

Université libre de Bruxelles

IGEAT

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

* * *

Diplôme d'Etudes spécialisées en Gestion de l'Environnement

**Pistes pour l'élaboration de critères complémentaires à
l'évaluation agri-environnementale des exploitations
agricoles : application aux bandes enherbées (tournières)**

Mémoire de fin d'études présenté par

Marion BONDUELLE

En vue de l'obtention du grade académique de
Diplômé d'Etudes Spécialisées en Gestion de l'environnement

Année académique **2004-2005**

Directeur : M. Bernard GODDEN

Résumé

L'agriculture européenne évolue progressivement vers une meilleure prise en compte des différents compartiments de l'environnement. Ces évolutions récentes, qui sont une réaction à l'intensification qu'a connue l'agriculture durant la seconde moitié du XX^e siècle, se sont traduites par la mise en place de mesures agri-environnementales. Les agriculteurs qui adoptent les pratiques correspondant à ces mesures en faveur de l'environnement perçoivent une rémunération. Il est alors tout à fait légitime d'attendre que les mesures subventionnées permettent d'atteindre les objectifs pour lesquelles elles ont été mises en place. Afin de s'assurer de leur efficacité, leur évaluation est nécessaire. On dispose à l'heure actuelle de nombreuses méthodes permettant une évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles.

On reconnaît aujourd'hui l'importance de créer un maillage écologique permettant d'améliorer la connectivité des zones naturelles ou semi-naturelles au sein des paysages agricoles pour le maintien des espèces spontanées. Une mesure agri-environnementale permet la création d'un maillage par l'implantation de bandes enherbées en bordure de parcelles. Ces aménagements constituent des espaces peu perturbés favorables à la faune et à la flore. Il faut donc procéder à l'évaluation agri-environnementale du maillage que peuvent constituer les bandes enherbées.

Pour ce faire, cinq méthodes d'évaluation agri-environnementale ont été analysées. Elles permettent de quantifier la proportion de surface de l'exploitation occupée par des éléments semi-naturels, pour la majorité d'entre eux soumis à des subventions agri-environnementales, entrant dans la création du maillage. Mais aucune de ces méthodes ne permet une évaluation de la qualité et de l'efficacité du maillage créé.

Il nous a fallu alors porter une attention particulière à la recherche de critères permettant une meilleure prise en compte de ces aspects du réseau écologique dans l'évaluation environnementale. Des pistes de réponse sont apportées par des méthodes de mesures utilisées en écologie du paysage. Parmi celles-ci, deux ont été choisies, l'une portant sur l'évaluation du tracé du maillage, l'autre sur l'évaluation de la complexité (connectivité et présence de boucles) du maillage.

Ces méthodes ont été appliquées à la création d'un maillage constitué de bandes enherbées au sein d'une exploitation agricole. Elles permettent d'évaluer quantitativement la fonction de refuge du maillage constitué par les bandes enherbées, par le calcul des superficies de l'exploitations qui sont trop éloignées des tournières. Le choix de la distance critique à appliquer pose cependant quelques problèmes puisqu'elle varie avec l'espèce considérée. La complexité du maillage est ensuite évaluée par le calcul de deux indices, de connectivité et de mesure du nombre de boucles du maillage. Cependant, cette méthode ne prend en compte que le réseau constitué par les bandes enherbées, comme si les cultures avoisinantes étaient des milieux hostiles, alors qu'ils peuvent être utilisés par certaines espèces, augmentant ainsi la connectivité du paysage.

Les deux méthodes appliquées ici permettent donc d'approcher l'évaluation du maillage, mais elles nécessiteraient d'être encore affinées par de nouvelles études.

Remerciements

Je tiens à remercier toutes les personnes qui, de près ou de loin m'ont aidé dans la réalisation de ce mémoire.

Je remercie tout particulièrement Bernard Godden, promoteur de ce mémoire, pour ses conseils et son extrême disponibilité.

Merci à Jan Bogaert pour nos discussions très enrichissantes consacrées à l'écologie du paysage.

Merci également à Marie-Françoise Godart pour ses remarques et ses conseils.

Je ne veux pas oublier Alexandre Gauthier pour m'avoir expliqué l'utilisation du logiciel ArcView.

Table des matières

Résumé.....	3
Remerciements.....	4
Introduction générale	7
Chapitre 1 Agriculture européenne, paysages et biodiversité : état des lieux et mesures adoptées.....	9
I. Agriculture « traditionnelle », paysages et biodiversité	10
II. Intensification de l'agriculture et ses effets.....	10
III. Introduction et évolution des programmes agri-environnementaux	12
IV. L'évaluation agri-environnementale.....	16
1. L'évaluation environnementale	16
2. Les indicateurs environnementaux	17
3. L'évaluation environnementale appliquée au secteur agricole.....	18
4. Les méthodes d'évaluation de l'impact environnemental de l'agriculture au niveau de l'exploitation.....	20
Chapitre 2 Les apports de l'écologie du paysage : l'importance du maillage écologique.....	22
I. L'écologie du paysage	23
II. Eléments de description des paysages.....	24
III. Concepts utilisés en écologie du paysage	25
1. L'hétérogénéité	25
2. La fragmentation.....	25
3. La connectivité.....	27
IV. Conclusion	29
Chapitre 3 Les bandes enherbées	30
I. Rôles des bandes enherbées :	31
1. Lutte contre l'érosion.....	32
2. Amélioration de la qualité des eaux et zone tampon contre la dérive des produits phytosanitaires	33
3. Refuge pour une flore diversifiée	33
4. Zone refuge pour une faune diversifiée	34
5. Risque de colonisation et de « salissement » des cultures	37
6. Développement du réseau écologique	39
7. Rôle dans le développement et l'amélioration du paysage	39
8. Conclusion	40
II. Les bandes enherbées en Région wallonne	41
1. Méthode 3 : bordures herbeuses extensives.....	42
2. Méthode 9 : bordures de parcelles aménagées.....	44

Chapitre 4 Evaluation agri-environnementale du maillage écologique : analyses et commentaires de méthodes48

I. L'évaluation environnementale des exploitations agricoles en Région wallonne	49
1. Méthode 10 : Plan d'action agri-environnemental.....	49
2. Présentation de la méthode PAEXA.....	50
3. Traitement des problématiques des paysages et de la biodiversité.....	51
4. Conclusion.....	54
II. Examen critique de quatre méthodes d'évaluation environnementale des exploitations agricoles.....	55
1. Méthode IDEA (Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles).....	55
2. Diagnostic Solagro.....	57
3. Appréciation de la qualité écologique (méthode du SRVA).....	58
4. Grille d'évaluation des bandes enherbées élaborée par le GIREA.....	59
III. Conclusion.....	60

Chapitre 5 Propositions pour une amélioration de l'évaluation environnementale : présentation et analyse de quelques outils.....62

I. Méthodes et mesures utilisées en écologie du paysage.....	63
1. Etude du rôle de refuge joué par le maillage.....	63
2. Mesure de l'efficacité d'un réseau en terme d'amélioration de la connectivité du maillage.....	64
II. Application des critères d'écologie du paysage au réseau de tournières d'une exploitation agricole en région wallonne.....	66
1. Présentation de l'exploitation et de son plan de gestion agri-environnemental.....	66
2. Application des méthodes d'écologie du paysage.....	68
3. Discussion.....	86

Conclusion générale.....90

Bibliographie.....93

Annexes.....98

Annexe I : Les méthodes agri-environnementales en Région wallonne.....	99
Annexe 2 : Liste des espèces végétales pour tournières.....	100
Annexe 3 : Espèces messicoles très menacées ou en très forte régression en Wallonie.....	101
Annexe 4 : Les trois échelles de la méthode IDEA.....	103

Introduction générale

Les activités humaines exercent une emprise forte sur les milieux naturels, et en réaction, de nombreuses initiatives cherchent à les préserver. L'agriculture, qui occupe de grandes surfaces du territoire, n'échappe pas à ce souci de conservation. Cependant, la plupart de ces initiatives sont perçues comme des menaces pour l'équilibre économiques des exploitations agricoles. Mais « une attention nouvelle accordée aux bords de champ (au sens le plus large du terme) peut fournir aux partenaires des points de rencontre fructueux débouchant sur une véritable convergence d'intérêts que les schémas classiques tendent à opposer » (Bernard *et al.*, 1998). En milieu agricole, les bords des champs sont des structures importantes, qui jouent de nombreux rôles agronomiques, environnementaux, ou encore sociaux. Partie intégrante du système agricole traditionnel, ces structures ont été délaissées, voire supprimées ces dernières décennies, sous l'influence des politiques agricoles menées. Depuis une période récente cependant, les bords de champs font l'objet d'une attention particulière, leurs fonctions ont été « redécouvertes », et on note une volonté de les recréer, notamment via l'introduction de mesures agri-environnementales. Ceci se traduit en particulier par l'implantation de bandes enherbées en bordures des parcelles agricoles, mesure qui connaît un certain succès auprès des agriculteurs. L'adoption de ces mesures donne droit aux agriculteurs à une compensation financière des pertes de rendements liées à leur implantation. Afin de justifier les primes et de s'assurer le plus précisément possible de l'efficacité de cette action en faveur du milieu, une évaluation des mesures est nécessaire.

La réflexion menée ici porte sur la recherche de critères permettant d'évaluer la pertinence de la mise en place, en milieu agricole, de bandes enherbées situées en bordure de champs, et ceci au regard de leur impact sur les éléments du paysage et la biodiversité, c'est-à-dire de leur impact sur le maillage.

Dans un premier temps, pour comprendre l'enjeu que constitue l'attention portée aux bords de champs, et plus particulièrement aux bandes enherbées, il nous a semblé nécessaire de les situer dans la problématique globale dans laquelle elles s'inscrivent, à savoir les conséquences environnementales des activités agricoles. Nous mettrons ensuite en évidence l'importance du maintien d'un maillage écologique au sein d'un paysage, en particulier en zone agricole. Nous verrons alors en quoi les bandes enherbées constituent un élément de solution aux impacts négatifs des activités agricoles, notamment sur la biodiversité et sur les éléments du paysage, en participant à la création d'un réseau écologique.

Dans un second temps, il faudra s'interroger sur les méthodes d'évaluation et plus précisément sur le choix et la valeur des critères et des indicateurs retenus lorsqu'il s'agit d'évaluer le maillage écologique : de quelles méthodes dispose-t-on à l'heure actuelle ? ces méthodes sont-elles satisfaisantes pour l'évaluation du maillage ? quelles sont leurs lacunes ? comment les modifier et au regard de quelles exigences ?

Puis nous nous questionnerons sur le problème des méthodes d'évaluation : de quelles méthodes dispose-t-on à l'heure actuelle ? ces méthodes sont-elles satisfaisantes pour l'évaluation du maillage ? quelles sont leur lacunes ? comment les modifier et au regard de quelles exigences ?

La dernière partie de notre travail consistera à apporter des éléments de réponse et, à partir de l'examen d'un exemple concret d'un maillage constitué par des bandes enherbées, consistera à suggérer des pistes de recherche pour l'élaboration de critères agri-environnementaux complémentaires.

Chapitre 1

Agriculture européenne, paysages et biodiversité : état des lieux et mesures adoptées

I. Agriculture « traditionnelle », paysages et biodiversité

L'agriculture vise à satisfaire les besoins en nourriture des populations humaines par le travail du sol, la culture et l'élevage d'espèces domestiquées. Les ressources naturelles et la biodiversité sont donc la base de l'agriculture.

Les activités agricoles, dont les premières traces remontent à environ 11.000 ans, ont profondément modifié les milieux naturels pour créer les paysages ruraux. Ces paysages marqués par la production agricole ont ainsi été façonnés tout au long de notre histoire, et ont sans cesse évolué en relation étroite avec la démographie, les savoir-faire agricoles et les différents modes d'appropriation du sol. Les traces de sociétés qui s'y sont succédées (habitat, bâtiments divers, voies de communication, monuments) structurent ces paysages, marqués également par les modes d'utilisations des terres (diversité des productions, pratiques agricoles) (Burel et Baudry, 1999).

Les agriculteurs remplissent donc une fonction non seulement de production alimentaire mais également de production d'espace. Cependant ils ne sont pas les seuls à participer à la création et au maintien des paysages ruraux. C'est tout un ensemble d'acteurs sociaux qui ont contribué à produire et à entretenir ces paysages. Ceux-ci abritent donc différentes formes d'occupations et d'utilisations des sols, mais également plusieurs fonctions et usages. Ainsi les paysages ruraux sont des objets complexes et changeants qui caractérisent des territoires, marqués culturellement par les hommes qui les occupent. Ils sont en constante évolution, car ils résultent de l'interaction de multiples processus, faisant eux-mêmes partie d'un monde en évolution (Baudry et Laurent, 1993).

Les pratiques agricoles extensives menées au cours des siècles précédents ont favorisé la création de nombreux milieux caractérisés par leur diversité. Traditionnellement, ces paysages comprenaient de nombreuses zones marginales, servant à stocker les outils ou à marquer la limite des parcelles. La construction de murets de pierre ou la plantation de haies avaient été nécessaires pour délimiter les champs (Marshall et Moonen, 2002) ou enclore le bétail. Ces divers aménagements ont créé une multitude d'habitats différents, et ont ainsi permis le développement en milieu agricole, d'une faune et d'une flore, spontanées et variées. Cette diversité n'entre pas dans les processus de production agricole, mais sa présence peut être liée à une gestion humaine et au maintien de certaines pratiques agricoles. Par exemple, en bordure et au sein des champs cultivés se rencontre le cortège des plantes messicoles (ou des moissons), souvent qualifiées de « mauvaises herbes ». Il s'agit de plantes annuelles, plus rarement vivaces, présentant un cycle biologique comparable à celui des cultures annuelles. Elles se développent donc préférentiellement dans des milieux instables soumis à la moisson (Olivereau, 1996). Parmi ces espèces, citons le Coquelicot (*Papaver sp.*), le Bleuet (*Centaurea cyanus*), la Matricaire (*Chamomilla recutita*) ou encore la Nielle des blés (*Agrostema githago*).

II. Intensification de l'agriculture et ses effets

La deuxième moitié du XX^e siècle a été marquée par une importante évolution des techniques agricoles. Il s'agit de la deuxième révolution agricole des temps modernes, la première ayant eu lieu aux XVI^e et XVII^e siècles lorsque la jachère a été remplacée

par des cultures fourragères ou des prairies artificielles, de graminées ou de légumineuses (Feremans et Godart, 2004).

Cette révolution agricole se traduit par une mécanisation accrue, par une motorisation des machines, par le développement des engrais minéraux et des produits phytosanitaires, mais aussi par les progrès de la sélection variétale (Feremans et Godart, 2004). Elle a été largement encouragée, en Europe, par la mise en place de la Politique Agricole Commune (PAC), dont les grands principes ont été adoptés en 1958 lors de la conférence de Stresa. L'Europe sortait alors d'une période marquée par les pénuries et les restrictions alimentaires. L'objectif principal était donc de garantir l'autosuffisance alimentaire des pays membres, afin de se prémunir contre toute nouvelle pénurie, par la modernisation de l'agriculture européenne et l'augmentation de la productivité (Union européenne, s.d.). Cependant, la PAC visait également à assurer un niveau de vie équitable à la population agricole, à stabiliser les marchés et à assurer des prix raisonnables aux consommateurs. Ces objectifs ont conduit à une augmentation de la taille des exploitations, mais aussi à une intensification et à une spécialisation des systèmes agricoles (Feremans et Godart, 2004). Grâce à ces transformations, la productivité s'est régulièrement améliorée, conduisant à un envol remarquable des rendements, du point de vue quantitatif, et à des améliorations qualitatives dans de nombreux domaines. Ainsi, par exemple, le rendement du blé a été multiplié par cinq entre 1950 et 1998 (Commission européenne, 1999). Dans le même temps, pour le secteur des grandes cultures, la consommation d'engrais est passée de 5 millions de tonnes en 1950 à un maximum dépassant les 20 millions de tonnes au cours des années 70 et 80, pour se situer vers 16 millions de tonnes à la fin des années 1990 (Commission européenne, 1999).

