

La diversité des prairies d'Auvergne

Pascal CARRERE¹, Pierre-Marie LE HÉNAFF², Nicolas VENY³

¹ Université Clermont Auvergne, INRA, VetAgro Sup, UMR Ecosystème Prairial, F-63000 Clermont-Ferrand, France

² Conservatoire Botanique National du Massif Central, F-43230 Chavaniac Lafayette, France

³ Service Régional de l'Information Statistique, Economique et Territoriale, DRAAF Auvergne-Rhône-Alpes, F-63370 Lempdes, France

Résumé

En Auvergne, comme dans la majorité de l'Europe occidentale, les prairies sont des formations végétales herbacées intimement liées aux activités d'élevage. L'animal, assurant un prélèvement régulier direct ou indirect de la biomasse végétale produite, bloque la dynamique végétale naturelle vers la forêt. Via cette gestion de la production, les prairies sont des agroécosystèmes qui résultent d'un jeu d'interactions complexes entre facteurs du milieu et pratiques agricoles. Vouées à la production fourragère, les prairies contribuent également à l'identité territoriale et accueillent une importante diversité d'espèces végétales, animales et microorganismes, qui est elle-même à l'origine d'une large gamme de services écosystémiques. En partant d'une approche descriptive et quantitative de la diversité des types prairiaux, cet article aborde l'origine de cette diversité et la relie aux pratiques de gestion, identifiant ainsi les éleveurs comme des acteurs incontournables de la dynamique prairiale et, à ce titre, gestionnaire d'un capital naturel unique qui fait la force de la ressource en herbe de l'Auvergne et du Massif central.

Abstract

Diversity of Auvergne grasslands

In Auvergne, as in a large part of the Western Europe, grasslands are herbaceous plant communities intimately linked with animal breeding. The regular taking of the produced plant biomass (defoliation) by grazing (pasture) or cutting (meadows) block the natural plant dynamics towards the forest. Grasslands could be considered as an agroecosystem which results from complex interactions between environmental factors and agricultural practices. Dedicated to forage production, grasslands also contribute to the territorial identity, host a great diversity of vegetal, animal and microorganisms species, which are at the origin of a wide range of ecosystem services. This paper gives a descriptive and quantitative approach of the grassland diversity. We address the origin of this diversity and connect it with agricultural practices, identifying the breeders as the key players of the grassland dynamics. By this way, they manage a unique natural capital, which makes the strength of the herbaceous resource of Auvergne and Massif Central.

*

* *

1. L'état des lieux des surfaces fourragères et des prairies en Auvergne

Près de 79 % de la surface agricole utile (SAU) auvergnate est en herbe (Source Recensement agricole 2010), avec des variations allant de 71 % pour l'Allier à 95 % pour le Cantal (Tableau 1). Mais derrière ces chiffres globaux se cache une grande diversité de surfaces fourragères, dont la classification se fait en fonction de la nature des espèces qui sont cultivées et de la durée de la culture. On considère classiquement trois grandes classes : les fourrages dits « annuels », les prairies temporaires qui rentrent dans un assolement de culture et les prairies permanentes qui regroupent un ensemble de surfaces très diverses mais caractérisées par leur lien au sol.

Tableau 1 : Surfaces fourragères dans les quatre départements du territoire auvergnat (en ha) et dans la région Auvergne-Rhône Alpes. En Italique les catégories rentrant dans le calcul des surfaces fourragères en herbe. (Source : Recensement agricole 2010).

	Allier	Cantal	Haute-Loire	Puy-de-Dôme	Auvergne	Auvergne-Rhône-Alpes
Fourrages Annuels	9 997	5 837	8 363	5 754	29 951	79 297
Prairies artificielles	<i>1 693</i>	<i>829</i>	<i>1 452</i>	<i>2 985</i>	6 959	34 150
Prairies temporaires	<i>110 069</i>	<i>56 301</i>	<i>41 005</i>	<i>47 736</i>	255 110	402 653
STH productive	<i>233 855</i>	<i>245 514</i>	<i>122 594</i>	<i>229 683</i>	831 646	1 328 596
STH peu productive	<i>3 050</i>	<i>27 348</i>	<i>17 805</i>	<i>5 809</i>	54 011	263 724
Surface fourragère en herbe	<i>348 667</i>	<i>329 991</i>	<i>182 855</i>	<i>286 213</i>	1 147 727	2 029 123
Surface fourragère Principale	358 664	335 828	191 218	291 967	1 177 678	2 108 420
SAU totale	486 316	347 739	230 242	391 917	1 456 213	2 891 607

Les fourrages annuels occupent le sol au maximum un an. Ils ne sont mentionnés ici que par souci d'exhaustivité. En cultures dérobées ou successives, ce sont des cultures de très courte durée cultivées en second cycle (implantation en été et exploitées au printemps suivant, qui ne sont généralement pas comptabilisées dans la surface fourragère principale (SFP). Ce type de culture peut présenter un intérêt soit dans une optique agro-écologique (en évitant de laisser le sol nu, en réalisant un apport d'azote ou de matière organique au sol), soit en fourrage d'appoint en cas d'aléas climatique (sécheresse par exemple). En cultures principales pures, une grande variété d'espèces sont cultivées : maïs fourrage, betteraves fourragères, choux fourragers, seigle, avoine fourragère. Dans cette catégorie, la culture de maïs fourrage est très largement dominante. En 2010 le maïs fourrage représentait 28753 ha dans les quatre départements du territoire auvergnat soit 96 % des surfaces consacrées aux cultures fourragères annuelles, et un maximum de 3.5 % de la SAU en Haute-Loire. On rencontre également l'association d'une ou plusieurs graminées (seigle, avoine, blé) avec une ou plusieurs légumineuses (trèfle incarnat, vesce, gesse, féverole) ou avec une ou plusieurs crucifères (colza, navette) qui sont le plus souvent conduites en tant que cultures principales associées.

Les prairies dites temporaires sont, du point de vue de la statistique agricole qui mobilise la nomenclature TerUti-Lucas, rattachées à la catégorie « sols cultivés » (Tableau 2, Plantureux et al., 2012). Il s'agit de

surfaces ensemencées avec des espèces herbacées et dont la durée de vie est inférieure à cinq ans. Ces surfaces peuvent être semées en culture pure, en mélange de graminées fourragères ou en association avec des légumineuses fourragères (Voir Agreste-juin 2017). Parmi les prairies temporaires (PT), les prairies artificielles (PA) caractérisent des superficies ensemencées avec au moins 80 % de Fabacées (légumineuses) fourragères. L'intérêt des PA réside souvent dans leur potentiel à produire un fourrage de haute valeur nutritive (en terme de matière azotée totale, ou de teneur en minéraux), soit de contribuer à la fertilisation des terrains (engrais verts) grâce au pouvoir fixateur en azote des Fabacées. De par leur caractère temporaire, les PT entrent en rotation avec d'autres cultures. Il est important de savoir que, du point de vue administratif, toute prairie temporaire qui n'est pas déplacée (c'est-à-dire dont la destination ne change pas), même si elle a été labourée et ré-ensemencée, devient de la surface toujours en herbe (STH) à compter de la cinquième année (Plantureux et al., 2012).

