pas impossible de l'utiliser puisque certains herbivores ont des faibles besoins. Malheureusement, comme l'indiquait le Tableau 7, même ce type d'animaux semblent demandés trop d'énergie et de protéines ; ces dernières sont d'ailleurs les plus problématiques.

Cette évaluation, théorique, nécessite toutefois quelques nuances. Des études récentes ont mis en évidence que les fourrages issus de prairies de fauche des plaines, à flore diversifiée, pouvaient présenter des niveaux d'ingestion assez élevés (Farinelle & Decruyenaere, 2019) (Bruinenberg, Valk, & Struik, 2003). La diversité floristique et des composés secondaires peut avoir des impacts positifs sur l'ingestion et la digestion des rations (Scehovic, 1995) alors que des teneurs en NDF élevées, généralement liées à l'importance des graminées dans le couvert, réduisent les quantités ingérées (Bruinenberg, Valk, Korevaart, & Struik, 2002). Les essais réalisés par Farinelle & Decruyenaere (2019) sur des prairies au faciès similaire (également identifiées comme 6510 et fauchées tardivement) ont montré des UEB variables mais toujours situées aux alentours d'une valeur de 1.

Si la simulation du Tableau 7 est réalisée avec une valeur UEB de 1,00 :

- 155 des 162 échantillons sont alors suffisamment riches en énergie ;
- 91 des 162 échantillons sont suffisamment riches en protéines, confirmant le déficit protéique que peuvent avoir ces fourrages.

D'autres essais étudiant l'usage des fourrages à flore diversifiée et allant à l'encontre des simulations théoriques existent. On peut notamment citer Bruinenberg et al. (2006) qui ont montré que le fourrage issu de prairies diversifiées et fauchées tardivement (fin juin) pouvait être intégrée à raison de plus de 7 kg de MS dans des

rations de vaches laitières avec un effet minime sur le niveau de production, passant de 26,8 litres à 25,3 litres sans augmenter la part de maïs et de concentré.

Récemment, Reiné *et al* (2020) ont montré les qualités alimentaires de nombreuses dicotylées typiques des prairies de fauche. Qualité d'autant plus importante que, avec des fauches tardives, l'augmentation de la fibrosité des graminées typiques des prairies de fauche peut vite devenir problématique pour obtenir des fourrages appétants et digestes.

Ces constations nous amènent à interroger l'intérêt de la fertilisation sur ce type de prairie, mais cette fois avec un prisme agronomique. Comme déjà évoqué, l'épandage d'engrais impacte le cortège floristique. Des indicateurs écologiques ont été utilisés jusqu'ici mais cet effet se marque également sur des indicateurs plus classiques pour le secteur agricole, comme l'importance des graminées, des légumineuses et des autres dicotylées dans le couvert. Le Tableau 8 met en évidence l'effet de la fertilisation sur la proportion des graminées et des autres dicotylées.

Si l'on croise les relevés floristiques et les analyses de fourrages, on remarque une corrélation entre l'importance des graminées dans le couvert et les teneurs en UFL et PDI mesurées. Pour 10% de graminées en plus (moyenne observée dans les zones fertilisées), la teneur en UFL diminue en moyenne de 0,02 et de 1,3 g de PDI.

Bien que toutes les différences mises en évidence jusqu'ici sont relativement minimes, elles ne sont jamais en faveur des zones fertilisées. D'où cette question : « Quel est l'intérêt de fertiliser ces prairies ? ». La réponse la plus évidente se trouve dans le Tableau 6, dans la colonne « Rendement ». En moyenne, sur les 4 années de suivi, l'épandage d'engrais a permis un gain de 39% sur le rendement de la première coupe, équivalent à une production brute (sans considérer les pertes au fanage) de 1,16 tonnes de MS par hectare. Gain de rendement qui, pour rappel, n'affecte pas de manière problématique les états de conservation ni la qualité du fourrage. Le bénéfice semble donc évident pour cette pratique.