Mais cette agriculture moderne productiviste agit puissamment sur l'ensemble de l'environnement, aussi bien sur ses composantes biotiques qu'abiotiques. Ainsi, les activités agricoles participent à l'érosion des sols, mais aussi à la pollution des sols ou des ressources en eau. Cependant, nous nous limiterons ici à en présenter les impacts sur les paysages et la biodiversité.

Afin de faciliter le travail des machines, les parcelles des exploitants, parfois fortement dispersées, ont été réunies afin de former des parcelles plus grandes et plus cohérentes. Le remembrement a donc réorganisé l'espace rural en modifiant le découpage du parcellaire et en déstructurant les paysages. De nombreux éléments linéaires (haies, chemins, bords des champs) ou ponctuels (arbres, mares) du paysage ont alors été supprimés afin de faciliter cette réorganisation et le passage des machines agricoles. Ainsi, on a pu observer une diminution 50 à 90 % de la longueur totale des fossés, des bords de chemins ou encore des haies, depuis 1945 en Europe (Hietala-Koivu et al., 2004). De nombreuses espèces qui trouvaient nourriture ou refuge au sein des éléments semi-naturels présents au sein des exploitations, ne rencontraient alors plus de conditions favorables à leur maintien. Désormais, d'importantes superficies agricoles, dans un souci d'amélioration des rendements sont réduites à de grandes parcelles cultivées et accolées aux autres sans aucune transition particulière, et ne laissant plus beaucoup de place aux éléments du maillage écologique. Ceci a contribué à une uniformisation et à une banalisation importante des paysages agricoles de certaines régions d'Europe, mais aussi à la régression ou à la disparition d'espèces.

La perte des fonction esthétiques et écologiques des éléments naturels d'un paysage agricole a un coût social important en terme de bien-être social des populations humaines qui y vivent (Hietala-Koivu et al., 2004), et Aakkula (1999, in Hietala-Koivu et al., 2004) a montré l'importance des bénéfices sociaux liés à la diversité des espèces et des paysages.

D'autres parcelles, situées sur des terres peu productives ou difficilement exploitables avec les nouvelles techniques de production, en raison d'une trop forte pente par exemple, ont été abandonnées. Lorsque plus aucune activité agricole n'est pratiquée, et en absence d'une gestion régulière, on assiste à une fermeture progressive de ces milieux, liée à la dynamique naturelle de la végétation (colonisation progressive par des ligneux), et donc à la fermeture des paysages ouverts. Très souvent, cette fermeture est accélérée par la plantation de résineux (principalement des Epicéas). L'abandon des terres modifie donc plus ou moins radicalement les paysages agricoles, et conduit à la régression, voire à la disparition de nombreux habitats qui avaient été créés par les pratiques agricoles peu intensives. Or ces milieux abritent une grande variété d'espèces spontanées, pour certaines inféodées à ces milieux. Il s'agit principalement de milieux ouverts et semi-ouverts comme les pelouses calcaires par exemple. Ces formations végétales maigres abritent de nombreuses orchidées et des espèces de milieux ouverts affectionnant sécheresse et ensoleillement. Mais la disparition du pastoralisme conduit à une colonisation progressive par les ligneux et menace ces espèces caractéristiques des pelouses (Bertrand, 2001).

De plus, l'utilisation accrue de pesticides a conduit à un appauvrissement des espèces spontanées présentes au sein ou en bordure des parcelles. De nombreuses études ont montré que toute intensification de la production agricole s'accompagne d'une perte de biodiversité, et le rôle de la PAC dans cette évolution en Europe est maintenant reconnu (Donald et al., 2002).

La mise en place de la PAC a donc provoqué ou accéléré un certain nombre de modifications de l'environnement, et ce d'autant plus que toutes les composantes des milieux ruraux sont intimement liées. Afin d'enrayer ces évolutions, la PAC a fait l'objet de nombreuses réformes. Cela s'est traduit par le développement progressif d'une politique agricole en faveur de l'environnement.

III. Introduction et évolution des programmes agri-environnementaux

La réforme de la PAC de 1992 a marqué le départ du processus d'intégration des considérations environnementales au sein de cette politique. En effet, un de ses objectifs était d'atténuer les pressions de l'agriculture sur l'environnement, via l'introduction de programmes agri-environnementaux. Ces programmes, toujours en vigueur aujourd'hui même s'ils ont évolués, se traduisent par des mesures de soutien financier en faveur d'actions agri-environnementales et ceci afin de favoriser des méthodes de production moins intensives, compatibles avec les exigences de la protection de l'environnement ainsi qu'avec les exigences d'entretien de l'espace naturel et des campagnes. Les mesures agri-environnementales (MAE) permettent aux

agriculteurs de redevenir des acteurs du monde rural en gérant l'espace agricole, en façonnant les paysages et en préservant la biodiversité. Ces mesures suivent des cahiers des charges, établis au niveau régional, définissant les pratiques agricoles à respecter. Elles sont mises en œuvre sur des surfaces définies et répondent à un objectif précis : paysage, biodiversité, qualité de l'eau, etc. Elles font l'objet de la part de l'agriculteur d'un engagement pluriannuel, sur cinq ans. Dans la mesure où l'adoption de ces pratiques, selon les cas, engendre pour l'exploitation des manques à gagner (immobilisation de surfaces cultivables, réduction des rendements) ou des surcoûts (demande d'entretien), elle donne lieu à une contrepartie financière (prime par hectare par exemple), versée annuellement.

Dès lors, du point de vue de l'environnement, la réforme de 1992 représente un pas en avant et marque un point de non-retour (Union européenne, sd). Les modes de conduite des exploitations se sont modifiées, avec une montée en force de l'agriculture raisonnée. On a ainsi pu observer, entre-autres, une utilisation plus fine des engrais et des pesticides, et une modification des itinéraires techniques.

En janvier 1999, la Commission européenne publie une communication intitulée *Pistes pour une agriculture durable*. Cette communication fait un point sur la relation entre l'agriculture et l'environnement et son évolution, et expose les enjeux et les orientations à prendre dans le cadre du plan de la politique communautaire future : Agenda 2000. Ce terme désigne un programme d'action dont les objectifs principaux sont de renforcer les politiques communautaires et de doter l'Union d'un nouveau cadre financier pour la période 2000-2006. Ce programme définit l'agriculture comme un domaine prioritaire. En effet, de nouveaux défis sont apparus, comme la répartition inégale du soutien agricole selon les producteurs et les régions, ou encore la diversité des agricultures européennes. Ainsi, le Conseil européen de Berlin, en mars 1999 marque une nouvelle réforme de la PAC dans le cadre de l'Agenda 2000. Cette réforme s'inscrit dans la voie tracée par les changements de 1992 en vue d'intégrer davantage les considérations environnementales, de garantir des revenus équitables aux agriculteurs, de simplifier la législation et d'en décentraliser l'application.

Le Conseil européen de Berlin a établi ce que devait être le modèle agricole européen : une agriculture multifonctionnelle, forte, durable, compétitive, répartie sur tout le territoire européen (y compris les régions ayant des problèmes spécifiques), capable d'entretenir le paysage, de maintenir l'espace naturel et d'apporter une contribution essentielle à la vitalité du monde rural.

Désormais, la PAC s'appuie sur deux domaines d'activités, deux « piliers ». Le premier pilier concerne la politique des marchés et vise à réaliser les adaptations structurelles nécessaires des principaux régimes de marché. Le second pilier intègre le volet environnemental par la mise en place d'une politique forte, globale et cohérente de développement durable des zones rurales. L'objectif est de développer une agriculture multifonctionnelle en faisant adopter les pratiques agricoles nécessaires à la protection de l'environnement et à la conservation de l'espace rural, mais l'objectif est aussi de compléter la politique de marché en assurant que la dépense agricole participera mieux qu'auparavant à l'aménagement de l'espace et à la protection de la nature. Par ailleurs, dans le but de mieux intégrer les questions liées à l'environnement aux organisations communes de marchés, la nouvelle réforme

autorise les Etats membres à conditionner les paiements directs au respect de la législation environnementale.

De plus, dans le cadre du second pilier, les États membres sont tenus d'inclure des codes de bonnes pratiques agricoles (BPA) à leurs programmes de développement rural. Les BPA supposent le respect, par les agriculteurs, des exigences obligatoires de protection de l'environnement et d'entretien du paysage. Ceci signifie que les agriculteurs doivent assurer un minimum d'activités en faveur de l'environnement sans attendre aucune compensation. Mais toute prestation environnementale supplémentaire au-delà du niveau de base des bonnes pratiques agricoles et du respect de la législation en matière de protection de l'environnement doit être rémunérée par la société au moyen des programmes agri-environnementaux. Le respect des BPA constitue le minimum requis d'un agriculteur souhaitant adhérer aux programmes agri-environnementaux.

Ainsi cette réforme de la PAC renforce l'intégration de l'environnement à l'agriculture en posant les fondements d'une agriculture européenne à la fois respectueuse de l'environnement et participant à sa protection et à son embellissement, autant pour répondre à la demande sociale que pour garantir la pérennité des activités agricoles.

Le 27 mars 2001 la Commission présente une Communication au Conseil et au Parlement européen : *Plans d'action en faveur de la diversité biologique dans les domaines de la protection des ressources naturelles, de l'agriculture, de la pêche et de l'aide au développement et de la coopération économique*. Chacun de ces domaines est repris dans un volume spécifique. Ainsi, le Volume III est consacré au plan d'action en faveur de la diversité biologique dans le domaine de l'agriculture. L'élaboration de ce plan d'action fait suite à une stratégie communautaire en faveur de la diversité biologique qui définit les orientations politiques en matière de biodiversité et d'agriculture, de février 1998.

L'objectif spécifique de ce plan d'action est d'améliorer ou de maintenir l'état de la diversité biologique et d'empêcher sa diminution en raison des activités agricoles. Il est notamment souligné dans ce texte que « la diversité biologique agricole, qui constitue un sous-ensemble de la diversité biologique générale, est indispensable pour répondre aux besoins fondamentaux de l'homme en termes de sécurité alimentaire ». Il est également rappelé que de nombreux écosystèmes sont mis en péril par l'abandon de certaines pratiques agricoles. Il s'agit donc d'une menace au moins aussi importante que l'intensification d'autres pratiques agricoles. Afin de réduire les pressions que l'agriculture exerce sur la biodiversité, il est énoncé un certain nombre de priorités d'actions telles que la poursuite de la mise en œuvre des mesures agri-environnementales, qui constituent un élément permanent et concerté de l'approche communautaire en matière de protection de la biodiversité. Par ailleurs, la réorientation de la PAC proposée par Agenda 2000 doit également être considérée comme un élément essentiel du plan d'action pour la biodiversité.

Le 26 juin 2003 a lieu un accord politique du Conseil sur les propositions de réforme avancées par la Commission intitulées *Réforme de la PAC : une perspective à long terme pour une agriculture durable*. Il s'agit d'une réforme en profondeur de la PAC qui va modifier radicalement les modalités de financement du secteur agricole. Ainsi,

cette réforme marque une importante avancée qualitative de l'intégration environnementale.

Désormais, la plupart des paiements directs seront versés indépendamment des volumes de production (découplage), sous la forme d'un paiement unique par exploitation. La rupture des liens entre subvention et production introduite par la nouvelle PAC donne aux agriculteurs la possibilité d'être plus compétitifs et d'orienter davantage leur production en fonction des exigences du marché, tout en assurant la nécessaire stabilité de leurs revenus. Cette réforme permet ainsi, également, de réduire les incitations à la production intensive, à l'origine de problèmes environnementaux accrus. Cependant, pour éviter l'abandon de la production, les Etats membres peuvent choisir de maintenir un lien entre les aides et la production dans des conditions bien définies et dans des limites clairement établies.

La politique de développement rural est renforcée et dotée de moyens financiers accrus. Davantage de ressources seront mises à la disposition des agriculteurs pour les programmes consacrés à l'environnement, à la qualité ou au bien-être des animaux, moyennant une réduction des paiements directs aux grandes exploitations (modulation). La modulation permet de dégager davantage de fonds au profit du second pilier, par un nouvel arbitrage des aides, moins favorable au soutien des marchés au profit de mesures promouvant des pratiques écologiques. Cette notion, également introduite au cours de la réforme Agenda 2000, revêt ici un caractère obligatoire.

Les paiements uniques par exploitation sont subordonnés au respect de règles minimales de bonnes pratiques agricoles, ainsi qu'à l'exigence du maintien de toutes les terres agricoles dans des conditions agronomiques et environnementales satisfaisantes, sous peine de privation des aides publiques et de sanctions financières (écoconditionnalité). L'écoconditionnalité consiste donc à ajuster le financement public au respect de principes énoncés.

L'agriculture européenne est maintenant tournée vers un développement rural plus respectueux de l'environnement. Ces évolutions de la politique agricole s'insèrent dans un contexte plus global de prise en compte croissante de l'environnement au sein de toutes les politiques européennes. Désormais, les politiques de l'Union européenne prennent en compte l'environnement, en particulier la biodiversité et les paysages, répondant ainsi aux demandes fortes exprimées par le public. Dans le cadre de la PAC, les mesures agri-environnementales sont devenues l'axe de l'approche environnementale. Leur évaluation est devenue une priorité de leur mise en œuvre, tant au niveau régional qu'euro-péen. Examinons alors la méthodologie de l'évaluation agri-environnementale et le cadre législatif dans lequel elle s'insère.

IV. L'évaluation agri-environnementale

1. L'évaluation environnementale

Avant de pouvoir définir ce qu'est l'évaluation environnementale appliquée à l'agriculture, il faut d'abord appréhender ce qu'est l'évaluation environnementale en général.

L'évaluation environnementale regroupe un large éventail d'outils conceptuels et méthodologiques, destinés à décrire, analyser et interpréter les activités humaines du point de vue de leurs conséquences prévisibles ou constatées sur l'environnement et le cadre de vie. Centrés selon les cas sur les produits, sur les sites, sur les processus, sur les aspects sociaux, ou sur les politiques, ces outils permettent d'éclairer sous des angles différents et complémentaires les solutions techniques, sociales, ou organisationnelles envisagées, de les comparer, et finalement d'identifier les solutions les plus favorables à un mode de développement durable.

Dans le cas de la mise en œuvre de programmes d'actions ciblés selon un objectif donné, évaluer consiste à mesurer ou estimer l'efficacité des programmes, l'efficience des moyens mis en œuvre, ou encore l'impact des pratiques (figure 1).