Tableau 2 : Extrait de la nomenclature abrégée d'occupation du sol TerUti-Lucas classifiant les surfaces fourragères ou potentiellement à vocation fourragère (en gras : les surfaces pouvant entrer dans la catégorie « prairie permanente »). (Source : instructions aux enquêteurs 2006 Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche, de la ruralité et de l'aménagement du territoire, adapté de Plantureux et al., 2012).

2 - Sols cultivés	25 - Prairies temporaires	251 - Prairies temporaires semées essentiellement de graminées	2511 - Ray-grass pur, d'Italie ou hybride
			2512 - Autre graminée ou mélange de graminées
			2513 - Mélange de graminées et légumineuses
		252 - Prairies temporaires semées essentiellement de légumineuses	2521 - Prairies semées de trèfle violet
			2522 - Prairies semées de luzerne
			2523 - Autre légumineuse ou mélange de légumineuses
	253 - Fourrages annuels destinés à être consommés en vert	2530 - Fourrages annuels, essentiellement mélanges céréales/légumineuses (vesce avoine...)	
	26 - Cultures permanentes	261 - Fruits à pépins	2611 - Pommiers (Prés-vergers)
4 - Landes, friches, maquis, garrigues, savanes	40 - Landes, friches, maquis, garrigues, savanes	401 - Lande arborée (couvert d'arbres de 5 à 10 %)	4010 - Landes arborées, maquis, garrigues, savanes arborées
		402 - Lande buissonnante (couvert d'arbres < 5 %)	4020 - Friches et landes buissonnantes, savanes non arborées
5 - Surfaces toujours en herbe (STH)	50 - Surfaces toujours en herbe	501 - STH avec couvert d'arbres de 5 à 10 % et couvert de ligneux < 20 %	5011 - Alpages et estives avec arbres ou buissons
			5012 - Prés-salés avec arbres ou buissons
			5013 - Autres superficies en herbe avec arbres ou buissons
			5021 - Alpages et estives sans arbres ni buisson
			5022 - Prés-salés sans arbre ni buissons
		502 - STH sans arbre ni buisson (ligneux < 5 %)	5023 - Prairies permanentes productives
			5024 - Prairies permanentes peu productives
	5025 - Autres superficies en herbe sans arbre ni buisson		

Les surfaces toujours en herbe sont souvent assimilées aux prairies permanentes bien qu'elles intègrent aussi les estives, alpages et surfaces de landes avec moins de 20 % de ligneux (Tableau 2). Elles correspondent du point de vue de la législation Européenne (commission des régulations EU796/2004) à des surfaces utilisées pour la production de plantes herbacées, ressemées naturellement ou cultivées mais qui ne sont pas retournées pendant au moins 5 ans. Ce sont des formations végétales qui dépendent des activités d'élevage, qui sous climat tempéré occidental bloquent la dynamique végétale vers la forêt (voir article de Le Hénaff dans ce numéro). Leur maintien en herbe s'explique le plus souvent soit par l'excellent équilibre de la composition botanique qui s'y est établie, résultat de longues années d'une exploitation adaptée, soit à cause de l'impossibilité de mettre en culture ces surfaces (surfaces non labourables). Dans ce dernier cas, ces prairies peuvent être désignées sous le vocable de surfaces toujours en herbe obligatoires (STHO). La production d'herbe des STH est très variable. Sur le plan administratif, la STH productive fournit au minimum 1500 unités fourragères par hectare (cf bulletin Agreste de juin 2017), et doit être suffisante pour couvrir les besoins d'une unité de gros bétail (UGB) à l'hectare pendant au moins 6 mois. Plantureux et al. (2012) relèvent que *« le niveau de production d'une prairie permanente est un élément central dans l'appréciation des éleveurs. Ce niveau est bien entendu lié aux conditions pédoclimatiques mais aussi aux efforts d'amélioration du potentiel de production que les éleveurs souhaitent mettre en œuvre »*. S'agissant d'une perception plus que d'une évaluation factuelle, il en découle qu'un même type de prairie pourra être perçu de façon très différente selon la sensibilité de l'éleveur. Le potentiel fourrager d'une prairie dépend donc du regard de l'éleveur sur ses surfaces, des pratiques d'utilisation et des modalités de valorisation de la ressource. Dans bien des cas, l'avis porté à priori détermine les utilisations faites à postériori. En effet, si la valeur de la prairie est jugée médiocre, les modalités de gestion mobilisées pour son exploitation le reflèteront et l'éleveur ne cherchera pas forcément à la valoriser ni à investir dans son entretien. Cela impactera de fait la dynamique de la végétation en place (ne serait-ce qu'en laissant prospérer des espèces peu fourragères). Cela conforte la nécessité de mieux évaluer les potentiels de ces surfaces et de porter à la connaissance de l'éleveur leurs capacités réelles, que ce soit sur le plan de la production, de la valeur nutritive ou sur leur souplesse d'utilisation. Les typologies prairiales développées ces dernières années partagent cet objectif en cherchant à décrire et promouvoir la diversité prairiale dans les systèmes d'élevage herbagers (voir article suivant dans ce volume). Il faut garder à l'esprit que des prairies permanentes peuvent, avec une gestion raisonnée à leurs potentialités, donner d'excellents résultats agronomiques et supporter des systèmes d'élevage performants sur le plan économique, environnemental et social.

Il est enfin important d'évoquer les surfaces contenant une plus forte proportion d'espèces ligneuses (arbustes et arbres). Désignées par les vocables de landes, parcours, prés bois..., elles présentent une ressource d'intérêt pour bon nombre de systèmes d'élevages, en particulier dans les zones méditerranéennes, sur sol peu profond et en altitude où les conditions de milieu sont contraignantes (CERPAM et al., 2007). La ressource fourragère fournie par les arbustes est souvent valorisable par les animaux à une période de l'année où l'herbe n'est pas ou plus disponible. Par exemple lorsque la sécheresse est sévère, les plantes restent appétantes parce qu'elles sont à l'abri de la chaleur sous un arbuste ou en sous-bois (on parle « d'effet parasol »). Mais la plante arbustive elle-même peut constituer la ressource car elle garde des feuilles vertes ou des fruits qui conservent une bonne valeur nutritive (des tiges et feuilles de bruyère ou des feuilles de châtaigniers et de frêne, par exemple). Outre la richesse biologique souvent présente dans ces écosystèmes, du point de vue du bien-être animal, ces couverts hétérogènes et stratifiés peuvent offrir un certain confort aux troupeaux (abri, ombrage). Ils permettent aussi de diversifier et enrichir les composés chimiques que les animaux trouveront dans leur alimentation à base de flore spontanée (voir le Guide pastoral, CERPAM et al., 2016).

Comme le montre la carte de la répartition des surfaces toujours en herbe dans le territoire (Figure 1A) ou dans la SAU (figure 1B), l'Auvergne reste très nettement une région dominée par l'herbe. Dans l'est de la région, la plus faible part de STH dans le territoire est imputable essentiellement à la présence plus importante de forêt, alors que dans l'ouest de la région, Massif du Sancy et du Cantal, les prairies permanentes (estives) sont très présentes. En plaine c'est la potentialité des sols à permettre de la culture qui déterminera la proportion de STH dans la SAU. Cette variabilité de densité de prairie dans le territoire en impacte fortement la typicité paysagère. Plus cette part est importante plus le paysage sera « ouvert », c'est-à-dire permettra au regard de porter au loin.