C'est à ce stade que nos réflexions doivent quitter les domaines scientifiques pour rentrer dans des questions économiques. En effet, si l'on pose l'hypothèse que la seule différence entre l'utilisation, ou non, d'engrais se trouve dans la quantité de fourrage produite, il faut alors se poser une simple question : « Est-ce que le coût de l'épandage d'engrais est rentable ? ». Pour cela, on a pu calculer, pour chaque parcelle et chaque année, le « bénéfice » obtenu grâce au gain de production fourragère ainsi que le « coût » de cette fertilisation. Pour cela, il a fallu utiliser :

- Un prix de fourrage, retenu auprès des références diffusées annuellement par l'ASBL Fourrages Mieux et correspondant aux prix utilisés lors d'expertises de dégâts agricoles (reconnus notamment par les syndicats agricoles et l'état en Wallonie) ;
- Le prix de l'engrais, correspondant à la facture d'achat pour la mise en place de l'essai ;
- Le prix de l'épandage de l'engrais, basé ici sur le prix demandé par l'entrepreneur sélectionné pour la réalisation du projet ;
- Le coût du pressage pour les ballots supplémentaires, obtenu

TABLEAU 8: Proportion de graminées, légumineuses et autres dicotylées dans le couvert
TABLE 8 : Part of the cover of poaceae, fabaceae and others dicotylae

Zone	% Graminées		% Légumineuses		% Autres dicotylées	
	Sans engrais	Fertilisée	Sans engrais	Fertilisée	Sans engrais	Fertilisée
2020	53	58	12	11	35	31
2021	57	67	12	8	31	25
2022	64	77	11	6	25	17
2023	68	77	7	5	25	18
Moyenne	60	70	10	8	30	22
Effet « Ferti »						
R ²	0,12		0,03		0,10	
p-value	<0,005		0,01		<0,005	

grâce à différents contacts auprès d'entrepreneurs agricoles.

Le Tableau 9 illustre le bilan économique de l'épandage d'engrais minéral pour les différentes années du suivi, en suivant l'évolution du prix des marchés. Il y a deux manières d'interpréter ces résultats. Tout d'abord, on peut noter que le bilan moyen était positif en 2020 et 2021 mais ne l'est plus en 2022 et 2023. L'intérêt économique dépend donc, logiquement, du coût de l'engrais. Il ne semble pas pertinent d'utiliser des engrais minéraux sur ce type de prairie, relativement peu productive, si le prix de ce dernier est élevé.

En second lieu, on peut s'attarder sur la dernière de colonne de ce Tableau 9. Bien entendu, ce calcul économique a pu être réalisé sur chaque parcelle suivie. Le chiffre présenté dans cette colonne correspond au nombre de prairies (sur les 18 évaluées) où le bilan économique de l'épandage d'engrais minéral étaient négatifs. Ainsi, même les « bonnes » années, l'utilisation d'un engrais minéral, aux doses épandues, n'est pas rentable sur plus de 40% des prairies.

Malheureusement, il n'a pas encore été possible de mettre en évidence un indicateur pertinent pour évaluer le potentiel d'efficacité d'un épandage d'engrais. Les proportions de graminées, de légumineuses ou d'autres dicotylées ne sont pas liées au gain de rendement. Les indicateurs écologiques comme les indices

de Ellenberg-Julve, le CSR de Grime, l'importance des espèces nitrophiles,... ne montrent pas non plus de corrélation avec ce gain de rendement.

Enfin, pour en finir avec ces réflexions économiques, le contexte des MAEC ne doit pas non plus être oublié. Au début du projet (la législation a changé pendant la réalisation de ce dernier), la différence de prime entre les engagements P3 (engrais autorisé) et P4 (sans engrais) était de 50€/ha, au bénéfice de la P4.

Perspectives

Bien que de nombreux facteurs aient déjà été analysés ici, il faut préciser que ce projet s'est clôturé en fin d'année 2023 et certains résultats doivent encore être analysés.

Tout d'abord, même si la seconde fauche présente un rendement assez faible sur ce type de prairie, généralement inférieur à 30% de la production totale (Farinelle & Rouxhet, 2019), voire nul les années de sécheresse, c'est une production fourragère qui ne peut être négligée. Cette réflexion est d'autant plus vraie lorsque l'on remarque la bonne qualité des fourrages récoltés à ce stade, pouvant dépasser les 0,90 UFL/kg de MS et les 100g de PDI/kg de MS (Farinelle & Rouxhet, 2019).

TABLEAU 9: Appréciation économique de la rentabilité de l'épandage d'engrais minéral
TABLE 9 : Economic assessment of mineral fertiliser use

	Gain prod. (t MS/ha)	Prix foin (€/t)	Gain moyen (€/ha)	Coût engrais (€/ha)	Coût épand. (€/ha)	Coût Ballot. (€/b)	Coût total (€/ha)	Bilan (€/ha)	N Parcelle Bilannégatif ¹
2020	1,02	205,0	209	130	28	6	182	27	8
2021	1,37	150,0	205	127	28	6	188	17	7
2022	1,36	178,0	241	257	31	7	325	-68	11
2023	0,90	177,5	159	296	31	7	352	-193	17