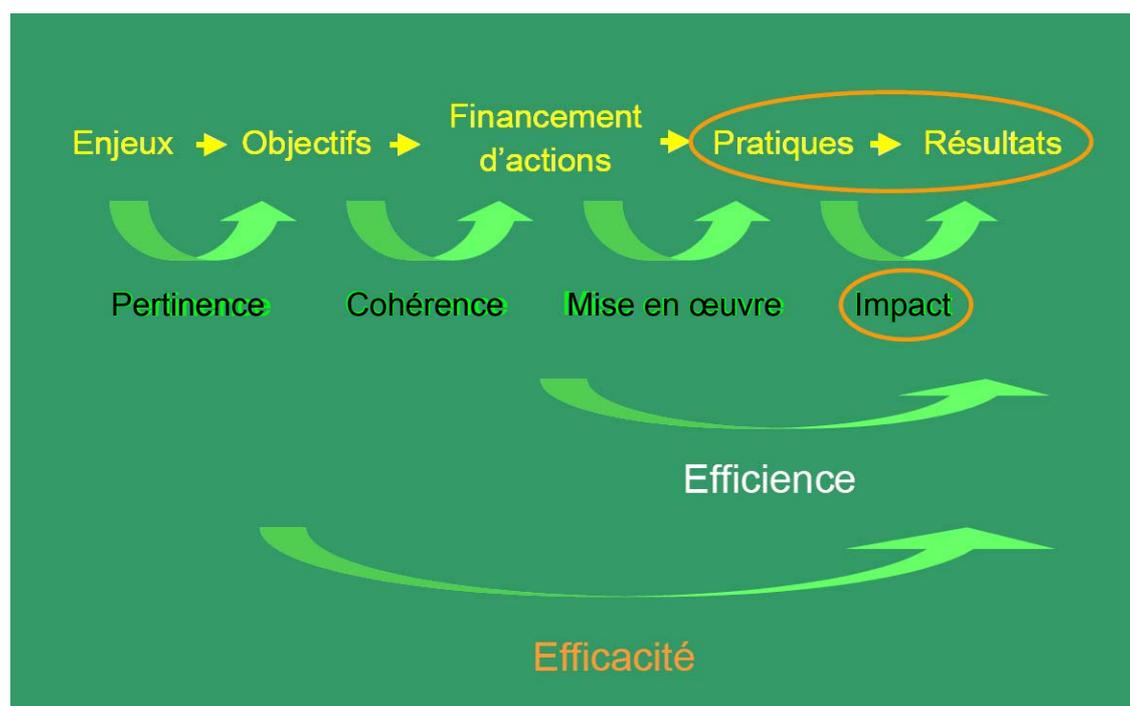


Figure 1 : Evaluer les différentes étapes d'un programme d'action (source : Girardin, 2002).

L'évaluation a deux objectifs principaux, d'importance variable selon les cas. Le premier objectif est de réaliser un diagnostic qui consiste à estimer ou à mesurer, à un moment donné le degré d'atteinte de l'objectif. Cette évaluation peut être répétée lors de suivis. Le second objectif est d'aider à la prise de décision, en proposant des

mesures ou des améliorations à prendre en vue de réaliser l'objectif. Ainsi l'évaluation environnementale diffère des études scientifiques dans la mesure où elles doivent permettre d'aboutir à la formulation de recommandations concrètes.

Avec le développement du concept de développement durable, les besoins d'évaluation environnementale se sont fortement développés.

Dans l'Union européenne, l'évaluation environnementale est devenue fondamentale : la commission la considère comme un élément clé permettant de mieux gérer les dépenses communautaires. La base juridique de cette considération est donnée par l'article 2 du règlement financier du 21 décembre 1977, modifié par le règlement 2335/95 du 18 septembre 1995 (Commission européenne, 1998). Ce règlement exige que les affectations budgétaires soient utilisées conformément aux principes d'une gestion saine, et notamment aux principes d'efficacité, d'économie et d'efficacité. Des objectifs chiffrés doivent donc être définis et leur avancement doit faire l'objet d'un suivi.

2. Les indicateurs environnementaux

Dans cette volonté d'évaluer les différentes politiques, les conseils de Cardiff et de Vienne ont souligné l'importance de la mise au point d'indicateurs environnementaux. En effet, toute évaluation s'appuie sur des indicateurs.

Selon Gras et al. (1989, in Girardin, 2002), « les indicateurs sont des variables [...] qui fournissent des renseignements sur d'autres variables plus difficiles d'accès [...]. Les indicateurs servent aussi de repère pour prendre une décision. » Ainsi, « ils fournissent des informations au sujet d'un système complexe en vue de faciliter sa compréhension [...] aux utilisateurs de sorte qu'ils puissent prendre des décisions appropriées qui mènent à la réalisation des objectifs » (Mitchell et al., 1995, in Girardin, 2002).

L'indicateur correspond donc à une vision synthétique du système étudié qui permet de simplifier l'information (Stilmant et Haan, 2002). Dès lors, il doit être immédiatement compréhensible, de mise en œuvre facile et reflétant bien la réalité du terrain, mais il doit également être pertinent pour les utilisateurs (Girardin, 2002).

Moxey et al. (1998) précisent qu'aucun indicateur spécifique ni aucun type d'indicateur ne peut être appliqué de manière universelle. Le choix des indicateurs est souvent limité par la disponibilité des données, qui est souvent particulière à chaque site. Il est donc préférable d'avoir recours à des indicateurs spécifiques et appropriés, en rapport avec les objectifs du programme. Ainsi, fixer des objectifs clairs et précis est une étape préalable indispensable à la réussite de l'évaluation et du suivi des incidences (Girardin, 2002).

Par ailleurs, la notion d'indicateur s'inscrit dans une logique plus large allant du général au particulier. Utiliser un indicateur nécessite, dans les faits, qu'il soit associé à un critère, lui-même relevant d'objectifs et éventuellement, selon les échelles utilisées, d'une finalité (figure 2).

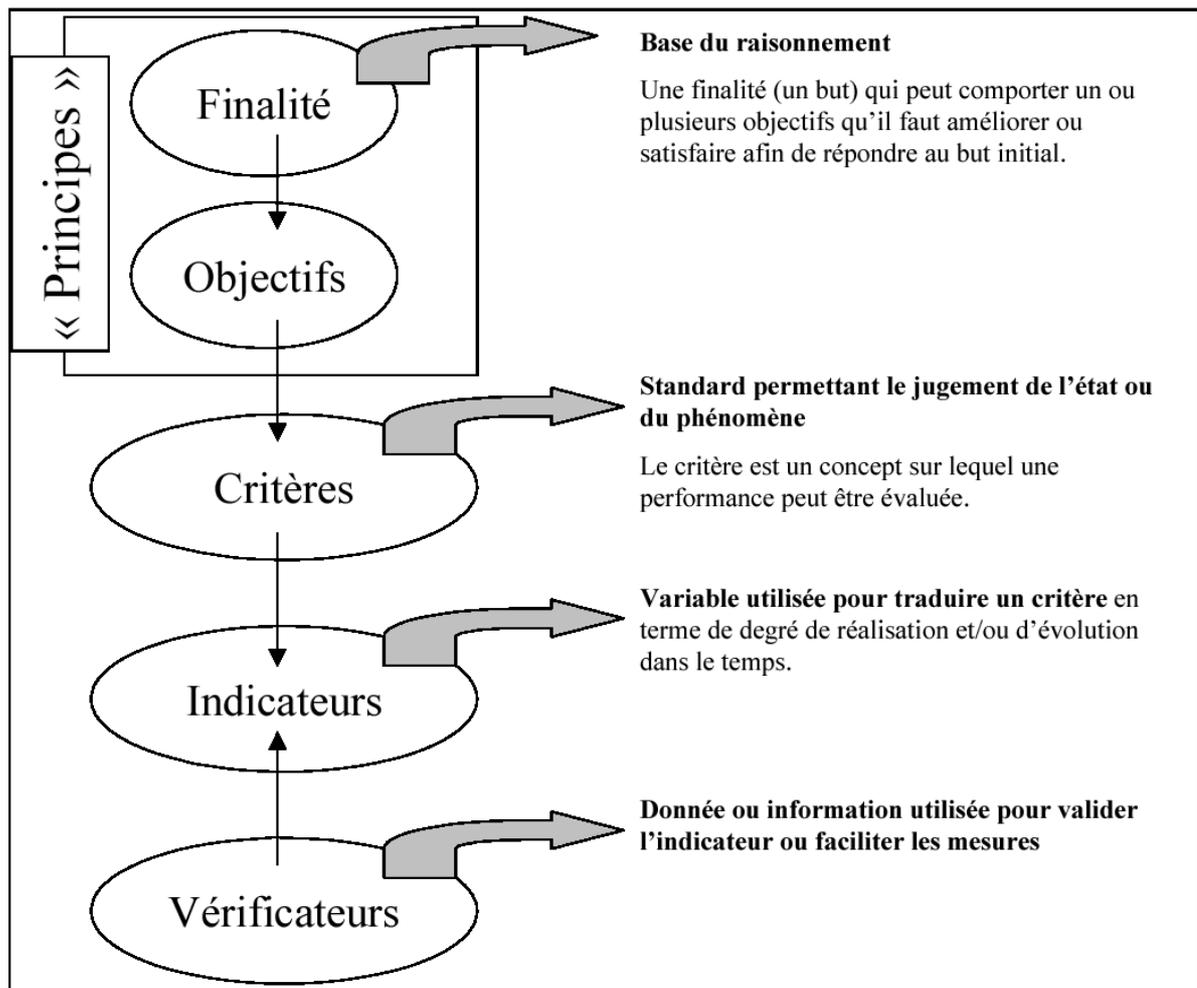


Figure 2 : Du concept de finalité à celui d'indicateur (source CPDT, 2002, in Stilmant et Haan, 2002).

Les indicateurs environnementaux sont établis pour permettre d'évaluer et de contrôler les impacts des différents secteurs économiques sur l'environnement. Ils sont destinés, de manière générale, à expliquer des questions complexes d'environnement mais aussi à montrer les évolutions au cours du temps et à fournir des informations quantitatives, utiles à la prise de décision. Le but est de pouvoir fixer des objectifs environnementaux clairs et d'en assurer le suivi. Parmi les secteurs qui influencent l'environnement on retrouve bien entendu l'agriculture.

3. L'évaluation environnementale appliquée au secteur agricole

Appliquée à l'agriculture, l'évaluation environnementale vient élargir et compléter la gamme déjà riche des outils élaborés par les agronomes pour évaluer les performances technico-économiques des exploitations, des systèmes de production et des filières agricoles.

L'évaluation agri-environnementale permet donc d'évaluer et d'effectuer un suivi des conséquences environnementales des pratiques agricoles. Ceci est particulièrement

important pour évaluer l'impact des programmes agri-environnementaux qui ont été mis en place dans chaque Etat membre. En effet, les montants mis en jeu représentent un budget important, et il est tout à fait légitime d'espérer une atteinte des résultats et de les évaluer. L'évaluation permet donc de déterminer dans quelle mesure les programmes permettent une amélioration de l'environnement et de suivre ces améliorations. Elle consiste en une analyse en profondeur, effectuée à un moment donné du programme, qui va permettre de déterminer les incidences des mesures et d'améliorer l'implantation, la transparence mais aussi l'affectation des moyens financiers, en s'appuyant sur les résultats du suivi. Ceci permet de modifier les programmes de manière à réduire l'écart entre les objectifs poursuivis et les résultats obtenus.

Ainsi, le suivi et l'évaluation des programmes agri-environnementaux sont indispensables pour la Commission. L'évaluation, par les Etats membres, de leurs programmes agri-environnementaux est donc obligatoire, conformément à l'article 16 du règlement (CE) 746/96 : « les Etats membres assurent le suivi et l'évaluation des mesures agri-environnementales » (Commission européenne, 1998).

Le document de travail de la Commission européenne *Evaluation des programmes agri-environnementaux* (1998) précise que cette évaluation doit être analytique, systématique, fiable, axée sur les questions principales et orientée en fonction des besoins des autorités compétentes et des gestionnaires des programmes.

Le rapport d'étude de la Commission (1998) donne un récapitulatif des étapes nécessaires à l'évaluation des programmes agri-environnementaux, fixées par le document de travail STAR VI/3872/97 :

- détermination des objectifs généraux et spécifiques ;
- collecte des données de base et mise en place de systèmes de suivi des incidences ;
- indépendance et haut niveau de qualification des évaluateurs ;
- détermination des incidences à suivre et évaluer :
 - o incidences écologiques
 - o incidences agricoles
 - o incidences socio-économiques
- choix des indicateurs appropriés ;
- appréciation des liens avec d'autres politiques, y compris la concurrence avec d'autres mesures d'exploitation des sols.

La Commission souligne, dans sa communication au Conseil et au Parlement européen *Pistes pour une agriculture durable* (1999), que « une approche au coup par coup ne peut pas pleinement prendre en compte le fait que l'environnement est un système global dans lequel la composition et l'interaction des éléments constitutifs revêtent une grande importance ». De plus, compte-tenu des limites de l'expertise, il est souvent très difficile de déterminer précisément la contribution réelle de chaque mesure vis-à-vis d'un objectif défini, et ce, d'autant plus que plusieurs méthodes sont mises en œuvre conjointement.

Les Etats membres doivent donc suivre et évaluer les incidences écologiques, agricoles et socio-économiques de l'application des mesures, et leurs interactions. Cependant, l'analyse des incidences écologiques des mesures agri-environnementales

présente encore de nombreuses difficultés méthodologiques et les discussions sur les indicateurs agri-environnementaux sont loin d'être closes.

4. Les méthodes d'évaluation de l'impact environnemental de l'agriculture au niveau de l'exploitation

L'évaluation des programmes agri-environnementaux mis en œuvre au niveau régional ou national se base sur des données obtenues au niveau de chaque exploitation participant à ces programmes.

Il a donc été développé des méthodes permettant d'évaluer l'impact environnemental de l'agriculture au niveau de l'exploitation et de définir la capacité des agrosystèmes à rester productifs à long terme. En effet, dans une perspective de durabilité des exploitations, il est maintenant désuet de n'évaluer les exploitations agricoles que sous l'aspect de leurs performances technico-économiques.

L'évaluation doit s'appuyer sur des outils décisionnels simples qui permettent de fournir des conclusions fiables rapidement et sans nécessiter des longues investigations.

van der Werf et Petit (2002) ont recensé et caractérisé différentes méthodes d'évaluation utilisant des indicateurs, en fonction des objectifs environnementaux pris en compte. La plupart des méthodes évaluent l'impact environnemental via un diagnostic agro-environnemental de l'exploitation. Cependant cette approche basée uniquement sur l'impact environnemental ne prend pas en compte les aspects sociaux et économiques d'une exploitation, comme ses bilans économiques (Mulders, 2000). Ainsi sont apparues d'autres méthodes, dites d'évaluation de la durabilité écologique, qui évaluent la durabilité environnementale des exploitations.

Chaque méthode est caractérisée par un public cible (agriculteurs, techniciens, décideurs...), un système évalué (parcelle, exploitation, bassin versant...) et un type d'utilisation (diagnostic, aide à la décision, communication).