Depuis le milieu du XX^e siècle, les surfaces de STH ont profondément évolué. Alors que l'on assiste à une augmentation régulière de la STH entre 1950 et 1980 (+ 24 %), un déclin s'amorce dans les années 80 pour revenir en 2010 à une surface similaire à celle recensée en 1955. Cette évolution n'est cependant pas homogène sur l'ensemble de l'Auvergne, le déclin étant plus marqué dans les zones de faible altitude où ce recul des STH correspond à une modification de l'utilisation des terres (retournement et mise en culture). Même si les STH restent dominantes dans les zones de moyenne altitude (300-1000m), elles n'en subissent pas moins une concurrence forte avec l'intensification des pratiques et les progrès techniques qui autorisent la culture de fourrages annuels ou l'implantation de prairies temporaires. Parallèlement, dans l'est de la région, les aides du fond forestier national

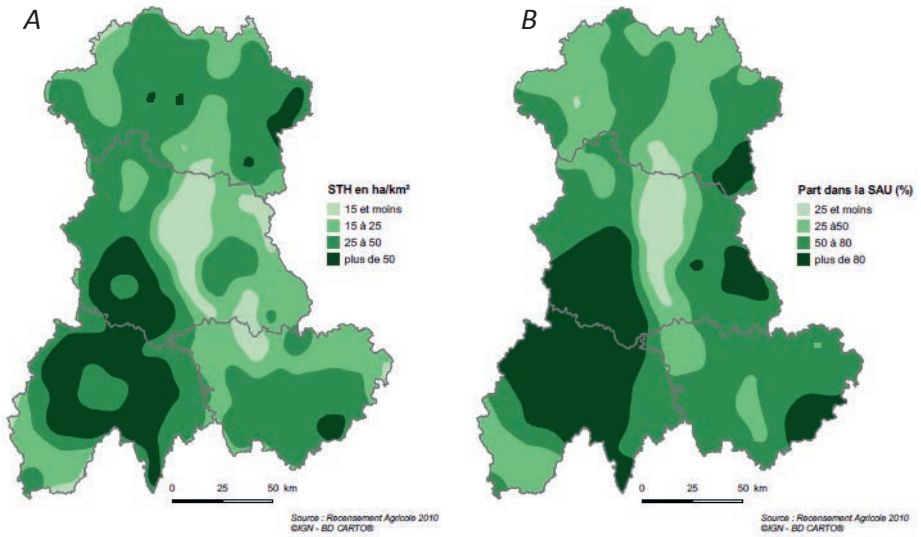


Figure 1 : Part des surfaces toujours en herbe dans le territoire (A) et dans la SAU (B).
(Source recensement agricole 2010).

dans les années 1960 ont favorisé le boisement important dans le Livradois et le Forez, en particulier via l'implantation de futaies régulières d'épicéas. Cela a entraîné une fermeture de ces territoires et un recul relatif de l'élevage. Mais mêmes dans les zones où les STH se sont maintenues, les pratiques agricoles de gestion des prairies ont fortement évolué, avec d'une part une augmentation forte des prairies artificielles à haut-rendement, et d'autre part une intensification dans les modes d'exploitations des prairies permanentes, ce qui a une conséquence notable sur la dynamique des végétations.

2. Impact des pratiques dans les dynamiques prairiales.

Dans les zones de montagne d'Europe tempérée, les prairies permanentes sont des systèmes semi-naturels issus d'une très ancienne activité humaine (Voir Le Hénaff et al., ce volume), qui datent de périodes où la déforestation a eu lieu à grande échelle pour permettre la culture et la production de fourrage liées au développement des activités d'élevage (Ellenberg, 1982). La place prépondérante des prairies permanentes dans les systèmes d'élevage de montagne en a fait de tout temps des éléments pivots dans la gestion de l'espace et de la structuration du paysage (Carrère et al., 2002). Ces végétations agro-pastorales sont des formations végétales anthropogènes, d'où leur dénomination de végétations semi-naturelles. Ces formations végétales sont relativement instables car elles évoluent sous l'impact de facteurs perturbant leur environnement, qu'il s'agisse de facteurs du milieu ou de pratiques agricoles. Ainsi, elles peuvent disparaître à la faveur d'un

abandon pastoral en évoluant vers la friche puis le stade forestier, ou à l'inverse suite à un changement d'utilisation des terres avec une mise en culture après retournement du sol. Dans ce dernier cas, cela conduit à une prairie temporaire ou une culture (céréales ou protéagineux par exemple). Pour autant ces surfaces toujours en herbe abritent aujourd'hui une diversité exceptionnelle qu'il convient de préserver. En effet, l'extension des activités humaines sur l'ensemble du territoire de l'Auvergne (et plus largement du Massif central) interdit le retour des grands équilibres écologiques d'autrefois piloté par des perturbations d'origines naturelles : incendies, crues des grands fleuves, grands troupeaux d'herbivores sauvages. Les végétations agropastorales actuelles constituent donc un refuge pour un certain nombre d'espèces dont les habitats naturels ont disparu ou régressé.

Sous l'angle agricole, on peut estimer que les états et les performances de la prairie permanente, pour une parcelle donnée et à un moment donné, résultent de l'interaction entre les facteurs du milieu (climat, sol, exposition), le mode de gestion actuel et les états et gestions antérieurs de la prairie. (Figure 2).

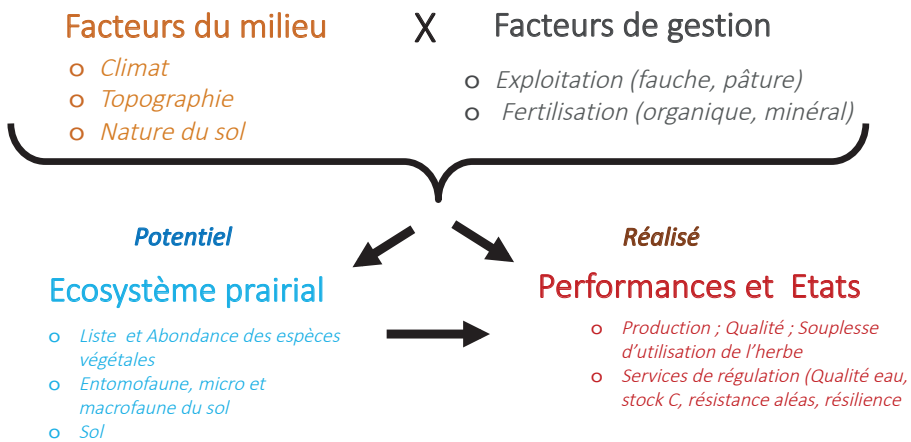


Figure 2 : le fonctionnement de l'écosystème prairial résulte de la réponse des communautés biotiques (végétation, microorganismes, etc...) aux interactions milieu et pratique. (Source : P. Carrère, Com Pers).

