

Université Libre de Bruxelles

Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire

Faculté des Sciences

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Evaluation des fonctions territoriales de l'élevage

Mémoire de Fin d'Etudes présenté par

CUVELIER, Christine

en vue de l'obtention du grade académique de
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Année académique : 2007-2008

Directeur : Prof. Bernard GODDEN

Université Libre de Bruxelles

Institut de Gestion de l'Environnement et d'Aménagement du Territoire

Faculté des Sciences

Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Evaluation des fonctions territoriales de l'élevage

Mémoire de Fin d'Etudes présenté par

CUVELIER, Christine

en vue de l'obtention du grade académique de
Master en Sciences et Gestion de l'Environnement

Année académique : 2007-2008

Directeur : Prof. Bernard GODDEN

Remerciements

Merci à Monsieur Bernard GODDEN, pour le temps consacré à l'encadrement de ce travail.

Merci à Monsieur Christian MULDER, qui a eu la patience de répondre à mes questions, et à Monsieur Serge ROUXHET, qui a eu la gentillesse de me fournir certaines références de ce travail.

Résumé

La « multifonctionnalité de l'agriculture » est un concept qui a fait son apparition relativement récemment dans le langage des instances internationales et communautaire. A travers ce concept, on reconnaît que la fonction de l'agriculture ne se limite pas seulement à produire des aliments et des fibres, mais que l'agriculture a également un rôle dans la protection des ressources naturelles, la création de paysages, l'entretien de l'espace, la préservation de la biodiversité,... Dans le cadre de cette nature multifonctionnelle, l'agriculture d'aujourd'hui se doit donc d'intégrer conjointement des objectifs socio-économiques et des objectifs environnementaux.

Avec pratiquement la moitié de sa superficie consacrée à l'agriculture, la Région wallonne est particulièrement concernée par cette nouvelle optique. Caractérisée par un secteur agricole dominé par l'élevage bovin, avec un système de production globalement plutôt extensif, le cas de la Région wallonne constitue un point de départ intéressant afin d'évaluer plus spécifiquement les fonctionnalités de l'élevage — l'une des composantes du secteur de l'agriculture —. Ce travail se penche donc sur l'aspect multifonctionnel de l'élevage, et esquisse ainsi les grandes lignes des deux fonctions principales de l'élevage lorsque celui-ci est lié au sol : la fonction productive d'une part, et la fonction territoriale d'autre part.

Cette fonction territoriale de l'élevage peut être découpée en trois volets distincts. Le premier s'intéresse à la préservation de la biodiversité. Ce thème aborde non seulement la problématique de « l'agrobiodiversité », ou diversité biologique au sein des élevages, mais aussi le rôle de l'élevage par rapport à la préservation de la biodiversité de son environnement physique. Le deuxième volet concerne les fonctions de l'élevage par rapport à la gestion de l'espace : rôle du pâturage dans la prévention des risques d'incendies, mais aussi rôle du pâturage dans la gestion de zones peu accessibles. Enfin, le troisième volet aborde la contribution de l'élevage à la gestion des paysages.

Table des matières

REMERCIEMENTS.....	3
RESUME.....	5
TABLE DES MATIERES.....	7
LISTE DES FIGURES ET TABLEAUX	9
LISTE DES ABRÉVIATIONS.....	11
INTRODUCTION.....	13
1^{RE} PARTIE : CONTEXTE POLITIQUE DE LA MULTIFONCTIONNALITE DE L'AGRICULTURE	15
I. Historique et évolution	15
I.1. Contexte international	15
I.2. Contexte communautaire	15
I.3. Contexte régional wallon	19
II. Définitions, approches et interprétations différenciées du concept de multifonctionnalité de l'agriculture	19
2^{EME} PARTIE : LE SECTEUR AGRICOLE EN REGION WALLONNE : HISTORIQUE ET EVOLUTION.....	23
I. Superficie agricole utilisée.....	23
II. Cheptel wallon	26
II.1. Cheptel bovin	27
II.2. Cheptels ovins et caprins.....	28
II.3. Cheptel équin	29
II.4. Cheptel porcine	29
II.5. Cheptel avicole	29
II.6. Charge en bétail	29
3^{EME} PARTIE : LES FONCTIONNALITES DE L'ELEVAGE	32
I. La fonction de production	32
I.1. Aperçu à l'échelle mondiale et communautaire	32
I. 2. Nature et valeur de la production issue de l'élevage en Région wallonne	36
II. La fonction territoriale	37
II. 1. Préservation de la biodiversité.....	38

II.1.1. Préservation de la biodiversité des élevages en Région wallonne.....	38
II.1.2. Préservation de la biodiversité grâce à l'élevage en Région wallonne.....	43
II.1.2.1. Une érosion alarmante de la biodiversité.....	43
II.1.2.2. La biodiversité des espèces en Région wallonne.....	44
II.1.2.3. La biodiversité des écosystèmes en Région wallonne.....	46
II.1.2.4. Aperçu du rôle de l'agriculture dans le déclin de la biodiversité.....	59
II.1.2.5. Le pâturage et la biodiversité.....	64
II.1.2.6. Les mesures agri-environnementales et la biodiversité.....	72
II.2. Contribution à la gestion de l'espace.....	80
II.2.1. Rôle du pâturage dans la prévention des risques d'incendies.....	80
II.2.2 Rôle du pâturage dans la gestion de zones peu accessibles.....	84
II.3. Gestion des paysages.....	87
II.3.1. Une définition de la notion de paysage.....	87
II.3.2. Classification des paysages en Région wallonne.....	87
II.3.3. Aperçu du rôle de l'agriculture dans l'évolution des paysages.....	90
II.3.4. Elevage et gestion des paysages.....	91
II.3.5. Les mesures agri-environnementales et la gestion des paysages.....	92
CONCLUSIONS ET PERSPECTIVES.....	95
BIBLIOGRAPHIE	99
FIGURES.....	108
TABLEAUX.....	130

Liste des figures et tableaux

Figure 1 : Répartition de la surface agricole utilisée (SAU) totale en Région wallonne (année 2004) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

Figure 2 : Evolution (%) entre 1990 et 2004 des superficies allouées aux principales cultures agricoles en Région wallonne (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

Figure 3 : Evolution de la superficie (km²) allouée aux prairies permanentes entre 1990 et 2005 en Région wallonne (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

Figure 4 : Evolution de la superficie (km²) allouée à la culture du maïs fourrager entre 1990 et 2005 en Région wallonne (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

Figure 5 : Evolution comparée des superficies allouées aux prairies et à la culture du maïs entre 1985 et 2005 en Région wallonne (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007)

Figure 6 : Régions agricoles en Région wallonne (Gouvernement wallon, 2007)

Figure 7 : Surface agricole utilisée (SAU), par région agricole, en Région wallonne (année 2004) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

Figure 8 : Evolution de la charge en bétail (exprimée en nombre d'animaux en Unités de Gros Bétail par hectare de superficie fourragère) en Région wallonne entre 1987 et 1999 (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2000)

Figure 9 : Charge en bétail (exprimée en nombre d'animaux en Unités de Gros Bétail (UGB) par hectare de surface fourragère) en Région wallonne (année 2004) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

Figure 10 : Charge en bétail (exprimée en nombre d'animaux en Unités de Gros Bétail par hectare de superficie fourragère) en Région wallonne, Région flamande et Belgique (année 1998-1999) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2000)

Figure 11 : Evolution de la consommation individuelle annuelle de viandes (kg/an) dans l'Union européenne de 1970 à 2002 (Chatellier *et al.*, 2003)

Figure 12 : Evolution au cours du temps de la mise en œuvre de la mesure agri-environnementale 6 — détention d'animaux de races locales menacées — en Région wallonne, en nombre d'animaux de races locales menacées (en Unités de Gros Bétail) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007)

Figure 13 : Typologie des prairies les plus rencontrées en Région wallonne (Rouxhet *et al.*, 2007)

Figure 14 : Relations de valeur biologique entre les types de prairies présentes au sein du milieu agricole en Région wallonne (Rouxhet *et al.*, 2007)

Figure 15 : Dynamique de la végétation des prairies de fauche de basse altitude en fonction de la fertilisation (Gathoye et Terneus, 2006)

Figure 16 : Dynamique de la végétation des prairies humides à *Molinia* (Gathoye et Terneus 2006)

Figure 17 : Fréquence relative (%) des principales menaces pesant sur les papillons de jour en Région wallonne (adapté de Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007)

Figure 18 : Evolution de la superficie des prairies extensives (ha) entre 1998 et 2006 (à partir de Le Roi *et al.*, 2006)

Figure 19 : Carte des territoires paysagers de Wallonie, regroupements en ensembles (Droeven *et al.*, 2004)

Figure 20 : Carte des territoires paysagers de Wallonie, formes de relief et types d'occupations du sol (Droeven *et al.*, 2004)

Tableau I : Utilisation du sol (km²) par l'exploitation agricole en Région wallonne en 2001 et 2005 (Source : Direction générale Statistique et Information économique, 2004 ; 2006a)

Tableau II : Utilisation du sol (km², % de la surface agricole utilisée (SAU) totale) en Région wallonne en 1992, 1999 et 2005 (Direction générale Statistique et Information économique, 1999 ; 2006a ; Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005 ; Gouvernement wallon, 2007)

Tableau III : Utilisation du sol (km²) par région agricole, en Région wallonne (année 2004) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

Tableau IV : Evolution du nombre de bovins recensés, de vaches laitières et de vaches allaitantes (en milliers de têtes) et du % de vaches laitières et de vaches allaitantes parmi les bovins recensés en Région wallonne (adapté de Gouvernement wallon, 2007)

Tableau V : Nombre de bovins totaux, vaches laitières, vaches allaitantes, ovins, caprins, équidés totaux, chevaux de trait et autres chevaux en Région wallonne et au sein des différentes régions agricoles wallonnes en 2005 (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a)

Tableau VI : Evolution passée et projection des consommations de viande et de lait (en kg) dans les pays en développement et dans les pays développés (adapté de FAO, 2006)

Tableau VII : Valeur de la production agricole wallonne en 1990 et 2004 (en millions d'euro courants) (adapté de Marsin, 2006)

Tableau VIII : Tableau récapitulatif des types de prairies (Rouxhet *et al.*, 2007)

Tableau IX : Objectifs environnementaux des différentes méthodes agri-environnementales (MAE) (Gouvernement wallon, 2007)

Liste des abréviations

FAO : Food and Agriculture Organization of the United Nations

IUCN : International Union for Conservation of Nature

MAE : Mesure Agri-Environnementale

MS : Matière Sèche

OCDE : Organisation de Coopération et de Développement Economique

PAC : Politique Agricole Commune

SAU : Superficie Agricole Utilisée

SEP : Structure Ecologique Principale

UGB : Unité de Gros Bétail

Introduction

La moitié du territoire de l'Union européenne est consacrée à l'agriculture. Ceci suffit à souligner l'importance de cette activité vis-à-vis du milieu naturel. Au lendemain de la seconde guerre mondiale, afin de faire face à la pénurie alimentaire et de favoriser la relance économique et sociale, les agriculteurs ont été invités, par le biais de la mise en place de la Politique Agricole Commune (PAC), à modifier leurs pratiques agricoles vers davantage de rendement. On a alors assisté à de profonds bouleversements au sein du monde agricole, tels qu'un accroissement de la dépendance des exploitations aux facteurs de production issus de l'industrie (machines et produits chimiques de synthèse), une augmentation de la taille des activités (surface et cheptels), et une spécialisation des exploitations.

La mise en place et le développement de cette nouvelle forme d'agriculture, que l'on peut qualifier d'agriculture « intensive », ont vu apparaître assez rapidement un cortège d'effets néfastes sur l'environnement : pollution des eaux, pollution de l'air, diminution de la biodiversité, uniformisation des paysages,...

Dans ce contexte, une prise de conscience relative à la dégradation de la qualité de l'environnement et du rôle crucial joué par l'agriculture dans ce processus s'est progressivement opérée. La nécessité de prendre en considération d'autres aspects que ceux strictement économiques est apparue, et s'est traduite par la prise en compte de nouveaux objectifs, tels que le respect de l'environnement. Aussi, outre sa fonction première de production, on attribue aujourd'hui à l'agriculture de nouvelles fonctions — conservation de la biodiversité, conservation du patrimoine naturel et des paysages, protection des sols, prévention des glissements de terrain, sécurité alimentaire, bien-être animal,... — et on parle de plus en plus d'agriculture « multifonctionnelle », ou de « multifonctionnalité » de l'agriculture.

Les deux grands pôles de l'agriculture, l'élevage et les cultures, sont directement concernés par cette nouvelle optique. Précisément, l'élevage, lorsqu'il est lié au pâturage, présente une fonction productive et une fonction territoriale, cette dernière pouvant être déclinée sous plusieurs facettes.

L'objectif de ce travail est donc d'évaluer la fonction territoriale de l'élevage, en se basant sur une recherche dans la bibliographie existante. La première partie de ce manuscrit abordera le contexte politique dans le quel s'est inscrit et développé le concept de multifonctionnalité de l'agriculture, et tentera d'en esquisser une définition. La deuxième partie décrira quant à elle le secteur agricole en Région wallonne, en se concentrant sur les pratiques de l'élevage,

en termes quantitatif et qualitatif : superficie agricole utilisée (SAU) et cheptels animaux. Enfin, la troisième partie se focalisera sur les fonctions de l'élevage : fonction productive d'une part, et fonction territoriale d'autre part. L'accent sera surtout porté sur ce dernier point, avec une analyse des différentes facettes à travers lesquelles la fonction territoriale peut être appréhendée : préservation de la biodiversité, contribution à la gestion de l'espace et gestion des paysages.

1^{re} partie : Contexte politique de la multifonctionnalité de l'agriculture

I. Historique et évolution

I.1. Contexte international

C'est en 1992, lors du Sommet de la Terre de Rio, que le terme « multifonctionnalité de l'agriculture » apparaît pour la première fois sur la scène internationale. L'émergence de ce concept répond alors à un vaste ensemble de considérations relatives aux changements significatifs mondiaux dans le domaine de l'agriculture et au sein des zones rurales. Ces préoccupations concernent, par exemple, l'urbanisation progressive de la population, la globalisation des marchés, et les aspects de « bien public » liés à l'agriculture et aux paysages qui lui sont associés (Vanslebrouck et Van Huylenbroeck, 2005). L'Agenda 21 vise ainsi, comme mentionné au niveau de son chapitre 14, à « promouvoir une agriculture durable et un développement rural », en proposant notamment une révision de la politique agricole « *à la lumière de l'aspect multifonctionnel de l'agriculture* », avec « un accent particulier sur la sécurité alimentaire et le développement durable » (UNCED, 1992).

En 1998, l'Organisation de Coopération et de Développement Economique (OCDE) adopte le concept de multifonctionnalité de l'agriculture. Ainsi, le communiqué ministériel du 5 et 6 mars 1998 du Comité de l'agriculture de l'OCDE reconnaît « qu'au-delà de sa fonction première de fournir des aliments et des fibres, l'activité agricole peut aussi façonner les paysages, apporter des avantages environnementaux tels que la conservation des sols, la gestion durable des ressources naturelles renouvelables et la préservation de la biodiversité, et contribuer à la viabilité socio-économique de nombreuses zones rurales » (OCDE, 1998).

I.2. Contexte communautaire

En 1957, le Traité de Rome institue la Communauté Economique Européenne, et prévoit, ce faisant, l'établissement de la PAC. Au lendemain de la seconde guerre mondiale, les objectifs de cette politique sont alors d'accroître la productivité de l'agriculture, d'assurer un

niveau de vie équitable à la population agricole, de stabiliser les marchés, de garantir la sécurité des approvisionnements et d'assurer des prix raisonnables pour les consommateurs (Traité instituant la Communauté économique européenne, 1957). Le message délivré à l'époque aux agriculteurs, ainsi que pendant la vingtaine d'années qui suivit, pourrait donc être résumé ainsi : « Produisez, la PAC s'occupe du reste » (Marsin, 2006).

Dans les années 80, une prise de conscience s'opère quant aux pressions exercées par l'intensification de l'agriculture, qui découle des orientations même de la PAC, sur l'environnement. Ainsi, en 1985, le règlement 797/85/CEE intègre pour la première fois de façon officielle la composante environnementale au sein de la PAC. L'article 19 de ce règlement porte en effet sur les « aides nationales dans des zones sensibles du point de vue de l'environnement », et stipule, au niveau des paragraphes 1 et 3 : « En vue de contribuer à l'introduction ou au maintien de pratiques de production agricole qui soient compatibles avec les exigences de la protection de l'espace naturel et d'assurer un revenu adéquat des agriculteurs, les États membres sont autorisés à introduire des régimes spéciaux nationaux dans des zones sensibles du point de vue de l'environnement » et encore « Des aides peuvent être accordées aux agriculteurs qui s'engagent à exploiter des zones sensibles au sens du paragraphe 2 de manière à entretenir ou améliorer leur environnement » (Règlement (CEE) 797/85). Même si l'on est encore loin du concept de multifonctionnalité de l'agriculture, un premier lien entre agriculture et environnement est définitivement tissé.

Par la suite, deux réformes, celle de 1992 et celle de 1999, contribueront à accentuer la dimension environnementale de l'agriculture au sein de la PAC. La réforme de 1992 permettra d'adopter diverses mesures visant à encourager une agriculture respectueuse de l'environnement. Elle introduit ainsi des primes à l'extensification et est à l'origine du Règlement 2078/92, qui vise à mettre en œuvre des mesures agri-environnementales (MAE) de soutien aux pratiques agricoles tout spécialement tournées vers la protection de l'environnement et l'entretien des campagnes (Règlement (CEE) 2078/92). La réforme de 1999, qui s'inscrit dans le cadre des réformes communautaires de l'Agenda 2000, permettra de porter ces initiatives plus avant encore. A côté de la poursuite de la révision de la politique de marché, elle réorganise la PAC en deux domaines d'activité : la politique des marchés ou « premier pilier » de la PAC, et le développement durable des zones rurales ou « deuxième pilier » de la PAC. Deux actes législatifs majeurs verront le jour à cette époque : d'une part, le règlement 1259/1999, qui lie la mise en œuvre des mesures du premier pilier à des considérations d'ordre environnemental (Règlement (CE) 1259/1999), et d'autre part, le règlement 1257/1999, qui consolide les MAE existantes et en instaure de nouvelles, couvrant ainsi le second pilier de la PAC (Règlement (CE) 1257/1999). La fin des années 90 voit donc le caractère multifonctionnel de l'agriculture s'affirmer (Marsin, 2006). Le terme « multifonctionnalité » fait d'ailleurs son apparition dans les textes communautaires : d'abord

en novembre 1997 dans la déclaration du Conseil européen des Ministres de l'agriculture, puis en mars 1998, au sein des propositions de réforme de la PAC présentées par la Commission européenne dans le cadre de l'Agenda 2000 (Guyomard *et al.*, 2004). La résolution du Parlement européen sur la révision de la PAC en date de juin 1998 y fait donc également clairement référence. Le Parlement européen invite ainsi le Conseil et la Commission, lors des négociations relatives à la réforme de la PAC dans le cadre de l'Agenda 2000, à axer les efforts de la nouvelle PAC sur une performance globale et un développement durable. Dans ce cadre général, « le concept de la multifonctionnalité doit clairement être reconnu dans le secteur agricole » (Parlement européen, 1998).

Plus récemment, en 2003, la révision à mi-parcours de l'Agenda 2000 va permettre de faire substantiellement avancer l'intégration environnementale au sein de la PAC. Tandis qu'elle introduit le découplage de la plupart des paiements directs par rapport à la production, la réforme de 2003 impose également les concepts de « modulation » (transfert de ressources du premier au deuxième pilier *via* une réduction des paiements directs aux grandes exploitations) et d'« écoconditionnalité ». La notion d'écoconditionnalité n'est certes pas neuve, puisqu'elle apparaissait déjà dans la réforme de 1999, mais sa portée se trouve à présent nettement amplifiée par la révision à mi-parcours. Les nouveaux « paiements uniques par exploitation » seront ainsi subordonnés au respect d'exigences réglementaires en matière de gestion, touchant à l'environnement, la santé publique, la santé des animaux et des végétaux et le bien-être des animaux, ainsi qu'au respect de bonnes conditions agricoles et environnementales, en ce y compris une obligation de maintien des pâturages permanents. Le Règlement 1782/2003 précise ainsi, au niveau de son annexe III, les exigences réglementaires en matière de gestion que tout agriculteur percevant des paiements directs est tenu de respecter. Celles-ci couvrent 18 directives et règlements dont les articles concernés sont précisés. Parmi ceux-ci, citons la Directive 79/409/CEE concernant la conservation des oiseaux sauvages, la Directive 80/68/CEE concernant la protection des eaux souterraines contre la pollution causée par certaines substances dangereuses, la Directive 86/278/CEE relative à la protection de l'environnement et notamment des sols, lors de l'utilisation des boues d'épuration en agriculture, la Directive 91/676/CEE concernant la protection des eaux contre la pollution par les nitrates à partir de sources agricoles, la Directive 92/43/CEE concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. L'annexe IV de ce même Règlement précise quant à elle les bonnes conditions agricoles et environnementales que tout agriculteur percevant des paiements directs est tenu de respecter. Celles-ci concernent la protection des sols pour lutter contre l'érosion, le maintien des niveaux de matières organiques du sol et de la structure des sols, ainsi que la garantie d'un niveau minimal d'entretien des habitats (Règlement (CE) 1782/2003). La réforme de 2003 renforce ainsi la complémentarité des

deux piliers, le premier pilier se concentrant sur la fourniture d'une aide de base au revenu des agriculteurs, et le deuxième pilier soutenant l'agriculture comme fournisseur de biens publics dans ses fonctions environnementales et rurales, et les zones rurales dans leur développement (Commission européenne, 2006).

En 2005, une réforme radicale de la politique de développement rural est adoptée pour la période 2007-2013 (Règlement (CE) 1698/2005), réforme qui illustre encore davantage la volonté de l'Union Européenne de développer une agriculture multifonctionnelle. Cette réforme de la politique de développement rural met l'accent sur trois objectifs principaux : l'amélioration de la compétitivité des secteurs agricole et forestier (axe 1), la fourniture d'un soutien à la gestion des terres et l'amélioration de l'environnement (axe 2), ainsi que l'amélioration de la qualité de la vie et l'encouragement à la diversification des activités économiques (axe 3). Une série de mesures sont proposées pour chaque axe thématique. Ainsi, les paiements relevant de l'axe 2 visent à assurer la prestation de services environnementaux par des MAE dans les zones rurales, et à préserver la gestion des terres. En encourageant les exploitants à poursuivre la gestion des terres, leurs activités contribuent au développement rural durable, et satisfont à la demande croissante de la société en matière de services écologiques. Les agriculteurs sont ainsi encouragés à exercer une véritable fonction au service de l'ensemble de la société, en introduisant ou en maintenant des méthodes de production agricole compatibles avec la protection et l'amélioration de l'environnement, des paysages, des ressources naturelles, des sols et de la diversité génétique. L'axe 3 de la politique de développement rural vise quant à lui à conserver une « campagne vivante » et à maintenir et améliorer le tissu social et économique. A cet égard, les mesures relevant de cet axe se concentrent notamment sur la diversification dans les exploitations vers des activités non agricoles, la promotion des activités touristiques, ainsi que la conservation et la mise en valeur du patrimoine rural (Règlement (CE) 1698/2005). Ce même règlement prévoit que chaque état membre présente et transmet, après l'adoption des orientations stratégiques de la Communauté, un plan stratégique national, suivi d'un programme de développement rural. Conformément au règlement 1698/2005, la décision du Conseil du 20 février 2006 a défini les orientations stratégiques de la Communauté en matière de développement rural pour la période de programmation allant du 1^{er} janvier 2007 au 31 décembre 2013 — orientations stratégiques devant refléter, comme cela est précisé dans le préambule de la décision, le rôle multifonctionnel que joue l'agriculture dans la richesse et la diversité des paysages, des produits alimentaires et du patrimoine culturel et naturel sur tout le territoire de la Communauté (Décision 2006/144/CE).

I.3. Contexte régional wallon

Parmi les nombreux textes du droit wallon qui découlent des orientations communautaires, soulignons l'arrêté du Gouvernement wallon du 28 octobre 2004, qui dresse la liste des méthodes de production pouvant faire l'objet de subventions agroenvironnementales, précise les conditions à respecter en vue de leur octroi, ainsi que les subventions correspondantes. A travers cet arrêté, la rétribution de l'exploitant pour des fonctions non productives de l'agriculture et/ou de l'élevage apparaît clairement. Brièvement, citons les 10 méthodes de production agroenvironnementales listées dans l'arrêté de 2004, en vue de l'obtention de subventions : la conservation d'éléments du réseau écologique et du paysage (haies, bandes boisées, arbres ou arbustes isolés, arbres fruitiers à haute tige et bosquets, mares), les prairies naturelles, les bordures herbeuses extensives (tournières enherbées en bordure de culture, bande de prairie extensive), la couverture hivernale du sol avant culture de printemps, la réduction d'intrants en céréales, la détention d'animaux de races locales menacées, le maintien de faibles charges en bétail, les prairies de haute valeur biologique, les bandes de parcelles aménagées (accueil de la faune et de la flore sauvage ou beetle bank, bords de cours d'eau et lutte contre l'érosion, bande fleurie, bande de messicoles), et enfin, les plans d'action agroenvironnementaux (Arrêté du Gouvernement wallon, 2004).

Par ailleurs, il faut noter que suite à l'adoption de la réforme de la politique de développement rural par l'Union européenne en 2005 (Règlement (CE) 1698/2005), la Région wallonne a présenté un Programme wallon de Développement Rural pour la période 2007-2013 (Gouvernement wallon, 2007), programme approuvé par la Commission européenne le 20 novembre 2007. Ce programme, d'application jusqu'au 31 décembre 2013, reprend toute une série de mesures en faveur du développement de l'agriculture, de l'environnement et de l'économie des zones rurales, mesures qui vont faire ou font déjà l'objet d'une transposition dans des arrêtés du Gouvernement wallon.

II. Définitions, approches et interprétations différenciées du concept de multifonctionnalité de l'agriculture

Avant d'aller plus loin dans le concept de multifonctionnalité de l'agriculture, il est utile d'apporter quelques éclaircissements et précisions par rapport aux termes utilisés. « Durabilité », « soutenabilité », « multifonctionnalité », sont en effet autant de termes

différents rencontrés dans la littérature, qui recouvrent des notions spécifiques, mais relativement proches, ce qui a pour effet de créer une certaine confusion.

Une « agriculture durable » peut être définie comme une agriculture qui s'inscrit dans un concept de durabilité, c'est-à-dire une agriculture qui ne se préoccupe pas uniquement du maintien de la rentabilité économique, mais qui prend en compte d'autres objectifs : le respect de l'environnement (préservation des sols, de l'eau, de l'air, des ressources non renouvelables, de la biodiversité et des paysages, maintien du potentiel agronomique des sols,...), l'acceptabilité sociale (prise en compte d'une dimension éthique, assurance d'une alimentation en quantité et en qualité à tous les peuples, maintien ou renforcement du tissu social rural ou urbain...), la transmission des biens et des connaissances (possibilité technique et économique de reprise des exploitations par un jeune agriculteur, accessibilité et diffusion de connaissances anciennes et des avancées techniques et scientifiques...) (Pervanchon et Blouet, 2002).

Le terme « durabilité » renvoie, en langue anglaise, au terme « *sustainability* », un mot qui, littéralement, se traduit en français par « soutenabilité ». Il s'agit de nuances sémantiques sur les différents termes utilisés pour exprimer la durabilité (Pervanchon et Blouet, 2002). Il est évident qu'en langue française, la signification de ces deux mots n'est certes pas tout à fait identique. Dans le langage usuel relatif à l'agriculture, les termes « agriculture soutenable » sont peu fréquemment usités, au profit des termes « agriculture durable ».

Selon Cairol et collaborateurs (2005), la durabilité doit être perçue comme une approche normative, à l'origine de la définition d'objectifs et de critères. Il s'agit d'une notion faisant référence aux ressources : la durabilité nécessite une utilisation des ressources de façon à permettre aux générations actuelles de satisfaire leurs besoins sans mettre en danger la capacité des générations futures à satisfaire les leurs (OCDE, 2000 ; Cairol *et al.*, 2005). La durabilité, dans ce contexte, est donc dotée d'une dimension temporelle (Cairol *et al.*, 2005) : elle relève en effet par définition du *long terme*, puisqu'elle implique les intérêts de générations futures (OCDE, 2000). Elle est également par nature *globale*, dans la mesure où l'utilisation de ressources durables à long terme dans un secteur, un pays ou une région n'est possible que si l'utilisation des ressources dans les autres secteurs, pays ou régions est également durable (OCDE, 2000).

Le concept d'« agriculture multifonctionnelle » traduit quant à lui une volonté d'élargir l'agriculture à de nouvelles fonctions, au-delà de sa fonction première qui est de nourrir la population (Pervanchon et Blouet, 2002). Ces nouvelles fonctions sont par exemple : la création de paysages, l'entretien de l'espace, la protection des ressources et la préservation de la diversité biologique (Pervanchon, 2004).

Le terme de « multifonctionnalité » semble avoir été utilisé avec des significations variées dans les débats sur les politiques agricoles, selon le pays et le contexte. La littérature relative à la multifonctionnalité en donne d'ailleurs plusieurs définitions (Vanslembrouk et Van Huylenbroeck, 2005). Sans entrer de manière plus précise dans cette problématique, on peut schématiquement distinguer, à l'instar de l'OCDE, deux grandes approches. La première considère qu'il faut garder une approche sectorielle de l'agriculture et un raisonnement surtout économique (Mundler, 2002). Ainsi, pour l'OCDE, les éléments essentiels de la multifonctionnalité sont d'une part l'existence de produits multiples, de base ou autres, qui sont conjointement produits par l'agriculture, et d'autre part, le fait que certains produits autres présentent les caractéristiques d'externalités ou de biens d'intérêt public, le résultat étant que les marchés de ces biens n'existent pas ou fonctionnent mal (OCDE, 2000). La « multifonctionnalité » est donc, pour l'OCDE, un concept qui se rapporte à une activité : il fait référence au fait qu'une activité économique peut avoir des productions multiples et par-là même contribuer à satisfaire plusieurs objectifs de la société à la fois. Il y a donc un lien avec les propriétés spécifiques du processus de production et de ses produits ou effets multiples (OCDE, 2000 ; Cairol *et al.*, 2005). Par conséquent, si le concept de durabilité se conçoit essentiellement en termes d'objectifs – obligation d'utiliser les ressources de façon que la totalité du capital ne diminue pas et qu'un flux indéfini de profit puisse en être tiré –, le concept de multifonctionnalité se conçoit quant à lui en termes de caractéristique du processus de production, pouvant avoir des implications dans la satisfaction des objectifs multiples de la société. Si une activité économique n'est pas compatible avec une utilisation durable des ressources, c'est qu'il y a un problème à résoudre. Par comparaison, si une activité n'est pas multifonctionnelle, il n'y a aucun impératif à la rendre multifonctionnelle (OCDE, 2000).

Une seconde approche, qui peut être qualifiée d'intégrée (Mundler, 2002), assimile la multifonctionnalité à un objectif plutôt qu'à une caractéristique. Cette deuxième façon d'interpréter la multifonctionnalité est de la définir d'après les fonctions multiples assignées à l'agriculture. De ce point de vue, l'agriculture en tant qu'activité doit remplir certaines fonctions dans la société (OCDE, 2000). L'enjeu est ici de repenser le rôle de l'agriculture et ses relations avec les autres composantes de la société et d'examiner l'aspect multidimensionnel des activités humaines dans ce qu'elles apportent au développement social et économique dans sa globalité (Mundler, 2002). Dans cette optique, la multifonctionnalité ne se limite pas à être une caractéristique du processus de production, mais revêt une valeur en elle-même. Maintenir une activité multifonctionnelle ou rendre une activité plus multifonctionnelle devient alors un objectif en soi. Selon l'OCDE (2000), la multifonctionnalité est ainsi abordée sous l'angle d'une approche normative. C'est précisément cette interprétation qui a été adoptée par l'Union européenne (Rossing *et al.*,

2007 ; Zander *et al.*, 2007) : le modèle agricole européen doit refléter le rôle multifonctionnel que joue l'agriculture dans la richesse et la diversité des paysages, des produits alimentaires et du patrimoine culturel et naturel (Décision 2006/144/CE).

2^{ème} partie : Le secteur agricole en Région wallonne : historique et évolution

Afin de mieux comprendre l'intérêt et les enjeux liés aux multiples fonctions de l'agriculture, il faut tout d'abord se pencher sur les caractéristiques du secteur agricole, et plus précisément sur les notions d'utilisation du sol et de productions animales.

I. Superficie agricole utilisée

La Région wallonne occupe 16 844 km². Les forêts couvrent approximativement 32 % de cette superficie soit 5 390 km², avec des proportions variables selon les régions, de 7 % pour la Région limoneuse à plus de 50 % en Ardennes, principale région sylvicole du pays. Les surfaces de ces terres boisées demeurent globalement stables. Ceci n'est pas le cas pour la SAU¹ wallonne, qui a subi une diminution importante depuis 1980 jusqu'en 1992 (près de 41 000 ha, c'est-à-dire 410 km², soit une chute de 5,2 %), puis une tendance inverse jusqu'en 1999, date à partir de laquelle la SAU est restée relativement stable, avec une légère hausse entre 2002 et 2004, suivie d'une baisse en 2005 (Gouvernement wallon, 2007) (tableaux I et II). En 2005, la SAU représentait ainsi approximativement 7 555 km², soit 44,8 % de la superficie wallonne (Gouvernement wallon, 2007), alors qu'elle était d'environ 7 830 km² en 1980 (Marsin, 2006).

L'agriculture wallonne se caractérise globalement par des productions de grandes cultures (céréales, plantes industrielles), des cultures fourragères et par des productions animales - essentiellement bovines -, liées au sol. L'utilisation du sol traduit d'ailleurs bien cette orientation : en 2005, les cultures arables couvraient 53,9 % de la SAU (soit approximativement 4 077 km²) et les prairies permanentes² 45,7 % (soit approximativement 3 456 km²) (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a) (tableau I).

¹ La surface agricole utilisée (SAU) correspond à l'ensemble des parcelles exploitées par des agriculteurs, à des fins de production agricole (cultures et prairies). Elle est déterminée par l'INS sur base du recensement agricole et horticole annuel du 15 mai. Cette valeur n'inclut pas les surfaces non cultivées, comme les bâtiments agricoles, les parcours des animaux ... (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

² Prairies permanentes ou superficies toujours en herbe : terres consacrées de façon permanente (pour une période de cinq ans et plus) à des productions herbacées, qu'il s'agisse d'herbages ensemencés ou naturels. On distingue deux types de prairies permanentes, selon qu'elles sont principalement destinées à la fauche ou à la pâture (Direction générale Statistique et Information économique, 2006b)

Plus précisément, en Région wallonne, à côté de la part de SAU consacrée aux prairies permanentes, la culture des céréales occupe une bonne place (1 792 km² en 2005), suivie par les cultures industrielles (846 km² en 2005) et les superficies fourragères des terres arables (856 km² en 2005), et enfin, la culture des pommes de terre (247 km² en 2005) (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a) (figure 1 et tableau II). Au sein des superficies fourragères des terres arables, il faut noter la part importante consacrée à la production de maïs fourrager, c'est-à-dire de maïs à ensiler, équivalente à 528 km² en 2005, soit 62 % des superficies fourragères des terres arables (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a) (figure 1 et tableau II). Le maïs fourrager constitue, par conséquent, la première culture fourragère en Région wallonne.

Il est intéressant de noter qu'une partie non négligeable des céréales étant utilisée comme aliment pour animaux, on estime à environ 70 % la proportion de SAU consacrée à l'alimentation animale (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007).

A titre de comparaison, la SAU totale de la Région flamande était, en 2005, de 6 297 km². La part de cette superficie allouée aux cultures arables était de 4 351 km², soit 69 % de la SAU totale, tandis que la part consacrée aux prairies permanentes était de 1 733 km², soit 27,5 % de la SAU flamande (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a). Au sein de la superficie des cultures arables, 1 430 km² étaient occupés par la culture des céréales (soit 22,7 % de la SAU flamande, *versus* 23,7 % pour la Région wallonne, tableau II), 457 km² par des cultures industrielles (soit 7,3 % de la SAU flamande, *versus* 11,2 % pour la Région wallonne), 1 696 km² étaient dévolus à la production de fourrages (soit 27 % de la SAU totale, *versus* 11,3 % pour la Région wallonne, tableau II) et 402 km² à la culture des pommes de terre (soit 6,4 % de la SAU flamande, *versus* 3,3 % en Région wallonne). Au sein des superficies fourragères des terres arables, la part consacrée au maïs fourrager est, tout comme en Région wallonne, importante : 1 110 km², soit 65 % des superficies fourragères des terres arables (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a). En termes d'utilisation du sol, la Région flamande se distingue donc principalement de la Région wallonne par une nette prédominance de la proportion de surface de terres arables par rapport à celle de la surface des prairies permanentes, par une surface allouée aux prairies permanentes relativement réduite, et par une superficie consacrée à la production de fourrages à partir des terres arables relativement élevée.

En termes d'évolution au cours du temps, en Région wallonne, depuis 1990, la surface allouée aux prairies permanentes a, d'une façon générale, subi une légère diminution (3 646 km² en 1990 *versus* 3 456 km² en 2005) (figure 2). Durant ces 15 années, cette superficie a

néanmoins été l'objet de variations non négligeables, malgré une tendance actuelle (depuis 2002) à une relative stagnation : une première diminution entre 1990 et 1992, une seconde entre 1994 et 1995 pour arriver à une valeur de 3 082 km², puis une augmentation en deux temps, entre 1995 et 1996, et ensuite entre 2000 et 2002 (figure 3 et tableau II). La superficie consacrée au maïs fourrager a quant à elle globalement augmenté par rapport à 1990 (450 km² en 1990 *versus* 528 km² en 2005) : après une première augmentation entre 1990 et 1991, et une deuxième entre 1994 et 1997, elle oscille plus ou moins entre 525 et 550 km² depuis plusieurs années (figure 4).

L'évolution comparée des superficies en prairies (permanentes et temporaires) et en maïs en Région wallonne, de 1985 à 2005, est présentée en annexe dans la figure 5. Une tendance progressive à une augmentation du maïs aux dépens des prairies est observable. Ceci est principalement la conséquence de l'intensification des productions bovines au cours du temps, le maïs fourrager offrant des rendements relativement élevés d'une part, et étant assez bien valorisé par les bovins d'autre part (Gouvernement wallon, 2007).

Si l'on se penche sur l'évolution générale de la superficie de prairies permanentes au cours de la deuxième moitié du 20^e siècle en Belgique, ou plus globalement dans les pays de l'Europe de l'ouest, la tendance à la baisse apparaît encore plus nettement, et se confirme pour la grande majorité d'entre eux. Ainsi, pour la Belgique et le Grand Duché de Luxembourg ensemble, les surfaces prairiales sont passées de 7 670 km² en 1961, à 6 030 km² en 1995. Concernant nos voisins directs, pour la même période, la France est passée de 131 340 km² à 105 660 km² et les Pays-Bas de 12 870 km² à 10 480 km² (Food and Agriculture Organization of the United Nations (FAO), 2008).

La Région wallonne comprend 10 régions agricoles : la Région limoneuse (la plus importante de par sa superficie), le Condroz, l'Ardenne, la Famenne, la Région herbagère de Liège, la Région sablo-limoneuse, la Région jurassique, la Haute Ardenne, la Région herbagère des Fagnes, et la Campine hennuyère (figure 6). Parmi celles-ci, trois s'étendent en Région flamande : la Région sablo-limoneuse (dont la plus grande partie est d'ailleurs essentiellement située en Flandres), la Région limoneuse et la Région herbagère de Liège.

La SAU varie fortement d'une région à l'autre, d'un point de vue quantitatif bien sûr (*cfr.* la taille respective des régions) mais aussi relatif. En effet, alors que les SAU de la Région herbagère de Liège, de la Haute Ardenne, de l'Ardenne, de la Région jurassique, de la Campine hennuyère et de la Famenne se situaient entre 30 et 38 % en 2004, les SAU de la Région sablo-limoneuse et de la Région herbagère des Fagnes étaient respectivement de 43 et 44 %, celle du Condroz de 52 %, et enfin, celle de la Région limoneuse atteignait 69 % de la superficie totale de cette région (figure 7).

Par ailleurs, selon les régions, la répartition de la SAU entre les différents types de cultures varie également (figure 7 et tableau III). Il existe en effet une grande disparité des orientations agricoles selon la région concernée, chaque région possédant ses potentialités propres, fortement liées aux conditions pédoclimatiques locales (Leteinturier *et al.*, 2007). Ainsi, des régions telles que la sablo-limoneuse, la limoneuse et la Campine hennuyère sont surtout dominées par des grandes cultures (céréales, cultures industrielles, cultures fourragères et pommes de terre). Le Condroz se présente davantage comme une région mixte, associant grandes cultures et prairies permanentes. La Région herbagère des Fagnes, la Famenne, l'Ardenne et la Région jurassique sont quant à elles des régions majoritairement herbagères (approximativement 75 % de la SAU est occupée par des prairies permanentes) et fourragères (Marsin, 2006). Enfin, des régions comme la Région herbagère de Liège et celle de la haute Ardenne sont franchement herbagères, la part des prairies permanentes dans la SAU totale atteignant environ les 90 % (figure 7 et tableau III).

Corollairement à l'utilisation différenciée du sol au niveau des différentes régions agricoles de la Région wallonne, une forte disparité au niveau de l'élevage existe également. Ceci est le sujet du point suivant.

II. Cheptel wallon

En Région wallonne, le secteur agricole est fortement dominé par les élevages, et plus particulièrement par les élevages bovins. Suite au contingentement de la production laitière, le secteur s'est considérablement restructuré et on a assisté à un important accroissement de la production de viande bovine à partir des vaches allaitantes.

En outre, les élevages hors-sol³, traditionnellement de faible importance, ont connu un développement non négligeable au cours des dernières années, comme en témoignent les chiffres présentés ci-dessous.

Les principaux cheptels et leurs caractéristiques sont présentés ci-dessous.

³ Elevage dans une exploitation sans ou avec peu de terre (prairies ou cultures) où l'essentiel des aliments pour le bétail provient d'achats extérieurs.