On l'a déjà souligné, l'impact environnemental ne peut pas être quantifié directement, mais il peut être estimé en fonction d'objectifs précis. Parmi les méthodes étudiées par van der Werf et Petit (2002), ceux-ci estiment que les méthodes d'évaluation de l'impact environnemental ne doivent prendre en compte que les objectifs concernant les « fonctions puits » de l'écosystème global (qualité de l'eau, qualité du sol...). Par contre les méthodes d'évaluation de durabilité doivent également se préoccuper de thèmes concernant les « fonctions source » de l'écosystème comme l'utilisation d'énergie non-renouvelable mais aussi la biodiversité, naturelle et agricole, ou les paysages.

Ces nouveaux outils d'évaluation des exploitations constituent une précieuse aide à la décision pour les décideurs politiques et les gestionnaires de l'espace, et permettent d'ouvrir de nouvelles pistes de réflexion. Ils sont également utiles aux agriculteurs en leur permettant de positionner leur exploitation face aux nouveaux défis qui se présentent à eux.

Devant le déclin des populations animales dans des paysages agraires fortement transformés où les habitats naturels étaient réduits et fragmentés, de nombreuses préoccupations, d'associations de protection de la nature entre autres, ont émergé. En réponse à ces préoccupations, des études ont été menées sur les modifications du paysage et les conséquences de ces transformations sur les processus écologiques, en particulier sur le fonctionnement des populations animales et végétales. Ces études constituent une discipline à part entière, l'écologie du paysage, dont nous allons maintenant présenter les principaux concepts. Ainsi nous verrons comment l'écologie du paysage peut apporter une vision nouvelle de la préservation de la biodiversité.

Chapitre 2

Les apports de l'écologie du paysage : l'importance du maillage écologique

1. L'écologie du paysage

L'écologie du paysage analyse d'un point de vue scientifique l'organisation des paysages et son incidence dans l'espace. Elle analyse les relations entre les éléments d'un écosystème (le micro-climat, le relief, le sol, la végétation et la faune), et considère particulièrement les échanges de matière et d'énergie dans cet espace, ainsi que leurs modifications. Cette analyse tient également compte des interventions de l'homme ou de la société sur les espaces naturels, notamment des activités agricoles, minières et industrielles. Ainsi, en zone agricole, l'écologie du paysage cherche à comprendre le fonctionnement des paysages agraires dans le but de les aménager de façon à satisfaire aussi bien les agriculteurs que la préservation de l'environnement et la conservation de la biodiversité.

Le paysage peut être perçu différemment en fonction des domaines d'études. Généralement le paysage est perçu comme une mosaïque de structures naturelles et artificielles connectées entre elles et perçues à travers un filtre culturel. Cependant, pour l'écologie du paysage, le paysage est plus qu'un simple lieu, qu'un site géographique ou qu'une mosaïque de structures. Un paysage existe en tant que structure et système écologique, indépendamment de la perception (Burel et Baudry, 1999). C'est un espace physique et fonctionnel, un niveau d'organisation des systèmes écologiques, dans lequel des processus écologiques et les organismes associés prennent place et interagissent à des échelles de temps et d'espace différentes. Dès lors, Marshall et Moonen (2002) associent le terme de paysage aux notions de corridor et de dispersion des espèces, sans mentionner ses composantes esthétiques, culturelles ou sociales.

Pour l'écologue, le paysage est donc une part du monde réel dont on souhaite décrire et interpréter les processus (Farina, 2000). Afin d'y parvenir, l'écologie du paysage se base sur l'évolution des systèmes agricoles, évolution liée à leur histoire, elle-même fortement dépendante des activités humaines. Il a donc été indispensable d'adopter une approche pluridisciplinaire qui prend en compte l'hétérogénéité spatiale et temporelle des milieux étudiés, mais aussi l'homme et le reconnaît comme faisant partie intégrante du système écologique (Burel et Baudry, 1999). Il en résulte que l'écologie du paysage est considérée comme l'une des meilleures approches synthétiques pour décrire, comprendre et expliquer la complexité des écosystèmes et de leur fonctionnement (Farina, 2000).

Ainsi de nombreuses études ont été menées pour comprendre comment les structures paysagères peuvent contrôler la distribution des plantes ou les déplacements des animaux, et dans quelle mesure les activités agricoles, en modélant le paysage et les habitats, affectent la biodiversité. Pour cela, l'écologie du paysage étudie les effets de structure spatiale et comment les paysages sont « perçus » par différents organismes animaux et végétaux. Par le développement de méthodes d'analyse spatiale, elle s'attache à donner un sens à ces mesures, en terme de conséquences sur les déplacements d'espèces, de dynamique des populations, ou les flux de matière et d'énergie.

II. Eléments de description des paysages

Afin de comprendre, et surtout d'expliquer l'organisation spatiale d'un paysage, l'écologie du paysage doit décrire, et donc nommer les différents éléments qui le composent. Ces éléments peuvent être regroupés en trois catégories :

- les taches. Les taches sont des milieux naturels ou semi-naturels, de nature très diverse, favorables à l'accueil d'une biodiversité spontanée. Il peut s'agir de bosquets, de mares, mais aussi d'habitations. L'ensemble des taches forme une mosaïque.
- la matrice. La matrice est l'élément dominant d'un paysage, qui englobe les taches. Dans les paysages ruraux, il s'agit généralement des champs de cultures ou des prairies. Cette matrice est souvent perçue comme un espace neutre, voire hostile pour les espèces. Cependant, il s'agit rarement d'un milieu homogène. Elle présente de multiples différences liées par exemple à la fertilisation des parcelles. Il existe donc tout un gradient de situations depuis la forêt jusqu'au champ labouré. Ainsi cette notion a tendance à disparaître au profit d'une complexification de la représentation des paysages : on préfère plutôt parler de mosaïque paysagère (Burel et Baudry, 1999). Il ne s'agit plus de taches plus ou moins isolées au sein de la matrice mais d'un ensemble continu de taches contiguës de nature différente. Par ailleurs, il faut souligner que ces éléments sont avant tout des entités visuelles, mais qui ne représentent pas forcément des unités fonctionnelles, puisque de nombreuses différences invisibles à l'œil nu peuvent apparaître, liées à des activités humaines (fertilisation, traitements phytosanitaires...) ou à des processus physiologiques (floraison...).
- les corridors. Les corridors sont des éléments linéaires présents au sein de la matrice qui ont une fonction écologique importante, à la fois comme habitat pour les espèces et comme milieu favorisant le déplacement d'individus. Dans un paysage agricole, il s'agit des éléments non cultivés tels que les haies, les bords de chemins, les espaces herbeux inter-champs... L'ensemble des corridors constitue un réseau plus ou moins dense et continu.

L'arrangement spatial de la mosaïque de taches et des réseaux de corridors constitue le patron paysager. Une fois une telle description effectuée, l'écologie du paysage cherche les paramètres susceptibles d'influencer la présence, la survie, le déplacement, ou la reproduction d'un organisme ou d'une population dans ce paysage. Ceci permet de distinguer, de catégoriser et de cartographier les éléments présentant des fonctions similaires. Ces fonctions sont définies en regard d'un groupe fonctionnel (groupe d'espèces présentant des traits d'histoire de vie communs comme le mode de reproduction ou la stratégie alimentaire ou reproductive). On peut ainsi dégager des ensembles cohérents d'éléments du paysage favorables à des groupes d'espèces.

III. Concepts utilisés en écologie du paysage

Pour comprendre les paramètres susceptibles d'influencer la présence, la survie, le déplacement ou la reproduction d'un organisme ou d'une population, c'est-à-dire pour comprendre les processus écologiques qui se déroulent au niveau d'un paysage, l'écologie du paysage a produit et s'appuie sur un certain nombre de concepts. L'étude des paysages agricoles fait appel à trois notions, liées entre elles de manière forte : l'hétérogénéité, la fragmentation et la connectivité.

1. L'hétérogénéité

Comme tous les écosystèmes, les paysages présentent une hétérogénéité, à la fois spatiale et temporelle. Elle est le résultat de facteurs biotiques (présence d'espèces végétales et leurs capacités de dispersion...) et abiotiques (microclimats, relief, exposition, nature du sol...) agissant différemment dans l'espace et dans le temps. En effet, l'organisation des communautés animales et végétales, les cycles de matière et d'énergie dépendent des conditions environnementales actuelles, mais aussi de l'histoire récente ou ancienne.

De plus, dans les paysages agricoles, on doit ajouter les activités agricoles qui sont le moteur principal de l'hétérogénéité et de la dynamique de ces paysages. Le mode d'occupation parcellaire du sol a créé une mosaïque paysagère importante constituée de nombreuses taches variées.

L'hétérogénéité d'un paysage a deux composantes. La première est la diversité des éléments qui le composent : un paysage est d'autant plus hétérogène qu'il présente un nombre élevé d'éléments de nature différente. La seconde concerne l'arrangement spatial de ces éléments : un paysage est d'autant plus hétérogène que des éléments, en même proportion, sont fragmentés en petites unités et présentent des relations spatiales complexes. L'hétérogénéité spatio-temporelle du paysage influence en retour les flux d'organismes, de nutriments et d'énergie, ainsi que la distribution des espèces ou des peuplements.

Ainsi, la mesure de l'hétérogénéité d'un paysage permet de noter la proportion relative des différentes taches de même nature, leurs relations spatiales, et permet également de comparer plusieurs paysages entre eux.

2. La fragmentation

La fragmentation est une notion importante en écologie du paysage, à la base même du développement de la discipline. Il s'agit d'un processus caractérisé par une diminution de la surface totale d'un habitat et de son éclatement en fragments, ou îlots. La fragmentation des habitats participe donc à augmenter l'hétérogénéité des paysages. Mais cette notion peut également s'appliquer aux populations.

Dans les paysages ruraux, ce processus est bien présent. Les forêts ont été progressivement déboisées pour arriver actuellement à un stade où la forêt ne présente plus que quelques pourcentages de la surface totale, les corridors boisés ayant été eux-aussi supprimés. Burel et Baudry (1999) ont tenté de reproduire cette histoire par une simulation de la destruction aléatoire de fragments d'une forêt. Alors qu'en début de simulation la forêt constitue l'élément principal du paysage, ne laissant que peu de place à d'autres taches de nature différente, il ne reste à la fin que quelques pourcentages de terres recouvertes de forêt.

De cette évolution, on observe tout d'abord une augmentation du nombre de taches, ou fragments. Puis ce nombre se stabilise mais s'accompagne d'une diminution brutale de leur surface moyenne. Ceci a pour conséquence une diminution du rapport surface/périmètre, ou, en application aux taches, du rapport milieu intérieur/milieu de lisière. Au sein de chaque tache, mais aussi dans une moindre mesure au sein des corridors, on distingue un milieu de lisière, en interaction avec la matrice et les autres taches, et un milieu intérieur, qui présente peu d'interactions avec l'extérieur. Ce rapport mesure donc l'importance des lisières, qui varie avec la taille et la forme des taches. La fragmentation, en diminuant la taille des taches augmente les surfaces boisées soumises aux influences extérieures et favorise les effets de bordure.

Ainsi les espèces voient la surface de leur habitat se réduire considérablement. Or un habitat favorable à une espèce, pour pouvoir accueillir des organismes, doit présenter une surface minimale correspondant au domaine vital de l'espèce, lié à son rayon de déplacement quotidien et lui permettant de survivre. Cette surface varie en fonction de chaque espèce. Ceci est appuyé par les études de Forman (Forman et al., 1976, in Burel et Baudry, 1999) concernant la relation taille du bois/nombre d'espèces d'oiseaux, qui ont montré l'existence d'un seuil de surface de tache au-delà duquel une espèce peut être présente. Ces études ont également démontré qu'un seul grand bois abrite plus d'espèces que la même surface de petits bois plus ou moins fragmentés.

Donc la fragmentation, en réduisant la surface de l'habitat, entraîne une perte d'espèces. Les milieux de lisière sont favorisés au détriment des milieux intérieurs. Cela favorise les espèces généralistes aux dépens des espèces spécialistes qui sont, au moins jusqu'à un certain point, les plus menacées par la fragmentation.

Par ailleurs, la simulation révèle une diminution constante de la connectivité entre les éléments boisés. La fragmentation, par destruction des corridors de même nature que les taches, conduit donc à l'isolement de chaque fragment, et donc à l'isolement des populations présentes dans chaque fragment. Ceci modifie les échanges entre îlots et le déplacement des organismes. Or il est important de rappeler que les déplacements, entre taches du même type ou entre taches de différents types, sont un processus essentiel, traduisant des activités différentes qui ont lieu dans différents milieux (nourriture, reproduction, hibernation...), ou la capacité d'une espèce à utiliser plusieurs types de taches (large valence écologique).

La fragmentation de l'habitat fragilise et fragmente les populations et leur impose un fonctionnement en métapopulation. Ce concept a été introduit par Levins en 1970. Il s'agit d'un ensemble de populations locales : c'est une population de populations. Cette notion repose sur la discontinuité de la distribution spatiale d'une espèce et s'applique donc bien aux espèces occupant un environnement fragmenté en patches.

Une tache, si elle est suffisamment grande, peut accueillir une population appelée population locale. Entre les différentes taches d'un habitat fragmenté, des échanges sont possibles, et sont rendus d'autant plus faciles que celles-ci sont proches ou reliées par des corridors. Dans chaque tache, les populations, généralement de faible taille, peuvent, pour différentes raisons (démographiques, accidentelles...) s'éteindre. Etudier la métapopulation consiste à opérer un changement d'échelle. Dès lors, à l'échelle d'un paysage, on ne s'intéresse plus au devenir d'une population particulière dans une tache, mais à la persistance de la métapopulation.

Au sein de chaque tache, les populations sont sans cesse soumises à des phénomènes locaux d'extinctions et de recolonisations. Mais, tant que des échanges sont possibles entre les taches permettant de coloniser à nouveau les taches inoccupées, et que le taux moyen d'extinction est inférieur au taux de migration, la métapopulation persiste. Ainsi, une métapopulation consiste en un ensemble changeant de populations locales, et une dynamique locale instable (extinction) est compatible avec la persistance à l'échelle régionale.

Cependant, une métapopulation peut disparaître avant même la disparition complète des milieux favorables si la taille ou la densité des taches, ou encore les échanges entre elles sont insuffisants.

La fragmentation est donc plus qu'une perte d'habitat, c'est une modification de la qualité de l'habitat par isolement des taches et augmentation de l'effet de lisière. Dès lors, ce n'est plus seulement la quantité d'habitat qui influence la présence d'espèces et l'abondance des populations, mais également la fragmentation et la distance entre les fragments.

Les espèces réagissent différemment à la fragmentation de leur habitat. Chaque espèce a des besoins différents en terme d'habitat, de taille du territoire, ou de pourcentage de surface boisée dans leur territoire, et perçoit donc différemment la fragmentation. Les grands mammifères forestiers, dont l'habitat diminue rapidement, disparaissent en premier. Par contre les espèces de lisières sont tout d'abord favorisées, et elles ne perçoivent les changements que lors de la diminution de la surface totale de lisière, à un stade avancé de la fragmentation.

Mais de manière générale, la fragmentation s'accompagne d'une perte de diversité, accélérée par l'isolement des taches. Il est donc important dans un but de préservation des populations, de rétablir les relations spatiales entre les taches, la connectivité.

3. La connectivité

La connectivité est également un thème central en écologie du paysage. Elle peut être définie comme la mesure des possibilités d'échanges entre deux éléments du paysage. Elle permet de favoriser les déplacements et de relier des habitats éloignés et fragmentés au sein d'un paysage (Burel et Baudry, 1999). Ainsi la connectivité d'un paysage est importante pour les organismes à différentes échelles de temps et d'espace (la journée pour se nourrir, les saisons pour rejoindre les sites de nidification ou d'hibernation...).