¹Bilan réalisé sur les 18 parcelles où un jeu complet (4 ans) étaient disponibles

Les teneurs minérales, à elles seules, pourraient faire le sujet d'un article. En effet, en plus des réflexions alimentaires sur l'intérêt de la diversité floristique pour un profil minéral de qualité (Farrugia, *et al.*, 2008), ces analyses permettent d'apporter un regard différent sur les questions de fertilité, notamment grâce à des indices de nutrition ; mais ceux-ci devraient alors être adaptés aux prairies à flore diversifiée. Un calcul réalisé sur base des résultats avait notamment permis de mettre en évidence qu'une réduction des doses de N, P et K épandues pourraient ne pas avoir d'effet sur le rendement. Pour réfléchir à cette question de fertilisation, des suivis de N minéral dans le sol ont été réalisés sur plusieurs parcelles sur la durée du projet. Des prélèvements d'herbe pour analyses minérales ont également eu lieu durant la phase de pousse de l'herbe afin d'étudier le prélèvement de N, P et K par ces prairies diversifiées.

Bien entendu, les différentes approches réalisées mériteraient d'être accompagnées d'analyses plus fines sur les composés secondaires et d'études de terrain sur le comportement alimentaire des animaux, leurs performances et la qualité de leurs produits.

Conclusion

Les prairies « maigres » de fauche de basse et moyenne altitude sont des surfaces riches en biodiversité, résultat de pratiques agricoles, et caractérisées par la présence de nombreuses plantes mésophiles. Cet essai réalisé au Grand-Duché de Luxembourg a confirmé cette situation, notamment en démontrant qu'une fertilisation modérée n'impacte pas négativement l'intégrité de cet habitat d'intérêt.

In fine, le seul effet important d'un épandage d'engrais minéral concerne la productivité de la prairie, qui voit alors son rendement augmenté rapidement. Toutefois, cet effet qui peut sembler positif au premier abord se doit d'être raisonné. Au-delà des réflexions environnementales liées à la fabrication de ces produits, il s'avère que la rentabilité de cette action n'est que rarement présente. En ajoutant à cela quelques effets négatifs, certes faibles, sur la diversité floristique et sur la qualité fourragère, on remarque alors que la réponse à la question « Est-ce pertinent de fertiliser (modérément) ma prairie diversifiée ? » demande certaines nuances. La question de l'autonomie fourragère sera bien sûr un élément essentiel dans la recherche d'une réponse adaptée.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