II.1. Cheptel bovin

En 2005, le nombre de bovins recensés en Région wallonne était de 1 348 032 têtes, soit 49,9 % du cheptel national ; il est en diminution régulière depuis le milieu des années 90 (1 593 607 bovins en 1997) (tableau IV). Le nombre de détenteurs de bovins était, en 2005, de 12 593. Parmi ceux-ci, on recensait 9 507 détenteurs de vaches allaitantes et 6 316 détenteurs de vaches laitières (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a). Précisément, en 2005, en Région wallonne, le nombre de vaches allaitantes (en production et de réforme) s'élevait à 329 265, soit 61,7 % du cheptel national de vaches allaitantes, tandis que le nombre de vaches laitières (en production et de réforme) était de 240 385, soit 43,8 % du cheptel national de vaches laitières (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a ; Gouvernement wallon, 2007) (tableau IV). Globalement, ces chiffres ont évolué en sens contraire au cours du temps, puisque, initialement, suite à l'instauration des quotas laitiers, une réduction du cheptel laitier s'est opérée (compensée par un accroissement du cheptel allaitant. Par la suite, cela n'a plus été le cas, et une réduction du cheptel allaitant a même été constatée (tableau IV).

La répartition du cheptel bovin entre les différentes régions agricoles pour l'année 2005 est présentée dans le tableau V. Les régions sablo-limoneuse et limoneuse présentent un cheptel bovin important (425 335 et 423 192 têtes, respectivement, pour l'intégralité de la superficie de la région agricole concernée), l'Ardenne également (309 463 têtes, soit 23 % du cheptel wallon). Le Condroz et la Famenne regroupent quant à eux respectivement 207 957 et 135 626 bovins, soit 15,4 et 10,1 % du cheptel wallon (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a) (tableau V). Concernant plus spécifiquement les vaches laitières, elles sont fortement implantées dans les régions sablo-limoneuse (89 663 têtes), limoneuse (76 333 têtes) et herbagère liégeoise (52 957 têtes). Le Condroz en possède également un nombre relativement important (31 726 têtes, soit 13,2 % du nombre total de vaches laitières présentes en Région wallonne), suivi pratiquement *ex aequo* par la Haute Ardenne et l'Ardenne (respectivement 24 037 et 23 577 têtes, soit 10,0 et 9,8 % du nombre total de vaches laitières wallonnes) (tableau V). Enfin, l'Ardenne se présente comme la région des vaches allaitantes par excellence, puisqu'elle regroupe le plus grand effectif de Région wallonne (101 471 têtes, soit 30,8 % du nombre total de vaches allaitantes présentes en Région wallonne). Des régions telles que la Région limoneuse et la Région sablo-limoneuse possèdent également un nombre important de vaches allaitantes (respectivement 95 213 et 82 718 têtes, à nouveau pour l'intégralité de chaque région). Le Condroz confirme quant à lui son caractère mixte, puisqu'il enregistre 15,9 % (soit 52 398

têtes) du nombre total de vaches allaitantes présentes sur le sol wallon. Il est suivi par la Famenne, avec 11,4 % (soit 37 677 têtes) du nombre total de vaches allaitantes wallonnes (tableau V).

Si l'on s'intéresse aux races de bovins représentées en Région wallonne, force est de constater qu'il existe une focalisation sur deux races principales : une race à viande, la race Blanc-bleu belge, et une race laitière, la race Pie-noire. En effet, sur les 569 650 vaches (laitières et allaitantes, en production et de réforme) recensées en 2005 en région wallonne, 58 % d'entre elles appartiennent à la race Blanc-bleu belge, et 24 % à la race Pie-noire (calculés à partir de : Direction générale Statistique et Information économique, 2006a). Cette relative uniformisation est principalement la conséquence de la mise sur pied de la PAC (instauration des quotas laitiers), avec l'adoption, par les producteurs, de races ou de rameaux dont les caractéristiques viandeuses étaient plus affirmées ou ayant un potentiel élevé de production laitière (Marsin, 2006). Le reste de l'effectif des vaches wallonnes se partage entre les races Pie-rouge (8 %), Limousine (2,4 %), Blonde d'Aquitaine et Charolaise (1 % chacune), et enfin, Blanc-rouge de Flandre orientale et Rouges de Flandre occidentale (0,3 % chacune) (calculés à partir de : Direction générale Statistique et Information économique, 2006a).

II.2. Cheptels ovins et caprins

En 2005, on dénombrait 56 392 ovins en Wallonie, soit 37,0 % du cheptel national, avec un total de 1 496 exploitations pratiquant cette spéculation. Ce chiffre est en légère diminution depuis plusieurs années en Région wallonne (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a). Le nombre de caprins en Région wallonne était quant à lui de 10 215, soit 39 % du cheptel national, réparties dans 434 exploitations wallonnes (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a) (tableau V).

Il faut noter que les productions ovine et caprine étaient plus développées autrefois, principalement parce qu'elles mettaient en valeur des terres de moindre qualité. Ce mode de production était alors compatible avec une agriculture plus extensive. Avec le temps, les terres marginales ont soit été améliorées, soit abandonnées (boisées) (Gouvernement wallon, 2007).

II.3. Cheptel équin

Le nombre total de chevaux recensés en Région wallonne en 2005 était de 11 659, soit 35 % du cheptel national. Parmi ceux-ci, on dénombrait 1 966 chevaux agricoles, c'est-à-dire 17 % du cheptel équin wallon, et 759 ânes, mulets et bardots, soit 6,5 % du cheptel (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a) (tableau V).

II.4. Cheptel porcin

L'effectif du cheptel porcin wallon a diminué régulièrement jusqu'en 1996. Depuis lors, il progresse constamment et s'élevait à 365 693 têtes en 2005 (5,8 % du cheptel national), réparties chez 1 038 détenteurs de porcs (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a).

II.5. Cheptel avicole

La production avicole s'est quant à elle fortement développée en Région wallonne au cours de ces dernières années. En 2005, le nombre de poulets de chair était de 3 439 718 têtes (soit 16,3 % du cheptel national), réparties dans 531 exploitations wallonnes, et celui de poules pondeuses s'élevait à 1 444 120 têtes (soit 14,3 % du cheptel national), avec un nombre de détenteurs de 2 143 (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a).

II.6. Charge en bétail

La charge en bétail correspond au rapport entre le nombre d'animaux, exprimé en Unités de Gros Bétail (UGB), et la superficie de terres agricoles qui leur est directement réservée. La notion d'UGB permet d'établir une équivalence entre les différents types de bétail herbivore. Ce paramètre se calcule en multipliant le nombre d'animaux par un coefficient théorique déterminé sur base des besoins alimentaires des animaux (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2000). En pratique, une UGB correspond à la charge d'une vache laitière de 500 kg

présente dans une exploitation durant une année et produisant 3000 litres de lait au cours de cette année. Ainsi, les bovins mâles et génisses de plus de 24 mois, les vaches laitières et les vaches allaitantes sont égales à 1 UGB, les bovins mâles et génisses de 6 à 24 mois sont quant à eux équivalents à 0,6 UGB, les ovins et caprins à 0,15 UGB, les chevaux de trait à 1 UGB, et les autres chevaux, à 0,5 UGB. Les superficies fourragères correspondent quant à elles à la somme des surfaces dévolues aux prairies permanentes et temporaires, ainsi que celles consacrées au maïs fourrager (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2005).

Il s'agit donc d'un indicateur permettant d'apprécier le degré d'intensification (ou d'extensification) de l'élevage, limité aux herbivores majoritairement liés au sol, c'est-à-dire bovins, ovins, caprins et chevaux. Le calcul ne tient donc pas compte des élevages de porcs et volailles (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2005).

La pression environnementale exercée par la charge en bétail peut être différente d'une région à l'autre suivant notamment le type d'élevage, les modalités d'exploitation des prairies, le recours à des aliments achetés ou le degré de dépendance de l'élevage au sol (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2000).

En Région wallonne, la charge en bétail était en moyenne de 2,45 UGB/ha en 2004. Cette valeur est relativement stable depuis 1987 (figure 8). A l'échelle des régions agricoles, la charge est la plus élevée en Région limoneuse (3,3 UGB/ha) et la plus basse en Région jurassique (1,7 UGB/ha) (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2005) (figure 9).

Il faut noter qu'en Belgique, il existe une grande disparité au niveau de la charge en bétail entre le nord et le sud du pays. En 1999, la Région flamande supportait en effet en moyenne une charge de 3,21 UGB/ha, alors que celle de la Région wallonne était de 2,44 UGB/ha (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2000) (Figure 10).

Si l'on s'intéresse plus spécifiquement au niveau d'intensification des systèmes de production, espèce par espèce, il faut souligner que la production bovine belge est essentiellement extensive. En effet, en 1999, approximativement 61 % du cheptel bovin se trouvait dans des unités de production à niveau d'intensification faible (< 1,6 UGB/ha de superficie fourragère) ou moyen (entre 1,6 et < 3 UGB/ha de superficie fourragère). Ces deux niveaux d'intensification sont par ailleurs davantage caractéristiques de la Région wallonne, alors que les hauts (3 à < 7 UGB/ha de superficie fourragère) à très hauts niveaux (7 et > 7 UGB/ha de superficie fourragère) d'intensification (y compris hors-sol) sont davantage présents en Région flamande (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004).

Tout comme pour la production bovine, la production ovine belge est essentiellement extensive, puisqu'en 1999, plus de 60 % du cheptel était détenu dans des exploitations à

niveau d'intensification faible ou moyen. Par contre, contrairement aux bovins où la proportion était inférieure à 1 %, on relevait plus de 7 % du cheptel ovin dans des unités de très petite à petite dimension économique⁴ ayant un niveau d'intensification très élevé (y compris hors-sol) (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004).

Au niveau des caprins, il semble que la production soit plus intensive, et donc moins liée au sol, que pour les bovins et les ovins. En effet, en 1999, seulement 46 % du cheptel se rencontrait dans des unités à niveau d'intensification faible à moyen, alors que 41 % de celui-ci se trouvait dans des unités à haut niveau d'intensification. Par ailleurs, il est intéressant de remarquer que la production caprine est davantage l'apanage de professionnels que la production ovine, puisqu'en 1999, un peu plus de 22 % des chèvres étaient détenues dans des exploitations qui n'atteignaient pas la dimension professionnelle (c'est-à-dire une exploitation de très petite dimension), contre 50 % des moutons (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004).

Enfin, au niveau des chevaux, la production belge est plutôt extensive, puisque qu'en 1999, plus de 63 % du cheptel provenait d'unités de production à niveau d'intensification faible à moyen (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004).

⁴ Cette classification des exploitations opère une distinction selon la dimension économique des exploitations, laquelle traduit en quelque sorte le potentiel de production de chacune d'elles à partir de standards régulièrement actualisés par le Centre d'Economie Agricole (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004)

3^{ème} partie : Les fonctionnalités de l'élevage

Dans la littérature, la notion de « multifonctionnalité de l'élevage » est rarement citée ou abordée en tant que telle. Il est en général davantage question de « multifonctionnalité de l'agriculture », concept plus large englobant le précédent.

Cela étant, ce travail s'intéresse effectivement aux différentes fonctions de l'élevage. Ce dernier peut être caractérisé par une fonction purement productive — production de viande, de lait, d'œufs — lorsqu'il est pratiqué hors sol. Lorsqu'il est lié au pâturage, l'élevage peut, outre ses fonctions de production, avoir une fonction territoriale, d'autant plus importante que l'élevage est extensif ou très extensif.

En Région wallonne, parmi les différents types d'élevages pratiqués, ceux des espèces bovine, ovine, caprine et équine sont majoritairement liés au pâturage. La fonction territoriale de l'élevage sera donc abordée en regard de ces différentes espèces.

Cette troisième partie se focalisera donc tout d'abord brièvement sur la fonction de production de l'élevage, puis développera plus en profondeur sa fonction territoriale.

I. La fonction de production

I.1. Aperçu à l'échelle mondiale et communautaire

Directement ou indirectement, à travers le pâturage ou la production d'aliments d'animaux, le secteur de l'élevage occupe approximativement 30 % des terres émergées non glacées de la planète (FAO, 2006). Ce chiffre met en avant l'importance de l'élevage au niveau mondial. Précisément, la consommation des produits d'origine animale a été, et est aujourd'hui encore, l'objet d'une forte expansion — expansion toutefois différenciée entre pays en développement et pays développés, et qui est guidée par plusieurs facteurs.

Ainsi, au sein des pays en développement, la consommation annuelle de viande par tête a doublé depuis 1980, passant de 14 kg à 28 kg en 2002 (tableau VI). Ce développement a été le plus dynamique dans les pays ayant montré une croissance économique rapide, tels que la Chine et le Brésil. Cette croissance de la consommation au sein des pays en développement s'est accompagnée d'une croissance de la production locale, surtout

orientée vers les monogastriques. En effet, alors que la production totale de viande des pays en développement a plus que triplé entre 1980 et 2004, la croissance des productions des ruminants (bovins, ovins et caprins) n'a été que de 111 %, tandis que celle des monogastriques a plus que quadruplé au cours de la même période (FAO, 2006).

L'augmentation de la demande pour les produits de l'élevage est vraisemblablement amenée à se poursuivre pendant les prochaines décennies (FAO, 2006). A l'horizon 2015-2030, plus de 80 % de la croissance de la demande alimentaire mondiale devrait être le fait des pays en développement, et devrait être en effet principalement orientée vers les produits animaux (Chatellier *et al.*, 2003). Cette croissance est guidée par plusieurs facteurs : l'augmentation de la population, l'augmentation du taux d'urbanisation, l'uniformisation des modes de vie et de consommation par mimétisme des habitudes des pays occidentaux, la croissance des revenus par habitant, ... (Chatellier *et al.*, 2003). Concernant ce dernier facteur, il faut en effet rappeler qu'il existe une relation entre le revenu par habitant et le niveau de consommation de viande par habitant. Lorsque le revenu augmente, les dépenses pour les produits animaux augmentent rapidement, cet effet étant le plus important au niveau des populations à faible et moyen revenu. Par conséquent, toute croissance du revenu par tête se manifestera par une croissance de la demande pour les produits d'origine animale, avec, consécutivement, une nette réduction du fossé existant entre pays en développement et pays développés en matière de consommation moyenne de viande, de lait et d'œufs (FAO, 2006).

A l'opposé, les pays développés ont montré une lente croissance, voire une stagnation, de la consommation totale des produits de l'élevage au cours de la période 1980-2002. Les marchés de la plupart des pays développés sont en effet saturés, étant donné la faible croissance démographique — voire même l'absence de croissance démographique —. Depuis 1980, la consommation annuelle de viande par habitant dans les pays développés est passée de 73 kg à 78 kg en 2002 (FAO, 2006) (tableau VI). Il est intéressant de noter que le niveau de consommation actuel moyen de viande au sein des pays en développement — 28 kg par habitant par an (FAO, 2006) — correspond approximativement à celui que l'on observait en France à la fin du 19^e siècle (Jancovici, 2001).

En termes de production de viande, signalons que la production totale des pays développés a augmenté de 22 % entre 1980 et 2004, avec, à nouveau, une évolution différenciée pour les différents types de spéculation : alors que la production de viande de ruminants a diminué de 7 %, celle de volailles et de porcs a augmenté de 42 % (FAO, 2006).

Au sein de l'Union européenne, en 2002, la consommation annuelle de viande par habitant était en moyenne de 88,3 kg (figure 11). Des niveaux de consommation assez variables

selon les états membres pouvaient néanmoins s'observer. Le Danemark et l'Espagne présentaient ainsi les niveaux de consommation les plus élevés (115 kg par habitant par an), alors que la Suède et la Finlande étaient caractérisées par les niveaux les plus faibles (69 kg par habitant par an) (Chatellier *et al.*, 2003).

Par ailleurs, au sein de l'Union européenne, les proportions des différents types de viandes consommées n'étaient pas égales. En 2002, la viande bovine représentait en moyenne 22 % de la consommation individuelle de viande, soit approximativement 20 kg par habitant par an. La viande de porc représentait quant à elle 42 %, et celle de volaille, approximativement 23 % (figure 11). A nouveau, des différences considérables étaient enregistrées entre les états membres, la France, par exemple, atteignant la consommation de viande bovine la plus élevée de l'Union européenne, avec 28 kg par habitant par an, alors que l'Allemagne, elle, montrait la consommation de viande bovine la plus faible, avec 12 kg par habitant par an (Chatellier *et al.*, 2003).

En termes d'évolution au cours du temps, l'Union européenne suit la tendance globale des pays développés : une faible augmentation de la consommation individuelle annuelle de viandes depuis 1980 et une tendance à la substitution de la viande bovine par les viandes de porcs et de volailles (Chatellier *et al.*, 2003) (figure 11).

La croissance du secteur de l'élevage au niveau mondial n'est pas sans conséquence sur l'utilisation du sol. En effet, plus le secteur de l'élevage se développe, plus ses besoins en espace, dans une certaine mesure, augmentent. Le secteur est donc en proie à un profond bouleversement, qui fait intervenir deux changements majeurs.

Le premier d'entre-eux est une intensification de l'usage de la terre. Si l'on compare, depuis 1961 jusqu'à 2001, d'une part le taux de croissance des superficies allouées aux pâturages et aux zones arables destinées à la production d'aliments pour animaux, avec d'autre part le taux de croissance de la production de viande et de lait, de fortes différences existent, les taux de croissance de la production de lait, mais de viande surtout, dépassant de loin ceux des superficies allouées à leur réalisation. La tendance globale est donc à l'augmentation de la productivité, suite à la forte intensification du secteur. La substitution des productions de ruminants par celles des monogastriques n'est d'ailleurs pas étrangère à ce phénomène (FAO, 2006). L'amélioration des régimes alimentaires, le management général des différentes spéculations (abattage précoce des animaux, lorsque ceux-ci ont encore de bonnes performances de croissance), de même que la sélection, ont en effet permis de

réduire l'indice de consommation⁵ chez toutes les espèces productrices de denrées alimentaires. Cette amélioration a cependant été la plus spectaculaire chez les monogastriques, ce qui explique en partie l'intérêt sans cesse croissant pour ces spéculations.

Au cours des prochaines décennies, la croissance de la demande en produits animaux conduira vraisemblablement encore à une augmentation des superficies dédiées à l'élevage, malgré la tendance à l'intensification. Signalons qu'il existe des variations régionales par rapport à ces tendances. Au sein de l'Union européenne, et d'une façon générale dans les pays de l'OCDE, depuis 1961, la croissance des productions de viande et de lait s'est opérée en parallèle d'une réduction des aires de pâturage et de terres arables dédiées à la production d'aliments pour animaux. Ceci a été rendu possible grâce à l'amélioration des indices de consommation, mais il faut également souligner qu'une partie de la réduction des surfaces de terres arables dédiées à la production d'aliments pour animaux a été compensée par l'importation d'aliments pour animaux, en particulier en provenance d'Amérique du Sud (FAO, 2006).

Le second changement majeur en cours dans le secteur de l'élevage est une modification de la distribution spatiale des zones de production. En effet, les aires de production et de consommation ne coïncident plus, puisque la consommation est désormais principalement localisée dans les centres urbains, et donc loin des zones où se trouvent les ressources nécessaires à la production. Avec le développement des infrastructures de transport, et la non prise en compte des externalités environnementales et sociales liées précisément au transport, l'envoi des produits animaux est devenu relativement bon marché par rapport à l'ensemble des coûts de production. Par conséquent, la production s'est rapprochée soit des zones où les ressources en aliments pour animaux étaient abondantes, soit des zones où le contexte politique (régime de taxation, réglementation environnementale, ...) minimisait les coûts de production (FAO, 2006). Nul doute, donc, que ces changements géographiques ont des impacts environnementaux majeurs. Parmi ceux-ci, citons la dégradation des sols suite à l'expansion et l'intensification des cultures arables, la perte de biodiversité suite à l'expansion continue de l'agriculture au sein de zones naturelles, la pollution des sols et de l'eau suite à la gestion inadéquate des déchets (surtout le cas des élevages hors-sol), ... (FAO, 2006).

⁵ L'indice de consommation correspond à la quantité d'aliments (en kg de matière sèche (MS)) nécessaire pour produire 1 kg de viande

I. 2. Nature et valeur de la production issue de l'élevage en Région wallonne

La production agricole wallonne se décline en trois grands thèmes : les productions horticoles, les produits des grandes cultures et les produits de l'élevage. Précisément, les produits de l'élevage wallon sont principalement la viande, qu'elle provienne des bovins, des porcins ou de la volaille, et les produits laitiers (tableau VII).

En 1990, les produits de l'élevage représentaient approximativement 66 % de la valeur de la production agricole wallonne. En 2004, ce chiffre était de 62 %. En région wallonne, le secteur de l'élevage est donc prépondérant parmi les différentes productions agricoles (tableau VII). En chiffres non relatifs, la valeur des produits de l'élevage atteignait la somme de 1 125 500 000 euro (en euro courants) en 1990, alors qu'elle était de 898 700 000 euro en 2004, soit une diminution approximative de 20 %. Au sein des produits de l'élevage, il faut souligner l'importance des productions bovines — viande et lait —, qui, en 1990 et en 2004, représentaient respectivement 60 % et 51 % de la production agricole totale de la région wallonne, ou respectivement 92 % et 83 % des produits de l'élevage. Le poids des productions bovines a donc diminué au fil du temps. Parallèlement à cette diminution, la Région wallonne a connu un essor des productions issues de l'élevage porcine et de celui des volailles : + 63 % et + 236 %, respectivement, entre 1990 et 2004. Bien qu'il s'agisse d'un accroissement considérable, la part de la valeur de ces productions dans la valeur de la production agricole totale reste relativement négligeable. Elle était en effet en 2004 de 5,8 % pour les porcins et de 2,8 % pour la viande de volaille (Marsin, 2006). La chute de la valeur des productions bovines entre 1990 et 2004 n'a ainsi été que partiellement compensée par l'accroissement de la valeur des produits des élevages de porcs et de volailles. Au sein des productions bovines, il faut noter que dans cet intervalle de temps, la valeur de la production de viande a diminué de façon bien plus importante que celle des productions laitières : - 39 % versus - 10 %, respectivement, de telle sorte qu'en 2004, ces deux valeurs atteignaient un montant relativement proche (388,1 millions d'euro *versus* 361,7 millions d'euro, respectivement). Précisément, la valeur d'une production étant le résultat de la multiplication des volumes produits par les prix, cette chute de la valeur de la production de viande bovine s'explique par une baisse progressive des prix institutionnels à partir de 1993 — baisse parfois atténuée ou compensée par une augmentation des volumes produits — et par une chute conséquente des prix et des volumes en 2001, suite à la crise de la vache folle. Bien qu'une remontée soit enregistrée dès 2002, la valeur de la production était, en 2004, approximativement 39 % sous le niveau de 1990 (Marsin, 2006) (tableau VII).

Il faut par ailleurs souligner que la valeur de la production agricole wallonne représentait, en 2003, approximativement 25 % de la valeur de la production agricole nationale. Au niveau

sectoriel, les représentations étaient assez différenciées, puisque la valeur des grandes cultures wallonnes comptaient pour plus de 50 % de la valeur du secteur à l'échelle nationale, la valeur des productions horticoles représentaient quant à elle seulement 9 % de celle du secteur au niveau national, alors que la valeur des produits de l'élevage wallon comptait pour 25 % de celle du secteur à l'échelle nationale. Précisons que, à nouveau, et corollairement aux chiffres relatifs aux différents cheptels animaux, le secteur de l'élevage wallon montre son hétérogénéité. En effet, en 2003, les valeurs des productions wallonnes de viande bovine et de lait représentaient, respectivement, 44 % et 40 % des valeurs de chaque secteur au niveau national. Par contre, les pourcentages observés pour les productions wallonnes de granivores — porcs, volailles et œufs — étaient relativement faibles (6 %, 13 % et 9 %, respectivement). Ceci ne fait que confirmer la nette prédominance du nord du pays par rapport au sud pour ces spéculations typiquement pratiquées hors sol (Marsin, 2006).

II. La fonction territoriale

La fonction territoriale de l'élevage peut être appréhendée sous différents angles : maintien de la biodiversité, contribution à la gestion de l'espace (maintien de la qualité de certains espaces verts, pâturage dans des zones peu accessibles,...), intérêt au niveau des paysages,... Chacun de ces différents aspects de la fonction territoriale de l'élevage va être abordé ci-dessous.

Notons tout de même qu'à côté de cette fonction territoriale, certains attribuent également à l'élevage une fonction au niveau de l'emploi rural, de la sécurité alimentaire et du bien-être animal (OCDE, 2000 ; Vanslebrouck et Van Huylenbroeck, 2005). S'agissant de fonctionnalités non territoriales, elles ne seront pas abordées dans le cadre de ce travail. Précisons néanmoins que la prise en compte de l'emploi rural et de la sécurité alimentaire dans la problématique de la multifonctionnalité de l'agriculture en général, et dans celui de la multifonctionnalité de l'élevage de façon plus spécifique, est sujet à controverse (OCDE, 2000). Concernant l'emploi rural, par exemple, d'un côté, — et c'est la position adoptée par l'OCDE (2000) —, il s'agit d'un intrant de la production agricole, mais d'un autre point de vue, il pourrait être considéré comme une externalité. En effet, en ralentissant par exemple la migration des zones rurales vers les zones urbaines, l'emploi rural lié à l'agriculture a des incidences sur la société.

II. 1. Préservation de la biodiversité

La préservation de la biodiversité par le biais de l'élevage peut s'envisager selon deux optiques distinctes. La première consiste à s'intéresser à la diversité biologique présente au sein des élevages : « l'agrobiodiversité », et la seconde, aux relations entre l'élevage et la diversité biologique alentour.

II.1.1. Préservation de la biodiversité des élevages en Région wallonne.

Le volet préservation de la biodiversité des élevages s'intéresse aux races animales des élevages.

Comme cela a été vu précédemment, la tendance des dernières décennies a été à l'uniformisation des races détenues, tant au niveau des cheptels bovins, que des cheptels ovins. Une réduction des effectifs de certaines races de chevaux s'est par ailleurs également opérée. En conséquence, une nette diminution du nombre de races utilisées en élevage, et donc, des effectifs de la plupart des races locales, s'est produite, faisant carrément craindre leur disparition à court ou moyen terme (Gouvernement wallon, 2007). La menace de disparition des différentes races résulte ainsi soit d'une transformation profonde de la race d'origine par sélection vers une ou plusieurs lignées spécialisées à haute productivité, soit d'une substitution pure et simple de la race locale par une autre race, autochtone ou étrangère, mieux adaptée aux nécessités économiques du moment, soit, en ce qui concerne les équidés, de la substitution de la traction chevaline par la traction motorisée (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004).

Concernant précisément les races bovines, l'élevage wallon se limite actuellement quasiment aux deux races très productives et très spécialisées que sont la Holstein pour la filière laitière, et la Blanc-Bleu belge pour la filière viandeuse. Les éleveurs qui souhaitent élever des animaux mixtes ou plus rustiques, et/ou qui, parfois, voient dans le rameau viandeux du Blanc-Bleu belge l'expression d'une hyperspécialisation et d'une conception de l'élevage favorisant uniquement la productivité, se sont par ailleurs tournés vers des races françaises, telles que la Limousine, la Charolaise ou la Normande, qui jouissent à leurs yeux d'une image plus « traditionnelle » et moins « sophistiquée » (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2000 ; Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004). Il existait pourtant en Belgique des races locales bien adaptées à nos conditions (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2000). Précisément, la conservation des quelques races bovines indigènes subsistant encore en agriculture belge est menacée, d'une part par le croisement avec

d'autres races, et d'autre part, par le fait que les chefs d'exploitation âgés quittent la profession (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004).

Concernant les ovins, il faut rappeler que jusqu'au 19^e siècle, la Belgique était une terre d'élevage du mouton, avec des races assez rustiques. En effet, en 1846, on recensait approximativement 662 000 moutons dans le pays. En 1910, on n'en comptait déjà plus que 185 000, et en 1963, 82 000. A partir du début des années 60, un redressement s'est néanmoins opéré, et en 2005, l'effectif belge était de 152 384 ovins (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a). Parallèlement à cette diminution des effectifs, une uniformisation des races élevées s'est opérée, avec une focalisation sur deux races de boucherie bien conformées, les races Texel et Suffolk, originaires des Pays-Bas et de Grande-Bretagne, respectivement (Fédération Interprofessionnelle Caprine et Ovine Wallonne, 2005).

Enfin, au niveau des races chevalines, c'est principalement la motorisation de l'agriculture qui est à l'origine de la diminution brutale et drastique des effectifs de chevaux, et notamment des chevaux de trait. Ainsi, entre 1850 et 1950, à l'exception des années de guerre, les effectifs chevalins étaient relativement stables en Belgique, oscillant entre 250 000 et 300 000 têtes. Entre 1950 et 1965, ils diminuaient approximativement de moitié, et une dizaine d'années plus tard, ils s'élevaient à 50 000 – 60 000 têtes. En 2005, seulement 33 404 chevaux étaient recensés en Belgique (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a).

A l'heure actuelle, on constate cependant un regain d'intérêt pour des races anciennes et moins communes. La détention d'animaux de races locales menacées a en effet fait l'objet d'une MAE⁶ spécifique, la MAE 6, qui vise la conservation du patrimoine génétique que constituent les nombreuses races animales d'élevage. L'objectif de ce programme est donc de contribuer au maintien des races locales menacées de disparition, en garantissant une population suffisante pour une présence effective sur le territoire wallon et la préservation d'une base génétique suffisamment importante que pour prévenir tout problème de consanguinité (Gouvernement wallon, 2007).

Outre l'objectif de conservation du patrimoine génétique agricole, et donc de maintien de l'agrobiodiversité, l'élevage de races locales menacées a également pour but la conservation et l'amélioration du patrimoine paysager, ainsi que le développement de la nature.

⁶ Pour rappel, les MAE ont pour objectif d'encourager la mise en œuvre d'actions volontaires de conservation et d'amélioration de la qualité de l'environnement et du paysage en zone agricole. Les MAE doivent aller au-delà des critères de conditionnalité et de la « bonne pratique agricole » usuelle définie par chaque Etat/Région. Ces aides visent à dédommager la perte de rendement liée à la mise en œuvre des MAE, ou à rémunérer un produit ou un service environnemental (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007).

Concernant spécifiquement le premier point, il faut souligner qu'une des menaces principales qui pèsent actuellement sur les paysages ruraux est leur uniformisation. Celle-ci se marque aussi au niveau du bétail qui pâture dans les prairies et qui se limite aujourd'hui à une espèce — l'espèce bovine —, et aux deux races hautement productives, la Holstein et la Blanc-Bleu belge (Gouvernement wallon, 2007). L'introduction et le maintien dans le paysage wallon de races aux caractéristiques spécifiques et différenciées ne peut que couper cette monotonie et enrichir le patrimoine paysager. Les races faisant l'objet de la MAE étant par ailleurs spécifiques à nos terroirs, elles participent aussi de façon irremplaçable à l'image de la Région wallonne (Le Roi *et al.*, 2006). A ce titre, le Cheval de Trait belge, issu d'un schéma de sélection rigoureux dans notre pays, jouit d'une réputation largement internationale, et fait d'ailleurs figure de référence dans son secteur (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004). Le maintien des races rustiques — et ceci est particulièrement le cas pour le cheval de trait — joue donc un rôle dans la conservation d'une certaine identité liée au terroir. Il est par conséquent primordial pour le maintien et l'extension d'activités de développement rural telles que le tourisme et l'accueil à la ferme ou encore la vente directe de produits locaux (Le Roi *et al.*, 2006 ; Gouvernement wallon, 2007). La contribution paysagère de cette mesure, ainsi que sa contribution au développement de la nature, passent en outre aussi par l'utilisation des animaux de races locales menacées pour l'entretien de milieux ouverts de haute valeur naturelle, qui nécessite souvent le recours au pâturage *via* du bétail rustique (moutons, essentiellement). Enfin, pour le cas précis du cheval de trait, il faut souligner que sa subsistance permet de contribuer, à un niveau certes marginal, à maintenir des activités d'exploitation extensive de forêts feuillues ou mixtes, du moins au niveau des zones peu accessibles aux engins forestiers, *via* le transport des grumes. Le recours au débardage par des chevaux permet de plus d'éviter la dégradation du sol souvent occasionnée par le passage des engins mécaniques (Gouvernement wallon, 2007).

Enfin, il est important de souligner que le développement des effectifs d'animaux de races locales menacées peut aussi s'inscrire dans une optique de production. En effet, actuellement, on assiste à l'émergence et à la croissance de marchés spécifiques, qui reflètent un autre type de demande de la part des consommateurs, permettant de donner une autre orientation au choix des races utilisées. Certains consommateurs portent ainsi leur choix sur des produits associés à un label de qualité, c'est-à-dire des produits issus d'élevage devant répondre à un cahier de charges prédéfini. Certains de ces cahiers de charges comprennent des recommandations plus ou moins coercitives par rapport à la génétique des animaux à utiliser (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004).

D'un point de vue pratique, la MAE 6 rémunère les agriculteurs qui élèvent des animaux appartenant aux races locales menacées, que cette démarche s'inscrive à des fins de production agricole classique ou secondaire (accueil à la ferme, par exemple), ou encore à titre de hobby (Le Roi *et al.*, 2006). A titre informatif, les montants des subventions tels que prévus par le Programme wallon de Développement Rural 2007-2013 sont les suivants : 120 euro par bovin, 200 euro par cheval et 30 euro par mouton. Ceux-ci ont été évalués sur base d'un niveau de référence, à savoir, le modèle d'animaux prisés par le secteur de la boucherie belge, les animaux à forte conformation de type culard (bovins Blanc-Bleu belge et mouton Texel). Les animaux de races locales présentant des conformations qui sont, au stade actuel, très mal valorisées — de par leur conformation mais aussi en raison de l'absence de filières spécialisées —, les pertes occasionnées sont en partie compensées par la subvention (Gouvernement wallon, 2007).

Les races locales menacées éligibles à la subvention sont les suivantes : pour les races bovines, la Rouge de Belgique et le Blanc-Bleu mixte ; pour les races ovines, le mouton Laitier belge, le mouton Entre Sambre-Et-Meuse, le mouton Ardennais tacheté, le mouton Roux ardennais et le mouton Mergelland ; et pour les races chevalines, le Cheval de Trait ardennais et le Cheval de Trait belge (également appelé le cheval de Gros Trait belge ou le Brabançon) (Gouvernement wallon, 2004). Il faut noter que dans le Programme wallon de Développement Rural pour la période 2007-2013, la race bovine Rouge de Belgique a été retirée de la liste des races locales menacées. Présente dans le programme agri-environnemental depuis 1995, cette race a en effet été considérée comme disparue en Région wallonne, car aucune demande de subvention n'a été introduite (Gouvernement wallon, 2007).

La classification en « race locale menacée » a été explicitée au niveau du Règlement (CE) 1974/2006. La Commission européenne a ainsi fixé les seuils en-dessous desquels une race locale est considérée comme menacée d'abandon. Ce seuil est fonction de l'espèce et se chiffre en nombre de femelles reproductrices inscrites dans les livres généalogiques de la race, pour l'ensemble des Etats membres. Il est de 7 500 pour les bovins, de 10 000 pour les ovins et de 5 000 pour les équins (Règlement (CE) 1974/2006). Les neuf races animales ci-dessus, propres à la Région wallonne, présentant des effectifs inférieurs au seuil fixé par la Commission quant au nombre de femelles reproductrices inscrites dans les livres généalogiques de chaque race, elles ont été classées comme « races locales menacées ». Ce sont les associations d'élevage, responsables de la tenue des livres généalogiques des races, qui prennent en charge l'inscription des animaux appartenant aux races menacées (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004).

Début 2007, les effectifs de femelles reproductrices, inscrites dans les livres généalogiques de chaque race⁷, étaient ainsi de 2 809 pour le cheval de Trait belge et de 354 pour le cheval de Trait ardennais. Ceux de bovins Blanc-Bleu mixte étaient de 5 262. Au niveau des ovins, le nombre de femelles reproductrices inscrites dans les livres généalogiques de chaque race étaient de 456 pour le mouton Laitier belge, 100 pour le mouton Entre Sambre-et-Meuse, 61 pour le mouton Ardennais tacheté, 692 pour le mouton Roux ardennais et 110 pour le mouton Mergelland (Gouvernement wallon, 2007). Remarquons que les organismes qui gèrent les livres généalogiques n'étant pas toujours informés des animaux morts, ces chiffres pourraient constituer une surestimation du nombre réel⁸.

Bien qu'à l'échelle de la Région wallonne, et par rapport aux races classiquement élevées, les effectifs de ces animaux soient actuellement négligeables, l'existence de la MAE 6 permet d'espérer une augmentation de ceux-ci. Depuis que la mesure est à la disposition des agriculteurs, un nombre croissant d'animaux appartenant à des races locales menacées et bénéficiant de la mesure est en tout cas à constater (figure 12). En 2006, 369 producteurs participaient ainsi à cette méthode, soit 2,2 % des exploitations agricoles wallonnes, pour un total de 1 991 chevaux, 3 007 bovins et 1 713 moutons (Le Roi *et al.*, 2006 ; Gouvernement wallon, 2007⁹). Cette évolution à la hausse pourrait se maintenir, au vu d'une part de l'augmentation du nombre d'animaux disponibles sur le marché — du moins pour certaines races —, et d'autre part, du développement en cours de projets de gestion d'espaces ouverts de haute valeur naturelle pour lesquels certaines races de moutons sont particulièrement adaptées (Gouvernement wallon, 2007). Pour 2008, les tendances suivantes sont attendues : une diminution du nombre d'équins suite au vieillissement des éleveurs et à l'obligation d'identification des animaux, une diminution progressive du nombre de bovins suite au renforcement des critères d'admission au livre généalogique, et, pour les ovins, une poursuite de la progression du mouton Roux ardennais, du moins si la fièvre catarrhale ne vient pas freiner cette évolution (données non publiées¹⁰). L'objectif, pour 2013, est un taux d'engagement des exploitations de 4 %, avec un nombre d'équins, de

⁷ Les chiffres mentionnés dans le Programme wallon de Développement rural 2007-2013 sont ceux issus des livres généalogiques belges pour les deux races de chevaux. Pour les races bovines et ovines, il s'agit par contre des effectifs wallons, auxquels il conviendrait d'ajouter, pour être tout à fait exact, les effectifs flamands et/ou étrangers (qui sont évidemment inférieurs aux effectifs wallons). En effet, il existe parfois d'une part, plusieurs livres généalogiques pour une même race à l'échelle européenne, et d'autre part, des enregistrements de certaines races sous des noms différents. Or, pour rappel, la classification en « race locale menacée » repose sur les effectifs totaux européens (précisions apportées la Région wallonne, lors d'une communication privée).

⁸ Précision apportée par la Région wallonne lors d'une communication privée.

⁹ Il s'agit des chiffres communiqués en page 99 du Programme wallon de Développement rural 2007-2013. Pour information, des chiffres complètement différents figurent en page 276 du document.

¹⁰ Les données relatives aux tendances pour 2008 sont issues d'une communication privée avec la Région wallonne.

bovins et d'ovins bénéficiant de la mesure de 300, 3 000 et 2 000 animaux, respectivement¹¹ (Gouvernement wallon, 2007).

Une étude financée par la Commission européenne a été réalisée en 2005 dans le but d'évaluer l'ensemble des MAE à l'échelle de l'Union européenne (Oréade-Brèche, 2005). Concernant la MAE « détention d'animaux de races locales menacées », cette étude a tenté d'analyser les impacts de la MAE sur la biodiversité des espèces élevées au sein des différents états membres. Deux points importants ont été relevés par les auteurs. D'une part, il existe très peu de bibliographie scientifique relative à ce sujet, les études identifiées étant plutôt des bilans d'action. Et d'autre part, ces bilans montrent que pour beaucoup de pays, la situation est très préoccupante, et que les programmes mis en place ont été insuffisants pour enrayer la baisse des effectifs de races menacées. L'étude révèle cependant que pour certains états membres, tels que l'Autriche, l'Allemagne ou l'Irlande, la MAE a eu un effet significatif, avec une stabilisation ou une augmentation des effectifs d'animaux des races concernées par le programme. Enfin, elle relève également un effet positif de ce programme, à savoir, une prise de connaissance par les éleveurs, de l'existence des races locales menacées et des problèmes de conservation qui leur sont associés (Oréade-Brèche, 2005).

II.1.2. Préservation de la biodiversité grâce à l'élevage en Région wallonne.

Avant toute chose, il est utile de rappeler que la diversité biologique peut être envisagée selon différents niveaux d'organisation. Le premier d'entre eux concerne la diversité génétique au sein d'une population ou d'une espèce, le second, la diversité des espèces, et le troisième, la diversité des écosystèmes (Stuart Chapin III *et al.*, 2000 ; FAO, 2006).

II.1.2.1. Une érosion alarmante de la biodiversité.

Une érosion alarmante de la biodiversité à l'échelle planétaire a été soulignée par les scientifiques (Stuart Chapin III *et al.*, 2000 ; Gaston et Fuller, 2007). D'après l'IUCN (International Union for Conservation of Nature) (2008), en 2007, 20 % des espèces de mammifères, 12 % des espèces d'oiseaux, 5 % des espèces de reptiles, 29 % des espèces

¹¹ Les objectifs pour 2013, tels qu'ils figurent dans le Programme wallon de Développement rural 2007-2013, sont peu ambitieux. Il s'agit en réalité de chiffres permettant une approche du budget : comme le budget disponible pour l'ensemble des MAE était à priori limité, il convenait de proposer des objectifs chiffrés limités aussi (précisions apportées par la Région wallonne, lors d'une communication privée).

d'amphibiens, 4 % des espèces de poissons et 3 % des espèces de plantes étaient ainsi menacées d'extinction¹².

II.1.2.2. La biodiversité des espèces en Région wallonne.

Les milieux agricoles constituent des potentialités d'accueil de la vie sauvage. Cette capacité d'accueil en région wallonne est cependant relativement altérée (Ansay, 2006), comme en témoignent les données ci-dessous.

Différentes espèces de faune et de flore sauvages sont concernées par le milieu agricole, soit pour leur alimentation, soit pour leur reproduction, ou simplement comme lieux de refuge. Parmi ces espèces, certaines constituent de bons indicateurs de l'évolution du milieu agricole : les mammifères, dont les chauves-souris, les oiseaux, les papillons de jour (Rhopalocères), et la flore messicole (Ansay, 2006). Nous les passons ci-dessous brièvement en revue.