Ces interactions entre facteurs du milieu et pratiques de gestion ont, au cours du temps, conduit à sélectionner une communauté végétale en équilibre métastable avec les éléments de son environnement. Cette notion de « métastabilité » fait référence au fait qu'une modification aussi faible soit-elle de l'un ou l'autre des facteurs constituant l'environnement de cet écosystème va contribuer à le bouleverser et le faire réagir pour revenir à son état d'équilibre (si la perturbation est minime) ou évoluer vers un nouvel état d'équilibre (si la perturbation est plus forte). Cela résulte des réponses des êtres vivants aux facteurs de leur environnement, mais également aux

interactions qu'entretiennent les êtres vivants entre eux (compétition ou facilitation pour l'accès aux ressources par exemple (voir Amiaud et Carrère, 2012)). Il en résulte donc la création d'un « potentiel de fonctionnement » de l'écosystème qui s'exprimera pour réaliser les performances et états de la prairie dans une situation pédo-climatique donnée et pour une année climatique donnée (Figure 2). Outre les facteurs pédo-climatiques qui contraignent son potentiel, la production de biomasse végétale varie également selon la diversité des modes de conduite passés et présents et avec les différences de composition botanique qui leur sont associées. Les activités humaines sont donc à considérer pour ces végétations comme toute autre variable environnementale. Cette particularité des végétations agro-pastorales complique l'appréciation de l'état de conservation par rapport à des végétations primaires dont il est facile de caractériser un état de référence. Pour autant, force est de constater que les pratiques pastorales des siècles passés peuvent être considérées comme à peu près stables en comparaison de l'impact de la révolution agricole induite par l'apparition des engrais issus de la pétrochimie, et par la mécanisation des modes d'exploitations des habitats agro-pastoraux. Ce jeu d'interactions complexes explique pourquoi, pour une même parcelle, la biomasse récoltée ou la qualité de ce fourrage peut varier d'une année à l'autre. Cette variabilité constitue à la fois une source de contraintes pour les éleveurs qui ne peuvent pas être garantis totalement du niveau de la ressource disponible pour leurs animaux, mais également une source de régulation du fonctionnement de l'écosystème qui assure sa pérennité à moyen terme. Ces propriétés sont actuellement mises en avant dans la démarche agro-écologique pour caler les pratiques de gestion sur le potentiel de fonctionnement de la prairie et tirer ainsi avantage des interactions entre les êtres vivants et entre ces derniers et le milieu. Loiseau et al. (1990) estimaient que les performances des prairies permanentes de moyenne montagne en termes de production de fourrage offraient une gamme étendue, allant de 2 tonnes de matière sèche par hectare et par an pour les prairies sur sols « pauvres » (superficiels avec faible disponibilité en nutriments) à près de 10 tonnes pour les prairies sur sols profonds et fertiles. Cette gamme de variabilité a été retrouvée par Hulin et al. (2011) et référencée dans la typologie multifonctionnelle des prairies du Massif central (voir article suivant).

Ainsi, dans des conditions pédo-climatiques données, la composition botanique des prairies apparaît principalement contrôlée par deux facteurs, qui sont la disponibilité des éléments minéraux, et l'importance des perturbations, c'est à dire des exploitations, qui déterminent la part de la production de la prairie qui est utilisée. Dans la suite de cet article nous décrirons successivement le poids de deux pratiques majeures de gestion que sont la fertilisation et les modalités d'utilisation de la ressource en herbe.

2.1 Impact des pratiques de fertilisation

La disponibilité en nutriments est un facteur majeur contrôlant la croissance végétale. Ainsi, lorsque les nutriments cessent d'être limitants, on observe une accélération de la croissance qui se traduit par une augmentation de la taille des plantes (Herben et Huber-Sannwald, 2002). En ce qui concerne les parties aériennes (feuilles), cette forte accumulation de biomasse se traduit par une augmentation de la compétition pour la lumière entre les individus (Carrère et al., 2002). Il en résulte que la compétition entre plantes devient plus asymétrique et les petits individus doivent faire face à une plus forte compétition par unité de taille. C'est pour cela que l'introduction des engrais minéraux issus de la pétrochimie dans les pratiques de fertilisation agricole a modifié profondément et durablement les conditions écologiques de nombreuses parcelles agricoles.

2.1.1 Effet des apports minéraux

Il faut bien garder en tête que notre flore indigène, qui a évolué depuis des millions d'années dans un contexte de sols globalement assez pauvres, est dans son ensemble peu adaptée à une augmentation de la fertilisation qui favorise des espèces aujourd'hui communes et banales. La flore présente dans les parcelles fertilisées est le produit de cette sélection, qui a eu tendance à privilégier les espèces dont les stratégies sont les plus compétitrices, c'est-à-dire à même de capter les ressources plus rapidement et plus efficacement que leurs voisines. Ces effets, qui ont été montrés dans de nombreuses études et dans des milieux variés, sont visibles à partir de niveaux de fertilisation azotée de l'ordre de 25 kg/ha (Jacquemin et al., 2003 ; Pervanchon, 2004). La fertilisation a donc, du fait même de ce processus sélectif, engendré une banalisation du tapis herbacé. Cet effet a été décrit dès 1957 par André Voisin qui relève une diminution de la présence des légumineuses lorsque la fertilisation azotée augmente.

Expérimentalement il est montré que l'accroissement des apports d'azote (N), de phosphore (P) et de potassium (K) s'est traduit par une diminution de la richesse spécifique, liée à une régression voire une disparition des espèces non adaptées à des niveaux de disponibilité de ressources élevés. Pour ces espèces l'augmentation de la biomasse s'est traduite par un accroissement de la compétition inter spécifique pour d'autres ressources telles que la lumière ou l'eau. Les effets de la fertilisation potassique et phosphatée ont été moins étudiés que les effets de l'azote. Cependant, certaines études montrent que les teneurs en P et K ont également des effets négatifs sur la diversité spécifique. A l'inverse, une diminution de la fertilisation (essentiellement azotée) entraîne une réduction importante de la proportion des graminées dans le couvert. Des travaux sur des prairies permanentes du Jura (Jeangros, 1993 ; Jeangros et Berthola, 2002) montrent qu'après 4 ans

de désintensification (arrêt de fertilisation minérale), 10 nouvelles espèces sont apparues. Ce type d'observation a aussi été réalisé sur les placettes mises en place par le CBNMC pour suivre l'évolution de parcelles engagées en « zéro fertilisation » durant la dernière programmation des mesures agri-environnementales.

La fertilisation augmente également la valeur nutritive (digestibilité, teneur en matières azotées totales) des fourrages produits (Dumont et al., 2007). Peu d'études prennent cependant en considération d'autres dimensions de la qualité alimentaire des fourrages comme la teneur en oligo-éléments ou en composés secondaires. Or il a été montré que les dicotylédones sont capables d'extraire du sol des oligo-éléments nécessaires au métabolisme des animaux, dont le manque peut alors être source de carences. Sur la base d'approches plus empiriques, certains éleveurs ont également pris conscience des limites des prairies productives et peu diversifiées pour la santé de leurs animaux, allant même jusqu'à mettre de côté le foin des parcelles les plus diversifiées (donc sur les sols les plus maigres) pour le réserver aux vaches malades. Cette pratique illustre l'apparition d'une approche sanitaire de la nutrition animale à base de fourrages diversifiés, qui même si elle est loin d'être la norme montre une prise en considération des bienfaits de la diversité sur la santé animale. Cela passe notamment par une modification des quantités ingérées par l'animal qui peuvent aller jusqu'à 16 kg par repas pour un foin maigre contre en moyenne 12 kg pour du foin de prairie temporaire très riche en Dactyle aggloméré. En ralentissant le transit, ces foins maigres permettent de réguler des désordres métaboliques engendrés par des fourrages trop rapidement digestibles et trop riches, et peuvent même accroître l'efficacité d'assimilation des nutriments en prolongeant le temps d'échange entre le digestat et la muqueuse intestinale.