On distingue généralement deux types de connectivité. La connectivité spatiale correspond à deux taches de même type qui sont adjacentes dans l'espace, alors que la

connectivité fonctionnelle correspond au fait qu'un individu ou que des propagules puissent passer d'une tache à l'autre, et ce, même si celles-ci sont éloignées. Cependant, cette distinction a tendance à disparaître. La connectivité d'un paysage dépend principalement des capacités des individus d'une espèce donnée à se déplacer, en particulier à se déplacer dans un autre élément que son habitat. Ainsi, en fonction de l'espèce, la connectivité biologique peut être forte alors que la connectivité spatiale est faible, ou inversement (Burel et Baudry, 1999).

La connectivité d'un paysage peut être fortement accrue par la présence ou la création de corridors biologiques. Ils constituent des éléments de liaison de même nature que les taches et permettant de les relier entre-elles. Dès lors, en réponse aux problèmes de fragmentation, l'idée a émergé de créer des corridors afin d'augmenter la connectivité. Le but est de favoriser les déplacements entre taches favorables afin d'assurer la persistance de la métapopulation, puisque celle-ci dépend de la capacité des individus d'une population de quitter une tache pour en coloniser une autre de même type.

Les corridors biologiques s'organisent en réseaux qui peuvent être décrits par le nombre de connexions et d'intersections. Les intersections correspondent aux lieux où les corridors s'entrecroisent ; les connexions, au nombre de liens entre corridors à une intersection (Burel et Baudry, 1999). Il existe des connexions en T, en L, en X, ou en O, qui représentent un lien entre 3, 2, 4 haies ou un « cul de sac ».

Burel et Baudry (1999) ont montré que l'ajout de corridors (réseau de haies) dans un paysage à un stade avancé de fragmentation, augmentait fortement l'efficacité des réseaux, et ce, bien plus en proportion que l'augmentation du nombre de surfaces boisées. Cette augmentation d'efficacité est moindre dans un paysage moins fragmenté. Ainsi, l'efficacité fonctionnelle des corridors dépend du contexte paysager. Par ailleurs, même si un réseau de corridors est très important, il ne faut pas oublier la connectivité entre les corridors et les autres éléments du paysage. Par exemple, dans le cas d'un réseau de haies connectées permettant le déplacement d'espèces forestières, la connectivité entre les prairies ou les cultures, et les haies, est aussi essentielle. Elle permet aux espèces de ces milieux de trouver refuge dans la haie, ou aux espèces des haies d'aller se nourrir dans les cultures par exemple.

On peut regrouper les corridors en groupes, ou clusters, de mêmes qualités. On représente alors des portions de réseaux qui possèdent une fonctionnalité particulière. On passe ainsi d'une structure à un ensemble fonctionnel permettant de différencier et de repérer les réseaux « efficaces ». Leur efficacité dépend de leur forme et de leur nature. Ainsi, la structure du corridor (sa forme, sa largeur, la structure verticale de la végétation) détermine en partie son rôle, pour une espèce donnée (Burel et Baudry, 1999). Ainsi des corridors peuvent jouer un rôle de barrière qui freine ou stoppe les déplacements ou les flux. Ces barrières peuvent avoir des effets positifs, en arrêtant la circulation des polluants par exemple. Mais la plupart présentent des effets négatifs, notamment pour la faune et la flore, en empêchant les déplacements et la rencontre d'individus d'une même espèce. Toutefois, certains aménagements, comme les tournières peuvent à la fois jouer un rôle de corridor et de barrière, en permettant la nidification de l'avifaune et en stoppant les flux de polluants vers l'aval et les cours d'eau.

La connectivité, bien qu'essentielle, est une notion difficile à étudier, variant fortement suivant les espèces ou leur mode de déplacement. Pour un paysage, on ne peut donc pas définir une seule et unique connectivité, mais il en existe de nombreuses différentes.

IV. Conclusion

L'écologie du paysage permet donc de caractériser un paysage et d'étudier son fonctionnement, en particulier les échanges de matières et les flux d'individus entre éléments, qui s'opèrent au sein d'un paysage. Elle a montré l'importance de la connectivité pour le maintien des espèces, principalement en milieu agricole.

Mais l'écologie du paysage est également une discipline appliquée : les nombreuses études qui ont été réalisées ont dégagé un certain nombre de principes de gestion et d'aménagement de l'espace qui permettent le maintien de la biodiversité. Elle répond ainsi à des questions et des problèmes concrets de biologie de la conservation, de gestion de la faune et de la flore, d'aménagement et de gestion de l'espace rural. Dès lors, l'écologie du paysage peut aider à définir la mise en place et le suivi des mesures agri-environnementales (Burel et Baudry, 1999).

Parmi les mesures agri-environnementales, nous allons étudier plus précisément en quoi les bandes enherbées peuvent constituer une réponse à de nombreux problèmes environnementaux, et en particulier comment elles permettent l'amélioration du maillage écologique, en terme de structure et de connectivité, et favorisent le maintien des populations fragmentées présentes en milieu rural.

Chapitre 3

Les bandes enherbées

Avec les évolutions des pratiques agricoles, les bords des champs cultivés ont souvent été réduits à leur strict minimum, voire supprimés, permettant juste une délimitation du parcellaire. Leurs intérêts environnementaux et agronomiques ont été oubliés. Dans la démarche de concilier agriculture et environnement, une des mesures agri-environnementales a pour objectif de redonner vie et fonction à ces linéaires en créant des aménagements spécifiques, tout en limitant les nuisances liées à l'occupation d'espace cultivable et la perte de productivité. Nous le verrons, cette mesure « bandes enherbées » peut se décliner sous plusieurs formes afin d'atteindre des objectifs spécifiques (tournière, beetle bank, etc.).

1. Rôles des bandes enherbées :

Les bordures des champs sont les espaces non cultivés, donc non productifs, séparant les zones exploitées d'autres zones de cultures, de chemins, de haies, de boisements ou de cours d'eau. Il s'agit de bandes de terres d'une largeur généralement comprise entre 4 et 20 mètres et présentant un couvert herbacé, parfois spontané, mais le plus souvent semé. Ces aménagements sont souvent délaissés et réduits au minimum indispensable par les agriculteurs dans la mesure où il s'agit d'un espace non consacré à la production, donc non rentable et constituant une perte de terre cultivable.

Elles mériteraient toutefois une attention particulière pour des raisons écologiques et sociales. En fonction du regard que l'on y porte (agriculteur, chasseur, naturaliste, promeneur...), un bord de champ peut répondre à des finalités bien différentes : simple zone délimitant le parcellaire, zone de chasse, lieu de promenade, élément du paysage rural...

Ainsi, pour les activités agricoles, un bord de champ établi dans un but précis et géré en conséquences peut devenir une véritable opportunité. En complément d'autres mesures de conservation des sols prises au sein d'un bassin versant, ils permettent une réduction des phénomènes d'érosion, ainsi que la filtration et le dépôt des engrais, pesticides, matières organiques et sédiments.

Par ailleurs, ces structures herbacées ne reçoivent pas d'intrants et constituent de ce fait de véritables zones tampons entre les espaces cultivés et les éléments naturels fixes du paysage ou un écosystème fragile, protégeant ces derniers des dérives des traitements chimiques appliqués aux cultures.

En raison des faibles apports en fertilisants et produits phytosanitaires, ces milieux peu perturbés offrent des possibilités d'habitat pour la faune et la flore sauvage.

Marshall et Moonen (2002) ont résumé les principaux rôles des bords des champs selon leurs fonctions : fonctions agronomiques, environnementales, leur participation à la conservation de la nature, et enfin fonction de récréation et de développement rural (tableau 1).

Fonction	Rôle
Agronomie	délimitation du parcellaire ; contrôle le développement des adventices et les invasions d'insectes ravageurs
Environnement	contrôle la dérive des produits phytosanitaires ; limite l'érosion ; régule les flux hydriques ; améliore la qualité des eaux
Conservation de la nature	refuge pour les espèces ; habitat ; lieu de nourrissage et de reproduction ; corridor facilitant les déplacements
Récréation et développement rural	valeur esthétique et culturelle ; promenades ; tourisme ; lieu de chasse

Tableau 1 : Principales fonctions des bords des champs dans les agrosystèmes (d'après Marshall et Moonen, 2002).

1. Lutte contre l'érosion

Les tournières présentent comme principal intérêt environnemental la lutte contre l'érosion. Or les modifications récentes des pratiques agricoles aboutissent à des phénomènes d'érosion et de ruissellement des eaux qui se traduisent par des pertes de surfaces agricoles, et le transport de sédiments, vers les terres en aval et vers les cours d'eau. La problématique de la conservation des sols est l'un des grands enjeux actuels.

Les tournières permettent une protection localisée contre l'érosion puisque la végétation qui la constitue couvre une aire de sol qui aurait, sans cela, un haut potentiel d'érosion. Cependant, elles sont surtout implantées perpendiculairement au sens des écoulements provenant des terres en amont. Du fait de la rugosité de surface du couvert végétal, la bande enherbée favorise le ralentissement du ruissellement diffus de surface qui la traverse. Elles permettent également de diminuer le flux de ruissellement puisqu'une partie de celui-ci s'infiltré en raison de la plus grande perméabilité que présente une surface en herbe par rapport à un sol travaillé et tassé. Ces deux processus provoquent le dépôt des particules solides en suspension dans les eaux de ruissellement (Dautrebande, 2003). Les particules les plus grossières sont piégées les premières. Les plus fines sont retenues si le bord du champ représente une largeur suffisante, mais aussi en fonction de la pente et des caractéristiques du couvert végétal (composition floristique, ancienneté). Les tournières enherbées, grâce aux phénomènes de sédimentation et d'infiltration, constituent donc une barrière à la fuite des éléments depuis les parcelles.

Ces aménagements n'empêchent pas le ruissellement, et ne contribuent bien évidemment pas à diminuer l'érosion des terres en amont. Mais ils permettent de diminuer les effets du ruissellement, principalement sur les terres en aval, du fait de la diminution des apports d'eau. Une étude réalisée entre 1993 et 1996, montre que les bandes enherbées de 6 mètres de large réduisent de 62 % le volume d'eau ruisselée ; 88 % pour celles de 18 mètres de large. De plus, les bandes enherbées sont très efficaces pour retenir les matières en suspension puisque 89 % d'entre elles sont

arrêtées par une bande de 6 mètres de large, et jusqu'à 99 % pour des bandes de 18 mètres de large (Real, 1998). Ainsi, dans les zones à risque d'érosion diffuse faible les bandes enherbées, correctement implantées et entretenues, ont alors un rôle et une efficacité majeurs qui justifient leur installation.

2. Amélioration de la qualité des eaux et zone tampon contre la dérive des produits phytosanitaires

Un second intérêt environnemental des tournières est leur contribution à l'épuration des eaux de ruissellement. Les bords des champs permettent donc d'améliorer la qualité des cours d'eau. La présence de végétation dense ralentit l'écoulement et accroît l'infiltration du ruissellement, ainsi les produits phytosanitaires et les fertilisants organiques et minéraux sont retenus et entraînés vers la zone racinaire. Cette zone, qui constitue un milieu particulièrement bien structuré, est le siège d'une riche activité biologique qui favorise la rétention puis la dégradation des substances (CORPEN, 1997). Comme pour l'érosion, l'efficacité des bords de champs dépend de leur localisation, de la hauteur du couvert végétal, donc de son âge et de sa composition, et de leur largeur. Real (1998), a comparé la qualité des eaux de ruissellement à l'exutoire de parcelles agricoles, après passage dans des bandes enherbées de 6, 12 et 18 mètres. Il a pour cela étudié les concentrations et les quantités de différents produits phytosanitaires, les nitrates et les phosphates. Les résultats de l'étude révèlent que la concentration des produits phytosanitaires est réduite de 80 à 90 % avec des bandes de respectivement 6 et 18 mètres. Les nitrates et les phosphates sont réduits de 65 et 50 % pour des bandes de 6 mètres, et de 90 et 80 % pour des bandes de 18 mètres. Néanmoins lorsque les agriculteurs pratiquent déjà une agriculture raisonnée (économe en intrants) cet effet de réduction de concentration ne s'observe pas (Dassonville, 2002).

De plus, les bords des champs présentent une efficacité indirecte en permettant de réduire l'effet des dérives de pulvérisation. Cet effet est particulièrement important lorsque le champ est situé à proximité d'une zone naturelle ou d'un cours d'eau. L'implantation d'une tournière éloigne les cultures de cette zone et la protège contre la dispersion par le vent de gouttelettes de pulvérisation.

3. Refuge pour une flore diversifiée

Traditionnellement, dans les bords des champs, l'absence de perturbations permet l'établissement d'une flore pérenne, naturelle et spontanée, à la différence des milieux de culture où il s'agit principalement d'espèces annuelles (Moonen et Marshall, 2001). Certaines espèces botaniques qui les composent suivent un cycle végétatif annuel, mais l'on rencontre surtout des plantes bisannuelles ou vivaces. Il s'agit à la fois de graminées (fétuques, dactyle, pâturins...) et de dicotylédones.

Si cette flore peut constituer un risque potentiel pour les cultures voisines, elle présente cependant des aspects bénéfiques. Tout d'abord, les bords des champs

permettent le maintien d'une flore, certes commune, mais diversifiée et possédant des valeurs intrinsèques.

Cependant, dans le cas de l'implantation d'une tournière enherbée, le stock de graines contenu dans le sol s'avère souvent insuffisant pour donner naissance à un couvert herbacé spontané suffisamment riche ou dense. Ces bandes sont donc semées. Cela permet par ailleurs un certain contrôle des espèces présentes et d'éviter un transfert vers les cultures.

De nombreuses études ont été menées afin de suivre l'évolution de la végétation par rapport au mélange semé. Dassonville (2002) a montré que la composition floristique et l'abondance de chaque espèce dans une tournière dépendent de la composition du mélange de départ, de la date de semis, et de l'historique de la parcelle. Certaines graminées s'installent spontanément dans presque tous les couverts végétaux étudiés : *Poa trivialis* et *Agrostis stolonifera*. Ceci rejoint les travaux de Kleijn et al. (1998) qui ont étudié l'évolution de la composition floristique des bandes enherbées semées de ray-grass : dans toutes les bandes, ces deux espèces sont fréquemment rencontrées. Parmi les légumineuses semées, *Trifolium repens* se maintient presque toujours dans le couvert (Kleijn et al., 1998 ; Dassonville, 2002).

En plus de ces espèces répandues, les tournières abritent une flore, souvent banale, mais diversifiée. Cette flore contraste avec la pauvreté floristique présente aux alentours, et il convient de la préserver au même titre que n'importe quelle espèce. Des espèces rares ou menacées, comme le cortège des messicoles, y sont également rencontrées, participant ainsi à la conservation de la nature (Dassonville, 2002). Même si la diversité des prairies issues de pratiques pastorales anciennes est bien supérieure, les tournières jouent bien un rôle dans la préservation d'une flore rare ou menacée liée aux milieux agraires. Ce rôle peut d'ailleurs être amélioré par l'implantation de bandes fleuries ou de bandes de messicoles.