- Bensetti, F., Boulet, V., Chavaudret-Laborie, C., & Deniaud, J. (2005). *Cahier d'habitats Natura 2000 - Habitats agropastoraux* (Tome 4-2). Paris: La Documentation française.
- Bosshard, A. (2015). Recul des prairies à fromental *Arrhenatheretum* et conséquences sur la biodiversité. *Recherche Agronomique Suisse* (6-1), 20-27.
- Braun-Blanquet, J. (1964). *Pflanzensoziologie : Grundzüge der Vegetationskunde*. 3e édition. Wien: Springer.
- Bruchmann, I., & Hobohm, C. (2010). Halting the loss of biodiversity : *Endemic vascular plants in grasslands of Europe. Grassland in a changing world* (pp. 776-778). Kiel: EGF - Grassland Science in Europe.
- Bruinenberg, M., Geerts, R., Struik, P., & Valk, H. (2006). Dairy cow performance on silage from semi-natural grassland. *Wageningen Journal of Life Science*, 95-110.
- Bruinenberg, M., Valk, H., & Struik, P. (2003). Voluntary intake and in vivo digestibility of forages from semi-natural grasslands in dairy cows. *Wageningen Journal of Life Sciences* (51), 219-235.
- Bruinenberg, M., Valk, H., Korevaart, H., & Struik, P. (2002). Factors affecting digestibility of temperate forages from seminatural grassland : a review. *Grass and Forage Science* (57), 292-301.
- Critchley, C., Fowbert, J., & Wright, B. (2007). Dynamics of species-rich upland hay meadows over 15 years and their relation with agricultural management practices. *Applied Vegetation Science* (10), 307-314.
- Dierschke, H., & Briemle, G. (2002). *Kulturgasland : Wiesen, Weiden und verwandte Staudenfluren*. Stuttgart: Ulmer.
- EEA, E. E. (2023, Novembre 29). Article 17 - Web Tool - Habitat assessments at EU biogeographical level. Récupéré sur Europa.eu: <https://nature-art17.eionet.europa.eu/article17/habitat/summary/?period=5&group=Grasslands&subject=6510®ion=>
- European Commission - Direction General Environnement - Nature Protection. (2020). Biodiversity Strategy for 2030: Guidance to Member States on how to select and prioritise species/habitat for the 30% conservation improvement target under the strategy. <https://circabc.europa.eu/sd/a/e1a37f29-76f7-4b9a-bdbf-2b1ca98f62ff/Doc%20NADEG%2020-10-04%20Draft%20Technical%20Note%20-%20Criteria%20for%20species%20and%20habitats%20to%20be%20restored.docx.pdf>. Brussels: European Commission.
- Farinelle, A., & Decruyenaere, V. (2019, Mars). Ingestion et digestibilité de foin issus de prairies sous contraintes environnementales en Wallonie (Belgique). Journées de Printemps de l'AFPF. Paris: AFPF.
- Farinelle, A., & Rouxhet, S. (2019, Mars). Productivité des prairies conduites sous contraintes environnementales en Wallonie (Belgique). Journées de printemps de l'AFPF. Paris: AFPF.
- Farrugia, A., Martin, B., Baumont, R., Prache, S., Doreau, M., Hoste, B., & Durand, D. (2008). Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux ? *INRA Productions Animales* (21), 181-200.
- Garrido, P., Marell, A., Öckinger, E., Skarin, A., Jansson, A., & Thulin, C. (2018). Experimental rewilding enhances grassland functional composition and pollinator habitat use. *Journal of applied ecology*.
- INRA. (2010). Alimentation des bovins, ovins et caprins / Besoin des animaux - Valeurs des aliments. Versailles: Quae.
- Isselstein, J., Jeangros, B., & Pavlu, V. (2005). Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe - A review. *Agronomy Research* (3-2), 139-151.
- Julve, P. (2021, Avril 27). Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la flore de France. Récupéré sur Tela-botanica: <https://www.tela-botanica.org/projets/phytosociologie>
- Klapp, E. (1965). *Gründlandvegetation und Standort. Nach Beispielen aus West-, Mittel- und Süddeutschland*. Berlin: Parey.
- Louvel, J., Gaudillat, V., & Poncet, L. (2013). EUNIS, European Nature Information System, Système d'information européen sur la nature. Classification des habitats. Traduction française. Habitats terrestres et d'eau douce. Paris: MNHN-DIREV-SPN, MEDDE.
- Manning P., Gossner M., Bosdorf O., Allan E. Y., Z. Prati, D. Fischer, M. (2015). Grassland management intensification weakens the associations among the diversities of multiple plant and animal taxa. *Ecology* (96-6), 1492-1501.
- Ministère de l'Environnement de Luxembourg. (2013). Daten zur Verbreitung des BK10 in Luxembourg auf der Basis des luxemburgischen Biotopkaters. Luxembourg.
- Piqueray, J., Rouxhet, S., Hendrickx, S., & Mahy, G. (2016). Changes in the

- vegetation of hay meadows under an agri-environment scheme in South Belgium. *Conserv. Evid.* (13), 47-50.
- Reiné, R., Ascaso, J., & Barrantes, O. (2020). Nutritional Quality of Plant Species in Pyrenean Hay Meadows of High Diversity. *Agronomy* (10).
- Rouxhet, S., Philippe, A., Farinelle, A., Wahlen, J., Luxen, P., & Piqueray, J. (2021). Effet de différents modes de fertilisation organique sur la flore de "prairie naturelle" (MAEC) en Wallonie. *Fourrages* (246), 21-28.
- Ruthsatz, B., Frankenberg, T., & Zoldan, J. (2004). Zustand und Gefährdung von Flora und Vegetation des genutzten Grünlandes einer Mittelgebirgslandschaft im westlichen Hunsrück. *Tuexenia* (24), 277-301.
- Scehovic, J. (1995). Etude de l'effet de diverses espèces de plantes des prairies permanentes sur l'hydrolyse enzymatique des constituants pariétaux. *Annales de Zootechnie* (44), 87-96.
- SER, S. (2016). L'agriculture luxembourgeoise en chiffres. Luxembourg: Ministère de l'Agriculture, de la Viticulture et de la Protection des consommateurs.
- Smith, R., Shiel, R., Bardgett, R., Millward, D., Corkhill, P., Evans, P., Kometa, S. (2008). Long-term change in vegetation and soil microbial communities during the phased restoration of traditional meadow grassland. *Journal of Applied Ecology* (45), 670-679.
- Stebler, F., & Schröter, C. (1892). Versuch einer Übersicht über die Wiesentypen der Schweiz. *Landwirtschaftliches Jahrbuch der Schweiz* (6).