Il résulte de ces pratiques de fertilisation qu'à l'heure actuelle sur de nombreuses exploitations la biodiversité prairiale la plus forte se concentre sur quelques parcelles qui n'ont pas été soumises à ces pratiques parce qu'éloignées du siège d'exploitation (contrainte de déplacement) et / ou présentant des contraintes fortes (pentes, sols peu épais...) les rendant peu ou pas mécanisables.

2.1.2 Restitutions animales et engrais organiques

Les amendements organiques sont apportés par les animaux d'élevage, soit directement par les restitutions (féces et urine), soit indirectement par la production de fumier, lisier, purin ou compost à partir des restitutions en bâtiments d'élevage. Les déjections animales solides représentent, pour les bovins, environ 15 % de la matière sèche ingérée par les animaux (Haynes et Williams, 1993). Elles affectent les cycles de nutriments au sein de la prairie

en affectant la disponibilité des éléments nutritifs pour les plantes dans le temps (minéralisation plus ou moins longue sous l'impact de l'activité des microorganismes) et dans l'espace (transferts de fertilité dans et entre parcelles). Elles ont également un effet sur la structure et le fonctionnement des communautés végétales (Bloor et al., 2012), notamment en assurant un transfert de graines ingérées et non digérées (Amiaud et al., 2000) ou en créant des habitats favorables à certaines espèces (enrichissement local en nutriments, création de zones de refus alimentaire par exemple ; Hutching et al., 1998). L'importance des engrais organiques est connue depuis longtemps pour l'entretien des prairies car ils participent au maintien de l'humus du sol et de l'activité biologique (Voisin, 1957). La fertilisation à base de lisier, forme liquide plus riche en azote sous une forme facilement assimilable par les plantes, entraîne une augmentation des graminées tandis que le fumier, forme solide, tendrait à favoriser les espèces diverses (Pervanchon, 2004). Ces apports organiques sont en outre essentiels pour la chaîne trophique détritique composée de l'ensemble des êtres vivants (macro invertébrés, microorganismes) intervenant dans la minéralisation de la matière organique (Swift et al., 1979)

2.1.3 Interaction entre fertilisation et gradient topographique

L'analyse de relevés de végétations réalisés dans des prairies naturellement fraîches (zone de colluvionnement de bas de versant) et de prairies sèches fertilisées montre la présence d'espèces communes comme la Renoncule rampante, la Potentille rampante, la Patience crépue voire l'Agrostis stolonifère. Cette remontée des espèces eutrophiles des prairies fraîches le long du gradient topographique a été qualifiée d'« apophytisation » (Kopecky, 1984). En conséquence, il est parfois difficile, sans avoir fait l'étude de terrain, de savoir si une prairie eutrophile enrichie en taxons hygrophiles l'est pour des raisons hydriques ou pour des raisons trophiques. Favarger et Robert en 1956 considéraient déjà qu'« *Il n'y a pas de frontière bien nette entre une prairie fumée et une prairie fraîche naturelle* » (Cité par Foucault, à paraître en 2019). Ce phénomène nécessite donc d'adopter une position de prudence dans la définition des facteurs de dégradation de l'état de conservation d'une prairie. S'il est tout à fait normal dans les zones de dépressions d'observer l'abondance de l'Anthriscus sylvestre (*Anthriscus sylvestris*), son abondance à l'échelle d'une parcelle entière marque bien souvent une fertilisation poussée. Cette interaction est importante à garder à l'esprit lorsque l'on fait du conseil aux agriculteurs dans le cadre de diagnostic de l'état de conservation de leurs parcelles et de leurs pratiques de gestion.

- Les effets des amendements :

Peu d'études mentionnent clairement les effets des amendements calciques en prairies. Cette pratique en œuvre dans de nombreux territoires

d'élevage est destinée à modifier la physicochimie des sols en relevant leur pH naturellement acide ou acidifié par la fertilisation minérale azotée (Bolan et al., 2003). La popularité de cette pratique fort ancienne tient à des observations empiriques qui ont constaté une augmentation des rendements en biomasse végétale suite à un amendement calcique. Ce semble dû, dans une majorité des cas, à une réduction de la toxicité de certains éléments aluminiques et une plus grande acquisition de nutriments tels que le phosphore (Haynes & Naidu, 1998).

Les apports calciques, quelle que soit leur forme : carbonate de calcium (CaCO_3), calcaire dolomitique (CaCO_3 , MgCO_3), hydroxyde de calcium (Ca(OH)_2) ou oxyde de calcium (CaO) amènent des ions calcium et magnésium qui ont des effets directs sur les propriétés du sol et la floculation des particules du sol (Paradelo et al., 2015), mais également des effets plus indirects à travers l'augmentation de pH. Cela permet en particulier de réduire la toxicité en aluminium (Al) et manganèse (Mn), d'augmenter la disponibilité des éléments nutritifs, ce qui induit des changements dans les communautés végétales et microbiennes en augmentant notamment l'activité microbienne et la minéralisation (Bolan et al., 2003). Si les effets potentiels du Ca sur le système plante-sol sont bien documentés, l'impact net du chaulage à long terme reste parfois flou (Paradelo et al., 2015).

En prairies, la pratique du chaulage est conseillée pour favoriser les légumineuses, mais paradoxalement ces pratiques se concentrant dans le Massif central essentiellement sur des parcelles à haut rendement faisant l'objet d'une fertilisation poussée (et donc peu favorables aux légumineuses) il reste délicat de faire la part des choses entre ces deux pratiques. Pour le cas précis des pâtures acides d'altitude, il a été montré que les amendements calcaires augmentent le rendement (Thruston et al., 1976). De plus, toutes les espèces n'ayant pas la même sensibilité au calcium, le chaulage va donc en favoriser certaines, et agir en ce sens comme un filtre de la sélection de la biodiversité végétale. Sur le Forez, De Montard (1982) a montré que le chaulage faisait disparaître les acidiphiles strictes des pelouses originelles (*Galium saxatile*, *Luzula campestris*, *Avenella flexuosa*) et favorisait les prairiales à plus large amplitude comme *Agrostis capillaris*.

2.2 Les effets du régime de défoliation : la fauche et le pâturage

Tout d'abord il convient de souligner la difficulté à séparer ces deux types traditionnels d'exploitation des surfaces agropastorales du fait de la prédominance aujourd'hui de systèmes mixtes. Par ailleurs la date de première exploitation et les fréquences de ces dernières au cours de l'année ont un impact fort sur la composition des végétations prairiales.