4. Zone refuge pour une faune diversifiée

Les bords des champs sont des structures pérennes, sur cinq ans, où aucune substance chimique ne peut être pulvérisée. De par leur couvert végétal, ils constituent une ressource importante pour une faune diversifiée qui peut les utiliser comme site de nourrissage, comme abri temporaire ou même comme site de reproduction.

La faune auxiliaire de l'agriculture

A la différence des milieux de cultures, l'absence d'un travail du sol profond et répété chaque année permet d'augmenter considérablement la biomasse en vers de terre : alors que la densité en vers de terre n'est que de 50 kg/ha dans une parcelle de culture labourée annuellement, elle s'élève à 1728 kg/ha dans une bande enherbée (Mordelet, 2003).

Les vers de terre, même si cela est peu connu, ont un rôle environnemental et agronomique primordial. Ils constituent tout d'abord une ressource alimentaire de haute qualité pour la faune sauvage, aussi bien des oiseaux (vanneau huppé, bécassine des marais, bécasse des bois, merle...), que des mammifères (renard...) ou encore des reptiles et des amphibiens. Cependant leur utilité principale réside dans leur participation au maintien, voire à l'amélioration de la qualité des sols. De par leur

mode de nutrition (ingestion de la terre et de la litière), ils creusent des galeries, parfois profondes, qui entretiennent la porosité des sols. Cela augmente donc l'infiltration et la capacité de rétention en eau des sols, l'aération et l'oxygénation de la zone racinaire, et fournit des espaces favorisant la colonisation du sol par les racines (Granval, 1999, in Bertrand, 2001). De plus, ils contribuent à la formation d'humus par enfouissement de la litière. Enfin, leurs déjections, riches en micro-organismes, augmentent l'activité microbienne des sols, et donc leur fertilité. Les bords de champs peuvent donc être conçus comme une réserve de lombrics, utile au repeuplement des parcelles cultivées.

Les bandes enherbées constituent également une source d'animaux utiles dans la lutte contre les ravageurs des cultures, permettant ainsi une moindre utilisation des produits phytosanitaires, mais aussi utiles pour la pollinisation des fleurs. En effet, la flore semée dans les bords des champs est généralement favorable à un grand nombre d'arthropodes en particulier des insectes. Ces structures leur procurent un abri, des sites de ponte et d'hivernage, ainsi que des ressources alimentaires. Thomas et Marshall (1999) ont montré que la diversité des invertébrés est liée à la diversité botanique des bords des champs, en particulier la diversité en espèces fleuries.

Les espèces rencontrées sont principalement des prédateurs, des insectes phytophages, et des insectes pollinisateurs (Nentwig, 1995).

Les carabidés (coléoptères), aussi bien des adultes que des larves, sont des prédateurs efficaces des larves de doryphore, des nymphes de charançons, de pucerons, de chenilles (Bertrand, 2001). Ce sont donc des auxiliaires des cultures, particulièrement utiles au niveau d'une exploitation, en participant à la régulation des populations de ravageurs. Cependant, les cultures semées ne sont colonisées par ces ravageurs que tardivement. Les bandes enherbées permettent alors le maintien des auxiliaires en leur offrant une nourriture plus précoce. En effet, les bandes enherbées, attirent de nombreux insectes phytophages qui constituent des proies de substitution.

Les larves de coccinelles, carnivores, prédatrices des pucerons, présentent l'avantage de commencer leur activité précocement dans la saison (Bertrand, 2001).

Les larves de syrphes sont également prédatrices de pucerons, et participent aussi à la régulation de leurs populations.

Les syrphes adultes, présents en nombre dans des bandes fleuries et les tournières, jouent un rôle important dans la pollinisation puisque les adultes se nourrissent de nectar, en particulier celui des ombellifères (Chinery, 1988). Il en est de même pour de nombreux hyménoptères (abeilles, bourdons...), qui, en transportant le pollen de fleurs en fleurs, participent à la fécondation de très nombreuses plantes cultivées et à la formation de graines ou de fruits entrant dans l'alimentation humaine. Ces espèces sont donc importantes pour la production agricole. L'intensité et la qualité du transfert du pollen sont ainsi souvent considérées comme un facteur de rendement, au même titre que l'eau, la température ou les éléments nutritifs (Tasei, 1996).

Parmi les auxiliaires, se rencontrent également des parasitoïdes. Il s'agit d'insectes parasitant d'autres insectes : les adultes pondent leurs œufs dans ou sur le corps de l'hôte, que la larve tue en s'en nourrissant (Bertrand, 2001). De nombreux hyménoptères (ichneumonidés, chalcidoïdes...) parasitent les pucerons des céréales et

des pommes de terre, mais aussi les chenilles des piérides, des pyrales et des noctuelles (Chinery, 1988).

Ces espèces, tout comme les prédateurs, trouvent dans les bandes enherbées (présence d'un couvert herbacé dense) des conditions favorables pour passer l'hiver.

Les bords des champs sont donc des structures très importantes pour l'accueil, et surtout l'hivernage de nombreux insectes prédateurs polyphages, en particulier des coléoptères, qui se nourrissent dans les cultures alentours (Sotherton, 1984, 1985 ; Nentwig, 1995 ; Marshall et Moonen, 2002).

L'utilité reconnue des prédateurs sur les populations de ravageurs des cultures (pucerons), et l'importance de la présence d'un couvert herbacé pérenne pour le maintien des auxiliaires, a conduit au développement de beetle banks (Thomas et al., 1992). Il s'agit de bandes enherbées denses, assez étroites, ensemencées de graminées à croissance rapide permettant d'étouffer les mauvaises herbes. Elles sont destinées à favoriser le développement et la présence des carabes et des autres insectes auxiliaires en offrant au cœur du parcellaire un site d'hivernage. Les beetle banks peuvent donc être implantées au bord des parcelles, mais souvent préférentiellement au milieu des parcelles de culture (Thomas et al., 1992). Ceci permet de réduire la taille des parcelles et facilite la pénétration et l'action des carabes, insectes marcheurs, au sein des parcelles. Par ailleurs, Irmiler (2003) a montré que la richesse en carabes des beetle bank est négativement corrélée à la taille du champ : les beetle banks situées dans des parcelles de petite taille présentent une diversité supérieure. Par contre, la longueur des bandes influence positivement la richesse en carabes dans la bande et dans le champ. La diversité et la structure des communautés de carabes sont également influencées par la composition du mélange floristique semé (Woodcock, 2005). Cependant, ce n'est qu'après deux ou trois ans que ces bandes peuvent constituer un habitat approprié pour les insectes et les araignées hivernants (Bertrand, 2001). Il faut donc les maintenir plusieurs années, afin de pouvoir bénéficier de l'action des auxiliaires.

La faune sauvage et le petit gibier

La présence de graines, d'une entomofaune diversifiée, et d'une grande densité de vers de terre, au sein de ces espaces peu perturbés attirent de nombreuses espèces animales sauvages, dont certaines sont chassées (perdrix, faisan, lièvre...). Il faut également noter que les bords des champs abritent souvent des rongeurs, qui sont des proies très convoitées par les mammifères carnivores (renards) et les rapaces.

Le développement d'une agriculture intensive voulu par la PAC a conduit au déclin des populations d'oiseaux en Europe (Donald et al., 2002). Les milieux agraires constituaient un habitat pour de nombreuses espèces d'oiseaux spécialistes des milieux ouverts, ou plus généralistes, qui y trouvaient de la nourriture et/ou un milieu propice à la reproduction (perdrix, faisan, outarde canepetière, alouette des champs, merle, vanneau huppé...). Ces populations sont en déclin et les bords des champs constituent une option intéressante pour leur maintien.

L'utilisation de produits phytosanitaires est une des principales causes de leur déclin. Dans le cas de la perdrix grise par exemple, les adultes se nourrissent de graines, d'araignées, et d'insectes (20 % de leur ration alimentaire en été), quant aux jeunes,

ils se nourrissent presque exclusivement d'insectes (fourmis, pucerons, coléoptères) les premiers jours de leur vie (Bertrand, 2001). Avec l'emploi massif d'herbicides, les insectes se trouvaient privés de leurs plantes nourricières. Ainsi, plus que les insecticides, ce sont les herbicides qui ont causé l'effondrement des populations d'insectes et le déclin des perdrix grises (Rands, 1985).

La création de bandes enherbées, non pulvérisées, permet de reconstituer les populations de plantes nourricières et leurs cortèges d'insectes associés, et au final le rétablissement des populations de perdrix.

Les perdrix nichent au sol, au milieu de hautes herbes sèches ou dans les champs de céréales (Bernard et al., 1998). Lorsque la nidification a lieu au milieu des champs, les femelles conduisent leurs petits en bordure du champ pour se nourrir d'insectes. On voit donc l'intérêt d'aménager des tournières enherbées, dont le couvert végétal est favorable à la nidification des perdrix tout en offrant les ressources alimentaires nécessaires aux jeunes perdreaux. De plus, les tournières présentent l'avantage, par rapport aux cultures, d'être fauchées tardivement, limitant la destruction des nids et permettant aux jeunes de profiter d'un milieu non perturbé durant les premières semaines de leur vie.

Les bandes enherbées constituent donc des milieux propices à la nidification des perdrix, mais aussi à de nombreux autres oiseaux de plaines : alouette, faisan, etc. La présence d'une flore variée influence positivement les populations d'oiseaux et détermine des critères essentiels au développement de ces populations : bonne alimentation des adultes, taille des couvées, taux de survie des poussins... (Bernard et al., 1998). Les bordures des parcelles peuvent également offrir un site d'hivernage privilégié à l'avifaune, à une période où les sols cultivés sont laissés à nu.

Il ne faut pas oublier que le couvert herbacé des tournières est également favorable à d'autres espèces comme le lièvre d'Europe, ou des petits mammifères.

L'implantation des bords de champs est donc une solution efficace pour pallier les lacunes qu'engendrent les zones de grandes cultures et favoriser le développement et le maintien de nombreuses populations animales. Elles permettent ainsi d'entretenir tout un réseau trophique au sein des agrosystèmes. De plus, leur rôle, très bénéfique, a peu d'impacts négatifs sur l'activité agricole. Les tournières peuvent même avoir un impact positif pour les cultures : elles sont utilisées comme zone de gagnage par les lapins, qui se cantonnent à ce milieu, évitant ainsi les dégâts aux peuplements forestiers et aux cultures, observés fréquemment avant l'implantation de la tournière (Dassonville, 2002).

5. Risque de colonisation et de « salissement » des cultures

Malgré tout, les bordures de champs sont généralement peu appréciées des agriculteurs parce que, en plus d'occuper des surfaces de terres exploitables, elles sont susceptibles d'abriter des adventices et des ravageurs des cultures qui peuvent venir coloniser le champ. Du coup, ils ne cherchent pas à tirer parti de ces structures pour améliorer leurs systèmes productifs, la gestion des sols ou la protection de l'environnement.

Les bords des champs peuvent bien abriter des adventices des cultures susceptibles de coloniser le champ. Cependant, la flore des bords de champs, les « mauvaises herbes », n'est pas forcément en corrélation avec celle qui infeste les cultures voisines (Marshall et Arnold, 1995). Moins de 25 % des espèces recensées dans les bordures sont également présentes dans les 2,5 premiers mètres de la culture. Parmi elles, un pourcentage encore plus faible est composé d'espèces véritablement nuisibles aux cultures. Et parmi les espèces qui envahissent les cultures à partir du bord de champ, bon nombre, comme le brome stérile, résistent mal aux façons culturales (Mordelet, 2003).

Il reste tout de même vrai qu'un nombre réduit d'espèces nuisibles des cultures présentes au sein des bords des champs peuvent poser problème. C'est le cas du chiendent, du gaillet, du rumex ou du chardon. Il convient donc de surveiller l'envahissement à partir du bord des champs et au besoin, effectuer un traitement spécifique.

En fait, Boatman (1992) a montré que les bords des champs peuvent constituer un risque de propagation des mauvaises herbes si des pratiques agricoles qui favorisent le développement des mauvaises herbes sont appliquées (fertilisation et utilisation d'herbicides), au lieu de laisser se développer une végétation pérenne.

Par ailleurs, Kleijn et al. (1998) ont montré que l'établissement de bandes enherbées semées de graminées, dont une majorité de ray-grass, permettait de limiter et de contrôler le développement de mauvaises herbes. Même si, en contre partie, cela limite la diversité des espèces rencontrées dans les bandes. Il s'agit donc d'un bon compromis entre des intérêts agronomiques et écologiques.

Les bandes enherbées peuvent également favoriser le développement de ravageurs des cultures. Toutefois, les insectes hébergés sont nombreux et variés, le plus souvent indifférents vis-à-vis des cultures. En effet, leur présence est généralement inféodée à une espèce végétale particulière, et par la connaissance des espèces végétales auxquelles ils sont inféodés, il est possible de maîtriser leurs transferts vers les cultures. Ainsi, la plupart des espèces de pucerons rencontrées ont peu de relation avec celles reconnues nuisibles pour les cultures. Il n'y a donc pas de relation entre le niveau d'infestation de la bordure du champ et celui des cultures adjacentes.

De plus, parmi les insectes, on observe de nombreux auxiliaires des cultures. Ces auxiliaires sont « actifs » à la fois dans les cultures, mais également au sein de la bordure du champ. La présence de ces espèces permet donc d'éviter une colonisation des cultures par les ravageurs.

Là encore, la présence de ces auxiliaires peut dépendre fortement de la composition du couvert végétal. Ainsi, le dactyle et la houlque sont favorables au développement des populations de carabes puisque ce sont des graminées nécessaires à leur hivernage. Par contre, les hyménoptères se rencontrent eux davantage sur des légumineuses que sur des graminées.

En connaissant ces interconnexions, il devient possible tout de même de gérer la flore des bords de champs afin d'éviter la contamination des cultures avoisinantes.

6. Développement du réseau écologique

Un maillage écologique, rappelons le, consiste en un réseau interconnecté de milieux naturels ou semi-naturels jouant un rôle d'habitat, de refuge, de relais et/ou de couloir de déplacement pour la faune et la flore sauvage. Un tel réseau s'appuie sur de larges surfaces d'habitat, mais aussi sur des petits éléments linéaires qui permettent de lier ces différentes zones noyaux et constituent des lieux de passage ou des zones de refuge, temporaire ou non, nécessaires aux besoins des individus. Puisqu'il s'agit de zones peu perturbées, les tournières sont une composante du maillage écologique. Elles constituent le dernier refuge des espèces non cultivées et de la faune. Pour de nombreuses espèces, les bords des champs sont de véritables « couloirs biologiques » permettant aux animaux de se déplacer par exemple entre des bosquets ou des bois en évitant les espaces cultivés.

D'après la Direction Générale de l'Agriculture de la Région wallonne (2005), des bandes enherbées de 6 à 12 mètres présentent une largeur suffisante pour assurer une fonction d'accueil de la biodiversité et de corridor biologique. Par ailleurs, « afin de constituer un maillage dense permettant de remplir pleinement son rôle tant en matière de biodiversité qu'en matière paysagère [...], l'installation d'une bande enherbée d'une largeur moyenne ou standard de 10 mètres tous les 100 à 150 mètres permet d'atteindre les objectifs dans la majorité des cas ». La Région wallonne considère donc que « 80 mètres de tournières enherbées « équipent totalement » un hectare de culture ». C'est à dire que 8 % d'un hectare de culture doivent être couverts par une tournière enherbée.