Au niveau des mammifères tout d'abord, et plus précisément des chauves-souris, 21 espèces ont été recensées en Région wallonne. Parmi celles-ci, trois espèces sont considérées dans un état critique¹³, leur population risquant de n'être plus suffisante pour assurer leur survie à moyen terme. La population de la Barbastelle commune, par exemple, est estimée à moins de 50 individus. Cinq espèces sont par ailleurs considérées comme étant en danger, mais pas encore dans un état critique (Lamotte, 2006). Les causes du déclin de ces populations en lien avec le milieu agricole sont d'une part, la dégradation du maillage écologique, et d'autre part, la régression de la diversité, de la quantité et de la qualité des proies (perte de prairies, produits phytosanitaires, antiparasitaires à base de lactones macrocycliques absorbés par les insectes coprophages) (Ansay, 2006). Concernant

¹² Il s'agit du nombre d'espèces menacées d'extinction en 2007, exprimé en % du nombre d'espèces recensées. Il est aussi possible d'exprimer le nombre d'espèces menacées d'extinction en % du nombre d'espèces estimées. A part pour les mammifères, les oiseaux et les amphibiens, (qui sont des groupes pour lesquels la totalité ou la quasi totalité des espèces fait l'objet d'estimations quant à l'effectif de leur population), ces derniers chiffres constituent cependant une surestimation du % d'espèces menacées. Les chiffres exacts de % d'espèces menacées sont donc vraisemblablement quelque part entre ceux exprimés en % du nombre d'espèces recensées, et ceux exprimés en % du nombre d'espèces estimées (IUCN, 2008). Ainsi, par exemple, pour les poissons, le % exact d'espèces menacées d'extinction se situe, pour 2007, entre 4 % (expression en % du nombre d'espèces recensées : 1 201 espèces menacées pour 30 000 espèces recensées) et 39 % (expression en % du nombre d'espèces estimées : 1 201 espèces menacées pour 3 119 espèces estimées).

¹³ Classification IUCN. Les catégories *En danger critique d'extinction*, *En danger* et *Vulnérable* forment le groupe correspondant aux taxons menacés. L'attribution d'une catégorie de menace à un taxon se réalise en fonction d'une série de critères quantitatifs. Il suffit qu'un seul des critères soit rempli pour qu'un taxon puisse être associé à une catégorie de menace particulière. Ces critères concernent notamment l'évolution de la taille de la population étudiée, la taille de la zone d'occupation,... (Godin, 2007).

les autres mammifères, citons la loutre, ainsi que le grand hamster — une espèce des grandes plaines agricoles —, qui demeurent en position critique. Les populations de lapin se sont effondrées à partir du début des années 90, suite au manque de contrôle de la maladie hémorragique virale du lapin. Le blaireau, mais surtout le renard, sont par contre désormais relativement abondants, une conséquence des campagnes de vaccination orale antirabique des carnivores domestiques (Libois, 2006).

Au niveau des oiseaux, bien que l'avifaune wallonne soit assez diversifiée en regard des autres groupes de vertébrés, un nombre important d'espèces sont menacées, et au sein de celles-ci, une forte proportion d'espèces d'oiseaux des milieux ouverts. Sur les 145 espèces d'oiseaux ayant niché annuellement au début des années 2000, 48 sont en effet actuellement considérées comme menacées. Parmi ces 48 espèces, selon le type d'habitat, on recense 23 espèces d'oiseaux des milieux humides (soit 61 % d'espèces menacées pour cet habitat) et 10 espèces d'oiseaux des campagnes (soit 33 % d'espèces menacées pour cet habitat) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). A titre d'exemple, parmi les espèces menacées liées aux zones agricoles, citons la perdrix grise et le bruant proyer. A l'échelle européenne, la tendance observée est également un déclin des espèces d'oiseaux des milieux ouverts. Il a ainsi été estimé que les oiseaux liés au milieu agricole (*farmland birds*) ont diminué de 42 % durant la période 1980-2002 (Birdlife International, 2004). Il est par ailleurs intéressant de noter que le déclin des populations d'espèces d'oiseaux liés au milieu agricole présente un certain niveau de corrélation avec le rendement des céréales, représentatif de l'intensité de l'agriculture (Donald *et al.*, 2001).

Les papillons de jour sont considérés comme d'excellents indicateurs de la qualité des milieux, en raison de leurs exigences souvent très strictes concernant le choix de leur habitat — exigences responsables de leur grande sensibilité aux modifications mêmes peu apparentes de leur environnement (Maes et Van Dyck, 2001 ; Ansay, 2006). Sur les 114 espèces répertoriées en Wallonie, 19 sont déjà éteintes et 47 sont menacées à des degrés divers (*vulnérable, en danger* ou *en danger critique d'extinction*). Si les pelouses calcaires et les forêts feuillues sont les milieux initialement les plus riches en papillons de jour, ils comptent aussi le plus grand nombre d'espèces éteintes et menacées : 35 % des espèces étroitement liées aux pelouses calcaires ont disparu, et 50 % d'entre-elles sont actuellement menacées. Ceci fait suite notamment à la réduction des surfaces de pelouses disponibles (consécutivement à la plantation d'essences résineuses), mais aussi à l'abandon des pelouses restantes par l'agriculture, qui a entraîné leur recolonisation par les ligneux et l'extension de graminées. Favorisées par l'augmentation artificielle de la fertilité des sols, ces graminées peuvent empêcher le développement de plantes-hôtes sensibles. Par ailleurs, plus de la moitié des espèces liées aux prairies humides sont menacées ou éteintes, et ce, suite à l'exploitation sylvicole ou agricole — surtout si des fertilisations pour l'élevage sont

réalisées —, mais aussi suite à la recolonisation spontanée par les ligneux. Les facteurs responsables du déclin des populations de papillons de jour sont donc principalement d'une part, la fermeture des milieux et d'autre part, l'enrichissement en nutriments. Ajoutons encore un troisième facteur, le manque de lumière au sol (Fichefet, 2006).

Les plantes vasculaires¹⁴ constituent aussi d'excellents indicateurs de l'état de l'environnement. En effet, leurs exigences écologiques plus ou moins strictes et le fait qu'elles colonisent la plupart des milieux permettent de les utiliser comme des bioindicateurs caractérisant notamment la nature physico-chimique du substrat, son acidité, son humidité et sa richesse en éléments nutritifs. Cependant, malgré ce rôle reconnu et l'intérêt porté à ce groupe taxonomique, il est actuellement impossible d'évaluer de manière globale l'état de conservation de la flore wallonne. Un premier état des lieux a néanmoins permis de constater une banalisation de la flore indigène et un risque de disparition à plus ou moins court terme pour une fraction significative des espèces. Sur les 1462 espèces et sous-espèces floristiques wallonnes, environ 8 % ont ainsi disparu, alors qu'approximativement 33 % de celles qui subsistent sont menacées à des degrés divers. Si l'on s'intéresse à la situation par type de formation végétale, il faut constater que la flore de tous les grands types d'habitats est menacée à des degrés divers, qu'il s'agisse de la flore des habitats humides, des habitats semi-naturels (landes, tourbières, pelouses sèches), des cultures, des prairies,... Parmi les milieux dont la flore est actuellement la plus menacée figure notamment les annuelles commensales des moissons (flore messicole). En effet, approximativement 70 % des espèces qui subsistent encore sont menacées, et parmi elles, plus de la moitié se trouve dans la catégorie *en danger critique d'extinction*. D'un point de vue plus général, sur les 116 espèces annuelles commensales des cultures et des moissons¹⁵ recensées en Région wallonne, environ 17 % des espèces ont disparu, alors que 31 % des espèces sont menacées à des degrés divers. Au niveau des prairies et mégaphorbiaies¹⁶, sur les 190 espèces floristiques recensées, approximativement 8 % des espèces ont disparu, tandis que 24 % des espèces sont menacées (Delescaille et Saintenoy-Simon, 2006).

II.1.2.3. La biodiversité des écosystèmes en Région wallonne.

¹⁴ La flore vasculaire regroupe les plantes possédant un appareil végétatif alimenté par un tissu vasculaire et normalement constitué d'une tige, de feuilles et de racines (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007).

¹⁵ Les plantes sauvages associées aux moissons sont aussi appelées plantes messicoles. Les « plantes des cultures » sont considérées, au même titre que les messicoles, comme des adventices, mais elles sont associées à des cultures de printemps (semées au printemps, récoltées à la fin de l'été ou au début de l'automne), alors que les messicoles sont associées à des cultures d'automne (semées à l'automne, récoltées en été) (Ansay, 2006).

¹⁶ Il s'agit d'une variété de prairies humides semi-naturelles à hautes herbes.

En région wallonne, une partie importante des espèces sauvages en régression, mais aussi de leurs milieux de vie, se trouve en zone agricole (Le Roi *et al.*, 2006). Le milieu agricole représente en effet approximativement la moitié de la superficie wallonne. Il constitue donc, à ce titre, un réservoir potentiel d'espèces et surtout, un espace potentiel de développement de ces espèces. Par conséquent, le milieu agricole est un espace devant contribuer de façon majeure à la conservation de la nature.

Il est désormais admis que la protection des espèces et des habitats passe par la mise en place d'une *structure écologique*, ou encore d'un *réseau écologique*. Cette notion est essentielle, car elle donne une toute autre dimension à la conservation de la nature : l'objectif n'est plus seulement de conserver des populations de certaines espèces ou des habitats à haute valeur patrimoniale dans des sites circonscrits, mais plutôt de privilégier une approche régionale, en limitant le plus possible l'isolement entre les zones les plus intéressantes et en augmentant la taille et le nombre des espaces existants (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2008). Le réseau écologique wallon se décline en un dispositif à trois dimensions : *i*) des zones centrales (surface réservée de manière quasi exclusive à la conservation de la nature) ; *ii*) des zones de développement (espaces relais ou tampons dans lesquels l'activité économique est compatible avec la conservation des espèces et leurs habitats) ; *iii*) des zones de liaison permettant les connexions et assurant la cohérence de l'ensemble en permettant les migrations et les échanges entre les populations d'espèces sauvages (le « maillage écologique ») (Ansay, 2006 ; Gouvernement wallon, 2007). Au sein de cette structure écologique, le maillage écologique — constitué de haies, cours d'eau, mares,... — se doit de couvrir l'ensemble du territoire. Les zones prioritaires (zones centrales et zones de développement) constituent quant à elles la *Structure Ecologique Principale* (SEP), qui est censée permettre de matérialiser géographiquement les zones du territoire présentant des enjeux majeurs en matière de conservation et de gestion de la biodiversité (Ansay, 2006). Actuellement, en Région wallonne, la SEP couvre 298 697 ha (soit 17,7 % du territoire wallon), dont 46 422 ha dans les superficies agricoles, ce qui correspond à 6,1 % de la SAU (Gouvernement wallon, 2007).

Précisément, au niveau de l'espace agricole, la conservation des espèces sauvages et de leurs habitats passera par deux stratégies complémentaires : d'une part, le maintien et le développement des petits éléments naturels du paysage (le maillage écologique), et d'autre part, le maintien et l'entretien des zones centrales et de développement, *via* une exploitation peu intensive des prairies (exceptionnellement des cultures). Pour l'essentiel, il s'agit en effet de prairies humides et marécageuses ou escarpées, ainsi que de prairies qui ont été très peu fertilisées (Gouvernement wallon, 2007).

Parallèlement au concept de SEP, il est possible, au sein du milieu agricole (et au sein du territoire wallon de façon générale), d'identifier les espaces notamment du point de vue de leur statut de protection. Ainsi, différents statuts de protection — qui se recoupent parfois — relatifs à ces espaces agricoles existent : les réserves naturelles, les sites Natura 2000, les zones humides d'intérêt biologique,... (Ansay, 2006). Ainsi, 0,1 % de la superficie des zones agricoles est érigée en réserve naturelle (domaniale ou agréée) ou zone humide d'intérêt biologique. Le réseau Natura 2000 (*cf. infra*) couvre quant à lui 3,6 % de la SAU. Ces différents sites — réserves naturelles, sites Natura 2000, zones humides d'intérêt biologique,... — font par ailleurs partie de la SEP, les réserves naturelles constituant notamment les zones centrales, alors que le réseau Natura 2000 s'inscrit dans les zones de développement (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Il faut noter que dans une optique de conservation de la nature, outre le maintien et la restauration de la SEP, un travail sur l'ensemble de l'espace agricole est indispensable, puisque près de 94 % de celui-ci se situent en dehors de la SEP. C'est précisément dans cet objectif que les MAE ont été développées (*cf. infra*) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Ce point sera l'objet d'un paragraphe ultérieur.

Le réseau « Natura 2000 » est un réseau écologique européen constitué de *sites d'importance communautaire*, se construisant dans chaque état membre sur base de l'application des directives « Oiseaux » (Directive 79/409/CEE) et « Habitats » (Directive 92/43/CEE). A ce titre, le réseau est formé d'une part, par des *zones spéciales de conservation* (sites abritant des types d'habitats naturels figurant à l'annexe I de la directive Habitats et des habitats des espèces figurant à l'annexe II de cette même directive), ainsi que d'autre part, par des *zones de protection spéciale* classées par les états membres en vertu des dispositions de la directive Oiseaux (Directive 92/43/CEE). A l'inverse des principes appliqués dans les réserves, la gestion des sites Natura 2000 se base sur des objectifs de conservation plutôt que sur des interdictions, les activités humaines y sont donc autorisées, pour autant qu'elles ne portent pas préjudice aux espèces et habitats ciblés (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007).

Actuellement, en Région wallonne, les sites Natura 2000 sont au nombre de 240 et couvrent une superficie de 220 944 ha, c'est-à-dire 13 % du territoire régional. Quarante-quatre habitats de l'annexe I de la directive Habitats, 31 espèces de l'annexe II de la directive Habitats et 101 espèces d'oiseaux de l'annexe I de la directive Oiseaux sont ainsi recensés. Sur les 220 944 ha désignés, approximativement 27 600 ha, soit 12,5 %, se situent en milieu agricole (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Si l'on sait que la SAU totale de la

Région wallonne est approximativement de 755 500 ha, la SAU en zone Natura 2000 représente donc 3,6 %. A la lumière de ces chiffres, il faut constater que le milieu agricole est relativement peu concerné par les désignations Natura 2000, par rapport aux autres milieux désignés. Ceci provient du fait que la priorité a été donnée à des milieux constituant soit un habitat Natura 2000 ou présentant une richesse spécifique en espèces Natura 2000, soit ayant un potentiel pour de tels milieux ou espèces. De par les pratiques réalisées en milieu agricole et leur niveau global d'intensification, il est assez logique que des sites éligibles soient donc assez peu retrouvés (Ansay, 2006). La plupart des parcelles concernées sont localisées au sud du sillon Sambre-et-Meuse, et sont assez marginales du point de vue de la production agricole. Il s'agit principalement de prairies permanentes (77 %) et temporaires (12 %), mais aussi de céréales (4 %) et de cultures fourragères (3 %), surtout du maïs (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Approximativement, sur les 20 000 ha désignés en Natura 2000 en prairies permanentes, 10 000 correspondent spécifiquement à des habitats Natura 2000. Précisément, les espaces agricoles désignés « Natura 2000 » hébergent principalement les trois habitats naturels suivants de l'annexe I de la Directive : les prairies à *Molinia* sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux (*Molinion caeruleae*) (code 6410 dans l'annexe I de la Directive) (> 500 ha) ; les prairies maigres de fauche de basse altitude (*Alopecurus pratensis*, *Sanguisorba officinalis*) (code 6510 dans l'annexe I de la Directive) (entre 5 et 10 000 ha) ; les prairies de fauche de montagne (code 6520 dans l'annexe I de la Directive) (1 000 ha) (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2002 ; Ansay, 2006). Brièvement, nous en donnons ci-dessous une description.

Prairies à *Molinia* sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2005 ; Gathoye et Terneus, 2006). Les prairies à *Molinia* sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux (code EUNIS européen¹⁷ E3.51 ou prairies humides oligotrophes¹⁸) sont des prairies de fauche humides, installées dans des zones où l'on observe une fluctuation saisonnière du niveau de la nappe phréatique. Non situées en situation alluviale, elles sont en conséquence caractérisées par un sol pauvre en éléments nutritifs. Ces prairies ont pour origine des défrichements forestiers ou des bas-marais qui ont

¹⁷ Typologie EUNIS : nouvelle typologie des habitats présents sur le territoire européen (EUNIS est l'acronyme de *EUropean Nature Information System*), commanditée par l'Agence Européenne de l'Environnement. EUNIS contient des informations sur des espèces, des types de formations végétales et des sites, qui sont utilisées notamment pour gérer le projet Natura 2000. Il s'agit donc d'un système pan-européen vulgarisé couvrant tous les types de formations végétales, des naturelles aux artificielles, des terrestres aux aquatiques, qu'elles soient marines ou d'eaux douces. La liste des habitats EUNIS présents en Wallonie, avec mention de ceux qui relèvent de la Directive Habitats est présente sur le site de l'Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats.

¹⁸ Oligotrophe : se dit d'un milieu particulièrement pauvre en nutriments. Un milieu plus riche sera dit « mésotrophe », voire même « eutrophe ».

évolué sous l'influence de fauches tardives pour la production de foin. La flore est souvent très diversifiée, mais les communautés typiques sont de plus en plus rares, du fait de leur altération (fertilisation, pâturage, fauches multiples,...) et ne présentent souvent qu'un cortège incomplet d'espèces. La végétation est souvent hétérogène (avec une dominance par la molinie), du fait de la forte humidité du terrain et des difficultés d'effectuer une fauche régulière. Elle a typiquement un aspect en mosaïque, avec des zones à joncs, des zones plus ou moins humides, des zones marginales à hautes herbes hygrophiles. Ce type de formation, bien qu'il soit rare, voire très rare, se rencontre au niveau de tous les districts phytogéographiques de la Région wallonne. Le maintien de cet habitat repose sur l'absence de fertilisation et la réalisation d'une fauche automnale (après le 15 août) tous les ans ou tous les deux ans. Un pâturage très léger peut être toléré. Ajoutons que les prairies à molinie sont des habitats de grande valeur biologique : elles peuvent en effet abriter de nombreuses espèces végétales rares, et, en comparaison avec d'autres types de prairies, hébergent généralement beaucoup plus d'espèces protégées.

Prairies maigres de fauche de basse altitude (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2005 ; Gathoye et Terneus, 2006). Les prairies maigres de fauche de basse altitude¹⁹ (code EUNIS E2.2 ou prés de fauche mésophiles planitiaires et collinéens) sont des prés de fauche mésophiles, qui, avant la fauche, présentent un mélange diversifié de graminées hautes et de dicotylées. Elles se rencontrent dans toutes les régions de la Wallonie, sauf en Haute Ardenne. Ce type de formation végétale comprend, d'après la typologie EUNIS, deux sous-catégories : les prairies de fauche de basse altitude peu à moyennement fertilisées (code EUNIS E2.22), et les prairies de fauche sub-montagnardes peu fertilisées (code EUNIS E2.23).

Les premières (code EUNIS E2.22) sont des prairies subissant un rythme d'exploitation lent (2 défoliations/an, la première coupe étant récoltée tardivement en foin, après le 15 juin, le regain étant normalement pâturé) et peu à moyennement fertilisées. Ces prairies de fauche typique avec la flore accompagnatrice deviennent de plus en plus rares, d'une part, du fait de la fertilisation intensive et de la précocité des dates de coupes qui affectent le développement de certaines espèces, et d'autre part, du fait du régime mixte fauche-pâturage souvent appliqué (régression des espèces typiques des prairies de fauche et présence d'espèces favorisées par le pâturage). *Arrhenatherum elatius* (le fromental) est la graminée qui caractérise le pré de fauche de basse altitude. Dans les formes typiques et pas

¹⁹ Ce type de formation végétale fait partie, au même titre que les prairies de fauche montagnardes peu fertilisées (code EUNIS E2.3) (*cf.* ci-dessous) des prairies mésophiles (code EUNIS E2), qui sont des formations herbeuses subissant un rythme d'exploitation (fauche, pâturage, engrais) plus ou moins intensif, sur des sols non fortement humides.

trop fertilisées, elle est accompagnée d'un cortège de dicotylées diverses. En Région wallonne, cet habitat se rencontre dans tous les districts, sauf en Ardennes.

La deuxième sous-catégorie (code EUNIS E2.23), les prairies de fauche sub-montagnardes peu fertilisées, constitue la vieille prairie de fauche ardennaise, qui subit un rythme d'exploitation lent (peu fertilisée, deux défoliations/an, la première fauche étant tardive vers le 15 juillet, le regain étant fauché ou plus souvent pâturé). La flore est diversifiée, très riche notamment en dicotylées, ce qui produit des faciès très colorés. *Arrhenatherum elatius* disparaît progressivement au profit de *Trisetum flavescens* (avoine dorée). Ces prairies se rencontrent exclusivement en Ardenne (principalement entre 300 et 550 mètres), où elles deviennent cependant de plus en plus rares.

Le maintien de la diversité botanique de ces deux types d'habitat passe par l'application de mesures régulières sur le long terme (pas de changement fréquent des périodes de fauche), pas plus de deux fauches/an, et une limitation voire une suppression de la fertilisation. Ce sont en effet la fertilisation et le pâturage intensif qui provoquent l'appauvrissement — en termes de biodiversité — de ces prairies. Précisément, au niveau de la valeur patrimoniale de ces prairies, parmi les espèces végétales de l'Annexe II de la Directive Habitats, seul le brome des Ardennes (*Bromus grossus*) est susceptible de s'y retrouver. Des espèces protégées, comme *Sanguisorba officinalis*, peuvent y être observées. En période de floraison, ces prairies peuvent constituer un habitat de prédilection ou de substitution pour de nombreuses espèces animales protégées en Région wallonne (hérisson, ...)

Prairies de fauche de montagne (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2005 ; Gathoye et Terneus, 2006). Les prairies de fauche de montagne (code EUNIS E2.3 ou prairies de fauche montagnarde peu fertilisées) constituent la vieille prairie de fauche typique de la Haute Ardenne, développée quasi exclusivement sur des plateaux d'une altitude supérieure à 550 mètres. Cette formation est une variante à caractère nettement plus montagnard des prairies de fauche sub-montagnardes peu fertilisées (*cf.* ci-dessus). Il s'agit de prairies à l'origine peu fertilisées, qui étaient fauchées pour la production de foin en première coupe, le regain étant le plus souvent pâturé. La flore est diversifiée, riche en dicotylées, dans les quelles une série d'espèces montagnardes typiques sont bien représentées (notamment *Meum athamanticum* ou fenouil des Alpes et *Geranium sylvaticum* ou géranium des bois). Actuellement, les prairies qui ont subsisté sont uniquement pâturées, perdant ainsi progressivement les caractéristiques de ce cortège floristique remarquable. Ce type de formation se rencontre exclusivement en Haute Ardenne, au sein des Plateaux des Hautes Fagnes et des Tailles, où elle devient cependant de plus en plus rare. En termes de valeur patrimoniale, des espèces telles que *Geranium sylvaticum*, *Meum athamanticum* et *Sanguisorba officinalis* sont rares en Région wallonne, mais communes dans le secteur de la

Haute Ardenne auquel elles sont d'ailleurs confinées. Le maintien de cet habitat repose, comme pour les prairies maigres de fauche de basse altitude, sur une limitation/suppression de la fertilisation, une limitation à une ou deux défoliations/an, et sur la limitation du pâturage.

Après avoir abordé le réseau Natura 2000 dans le contexte du milieu agricole, il est intéressant de se pencher sur la problématique des différents habitats autres que Natura 2000 présents dans le milieu agricole, et liés directement à l'élevage. Ceci nous conduit donc à nous intéresser aux différents types de prairies rencontrés en zone agricole en Région wallonne et régulièrement exploitées par la fauche ou le pâturage.

Il est possible d'aborder la description des prairies selon plusieurs classifications : selon leur valeur biologique d'abord (valeur biologique faible, moyenne, élevée ou très élevée), selon leur mode d'exploitation (prairies pâturées ou prairies de fauche), selon le niveau hydrique des sols sur lesquels poussent les formations herbeuses (sur sols frais à secs — prairies mésophiles — ou sur sols humides à très humides — prairies humides —),... Nous choisissons ici de faire une description succincte des différents types de prairies à partir de la classification reposant sur la valeur biologique de celles-ci. Les 17 types de formations herbeuses les plus fréquemment rencontrés en Région wallonne sont explicités ci-dessous. Un 18^{ème} groupe est également mentionné, qui comporte d'autres types de milieux ne correspondant plus aux végétations régulièrement exploitées par la fauche ou le pâturage. Il s'agit de milieux généralement de faibles superficies, apparaissant souvent sous forme de transition avec d'autres types de prairies (Rouxhet *et al.*, 2007). La figure 13 reprend ces différents types de prairies, classées d'après leur valeur biologique croissante, et accompagnées de leurs caractéristiques générales.

Prairies à valeur biologique faible (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2005 ; Rouxhet *et al.*, 2007). Au sein de cette catégorie de formations végétales, on retrouve deux types de prairies : les prairies de fauche temporaires et les pâtures grasses à ray-grass et crénelle.

Les prairies de fauche temporaires ou type 1 (code EUNIS Ia²⁰) sont des cultures de graminées pouvant ressembler à des prairies intensives à flore très pauvre, mais qui s'en distinguent par les alignements plus ou moins visibles de la culture. Elles sont peu ou pas

²⁰ Dans la typologie EUNIS, le code I renvoie aux habitats récemment ou régulièrement cultivés. Outre les prairies temporaires de fauche (code EUNIS Ia), il comprend aussi les cultures (code EUNIS I1) et les zones cultivées des jardins et des parcs (code EUNIS I2).

fleuries et composées essentiellement d'un tapis de graminées prairiales et fauchées plusieurs fois par an (3 à 4 coupes/an sous forme d'ensilage). Ces formations herbeuses se rencontrent sur des sols frais à secs (prairies mésophiles). Les espèces présentes sont des espèces à haut rendement, tels que le ray-grass anglais (*Lolium perenne*), la fléole des prés (*Phleum pratense*), le trèfle des prés (*Trifolium pratense*),... Elles se rencontrent fréquemment au sein de tous les districts de la Région wallonne. Etant donné leurs caractéristiques, il s'agit de prairies présentant un faible intérêt sur le plan de la diversité botanique.

Les pâtures grasses²¹ à ray-grass et crénelle ou type 2 (code EUNIS E2.11a ou pâtures permanentes à *Lolium perenne* et *Cynosurus cristatus*) sont des prairies pâturées permanentes (à rythme d'exploitation rapide, 5 à 7 passages/an ou pâturage continu), fortement fertilisées et avec une charge à l'hectare supérieure à 3 UGB/ha.an. Leur flore est pauvre en espèces et caractérisée par une co-dominance de quelques graminées favorisées par ce type de régime. Ce type d'habitat est fréquent au niveau de tous les districts de la Région wallonne. Il ne présente qu'un très faible intérêt en termes de conservation de la diversité botanique, et ne subsiste que si l'on maintient un régime d'exploitation intensive. Notons qu'il s'agit de prairies mésophiles, mais qu'une variante humide avec quelques touffes de joncs existe également, l'extension des joncs restant cependant toujours assez limitée.

Prairies à valeur biologique moyenne (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2005 ; Rouxhet *et al.*, 2007). Cette catégorie regroupe plusieurs types d'habitat : les pâtures à ray-grass et crénelle, les prairies de fauche montagnardes dégradées, les pâtures maigres dégradées moyennement fertilisées, les prairies à hautes herbes hygrophiles, les prairies de fauche à ray-grass et fléole, les prairies de fauche de plaine moyennement à assez fertilisées, et enfin, les prairies de fauche sub-montagnarde dégradées.

Les pâtures à ray-grass et crénelle ou type 3 (codes EUNIS E2.11a, et E2.11b ou prairies pâturées permanentes pas ou peu fertilisées) constituent une forme moins fertilisées du type 2 (pâtures grasses à ray-grass et crénelle). Par conséquent, leur flore est caractérisée par la présence un peu plus marquée d'espèces des pâtures maigres²². Il s'agit de prairies pâturées de manière permanente, mais avec une faible charge en bétail (< 3 UGB/ha.an). La variante humide avec quelques touffes de joncs peut être également observée, mais l'extension des joncs peut être ici nettement plus importante.

²¹ Une prairie « grasse » est une prairie (fortement) fertilisée, ou encore une prairie améliorée (Rouxhet *et al.*, 2007).

²² A l'inverse de la prairie grasse, la prairie « maigre » est une prairie peu ou pas fertilisée, ou encore une prairie peu améliorée (Rouxhet *et al.*, 2007).

Les prairies de fauche montagnardes dégradées²³ ou type 4 (code EUNIS E2.3 ou prairies de fauche montagnarde peu fertilisées) sont des formes dégradées des prairies de fauche montagnardes peu fertilisées (*cf. ante*, paragraphe sur Natura 2000). Il s'agit ainsi de prairies mésophiles, se rencontrant à des altitudes supérieures à 550 mètres (Haute Ardenne). Elles se présentent avec assez peu d'espèces diagnostiques des prairies montagnardes, une dominance des espèces généralistes des prairies et la présence assez importante des espèces diagnostiques des prairies pâturées (ray-grass, crénelle, trèfle rampant, pâquerette, vulpin des prés,...). Deux associations sont rencontrées : l'une à fenouil des Alpes, l'autre à géranium des bois.

Les pâtures maigres dégradées moyennement fertilisées ou type 5 (code EUNIS E2.11b ou prairies pâturées permanentes pas ou peu fertilisées) sont des prairies pâturées de manière permanente, mais avec une faible charge en bétail (< 3 UGB/ha.an). Elles présentent une dominance des espèces généralistes des prairies, avec la présence marquée des espèces des pâtures fertilisées. Suivant l'acidité du sol, deux associations peuvent être observées : une association acidophile à féтуque et crénelle, plutôt ardennaise, et une association neutrocline à calcicole à gaillet jaune et trèfle blanc, située en Fagne-Famenne, Condroz et Gaume. Ces prairies constituent des formes dégradées du type 10 (*cf. infra*). Notons encore que pour chacune des associations, il existe une variante humide à jonc et crénelle, avec dominance des joncs et de quelques espèces généralistes des prairies humides.

Les prairies à hautes herbes hygrophiles : mégaphorbiaies dégradées et assez eutrophisées ou type 6 (codes EUNIS E5.421 ou prairie abandonnée à reine des prés, et E5.412 ou mégaphorbiaies rivulaires à reine des prés), sont des prairies de fauche à hautes herbes, assez fertilisées, alluviales ou non, généralement pauvres en espèces végétales, et/ou avec quelques espèces hydrophiles envahissantes, telles que la reine des prés (*Filipendula ulmaria*), la baldingère (*Phalaris arundinacea*),... Elles ont un aspect abandonné, non entretenu. Ces mégaphorbiaies sont des formes dégradées du type 15 (*cf. infra*).

Les prairies de fauche à ray-grass et fléole ou type 7 (code EUNIS Ia, E2.22 et E2.23) sont des prairies de transition entre différents types (type 1, type 8 et type 12), caractérisées par la présence significative de la fléole, du trèfle des prés et du ray-grass, par la présence faible des autres espèces des prairies de fauche et par une dominance des espèces généralistes des prairies (plantain, houlque laineuse, renoncule âcre, pissenlits). La prairie de fauche à ray-grass et fléole peut dériver de la prairie de fauche temporaire et évoluer progressivement vers le type 8 (*cf. infra*), la prairie de fauche de plaine, si la gestion favorise plutôt la fauche avec fertilisation modérée.

²³ Une prairie dégradée est une prairie dont l'association végétale correspondante est présente sous une forme dégradée, c'est-à-dire avec un cortège d'espèces typiques (ou diagnostiques) appauvri. Les prairies dites dégradées correspondent à des valeurs biologiques moyennes (Rouxhet *et al.*, 2007).

Les prairies de fauche de plaine moyennement à assez fertilisées ou type 8 (code EUNIS E2.22, E2.11a E2.11b) sont des arrhénathérais dégradés, eutrophisés. Il s'agit de prairies de basse altitude (< 300 mètres), à végétation haute très productive, car assez fertilisée. Il existe deux associations : la prairie à brome et fromental, et la prairie à berce et fromental. La composition botanique des arrhénathérais fertilisés est assez proche de celle des prairies de fauche à ray-grass et fléole (type 7), dont elles se distinguent par la dominance de la grande berce (*Heracleum sphondylium*) et du cerfeuil sauvage (*Anthriscus sylvestris*). Ces prairies sont des formes dégradées du type 12 (*cf. infra*).

Les prairies de fauche sub-montagnardes dégradées ou type 9 (code EUNIS E2.23) sont des formations herbues se rencontrant pour des altitudes entre 300 et 550 mètres, assez peu fertilisées. Elles se caractérisent par une dominance des espèces généralistes des prairies, la présence importante des espèces des prairies pâturées. Le géranium des bois peut parfois être bien représenté. Notons qu'il existe une variante alluviale à reine des prés et renouée bistorte (*Polygonum bistorta*, ou langue de bœuf ou bistorte).

Prairies à valeur biologique élevée (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2005 ; Rouxhet *et al.*, 2007). Cette catégorie regroupe deux types de formations herbues : les pâtures maigres typiques, et les prairies de fauche sub-montagnarde à alchémille et à avoine dorée.

Les pâtures maigres typiques ou type 10 (code EUNIS E2.11b) sont des prairies pâturées mésophiles peu fertilisées, de faible productivité, pourvue d'une végétation hétérogène de différente hauteur, avec des zones broutées et des zones de refus. On y rencontre les espèces indicatrices de pâturage, ainsi qu'une dominance d'espèces des sols pauvres en azote : flouve odorante, fétuque rouge, luzule champêtre, porcelle enracinée, amourette, la renoncule bulbeuse. Comme pour le type 5, qui est sa forme dégradée, suivant l'acidité du sol, deux associations différentes peuvent être observées : l'association acidophile à fétuque et crételle (plutôt ardennaise), et l'association neutrocline à gaillet jaune et trèfle blanc (située en Fagne-Famenne, Condroz et Gaume). Pour chacune de ces associations, il existe une variante humide à jonc et crételle, avec quelques espèces généralistes de prairies humides.

Les prairies de fauche sub-montagnardes à alchémille et à avoine dorée ou type 11 (code EUNIS E2.23) constituent les prairies sub-montagnardes typiques, présentes pour des altitudes variant entre 300 et 550 mètres, peu fertilisées. Rappelons que ce type de prairie constitue un habitat ayant fait l'objet d'une classification Natura 2000 (code 6510) (*cf. ante*). La végétation présente se caractérise par l'absence/faible présence d'espèces indicatrices de pâturage, la présence d'une graminée caractéristique, l'avoine dorée (qui remplace le

fromental en Ardenne), la dominance d'espèces oligotrophes²⁴ (millepertuis maculé, gesse des montagnes et stellaire graminée) et la présence d'espèces sub-montagnardes (alchémille vert-jaunâtre, bistorte, gesse des montagnes,...). Il existe par ailleurs une variante alluviale à reine des prés et bistorte.

Prairies à valeur biologique très élevée (Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2005 ; Rouxhet *et al.*, 2007). Cette dernière catégorie regroupe les prairies de fauche de plaine à fromental et crépis des prés, les prairies humides moyennement fertilisées, les prairies marécageuses et acidophiles à jonc à tépales aigus, les prairies humides à hautes herbes hygrophiles, les prairies humides et oligotrophes à molinie, et les prairies de fauche montagnardes. Ajoutons le 18^{ème} groupe, qui comprend les autres types de milieux ne correspondant plus aux végétations herbagères régulièrement exploitées par la fauche ou le pâturage.

Les prairies de fauche de plaine à fromental et crépis des prés ou type 12 (code EUNIS E2.22) sont les arrhénathéraies typiques, moyennement fertilisées, pourvues d'une végétation haute (graminées et ombellifères) avec sous-étage très diversifié. On y trouve une graminée caractéristique, le fromental, ainsi qu'une dominance des espèces des prairies de fauche : crépis des prés, knautie des champs, petit rhinanthé (espèce oligotrophe), marguerite (espèce oligotrophe),..., et une présence modérée des espèces généralistes des prairies. Pour rappel, ce type de formation herbeuse constitue un habitat ayant fait l'objet d'une classification Natura 2000 (code 6510) (*cf. ante*).

Les prairies humides moyennement fertilisées ou type 13 (code EUNIS E3.41 ou prairies de fauche humides moyennement fertilisées) sont des prairies humides typiques, pourvues d'une végétation hétérogène, en mosaïque, avec des zones à joncs, des zones plus ou moins humides, et des zones marginales à hautes herbes hydrophiles. On y observe une présence importante de graminées prairiales (pâturin commun, houlque laineuse, vulpin des prés, féтуque des prés), accompagnées d'une grande variété d'espèces hydrophiles : populage des marais, colchique, bistorte, brome en grappes, orchidées,... Ces prairies sont humides toute l'année, fauchées une à 2 x/an, et normalement non pâturées.

Les prairies marécageuses et acidophiles à jonc à tépales aigus ou type 14 (code EUNIS E3.42 ou prés à joncs à tépales aigus) sont des formations herbeuses dominées par le jonc à tépales aigus, moyennement fertilisées, dans des zones fangeuses en toute saison (zones de suintement ou d'écoulement d'une eau bien oxygénée), à pH acide. Il s'agit de formations dérivant des communautés de bas-marais acides (code EUNIS D2.2), mais qui sont irrégulièrement fauchées (exceptionnellement pâturées). La végétation présente est haute et

²⁴ Une espèce « oligotrophe » est une espèce indicatrice des sols pauvres en azote. A l'inverse, une espèce « nitrophile » est une espèce indicatrice des sols riches en azote (Rouxhet *et al.*, 2007).

relativement pauvre en espèces. Outre le jonc à tépales aigus, on y trouve les espèces généralistes des prairies humides : laïches, populage des marais, bistorte,...

Les prairies humides à hautes herbes hygrophiles ou type 15 (code EUNIS E5.412 ou mégaphorbiaies rivulaires à reine des prés) sont des mégaphorbiaies typiques, c'est-à-dire des prairies humides dominées par une végétation de hautes herbes, dont la taille peut excéder 1,5 mètres à maturité. Moyennement fertilisées, souvent alluviales, on y rencontre la reine des prés — espèce type de l'habitat —, et une dominance de hautes espèces hygrophiles. Précisons que la meilleure mesure de gestion de ce type d'habitat est souvent de ne pas intervenir. Une fauche tardive occasionnelle (maximum 1 x/an) peut cependant être nécessaire pour freiner ou contenir le repeuplement forestier (aulnes, saules). Ces mégaphorbiaies ont fait l'objet d'une classification Natura 2000 (code 6430 ou mégaphorbiaies hygrophiles d'ourlets planitiaires et des étages montagnards à alpin).

Les prairies humides et oligotrophes à molinie ou type 16 (code EUNIS E3.51 ou prairies humides oligotrophes) sont des molinaies typiques, avec une végétation hétérogène, riche en espèces, au sein de laquelle la molinie (*Molinia caerulea*) est dominante, avec présence de jonc à tépales aigus, de succise des prés, de laïches et de joncs... Rappelons que cette formation herbeuse a fait l'objet d'une classification Natura 2000 (code 6410 ou prairies à *Molinia* sur sols calcaires, tourbeux ou argilo-limoneux) (*cf. ante*).

Les prairies de fauche montagnardes ou type 17 (code EUNIS E2.3) sont des prairies montagnardes typiques, avec une dominance des espèces diagnostiques des prairies sub-montagnardes (alchémille, gesse des montagnes, bistorte) et montagnardes (fenouil des Alpes, géranium des bois, pâturin montagnard), et présence importante des espèces généralistes des prairies. A nouveau, il s'agit ici d'une formation herbeuse reprise dans l'Annexe I de la Directive Habitats (code 6520) (*cf. ante*).

Le type 18 comprend des types de milieux « autres ». Parmi ceux-ci, citons : les végétations de bas-marais acides, les végétations de bas-marais alcalins, les pelouses et nardaies,...

A la lumière des informations présentées ci-dessus, il apparaît que de nombreux types de formations herbeuses se rencontrent au sein du milieu agricole wallon, certaines formations étant parfois proches les unes des autres sur le plan de la physiologie, de la structure générale de la végétation et/ou des espèces diagnostiques. De nombreux types de prairies sont en effet des formes dégradées d'autres types de prairies. Dans ce contexte, il est évident que toute formation herbeuse peut évoluer au fil du temps, selon le mode de gestion qui lui est appliqué, soit vers une classe de valeur biologique inférieure, soit vers une classe de valeur biologique supérieure. La figure 14 illustre précisément les relations existant entre certains types de prairies, dans le sens d'une évolution de la végétation vers une amélioration de la valeur biologique.

Les différents types de prairies qui ont été présentés sont caractérisés par un mode d'exploitation différencié : il s'agit soit de prairies de fauche, soit de prairies pâturées. Afin d'avoir une vue synthétique de cette typologie, le tableau VIII reprend les différents types de prairies décrits ci-dessus, classées d'abord en fonction du niveau hydrique du sol (prairies mésophiles *versus* prairies humides), puis en fonction de leur mode d'exploitation (fauchage *versus* pâturage). Au sein de la catégorie des prairies pâturées, nous retiendrons que parmi les prairies mésophiles, figurent les types 2 (pâtures grasses à ray-grass et crénelle) et 3 (pâtures à ray-grass et crénelle), ainsi que les types 5 (pâtures maigres dégradées moyennement fertilisées) et 10 (pâtures maigres typiques) ; alors que parmi les prairies humides, figurent les types 2 (variante humide de la pâture grasse à ray-grass et crénelle) et 3 (variante humide de la pâture à ray-grass et crénelle), ainsi que les types 5 (variante humide de la pâture maigre dégradée moyennement fertilisée) et 10 (variante humide de la pâture maigre typique).

D'une façon générale, au sein du milieu agricole, à l'exception des zones Natura 2000, rien ne permet réellement aujourd'hui de garantir une protection des prairies permanentes, qui constituent pourtant un enjeu environnemental important notamment pour la biodiversité. Le maintien des pâturages permanents est pourtant l'une des éco-conditions apparaissant dans le Règlement (CE) 1782/2003. Etant donné leur rôle positif sur l'environnement, il s'agissait en effet d'adopter des mesures pour favoriser leur maintien et éviter leur transformation en terres arables. Le règlement prévoit que le contrôle de ce respect se fait au niveau des états membres (évaluation sur base de l'évolution des surfaces maintenues en pâturage permanents par rapport aux années antérieures), une marge de 5 à 10 % de variation négative étant néanmoins tolérée. Cependant, la définition des « bonnes conditions agricoles et environnementales » relève de l'initiative des états membres. Précisément, les pratiques actuellement définies en Région wallonne concernent surtout la lutte contre l'érosion et l'entretien minimal des parcelles. Il aurait cependant été judicieux de prévoir notamment, d'une part, d'éviter toute dégradation des prairies permanentes en interdisant, sauf dérogation, leur labour ou passage à l'herbicide total, et d'autre part, de définir à l'échelle de l'exploitation les critères de flexibilité en fonction d'objectifs environnementaux (labour sous condition d'avis botanique,...). Or, il semblerait qu'actuellement, en Wallonie, soient observés des labours de prairies permanentes par certains agriculteurs. Ces pratiques, non illégales — puisque, à l'échelle de la Région, des modifications d'affectation du sol agricole sont autorisées jusqu'à concurrence de 10 % —, sont néanmoins contraires à l'esprit de la politique agricole européenne. Dans ce contexte, les mécanismes mis en place (et notamment cette marge de manœuvre de 10 % au niveau du pays et non de

l'exploitation) ne semblent pas suffisants pour assurer la pérennité des prairies naturelles (notamment humides). Par conséquent, la préservation de ces milieux reposera d'autant plus sur les MAE (Ansay, 2006) (*cfr. infra*).