2.2.1 Impact de la fauche

La fauche réalise un prélèvement homogène de la biomasse produite, car la lame de coupe (la faux dans les pratiques anciennes, ou la faneuse dans les techniques actuelles) réalise une ablation systématique de la végétation à une hauteur déterminée. La mécanisation des chantiers de fauche a par ailleurs conduit à sélectionner certaines parcelles dont les caractéristiques topologiques (pente pas trop forte, absence d'obstacles) et de portance permettait l'utilisation d'engins de grande taille. Ce phénomène est de fait intégré dans les savoir-faire ancestraux des paysans qui ont toujours spécialisé certaines parcelles vers un régime de fauche et d'autres vers un régime de pâturage. Ce savoir empirique résulte de la sélection de certaines espèces par les modes d'exploitations, et en particulier la sélection par une exploitation tardive de fauche d'espèces à conservation de ressources. Ces espèces correspondent d'un point de vue écologique aux espèces de lisières herbacées (ourlets), qui ont la particularité d'amasser beaucoup de biomasse et d'avoir des organes foliaires à durée de vie longue. Ces caractéristiques permettent une grande accumulation de biomasse sur le premier cycle de végétation (de la sortie de l'hiver à la maturation des graines), qui pouvait être ramassée et stockée en sec pour assurer l'alimentation des troupeaux durant les périodes défavorables (essentiellement l'hiver en montagne). Cette capacité de reporter l'utilisation de la ressource fourragère en dehors de la période de croissance apportait une souplesse d'exploitation, d'autant plus intéressante dans les territoires de moyenne montagne aux conditions météorologiques instables. L'espèce caractéristique de cette catégorie est bien l'Avoine élevée ou Fromental (*Arrhenatherum elatius*), mais la Trisetè jaunâtre (*Trisetum flavescens*) joue un rôle majeur au-delà de 1000 m d'altitude dans l'accumulation de biomasse des prairies de fauche d'altitude.

Une augmentation de la fréquence de fauche tend à éliminer les espèces sensibles à des fréquences de coupes trop rapides, car ces espèces n'ont pas le temps de reconstituer leurs réserves et souffrent de la compétition d'espèces à croissance plus rapide. Par ailleurs, un rythme de fauche rapide va limiter le développement de la phase reproductive, et favoriser le développement végétatif des espèces à croissance rapide. En conséquence, l'augmentation de la biomasse annuelle récoltée résulte d'un processus de sélection des espèces compétitives et productives : les graminées augmentent et les dicotylédones diminuent (Carrère et al., 2002). En zone de montagne notamment, le développement des techniques d'ensilage et d'enrubannage accompagnées d'une augmentation de la fertilisation azotée a permis d'avancer les dates de fauche d'au moins un mois (Carrère et al., 2002 ; Dumont et al., 2007). Ainsi, l'exploitation des parcelles a lieu avant la période de floraison de la plupart des espèces (principalement les dicotylédones), ce qui réduit leur capacité à produire des graines et à les disperser. Le stock de graines dans le

sol s'appauvrit et les espèces disparaissent peu à peu, laissant place aux espèces favorisant le développement végétatif (graminées principalement). A terme c'est la diversité floristique du milieu qui diminue. Ce mode d'exploitation précoce a également un impact sur les insectes nectarivores et pollinisateurs, tels que les papillons et les abeilles, qui ne bénéficient plus des ressources produites par les fleurs (Dumont et al., 2007). Enfin, la généralisation de cette technique entraîne à terme une banalisation du paysage (paysage jardiné et très vert) avec la disparition progressive des prairies fleuries et colorées du début d'été (Carrère et al., 2002). Aucun dispositif de suivi à grande échelle ne permet à ce jour de se rendre compte des modifications engendrées sur les parcelles concernées, mais si l'enrubannage concernait essentiellement à l'origine des prairies temporaires, on note ces dernières années, une augmentation forte du traitement en enrubannage de prairies semi-naturelles. A l'inverse, une trop grande diminution de la fréquence de coupe, ou une première coupe trop tardive, génère également une baisse de la diversité végétale, car les espèces à croissance rapide vont fermer le couvert végétal et exercer une compétition pour la lumière très forte sur les espèces à croissance lente. La date de fauche constitue donc un élément important, une coupe trop précoce empêchant la production de semences des espèces non clonales, et une coupe trop tardive se traduisant par un couvert parfois trop fermé pour l'installation de nouvelles plantes issues de la parcelle même ou de son environnement (Carrère et al., 2002 ; Dumont et al., 2007 ; Pervanchon, 2004).

2.2.2 Impact du pâturage

Les effets du pâturage sur la biodiversité des prairies font l'objet d'une vaste bibliographie (Voir synthèse de Marriott et Carrère, 1998), principalement parce que le pâturage ne se limite pas à une simple ablation de tissus. Les effets indirects à travers le piétinement, les déjections et le comportement de l'animal au pâturage, sont également à prendre en compte, car ils modifient les facteurs du milieu. Ainsi, les stratégies alimentaires des animaux (choix, utilisation de l'espace), renforcées par la distribution des éléments fertilisants (à travers fèces et urine) va entraîner une hétérogénéité (Garcia et al., 2004), qui sera d'autant plus marquée que l'animal pourra exprimer ses préférences (Parsons, Carrère et Schwinning, 2000). Par le piétinement, les animaux structurent les communautés végétales en créant des ouvertures dans le couvert qui peuvent être colonisées par de nouvelles espèces. Les herbivores expriment des préférences alimentaires (Dumont, 1996) qui les conduisent à sélectionner leur prise alimentaire : par exemple, les ovins trient les aliments de plus haute densité énergétique. Les herbivores sélectionnent fortement les espèces préférées lorsqu'elles sont distribuées en agrégats plutôt que disséminées dans l'ensemble de la parcelle (Dumont

et al., 2002). Cette hétérogénéité du milieu se traduira par une plus forte structuration de l'espace favorable à la diversité floristique et faunistique.

D'une manière générale, une forte intensité de pâturage tend à avoir un effet négatif sur la richesse spécifique des différents types végétaux (Duru et al., 2001 ; Dumont et al., 2007). Cependant, celle-ci diminue également lorsque la pression de pâturage devient trop faible (Carrère et al., 2002, Jacquemyn et al., 2003,). Cette tendance semble respecter l'hypothèse de « stress intermédiaire » (illustrée par une courbe « en cloche ») qui prédit que la diversité floristique sera maximale pour les niveaux médians des facteurs agronomiques liés au milieu ou aux pratiques, et faible pour leurs valeurs extrêmes.

Lorsque la fréquence de pâturage augmente, les espèces sensibles au piétinement ou ayant une faible capacité de régénération sont rapidement éliminées et les espèces résistantes au pâturage avec un port prostré dominant (Carrère et al., 2002 ; Herben et Huber-Sannwald, 2002 ; Louault et al., 2005). Les annuelles sont favorisées et les pérennes désavantagées (Sternberg et al., 2000). Une réduction de la pression de pâturage favorise les espèces de grande taille, compétitrices pour la lumière (Dumont et al., 2007) et entraîne l'augmentation des espèces pérennes (Pakeman et al., 2004).