Ceci rejoint les estimations de Mulders (2000). Selon lui, pour être performant et permettre de lier les différentes zones noyaux, un maillage écologique doit couvrir un minimum de l'ordre de 7 % de la superficie de SAU d'un territoire. Ainsi, environ 7 % de la superficie de chaque exploitation devraient être occupés par des éléments favorables à la biodiversité (prairies de fauche tardive ou pâturées extensivement, tournières enherbées, haies, mares...) afin d'atteindre un maillage écologique opérationnel.

7. Rôle dans le développement et l'amélioration du paysage

Les tournières, comme tout élément linéaire, contribuent au développement et à l'embellissement des paysages. Elles permettent en effet de structurer l'espace et de lui donner du relief, notamment en soulignant et en mettant en valeur d'autres éléments structurant du paysage comme un cours d'eau ou un chemin. De plus, même lorsqu'elles ne sont pas juxtaposées à d'autres éléments linéaires, les tournières participent à l'amélioration du paysage en créant un effet de mosaïque et en tranchant avec la monotonie de champs de cultures alentours, principalement en hiver où les sols sont nus. Bien sûr l'impact de bandes enherbées est moindre que celui de l'implantation d'une haie, mais il existe, notamment dans le cas de bandes fleuries. Ces aménagements, en apportant de la couleur et de la variété constituent un élément favorable pour la qualité globale des paysages ruraux. L'objectif paysager est particulièrement atteint lorsque les tournières, fleuries ou non, sont implantées en des endroits où elles peuvent être vues à partir d'habitations, de routes ou de sentiers de promenade.

De plus les bandes enherbées présentes en bordure des champs, au même titre que les haies constituent des éléments linéaires qui structurent le paysage. De ce fait, elles renforcent le rôle des éléments fixes du paysage, tout en remplissant des fonctions particulières qui dépendent de leur forme, de leur longueur, de leur largeur, de leur emplacement et de leur végétation.

8. Conclusion

Les bandes herbeuses peuvent donc jouer de nombreux rôles, qui sont de mieux en mieux compris et permettent de répondre à des problématiques et à des intérêts variés, relevant de l'agriculture, de l'environnement, de la conservation de la nature ou des loisirs (chasse).

Afin de maximiser les rôles des bords des champs, il est préférable d'aménager des bandes enherbées d'une largeur minimale de 6 mètres (de Snoo, 1999). Toutefois, il est rare que toutes ces fonctions puissent être optimisées simultanément. Il est donc important, lors de la mise en place de ces bandes enherbées de préciser l'objectif poursuivi. En effet, selon la finalité, la localisation de ces structures de même que leur composition pourront varier.

Par exemple, dans le cas de problèmes d'érosion, il sera nécessaire de placer la bande en bas de pente perpendiculairement au ruissellement, ou le long d'un cours d'eau pour protéger la qualité des ressources en eaux.

En milieu rural, et particulièrement en zone d'agriculture intensive, les linéaires semi-naturels, dont les bandes enherbées, tout en continuant à jouer leurs rôles agronomiques, voient leur rôle pour l'environnement et la conservation des espèces devenir prépondérant (Marshall et Moonen, 2002). De nombreuses études ont été effectuées afin de caractériser la diversité spécifique présente au sein de différentes bandes enherbées, à différents stades de maturité et sous différentes conditions initiales. On commence ainsi à avoir une idée assez précise des modes de gestion à appliquer pour favoriser la flore ou l'avifaune, même si de nombreuses lacunes persistent pour les autres groupes taxonomiques (Marshall et Moonen, 2002). Dès lors, quel que soit son emplacement, une tournière, correctement gérée, sera favorable à la biodiversité (Bertrand, 2001).

Il est dans tous les cas important de ne pas appliquer de produits phytosanitaires sur ces aménagements : les bords des champs non traités abritent une flore plus diversifiée, une richesse entomologique trois à quatre fois supérieure, et reçoivent davantage de visites d'oiseaux par rapport à des bords de champs traités (de Snoo, 1999). Les bords des champs constituent donc de véritables refuges pour la faune et la flore des paysages agraires, avec l'avantage de permettre le maintien d'espèces sur un large territoire sans occuper une grande proportion de terres (de Snoo, 1999).

Par ailleurs, afin d'accroître la protection de la biodiversité, il est recommandé d'implanter les bandes enherbées le long d'autres éléments linéaires du paysage (haie, chemin...) ou autour d'un bosquet. Ainsi, la juxtaposition de différents aménagements permanents en bordure des champs (haie accompagnée d'une bande enherbée) crée un milieu particulier dont les caractéristiques se rapprochent d'une lisière forestière favorable à de nombreuses espèces, et en particulier aux espèces ayant besoin de milieux herbacés et arborés pour la réalisation de leur cycle vital (Bertrand, 2001).

Les bords des champs provenant d'une régénération naturelle à partir d'un stock de graines présent dans le sol, présentent une diversité plus élevée, et en particulier possèdent une nourriture plus attractive pour les oiseaux. Cependant, les bandes enherbées, même si elles offrent moins de possibilités de nourrissage, avec une diversité florale et entomologique moindre, constituent un habitat bien plus intéressant que les cultures intensives (Vickery et al., 2002). De plus, très souvent, plus aucune banque de graines n'est présente dans les bords des champs. Les tournières semées constituent donc malgré tout une bonne option. Elles ont l'avantage d'être facilement introduites au sein de l'exploitation, et peuvent être mises en œuvre au niveau de l'ensemble de l'Europe puisqu'elles peuvent être associées à de nombreux types de pratiques agricoles. Il s'agit donc d'un bon compromis entre des intérêts écologiques et agronomiques.

II. Les bandes enherbées en Région wallonne

Après 1993, les décisions concernant l'agriculture sont devenues une compétence régionale, et le règlement agri-environnemental CE 2078/92 a été traduit en Région wallonne par un Arrêté du 8 décembre 1994, publié au Moniteur belge du 8 mars 1995. Le programme agri-environnemental wallon comportait alors 11 mesures réparties sur deux volets. Le premier regroupait des mesures destinées à limiter les effets de l'agriculture intensive sur l'environnement, et le second, des mesures visant la conservation de la nature et des paysages. Certaines mesures, comme les tournières, entraient dans ces deux catégories.

Ce décret a été revu en 1999 et en 2000, afin de modifier les conditions d'accessibilité de certaines mesures et le montant des primes accordées.

Les programmes agri-environnementaux ont mis du temps à être adoptés par les agriculteurs, et le nombre d'engagements n'a été important qu'à partir de 1999 (Ministère de la Région wallonne, Direction Générale de l'Agriculture, 2005).

En 2004, une révision de ces mesures a été réalisée, en s'appuyant sur l'expérience acquise et en tenant compte des évaluations réalisées, visant à simplifier les procédures administratives et à améliorer les procédures de demande et de contrôle. Le Ministère de la Région wallonne a ainsi adopté le 28 octobre 2004 un arrêté relatif à l'octroi de subventions agri-environnementales.

Désormais, pour pouvoir obtenir des subventions agri-environnementales, l'exploitant doit mettre en œuvre des méthodes ou des sous-méthodes de production.

Les méthodes consistent en des orientations générales et sont parfois complétées par des actions plus spécifiquement décrites dans les sous-méthodes. On comptabilise au total 10 méthodes (Annexe 1).

Parmi ces méthodes, les méthodes 3 (bordures herbeuses extensives) et 9 (bordures de parcelles aménagées) concernent la gestion des bords des champs. Nous allons les présenter plus en détail.

La méthode 3 fait partie des actions générales. Cela signifie que chaque exploitant peut y souscrire, sur base volontaire, et demander des subventions agri-environnementales. Par cette démarche, le producteur s'engage à appliquer, sur une période de cinq ans qui ne peut être interrompue, des bandes herbeuses extensives, sur les parcelles qu'il a choisi.

L'exploitant peut par ailleurs demander un avis de la Division de la gestion de l'espace rural de la Direction générale de l'Agriculture du Ministère de la Région wallonne concernant la pertinence de l'application de la méthode par rapport à la situation environnementale de la parcelle concernée. Dans le cas d'un avis favorable, le producteur voit une majoration de sa prime de 20%. Cet avis répond à des critères objectifs établis par la Division de la gestion de l'espace rural. Il est émis par les fonctionnaires en charge des relations agriculture-environnement de la Direction Générale de l'Agriculture et se base sur des données cartographiques (zones ou pentes susceptibles d'entraîner des problèmes d'érosion, appartenance des parcelles au maillage écologique défini au niveau local ou régional,...), sur la participation à des démarches collectives (actions au niveau d'un bassin versant, d'un contrat de rivière, d'un plan communal de développement de la nature,...) ou sur un diagnostic local réalisé par un expert ou un service reconnu en fonction de la problématique traitée (relevé botanique pour la biodiversité, les pentes pour l'érosion,...). Ceci permet un meilleur ciblage des méthodes dans le but d'accroître leur efficacité environnementale.

La méthode 9 fait partie des actions ciblées. Comme le souligne leur intitulé, ces actions ciblent des objectifs environnementaux précis. C'est pourquoi l'accès à cette méthode est conditionné par l'obtention d'un avis conforme rendu par la Division de la gestion de l'espace rural. Cette obligation de disposer d'un avis conforme pour pouvoir appliquer cette méthode explique les primes plus élevées qui y sont rattachées.

Dans les deux cas, la notification d'octroi reçue par le demandeur lui impose le respect de ses engagements. Pour s'en assurer, des contrôles sont régulièrement effectués.

1. Méthode 3 : bordures herbeuses extensives

Cette méthode vise à gérer de manière extensive le périmètre de parcelles consacrées à la culture sous labour ou des prairies permanentes sous certaines conditions.

L'objectif environnemental est triple :

- assurer le maintien et le développement de la qualité des éléments du réseau écologique ;
- contribuer à réduire le transfert de polluants des terres de culture ou des prairies vers les eaux de surface ou les milieux de grand intérêt biologique ;
- lutter contre l'érosion pour des terrains cultivés avec une plus ou moins forte pente.

Ces aménagements (tournière ou fourrière en vocabulaire agricole) doivent être semés. Ils cherchent ainsi à recréer les bords des champs et leurs fonctions associées.

Il s'agit soit d'une bande enherbée semée en bordure de champ, soit une bande de prairie traitée de manière extensive en bordure de prairie.

Il est considéré qu'un tronçon de 20 mètres de longueur de tournière enherbée ou de bande de prairie extensive, pour une largeur de 10 mètres, a une influence sur 0,25 hectares.

- **Sous-méthode 3a : tournières enherbées en bordure de culture**

La sous-méthode 3a (tournières enherbées en bordure de culture) donne droit à une subvention annuelle de 18 € par tronçon de 20 mètres de longueur et pour 10 mètres de large, soit une prime de 900 € par hectare. Ce montant a été estimé en faisant la différence entre ce que l'exploitant aurait pu tirer de cette surface et la valeur du foin tardif qu'il peut récolter dans la tournière.

Cette subvention est subordonnée au respect du cahier des charges concernant sa mise en place et sa gestion.

Cette méthode est appliquée sur la totalité ou une partie du périmètre de parcelles de culture sous labour. L'exploitant peut disposer de la prime pour autant qu'il implante les tournières enherbées sur une longueur minimale de 200 mètres sur l'ensemble de son exploitation. Toutefois, il n'est pas obligatoire de disposer de cette longueur en continu : elle peut être obtenue en cumulant plusieurs tronçons de 20 mètres de long.

La largeur des tournières est généralement de 10 mètres mais une aide peut être apportée pour des largeurs de 6 à 12 mètres. Dans ce cas la longueur du tronçon unitaire donnant droit à la subvention est adaptée à la largeur.

Par contre, la superficie totale de tournières ne peut pas dépasser 8 % de la superficie en culture sous labour de l'exploitation.

D'autres restrictions existent concernant la localisation de leur implantation et leur gestion. Ainsi, une tournière ne peut pas être implantée à proximité d'une prairie permanente, à moins qu'une haie sépare la prairie de la tournière, et deux tournières ne peuvent pas être contiguës sur leur longueur.

Par ailleurs, les tournières ne peuvent recevoir aucun fertilisant, ni aucun produit phytopharmaceutique (excepté un traitement localisé contre les chardons, les orties et les rumex). Elles ne peuvent pas être pâturées, par contre, il est possible de les faucher. Dans ce cas, seule une fauche tardive après le 1^{er} juillet peut être effectuée, et le produit de la fauche doit être exporté. Par ailleurs, il est recommandé de ne pas positionner la barre de coupe trop près du sol, afin de laisser des ressources disponibles pour la faune.

Lors de son installation, la tournière doit répondre à des critères précis. Elle doit être ensemencée avec un mélange diversifié qui doit comporter :

- des graminées : de 50 à 95 % du mélange ;
- des légumineuses de base : de 15 à 40 % du mélange ;
- d'autres dicotylées : aucune espèce ne doit être présente à plus de 5 % du mélange.

La composition du mélange est ainsi laissée à l'agriculteur qui peut choisir les légumineuses et les autres dicotylées parmi une liste établie par la Direction Générale de l'Agriculture de la Région wallonne (Annexe 1).

L'implantation de tournières enherbées peuvent faire l'objet d'une majoration de la subvention lorsque celles-ci sont disposées en bords de cours d'eau. Pour cela, un avis conforme est nécessaire, accompagné parfois d'un cahier des charges spécifique et plus exigeant, se rapportant à la méthode 9 (bandes de parcelles aménagées).

- **Sous-méthode 3b : bande de prairie extensive**

Sous respect du cahier des charges, le producteur peut obtenir une subvention annuelle de 18 € par tronçon de 20 mètres de longueur, soit une prime de 900 € par hectare. Ces bandes doivent impérativement être implantées en bordure de prairies permanentes, et le long d'un cours d'eau, d'un plan d'eau, ou le long des réserves naturelles, agréées ou domaniales, et des zones humides d'intérêt biologique.

Ces structures sont généralement de 10 mètres de large, dans tous les cas comprises entre 6 et 12 mètres. La superficie des bandes ne peut pas excéder 8 % de la superficie des prairies de l'exploitation.

Aucun fertilisant ou produit phytosanitaire ne peut y être épandu, excepté pour des traitements localisés contre les orties, les chardons et les rumex.

Si l'exploitant le souhaite, il peut faucher la bande ou y mettre son bétail à pâturer, mais seulement après de 1^{er} juillet en zone précoce et après le 15 juillet en zone tardive. Dans ce cas, le bétail ne peut pas avoir accès aux berges et au lit du cours d'eau, et il ne reçoit ni concentré ni fourrage.

2. Méthode 9 : bordures de parcelles aménagées

Il s'agit d'une méthode complémentaire à la méthode 3 (bordures herbeuses extensives). En effet, même si l'installation de tournières revêt toujours un intérêt environnemental, l'expérience acquise a montré que des objectifs spécifiques ne peuvent pas toujours être atteints par un cahier des charges uniformisé. Cette méthode permet d'augmenter l'efficacité des bandes de parcelles aménagées par une application plus ciblée et plus performante en fonction d'objectifs et d'enjeux territoriaux précis. Ainsi, les quatre sous-méthodes, relèvent de cahier des charges plus contraignants qui correspondent à quatre enjeux distincts. C'est pourquoi le choix de la localisation des bordures des parcelles, de leur largeur, des espèces et de modalités de gestion doit faire l'objet d'un avis conforme préalable. Cet avis est accordé après analyse de la demande et visite de terrain qui permettent de compléter un formulaire précis aidant à déterminer les méthodes les mieux adaptées aux caractéristiques du territoire et aux objectifs poursuivis, ainsi que leurs modalités d'implantation.