II.1.2.4. Aperçu du rôle de l'agriculture dans le déclin de la biodiversité.

Dans le contexte global de déclin de la biodiversité, l'agriculture et son intensification, mais aussi de façon spécifique l'élevage, ont joué et jouent encore un rôle majeur (Donald *et al.*, 2001 ; Tilman *et al.*, 2001 ; McLaughlin et Mineau, 1995 ; Tscharrntke *et al.*, 2005 ; FAO, 2006).

Selon le Millennium Ecosystem Assessment (2005), les *drivers* directs les plus importants responsables de la perte de biodiversité sont en effet le changement d'habitat (tel qu'une modification de l'usage de la terre par exemple), le changement climatique, l'invasion par les espèces étrangères, la surexploitation et la pollution. L'élevage joue donc un rôle important dans le déclin actuel de la biodiversité, puisqu'il contribue directement ou indirectement à l'ensemble de ces *drivers* (FAO, 2006).

D'un point de vue historique, l'élevage a vraisemblablement été à l'origine d'une perte de biodiversité importante. En effet, Il a été — et est encore dans certaines régions du monde comme l'Amérique latine — un des principaux *drivers* du changement d'habitat, *via* les déforestations, la fragmentation des forêts, ou le drainage des marais par exemple, que ce soit directement pour le pâturage, ou indirectement pour la production d'aliments pour animaux. Ainsi, en Europe, le pâturage extensif a été responsable de la fragmentation historique de l'habitat sur le continent, avec, à l'époque, des conséquences notables présumées sur la biodiversité (FAO, 2006). Les actuelles prairies semi-naturelles de l'Europe sont en effet des écosystèmes créés par l'homme, qui datent de la période où les forêts naturelles ont été abattues à grande échelle pour le pâturage ou la production de fourrages (Herben et Huber-Sannwald, 2002). Comme nous allons le voir plus loin, il est intéressant de remarquer qu'aujourd'hui, à l'inverse, le pâturage extensif est précisément vu comme un moyen de conservation d'un habitat et de sa biodiversité (FAO, 2006).

Depuis le début de la seconde moitié du 20^e siècle, l'intensification de l'agriculture est largement responsable du déclin de la biodiversité. Dans ce contexte, différents procédés délétères liés directement (pâturage) ou indirectement (production d'aliments pour animaux) à l'élevage sont à relever, nous en citons ici brièvement quelques uns.

Une première pratique agricole pouvant porter atteinte à la biodiversité est le labourage profond des terres. Celui-ci peut rendre le sol plus sensible aux phénomènes d'érosion, qui à

leur tour, affectent le niveau de matières organiques et d'azote des couches supérieures du sol. Le labourage mécanique a par ailleurs des conséquences directes notables sur les populations aviaires nichant sur les terres arables, *via* la destruction des nids (McLaughlin et Mineau, 1995).

Le deuxième procédé pouvant être épinglé en relation avec une perte de biodiversité est le drainage des zones humides (marais et marécages), dans le but d'augmenter les surfaces agricoles disponibles. Cette technique a des impacts considérables sur de nombreuses espèces d'amphibiens et d'oiseaux notamment, *via* la perte directe d'habitat qui en découle (McLaughlin et Mineau, 1995).

Deux autres procédés, la rotation culturale²⁵ et l'interculture²⁶, constituent une alternative managériale intéressante pour le maintien de la biodiversité, par rapport à la pratique actuellement très répandue de la monoculture. Ces deux techniques peuvent notamment aider au contrôle des animaux nuisibles aux cultures, avoir un impact positif en matière de contrôle des adventices, et lutter contre l'érosion due au vent. Les vertébrés profitent par ailleurs de la réduction de l'usage des pesticides inhérente à ces deux méthodes, *via* l'augmentation subséquente de la biomasse disponible des invertébrés (McLaughlin et Mineau, 1995). Précisément, citons encore, parmi les procédés délétères à la biodiversité, l'usage des pesticides, qu'il s'agisse des insecticides, des herbicides, des fongicides ou des rodenticides. Alors qu'au niveau des insecticides, une relative sélectivité est encore recherchée (pour protéger les insectes prédateurs), en matière d'herbicides, c'est plutôt la recherche du contrôle de toutes les plantes autres que celle de la culture qui est la norme. Etant donné la non sélectivité de la plupart des pesticides, de nombreuses espèces non cibles souffrent de l'usage à grande échelle de ces produits, et sont actuellement en déclin. Par ailleurs, alors que l'effet des pesticides sur la biodiversité est sensé se produire au niveau de leur surface d'application, on ne peut exclure, lors d'une application peu rigoureuse et/ou d'un produit relativement mobile, un effet au niveau des zones adjacentes non cibles (McLaughlin et Mineau, 1995).

La fertilisation intensive des terres est une autre pratique agricole ayant des impacts conséquents sur la biodiversité (McLaughlin et Mineau, 1995). Par exemple, une fertilisation de la prairie de fauche de basse altitude (habitat faisant l'objet d'une classification Natura 2000, code 6510, catégorisé aussi comme prairie à valeur biologique très élevée de type 12) conduit à un appauvrissement progressif de la richesse spécifique, ainsi qu'à une évolution vers des types de prairies dont la valeur biologique est de plus en plus faible (Gathoye et Terneus, 2006) (figure 15).

²⁵ Technique culturale selon laquelle des cultures se suivent dans un certain ordre sur la même parcelle, la même succession de cultures se reproduisant dans le temps en cycles réguliers.

²⁶ Technique agricole selon laquelle deux ou plus de deux cultures sont cultivées en même temps sur la même parcelle.

Citons également, parmi les pratiques mises en place à l'issue de la seconde guerre mondiale, la mise en culture de certaines prairies permanentes. La conversion des prairies permanentes en cultures fourragères plus productives — principalement le maïs — constitue un changement d'affectation des terres ayant des impacts non négligeables sur la biodiversité. Entre 1975 et 1995, une diminution de 12 % de la surface consacrée aux prairies permanentes a en effet été enregistrée dans neuf pays de l'Union européenne, ce qui correspond à une perte de 4 millions d'hectares de prairies permanentes (Gibon, 2005). Enfin, le pâturage est également une pratique agricole pouvant avoir des effets sur la biodiversité des pâtures. Les bovins ont en effet un impact direct sur les communautés de plantes, *via* le piétinement des végétaux et la compaction du sol, mais aussi *via* leurs ingestions alimentaires. La végétation prairiale ne peut donc maintenir son intégrité au-delà d'une certaine pression de pâturage. Par rapport à la faune sauvage, même si beaucoup d'espèces semblent être capables de se développer au niveau de prairies faisant l'objet d'un management correct, ceci n'est pas une généralité (McLaughlin et Mineau, 1995). Les altérations de la pâture évoquées ci-dessus, de même que les changements au niveau de la structure de la végétation et de la composition spécifique végétale qui en découlent, peuvent en effet affecter le taux de succès de la reproduction de certains oiseaux nichant dans les prairies — et donc de l'abondance de ceux-ci —, principalement à travers les changements de disponibilités des sites de nidification. Dans un tel contexte, il est crucial d'éviter les pratiques de pâturage intensif (Fondell et Ball, 2004). Comme autre exemple d'altération de la biodiversité liée au pâturage, citons l'étude de Owens et Myres (1973), qui a comparé les populations de passereaux indigènes dans des prairies naturelles de féтуque, laissées à elles-mêmes durant trois ans, puis utilisées par fauchage ou pour le pâturage. Les auteurs ont ainsi observé que l'utilisation des prairies a réduit ou carrément éliminé certaines espèces de passereaux — mais que, parallèlement, elle avait tout de même permis l'introduction d'autres espèces d'oiseaux passereaux. A ce titre, notons que les systèmes de pâturage permettant une rotation du bétail sur différentes pâtures se sont avérés utiles pour améliorer certains des impacts négatifs du pâturage sur la faune sauvage, puisque des zones entières de prairies sont alors laissées sans dérangement pendant toute une partie du temps (McLaughlin et Mineau, 1995). Ajoutons encore que la compaction du sol pouvant résulter du pâturage des bovins rend cet habitat inadéquat pour certains invertébrés, au détriment d'autres espèces animales telles que les musaraignes et les grenouilles, qui se nourrissent de ceux-ci (McLaughlin et Mineau, 1995). Enfin, il faut noter que les pratiques vétérinaires récentes en matière de traitement antiparasitaire chez le bétail incluent le recours à des molécules appartenant à la famille des lactones macrocycliques. Ces substances étant largement excrétées sous forme active dans les fèces, elles exercent leur

action parasiticide directement sur la faune responsable de la dégradation des bouses, retardant de façon considérable leur vitesse de décomposition (Wall et Strong, 1987).

Les pratiques pastorales et agricoles extensives du passé ont permis le développement de milieux ouverts riches et variés, au sein desquels de très nombreuses espèces de la flore et de la faune sauvages se sont développées. A ce titre, les prairies pâturées naturelles ou semi-naturelles constituent donc des ressources importantes sur le plan de la biodiversité, mais aussi sur le plan paysager (*cf. infra*). L'étendue, la variété et la qualité de ces habitats spécifiques ont été cependant fortement altérées durant la deuxième moitié du 20^e siècle, et ceci, comme nous venons de le voir, en grande partie en raison de l'intensification de l'agriculture (Rook *et al.*, 2004 ; Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Un autre phénomène en cours est également à l'origine de la dégradation de ces habitats : l'abandon des terres agricoles peu fertiles. L'intensification de l'agriculture et l'abandon des terres sont en effet actuellement les deux tendances principales — éminemment opposées — coexistant au sein de l'Union européenne, responsables d'impacts majeurs sur le plan de la biodiversité (Hadjigeorgiou *et al.*, 2005 ; FAO, 2006).

L'abandon des terres, notamment l'abandon des pâtures, peut en effet, dans certaines circonstances, avoir des impacts négatifs sur le plan de la biodiversité. En l'absence de gestion, les pâtures abandonnées, et d'une façon plus générale, les milieux naturels et semi-naturels ouverts, sont en effet plus ou moins vite envahis par une végétation broussailleuse, et, *in fine*, colonisés par la forêt (Hadjigeorgiou *et al.*, 2005 ; FAO, 2006 ; Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Le boisement de terres agricoles peut présenter une série d'avantages, tels que la lutte contre l'érosion et le ruissellement, la valorisation de parcelles non productives, de sites désaffectés, la constitution de puits de carbone... mais il peut aussi, dans certains contextes, avoir des impacts négatifs sur la biodiversité. Ainsi, pour citer quelques exemples : plus de la moitié des espèces de papillons liées aux prairies humides sont menacées ou éteintes, notamment en raison de la recolonisation spontanée de ces milieux par les ligneux. Ce phénomène est en effet une menace sérieuse pour la survie de nombreuses espèces de papillons de jour, comme en témoigne le graphique présenté à la figure 17. Les coccinelles constituent également un exemple pour lequel la fermeture des milieux constitue une menace importante : pratiquement toutes les espèces rares ou menacées sont en effet liées aux milieux ouverts. Similairement, la quasi-disparition des milieux naturels ouverts, notamment suite à leur abandon et à leur recolonisation ligneuse, est un des facteurs responsables du déclin des cryptogames non vasculaires²⁷ (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Une étude a été menée récemment en Inde, au sein des

²⁷ Comprend les bryophytes (mousses et hépatiques), les macromycètes (champignons dont les organes reproducteurs sont visibles à l'œil nu), et les lichens

zones montagneuses protégées de l'Himalaya, afin de déterminer quelle était l'influence de l'implémentation d'un plan de gestion stricte de conservation de la nature, comprenant la suppression du pâturage dans les zones protégées, sur la biodiversité des pâtures de hautes montagnes. L'abandon des pâtures a ainsi entraîné une chute de la biodiversité végétale, précisément au sein des variétés de plantes médicinales et aromatiques, suite à l'invasion des surfaces par d'autres espèces, et le remplacement progressif des pâtures par des zones broussailleuses et des arbustes (Nautiyal et Kaechele, 2007). Similairement, au sein du parc naturel de *Sierra de Guara*, dans les Pyrénées espagnoles, Bernués et collaborateurs (2005) ont mis en évidence une dégradation des surfaces de pâturage due à l'envahissement par des ligneux, suite au déclin de l'activité agricole et à l'abandon subséquent des zones pastorales. Des constatations similaires ont été dressées par Casaus et collaborateurs (2007), au niveau de zones montagneuses de pâturage — des surfaces de pins noirs *Pinus nigra*, âgées de 40 ans, avec une couverture herbacée et une couverture d'arbustes — dans les Pyrénées centrales, en Espagne. La comparaison de surfaces pâturées (pâturage *via* des bovins, pendant les trois mois de printemps et d'automne, à 0,2 UGB/ha) et non pâturées a permis de mettre en évidence, au terme d'une période de six ans, une augmentation de la biomasse des formations herbacées et des arbustes au sein des zones non pâturées, ainsi qu'une diminution de la qualité de la végétation herbacée (se traduisant par une diminution du contenu protéique) et une augmentation de la proportion de matériau mort au sein de ces mêmes surfaces.

Notons tout de même qu'il faut nuancer ces constatations, un déclin global de la biodiversité lors d'abandon des terres n'étant pas systématiquement observé. Lors d'une étude visant à évaluer les effets de l'abandon de prairies de fauche subalpines roumaines sur la diversité biologique des plantes et des invertébrés, Baur et collaborateurs (2006) ont en effet observé que l'absence d'exploitation par fauchage au sein des différents stades successifs d'abandon des prairies (abandon depuis 3 à 5 ans, depuis 20 à 35 ans, ou depuis 50 à 100 ans) n'entraînait pas le déclin attendu de diversité des espèces. Leurs résultats ont en effet montré que la réponse des quatre groupes taxonomiques investigués (plantes vasculaires, gastropodes, lépidoptères diurnes et nocturnes) à l'abandon des prairies de fauche différait. Chaque stade d'évolution a ainsi été caractérisé par une richesse en espèces maximale pour un groupe taxonomique particulier : les prairies de fauche extensives pour les plantes vasculaires, les prairies de fauche récemment abandonnées pour les lépidoptères diurnes, les forêts naissantes pour les lépidoptères nocturnes, et les forêts mûres pour les gastropodes.

D'une façon générale, retenons que la perte d'un milieu ouvert dans des régions déjà fortement boisées constitue plutôt un facteur défavorable à la biodiversité (Cellule Etat de

l'Environnement wallon, 2007). Benton et collaborateurs (2003) ont d'ailleurs souligné l'importance de l'hétérogénéité des habitats dans la conservation de la diversité biologique. Selon ces auteurs, l'intensification de l'agriculture, quelle que soit la forme qu'elle a empruntée, a en effet eu une conséquence universelle : le remplacement de l'hétérogénéité structurelle de l'habitat, dans le temps et dans l'espace, par une homogénéité. Or, quelle que soit l'échelle considérée (paysage — ensemble de parcelles — parcelle individuelle), l'hétérogénéité des habitats est associée à une plus grande biodiversité dans le paysage agricole. (Benton *et al.*, 2003). En fait, d'une façon générale, une diversité maximale est atteinte lorsque différents stades d'évolution de la végétation sont présents simultanément, et distribués dans le paysage en mosaïque de tailles différentes d'un point de vue spatial, et changeantes d'un point de vue temporel. Notons qu'en l'absence d'influence humaine, la présence de ces stades successifs d'évolution était rendue possible par plusieurs facteurs perturbant le développement autonome de la végétation, tels que les incendies, les tempêtes et le pâturage par les ongulés (Kramer *et al.*, 2003).

Dans ce contexte, il apparaît que le recours à la fauche ou au pâturage extensif sera incontournable afin de maintenir le caractère ouvert des habitats, et que le maintien de l'écosystème prairial passera notamment par le maintien de l'élevage (Hadjigeorgiou *et al.*, 2005 ; Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Ceci sera le sujet du point suivant.

Enfin, pour terminer, à titre d'illustration, la figure 16 présente les effets de quelques unes des pratiques agricoles citées ci-dessus (drainage, fertilisation, pâturage intensif, abandon,...) dans le cadre de la dynamique de la végétation des prairies humides à *Molinia* (habitat faisant l'objet d'une classification Natura 2000, code 6410, catégorisé aussi comme prairie à valeur biologique très élevée, type 16). Le schéma distingue les deux principaux types de molinaies existantes, les séries montrant ensuite comment, à partir de la forêt originelle, ces deux types de molinaies peuvent évoluer en cas d'abandon, ou sous l'influence d'une pression anthropique constante (Gathoye et Terneus 2006).

II.1.2.5. Le pâturage et la biodiversité.

Pendant longtemps, les prairies permanentes ont été surtout considérées comme un facteur limitant dans le cadre du développement de systèmes d'élevage plus efficaces. Actuellement, elles sont plutôt perçues comme une façon d'utiliser le sol à promouvoir, et comme une ressource à préserver, étant donné la reconnaissance croissante des multiples services qu'elles rendent à l'environnement et à la société. Progressivement, la prairie n'est

plus simplement perçue comme une ressource pour l'élevage, mais plutôt comme un écosystème complexe, à gérer dans une optique de multifonctionnalité (Gibon, 2005).

Comme nous l'avons vu précédemment, deux phénomènes menacent actuellement les habitats et leur biodiversité : l'intensification de l'agriculture, et l'abandon des terres agricoles (Hadjigeorgiou *et al.*, 2005 ; FAO, 2006).

Les effets de l'intensification de l'agriculture sur la biodiversité sont nombreux et franchement négatifs. Les prairies présentant actuellement un haut niveau de biodiversité sont d'ailleurs généralement associées à des systèmes d'exploitation extensifs (Gibon, 2005). La conservation de la biodiversité au sein des prairies passera donc par l'adoption de pratiques agricoles extensives.

L'abandon des terres peut également constituer une menace sérieuse pour la biodiversité. Dans ce cadre, la lutte contre la recolonisation des milieux naturels par les ligneux et donc, pour le maintien de leur caractère ouvert, passera par le recours à la fauche ou au pâturage, et ce, en vertu du premier point, d'une façon extensive (Hadjigeorgiou *et al.*, 2005 ; FAO, 2006 ; Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007).

La plupart des prairies tempérées nécessitent une défoliation périodique afin d'empêcher leur remplacement progressif par des broussailles et des arbustes, et *in fine*, par des zones boisées. Dans les surfaces agricoles, cette défoliation provient soit du fauchage, soit du pâturage (Rook *et al.*, 2004). Ci-dessous, nous précisons en quoi consistent ces deux méthodes de gestion, leurs caractéristiques principales et leurs effets majeurs sur la biodiversité.

Le fauchage, qu'il soit manuel ou mécanique, constitue, pour l'habitat, une perturbation que l'on peut qualifier de majeure, brutale et brève, qui enlève toute la couverture végétale jusqu'à une hauteur d'environ 4 cm. La fréquence des coupes est de 1 à 2, voire 3 x par an, selon la productivité de la prairie. Une fertilisation est en général réalisée de façon homogène sur toute la surface de la prairie 1 x/an, à l'automne. La coupe tue rarement les plantes présentes, adaptées à la défoliation, et ne crée généralement pas de zones ouvertes dégagées (*open gaps*) au sein de la prairie. Etant donné ces particularités, les prairies de fauche se caractérisent plutôt par un pool d'espèces relativement stable (Herben et Huber-Sannwald, 2002).

Le pâturage, quant à lui, a comme premier effet d'ôter de façon continue, pendant toute la saison de pâturage, la couverture végétale. Selon le mode de gestion, la fréquence de défoliation varie (pâturage continu *versus* pâturage en rotation), de même que l'intensité de

pâturage (charge en bétail faible ou élevée). La disponibilité en ressources au sein des pâtures est en général plus élevée que dans les prairies de fauche non fertilisées ; cependant, ces ressources sont distribuées de façon hétérogène d'un point de vue spatial et temporel, puisque la plupart de l'azote entrant provient des dépôts d'urines, alors que la plus grande partie du phosphore entrant provient des dépôts de matières fécales. Comme nous l'avons déjà évoqué plus haut, la défoliation par le pâturage est associée à certains effets secondaires au niveau de la couverture végétale (piétinement, compaction du sol). A ceux-ci, il faut donc ajouter l'aspersion par les urines, ainsi que le recouvrement par les matières fécales. A l'opposé du fauchage, ces perturbations tuent fréquemment les végétaux au niveau local et/ou créent des trouées au niveau de la prairie. Etant donné l'existence de ces processus déséquilibrés (perturbations spatiales et temporelles imprévisibles — disponibilité des ressources variable — dynamique des trouées), les pâtures sont par conséquent plutôt caractérisées par un pool d'espèces fluctuant (Herben et Huber-Sannwald, 2002).

Qu'il s'agisse du fauchage ou du pâturage, tout changement au niveau du mode de gestion de l'une ou de l'autre méthode entraînera inévitablement un changement du régime de perturbations, ce qui aura des conséquences directes sur la diversité des espèces. Les prairies sont en effet des milieux extrêmement sensibles aux changements se produisant dans leur environnement, et sont des milieux qui répondront de façon relativement rapide à ces changements. Le fauchage et le pâturage empêchent en effet toute compétition verticale entre les espèces végétales, aussi, lors de modification de l'intensité du régime appliqué, cette compétition verticale peut se mettre en place et se développer, et affecter l'ensemble des espèces du système prairial relativement vite. Ainsi, concernant les prairies de fauche, une augmentation de la fréquence de coupe éliminera les espèces sensibles aux hautes fréquences de coupe, mais inhibera également la reproduction sexuée des espèces subsistantes si les dates de coupe sont précoces. Une diminution de la fréquence de coupe conduira également à un déclin de la biodiversité, car les espèces végétales grandes à croissance rapide auront tendance à fermer rapidement le couvert végétal, et, par conséquent, à exclure les espèces à croissance lente ou petites. Au niveau des pâtures, des fréquences et des intensités de pâturage élevées conduiront à une diminution de la diversité des espèces, puisque les espèces particulièrement sensibles au piétinement et à capacité de régénération limitée seront éliminées. Par ailleurs, avec l'augmentation du nombre de trouées dans la pâture, la végétation sera dominée par des espèces à grande capacité de colonisation. Une diminution de l'intensité de pâturage peut aussi mener à une diminution de la richesse spécifique. En effet, la diminution des perturbations occasionnées permet de mettre un terme à la limitation de la taille maximale des végétaux, ce qui entraîne une dominance des espèces de grande taille (Herben et Huber-Sannwald, 2002).

Actuellement, la plupart des auteurs s'accordent pour admettre que la diversité spécifique végétale au sein des pâtures suit une courbe de Gauss, un maximum de biodiversité étant atteint pour des pressions de pâturage intermédiaires (Herben et Huber-Sannwald, 2002 ; Hadjigeorgiou *et al.*, 2005). Au niveau des sites faiblement pâturés, ce seront les espèces végétales de grande taille, à port droit (soit celles qui sont en compétition stricte pour la lumière), qui domineront, alors qu'au niveau des sites fortement pâturés, ce seront plutôt les espèces à port couché qui domineront (Herben et Huber-Sannwald, 2002).

La différence fondamentale entre une prairie fauchée ou pâturée réside donc finalement dans le fait que pour la dernière, le comportement de pâturage des animaux conduit à augmenter l'hétérogénéité structurelle de la couverture herbeuse, ce qui a une influence vitale sur la diversité de la flore et de la faune. Selon Rook et collaborateurs (2004), parmi les mécanismes responsables de l'apparition de cette hétérogénéité, le plus important d'entre eux est vraisemblablement le comportement alimentaire des animaux, et plus précisément leurs choix alimentaires — choix entre les espèces végétales présentes et choix entre les différentes parties de plantes d'une même espèce —, qui conduit à une défoliation sélective (Rook *et al.*, 2004). Dans ce contexte, des différences entre les espèces d'animaux domestiques qui pâturent existent, et sont principalement liées à leurs différences sur le plan de la configuration dentaire, de l'anatomie et de la physiologie digestives, mais aussi et surtout, à leur différence de taille corporelle. Ainsi, concernant ce dernier point, les grands herbivores, tels que les bovins, présentent une capacité digestive relativement grande par rapport à leurs besoins énergétiques (temps de rétention des aliments élevé et niveau de digestion important), ce qui leur permet de suivre des régimes alimentaires de faible digestibilité, et donc, d'être relativement peu sélectif quant aux fourrages ingérés. Par contre, les petits herbivores, tels que les ovins et les caprins, ont en général des besoins énergétiques proportionnellement plus élevés par rapport à leur capacité digestive, ce qui les contraint à sélectionner des aliments de meilleure qualité. Concernant la physiologie digestive, les ruminants (herbivores polygastriques) présentent une digestion plus efficiente que les herbivores monogastriques tels que le cheval, en raison de la localisation très postérieure de la digestion microbienne chez ce dernier. Le cheval a donc proportionnellement besoin d'ingestions plus élevées, ce qui nécessite un temps de pâturage plus important. Enfin, l'anatomie dentaire influence également le comportement alimentaire, les chevaux étant capables de pâturer plus près du sol que les bovins, grâce à la présence d'incisives sur leurs mâchoires supérieure et inférieure. Notons que les effets différenciés du pâturage par les chevaux et du pâturage par les bovins sur les communautés végétales font actuellement toujours débat. De nombreuses pâtures exploitées par les chevaux présentent une charge en bétail trop élevée, ce qui entraîne une dégradation de l'habitat et une perte de

biodiversité. Ceci est vraisemblablement à l'origine de la perception injuste mais négative, du pâturage par les chevaux comme moyen de conservation de la nature (Rook et Tallwin, 2003 ; Rook *et al.*, 2004).

Notons que si l'effet de l'espèce sur la sélectivité alimentaire est relativement bien compris, l'effet de l'espèce animale au pâturage sur la biodiversité l'est cependant nettement moins, peu d'études expérimentales ayant été menées sur ce sujet (Rook *et al.*, 2004). Concernant la race, l'usage de races traditionnelles ou rustiques est souvent recommandé pour la gestion de la conservation de la nature. Cependant, d'une part, les études relatives aux effets de la race sur la biodiversité sont anecdotiques, et d'autre part, les différences mises en évidence relèvent d'une démarche plus empirique qu'expérimentale. Selon Rook et collaborateurs (2004), l'hypothèse la plus vraisemblable est donc que les différences de races, tout comme celles d'espèces, peuvent largement s'expliquer par les différences de taille corporelle.

Comme nous venons de le voir, le principal mécanisme par lequel les animaux au pâturage créent une hétérogénéité structurelle dans la couverture herbeuse est la défoliation sélective, par l'intermédiaire de leurs choix alimentaires. Il faut noter que d'autres mécanismes — certains ont d'ailleurs déjà été évoqués — conduisent aussi à créer cette hétérogénéité structurelle et donc à influencer la diversité végétale. Parmi ceux-ci, citons le piétinement et les bouses, qui créent des niches susceptibles d'être recolonisées par d'autres espèces végétales. Le cycle des nutriments doit également être mentionné : les urines et les matières fécales émises par les animaux au pâturage concentrent en effet les nutriments, ce qui modifie la compétition entre les espèces, à la fois directement et indirectement, puisque les bovins ont tendance à ne pas brouter à proximité des bouses (Rook *et al.*, 2004). Enfin, ajoutons que les animaux au pâturage jouent également un rôle dans la dispersion et la propagation des graines, soit *via* le passage par le tube digestif, soit *via* l'adhésion temporaire au pelage (Rook *et al.*, 2004 ; Hadjigeorgiou *et al.*, 2005).

A la lumière des quelques éléments présentés ci-dessus, il apparaît tout d'abord que le rôle majeur des animaux au pâturage dans la conservation de la biodiversité des prairies permanentes est de maintenir et de développer l'hétérogénéité du couvert végétal par la défoliation sélective. A ce titre, le bétail qui pâture a un rôle écologique évident. Ensuite, il faut souligner que de nombreuses lacunes dans la connaissance du comportement de pâturage et de son impact sur la biodiversité demeurent. Le management le plus approprié à tenir pour maintenir et/ou développer la biodiversité des prairies pâturées est un sujet faisant actuellement largement débat. En particulier, le type d'animaux (espèce, race,...) qui devrait être utilisé n'est pas vraiment connu, ou bien, il est souvent déterminé sur base d'expériences anecdotiques et fragmentaires. Afin d'avancer dans la compréhension de cette problématique, il semble nécessaire de mieux intégrer les recherches menées en

écophysiologie des plantes, en écologie des communautés végétales et écologie comportementale des animaux (Rook et Tallowin, 2003 ; Rook *et al.*, 2004).

Pour un habitat donné et des groupes particuliers d'espèces, il n'est pas toujours évident de déterminer si le meilleur management repose sur une exploitation par la fauche, ou si, alternativement, il repose sur une exploitation par le pâturage (WallisDe Vries *et al.*, 2002). En effet, si le recours au pâturage dans certains habitats s'avère globalement positif en ce qui concerne certains groupes spécifiques, la difficulté majeure est d'arbitrer les techniques de gestion en fonction des différentes espèces présentes, celles-ci n'ayant pas toutes les mêmes exigences écologiques (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Aussi bien dans le monde végétal que dans le monde animal, des espèces différentes montrent des réponses contrastées aux différentes techniques de management. Ainsi, dans une expérience à long terme sur le management des prairies en Allemagne, incluant notamment des pelouses sèches, différents groupes d'invertébrés (vers de terre, araignées,...) ont été étudiés. Les résultats ont clairement montré que chaque groupe taxonomique réagissait différemment aux techniques de gestion appliquées (pâturage de faible intensité avec des moutons, *mulching*²⁸, abandon).

Idéalement, il s'agit donc d'adopter une approche intégrée, couvrant les demandes écologiques d'une multitude d'espèces. Jusqu'à présent, il semble que cette approche ait été relativement peu pratiquée, une focalisation sur la flore étant souvent de mise en matière de conservation de la diversité biologique (WallisDe Vries *et al.*, 2002). Ceci se vérifie particulièrement dans le domaine de la recherche scientifique. Ainsi, d'après WallisDe Vries et collaborateurs (2002), sur 101 articles relatifs aux pelouses sèches européennes publiés à partir de 1996 dans des journaux touchant à l'écologie, 67 étaient consacrés à l'étude des végétaux, et seulement 11 à celle des invertébrés. Ceci traduit un intérêt manifeste pour la diversité biologique de la flore, mais aussi et surtout, une approche très spécifique de la problématique de la biodiversité. Or, un management centré sur la diversité botanique peut avoir des conséquences néfastes sur la faune des invertébrés, et conduire à un appauvrissement de celle-ci. Il faut néanmoins souligner que des développements récents indiquent que l'approche intégrative est de plus en plus favorisée (WallisDe Vries *et al.*, 2002).

Selon WallisDe Vries et collaborateurs (2002), étant donné les réponses différenciées des multiples espèces aux différentes techniques de gestion, une hétérogénéité spatiale constitue un prérequis dans une optique de maintien de la biodiversité. L'échelle à laquelle cette hétérogénéité doit être installée resterait encore à définir. Au sein de zones

²⁸ Technique par laquelle les produits de fauche sont laissés sur place.

relativement restreintes, un management différencié entre les zones pourrait être envisagé, tandis qu'au niveau de zones plus larges, le pâturage extensif pourrait constituer la meilleure option.

A titre d'illustration, ci-dessous, nous donnons quelques exemples de l'utilité du pâturage.

Pour certaines communautés d'espèces, le pâturage se présente comme l'option la plus adéquate. Ainsi, des expériences menées dans les prairies humides ardennaises au cours des années 90 ont montré qu'une fauche estivale (fin juillet – début août) pouvait entraîner des pertes de l'ordre de 90 % parmi les effectifs de papillons de jour. Dans ce contexte, le pâturage extensif est apparu comme une alternative intéressante pour conserver ces milieux et leur faune. Grâce à des relevés effectués pendant trois saisons sur une dizaine de sites ardennais, il est apparu que ce mode de gestion permettait de conserver les populations de toutes les espèces caractéristiques des prairies humides ardennaises, pour autant que les surfaces à gérer soient grandes (> 10 ha) et que certaines précautions soient prises, dont notamment une très faible charge en bétail (maximum 0,2 UGB/ha.an, soit approximativement 1 mouton/ha.an) et un pâturage saisonnier (de préférence en été et en automne). En comparaison avec des parcelles témoins non pâturées, le pâturage s'est traduit par des réductions d'effectifs des populations de certaines espèces sensibles, tels les deux papillons liés à la renouée bistorte (nacré de la bistorte, *Procllossiana eunomia* et cuivré de la bistorte, *Lycaena helle*), mais les pertes apparaissaient moins élevées que celles occasionnées par la fauche (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007).

Le pâturage se présente également comme une technique de gestion particulièrement intéressante dans le cas des pelouses sèches wallonnes. Les pelouses sèches sont des formations végétales herbacées, principalement constituées d'espèces graminoides, qui se développent sur des substrats pauvres en éléments minéraux et secs ou très secs. En raison de leur intérêt biologique incontestable (diversité floristique et faunistique remarquable) et des menaces qui pèsent sur elles à l'échelle européenne, ces pelouses figurent dans l'Annexe I de la Directive Habitats (Code 2330 Dunes intérieures avec pelouses ouvertes à *Corynephorus* et *Agrostis*, 6210 pelouses sèches semi-naturelles et faciès d'embuissonnement sur calcaires,...). En Région wallonne, la plupart des pelouses subsistantes ont été intégrées dans le réseau Natura 2000 (Delescaille, 2007). Précisément, en Région wallonne, les principes généraux de gestion sont les suivants : l'entretien des pelouses encore en bon état, la restauration des pelouses enfrichées ou boisées, la restauration ou la recréation de connexions entre les sites isolés, et la conservation de la

diversité spécifique et écosystémique, *via* la conservation de tous les stades d'évolution de la végétation et de tous les types d'habitats présents. A ces fins, plusieurs techniques de restauration et d'entretien ont été adoptées, et parmi celles-ci, le pâturage extensif à l'aide de moutons et/ou de chèvres rustiques. Le régime alimentaire éclectique de ces animaux permet en effet d'agir sur les rejets ligneux et sur la strate herbacée. Le réglage de la pression de pâturage s'effectue par ailleurs en jouant sur la densité des animaux, la composition du troupeau (moutons et/ou chèvres), le temps de séjour, la fréquence des passages et l'époque du pâturage (Delescaille, 2005). Par exemple, l'entretien des pelouses calcicoles en bon état de conservation peut s'effectuer par pâturage extensif, à l'aide de maximum 1 à 2 moutons/ha.an, suivant la productivité de la pelouse, en rotation (Delescaille, 2007). Afin de limiter l'impact de la gestion, l'entretien des parcelles s'effectue en effet généralement en rotation. Ce mode de gestion est considéré par de nombreux auteurs comme le meilleur moyen pour assurer le maintien de la diversité et de la spécificité des pelouses sèches, tant pour les végétaux que pour les animaux, et quelle que soit la technique de gestion utilisée (Delescaille, 2005). Notons qu'étant donné la faible productivité de ces milieux, et les contraintes inhérentes à leur protection, le pâturage y est difficilement réalisable sans aide financière. Dans ce contexte, les MAE permettent dans une certaine mesure de rétribuer les exploitants, puisque les terrains concernés²⁹ peuvent bénéficier du statut de « prairies de haute valeur biologique » (Delescaille, 2007) (*cf. infra*).

Au niveau des habitats faisant l'objet d'une classification dans l'Annexe I de la Directive Habitats, et présents dans le paysage agricole wallon, le pâturage apparaît parfois aussi comme une technique de gestion éventuelle et/ou adéquate pour la préservation de ces milieux.

Au sein des prairies humides à *Molinia* (code Natura 6410 ; code EUNIS E3.51 ; prairie de type 16), une certaine forme de pâturage peut être tolérée : pâturage extensif, effectué pendant la bonne saison (pour éviter le défoncement du sol), à l'aide de bovins ou d'équins. Seules des races rustiques peuvent néanmoins être utilisées, en raison de la faible valeur alimentaire du fourrage produit. Mêmes des races rustiques nécessitent parfois des compléments alimentaires pour pouvoir survivre dans ce milieu. Les ovins sont par contre moins indiqués, en raison de leur sensibilité particulière face aux milieux humides (parasitoses gastro-intestinales et maladies de pied). Notons que le mouton Roux ardennais semblerait néanmoins s'en accommoder (Gathoye et Terneus, 2006).

²⁹ Les pelouses sèches présentes en zone agricole rentrent en effet, au niveau de la typologie des prairies, dans la catégorie 18 « autres types de prairies », et font partie des prairies à valeur biologique très élevée (Rouxhet *et al.*, 2007).

Concernant les prairies maigres de fauche de basse altitude (code Natura 6510 ; code EUNIS E2.2 ; prairies de types 11 et 12), il est vivement recommandé de gérer ces prairies exclusivement par fauchage. Pour les prés de fauche étant actuellement dans un état satisfaisant de conservation, une fauche annuelle est préconisée, avec éventuellement, une deuxième fauche ou un pâturage du regain. Précisément, il semblerait que pour les regains, un pâturage soit plus favorable à la diversité botanique que la fauche. Dans cette perspective, il faut alors déterminer la charge de bétail, ainsi que la période de pâturage. Les regains étant peu productifs (< 2 tonnes de MS/ha), ils ne permettent que 70 à 130 UGB.jours de pâturage/ha, soit, par exemple, 4 à 9 bovins/ha pendant 15 jours. Lors du pâturage, les animaux ne doivent pas recevoir d'alimentation complémentaire, de façon à éviter des apports d'éléments nutritifs dans l'habitat (Gathoye et Terneus, 2006).

Au niveau des prairies de fauche de montagne (code Natura 6520 ; code EUNIS E2.3 ; prairie de type 17), l'association à géranium des bois (qui correspond à l'une des deux associations représentantes des prairies de fauche montagnardes) est gérée par la fauche, et généralement suivie d'un pâturage du regain, selon les mêmes modalités que celles décrites pour les prairies de fauche de basse altitude (Gathoye et Terneus, 2006).

II.1.2.6. Les mesures agri-environnementales et la biodiversité

Parmi les MAE accessibles aux agriculteurs en Région wallonne, certaines ont notamment pour but d'aider au maintien et à la restauration de la biodiversité (tableau IX). C'est ainsi le cas de la MAE 1 « conservation d'éléments du réseau écologique et du paysage », la MAE 2 « prairie naturelle », la MAE 3 « bordures herbeuses extensives » (sous-divisée en méthode 3a « tournière enherbée en bordure de culture », et méthode 3b « bande de prairie extensive »), la MAE 7 « maintien de faibles charges en bétail », la MAE 8 « prairie de haute valeur biologique », et la MAE 9 « bande de parcelle aménagée » (Gouvernement wallon, 2007). Citons encore les MAE 10 « plan d'action environnemental » et 11 « agriculture biologique », qui concourent indirectement également au maintien de la biodiversité. La MAE 6 « détention d'animaux de races locales menacées » s'inscrit elle aussi dans une optique de biodiversité, ou plutôt « d'agrobiodiversité », mais nous l'avons évoquée antérieurement. Parmi ces différentes mesures, certaines présentent un lien fort et direct avec l'élevage. Nous allons les développer ci-dessous.

MAE 2. La MAE 2 « prairie naturelle » a pour objectif premier de maintenir et de développer la qualité biologique — capacité d'accueil pour la flore et la faune sauvages — des prairies. Elle est particulièrement pertinente pour la gestion des zones Natura 2000 du milieu agricole. Il s'agit d'une méthode qui répond à l'enjeu du développement du maillage écologique sur

l'ensemble du territoire, un objectif particulièrement important dans les régions de grandes cultures. Un second objectif de cette méthode est l'amélioration de la qualité des paysages, *via* le maintien de prairies fleuries (Gouvernement wallon, 2007). La prime agri-environnementale octroyée aux agriculteurs est destinée à compenser la perte de revenu consécutive à l'exploitation peu intensive de la prairie par la fauche ou le pâturage. Pour avoir un effet optimal, il est souhaitable que la méthode soit appliquée prioritairement sur des prairies n'ayant pas fait l'objet d'une exploitation intensive, ou sur des prairies humides, marécageuses ou comprenant des zones escarpées. La méthode peut néanmoins être appliquée de manière utile à des prairies plus classiques (Le Roi *et al.*, 2006).

D'un point de vue pratique, la méthode est accessible à tous les agriculteurs sur l'ensemble du territoire wallon. Son succès étant davantage souhaitable dans les zones sensibles du point de vue du développement de la nature, la prime est majorée de 20 % pour les parcelles situées dans la SEP et sa zone limitrophe (200 euro/ha *versus* 240 euro/ha en zone SEP). Le cahier des charges impose le respect de différentes contraintes. Brièvement, précisons que la première d'entre elles est l'obligation de ne pas utiliser, ni intervenir (pâturage, fauche, fertilisation,...) sur la parcelle entre le 1^{er} janvier et le 15 juin. Entre le 15 juin et le 30 septembre, la parcelle peut être pâturée ou fauchée avec récolte, mais il y a une obligation de maintenir au moins 5 % de zones refuges non fauchées jusqu'à la fauche suivante (avec localisation variable). En cas de fauche entre le 15 juin et le 15 juillet, la parcelle pourra être soit fauchée une deuxième fois entre le 15 août et le 30 septembre, soit pâturée après le 1^{er} août. Ajoutons que la méthode est accessible uniquement aux parcelles de prairies permanentes, que la surface minimale de chaque parcelle sur laquelle la méthode est appliquée doit être supérieure ou égale à 30 ares ; que le bétail présent sur la parcelle ne peut recevoir ni fourrage, ni concentré ; que la fertilisation est limitée à un épandage d'effluents d'élevage entre le 15 juin et le 15 juillet, et que les traitements phytosanitaires sont interdits (à l'exception du traitement contre les chardons, les orties et les rumex). Ce cahier des charges correspond en réalité globalement aux pratiques les moins intensives encore en application très localement en région wallonne ; il est suffisant pour assurer le maintien, voire une légère amélioration, de situations existantes favorables. A titre de comparaison, précisons que la pratique agricole usuelle, pour les prairies permanentes, est, en cas de fauche, de réaliser 3 à 4 coupes de fourrage, et en cas de pâturage, d'adopter une charge moyenne de 1,9 UGB/ha (Gouvernement wallon, 2007).

La MAE 2 est l'une des MAE les plus fréquemment mise en œuvre en Région wallonne. On la retrouve principalement dans la région de la Famenne et dans les milieux ouverts de Lorraine (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). En 2006, la superficie totale engagée en méthode 2 était de 13 144 ha (soit près de 3 % des prairies permanentes), avec un total de 1 821 exploitations (soit 10,6 % des exploitations). L'objectif souhaité pour 2013

est de 15 000 ha, avec 15 % d'exploitations engagées dans la méthode (Gouvernement wallon, 2007).