Il semble que le pâturage ait des effets plus bénéfiques que la fauche sur la diversité végétale (Isselstein et al., 2005) mais il reste difficile de découpler les effets utilisation des effets fertilisation. Ainsi les prairies pâturées fréquemment en système laitier (pâturage tournant « au fil ») présentent une diversité floristique faible.

- Intérêt d'une approche fonctionnelle

Les prairies sont un bon modèle pour mieux comprendre l'impact des activités humaines sur la biodiversité, c'est-à-dire analyser l'effet de pratiques spécifiques sur le fonctionnement des communautés végétales et des espèces qui les composent. Il semble en effet que l'important, au-delà de la seule volonté de conservation d'espèces rares, est de comprendre quel « type d'espèce » sera affecté par une modification de pratique et en quoi, de par son rôle dans la structure du système, cela va affecter les propriétés de l'écosystème tout entier et par là même sa stabilité (Balent et al., 1999).

Ce type d'interrogation a conduit à s'intéresser aux stratégies d'espèces, souvent abordées sous l'angle des traits de vie ou de fonctionnement. Il s'agit par-là d'identifier des caractères morphologiques, physiologiques ou phénologiques d'une espèce qui déterminent ses performances individuelles (Violle et al., 2007). Ainsi, la caractérisation du fonctionnement des espèces permet d'identifier des stratégies, que l'on peut ensuite replacer sur un gradient de facteurs écologiques (stress/perturbation). Ces

stratégies d'espèce correspondent à des réponses fonctionnelles ou des trajectoires d'adaptations, en terme d'acquisition des ressources (capture vs conservation) ; ou de régénération des tissus (compétitrices vs conservatrices). Cela a permis de distinguer deux grandes stratégies de réponse de la diversité des prairies aux pratiques agricoles (Cruz et al., 2002). L'une d'elle correspond à un investissement fort dans la capture des ressources minérales et caractérise les espèces adaptées aux milieux riches et à des fréquences de défoliation élevée (Ray-grass anglais, Dactyle aggloméré, Pâturin commun). L'autre correspond à la conservation des ressources et caractérise les espèces adaptées à des milieux plus pauvres et à une fréquence de défoliation plus faible (Agrostis capillaire, Fétuque rouge, Brachypode penné). Ces deux types de stratégie sont associés à des groupes fonctionnels (taille des feuilles, teneur en matière sèche des feuilles, durée de vie des feuilles...) qui expliquent directement la flexibilité d'exploitation des parcelles agricoles. Ainsi une prairie dominée par des espèces à « capture des ressources » a une productivité forte, une maturité précoce, mais une très faible flexibilité d'exploitation ce qui la rend très vulnérable aux aléas climatiques. Les dicotylédones, espèces beaucoup moins compétitives que les graminées, sont en général très présentes dans les prairies moins intensivement exploitées. La prise en compte de ces stratégies sous un angle agronomique en termes de valeur d'usage de ces espèces en fonction de la disponibilité des éléments du milieu ou du taux de chargement permet de construire des typologies d'espèce (Cruz et al., 2010) en fonction du niveau de leur production, de leur précocité ou de leur capacité à maintenir de l'herbe sur pied. L'analyse des conditions d'agrégation de ces espèces, pour former des communautés végétales, permet quant à elle d'identifier des faciès de végétations que l'on pourra caractériser en terme de composition spécifique, de potentiel agronomique ou écologique, pour *in fine* évaluer les services écosystémiques que ces types prairiaux pourront rendre (Carrère et al., 2012, voir article suivant dans ce volume).

Conclusion

Sur ces dernières décennies, l'intensification des pratiques de gestion (rythme des fauches, niveau de fertilisation, chargement animal) a conduit à une réduction drastique de la diversité spécifique des prairies de montagne, au profit de gains de productivité importants. Mais plus que l'intensification elle-même, c'est l'uniformisation des pratiques à l'échelle globale qui constitue une menace sérieuse pour la diversité biologique (Carrère et al., 2002). En effet, la généralisation d'un même type de pratiques sur un vaste territoire induit une pression de sélection convergente qui entraîne une banalisation de la flore. Or c'est justement la diversité des milieux et des pratiques qui jusqu'à présent a permis de maintenir la diversité des prairies

rencontrées à l'échelle de l'Auvergne. Ces prairies résultent d'une histoire. Une gestion adaptée des prairies, c'est-à-dire en cohérence avec le potentiel du milieu et le cortège floristique présent, est à même de valoriser ce potentiel herbager unique. De plus, avec un parcellaire plus diversifié l'éleveur pourra gagner en souplesse d'exploitation et jouer sur la complémentarité entre les parcelles : certaines précoces et productives assureront le stock, d'autres diversifiées offriront un fourrage de qualité aux animaux et des arômes qui seront valorisés dans les produits de terroir, d'autres enfin plus tardives ou dans des zones plus humides donneront de la souplesse et de la sécurité au système (en cas de sécheresse par exemple). Car l'enjeu actuel réside dans la capacité des systèmes d'élevage à remplir des fonctions multiples associant efficacité économique, respect de l'environnement, qualité organoleptique et sanitaire des produits, bien-être des animaux et attractivité des paysages. Les prairies d'Auvergne de par leur diversité permettent de le relever.

Remerciements

Merci à Catherine Rocher pour son éclairage sur les végétations de parcours.

Bibliographie

Agreste 2017. La première prairie de France : analyse croisée de son évolution depuis 1955. Juin 2017, 10 : 1-8.

Amiaud B., Carrère P., 2012. La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques. Fourrages, 211 :229-238.

Amiaud B., Bonis A., Bouzille J.-B., 2000. Conditions de germination et rôle des herbivores dans la dispersion et le recrutement d'une espèce clonale : *Juncus gerardi* Lois. Canadian Journal of Botany, 78(11) : 1430-1439.

Balent G., Alard D., Blanfort V. et Poudevigne I., 1999. Pratiques de gestion, biodiversité floristique et durabilité des prairies. Fourrages, 160 : 385-402.

Bloor J.M.G., Jay-Robert P., Le Morvan A., Fleurance G., 2012. Déjections des herbivores domestiques au pâturage : caractéristiques et rôle dans le fonctionnement des prairies. INRA Production Animales, 25(1) : 45-56.

Bolan N.-S., Adriano D.-C., Curtin D., 2003. Soil acidification and liming interactions with nutrient and heavy metal transformation and bioavailability. Advances in Agronomy, 78 :215-272.

Carrère P., Dumont B., Cordonnier S., Orth D., Teyssonneyre F., Petit M., 2002. L'exploitation des prairies de montagne peut-elle concilier biodiversité et production fourragère ?. Actes du colloque Moyenne montagne en devenir : développement agricole et agroalimentaire, INRA-ENITA, Lempdes, 14 et 15 novembre 2002, p. 41-46.

Carrère P., Seytre L., Piquet M., Landrieaux J., Rivière J., Chabalier C., Orth D., 2012. Une typologie multifonctionnelle des prairies des systèmes laitiers AOP du Massif central combinant des approches agronomiques et écologiques. *Fourrages*, 209 : 9-21.