MAE 7. La MAE 7 « maintien de faibles charges en bétail » est une méthode destinée à encourager une forme d'élevage peu intensive, caractérisée par une charge en bétail modérée à faible, nettement en-dessous des pratiques usuelles. Outre notamment son objectif de protection des ressources naturelles en eau, cette méthode a pour but le développement de la nature, et plus précisément, la conservation de la biodiversité en zones agricoles. En effet, au-delà des éléments linéaires ou ponctuels favorables à la biodiversité — haies, mares, arbres isolés (MAE 1) —, et au-delà des prairies naturelles (MAE 2) ou de haute valeur biologique (MAE 8) qui ne représentent qu'une faible proportion des superficies des exploitations concernées, il importe que des superficies importantes de prairies pâturées offrent également une capacité d'accueil satisfaisante pour la faune et la flore. Les exploitations respectant en outre une tradition extensive sont aussi les plus à même de présenter des sites de valeur biologique, potentiellement accessibles aux méthodes 2 et 8. Cette méthode a également pour but de soutenir économiquement un système de production peu intensif et durable du point de vue environnemental et social. En effet, dans un contexte d'urbanisation galopante, l'entretien des pâtures et prairies selon un mode d'élevage peu intensif sur l'ensemble de l'exploitation est une forme d'agrosystème particulièrement menacé en Wallonie (de même que les exploitations qui le pratiquent), par l'intensification des pratiques d'élevage et par l'abandon des activités agricoles. De nombreuses exploitations pratiquant précisément un mode de gestion extensif sont aujourd'hui à la limite de la rentabilité. A terme, elles sont non viables sans aide ciblée, alors qu'elles sont à l'origine du maintien de paysages de haute valeur patrimoniale.

Concernant le cahier des charges, la méthode est accessible sur l'ensemble du territoire wallon (montant de la prime : 100 euro/ha de prairie permanente). Les contraintes qui lui sont associées sont les suivantes : une charge en bétail comprise entre 0,6 et 1,4 UGB/ha de prairie, une production de ces prairies (par fauchage ou pâturage) exclusivement destinée au cheptel de l'exploitation, une interdiction d'utiliser des produits phytosanitaires dans les prairies (sauf exception), et une fertilisation organique limitée aux effluents produits par le cheptel de l'exploitation (correspondant environ à un taux de liaison au sol inférieur à 0,7)³⁰. Concernant ce dernier point et à titre de comparaison, précisons que le niveau de « base » (qui fait référence à la législation en vigueur et aux pratiques agricoles usuelles ou

³⁰ Le taux de liaison au sol permet d'évaluer la pression environnementale liée à l'azote organique, à l'échelle de l'exploitation agricole. Il est basé sur le rapport entre les apports totaux en azote organique et les capacités de valorisation de cet azote sur les parcelles agricoles de l'exploitation (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007).

recommandées) est une fertilisation organique limitée à 170 kg ou 230 kg/ha/an en prairies³¹ — ce qui correspond à des charges de bétail comprises entre 1,88 et 3,5 UGB/ha —, ainsi qu'un taux de liaison au sol inférieur à 1³². La pratique usuelle pour les exploitations qui sont en excédent d'effluents par rapport à leur capacité d'épandage est le recours à des contrats d'épandage avec des exploitations étant sous la norme, dont précisément celles à faibles charges de bétail.

En 2006, un peu moins de 29 000 ha, soit approximativement 8 % de la superficie totale des prairies, étaient concernés par la MAE 7, pour un total de 569 exploitations, soit une proportion de 3,3 % d'exploitations engagées. L'objectif prévu pour 2013 par le Programme wallon de Développement Rural est de 31 500 ha (Gouvernement wallon, 2007).

MAE 8. Si la MAE 2 « prairie naturelle » constitue une « méthode de base », accessible sans condition particulière sur l'ensemble du territoire de la Région wallonne, ceci n'est pas le cas pour la MAE 8 « prairie de haute valeur biologique ». L'accès à cette méthode est en effet conditionné à un avis d'expert, attestant de la pertinence environnementale de l'application de la méthode.

S'agissant d'une variante renforcée de la MAE 2, l'objectif premier de la MAE 8 est le développement de la nature, et plus précisément la diminution de l'érosion de la biodiversité, ainsi que la conservation des zones agricoles de haute valeur naturelle. Pourvue d'un cahier des charges renforcé, cette méthode convient particulièrement pour la gestion des zones Natura 2000 en milieu agricole. Prioritairement dédiée au maintien et à l'entretien de prairies qui constituent déjà des habitats de valeur patrimoniale ou qui abritent des espèces de telle valeur, la méthode est en effet un outil idéal pour la conservation de zones de haute valeur naturelle. Un second objectif de la MAE 8 est de favoriser le maintien de prairies fleuries au sein du paysage, ce qui en améliore sensiblement la qualité (Gouvernement wallon, 2007).

Concernant le cahier des charges, la MAE 8 impose des contraintes fortes par rapport aux pratiques habituelles mêmes les moins intensives. Son accès est possible sur l'ensemble du territoire (450 euro/ha), mais, comme nous l'avons précisé plus haut, est conditionné à l'octroi préalable d'un rapport technique favorable réalisé par un technicien encadrant le programme et confirmant l'intérêt d'appliquer la méthode à un endroit déterminé. Pour être reconnue de haute valeur biologique, une parcelle doit comprendre plus de 10 ares de prairie(s) de haute valeur biologique. Brièvement, précisons que concernant l'éligibilité à la

³¹ 230 kg/ha = norme d'épandage d'azote organique pour les prairies, en moyenne annuelle sur l'exploitation, et en moyenne sur 3 ans à l'échelle de la parcelle. 170 kg/ha = norme d'épandage d'azote organique, pour tout type de couvert, en moyenne annuelle, lors d'une localisation en zone vulnérable (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007).

³² En région wallonne, en 2004, 14 % des exploitations présentaient tout de même un taux de liaison au sol supérieur à 1 (Vandenberghé *et al.*, 2006).

MAE 8, l'appréciation de la valeur biologique de la prairie peut être réalisée au moyen de six outils d'évaluation, en fonction notamment du degré d'expertise de l'expert, mais aussi des données disponibles *à priori*. Ces outils ont été classés en un outil élaboré, l'outil 1 (type phytosociologique), et des outils simplifiés, les outils 2 (transect des prairies et clé simplifiée d'identification), 3 (type simplifié), 4 (nombre standard d'espèces), 5 (présence d'espèces végétales protégées) et 6 (autre — principalement présence d'espèces animales protégées). L'outil élaboré nécessite une bonne connaissance de la flore des prairies et un relevé phytosociologique est nécessaire à son utilisation, alors que les outils simplifiés ne nécessitent pas de connaissances poussées en botanique. L'utilisation, seule ou combinée, d'un ou plusieurs outils simplifiés permet d'identifier globalement les types de prairies, et d'estimer leur valeur biologique, avec toutefois une certaine marge d'erreur (Rouxhet *et al.*, 2007).

Outre l'avis conforme, parmi les contraintes imposées, figure l'interdiction d'intervenir d'une quelconque façon — pâturage, fauche, fertilisation,... — sur la parcelle pendant une période précisée dans l'avis conforme et s'étendant en général du 1^{er} janvier à une date en juillet précisée dans l'avis. Une intervention unique de nivellement superficiel (étaupinage ou réparation de dégâts de sangliers) est néanmoins tolérée entre le 1^{er} janvier et le 15 avril. Par ailleurs, en cas de fauche, au moins 10 % de la parcelle doivent être maintenus sous la forme de zone(s) refuge(s) non fauchée(s), et la pâture ne peut être pâturée avant le 15 août. A chaque fauche, une telle zone refuge doit être maintenue jusqu'à la fauche suivante. Sa localisation peut néanmoins varier à chaque fauche. En cas de pâturage après la fauche dans le délai prévu ci-dessus, la zone refuge pourra être pâturée. Ajoutons que la méthode est accessible uniquement aux parcelles de prairie permanente, que la superficie minimale de chaque parcelle sur laquelle est appliquée la méthode doit être supérieure ou égale à 30 ares, que le bétail présent sur la parcelle ne peut recevoir ni concentré, ni fourrage, qu'aucun apport de fertilisants ne peut avoir lieu, que l'utilisation de produits phytosanitaires est interdite (à l'exception du traitement localisé contre les chardons, rumex et orties), et enfin, que les travaux de drainage, de curage des fossés ou les plantations sont interdits (Gouvernement wallon, 2007).

Si l'on reprend la liste des prairies présentes en zone agricole en Région wallonne (*cf. supra*), parmi les 18 types de prairies rencontrés, 13 types sont éligibles ou potentiellement éligibles en « prairie de haute valeur biologique » : les types 4, 6, 8, 9, 11, 12, 13, 14, 15 et 17 pour les prairies de fauche, les types 5 et 10 pour les prairies pâturées, ainsi que le type 18 (Rouxhet *et al.*, 2007) (tableau VIII).

En 2006, la MAE 8 couvrait une superficie de 1 462 ha (en deux ans d'existence), avec un total de 249 exploitations engagées, soit 1,5 % des exploitations. L'objectif prévu par pour 2013 est une couverture de 3 000 ha. Si l'on regroupe les deux méthodes de gestion

extensive des prairies (méthodes 2 « prairie naturelle » ou 8 « prairie à haute valeur biologique »), le Programme wallon de Développement Rural vise ainsi à couvrir 5 % des prairies de la Région wallonne, soit 18 000 ha, par l'une ou l'autre méthode de gestion. Il semble qu'il s'agisse là d'un objectif réaliste, dans la mesure où lors des enquêtes menées auprès des agriculteurs, ceux-ci ont estimé que 5 à 10 % de la superficie de prairies de leurs exploitations étaient constituées de prairies marginales (soit 18 500 à 37 000 ha) (Gouvernement wallon, 2007). A titre d'illustration, la figure 18 présente précisément l'évolution de la superficie des prairies extensives entre 1998 et 2006. Enfin, rappelons que la superficie des zones Natura 2000 en milieu agricole est approximativement de 27 600 ha, dont la grande majorité est constituée de prairies permanentes (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007). Ces sites constituant déjà des habitats de haute valeur naturelle, ils sont par conséquent de bons candidats à l'éligibilité à la MAE 8, ce qui laisse espérer pour l'avenir leur contractualisation croissante. Le Programme wallon de Développement Rural se fixe d'ailleurs pour objectif un taux de contractualisation de 30 % dans les zones Natura 2000 (Gouvernement wallon, 2007).

L'efficacité des MAE par rapport à la protection de la biodiversité est un sujet faisant actuellement l'objet de nombreux débats au sein du monde scientifique. L'évaluation de cette politique semble en effet toujours problématique, étant donné le peu d'études solides³³ (Kleijn et al., 2001 ; Kleijn et Sutherland, 2003 ; Kleijn *et al.*, 2006). En outre, les effets écologiques des MAE sont fortement influencés par la façon avec laquelle elles sont définies et implémentées. Ainsi, la participation des agriculteurs se faisant sur base volontaire et étant dans la plupart des pays à l'échelle de la parcelle, ceci résulte souvent en une distribution spatiale erratique des parcelles sous MAE, dans un paysage globalement dominé par une agriculture intensive. Ceci peut réduire l'efficacité des MAE, puisque les populations peuvent être incapables de se déplacer d'une parcelle à une autre. Par ailleurs, les agriculteurs participants aux MAE sont engagés pour des périodes de 5 ou 6 ans (occasionnellement 10 ans), périodes au terme desquelles ils sont libres de ne plus souscrire à un engagement. Or, sur les parcelles ayant fait l'objet d'une gestion intensive, la restauration de la diversité spécifique suite à l'instauration de pratiques de gestion plus extensives peut prendre nettement plus de temps, de telle sorte que les agriculteurs

³³ i) Septante-six pourcents des études évaluant l'impact des MAE sur la biodiversité proviennent des Pays-Bas ou du Royaume-Uni ; ii) dans la majorité des cas, la méthodologie des études est inadéquate : 31 % des études ne présentent pas d'analyse statistique ; présence de biais orientant les résultats favorablement (par exemple : la comparaison de la biodiversité entre des sites avec ou sans MAE à un temps donné ne permet pas de distinguer les différences initiales entre les sites des différences dues aux MAE) ;... (Kleijn et Sutherland, 2003).

pourraient devoir souscrire à plusieurs engagements successifs avant d'obtenir des effets significatifs visibles (Kleijn *et al.*, 2006).

Kleijn et collaborateurs (2006) ont récemment proposé une approche solide pour évaluer l'efficacité des MAE par rapport à la conservation de la biodiversité³⁴. Les auteurs ont ainsi appliqué cette approche au niveau de cinq pays européens, et ont étudié au sein de chacun d'entre eux, les effets d'une MAE différente, largement implémentée au sein du pays concerné, sur la densité en espèces (les programmes agri-environnementaux différant d'un pays à l'autre, il n'existe pas de mesure implémentée exactement de la même façon dans différents pays ; par conséquent, la comparaison directe des effets des MAE entre différents pays est difficilement réalisable). Dans tous les pays étudiés, sauf au niveau des Pays-Bas, la densité des espèces de plantes, de même que celle d'un groupe d'arthropode, ont été significativement plus élevées sur les parcelles sous MAE par rapport aux parcelles contrôles. Quarante-huit pourcents des groupes d'espèces étudiés ont ainsi répondu de façon positive à l'implémentation des MAE, et aucun groupe n'a répondu négativement. Ces résultats permettent d'envisager l'efficacité des MAE sous un angle plutôt optimiste. Cependant, étant donné qu'aucun objectif quantifiable de biodiversité n'a été formulé pour les MAE étudiées dans aucun des pays examinés, il reste difficile de se prononcer quant au succès réel des MAE. Pour que les MAE constituent des outils efficaces de conservation de la biodiversité, il semble en effet nécessaire de formuler et de quantifier d'une façon claire les objectifs à atteindre dès le départ. Concernant les MAE n'ayant pas démontré d'effet bénéfique, plusieurs hypothèses peuvent être avancées : une inefficacité des MAE, une implémentation des MAE par les agriculteurs inadéquate, une implémentation des MAE au niveau de zones non adaptées, ou une combinaison de ces causes. Les résultats de Kleijn et collaborateurs (2006) ont par ailleurs montré que si les MAE étudiées étaient plutôt bénéfiques aux espèces floristiques et faunistique courantes, elles présentaient une utilité très limitée pour la conservation des espèces menacées. Certaines études ont pourtant montré que les MAE pouvaient être bénéfiques pour promouvoir les populations d'espèces menacées en zone agricole. Cependant, ces MAE étaient alors soit spécifiquement adaptées aux besoins d'une seule espèce — c'est notamment le cas pour l'étude de Peach et collaborateurs (2001), qui a montré une augmentation significative des populations de Bruant zizi (*Emberiza cirius*) sur des sites sous MAE —, soit localisées à proximité immédiate de réserves naturelles. Il s'agit par conséquent de MAE implémentées relativement localement,

³⁴ Parcelles pairées, l'une sous MAE, l'autre non, similaires à tout point de vue (taille identique, conditions pédologiques similaires, paysage agricole semblable) sauf au niveau de la gestion ; évaluation de la biodiversité *via* 5 groupes d'espèces de niveau trophique différent : plantes vasculaires, hyménoptères (abeilles), orthoptères (sauterelles et criquets), arachnidés (araignées) et oiseaux.

ou au niveau de zones à forte biodiversité initiale, mais certainement pas représentatives des MAE à l'échelle européenne. Ceci illustre le fait que les objectifs des MAE doivent non seulement être quantifiés, mais doivent aussi être différenciés : des mesures visant à augmenter de façon globale la biodiversité peuvent être bénéfiques même si elles sont relativement générales et implémentées dans des zones agricoles relativement intensives ; par contre, des mesures visant à promouvoir des espèces menacées ont vraisemblablement besoin d'être adaptées aux besoins spécifiques de ces espèces (Kleijn *et al.*, 2006). Outre la nécessité de fixer quantitativement et qualitativement des objectifs de biodiversité, il serait souhaitable d'inclure dans les programmes agri-environnementaux un monitoring adéquat et des évaluations écologiques, et ce, notamment dans une perspective d'analyse coûts-bénéfices (Kleijn et Sutherland, 2003 ; Kleijn *et al.*, 2006).

Le rapport d'Oréade-Brèche (2005) relatif à l'évaluation de l'ensemble des MAE à l'échelle européenne a souligné le fait qu'au niveau de la Région wallonne, il n'y a pas eu d'enjeux environnementaux préalablement définis au niveau de la région en matière de biodiversité. Le rapport a également souligné l'absence d'indicateur au démarrage du programme. Ces deux éléments rendent évidemment difficile l'évaluation de l'impact des MAE sur la biodiversité. En l'absence d'objectifs écologiques clairs, on ne voit en effet pas très bien comment la biodiversité peut être évaluée. Les conclusions qui peuvent être tirées à partir d'études évaluant l'impact des MAE sur la biodiversité dépendent en outre largement du choix des espèces étudiées et de l'indicateur utilisé.

Différents travaux issus du GIREA (Groupe Interuniversitaire de Recherches en Ecologie Appliquée) ont néanmoins été menés pour suivre l'évolution de certains indicateurs de biodiversité en Région wallonne, notamment pour les mesures visant à reculer les pratiques de fauche (mesures « fauche tardive » et « fauche très tardive », qui correspondent aux méthodes 2 et 8³⁵). Les analyses menées ont concerné d'une part l'évolution biologique des prairies, et d'autre part, l'évolution de la diversité de l'entomofaune. Concernant le premier point, l'analyse globale sur les différentes régions a révélé que la qualité biologique des prairies, fondée sur l'analyse de la flore et la présence d'espèces rares ou menacées, était maintenue ou évoluait favorablement suite à la mise en place des deux mesures. Au niveau de la diversité de l'entomofaune, et plus précisément des Carabidés, il est apparu que l'introduction de la mesure « fauche tardive » n'induisait pas d'effets majeurs sur la préservation de ces peuplements. Il faut cependant noter qu'à l'époque, la mesure « fauche

³⁵ Il faut distinguer les MAE ancien régime, définies par l'Arrêté du Gouvernement wallon du 11 mars 1999, qui comprenaient les mesures « fauche tardive » et « fauche très tardive », et les MAE nouveau régime, définies par l'Arrêté du Gouvernement wallon du 28 octobre 2004, pour lequel ces deux méthodes correspondent aux MAE 2 et 8.

tardive » n'impliquait pas le maintien de zones refuges au niveau de la prairie (Oréade-Brèche, 2005).

II.2. Contribution à la gestion de l'espace

Comme nous l'avons précisé antérieurement, les deux menaces qui pèsent actuellement sur les habitats du milieu agricole sont d'une part, l'intensification des pratiques agricoles, et d'autre part, l'abandon des terres agricoles (FAO, 2006).

Concernant ce dernier point, outre la problématique de la perte de biodiversité que nous avons évoquée antérieurement, un autre problème d'ordre environnemental lié à l'abandon des terres peut parfois être à craindre : un risque accru d'incendies (FAO, 2006).

Parallèlement, l'abandon de certaines terres agricoles suite à la disparition d'anciennes pratiques pastorales peut conduire à la disparition d'un patrimoine environnemental et culturel (Delmotte, 2007).

Nous allons voir que le pâturage peut constituer une solution intéressante dans le cadre de ces deux problématiques, et dès lors, contribuer à la gestion de ces espaces.

II.2.1. Rôle du pâturage dans la prévention des risques d'incendies

Dans les régions de collines et de montagnes des pays méditerranéens, notamment, de grandes surfaces couvertes presque exclusivement d'arbustes, à très faible diversité biologique, sont apparues suite à l'abandon du pâturage. Outre la problématique de la biodiversité, cette accumulation de biomasse broussailleuse et/ou boisée augmente les risques d'incendies (Rook *et al.*, 2004 ; Gibon, 2005 ; Hadjigeorgiou *et al.*, 2005). Plusieurs études ont souligné l'intérêt du maintien du pâturage dans ces zones.

Ainsi, Bernués et collaborateurs (2005) ont attiré l'attention sur le cas du parc naturel de *Sierra de Guara*, dans les Pyrénées espagnoles, où un déclin de l'agriculture traditionnelle, caractérisée principalement par des systèmes de pâturage extensif, s'observe depuis plusieurs décennies. En conséquence, un embroussalement important est à constater, et, parallèlement, un risque croissant d'incendies. Les auteurs ont montré que dans des zones qui n'étaient plus soumises au pâturage depuis trois années consécutives, une augmentation de la biomasse herbacée était à constater (+ 500 kg de MS/ha/an), et que celle-ci était due uniquement à l'accumulation de matériau sénescant, la fraction verte évoluant de façon similaire dans les zones pâturées et non pâturées. Or, l'accumulation de biomasse herbacée

morte augmente sensiblement le risque et la virulence des incendies. Ces résultats soulignent le rôle important joué par le pâturage dans le contrôle de la biomasse herbacée et, indirectement, dans la prévention des risques d'incendies (Bernués *et al.*, 2005). Bernués et collaborateurs (2005) ont en outre observé une augmentation de la biomasse arbustive, à la fois dans les zones pâturées et dans les zones non pâturées, l'augmentation relative de cette biomasse étant néanmoins significativement plus élevée au terme de la troisième année au sein des zones non pâturées par rapport aux zones pâturées (+ 80 % et + 42 %, respectivement). D'après les auteurs, l'accumulation de biomasse arbustive au sein des zones pâturées met en doute la capacité des animaux domestiques à contrôler parfaitement la dynamique de la végétation, et notamment l'invasion par les arbustes et, *in fine*, par la forêt (Bernués *et al.*, 2005). Précisons tout de même que l'étude, réalisée au sein de 6 sites distincts du parc naturel caractérisés par des charges en bétail variables (de 0,06 à 1,3 UGB/ha, moutons ou bovins) ne module précisément pas les résultats en fonction de la charge en bétail et/ou des espèces présentes. En termes de gestion, Bernués et collaborateurs (2005) préconisent un maintien du pâturage — celui-ci diminuant tout de même l'intensité du changement de végétation —, et proposent, pour la région spécifique du parc naturel de Sierra de Guara, une augmentation de la pression de l'élevage sur les ressources. Dans ce contexte, ils soulignent la nécessité d'adapter les MAE, en les individualisant au niveau spécifique de l'exploitation, et en les liant aux modalités de gestion prévalant dans la zone concernée. Ceci déboucherait sur des contraintes spécifiques en termes de pression de pâturage, de zones de pâturage et de saisons de pâturage. Une autre possibilité évoquée serait l'utilisation de troupeaux à but « non productif », gérés par les autorités locales, afin de maintenir une charge en bétail suffisante dans les zones soumises à une forte invasion broussailleuse. Les troupeaux seraient alors un moyen utilisé pour réguler la dynamique de la végétation, sans objectif de production quelconque (Bernués *et al.*, 2005).

Dans une étude similaire menée également dans les Pyrénées, Casaus et collaborateurs (2007) ont souligné l'importance du pâturage en tant qu'instrument de gestion des terres abandonnées, afin d'éviter d'augmenter les risques de catastrophes naturelles. En comparant l'évolution sur six années de surfaces pâturées (*via* des bovins, pendant les trois mois de printemps et d'automne, à 0,2 UGB/ha) et non pâturées, ils ont en effet observé, au sein des zones non pâturées, une importante augmentation de la biomasse herbacée (+ 219 kg de MS/ha/an), une modification de la qualité végétale *via* une plus grande proportion de matériau mort, et une augmentation conséquente de la biomasse arbustive (+ 528 kg de MS/ha/an). A l'opposé des résultats de Bernués et collaborateurs (2005), la présente étude n'a pas mis en évidence d'augmentation de la biomasse arbustive au sein

des zones pâturées. Le pâturage par les bovins, à 0,2 UGB/ha, a donc ici permis un contrôle de l'invasion broussailleuse (Casasus *et al.*, 2007).

De nombreuses espèces arbustives sont présentes au sein du bassin méditerranéen. Parmi celles-ci, *Genista scorpius* — une espèce de genêt — présente un intérêt particulier, en raison de sa forte capacité invasive et son caractère relativement inflammable. Dans ce contexte, Valderrabano et Torrano (2000) ont évalué l'intérêt du pâturage par les caprins pour le contrôle de cette espèce végétale dans les Pyrénées espagnoles. L'étude, menée au sein de zones de pâturage couvertes de pins noirs, avec une végétation sous-jacente arbustive et herbacée, a mesuré à la fois l'effet de la pression de pâturage (9 *versus* 18 chèvres/ha), et l'effet de la saison de pâturage, sur le contrôle de *Genista scorpius*. Les résultats indiquent que le pâturage par les chèvres influence nettement les performances de l'arbuste, l'automne se présentant comme la saison de pâturage la plus adéquate, et l'efficacité du contrôle augmentant avec la charge en bétail. Là où les autres types d'herbivores semblent inefficaces pour contrôler *Genista scorpius* — qui est pourvu d'un système de défenses solide, basé sur la présence d'épines —, le pâturage par les caprins se présente comme une option intéressante, permettant non seulement le contrôle du développement anarchique de cette espèce précise, mais aussi, *in fine*, une diminution de la quantité de combustibles présents, et donc, un risque moindre d'incendies (Valderrabano et Torrano, 2000).

La région de Minho, au nord ouest du Portugal, est composée d'une part de terres agricoles (32 %), et d'autre part de forêts et zones arbustives (65 %). Cette région a la particularité de présenter le taux d'incendies le plus élevé d'Europe. Ainsi, entre 1988 et 1995, la fréquence des incendies était de plus de 25 incendies/10 000 ha/an, avec une taille médiane de moins de 3 ha. Bien qu'il n'y ait pas de donnée précise sur le long terme pour cette région particulière, il est connu que la fréquence des incendies au Portugal a augmenté principalement depuis le milieu du 20^e siècle, parallèlement à l'exode rural et à la diminution de l'usage agricole des terres. Dans ce contexte, Moreira et collaborateurs (2001) ont tenté d'évaluer dans quelle mesure les changements observés à l'échelle du paysage dans la région de Minho (3 697 ha), entre 1958 et 1995, ont contribué à l'augmentation de la fréquence des incendies de la région. Dans un premier temps, les auteurs confirment les modifications à l'échelle du paysage sur la période concernée : diminution de 29 % de la superficie des terres agricoles (\pm 45 % de la superficie totale en 1958 *versus* 32 % en 1995), diminution de la superficie des zones broussailleuses basses (< 50 cm de hauteur) de 48 % (\pm 31 % de la superficie totale en 1958 *versus* 16 % en 1995), augmentation de la superficie des zones broussailleuses hautes (de 50 à 250 cm de hauteur) de 96 % (\pm 9 % de la

superficie totale en 1958 *versus* $\pm 17\%$ en 1995), et augmentation de la superficie des zones forestières (à feuilles caduques, de conifères, et mixtes). La réduction des superficies consacrées à l'agriculture coïncide par ailleurs avec une diminution des effectifs de fermiers et d'animaux d'élevage dans la région sur la même période : réduction du nombre d'exploitants de 59 % entre 1950 et 1991, et réduction des cheptels bovins, ovins et caprins de 74, 94 et 95 %, respectivement. Parallèlement, les auteurs constatent, *via* l'utilisation d'un modèle, une augmentation de 20 à 40 % de la quantité de combustibles disponibles sur la période 1958-1995. Enfin, ils observent une augmentation significative du nombre d'incendies dans la région de Minho ($\times 3$) pendant la période 1980-1996 (les données ne sont disponibles qu'à partir de 1980). D'après Moreira et collaborateurs (2001), ces différents éléments permettent de conclure d'une part, que les changements opérés dans le paysage de la région de Minho sont dus au déclin des activités agricoles, et d'autre part, que ces changements ont contribué à une accumulation de combustibles, elle-même vraisemblablement à l'origine de l'augmentation du nombre d'incendies. L'abandon des activités agricoles serait donc le principal *driver* responsable de l'augmentation de l'occurrence des incendies au sein des paysages méditerranéens (Moreira *et al.*, 2001).

Lors d'une étude visant à évaluer les conséquences environnementales de l'abandon des terres agricoles dans les régions montagneuses d'Europe, MacDonald et collaborateurs (2000) ont examiné 24 études de cas, réalisées dans des zones géographiques montagneuses distinctes d'Europe, et pouvant être classées en six groupes climatiques différents : sec méditerranéen, nordique, des Alpes de l'est, des Alpes de l'ouest, océanique et des Pyrénées centrales. Leurs résultats indiquent que sur les 24 zones étudiées, 21 font l'objet d'un abandon des terres agricoles à des échelles et degrés divers, avec des conséquences notables sur la biodiversité, les paysages et le risque de catastrophes naturelles. Concernant cette dernière catégorie d'impacts, les auteurs relèvent d'une part, le risque de glissements de terrain, et d'autre part, le risque d'incendies pour les zones montagneuses méditerranéennes. Le risque d'incendies dans ces régions sèches est néanmoins modulé en deux temps. Initialement, il augmente en raison du développement de la végétation broussailleuse, suite à l'abandon des pâtures et/ou des terres arables. Dans un second temps, suite au développement de la couverture arborée et à son influence sur la végétation au sol, le risque d'incendies peut diminuer, mais ce processus s'étale sur des périodes extrêmement longues, de l'ordre d'une cinquantaine d'années, voire plus. Il faut noter que les incendies ne constituent pas seulement une menace pour la faune et la flore. Ils interagissent en effet aussi avec les processus d'érosion en cours dans les zones climatiques sèches : en l'absence de couverture végétale protectrice, les sols sont mis à nu et donc beaucoup plus sensibles aux phénomènes d'érosion. La détérioration couplée de la

végétation et des sols peut alors conduire, dans les zones arides telles que celles de la Méditerranée, à une désertification irréversible (MacDonald *et al.*, 2000).

En utilisant un modèle simulant la dynamique des forêts à l'échelle d'un paysage (modèle FORSPACE — acronyme pour *forest dynamics in spatially changing environments*), et faisant intervenir deux facteurs, la fréquence d'incendies d'une part, et la densité d'ongulés d'autre part, Kramer et collaborateurs (2003) concluent que le pâturage par les ongulés (bovins, chevaux, cerfs, chevreuils et sangliers) réduit l'occurrence d'incendies, en raison de la diminution de la quantité de combustibles présents. Leurs résultats indiquent en outre que ce mécanisme s'opère, quelle que soit la densité d'ongulés, de faibles densités d'animaux ayant de toute façon un effet conséquent sur l'accumulation des combustibles. Leurs résultats indiquent cependant que les ongulés pourraient ne pas être capables d'empêcher des zones ouvertes telles que des landes de se transformer en forêts, et que le pâturage peut seulement maintenir ces zones ouvertes si il est associé à un facteur perturbateur tel que le feu (Kramer *et al.*, 2003).

II.2.2 Rôle du pâturage dans la gestion de zones peu accessibles

Le pâturage peut apparaître comme un moyen pour gérer des zones peu accessibles. A titre d'illustration, nous allons brièvement développer deux cas. Le premier concerne les zones montagneuses européennes, tandis que le second s'intéresse plus spécifiquement à la vallée de la Meuse en Région wallonne.

L'étude de MacDonald et collaborateurs (2000) visant à évaluer les conséquences environnementales de l'abandon des terres agricoles dans les régions montagneuses d'Europe, a souligné le fait que l'abandon des terres prenait des formes variables selon les zones étudiées, mais que souvent, il s'agissait d'un abandon partiel, les agriculteurs cessant d'exploiter les terres considérées comme peu rentables, c'est-à-dire les terres trop éloignées, difficiles d'accès, pourvues de sol de mauvaise qualité, ou à forte pente,... Un autre facteur explicatif important évoqué dans cette étude était l'âge et l'état de santé des agriculteurs, qui pouvait les empêcher d'exploiter les terres éloignées de l'exploitation, la majorité des agriculteurs des zones étudiées étant en effet âgés et sans successeur. Concernant les pays du massif alpin ayant fait l'objet d'une étude de cas, la probabilité d'abandon était quant à elle beaucoup plus élevée pour les terrains en pente que pour les terres proches de l'exploitation. A la lumière des éléments présentés ci-dessus, il apparaît que l'accessibilité des terres— ou plutôt leur inaccessibilité —, est un facteur fréquemment responsable de leur abandon. Or, l'abandon conduit inévitablement à l'embroussaillage,

avec, *in fine*, des conséquences notables en matière de biodiversité, de risques naturels et de paysages (MacDonald *et al.*, 2000).

Dans un tel contexte, seul le maintien d'une certaine gestion peut empêcher l'enfrichement, et assurer ainsi la conservation du patrimoine environnemental constitué par les milieux ouverts en pente. Comme nous l'avons évoqué au point précédent, le pâturage se présente comme une solution envisageable et comme un moyen intéressant à conserver et/ou à redévelopper dans une optique de contrôle de l'embroussaillage (Valderrabano et Torrano, 2000 ; Kramer *et al.*, 2003 ; Bernués *et al.*, 2005 ; Casasus *et al.*, 2007). Ajoutons en outre, — et ceci rejoint le point II.1.1. relatif à la biodiversité des élevages —, que le pâturage en zones montagneuses possède une valeur patrimoniale intrinsèque sur le plan culturel. Le pâturage en zones de collines ou de montagnes nécessitera souvent le recours à des animaux appartenant à des races relativement rustiques. En France, il en existe de nombreuses, chacune possédant plus ou moins son aire de répartition géographique distincte. Nous citons ci-dessous quelques unes des races rustiques bovines capables de pâturer sur des terrains en pente et/ou accidentés (Sambraus, 1994 ; Nicks, 1995). Précisons d'emblée que les effectifs de ces races ont largement chuté au cours de la deuxième moitié du 20^e siècle, certaines étant même actuellement considérées comme des races locales menacées, avec des effectifs de femelles reproductrices inférieures à 5 000 têtes. Citons ainsi tout d'abord l'Abondance, une race originaire de Haute Savoie, plutôt laitière, dont la production est surtout destinée à la fabrication de Reblochon et de Gruyère. Il s'agit d'une race bien adaptée à la montagne, dotée d'une bonne aptitude à la marche sur terrains difficiles, notamment en raison de ses onglons durs et résistants. En 2000, ses effectifs étaient approximativement de 55 000 têtes, principalement localisées dans la région Rhône-Alpes — à titre de comparaison, il est utile de préciser que le cheptel bovin français était légèrement supérieur à 20 millions de têtes en 2000 — (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques, 2000). La Salers, originaire du Massif Central, est une race mixte à prédominance viandeuse, caractérisée également par une grande rusticité : capacité à vivre sur des terrains en haute altitude et à relief accidenté, vêlage facile et bonnes qualités maternelles. En 2000, ses effectifs étaient estimés à 205 000 têtes, dont plus de la moitié sont présentes en Auvergne (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques, 2000). L'Aubrac, également originaire du Massif Central, est une race exploitée pour la viande, bien adaptée à la marche en montagne, et pourvue d'une grande rusticité. En 1980, ses effectifs étaient estimés à 60 000 têtes, alors qu'en 2000, ils s'élevaient à 105 000 têtes, localisées surtout dans les régions Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques, 2000). Citons également la Vosgienne, une race mixte à tendance laitière, dont le lait est utilisé pour la fabrication du Munster. Réputée notamment pour ses mises bas faciles et sa robustesse,

elle fait partie des races locales actuellement menacées, ses effectifs de femelles reproductrices ayant été estimés à 4 000 têtes en 2007 (Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 2007). Enfin, mentionnons la Gasconne, une race rustique destinée à la production de viande, cantonnée actuellement dans les zones montagneuses ou de coteaux difficiles des régions Midi-Pyrénées et Languedoc-Roussillon. Partie d'un effectif de plus d'un demi-million de têtes en 1932, cette race a régressé drastiquement, ses effectifs étant estimés en 1980, à 35 000 têtes, et en 2000, à 23 000 têtes (Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques, 2000).

Le second exemple illustrant l'utilité du pâturage dans la gestion de zones peu accessibles est le cas des coteaux secs de la vallée de la Meuse et de certains de ses affluents, tels que la Moline et le Viroin (Delescaille, 2007 ; Delmotte, 2007).

Cette zone comprend des milieux naturels caractérisés par de fortes pentes, ouvertes au soleil, où le calcaire prédomine. Les conditions qui y règnent sont quasiment de type méditerranéen. Ces pelouses sèches sur calcaire, ou calcicoles, peuvent être définies comme des pelouses sur sol peu profond, à assise en roche calcaire et d'une excellente exposition. Antérieurement, elles étaient vouées aux pratiques agro-pastorales, et plus particulièrement au pâturage extensif par les moutons. La flore et la faune qui s'y sont développées sont donc spécifiques, et intimement liées au passage répété des moutons. Avec l'abandon du pastoralisme dès la fin du 18^e siècle en Région wallonne, ces terres ont été progressivement colonisées par une végétation arbustive, qui a entraîné la disparition des pelouses. Suite à l'ombragement, mais aussi surtout à l'implantation sauvage de résineux et du tapis d'aiguilles qu'ils forment au sol, la flore et la faune se sont modifiées, et les espèces spécifiques qui s'y étaient développées se sont raréfiées.

La sauvegarde de ce patrimoine environnemental et culturel, mais aussi sa restauration, passent nécessairement par un contrôle de l'embroussaillage. A cette fin, différentes techniques, telles que le brûlis et le fauchage, ont été mises en œuvre depuis plusieurs années. Cependant, seul un entretien permanent peut garantir l'épuisement des repousses. Dans ce contexte, le pâturage des pelouses par les ovins ou les caprins se présente comme une technique alternative répondant à cette nécessité. Elle est aussi, rappelons-le, celle qui, au départ, a donné à ces sites leurs caractéristiques remarquables...

D'un point de vue pratique, l'époque de pâturage, la durée du pâturage, la fréquence des passages et la charge en bétail sont fonction de l'évolution de la végétation. La plupart du temps, les animaux sont contenus sur les parcelles à l'aide de clôtures électriques mobiles, qui sont déplacées selon les impératifs de gestion. Etant donné les caractéristiques de ces sites — fortes pentes, niveau d'ensoleillement élevé, faible valeur alimentaire des pelouses —, le recours aux animaux de races rustiques est d'usage : mouton Mergelland et

mouton Roux ardennais, notamment. Précisons enfin que vu leur potentiel génétique et leurs conditions d'exploitation, ces animaux sont dans l'incapacité d'offrir des rendements aussi élevés que ceux obtenus en filière d'élevage classique. En outre, ce type de production souffre du manque de développement des filières de commercialisation adéquates. Il s'agit donc d'une activité économique non rentable, dont la viabilité repose actuellement sur des aides financières.

II.3. Gestion des paysages

II.3.1. Une définition de la notion de paysage

D'après la Convention européenne du paysage, un paysage peut être défini comme « une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations » (Conseil de l'Europe, 2000). D'un point de vue plus pratique, le paysage est ce que les gens perçoivent visuellement d'un territoire, en premier lieu le relief et son modelé (aspect que l'érosion donne au relief), puis l'occupation végétale et humaine de ce substrat (Droeven *et al.*, 2004).

Avant d'aller plus loin, il est important de souligner qu'en matière d'évaluation des paysages, il faut toujours garder à l'esprit que les préférences paysagères des uns et des autres sont fortement influencées par leur héritage socio-culturel (MacDonald *et al.*, 2000). La perception d'un paysage peut en effet varier considérablement selon le *background* éducationnel et les courants de pensées. Ainsi, selon van Mansvelt et collaborateurs (1998), en matière de perception du paysage, deux grands types d'oppositions se rencontrent dans la littérature. Le premier type oppose le paysage idéal tel que produit de la nature *versus* le paysage idéal tel que produit de la culture. Selon la première position, un désert sera donc perçu comme le plus beau des paysages, alors que selon la seconde position, un paysage urbain sera perçu comme celui ayant le plus de valeur. Le deuxième type d'opposition rencontré dans la littérature met en vis-à-vis le paysage en tant qu'objet, selon une approche de nature scientifique, et le paysage en tant que perception humaine.

II.3.2. Classification des paysages en Région wallonne

La région wallonne est pourvue d'une grande diversité de paysages. Afin de les caractériser, ceux-ci peuvent être regroupés en entités territoriales homogènes³⁶. Une série de critères hiérarchisés permettent d'établir cette classification des territoires. Le premier niveau s'intéresse ainsi à la structure de base des paysages, c'est-à-dire à l'analyse du relief : formes principales (plateau *versus* plaine) et secondaires du relief (vallée, dépression, colline, butte, versant), altitude et modelé du relief. Le deuxième niveau se penche quant à lui sur l'analyse de l'occupation du sol, c'est-à-dire les interactions entre le substrat, la nature et les activités humaines (urbanisation, carrières, sablières, terrils, labours, prairies, forêts, fagnes). Enfin, le troisième niveau examine les caractéristiques de l'habitat : habitat groupé ou habitat dispersé. Sur base de ces critères, une cartographie des paysages wallons a été réalisée. Ce travail a conduit à subdiviser la Wallonie en 76 territoires paysagers (Droeven *et al.*, 2004). Les figures 19 et 20 illustrent cette classification. La figure 19 présente une carte des territoires paysagers de Wallonie, avec un regroupement en 13 ensembles régionaux selon une classification de type géographique (grandes différenciations paysagères de la Wallonie issues de la combinaison des substrats géologiques, formes principales du relief, niveaux d'altitude et types de sols qui, par leur influence sur les occupations naturelles et humaines du sol, sont des éléments déterminants dans la morphologie d'un paysage). La figure 20 présente quant à elle une carte des territoires paysagers de Wallonie, sur base de la combinaison des formes principales et secondaires du relief et de l'occupation du sol. Elle permet de mieux comprendre la logique qui a prévalu au regroupement des territoires en ensembles.

Cette vue d'ensemble des paysages de la Région wallonne permet d'observer quelques grandes tendances (figures 19 et 20). En termes d'occupation du sol, parmi les 13 ensembles paysagers, l'ensemble de l'Entre-Vesdre-et-Meuse (code 04) présente un paysage très largement dominé par les prairies, quel que soit le territoire paysager concerné. Il s'agit en effet d'une région représentative du bocage en Wallonie : un paysage d'enclos, caractérisé par un habitat dispersé, combiné à une organisation individuelle de fermes entourées de leurs terrains d'exploitation, souvent enclos de rideaux d'arbres, et combinant majoritairement herbages et élevage. Au sein de cet ensemble, le Moyen plateau du Pays de Herve (04021 et 04022) présente les caractéristiques les plus typiques en matière de bocage (Droeven *et al.*, 2004).

A côté de l'ensemble de l'Entre-Vesdre-et-Meuse, certains ensembles paysagers se caractérisent par une dominance de prairies pour une fraction de leurs territoires paysagers. C'est ainsi le cas pour l'ensemble paysager du Moyen plateau condrusien (code 08), et plus

³⁶ Le territoire paysager peut être défini comme une agrégation de plusieurs unités paysagères (portion de territoire embrassée par la vue humaine au sol et délimitée par des horizons visuels) possédant des caractéristiques similaires (Droeven *et al.*, 2004).

précisément pour le territoire paysager du Moyen plateau de Sprimont (08030), situé dans la partie orientale du plateau du Condroz. Les paysages y sont dominés par la prairie et la proximité du Pays de Herve se fait sentir à travers une présence significative de haies associées à un habitat relativement dispersé. C'est également le cas pour l'ensemble paysager de la Dépression Fagne-Famenne et de sa bordure sud (code 09), au niveau du Faciès des replats de Chimay-Couvin (09021), situé à l'extrême ouest, et des Replats est-famenniens (09040), situés à l'extrémité est. Au sein de l'ensemble du Haut plateau de l'Ardenne du nord-est (code 11), le Haut plateau de Bütgenbach et Saint-Vith (11060) est également largement dominé par les prairies. Ceci est également le cas pour le Faciès oriental herbager (12012), qui appartient à l'ensemble du haut plateau de l'Ardenne centrale (code 12). Cette partie orientale du haut plateau est en effet dominée par des prairies, que complètent quelques étendues de cultures fourragères. Enfin, citons l'ensemble des Côtes lorraines (code 13), et plus spécifiquement le Faciès de la Haute Semois (13012), le Faciès de la Moyenne Semois (13013), la Dépression de l'Attert (13020) et la Dépression de la Messancy (13040), qui sont des paysages au sein desquels les prairies sont très largement dominantes (Droeven *et al.*, 2004).

A côté de ces ensembles paysagers et/ou territoires paysagers dominés majoritairement par les prairies, notons que de nombreux ensembles paysagers et/ou territoires paysagers sont caractérisés par une occupation du sol combinant prairies, et/ou labours, boisements et urbanisation. Ainsi, à titre d'exemple, l'ensemble de la Plaine et du bas-plateau limoneux hennuyers (code 01), situé au nord-ouest de la Wallonie, et plus précisément le Bas-plateau de la Dendre lessinoise (01080), le Bas-plateau des Senne, Sennette et Samme (01090) et le Bas-plateau d'Ath et Soignies (01100) présentent des paysages agricoles où les labours, bien que dominants, alternent avec une part non négligeables de prairies. La Dépression de la Basse Haine (05020), dans l'ensemble de la Haine et de la Sambre (code 05), montre quant à elle un paysage où cultures, prairies et activité industrielle et urbaine se côtoient. Au sein de l'ensemble Mosan (code 06), la vallée de la Basse Sambre namuroise (06020) présente des paysages alternant prairies et cultures sur les pentes douces, et boisements sur les pentes plus fortes, avec également une urbanisation assez développée le long des axes routiers rayonnant depuis Namur. Le territoire paysager des Collines de la bordure nord du vrai Condroz (08040), appartenant à l'ensemble du Moyen plateau condrusien (code 08), donne quant à lui un exemple de paysages où les prairies, les labours et les boisements coexistent, les bois étant ici toutefois majoritaires. Enfin, de nombreux territoires, surtout localisés dans le sud-est de la Wallonie, présentent des paysages où prairies et boisements alternent. Citons à titre d'exemple, pour l'ensemble de la Dépression Fagne-Famenne et de sa bordure sud (code 09) : le Faciès de la dépression famennienne (09012), le Faciès des collines des Lesse, Lomme et Wamme (09024) et les Replats et collines boisés d'Ourthe et

Aisne (09030) ; et, pour l'ensemble du haut plateau de l'Ardenne du nord-est (code 11) : la Dépression de la Hoëgne et de ses affluents (11020), le Faciès de la Moyenne Amblève et de la Lienne (11031), le Faciès de l'Amblève et de la Salm (11032), les Sommets du haut plateau des Tailles (11040), et la Tête de vallée de l'Our (11070). Pour l'ensemble paysager du haut plateau de l'Ardenne centrale (code 12), citons le Faciès occidental des clairières (12011) et les Creusements de la haute Sûre (12050) (Droeven *et al.*, 2004).

II.3.3. Aperçu du rôle de l'agriculture dans l'évolution des paysages

Les pratiques liées à l'intensification de l'agriculture ont eu — et ont encore aujourd'hui — des impacts négatifs conséquents à l'échelle paysagère. Citons ci-quelques unes de ces pratiques agricoles problématiques : la focalisation des exploitations sur un nombre restreint de cultures, au lieu du système de la polyculture ; la conversion des prairies en cultures ; la destruction des structures limitrophes des habitats (haies, bords de champs, arbres, talus, zones tampon le long des rivières,...) avec, souvent, l'amalgamation subséquente des champs ; la réaffectation de certaines terres pour augmenter la taille des champs ; la focalisation de l'élevage sur un nombre très limité de races animales ; ... (Van Den Maegdenbergh *et al.*, 2004 ; Tschardtke *et al.*, 2005). L'ensemble de ces procédés a conduit progressivement à une homogénéisation des paysages agricoles et à la perte d'écosystèmes complexes et relativement naturels au profit d'écosystèmes simplifiés et lourdement contrôlés par l'homme (Tschardtke *et al.*, 2005).

D'un autre côté, l'abandon des terres agricoles peut constituer, dans certains cas, une autre menace pesant sur la qualité des paysages. En effet, si le boisement de terres agricoles peut présenter une série d'avantages (*cf. supra*), il ne faut guère oublier qu'il modifie également le paysage. Et d'une façon générale, la perte d'un milieu ouvert dans des régions déjà fortement boisées constitue plutôt un facteur défavorable sur le plan paysager (MacDonald *et al.*, 2000).

D'après Di Pietro et Balent (1997) (cité par MacDonald *et al.*, 2000), l'augmentation de l'hétérogénéité ou de l'homogénéité d'un paysage à des échelles variables pourrait constituer un critère permettant d'évaluer les changements paysagers. L'abandon des terres agricoles peut ainsi mener à un changement dans l'une ou l'autre direction, selon le contexte paysager dans lequel ce changement s'inscrit. MacDonald et collaborateurs (2000), dans leur étude relative aux conséquences environnementales de l'abandon des terres agricoles dans des régions montagneuses d'Europe, ont montré que sur les 24 zones qu'ils ont prises en considération, 21 avaient fait l'objet d'un abandon. Et pour la quasi totalité de ces 21 zones, les auteurs relevaient, par rapport à ce changement, des impacts négatifs sur le plan

paysager. Par exemple, la zone montagneuse de Vindeln, en Suède, a enregistré une réduction de 46 % de la superficie de ses terres arables depuis 1951, et ces anciennes parcelles ont été transformées en forêts. Dans cette région déjà fortement boisée (78 % de la surface), ce changement a représenté une raréfaction des espaces ouverts. Il a par ailleurs été perçu par les habitants comme symptomatique de l'augmentation du déclin rural de la région, et a vraisemblablement été à l'origine d'un effet de découragement sur le reste des habitants. Ce type de perceptions peut en effet engendrer un cercle vicieux et contribuer de la sorte au déclin et à l'exode rural — cela a d'ailleurs été observé dans d'autres régions telles que la Lozère, en France. A l'opposé, dans la région montagneuse de Vardousia, en Grèce, le boisement a été perçu comme un changement bénéfique, à l'origine d'une amélioration de la qualité du paysage. En réalité, toutes les zones pour lesquelles des impacts négatifs sur le paysage étaient cités — à l'exception d'une seule —, présentaient une SAU inférieure à 40 %, associée en général à un taux élevé de couverture forestière. Il est ainsi apparu que toutes les régions faisant l'objet d'un abandon des terres agricoles et déclarant des effets paysagers négatifs étaient caractérisées par une faible proportion de SAU ; à l'inverse, les régions faisant l'objet d'un abandon mais ne déclarant pas d'effet paysager négatif étaient toutes associées à une forte proportion de SAU. Pour ces dernières, la hausse de la couverture boisée a augmenté la variété de l'habitat et a amélioré l'hétérogénéité du paysage. Au niveau régional, les effets de l'abandon des terres agricoles peuvent donc dépendre de facteurs contextuels tels que le pattern d'occupation du sol et la façon selon laquelle il est perçu (MacDonald *et al.*, 2000).

En Région wallonne, il semblerait que la plupart des agriculteurs aient conscience du rôle qu'ils jouent au niveau paysager. En effet, lors d'une enquête menée auprès de 187 agriculteurs établis dans 12 communes rurales wallonnes —les exploitants interrogés étaient tous volontaires —, il est apparu que 96 % des agriculteurs sondés considèrent qu'ils jouent un rôle actif dans la gestion des paysages. Cependant, 59 % des agriculteurs interrogés estiment que ce rôle n'est pas reconnu par la société. Ils prêtent par ailleurs ce peu de reconnaissance de leurs efforts à un manque d'information, tout en admettant cependant qu'à l'heure actuelle, les mentalités évoluent plutôt positivement (Dogot et Lebailly, 2008).

II.3.4. Elevage et gestion des paysages

A l'heure actuelle, les paysages sont l'objet d'un intérêt croissant au sein du monde scientifique, de même qu'au niveau de la société. Les paysages agricoles n'échappent pas à cette réalité. Une prise de conscience par rapport à la nécessité de se préoccuper de leur évolution s'opère ainsi progressivement, l'intérêt sociétal se portant aussi bien sur

l'esthétique des paysages, que sur l'héritage naturel qu'ils constituent. Ainsi, l'hétérogénéité du paysage, qui dépend de l'arrangement spatial des éléments du paysage, mais aussi de la nature de ces éléments — tels que la présence de haies, par exemple —, est de plus en plus reconnue comme un facteur déterminant non seulement sur le plan du fonctionnement des écosystèmes, mais aussi en termes d'appréciation de l'esthétique du paysage. Dans ce contexte, le maintien et la restauration des prairies, voire la restauration de pratiques de gestion des prairies plus traditionnelles, sont de plus en plus fréquemment mises en avant (Gibon, 2005).

Différents auteurs (Luoto *et al.*, 2003 ; Bernués *et al.*, 2005 ; Gibon, 2005 ; Hadjigeorgiou *et al.*, 2005 ; Casassus *et al.*, 2007 ; Nautiyal et Kaechele, 2007) ont souligné le rôle important que peut jouer l'élevage comme outil de gestion des paysages, principalement au niveau des pâtures. En modulant la dynamique de la végétation (*cf. supra*), l'élevage contribue en effet à maintenir le caractère ouvert du paysage et donc, à pérenniser ses caractéristiques.

A côté du rôle du pâturage dans le maintien de la structure ouverte du paysage, l'élevage lié au sol possède une seconde fonction paysagère, plus directe et intrinsèque : la présence d'animaux dans le paysage peut contribuer à diversifier celui-ci et à l'enrichir, et ce, surtout s'il s'agit d'animaux appartenant à des races locales menacées. Comme cela a été vu antérieurement, l'uniformisation des paysages ruraux se marque en effet aussi au niveau du bétail qui pâture dans les prairies, limité à l'heure actuelle, en Région wallonne, quasiment à l'espèce bovine, et, au sein de cette espèce, aux races Holstein et Blanc-Bleu (Gouvernement wallon, 2007). L'usage d'animaux de races locales menacées permet de maintenir ou de réintroduire dans le paysage des animaux caractéristiques de la région, spécifiques à nos terroirs, qui sont le reflet du patrimoine culturel wallon (Le Roi *et al.*, 2006).

II.3.5. Les mesures agri-environnementales et la gestion des paysages

Les paiements agri-environnementaux visent la conservation ou l'amélioration de l'environnement sous ses différents aspects : ressources naturelles (eaux de surface, eaux souterraines, sols, air), biodiversité, patrimoine génétique, mais aussi paysages. Ainsi, plusieurs méthodes sont prévues pour rencontrer les enjeux de la conservation et de l'amélioration des paysages (tableau IX). Certaines ont un objectif surtout axé sur la diversité paysagère, alors que pour d'autres, l'objectif est davantage orienté sur l'identité territoriale. Il s'agit essentiellement des MAE 1 (conservation d'éléments du réseau écologique et du paysage), MAE 2 (prairie naturelle), MAE 3a (tournière enherbée), MAE 5 (cultures extensives de céréales), MAE 6 (races locales menacées), MAE 8 (prairie de haute valeur

biologique), MAE 9 (bande de parcelle aménagée) et MAE 10 (plan d'action) (Gouvernement wallon, 2007). Parmi celles-ci, certaines sont plus liées à l'élevage que d'autres. Nous les explicitons brièvement ci-dessous.

MAE 1. La MAE 1 « éléments du réseau écologique et du paysage » a pour objectif premier le maintien et l'amélioration de la qualité du paysage, en rémunérant les agriculteurs pour la conservation et l'entretien des éléments « culturels » du paysage (bocages, alignements d'arbres têtards) et des autres éléments agricoles présentant un intérêt pour la structure et la diversité paysagère. L'enjeu est en effet de taille : le bocage, une des formes traditionnelles du paysage agricole wallon, présent notamment au niveau de l'ensemble paysager de l'Entre-Vesdre-et-Meuse (surtout le Moyen plateau du Pays de Herve — codes 04021 et 04022), ainsi que dans la région de Malmédy (Faciès de l'Amblève et de la Salm — code 11032) (figure 20), est en effet en forte régression. Ce réseau de haies qui entoure les prairies répondait auparavant à des besoins économiques et sociaux (délimitation des parcelles, protection du bétail, production de bois,...) tombés aujourd'hui en désuétude ou comblés par d'autres moyens. Par ailleurs, partout en Région wallonne, de nombreux petits éléments qui amélioraient le paysage ont fortement régressé : vergers, haies, saules et frênes têtards, mares et plans d'eau.

D'un point de vue pratique, la méthode est accessible sur l'ensemble du territoire wallon, avec une majoration de 20 % au niveau de la SEP et pour toute parcelle qui la jouxte. Elle est subdivisée en 3 sous-méthodes, chacune avec un cahier des charges spécifique : 1a, haies et bandes boisées ; 1b, arbres, arbustes, buissons et bosquets isolés, arbres fruitiers à haute tige ; et 1c, mares.

En termes de résultats, en 2006, approximativement 27 %, 11 % et 6 % des exploitations étaient engagées dans les sous-méthodes 1a, 1b et 1c, respectivement. La longueur totale de haies engagées — sous-méthode 1a — était de 12 213 km, alors que l'objectif de contractualisation à moyen terme (2013), tel que défini dans le Programme wallon de Développement Rural 2007-2013, est de 70 % des haies agricoles wallonnes, soit 14 000 km. Le nombre d'arbres et de fruitiers à haute tige engagés — sous-méthode 1b — s'élevaient à 124 439 et 28 326 (valeur de 2004), respectivement ; les objectifs d'engagement pour 2013 sont quant à eux de 155 000 arbres et de 40 000 fruitiers à haute tige. Enfin, le nombre de mares engagées — sous-méthode 1c — était en 2006 de 4 467, l'objectif de contractualisation pour 2013 étant de 6 000 (Gouvernement wallon, 2007).

MAE 2 et 8. Outre leur objectif premier — le développement de la nature —, les MAE 2 « prairie naturelle » et 8 « prairie de haute valeur biologique », que nous avons évoquées antérieurement, sont également destinées à améliorer la qualité des paysages, et ce, en

favorisant le maintien de prairies fleuries. Par ailleurs, dans les régions de grandes cultures, le maintien de prairies permanentes auxquelles incitent les méthodes contribue à la diversification des paysages (Gouvernement wallon, 2007).

MAE 6. La contribution paysagère de la MAE 6 « races locales menacées » a déjà été explicité antérieurement, de même que les grandes lignes de son cahier des charges. Nous n'y revenons pas ici.

Le rapport d'Oréade-Brèche (2005) relatif à l'évaluation de l'ensemble des MAE à l'échelle européenne a souligné le fait qu'au niveau de la Région wallonne, les enjeux liés à la préservation « d'éléments du réseau écologique et du paysage » avaient clairement été identifiés (haies, alignement d'arbres, mares,...), que les objectifs en matière de préservation des paysages avaient été définis, et qu'en outre, les thèmes relatifs à la préservation ou l'amélioration des paysages avaient été pris en compte dans les catalogues de mesures proposés par la Région wallonne. Le rapport met néanmoins en avant l'absence d'étude visant à évaluer l'impact des MAE sur la qualité des paysages wallons.

D'après ce même rapport, au niveau européen, les effets sur le paysage des MAE sont montrés comme globalement positifs dans les états membres où des études scientifiques ont pu être réalisées. Il faut cependant remarquer que la subjectivité qui entoure la notion même de paysage rend la mesure des effets des MAE relativement délicate. Néanmoins, ces études confirment les effets bénéfiques de plusieurs mesures (création ou entretien d'infrastructures écologiques, maintien des prairies, conversion des terres arables en prairies et extensification, maintien en culture de zones de déprise agricole,...) sur l'amélioration de la qualité des paysages. En particulier, l'entretien ou la création de haies, de bosquets, d'arbres isolés,... sont notés comme ayant un impact positif sur la structuration des paysages. Il s'agit en effet d'actions qui, même si elles concernent une très faible surface, ont un effet majeur sur le territoire. Parmi les effets sur le paysage mis en évidence au niveau de ces études, citons : l'accroissement de la diversité paysagère, le ralentissement de l'homogénéisation du paysage, la diversification du paysage dans les espaces de grandes cultures, le maintien d'une mosaïque de milieux,... (Oréade-Brèche, 2005).

Conclusions et perspectives

A travers ce travail, nous avons tenté d'approcher le concept de la « multifonctionnalité de l'agriculture », en se penchant sur l'une de ses composantes, l'élevage. Nous avons ainsi identifié les fonctions possibles de l'élevage lorsque celui-ci est lié au sol, et nous avons dressé les grandes lignes de chacune d'entre-elles. A l'issue de cette analyse, différents éléments peuvent être dégagés.

Avec pratiquement 50 % de SAU, la Région wallonne se présente comme une terre fortement façonnée et influencée par l'agriculture. Au sein des différentes productions agricoles wallonnes, c'est l'élevage bovin qui est en tête. Parmi ses multiples caractéristiques, nous retiendrons d'une part, que cet élevage est focalisé sur deux races fortement spécialisées : une race laitière, la Holstein, et une race viandeuse, la Blanc-Bleu Belge, et que d'autre part, il s'agit d'un système d'exploitation relativement extensif. En termes d'occupation du sol, les prairies permanentes occupent en Région wallonne une forte proportion de la SAU, mais elles ont néanmoins vu leur surface globale progressivement réduite au profit du maïs fourrager, du moins jusqu'au début des années 2000.

La fonction territoriale de l'élevage peut se décliner en trois volets : contribution à la préservation de la biodiversité, à la gestion de l'espace et à la gestion des paysages.

La préservation de la biodiversité par le biais de l'élevage peut s'envisager selon deux angles différents : elle touche d'une part la diversité biologique présente au sein des élevages, et d'autre part, les relations entre le pâturage et la biodiversité.

Concernant le premier point, il apparaît, à la lumière des chiffres relatifs aux effectifs d'animaux d'élevage présents en Région wallonne, que la spécialisation des exploitations a entraîné une uniformisation drastique des races détenues, avec, pour conséquences, un appauvrissement du patrimoine génétique agricole, et une contribution à l'homogénéisation et à l'uniformisation des paysages ruraux. Par le biais de la MAE 6 « races locales menacées », la Région wallonne tente de faire face à cette problématique. A l'heure actuelle, il semble cependant difficile de se prononcer quant aux potentialités de succès de cette méthode et aux probabilités de survie et de développement des races locales menacées. En effet, d'une part, peu d'études scientifiques sont disponibles pour évaluer l'impact de la MAE

sur les effectifs d'animaux, et d'autre part, il est vraisemblable que pour de nombreuses races, l'effort nécessaire dépasse largement le cadre de la MAE. En effet, aider financièrement les agriculteurs pour compenser le manque à gagner de races moins productives est une initiative positive, mais non suffisante. Encore faudrait-il aussi qu'il existe des filières de commercialisation adaptées à ce type de production, et, en arrière-fond, un support et une stratégie marketing ciblés, en vue de faire connaître ces produits aux consommateurs potentiels.

Une érosion alarmante de la biodiversité est en cours à l'échelle planétaire. Le milieu agricole wallon n'échappe pas à cette réalité : d'une part, au niveau de la diversité des espèces, on peut affirmer que de nombreuses espèces de faune et de flore sont menacées à des degrés divers, et d'autre part, au niveau de la diversité des écosystèmes, on assiste à une dégradation et/ou une homogénéisation de la plupart des habitats agricoles hébergeant ces espèces. Les deux grandes causes qui ont été identifiées comme responsables de ce déclin sont l'intensification de l'agriculture et l'abandon des terres agricoles. Concernant ce dernier point, il faut néanmoins nuancer l'analyse, puisque la réponse des différents groupes taxonomiques à l'abandon des terres, puis à leur recolonisation subséquente par les ligneux, peut varier. Il apparaît cependant que d'une façon générale, la perte d'un milieu ouvert dans des régions déjà fortement boisées constitue plutôt un facteur défavorable à la biodiversité, et que c'est l'hétérogénéité structurelle des habitats, à la fois dans le temps et l'espace, qui confère une biodiversité maximale. Dans ce contexte, un pâturage relativement extensif peut se présenter comme un outil de gestion efficace pour contrôler l'évolution de la végétation, et améliorer la biodiversité. Principalement par le biais de la défoliation sélective, les animaux au pâturage créent une hétérogénéité structurelle dans la couverture végétale, qui favorise la biodiversité de la flore et de la faune, du moins pour des pressions de pâturage intermédiaires. Soulignons néanmoins que de nombreux points nébuleux subsistent. Le management le plus approprié à tenir afin de favoriser la biodiversité des pâtures n'est par exemple pas encore tout à fait connu, et mériterait la réalisation d'études scientifiques rigoureuses, explorant la réponse des différentes communautés floristiques et faunistiques. En matière de conservation de la diversité biologique, il semble en effet que la plupart des recherches menées jusqu'à présent aient abordé cette problématique avec une focalisation sur la diversité floristique. Il est pourtant évident que seule une approche intégrée peut apporter une réponse quant à la nature des mesures à mettre à place. La constitution du réseau Natura 2000, de même que certaines MAE, sont des outils qui ont été développés pour essayer d'enrayer le déclin de la biodiversité. La part de SAU en zone Natura 2000 étant cependant assez restreinte en Région wallonne, c'est principalement sur les MAE que les enjeux reposent. Les MAE 2 « prairie naturelle », 7 « maintien de faibles charges en bétail », et 8 « prairie de haute valeur biologique », sont toutes associées aux pratiques de

l'élevage, et visent notamment la préservation et le développement de la biodiversité. L'efficacité de ces MAE fait cependant largement débat au sein du monde scientifique. Il semblerait en outre que la plupart des études réalisées souffre d'un manque de rigueur et présente une méthodologie inadéquate. Enfin, il est difficile d'évaluer l'efficacité d'une mesure lorsqu'aucun objectif précis et quantifié n'a préalablement été défini. A la lumière de ces différents éléments, il apparaît que la création de ces MAE constitue une mesure à priori intéressante en vue de sauvegarder la biodiversité. Cependant, il semble nécessaire de prévoir en parallèle la désignation d'objectifs précis, accompagnés de système d'évaluation adéquat.

A côté de son rôle par rapport à la biodiversité, le pâturage peut également contribuer à gérer l'espace. D'une part, il peut exercer un rôle dans la prévention des risques d'incendies, et d'autre part, il peut s'avérer utile dans la gestion de zones peu accessibles.

Différentes études ont ainsi montré l'intérêt du maintien du pâturage dans les régions méditerranéennes où les risques d'incendies sont importants, la défoliation exercée par les animaux permettant de réduire l'accumulation de biomasse, et donc de combustibles potentiels. Il faut néanmoins souligner qu'étant donné l'importance de la problématique des feux de forêts dans les régions du sud de l'Europe, il serait souhaitable de compléter ces études, afin de déterminer précisément le type de management le plus adéquat à mettre en œuvre (type d'animaux, charge en bétail,...).

Le pâturage est également apparu comme un outil de gestion pour des zones peu accessibles par d'autres moyens. Tel est ainsi le cas pour de nombreuses terres des zones montagneuses de l'Europe, caractérisées par de fortes pentes et/ou assez reculées et isolées au sein des massifs montagneux. Ce dernier point a permis de souligner l'importance des races animales locales, les mieux adaptées pour ce type de fonction. Ceci est également le cas pour des espaces plus proches de chez nous, notamment au niveau des coteaux secs de la vallée de la Meuse et de certains de ses affluents. Là également, il est apparu que le pâturage à l'aide d'animaux de races rustiques pouvait se présenter comme une technique de gestion intéressante, en vue de maintenir et/ou de restaurer les caractéristiques spécifiques de ces espaces, et, ainsi, de sauvegarder un certain patrimoine environnemental et culturel.

Enfin, le pâturage s'est aussi présenté comme un outil de gestion des paysages. Bien que la Région wallonne soit pourvue d'une forte diversité paysagère, une homogénéisation des paysages est actuellement à déplorer, de même qu'une perte des caractéristiques spécifiques de certains paysages de haute valeur. Ici encore, ce sont l'intensification de l'agriculture et l'abandon des terres agricoles qui sont à l'origine de cette profonde

modification. Dans ce contexte, l'élevage peut, d'une part, contribuer à maintenir le caractère ouvert des paysages *via* son impact sur la dynamique de la végétation, et d'autre part, constituer une source d'enrichissement du paysage, les animaux en tant que tels étant des éléments appartenant au paysage, et donc, contribuant directement à la qualité de celui-ci. La conservation et l'amélioration de la qualité des paysages sont des objectifs soutenus par les MAE. En lien avec l'élevage, les MAE 1 « éléments du réseau écologique et du paysage », 2 « prairie naturelle », 6 « races locales menacées », et 8 « prairie de haute valeur biologique » ont ainsi été identifiées comme des mesures à enjeu paysager. Bien que l'évaluation des paysages comprenne toujours une certaine part de subjectivité, à l'opposé des résultats relativement contradictoires des études relatives à l'impact des MAE sur la biodiversité, les premières études réalisées à l'échelle européenne semblent indiquer un impact positif des MAE sur la qualité des paysages, et surtout, la MAE 1.

A la lumière des différents points présentés dans le cadre de ce travail, une idée neuve et globale se dégage. Au sein du monde scientifique, mais aussi dans la société, nous assistons en effet à l'émergence d'un nouveau concept. La prairie n'est plus simplement considérée comme une ressource pour les productions animales, mais est de plus en plus perçue comme un agro-écosystème complexe, devant être géré à plusieurs niveaux, dans un contexte de multifonctionnalité. Au sein de ce nouveau tableau, le rôle de l'éleveur ne se limite plus seulement à la production, mais il s'élargit pour entrer dans une autre dimension, celle de la gestion des espaces naturels au sens large.

Bibliographie

- Ansary F., 2006. Les potentialités d'accueil de la vie sauvage : les milieux agricoles. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Adresse URL : http://environnement.wallonie.be/eew/rapportProblematique.aspx?id=FFH_01. Consulté le 25 mars 2008.
- Arrêté du Gouvernement wallon du 28 octobre 2004 relatif à l'octroi de subventions agri-environnementales. Moniteur belge du 29.12.2004, p. 86573-86626.
- Baur B., Cremene C., Groza G., Rakosy L., Schileyko A.A., Baur A., Stoll P., Erhardt A., 2006. Effects of abandonment of subalpine hay meadows on plant and invertebrate diversity in Transylvania, Romania. *Biological Conservation*, 132, 261-273.
- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D., 2003. Farmland biodiversity : is habitat heterogeneity the key ? *Trends in Ecology and Evolution*, 18, 182-188.
- Bernués A., Riedel J.L., Asensio M.A., Blanco M., Sanz A., Revilla R., Casassus I., 2005. An integrated approach to studying the role of grazing livestock systems in the conservation of rangelands in a protected natural park (Sierra de Guara, Spain). *Livestock Production Science*, 96, 75-85.
- Birdlife International, 2004. *Birds in the European Union : a status assessment*. Birdlife International : Wageningen, 50 p.
- Cairol D., Coudel E., Barthélémy D., Caron P., Cudlinova E., Zander P., Renting H., Sumelius J., Knickel K., 2005. Multifunctionality of agriculture and rural areas : from trade negotiations to contributing to sustainable development. New challenges for research, Report, EU Project MULTAGRI (6RFP Global Change and Ecosystems (Proposal/Contract no. 505297)).
- Casassus I., Bernués A., Sanz A., Villalba D., Riedel J.L., Revilla R., 2007. Vegetation dynamics in Mediterranean forest pastures as affected by beef cattle grazing. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 121, 365-370.
- Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2000. *Etat de l'Environnement Wallon 2000. L'environnement wallon à l'aube du XXIe siècle. Approche évolutive*. Ed. MRW – DGRNE. Adresse URL : <http://environnement.wallonie.be/eew2000/gen/framegen.htm>. Consulté le 24 février 2008.
- Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005. *Tableau de bord de l'environnement wallon 2005*. Ed. MRW – DGRNE, Namur, 160 p.

- Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007. Rapport analytique sur l'état de l'environnement wallon 2006-2007. Ed. MRW – DGNRE, Namur, 736 p.
- Chatellier V., Guyomard H., Le Bris K., 2003. La consommation de viande bovine dans le monde et dans l'Union européenne : évolutions récentes et perspectives. INRA Productions Animales, 16, 381-391.
- Commission européenne, Direction générale de l'Agriculture et du Développement Rural, 2006. Fact sheet. Politique de développement rural de l'Union européenne 2007-2013. Office des publications officielles des Communautés européennes : Luxembourg, 21 p.
- Conseil de l'Europe, 2000. Convention européenne du paysage. Série des traités européens – n°176. Florence, 20.X.2000.
- Décision du Conseil du 20 février 2006 relative aux orientations stratégiques de la Communauté pour le développement rural (période de programmation 2007-2013). Journal officiel de l'Union européenne L 55 du 25.2.2006, p. 20-29.
- Delescaille L.-M., 2005. La gestion des pelouses sèches en Région wallonne. Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement, 9, n°2. Adresse URL : <http://popups.ulg.ac.be/Base/document.php?id=1524>. Consulté le 18 avril 2008.
- Delescaille L.-M., Saintenoy-Simon J., 2006. L'érosion de la biodiversité : les plantes vasculaires. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Adresse URL : http://environnement.wallonie.be/eew/rapportProblematique.aspx?id=FFH_16. Consulté le 5 avril 2008.
- Delescaille L.-M., 2007. Les potentialités d'accueil de la vie sauvage : les pelouses sèches. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006 sur l'état de l'environnement wallon. Adresse URL : http://environnement.wallonie.be/eew/rapportProblematique.aspx?id=FFH_01. Consulté le 18 avril 2008.
- Delmotte C., 2007. L'élevage ovin au service de la biodiversité : l'exemple des pelouses sèches. Les Nouvelles de l'Eté, 3^e trimestre 2007, 24-25.
- Direction générale Statistique et Information économique, 1999. Recensement agricole et horticole au 15 mai 1999 – résultats définitifs. Adresse URL : http://statbel.fgov.be/port/agr_fr.asp. Consulté le 12 février 2008.
- Direction générale Statistique et Information économique, 2004. Agriculture. Recensement agricole 2001. Sonck : Bruxelles, 226 p.
- Direction générale Statistique et Information économique, 2006a. Agriculture. Recensement agricole 2005. Demeester : Bruxelles, 244 p.

- Direction générale Statistique et Information économique, 2006b. Recensement agricole au 1^{er} mai 2006. Manuel du recensement. Adresse URL ; http://statbel.fgov.be/surveys/ac/man_fr.pdf. Consulté le 13 février 2008.
- Directive 79/409/CEE du Conseil du 2 avril 1979 concernant la conservation des oiseaux sauvages. Journal officiel des Communautés européennes L 103 du 25.04.1979, p. 1-18.
- Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages. Journal officiel des Communautés européennes L 206 du 22.07.1992, p. 7-50.
- Dogot T., Lebailly P., 2008. L'agriculture multifonctionnelle en Région wallonne : mythe et réalité. Les Nouvelles de l'Hiver, 1^{er} trimestre 2008, 30-35.
- Donald P.F., Green R.E., Heath M.F., 2001. Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. Proceedings of the Royal Society B, 268, 25-29.
- Droeven E., Feltz C., Kummert M., 2004. Les territoires paysagers de Wallonie. Etudes et Documents, Conférence Permanente du Développement Territorial, 4. Ministère de la Région wallonne : Namur, 74 p.
- FAO, 2006. Livestock's long shadow - environmental issues and options. FAO : Rome, 390 p.
- FAO, 2008. Statistiques sur les terres. Prés et pâturages permanents. Adresse URL : <http://faostat.fao.org/site/377/DesktopDefault.aspx?PageID=377>. Consulté le 22 mars 2008.
- Fédération Interprofessionnelle Caprine et Ovine Wallonne, 2005. Produire de l'agneau en Wallonie : un choix opportun. Adresse URL : <http://www.ficow.be/ficow/website/modules.php?name=Content&pa=showpage&pid=24>. Consulté le 15 mars 2008.
- Fichet V., 2006. L'érosion de la biodiversité : les papillons de jour. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Adresse URL : http://environnement.wallonie.be/eew/rapportProblematique.aspx?id=FFH_13. Consulté le 5 avril 2008.
- Fondell T.F., Ball I.J., 2004. Density and success of bird nests relative to grazing on western Montana grasslands. Biological Conservation, 117, 203-213.
- Gaston K.J., Fuller R.A., 2007. Biodiversity and extinction : losing the common and the widespread. Progress in Physical Geography, 31, 213-225.
- Gathoye J.-L., Terneus A., 2006. Cahiers "Natura 2000". Habitats de l'Annexe I de la Directive Habitats présents en Wallonie. Version 3 provisoire. Centre de Recherche de la Nature, des Forêts et du Bois : 580 p.

- Gibon A., 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science*, 96, 11-31.
- Godin M.-C., 2007. L'approche par listes rouges : les grands principes. Dossier méthodologique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Adresse URL : http://environnement.wallonie.be/eew/rapportProblematique.aspx?id=FFH_08. Consulté le 29 mars 2008.
- Gouvernement wallon, 2004. Arrêté du Gouvernement wallon du 28 octobre 2004 relatif à l'octroi de subventions agri-environnementales. *Moniteur belge* du 29.12.2004, p. 86573-86590.
- Gouvernement wallon, 2007. Programme wallon de Développement rural 2007-2013. Adresse URL : http://agriculture.wallonie.be/apps/spip_wolwin/IMG/pdf/PDR-2007-2013.pdf. Consulté le 28 janvier 2008.
- Guyomard H., Butault J.-P., Le Mouél C., 2004. Soutien interne, fonctions non-marchandes et multifonctionnalité de l'agriculture. *Les Cahiers de la Multifonctionnalité*, 4, 9-24.
- Hadjigeorgiou I., Osoro K., Fragoso de Almeida J.P., Molle G., 2005. Southern European grazing lands : production, environmental and landscape management aspects. *Livestock Production Science*, 96, 51-59.
- Herben T., Huber-Sannwald E., 2002. Effect of management on species richness of grasslands : sward-scale processes lead to large-scale patterns. In : Durand J.-L., Emile J.-C., Huyghe C., Lemaire G. (Eds.), *Multi-function grasslands. Quality forages, animal products and landscapes*. Proceedings of the 19th General Meeting of the European Grassland Federation, La Rochelle, 27-30 May 2002. Association Française pour la Production Fourragère : Versailles, 635-643.
- Institut National de la Statistique et des Etudes Economiques, 2000. Agreste - Recensement agricole 2000. Adresse URL : <http://www.insee.fr/fr/ffc/detail.asp?theme=10>. Consulté le 2 mai 2008.
- IUCN, 2008. 2007 IUCN Red List of Threatened Species. Adresse URL : <http://www.iucnredlist.org/>. Consulté le 24 mars 2008.
- Jancovici J.-M., 2001. La planète entière pourrait-elle manger bio ? Adresse URL : http://www.manicore.com/documentation/manger_bio.html. Consulté le 2 mars 2008.
- Kleijn D., Berendse F., Smit R., Gilissen N., 2001. Agri-environment schemes do not effectively protect biodiversity in Dutch agricultural landscapes. *Nature*, 413, 723-725.
- Kleijn D., Sutherland W.J., 2003. How effective are European agri-environment schemes in conserving and promoting biodiversity ? *Journal of Applied Ecology*, 40, 947-969.
- Kleijn D., Baquero R.A., Clough Y., Diaz M., De Esteban J., Fernandez F., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Johl R., Knop E., Kruess A., Marshall E.J.P., Steffan-Dewenter

- I., Tschardt T., Verhulst J., West T.M., Yela J.L., 2006. Mixed biodiversity benefits of agri-environment schemes in five European countries. *Ecology Letters*, 9, 243-254.
- Kramer K., Groen T.A., van Wieren S.E., 2003. The interacting effects of ungulates and fire on forest dynamics : an analysis using the model FORSPACE. *Forest Ecology and Management*, 181, 205-222.
- Lamotte S., 2006. L'érosion de la biodiversité : les mammifères *partim* « chauves-souris ». Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006 sur l'état de l'environnement wallon. Adresse URL : http://environnement.wallonie.be/eew/rapportProblematique.aspx?id=FFH_07. Consulté le 29 mars 2008.
- Le Roi A., Walot T., Thirion M., Mulders C., 2006. Méthodes agri-environnementales. Où en sommes-nous ? *Les Nouvelles de l'Automne*, 4^e trimestre 2006, 10-27.
- Leteinturier B., Tychon B., Oger R., 2007. Diagnostic agronomique et agro-environnemental des successions culturales en Wallonie (Belgique). *Biotechnologie, Agronomie, Société et Environnement*, 11, 27-38.
- Libois R., 2006. L'érosion de la biodiversité : les mammifères *partim* « les mammifères non volants ». Dossier scientifique réalisé dans le cadre du Rapport analytique 2006 sur l'état de l'environnement wallon. Adresse URL : http://environnement.wallonie.be/eew/rapportProblematique.aspx?id=FFH_07. Consulté le 29 mars 2008.
- Luoto M., Pykala J., Kuussaari M., 2003. Decline of landscape-scale habitat and species diversity after the end of cattle grazing. *Journal for Nature Conservation*, 11, 171-178.
- MacDonald D., Crabtree J.R., Wiesinger G., Dax T., Stamou N., Fleury P., Gutierrez Lazpita J., Gibon A., 2000. Agricultural abandonment in mountain areas of Europe : environmental consequences and policy response. *Journal of Environmental Management*, 59, 47-69.
- Maes D., Van Dyck H., 2001. Butterfly diversity loss in Flanders (north Belgium) : Europe's worst case scenario ? *Biological Conservation*, 99, 263-276.
- van Mansvelt J.D., Stobbelaar D.J., Hendriks K., 1998. Comparison of landscape features in organic and conventional farming systems. *Landscape and Urban Planning*, 41, 209-227.
- Marsin J.-M., 2006. Le secteur de l'agriculture en Région wallonne. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'Etat de l'Environnement wallon. Adresse URL : http://environnement.wallonie.be/eew/downfile.aspx?dwn=dossier_AGR_Marsin.pdf&dir=rap_dsci. Consulté le 22 décembre 2007.
- McLaughlin A., Mineau P., 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 55, 201-212.

- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystem and human well-being : biodiversity synthesis. World Resources Institute : Washington, 86 p.
- Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, 2007. Programme de Développement Rural Hexagonal 2007-2013. Tome 4 : Annexe 2 (Dispositions spécifiques à la mesure 214). Adresse URL : http://agriculture.gouv.fr/sections/thematiques/europe-international/la-programmation-de-developpement-rural-2007-2013/la-programmation-francaise-de-developpement-rural/downloadFile/FichierAttache_5_f0/pdrh_tome4.pdf?nocache=1199433620.73. Consulté le 2 mai 2008.
- Moreira F., Rego F.C., Ferreira P.G., 2001. Temporal (1958-1995) pattern of change in a cultural landscape of northwestern Portugal : implications for fire occurrence. *Landscape Ecology*, 16, 557-567.
- Mundler P., 2002. La multifonctionnalité de l'agriculture. Une nouvelle façon d'appréhender le rôle de l'agriculture dans l'espace rural ? *Economie et Humanisme*, 362. Disponible à l'adresse : http://publication.isara.fr/IMG/pdf/multifonctionnalite_de_l_agriculture_et_developpement_rural.pdf.
- Nautiyal S., Kaechele H., 2007. Adverse impacts of pasture abandonment in Himalayan protected areas : testing the efficiency of a Natural Resource Management Plan (NRMP). *Environmental Impact Assessment Review*, 27, 109-125.
- Nicks B., 1995. *Ethnographie des animaux domestiques*. Librairie des Sciences : Namur, 167 p.
- Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2002. Système d'Informations sur la Biodiversité en Wallonie. Sites. Documents disponibles concernant le réseau Natura 2000. Liste des habitats présents dans la zone continentale. Adresse URL : <http://biodiversite.wallonie.be/sites/natura2000/habitatliste.html>. Consulté le 7 avril 2008.
- Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2005. Système d'Informations sur la Biodiversité en Wallonie. Habitats. WALEUNIS : Typologie EUNIS des formations végétales de Wallonie. Adresse URL : <http://biodiversite.wallonie.be/habitats/waleunis/home.html>. Consulté le 6 avril 2008.
- Observatoire de la Faune, de la Flore et des Habitats, 2008. Système d'Informations sur la Biodiversité en Wallonie. Sites. Programme « Inventaire des Sites de Grand Intérêt Biologique ». Adresse URL : http://biodiversite.wallonie.be/sites/sgib_txt.html. Consulté le 9 avril 2008.
- OCDE, 1998. L'Agriculture dans un monde en mutation: quelles politiques pour demain ? Réunion du Comité de l'Agriculture au niveau des ministres, Communiqué de presse, Paris, 5-6 mars.