CERPAM, Institut de l'élevage, SUAMME 2007. Broussaille et pâturage, un autre regard. Document Service pastoralisme de la chambre régionale d'agriculture Occitanie.

CERPAM, chambre régionale d'agriculture Occitanie, chambre d'agriculture de la Corse 2016. Guide pastoral caprin. Co-édition Cerpam et Cardère éditeur.

Cruz P., Duru M., Therond O., Theau J.-P., Ducourtieux C., Jouany C., Al Haj Khaled R., Ansquer P., 2002. Une nouvelle approche pour caractériser les prairies naturelles et leur valeur d'usage. *Fourrages*, 172 : 335-354.

Cruz P., Theau J.-P., Lecloux E., Jouany C., Duru M., 2010. Typologie fonctionnelle de graminées fourragères pérennes : une classification multitraits. *Fourrages*, 201 : 11-17.

De Montard F.-X., 1982. Amélioration pastorale des landes à callune des Monts du Forez par la fauche et la fertilisation. *Fourrages*, 91 : 17-36.

Dumont B., 1996. Préférences et sélection alimentaire au pâturage. *INRA Productions animales*, 9: 359-366.

Dumont B., Carrere P., D'Hour P., 2002. Foraging in patchy grasslands: diet selection by sheep and cattle is affected by the abundance and spatial distribution of preferred species. *Animal Research*, 51: 367-381.

Dumont B., Rook A.-J., Coran Ch., Röver K.-U., 2007. Effects of livestock breed and grazing intensity on biodiversity and production in grazing systems. 2. Diet selection. *Grass and Forage Science*, 62: 159-171.

Duru, M., Hazard L., Jeangros B., Mosimann E., 2001. Fonctionnement de la prairie pâturée : structure du couvert et biodiversité. *Nouveaux regards sur le pâturage- Actes des journées AFPF 21-22 mars 2001, Paris. 37-52.*

Ellenberg H., 1982. *Vegetation Mitteleuropa mit den Alpen*. Ulmer Verlag, Stuttgart, 989 pp.

Garcia F., Carrère P., Decuq F., Baumont R., 2004. Mapping grazing activity and sward variability improves our understanding of plant-animal interaction in heterogeneous grasslands. *Grassland Science in Europe*, 9 : 763-765.

Jeangros B., 1993. Prairies permanentes en montagne : I- Effet de la fréquence des coupes et de la fertilisation azotée sur la composition botanique. *Revue Suisse d'Agriculture*, 25: 345-360.

Jeangros B. et Bertola C., 2002. Long-term evolution of an intensively managed meadow after cessation of fertilisation and reduction of cutting frequency. Multi-function grasslands. J.L. Durand, J.C. Emile, C. Huyghe and G. Lemaire (Eds.). *Grassland Science in Europe*, 7: 794-795.

Haynes R.-J. & Naidu R., 1998. Influence of lime, fertilizer and manure applications on soil organic matter content and soil physical conditions: A review. *Nutrient Cycling in Agroecosystems*, 51(2): 123-137.

Haynes R.-J., William P.H., 1993. Nutrient cycling and soil fertility in the grazed pasture ecosystem. *Advance in Agronomy*, 49: 119-200.

Herben T. and Huber-Sannwald E., 2002. Effect of management on species richness of grasslands: sward-scale processes lead to large-scale patterns. *Multi-function grasslands*. J.-L. Durand, J.-C. Emile, C. Huyghe and G. Lemaire (Eds.). *Grassland Science in Europe*, 7: 635-643.

Hulin S., Carrere P., Chabalière C., Farruggia A., Landrieux J., Orth D., Piquet M., Rivière J., Seytre L., 2011. Typologie multifonctionnelle des prairies, Niveau 1 version simplifiée et de terrain décrivant les types majoritaires rencontrés en zones AOP; Ed Pole fromager AOP Massif central. 152 pages.

Hutchings M.-R., Kyriazakis I., Anderson D.-H., Gordon I.-J., Coop R.L., 1998. Behavioural strategies used by parasitized and non-parasitized sheep to avoid ingestion of gastrointestinal nematode, associated with faeces. *Animal Science*, 67: 97-106.

Isselstein J., Jeangros B. and Pavlu V., 2005. Agronomic aspects of biodiversity targeted management of temperate grasslands in Europe – a review. *Agronomy Research*, 3: 139-151.

Jacquemyn H., Brys R. & Hermy M., 2003. Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation*, 111: 137-147.

Kopecky K., 1984. Der Apophytisierungsprozeß und die Apophytengesellschaften der Galio-Urticetea mit einigen Beispielen aus der stidwestlichen Umgebung von Prag. *Folia Geobot. Phytotax*, 19: 113-138.

Loiseau P., De Montard F.X. and Ricou G., 1990. Grassland in upland areas: the Massif central (France) Ecosystem of the world 17A Breymer AI Ed, Elsevier, pp 71-97.

Louault F., Pillar V.-D., Aufrère J., Garnier E., & Soussana J.-F., 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science*, 16: 151-160.

Marriott C.A. and Carrère P., 1998. Structure and dynamics of grazed vegetation. *Annales de Zootechnie*, 47:359-370.

Pakeman R.J., 2004. Consistency of plant species and trait responses to grazing along a productivity gradient: a multi-site analysis. *Journal of Ecology*, 92: 893-905.

Paradelo R., Virto I. & Chenu C., 2015. Net effect of liming on soil organic carbon stocks: A review. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 202: 98-107.

Parsons A.-J., Carrère P. and Schwinning S., 2000. Dynamics of heterogeneity in a grazed sward. In : *Grassland Ecophysiology and Grazing Ecology* (Eds G.

Lemaire, J. Hodgson, A. de Moraes, C. Nabinger et P.C. de F. Carvalho), CAB International, pp. 289-315.

Pervanchon F., 2004. Modélisation de l'effet des pratiques agricoles sur la diversité végétale et la valeur agronomique des prairies permanentes en vue de l'élaboration d'indicateurs agri-environnementaux. Thèse. Institut National Polytechnique de Lorraine. 379 p.

Plantureux S., Pottier E., Carrère P., 2012. La prairie permanente : nouveaux enjeux, nouvelles définitions ?, *Fourrages*, 211 : 181-193.

Sternberg M., Gutman M., Perevolotsky A., Ungar E.-D. and Kigel J., 2000. Vegetation response to grazing management in a Mediterranean herbaceous community: a functional group approach. *Journal of Applied Ecology*, 37(2): 224-237.

Swift M.-J., Heal O.-X., Anderson J.-M., 1979. *Decomposition in terrestrial ecosystems*. Blackwell Scientific Publication. Oxford, UK, 372 pages.

Thurston J.-M., Williams E.-D., Johnston A.-E., 1976. Modern developments in an experiment on permanent grassland started in 1856: Effects of fertilisers and lime on botanical composition and crop and soil analyses. *Annales Agronomiques*, 27:1043-1082.

Violle C., Navas M.-L, Vile D., Kazakou E., Fortunel C., Hummel I., Garnier E., 2007. Let the concept of trait be functional!, *Oikos*, 116: 882-892.

Voisin A., 1957. *La productivité de l'herbe*. Ed. France Agricole. 432 pages.