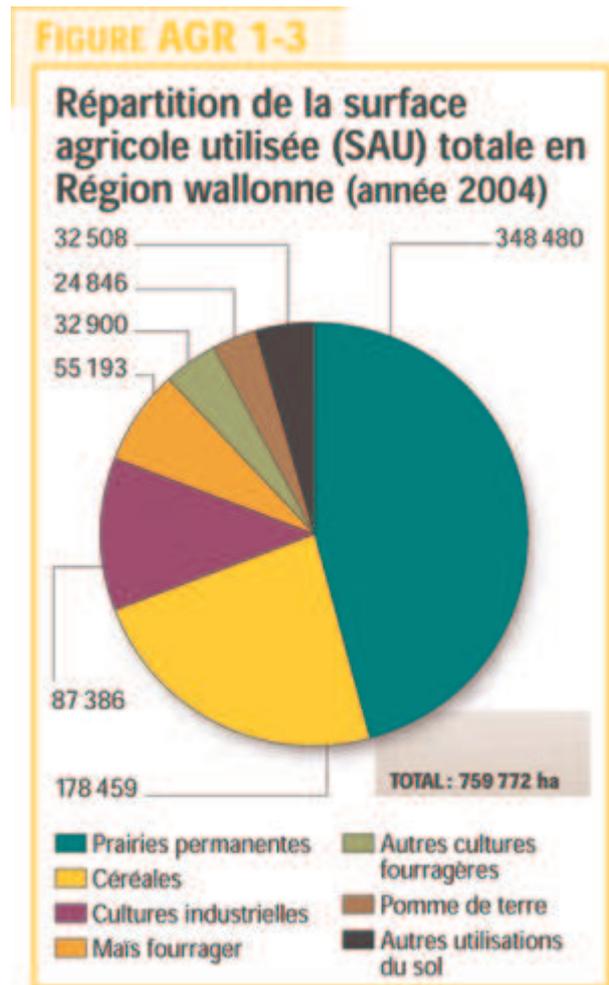
- OCDE, 2000. Multifonctionnalité : élaboration d'un cadre analytique. Organisation de Coopération et de Développement Economique, Paris, 199 p.
- Oréade-Brèche, 2005. Evaluation des mesures agro-environnementales. Rapport final. Disponible à l'adresse URL : <http://ec.europa.eu/agriculture/eval/reports/measure/fulltext.pdf>. Consulté le 28 mars 2008.
- Owens R.A., Myres M.T., 1973. Effects of agriculture upon populations of native passerine birds of an Alberta fescue grassland. *Canadian Journal of Zoology*, 51, 697-713.
- Parlement européen, 1998. Résolution sur la révision de la politique agricole commune (AGENDA 2000 – première partie, chapitre III) (COM(97)2000 C4-0522/97). *Journal officiel des Communautés européennes* C 210 du 06.07.1998, p. 180-188.
- Peach W.J., Lovett L.J., Wotton S.R., Jeffs C., 2001. Countryside stewardship delivers ciril buntings (*Emberiza cirilus*) in Devon, UK. *Biological Conservation*, 101, 361-373.
- Pervanchon F., Blouet A., 2002. Lexique des qualificatifs de l'agriculture. *Le Courrier de l'Environnement*, 45, 117-137.
- 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 de doctorat de l'Institut Polytechnique de Lorraine, 383 p.
- Règlement (CEE) n° 797/85 du Conseil du 12 mars 1985 concernant l'amélioration de l'efficacité des structures de l'agriculture. *Journal officiel des Communautés européennes* L 93 du 30.03.1985, p. 1-18.
- Règlement (CEE) n° 2078/92 du Conseil du 30 juin 1992 concernant des méthodes de production agricole compatibles avec les exigences de la protection de l'environnement ainsi que l'entretien de l'espace naturel. *Journal officiel des Communautés européennes* L 215 du 30.07.1992, p. 85-90.
- Règlement (CE) n° 1257/1999 du Conseil du 17 mai 1999 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen d'orientation et de garantie agricole (FEOGA) et modifiant et abrogeant certains règlements. *Journal officiel des Communautés européennes* L 160 du 26.06.1999, p. 80-102.
- Règlement (CE) n° 1259/1999 du Conseil du 17 mai 1999 établissant des règles communes pour les régimes de soutien direct dans le cadre de la politique agricole commune. *Journal officiel des Communautés européennes* L 160 du 26.06.1999, p. 113-118.
- Règlement (CE) n° 1782/2003 du Conseil du 29 septembre 2003 établissant des règles communes pour les régimes de soutien direct dans le cadre de la politique agricole commune et établissant certains régimes de soutien en faveur des agriculteurs et modifiant les règlements (CEE) n°2019/93, (CE) n° 1452/2001, (CE) n°1453/2001, (CE) n° 1454/2001, (CE) n° 1868/94, (CE) n° 1251/1999, (CE) n° 1254/1999, (CE) n°

- 1673/2000, (CEE) n° 2358/71 et (CE) n° 2529/2001. Journal officiel de l'Union européenne L 270 du 21.10.2003, p. 1-69.
- Règlement (CE) n° 1698/2005 du Conseil du 20 septembre 2005 concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader). Journal officiel de l'Union européenne L 277 du 21.10.2005, p. 1-40.
- Règlement (CE) n° 1974/2006 de la Commission du 15 décembre 2006 portant modalités d'application du règlement (CE) n° 1698/2005 du Conseil concernant le soutien au développement rural par le Fonds européen agricole pour le développement rural (Feader). Journal officiel de l'Union européenne L 368 du 23.12.2006, p. 15-73.
- Rook A.J., Tallowin J.R.B., 2003. Grazing and pasture management for biodiversity. *Animal Research*, 52, 181-189.
- Rook A.J., Dumont B., Isselstein J., Osoro K., WallisDe Vries M.F., Parente G., Mills J., 2004. Matching type of livestock to desired biodiversity outcomes in pastures – a review. *Biological Conservation*, 119, 137-150.
- Rossing W.A.H., Zander P., Josien E., Groot J.C.J., Meyer B.C., Knierim A., 2007. Integrative modelling approaches for analysis of impact of multifunctional agriculture : a review for France, Germany and The Netherlands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120, 41-57.
- Rouxhet S., Halford M., Goret T., Walot T., Le Roi A., Thirion M., Mulders C., 2007. Programme agri-environnemental en Région wallonne. *Vade-mecum* relatif à l'avis technique dans le cadre du programme agri-environnemental. Méthode 8 – prairie de haute valeur biologique. Direction de l'Espace Rural, GIREA, ACREA, 69 p.
- Samraus H.H., 1994. Guide des animaux d'élevage. Eugen Ulmer : Paris, 304 p.
- Stuart Chapin III F., Zavaleta E.S., Eviner V.T., Naylor R.L., Vitousek P.M., Reynolds H.L., Hooper D.U., Lavorel S., Sala O.E., Hobbie S.E., Mack M.C., Diaz S., 2000. Consequences of changing biodiversity. *Nature*, 405, 234-242.
- Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R., Schindler D., Schlesinger W.H., Simberloff D., Swackhamer D., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. *Science*, 292, 281-284.
- Traité instituant la Communauté économique européenne, 1957. Adresse URL: <http://eur-lex.europa.eu/fr/treaties/dat/11957E/tif/11957E.html>. Consulté le 22 décembre 2007.
- Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8, 857-874.
- UNCED (United Nations Conference on Environment and Development), 1992. Agenda 21 — an action plan for the next century. United Nations Conference on Environment and Development, New York.

- Valderrabano J., Torrano L., 2000. The potential for using goats to control *Genista scorpius* shrubs in European black pine stands. *Forest Ecology and Management*, 126, 377-383.
- Van Den Maegdenbergh S., Massart S., Hanut B., Nuyts J., Feremans N., Marsin J.-M., Otten F., Vanrompay D., Gengler N., Baret P., 2004. Rapport national à la FAO. Les ressources génétiques des animaux d'élevage en Belgique. 58 p.
- Vandenberghe C., Bontemps P.Y., Marcoen J.M., 2006. Le programme de gestion durable de l'azote en Région wallonne (premier programme d'action, période 2002-2006). Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'Etat de l'Environnement wallon. Adresse URL : <http://environnement.wallonie.be/eew/rapportProblematique.aspx?id=AGR>. Consulté le 23 avril 2008.
- Vanslebrouck I. & Van Huylenbroeck G., 2005. Landscape Amenities : Economic Assessment of Agricultural Landscapes. Springer : Dordrecht, 218 p.
- Wall R., Strong L., 1987. Environmental consequences of treating cattle with the antiparasitic drug ivermectin. *Nature*, 327, 418-421.
- WallisDe Vries M.F., Poschlod P., Willems J.H., 2002. Challenges for the conservation of calcareous grasslands in northwestern Europe : integrating the requirements of flora and fauna. *Biological Conservation*, 104, 265-273.
- Zander P., Knierim A., Groot J.C.J., Rossing W.A.H., 2007. Multifunctionality of agriculture: tools and methods for impact assessment and valuation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 120, 1-4.

Figures

Figure 1 : Répartition de la surface agricole utilisée (SAU) totale en Région wallonne (année 2004) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)



Source: INS (Recensements agricoles et horticoles annuels)

Figure 2 : Evolution (%) entre 1990 et 2004 des superficies allouées aux principales cultures agricoles en Région wallonne (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

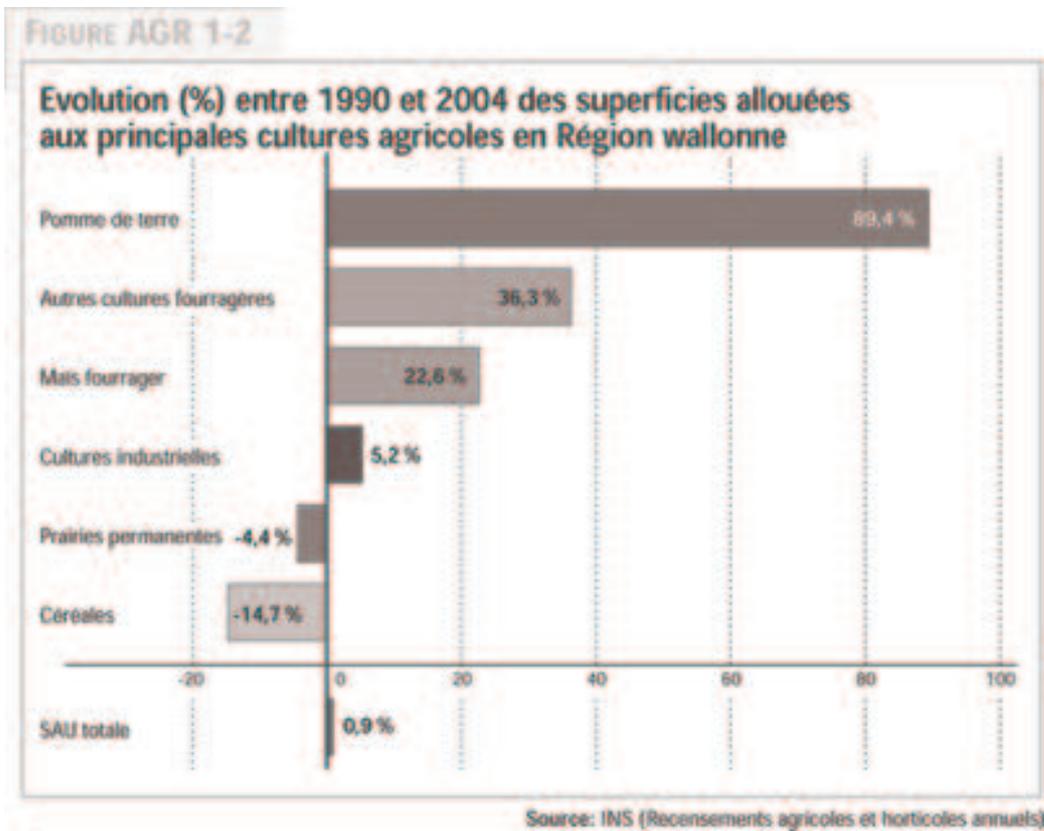


Figure 3 : Evolution de la superficie (km²) allouée aux prairies permanentes entre 1990 et 2005 en Région wallonne (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

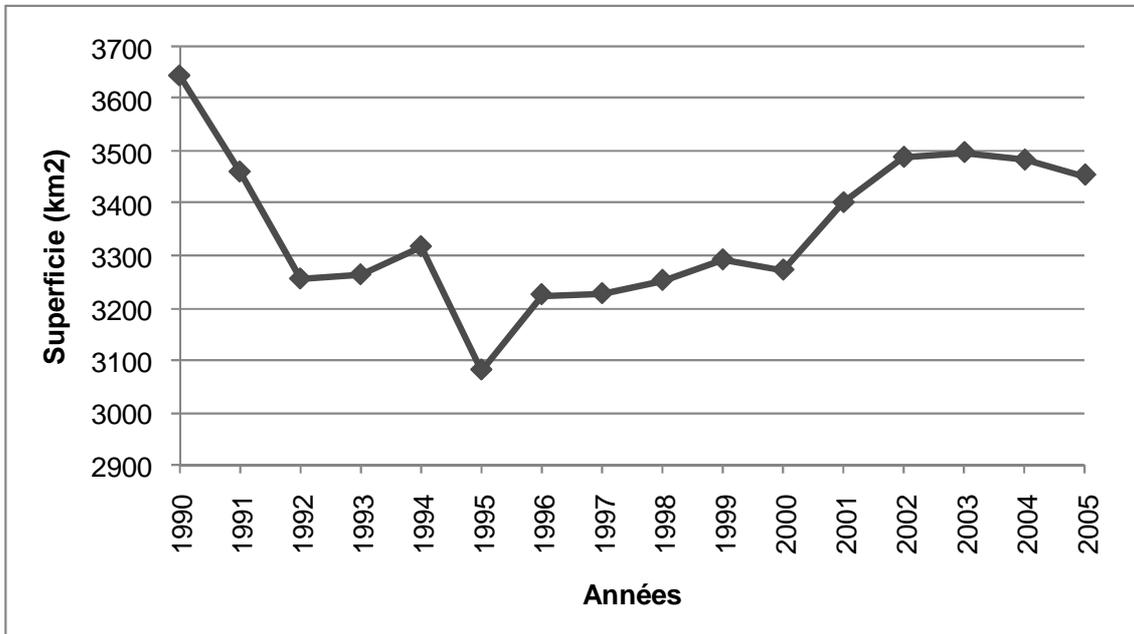


Figure 4 : Evolution de la superficie (km²) allouée à la culture du maïs fourrager entre 1990 et 2005 en Région wallonne (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

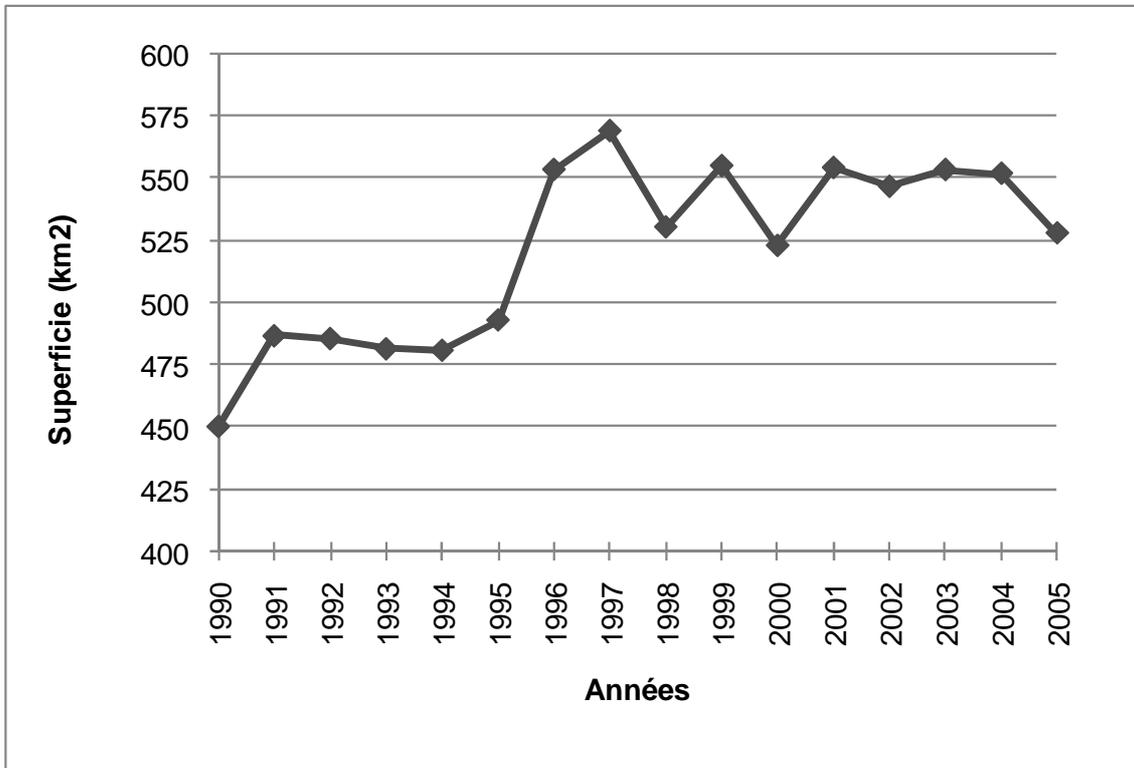


Figure 5 : Evolution comparée des superficies allouées aux prairies et à la culture du maïs entre 1985 et 2005 en Région wallonne (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007)

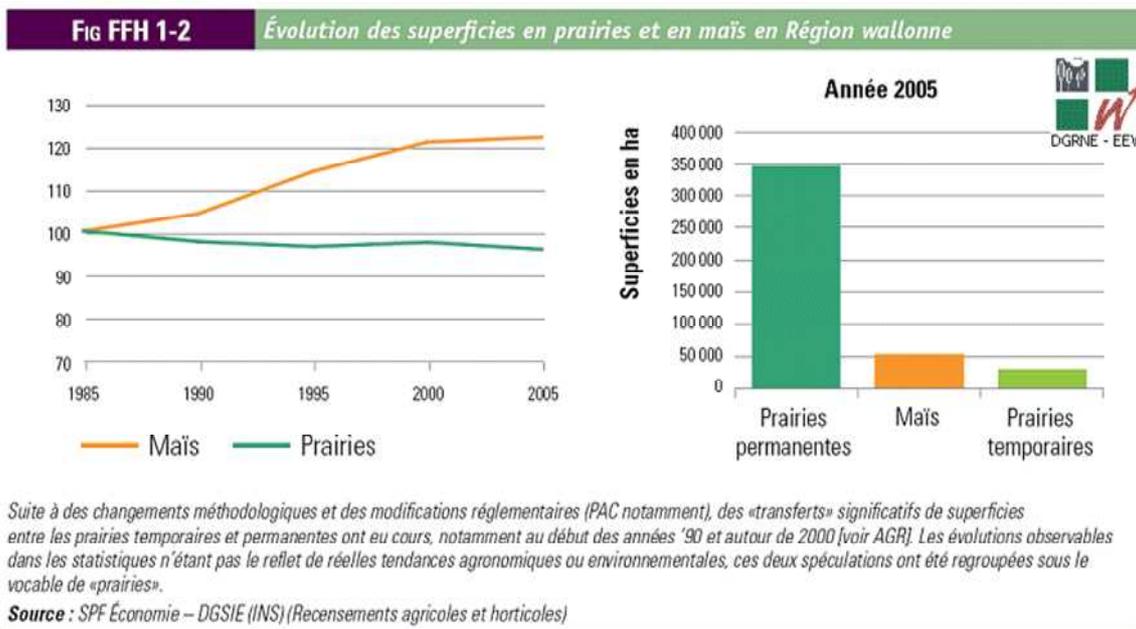
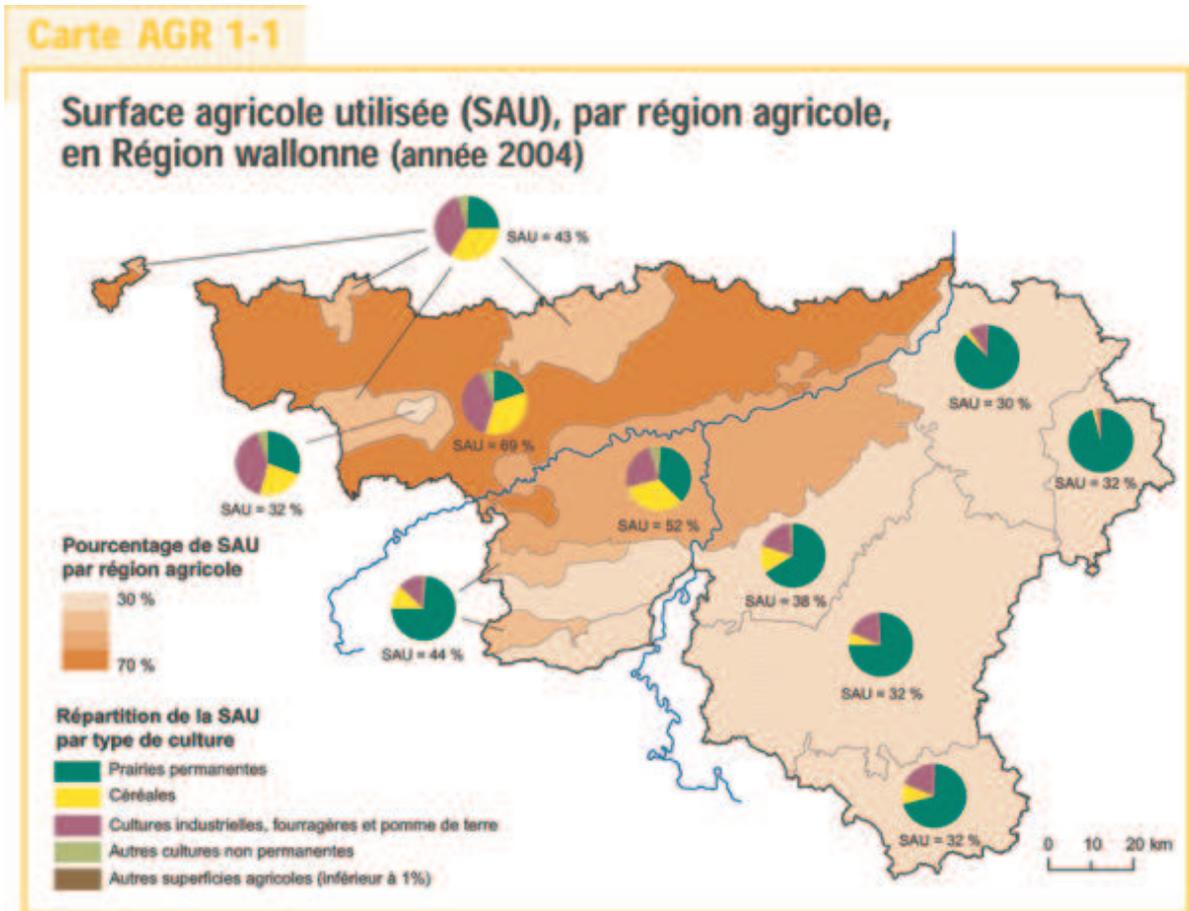


Figure 6 : Régions agricoles en Région wallonne (Gouvernement wallon, 2007)



Figure 7 : Surface agricole utilisée (SAU), par région agricole, en Région wallonne (année 2004) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)



Sources : INS (Recensement agricole et horticole) ; MRW - DGA

Figure 8 : Evolution de la charge en bétail (exprimée en nombre d'animaux en Unités de Gros Bétail par hectare de superficie fourragère) en Région wallonne entre 1987 et 1999 (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2000)

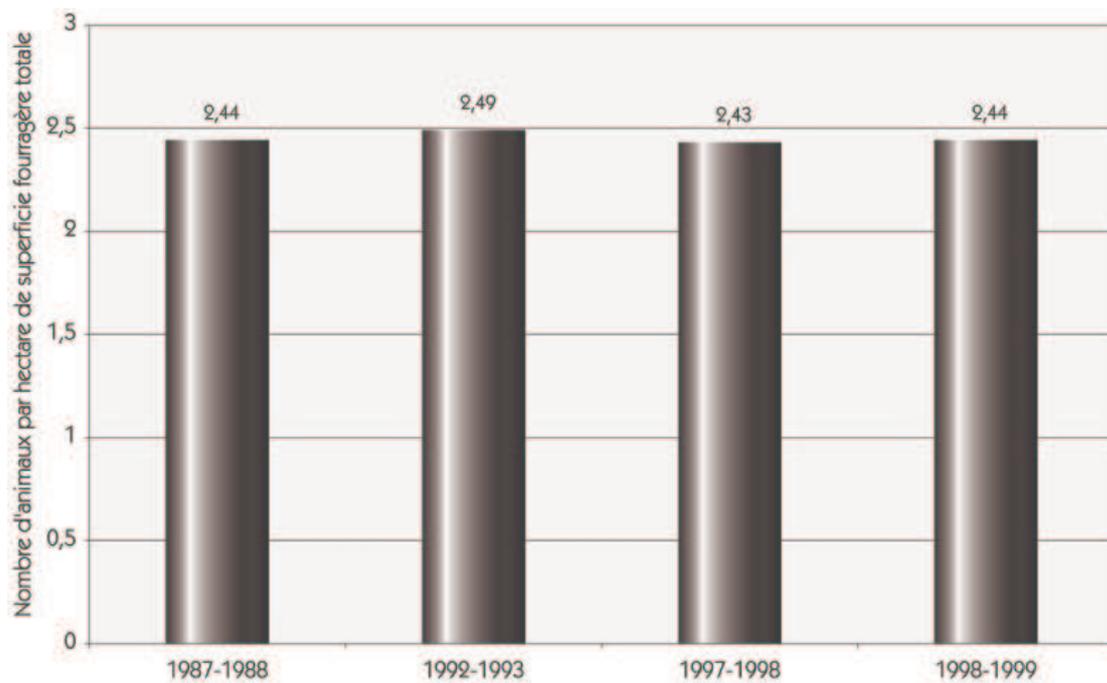
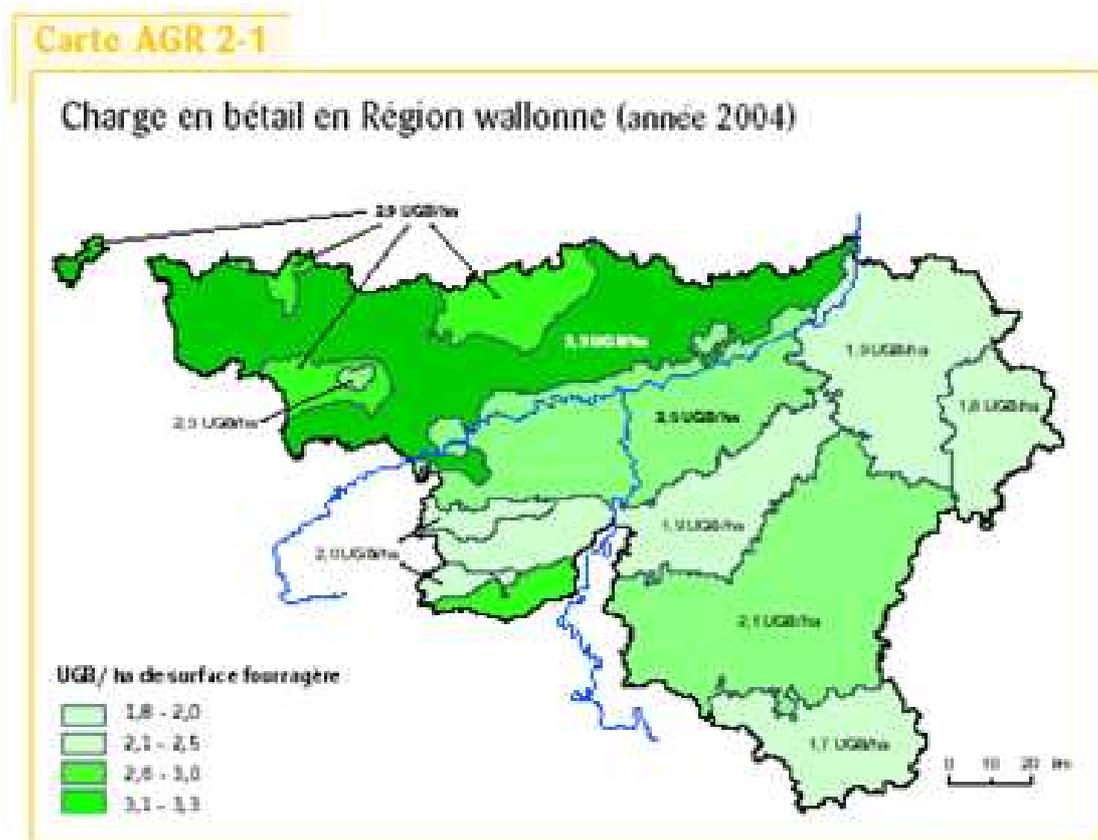


Figure 9 : Charge en bétail (exprimée en nombre d'animaux en Unités de Gros Bétail (UGB) par hectare de surface fourragère) en Région wallonne (année 2004) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)



Sources : IHS (Recensement agricole et horticole) ; MRW - DGA

Figure 10 : Charge en bétail (exprimée en nombre d'animaux en Unités de Gros Bétail par hectare de superficie fourragère) en Région wallonne, Région flamande et Belgique (année 1998-1999) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2000)

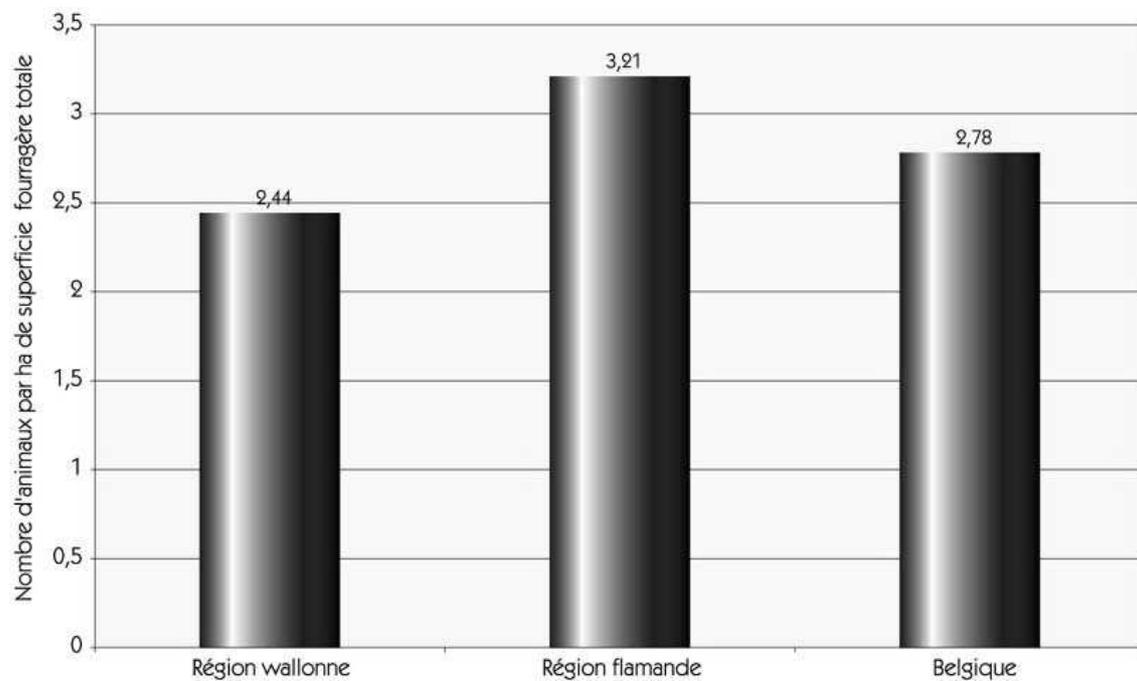


Figure 11 : Evolution de la consommation individuelle annuelle de viandes (kg/an) dans l'Union européenne de 1970 à 2002 (Chatellier *et al.*, 2003)

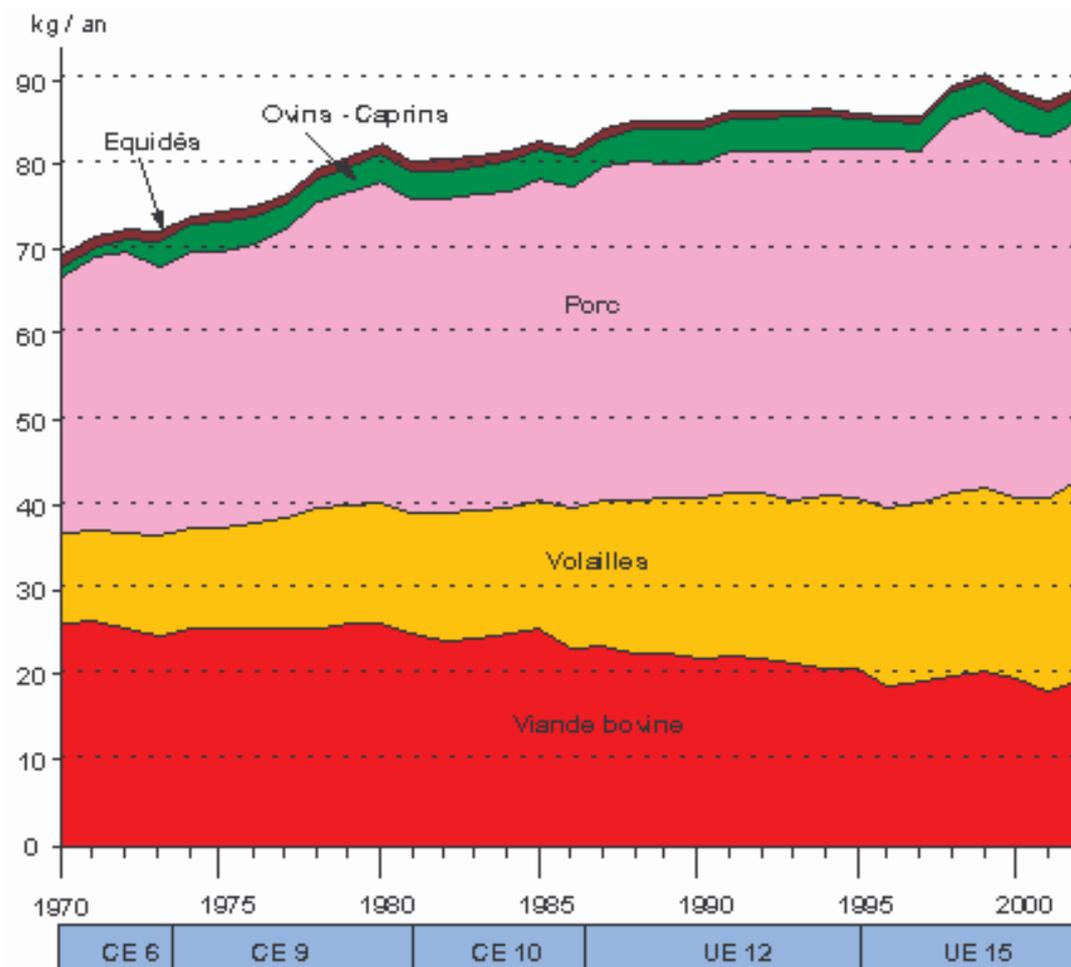


Figure 12 : Evolution au cours du temps de la mise en œuvre de la mesure agri-environnementale 6 — détention d’animaux de races locales menacées — en Région wallonne, en nombre d’animaux de races locales menacées (en Unités de Gros Bétail) (Cellule Etat de l’Environnement wallon, 2007)

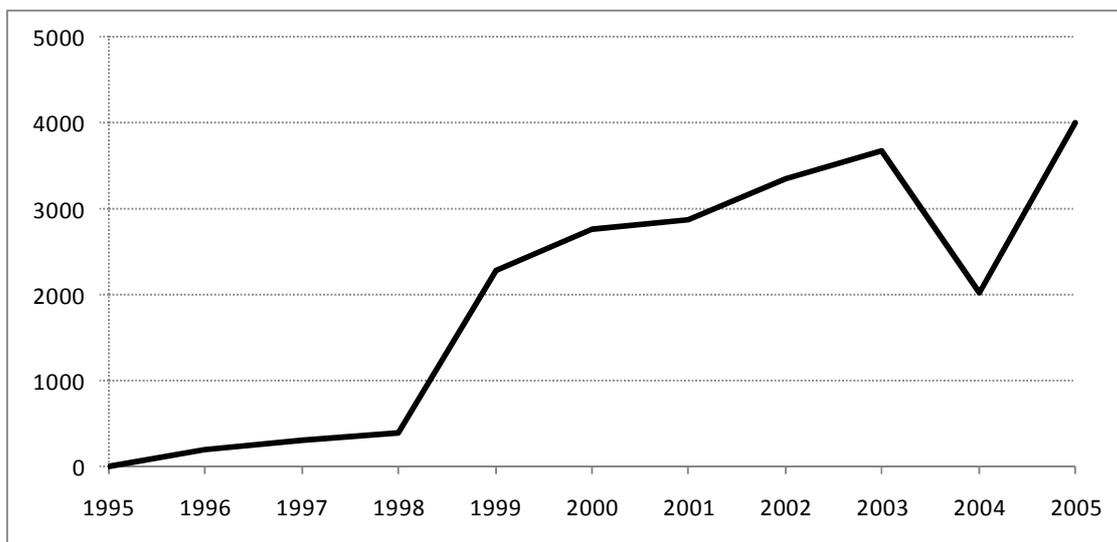


Figure 13 : Typologie des prairies les plus rencontrées en Région wallonne (Rouxhet *et al.*, 2007)

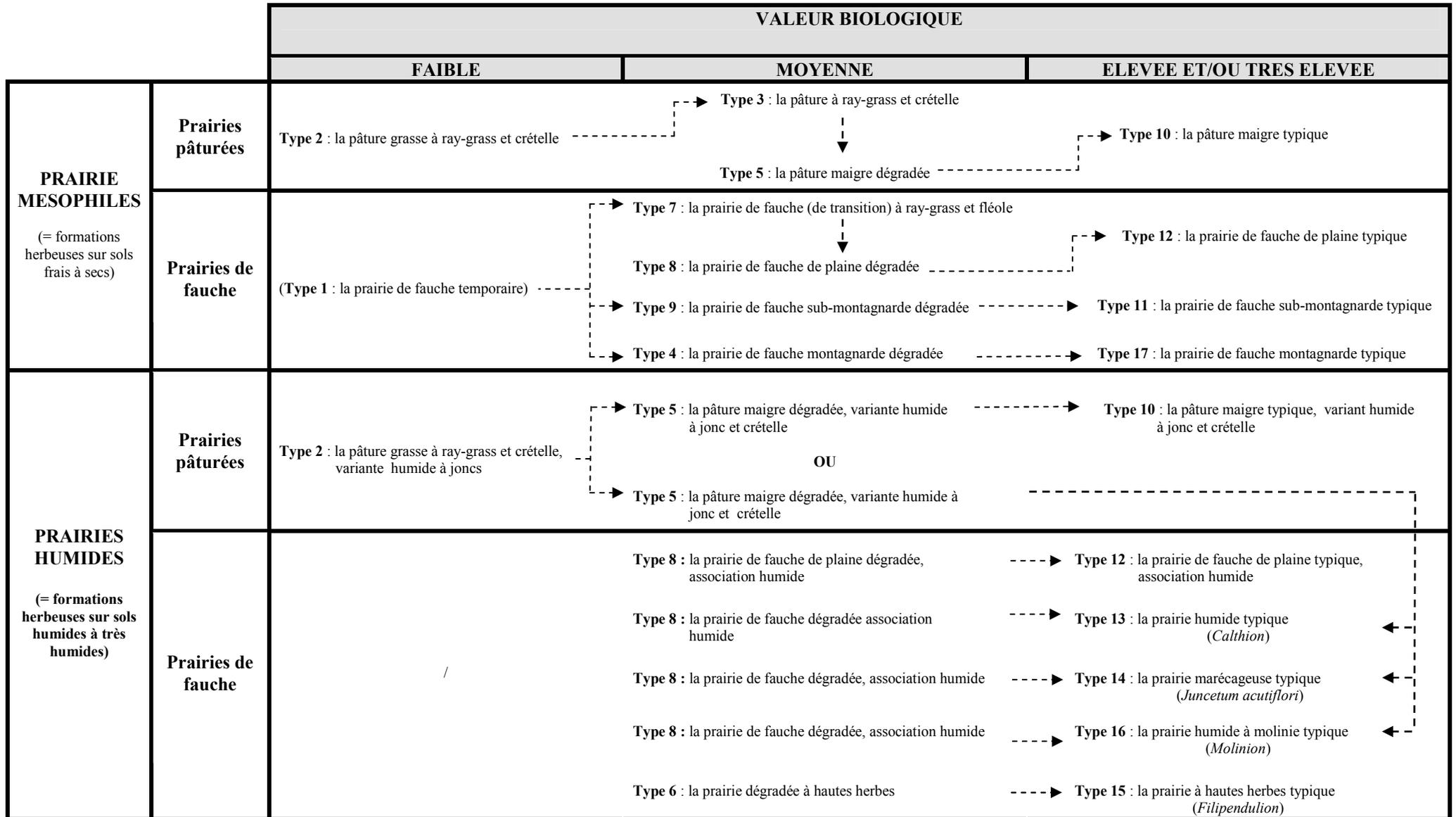
	Typologie des prairies	Code EUNIS	Code N2000
VALEUR BIOLOGIQUE FAIBLE	<p>1. Prairie de fauche temporaire : prairie très intensive, pauvre en espèces, fortement fertilisée, avec dominance de quelques espèces à haut rendement telles que le ray-grass (+ hybrides), la fléole, le trèfle des prés avec présence d'espèces nitrophiles et de quelques messicoles.</p>	la	/
	<p>2. Pâture grasse à ray-grass et crénelle (le <i>Lolio-Cynosuretum</i>) : pâture grasse typique, fortement fertilisée, pauvre en espèces, avec dominance des espèces diagnostiques de l'association, des espèces généralistes des prairies et faible présence (voir absence) des espèces des pâtures maigres.</p> <p>Une variante humide (<i>Junco-Lolietum</i>) avec quelques touffes de joncs peut être observée, mais l'extension des joncs reste toujours assez limitée.</p>	E2.11a	/
VALEUR BIOLOGIQUE MOYENNE	<p>3. Pâture à ray-grass et crénelle (le <i>Lolio-Cynosuretum</i>) : pâture moyennement fertilisée avec dominance espèces généralistes des prairies et présence un peu plus marquée des espèces des pâtures maigres. Cette prairie peut dériver du type 2 suite à une gestion moins intensive (arrêt de la fertilisation, diminution de la charge en bétail). C'est une forme moins fertilisée du type 2.</p> <p>Une variante humide (<i>Junco-Lolietum</i>) avec quelques touffes de joncs peut être aussi observée, mais l'extension des joncs peut être nettement plus importante.</p>	E2.11a E2.11b	- /
	<p>4. Prairies de fauche <u>montagnardes dégradées</u> (le <i>Polygono-Trisetion</i>), avec assez peu d'espèces diagnostiques des prairies montagnardes, dominance des espèces généralistes des prairies et présence assez importante des espèces diagnostiques des prairies pâturées.</p> <p>Il existe deux associations : (1) une association à fenouil des Alpes (le <i>Meo-Festucetum</i> ou <i>Meo-Trisetum</i>) ; (2) une association à géranium des bois (le <i>Geranio-Trisetum</i>). Ces prairies sont des formes dégradées du type 17.</p>	E2.3	(6520)
	<p>5. Pâtures maigres dégradées, moyennement fertilisées, avec peu d'espèces diagnostiques de l'association ; dominance des espèces généralistes des prairies et présence marquée des espèces des pâtures fertilisées (type 2 ou 3). Suivant l'acidité du sol, deux associations différentes peuvent être observées : (1) une association acidophile à féтуque et crénelle, plutôt ardennaise (le <i>Festuco-Cynosuretum</i>) ; (2) une association neutrocline à calcicole à gaillet jaune et trèfle blanc (le <i>Galio-Trifolietum</i>), située en Fagne-Famenne, Condroz et en Gaume. Ces prairies sont des formes dégradées du type 10.</p> <p>Pour chacune de ces associations, il existe une variante humide à jonc et crénelle (le <i>Junco-Cynosuretum</i>), avec dominance des joncs et de quelques espèces généralistes des prairies humides. En cas de dégradation par pâturage, les formes dégradées du <i>Calthion</i> (type 13), du <i>Juncion acutiflori</i> (type 14) et du <i>Molinion</i> (type 16), peuvent également s'apparenter au <i>Junco-Cynosuretum</i>, qui se distinguent alors par la présence relictuelle des espèces de ces trois groupements.</p>	E2.11b	/
	<p>6. Prairies à hautes herbes hygrophiles : mégaphorbiaies dégradées (« banale ») et assez eutrophisées (le <i>Convolvulion</i>), alluviale ou non, généralement pauvre en espèces végétales et/ou avec quelques espèces hydrophiles envahissantes. (p. ex : reine des prés, angélique, joncs, baldingère). Dominance des espèces généralistes des prairies humides.</p> <p>Ces mégaphorbiaies comprennent plusieurs groupements végétaux, comme par exemple les massifs à baldingère et reine des prés, la mégaphorbiaie nitrophile à ortie et liseron des haies, la prairie abandonnée à reine des prés et, éventuellement, la mégaphorbiaie à angélique. Ce sont des formes dégradées du type 15, avec peu d'espèces diagnostiques de l'alliance (<i>Filipendulion</i>) et abondance d'espèces généralistes des prairies.</p>	E5.421 E5.412	(6430)

	<p>7. Prairie de fauche à ray-grass et fléole : prairie de transition entre différents types (type 1 – types 8 et 12) : présence significative de la fléole, du trèfle des prés et du ray-grass ; présence faible des autres espèces des prairies de fauche et dominance des espèces généralistes des prairies.</p> <p>Cette prairie peut dériver de la prairie de fauche temporaire à ray-grass et fléole (<i>Lolietum</i>) et évoluer progressivement vers l'arrhénathéraie (type 8) si la gestion favorise plutôt la fauche avec fertilisation modérée. Ce type de prairie s'observe fréquemment en Gaume (mais aussi dans les autres régions) et peut s'enrichir en espèces neutroclines à calcicoles ou sub-montagnardes selon la région concernée.</p>	<p>la – E2.22 la – E2.23</p>	(6510)
	<p>8. Prairies de fauche de plaine, moyennement à assez fertilisées : ce sont des arrhénathérais dégradés, eutrophisés. Il existe deux associations : (1) la prairie à brome et fromental (<i>Arrhenatheretum elatioris subatlanticum</i>) et (2) la prairie à berce et fromental (<i>Heracleo-Arrhenatheretum</i>). On y observe une dominance des espèces diagnostiques de l'association ou des espèces généralistes des prairies ; dominance d'espèces nitrophiles.</p> <p>Ces prairies sont des formes dégradées du type 12, dont il existe deux autres associations : (1) une association alluviale à vulpin et fromental (<i>Alopecuro-Arrhenatheretum</i>), avec quelques espèces généralistes des prairies humides (p. ex : reine des prés, colchique); (2) une association neutrocline à fromental et alchémille (<i>Alchemillo-Arrhenatheretum</i>), avec quelques espèces neutroclines à calcicoles, surtout située en Fagne-Famene et en Gaume. Ces arrhénathérais sont généralement en transition avec d'autres types de prairies. En cas de dégradation par drainage (modéré) et fertilisation, les formes dégradées du <i>Calthion</i> (type 13), du <i>Juncion acutiflori</i> (type 14) et du <i>Molinion</i> (type 16), peuvent également s'apparenter à l'<i>Alopecuro-Arrhenatheretum</i>, qui se distinguent alors par la présence relictuelle des espèces de ces trois groupements.</p>	<p>E2.22</p> <p>E2.22 – E2.11b E2.22 – E2.11a</p>	(6510)
	<p>9. Prairie de fauche sub-montagnarde dégradée (<i>Alchemillo-Trisetetum</i>), avec peu d'espèces diagnostiques de l'association, dominance des espèces généralistes des prairies et présence importante des espèces des prairies pâturées. Le géranium des bois peut parfois être bien représenté. Il existe une variante alluviale à reine des prés et bistorte.</p>	<p>E2.23</p>	(6510)

	Typologie des prairies	Code EUNIS	Code N2000
VALEUR BIOLOGIQUE ELEVEE	<p>10. Pâtures maigres typiques, avec dominance des espèces diagnostiques de l'association. Suivant l'acidité du sol, deux associations différentes peuvent être observées : (1) l'association acidophile à féтуque et créтelle, plutôt ardennaise (le <i>Festuco-Cynosuretum</i>) ; (2) l'association neutrocline à gaillet jaune et trèfle blanc (le <i>Galio-Trifolietum</i>), située en Fagne-Famene, Condroz et en Gaume.</p> <p>Pour chacune de ces associations, il existe une variante humide à jonc et créтelle (le <i>Junco-Cynosuretum</i>), avec quelques espèces généralistes des prairies humides. En cas de dégradation par pâturage, les formes dégradées du <i>Calthion</i> (type 13) du <i>Juncion acutiflori</i> (type 14) et du <i>Molinion</i> (type 16), peuvent également s'apparenter au <i>Junco-Cynosuretum</i>, qui se distinguent alors par la présence relictuelle des espèces de ces trois groupements.</p>	E2.11b	/
	<p>11. Prairie de fauche sub-montagnarde à alchémille et à avoine dorée (<i>Alchemillo-Trisetetum</i>) : prairie sub-montagnarde typique, avec dominance des espèces diagnostiques de l'association, des espèces généralistes des prairies et des espèces oligotrophes. Le géranium des bois peut être bien représenté. Il existe une variante alluviale à reine des prés et bistorte.</p>	E2.23	6510
VALEUR BIOLOGIQUE TRES ELEVEE	<p>12. Prairies de fauche de plaine à fromental et crépis des prés (le <i>Crepidol-Arrhenatheretum</i>) : arrhénathérais typiques, avec dominance des espèces diagnostiques de l'association, des espèces des prairies de fauche et présence modérée des espèces généralistes des prairies.</p> <p>Il existe deux autres associations, caractérisées par la dominance de leurs espèces caractéristiques : (1) une association humide alluviale à vulpin des prés et fromental (<i>Alopecuro-Arrhenatheretum</i>) ; (2) une association collinéenne, neutrophile à calcicole, à fromental et alchémille (<i>Alchemillo-Arrhenatheretum</i>). Les espèces neutrophiles à calcicoles apparaîtront plus nettement en Gaume et en Fagne-Famene.</p>	E2.22	6510

<p>13. Prairies humides moyennement fertilisées (le <i>Calthion</i>) : prairies humides typiques, avec une végétation hétérogène, en mosaïque, avec des zones à joncs, des zones à hautes herbes hygrophiles. Dominance des espèces diagnostiques de l'alliance, des espèces généralistes des prairies humides et de certaines graminées prairiales (surtout pâturin commun, fétuque des prés, vulpin de prés et la houlque laineuse).</p> <p>Trois associations se distinguent par leur structure et leur composition floristique : (1) l'association à canche et à bistorte (le <i>Polygono-Deschampsietum</i>) ; (2) l'association à brome et à colchique (le <i>Colchico-Brometum</i>) et (3) l'association à angélique et cirse maraîcher (le <i>Cirsieto-Angelicetum</i>).</p>	<p>E3.41</p>	<p>/</p>
<p>14. Prairie marécageuse (très humide) et acidophile à jonc à tépales aigus (le <i>Crepidol-Juncoetum</i> ou <i>Juncetum acutiflori</i>) : jonchaie acutiflore typique, moyennement fertilisées, caractérisée par la dominance des espèces diagnostiques de l'alliance, et plus particulièrement du jonc à tépales aigus. Les espèces généralistes des prairies humides sont également bien représentées.</p> <p>Il existe des faciès de transition vers des bas-marais à laïches (<i>Cariceto-Agrostidetum</i>) avec présence éventuelle du trèfle d'eau et du comaret.</p>	<p>E3.42</p>	<p>/</p>
<p>15. Prairies humides à hautes herbes hygrophiles (le <i>Filipendulion</i>) : mégaphorbiaies typiques : formations végétales dominées par une végétation de hautes herbes dont la taille peut excéder 1,5 mètres à maturité. La reine des prés est l'espèce type de l'habitat. Dominance des espèces diagnostiques de l'alliance, des espèces généralistes des prairies humides et faible présence des espèces généralistes des prairies.</p> <p>Il existe principalement trois associations : (1) la mégaphorbiaie alluviale à reine des prés et valériane officinale (le <i>Valeriano-Filipenduletum</i>) ; (2) la mégaphorbiaie à angélique et (3) la mégaphorbiaie légèrement acide à scirpe des bois (le <i>Scirpetum sylvatici</i>).</p>	<p>E5.412</p>	<p>6430</p>
<p>16. Prairies humides et oligotrophes à molinie (le <i>Molinion</i>) : moliniaies typiques, avec dominance des espèces diagnostiques de l'association.</p> <p>Il existe principalement trois associations : (1) une association très acide à molinie et à jonc à tépales aigus (le <i>Junco-Molinietum</i>), surtout située en Haute-Ardenne ; (2) une association moins acide à molinie et succise des prés (le <i>Succiso-Molinietum</i>), en Ardenne principalement ; (3) une association neutrocline à molinie et à silaum silaus (le <i>Silaeto-Molinietum</i>), surtout située en Fagne-Famenne et en Gaume.</p>	<p>E3.51</p>	<p>6410</p>
<p>17. Prairies de fauche montagnardes (le <i>Polygono-Trisetion</i>) : prairies montagnardes typiques, avec dominance des espèces diagnostiques des prairies sub-montagnardes et montagnardes ; présence importante des espèces généralistes des prairies.</p> <p>Il existe deux associations : (1) une association à fenouil des Alpes (le <i>Meo-Festucetum</i> ou <i>Meo-Trisetetum</i>) ; (2) une association à géranium des bois (le <i>Geranio-Trisetetum</i>).</p>	<p>E2.3</p>	<p>6520</p>
<p>18. Autres types ne correspondant plus aux végétations herbagères régulièrement exploitées par la fauche ou le pâturage. Par exemple :</p> <ul style="list-style-type: none"> - végétations de pelouses acidophiles sèches ou humides de l'ordre du <i>Nardetalia</i> (pelouses à <i>Nardus stricta</i>, <i>Festuca</i> sp.,...) ; - végétations des pelouses calcicoles et calcaréo-siliceuses de l'ordre du <i>Brometalia erecti</i> (pelouses à <i>Bromus erectus</i>, <i>Brachypodium pinnatum</i>,... et orchidées) ; - végétations de bas-marais acides : formations denses de grandes laïches (<i>Carex</i> sp.) appartenant à l'alliance du <i>Caricion fuscae</i> (<i>Carex nigra</i>, <i>C. canescens</i>, <i>C. echinata</i>, <i>Juncus acutiflorus</i>, ...) ; - végétations de bas-marais alcalins : formations denses de grandes laïches (<i>Carex</i> sp.) appartenant à l'alliance du <i>Caricion Davallianae</i> (<i>Carex davalliana</i>, <i>C. dioica</i>, <i>C. pulicaris</i>, <i>C. flava</i>, ...) ; - végétations des roselières : formations denses de grands hélrophytes (= « plantes de la vase ») appartenant à l'alliance du <i>Phragmition</i> (<i>Phragmites australis</i>, <i>Glyceria maxima</i>, <i>Scirpus lacustris</i>, <i>Typha</i> sp.). - ... 	<p>E1.7</p> <p>E1.2</p> <p>D2 .2</p> <p>D4.1</p> <p>...</p>	<p>6230</p> <p>6210</p> <p>/</p> <p>7230</p> <p>...</p>

Figure 14 : Relations de valeur biologique entre les types de prairies présentes au sein du milieu agricole en Région wallonne (Rouxhet *et al.*, 2007)



----->
 SENS DE L'EVOLUTION DE LA VEGETATION VERS UNE AMELIORATION DE LA VALEUR BIOLOGIQUE

Figure 15 : Dynamique de la végétation des prairies de fauche de basse altitude en fonction de la fertilisation (Gathoye et Terneus, 2006)

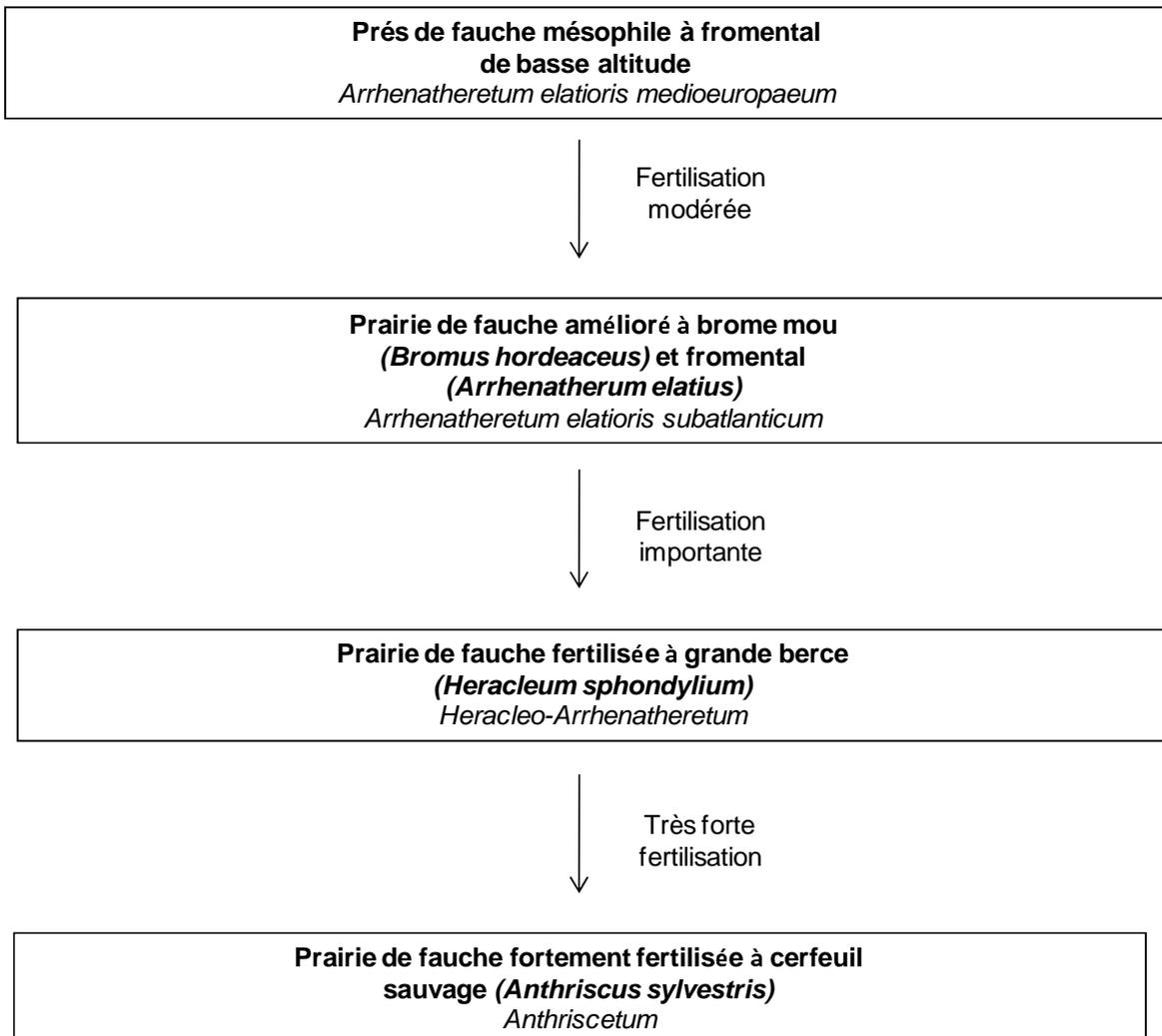


Figure 16 : Dynamique de la végétation des prairies humides à *Molinia* (Gathoye et Terneus 2006)

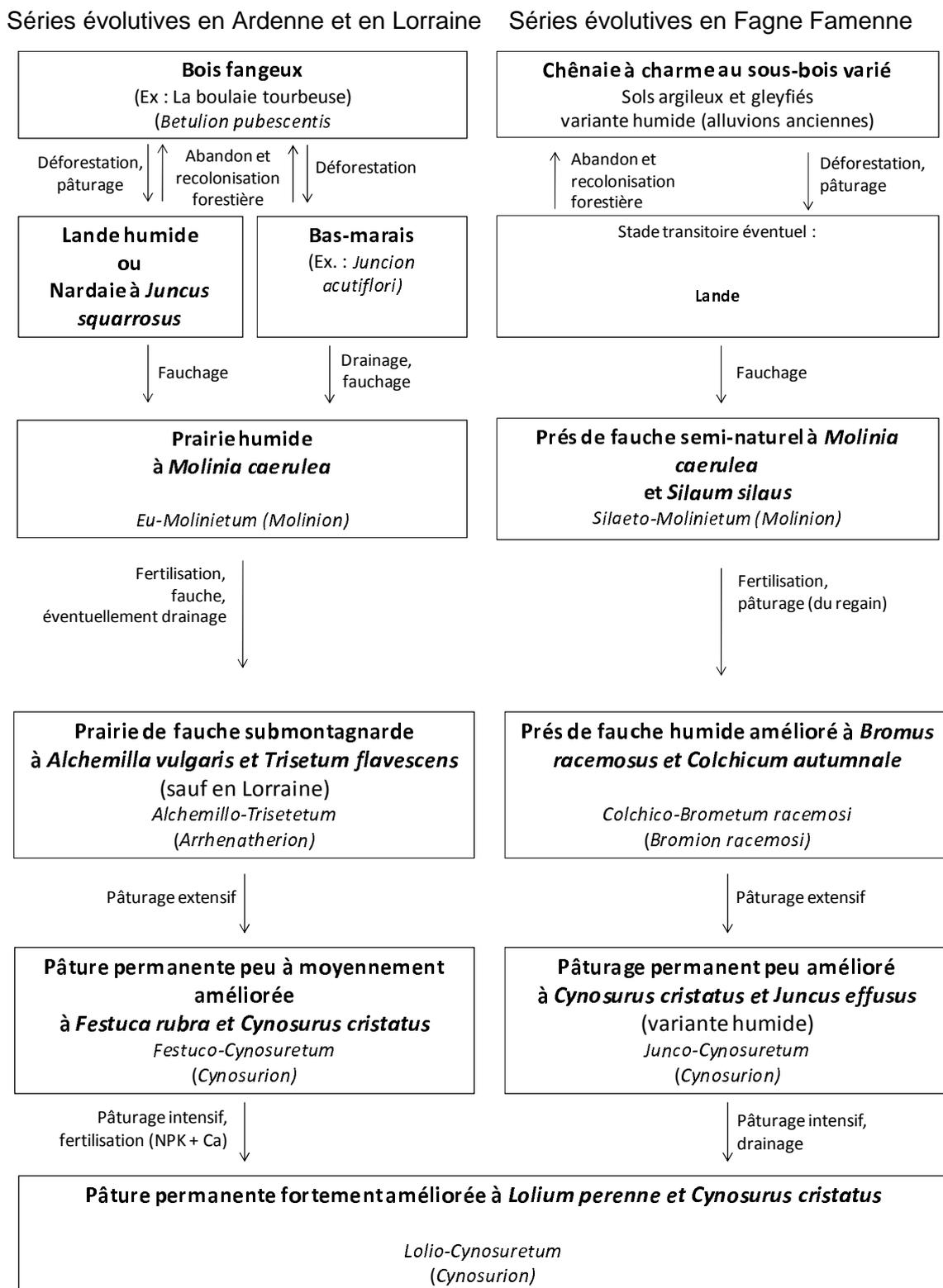


Figure 17 : Fréquence relative (%) des principales menaces pesant sur les papillons de jour en Région wallonne (adapté de Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2007)

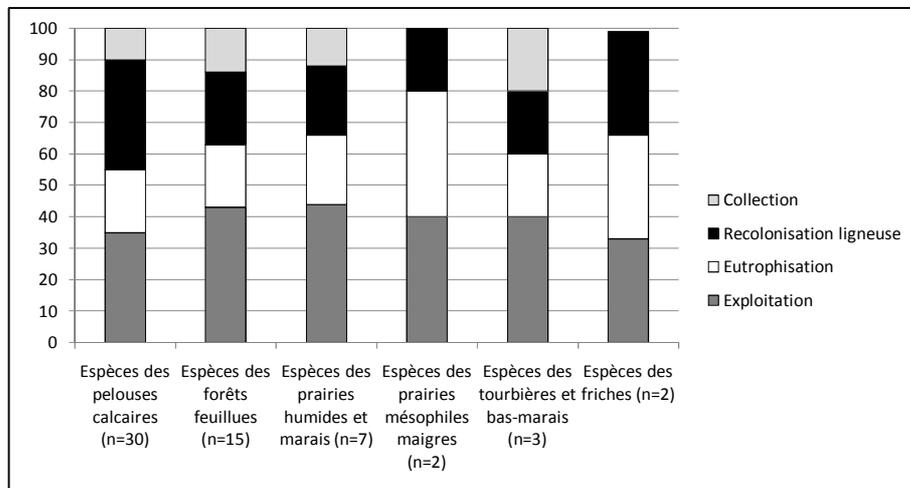


Figure 18 : Evolution de la superficie des prairies extensives (ha) entre 1998 et 2006 (à partir de Le Roi *et al.*, 2006)

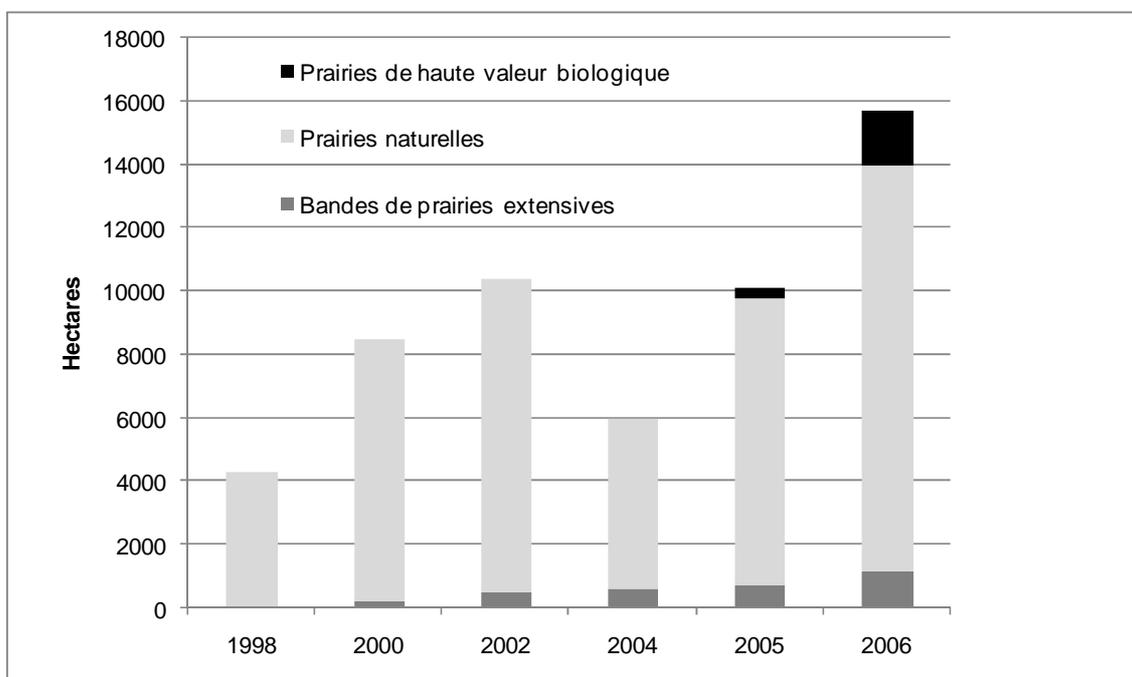


Figure 19 : Carte des territoires paysagers de Wallonie, regroupements en ensembles (Droeven *et al.*, 2004)

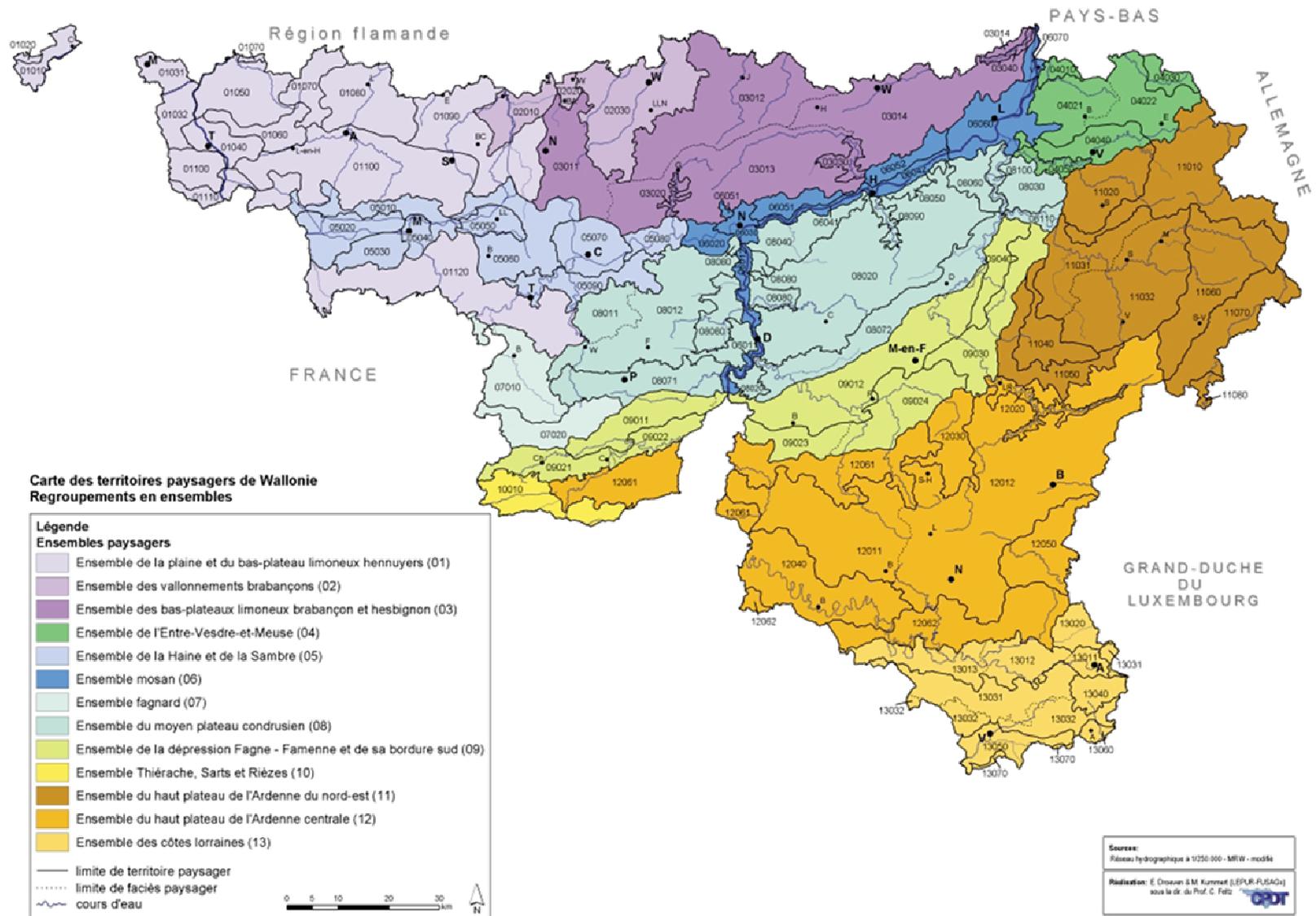
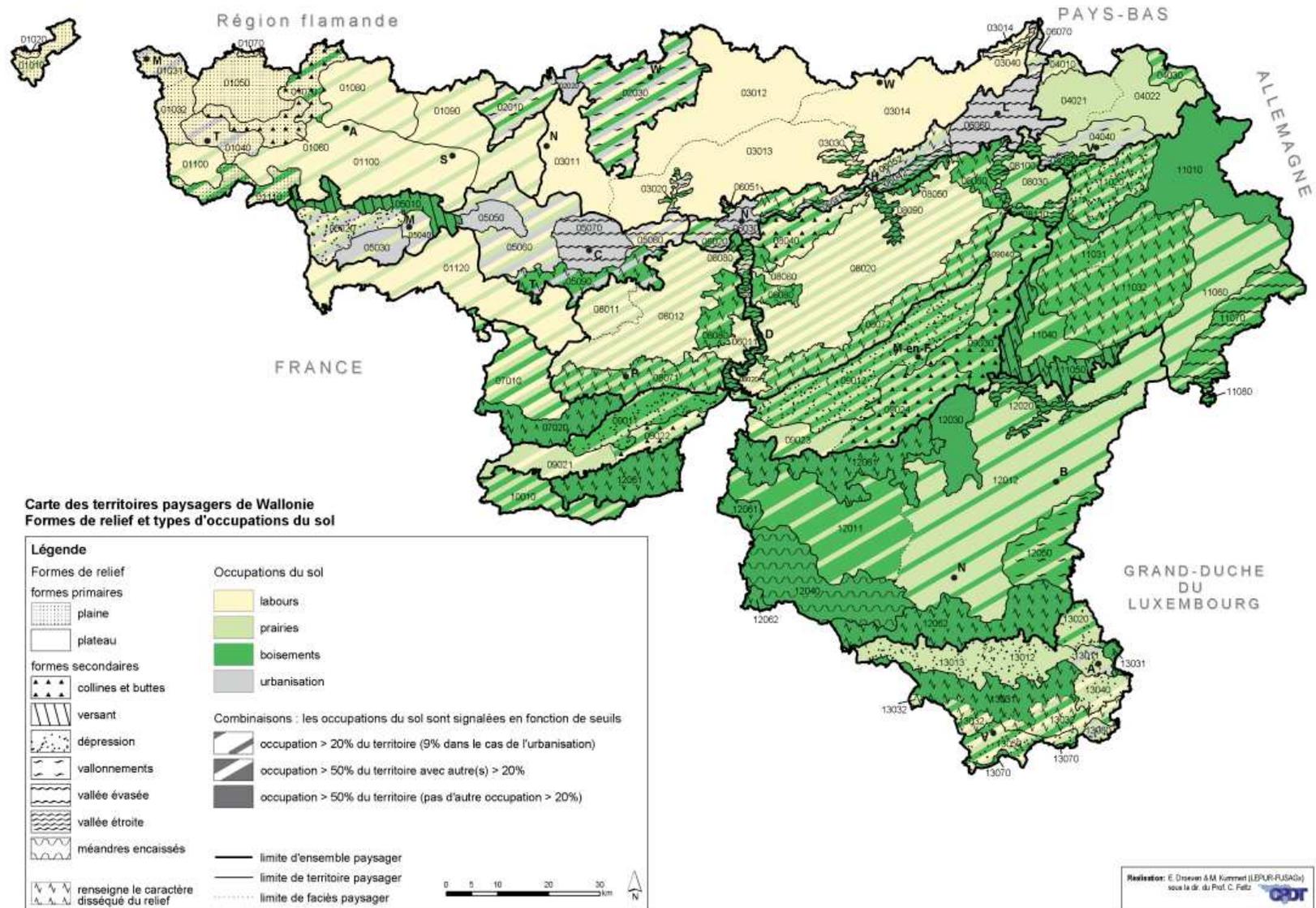


Figure 20 : Carte des territoires paysagers de Wallonie, formes de relief et types d'occupations du sol (Droeven et al., 2004)



Tableaux

Tableau I : Utilisation du sol (km²) par l'exploitation agricole en Région wallonne en 2001 et 2005 (Source : Direction générale Statistique et Information économique, 2004 ; 2006a)

	2001	2005
SAU totale	7 547	7 555
Terres arables	4 121	4 077
Superficie toujours en herbe	3 403	3 456
Cultures permanentes (pépinières en plein air, vergers)	21	21
Cultures sous serres	0,49	0,56
Jardins familiaux	1,15	0,74

Tableau II : Utilisation du sol (km², % de la surface agricole utilisée (SAU) totale) en Région wallonne en 1992, 1999 et 2005

	1992		1999		2005	
	km ²	%	km ²	%	km ²	%
SAU totale	7 424 ¹	100	7 566 ³	100	7 555 ⁴	100
Prairies permanentes (= superficies toujours couvertes d'herbe)	3 256 ¹	43,9	3 293 ¹	43,5	3 456 ⁴	45,7
Fourrages des terres arables (= betteraves fourragères, maïs fourrager, autres fourrages verts annuels, légumineuses, prairies temporaires ⁶)	1 029 ⁵	13,9	1 109 ⁵	14,7	856 ⁴	11,3
Maïs fourrager	467 ²	6,3	555 ³	7,3	528 ⁴	7,0
Prairies temporaires	477 ⁵	6,4	499 ⁵	6,6	284 ⁴	3,8
Prairies permanentes et temporaires	3 733 ²	50,3	3 793 ³	50,1	3 741 ⁵	49,5
Cultures fourragères et prairies (= fourrages des terres arables et prairies permanentes)	4 278 ²	57,6	4 383 ²	57,9	4 312 ²	57,1
Céréales pour le grain	1 977 ¹	26,6	1 723 ³	22,8	1 792 ⁴	23,7
Cultures industrielles (betteraves sucrières, chicorée, lin,...)	788 ¹	10,6	896 ³	11,8	846 ⁴	11,2
Pomme de terre	179 ²	2,4	219 ³	2,9	247 ⁴	3,3
Jachères	-	-	126 ²	1,7	198 ⁴	2,6

(1) Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005

(2) Gouvernement wallon, 2007

(3) Direction générale Statistique et Information économique, 1999

(4) Direction générale Statistique et Information économique, 2006a

(5) Calculé

(6) Prairies temporaires : fourrages herbacés occupant le sol pendant au moins la durée d'une campagne et moins de cinq années. Il peut s'agir de graminées en cultures pures (ray-grass, dactyle, fétuque, fléole,...) ou en mélanges ou encore de mélanges de graminées et de légumineuses. On distingue deux types de prairies temporaires selon qu'elles sont principalement destinées à la fauche ou à la pâture (Direction générale Statistique et Information économique, 2006b)

Tableau III : Utilisation du sol (km²) par région agricole, en Région wallonne (année 2004) (Cellule Etat de l'Environnement wallon, 2005)

	Région sablo- limoneuse	Région limoneuse	Région herbagère liégeoise	Campine hennuyère	Condroz	Haute Ardenne	Région herbagère (Fagne)	Famenne	Ardenne	Région jurassique
Surface agricole utilisée (km²)	455	2718	558	13	1359	266	150	640	1107	331
Céréales (grain)	152	943	18	3	450	5	18	91	70	34
Cultures industrielles, pdt, fourrages	168	1043	53	5	333	7	19	115	198	62
Autres cultures arables non permanentes	26	175	4	0,7	79	0,5	2	10	3	3
Prairies permanentes	109	543	479	4	495	254	111	423	835	232
Autres superficies agricoles	0,6	14	4	0,0	2	0,0	0,1	0,7	0,9	0,3

Tableau IV : Evolution du nombre de bovins recensés, de vaches laitières et de vaches allaitantes (en milliers de têtes) et du % de vaches laitières et de vaches allaitantes parmi les bovins recensés en Région wallonne (adapté de Gouvernement wallon, 2007)

	1992	1999	2005
Nombre de bovins	1 520	1 500	1 348
Nombre de vaches laitières	361	281,8	240,4
Nombre de vaches allaitantes	233	334,5	329,3
% de vaches laitières	23,7	18,8	17,8
% de vaches allaitantes	15,3	22,3	24,4

Tableau V : Nombre de bovins totaux, vaches laitières, vaches allaitantes, ovins, caprins, équidés totaux, chevaux de trait et autres chevaux en Région wallonne et au sein des différentes régions agricoles en 2005 (Direction générale Statistique et Information économique, 2006a)

	Région wallonne	Région sablo-limoneuse ¹	Région limoneuse ¹	Région herbagère liégeoise ¹	Campine hennuyère	Condroz	Haute Ardenne	Région herbagère (Fagne)	Famenne	Ardenne	Région jurassique
Bovins	1 348 032	425335	423192	130420	2084	207957	57279	33338	135626	309463	67040
Vaches laitières	240 385	89 663	76 333	52 957	638	31 726	24 037	7 537	19 072	23 577	7 534
Vaches allaitantes	329 265	82 718	95 213	15 801	265	52 398	4 551	6 199	37 677	101 471	20 686
Ovins	56 392	38 131	19 659	7 145	239	9 438	634	978	4 893	9 072	6 445
Caprins	10 215	3 901	3 404	1 431	1	689	879	2 728	438	736	93
Equidés	11 659	7 517	3 851	1 362	71	2 187	424	94	1 208	1 602	392
Chevaux de trait	1 966	880	466	225	3	252	57	10	316	539	75
Autres chevaux	8 934	6 290	3 161	1 031	63	1 801	350	71	826	921	294

⁽¹⁾ Les données fournies correspondent au nombre d'animaux présents au niveau de l'intégralité de la région agricole, en ce, y compris, la partie de superficie appartenant à la Région flamande

Tableau VI : Evolution passée et projection des consommations de viande et de lait (en kg) dans les pays en développement et dans les pays développés (adapté de FAO, 2006)

	Pays en développement					Pays développés				
	1980	1990	2002	2015	2030	1980	1990	2002	2015	2030
Consommation annuelle de viande par habitant	14	18	28	32	37	73	80	78	83	89
Consommation annuelle de lait par habitant	34	38	46	55	66	195	200	202	203	209

Tableau VII : Valeur de la production agricole wallonne¹ en 1990 et 2004 (en millions d'euro courants) (adapté de Marsin, 2006)

	1990	2004	2004 (1990 = 100)
Productions horticoles	76,8	153,2	199,5
Produits des grandes cultures	513,1	408,6	79,6
Produits de l'élevage	1 125,5	898,7	79,8
Bovins	634,6	388,1	61,2
Porcins	52,1	84,7	162,6
Volaille	12,4	41,6	335,5
Lait et dérivés	401,6	361,7	90,1
Autres (œufs,...)	24,8	22,6	91,1
Total	1 715,4	1 460,5	85,1

⁽¹⁾ Les aides compensatoires octroyées aux agriculteurs suite à la baisse des prix institutionnels ne sont pas prises en considération dans l'établissement de la valeur de la production agricole.

Tableau VIII : Tableau récapitulatif des types de prairies (Rouxhet *et al.*, 2007)

Tableau récapitulatif des types de prairies		
Niveau hydrique du sol	Mode d'exploitation	Type de prairie
<p>Prairies mésophiles :</p> <p>Formations herbeuses sur sols frais à sec</p> <p>Absence des espèces des prairies humides (= espèces hydrophiles)</p> <p>Prairies situées sur des sols plats ou inclinés</p>	<p>Prairies de fauche</p> <p>Absence ou faible présence d'espèces indicatrices de pâturage + structure homogène de la végétation</p>	Type 1 : la prairie de fauche temporaire
		Type 7 : la prairie de fauche à ray-grass et fléole
		Type 8 : la prairie de fauche de plaine à brome et fromental OU à berce et cerfeuil sauvage
		Type 9 et 11 : la prairie de fauche sub-montagnarde à alchémille et avoine dorée
		Type 12 : la prairie de fauche à fromental et crépis des prés
	<p>Prairies pâturées</p> <p>Présence d'espèces généralistes des prairies pâturées + structure hétérogène de la végétation</p>	<p>Type 2 et 3 : la pâture à ray-grass et crénelle</p> <p>Type 5 et 10 : les pâtures maigres</p>
<p>Prairies humides :</p> <p>Formations herbeuses sur sols humides à très humides</p> <p>Présence des espèces des prairies humides (= espèces hydrophiles)</p> <p>Prairies situées dans la plaine alluviale d'un cours d'eau, en fond de vallées, en bas de pente, en dépressions humides.</p>	<p>Prairies de fauche</p> <p>Absence ou faible présence d'espèces indicatrices de pâturage + structure hétérogène de la végétation</p>	Type 8 et 12 : la prairie de fauche de plaine, <u>variante humide alluviale à vulpin des prés et à colchique</u>
		Type 9 et 11 : la prairie de fauche sub-montagnarde, <u>variante humide alluviale à bistorte</u>
		Type 13 : les prairies humides moyennement fertilisées
		Type 14 : la prairie marécageuse et acidophile à jonc à tépales aigus
		Type 6 et 15 : la prairie humide à hautes herbes hydrophiles
	Type 16 : la prairie humide et oligotrophe à molinie	
<p>Prairies pâturées</p> <p>Présence d'espèces généralistes des prairies pâturées + structure hétérogène de la végétation</p>	<p>Type 3 : la pâture à ray-grass et crénelle, <u>variante humide à juncs</u></p> <p>Type 5 et 10 : la pâture humide à juncs et crénelle</p>	
Divers	Fauche et/ou pâturage	Type 18 : autres types : pelouses sèches ou calcaires, nardaies, bas-marais (cariçaias), roselières, etc.

Prairie éligible ou potentiellement éligible en « Prairie de Haute Valeur Biologique »

Tableau IX : Objectifs environnementaux des différentes méthodes agri-environnementales (MAE) (Gouvernement wallon, 2007)

Méthodes agri-environnementales	Objectifs environnementaux						
	Protection des eaux de surface	Protection des eaux souterraines	Protection des sols (érosion)	Protection de l'air (Kyoto)	Patrimoine paysager	Développement de la nature	Patrimoine animal et végétal agricole
MAE 1 Conservation d'éléments du réseau écologique et du paysage	++	+	++	+	+++	+++	+
MAE 2 Prairie naturelle	+	+		+	++	+++	+
MAE 3a Tournière enherbée ¹	++	++	++	++	++	++	
MAE 3b Bande de prairie extensive ¹	+++	++		++	+	++	
MAE 4 Couverture du sol	+++	+++	+++	++	+	+	
MAE 5 Cultures extensives de céréales	+	+++		+	++		++
MAE 6 Races locales menacées					++	+	+++
MAE 7 Maintien de faibles charges en bétail	++	++		++	+	++	+
MAE 8 Prairie de haute valeur biologique	+	+		+	++	+++	+
MAE 9 Bande de parcelle aménagée	++	+	++	+	+++	++	+
MAE 10 Plan d'action	+ à +++	+ à +++	+ à +++	+ à +++	+ à +++	+ à +++	+ à +++
MAE 11 Agriculture biologique	+++	+++	+	++	+	++	+

⁽¹⁾ La MAE 3 « bordures herbeuses extensives » comprend la sous-méthode 3a « tournière enherbée en bordure de culture » et la sous-méthode 3b « bande de prairie extensive ».