Toutefois, on peut relever un certain nombre de caractéristiques et de contraintes similaires entre les quatre sous-méthodes. L'application de cette méthode par des producteurs donne droit à une subvention annuelle de 25 € par tronçon de 20 mètres de longueur. Cette longueur correspond à la longueur minimale pour une exploitation. La largeur des bandes est généralement de 10 mètres, mais elle peut être ramenée à 3

mètres ou étendue jusqu'à 21 mètres. La superficie totale des bordures de parcelles aménagées (méthode 3a et 9) ne peut dépasser 8 % de la superficie en culture sous labour de l'exploitation.

Comme pour la méthode 3, aucun fertilisant ou produit phytosanitaire ne peut y être épandu, excepté pour des traitements localisés contre les orties, les chardons et les rumex. Par ailleurs, il est considéré qu'un tronçon de 20 mètres de bande de parcelle aménagée a une influence sur 0,25 hectares.

- **Sous-méthode 9a : accueil de la faune et de la flore sauvage, ou beetle bank**

Cette sous méthode regroupe en fait deux types d'aménagements différents : l'implantation de beetle banks enherbés et pérennes, et l'implantation de couverts annuels.

L'avis conforme peut demander, pour les beetle bank, la création d'une petite butte, d'un fossé ou l'installation de ligneux à maintenir en taillis par un recépage hivernal. Il peut également être prévu, pour toute bande d'accueil de la faune et de la flore sauvage, pérenne ou non, l'installation et le maintien d'une bande de sol nu de 3 mètres de large entretenue mécaniquement, localisée entre la bande et la culture principale.

Par ailleurs, la fauche et/ou le broyage des couverts pérennes sont autorisés, une fois par an entre le 1^{er} août et le 1^{er} octobre, dans la mesure où au moins 10 % de la bande sont maintenus sous la forme de bande refuge non fauchée. Concernant les couverts annuels, afin qu'ils puissent jouer leur rôle de site d'hivernage, la destruction du couvert, le travail superficiel du sol et le semis ne peuvent être pratiqués qu'entre février et mai.

- **Sous-méthode 9b : bords de cours d'eau et lutte contre l'érosion**

Ce type de bande est recommandé dans des situations de forte pente, à proximité des cours d'eau ou dans les zones de ruissellement. Cette bande est donc implantée dans le bas des parcelles de cultures pour limiter le ruissellement sur les terres en aval et pour protéger la qualité des cours d'eau.

La largeur éligible à l'aide allouée à l'agriculteur pour ces bandes peut déroger aux conditions générales énoncées dans la méthode 9, et être portée à 30 mètres. L'avis conforme peut par ailleurs prévoir la création d'une petite butte ou d'un fossé.

Le couvert de ces bandes doit être fauché entre le 1^{er} juillet et le 31 août, mais, sur autorisation par l'avis conforme, il peut également être gyrobroyé.

- **Sous-méthode 9c : bande fleurie**

Comme son nom l'indique, cette sous-méthode vise à aménager en bordure de parcelle des bandes riches en espèces végétales à fleurs. Ces espèces sont généralement semées, préférentiellement avec des espèces indigènes. Ces bandes ont

un impact visuel certain et contribuent ainsi à la diversification paysagère, surtout lorsqu'elles sont mises en place à proximité de chemins ou aux abords des habitations. Elles constituent également des zones de refuge auxiliaires des cultures, mais favorisent aussi toute une diversité animale : insectes s'alimentant de nectar et de pollen, insectes entomophages, oiseaux (jeunes et adultes), mammifères insectivores, etc. Les papillons et les abeilles sont particulièrement favorisés par ces linéaires dont le rôle mellifère constitue un objectif environnemental pertinent.

L'avis conforme peut prévoir l'installation et le maintien d'une bande de sol nu de 3 mètres de large, entretenue mécaniquement, entre la bande fleurie et la culture principale.

La fauche avec exportation ou le broyage de la bande sont autorisés, une seule fois par an, entre le 1^{er} août et le 15 septembre. Le choix d'une date si tardive laisse le temps à l'ensemble des espèces de former des graines et permet de voir de nouveau apparaître l'année suivante une flore diversifiée.

- **Sous-méthode 9d : bande de messicoles**

Cette sous-méthode vise à restaurer les populations de messicoles en bordure de parcelles dans un but patrimonial, esthétique (l'implantation de bandes de messicoles à proximité d'un chemin, d'une route, ou d'habitations augmente l'impact paysager) mais aussi écologique (les bandes de messicoles attirent une entomofaune diversifiée, des micromammifères et des oiseaux, insectivores ou granivores). Il s'agit d'une problématique prioritaire en Région wallonne, où de nombreuses espèces sont très menacées ou en très forte régression (Annexe 2).

Cette sous-méthode peut être mise en œuvre de deux façons. Ainsi l'arrêté du Gouvernement wallon distingue d'une part l'implantation de bandes de messicoles dans les endroits susceptibles de posséder encore une banque de graines d'espèces messicoles menacées, et d'autre part l'implantation de bandes de céréales avec semis d'écotypes locaux de messicoles. Ce second type d'implantation est particulièrement recommandé lorsque l'agriculteur souhaite mettre en place des bandes de messicoles en périphérie de cultures inadaptées comme le maïs, la betterave ou la pomme de terre.

Dans les deux cas, l'avis conforme peut prévoir l'installation et le maintien d'une bande de sol nu de 3 mètres de large, entretenue mécaniquement, entre la bande de messicoles et la culture principale.

Ces bandes doivent être semées la première année, et au moins la troisième et la cinquième année, de céréales, avec une densité maximale de 150 grains par mètres carrés. En effet, une des causes de la raréfaction des messicoles est la forte densité des semis qui les prive de lumière (Bertrand, 2001).

Le travail du sol, une fois la bande implantée, doit se limiter à un travail superficiel. La bande peut être récoltée, fauchée ou gyrobroyée, au plus tôt lors de la récolte de la culture céréalière correspondante, mais l'avis conforme peut imposer le maintien de la végétation pour permettre le resemis naturel et le nourrissage des animaux granivores.

Nous l'avons vu, les bandes enherbées, qu'elles soient sous la forme de bandes fleuries, tournières enherbées ou beetle bank, participent au maintien de la biodiversité en milieu agricole. Elles participent également au maillage écologique, notion centrale de l'écologie du paysage, en créant au sein de l'exploitation des zones d'habitat, de refuge, de relais et/ou de couloir de déplacement pour la faune et la flore sauvage. Nous allons maintenant étudier comment le maillage est pris en considération par la méthode d'évaluation environnementale des exploitations agricoles utilisée en Région wallonne.

Chapitre 4

Evaluation agri-environnementale du maillage écologique : analyses et commentaires de méthodes

1. L'évaluation environnementale des exploitations agricoles en Région wallonne

En Région wallonne, le diagnostic des exploitations agricoles fait appel à la méthode des Performances Agri-Environnementales de l'Exploitation Agricole (PAEXA). Cet outil, développé par le GIREA, se présente sous la forme d'un logiciel fonctionnant sous Excel, propriété de la Région wallonne.

Une seconde version est désormais disponible, depuis mai 2005. Elle comporte certaines améliorations et tient compte des remarques et recommandations des utilisateurs de la première version.

Cette méthode est appliquée dans le cadre de la méthode agri-environnementale 10 : plan d'action agri-environnemental (PAE).

1. Méthode 10 : Plan d'action agri-environnemental

Le programme agri-environnemental wallon est constitué d'un ensemble de méthodes ponctuelles visant différentes parcelles voire différentes parties de parcelles au sein des exploitations agricoles. Cependant, un agriculteur peut demander, dans le cadre d'une approche globale, l'établissement d'un plan d'action agri-environnemental pour son exploitation.

Cette méthode, effectuée par un expert désigné par la Région wallonne, s'appuie sur un diagnostic environnemental (« état des lieux ») de l'exploitation, qui étudie les enjeux environnementaux prioritaires du territoire, les points forts et les points faibles de l'exploitation en matière d'application des bonnes pratiques agricoles et d'effort agri-environnemental. Ainsi sont étudiés la gestion de la fertilisation et du sol, la gestion des traitements phytosanitaires, la gestion du paysage et des abords de ferme, la gestion des éléments de la biodiversité et du paysage dans la zone agricole et l'effort d'épuration.

Sur cette base, des objectifs à court, moyen et long terme sont énoncés, et une liste d'actions agri-environnementales précises, localisées et programmées est établie en regard de ces objectifs. Un plan d'action permet donc de répondre concrètement à des problèmes environnementaux qui se posent (érosion des sols, préservation de la biodiversité, etc.). L'adoption de la méthode 10, en créant un ensemble cohérent de mesures, permet à l'agriculteur de bénéficier d'un surcroît de subventions de 5% sur l'ensemble des subventions agri-environnementales prévues.

Le plan d'action ainsi défini est valable pour cinq ans et intègre, dès la deuxième année, des mises à jour annuelles, énoncées avec l'aide de l'expert. A la fin de l'engagement, un rapport doit être rédigé, présentant les résultats, conclusions et perspectives du plan d'action. Une reconduction de cette mesure n'est possible que dans le cas d'une évaluation positive du plan, fondée sur une exécution satisfaisante des objectifs.

2. Présentation de la méthode PAEXA

Le diagnostic de l'exploitation fait appel à un questionnaire en quatre parties, qui constitue le logiciel et permet la création d'un tableau de synthèse.

La première partie consiste à décrire l'exploitation étudiée.

La seconde, préalable à la visite de l'exploitation, concerne le diagnostic du territoire (DAT) dans lequel s'inscrit l'exploitation. Cette partie constitue le point central de la réflexion au niveau du PAE. Par un travail cartographique sur base d'orthophotoplan, l'enquêteur dégage les principales contraintes et les atouts du territoire, ainsi que les éventuels enjeux prioritaires. Ces enjeux peuvent être : ressources en eau souterraine (points de captage), sols et eaux de surface (dangers érosifs, classes de pentes, cours d'eau...), paysage et réseau écologique (réserves naturelles, sites de grand intérêt biologique SGIB, zones humides d'intérêt biologique ZHIB, zones centrales et zones de développement, maillage écologique...). Cette étape fait appel à une méthodologie standardisée, sous la forme d'une clé, proposée par le GIREA. Ce travail s'appuie sur de nombreux documents cartographiques disponibles : Plans communaux de Développement de la nature (PCDN), Carte d'évaluation biologique de Belgique, Plans de secteur (zones d'intérêt paysager), cartes pédologiques... La cartographie du territoire doit être ensuite complétée par une visite de terrain permettant de modifier et/ou d'ajouter des éléments.

La partie III fait appel à un questionnaire sur les bonnes pratiques agricoles (BPA). Les BPA sont définies dans le Programme de Développement Rural de la Région wallonne (PDR), et le Plan de Gestion Durable de l'Azote (PGDA).

La dernière partie étudie les mesures favorables pour l'environnement, reprises comme « effort agri-environnemental » au niveau de l'exploitation. L'agri-environnement va au-delà des bonnes pratiques agricoles, il ne s'agit donc pas de pratiques énoncées par le PRD ou le PGDA. Afin de situer ces pratiques par rapport aux bonnes pratiques agricoles, celles-ci sont décrites et analysées.

Ainsi, en regard des enjeux environnementaux majeurs du territoire, le PAEXA, par le calcul de différents indicateurs, permet d'entamer une réflexion sur les pratiques agricoles de l'exploitant en vue d'une mise en conformité sur base volontaire. Les indicateurs calculés par le PAEXA sont au nombre de treize :

- effort de gestion agri-environnemental de l'azote,
- effort de gestion agri-environnemental des produits phytopharmaceutiques,
- effort de gestion agri-environnemental du réseau écologique,
- couverture du sol en hiver,
- charge en bétail,
- protection des cours d'eau,
- utilisation de matières actives à risque,
- réseau de haies,
- nombre d'espèces cultivées,
- taille moyenne des parcelles,
- aménités des abords de ferme,
- espèces et variétés locales,
- réseau écologique.

Le tableau de synthèse reprend les différents aspects du questionnaire et permet également de comparer certains indicateurs relevés au niveau de l'exploitation avec des références locales ou régionales, comme la taille moyenne des parcelles ou la

longueur de haies par hectare. Ceci permet à l'exploitant de se questionner sur son exploitation et ses pratiques agricoles, et peuvent l'aider à établir un éventuel Plan d'action Agri-Environnemental.

3. Traitement des problématiques des paysages et de la biodiversité

Un certain nombre de rubriques du questionnaire traitent des problématiques de la préservation de la biodiversité et de la conservation des paysages, dans les parties II, III et IV.

Les paysages

Concernant les paysages, la partie II (diagnostic du territoire) s'intéresse au statut de la protection du patrimoine paysager aux alentours de l'exploitation. Le questionnaire demande en effet de renseigner si l'exploitation est incluse partiellement ou complètement dans un parc naturel, si elle est située dans une zone d'intérêt paysager au plan de secteur, de renseigner la présence de bâtiments ou de sites classés au niveau de l'exploitation ou aux abords des parcelles, et enfin la présence d'arbres ou de haies remarquables. Ceci permet à l'agriculteur et à l'enquêteur d'appréhender la qualité paysagère du territoire, et de soulever les enjeux liés au patrimoine paysager.

La partie III renseigne les bonnes pratiques agricoles usuelles. La série de questions consacrées aux paysages cherche principalement à définir quelles sont les connaissances des agriculteurs vis-à-vis des mesures de protection paysagère existantes sur le territoire de son exploitation. Les questions sont les suivantes : savez-vous s'il existe ou non des monuments, des bâtiments ou des sites classés dans le périmètre ou limitrophe du parcellaire de l'exploitation ? ; connaissez-vous les dispositions d'éventuels arrêtés de classement de bâtiments, monuments ou sites situés dans le périmètre de l'exploitation ? ; savez-vous s'il existe ou non un ou des arbres ou haies classés remarquables limitrophes ou situés dans le parcellaire de l'exploitation ? ; connaissez-vous les objectifs précis du Parc Naturel en matière d'amélioration et de conservation du paysage ? ; savez-vous s'il existe ou non des zones d'intérêt paysager au plan de secteur incluant ou jouxtant le parcellaire ? ; savez-vous s'il existe ou non un règlement particulier relatif aux autorisations en matière d'abattage de haies ? Ces questions permettent d'évaluer l'intérêt de l'agriculteur aux mesures de protection du paysage, mais elles peuvent aussi amener l'agriculteur à s'interroger sur l'importance de la protection des paysages et à le faire évoluer vers l'adoption de pratiques agricoles plus respectueuses des paysages. Seules trois questions évaluent réellement les bonnes pratiques que les agriculteurs appliquent en faveur de la préservation du paysage : avez-vous strictement respecté les prescriptions des permis d'exploiter, d'urbanisme et d'environnement au cours des cinq dernières années ? ; avez-vous respecté les dispositions de protection des haies et arbres classés durant ces cinq dernières années ? ; avez-vous respecté les dispositions de ce règlement au cours des cinq dernières années ? Elles permettent de vérifier la conformité des activités de l'agriculteur à diverses prescriptions émanant de différentes autorités.

Dans tous les cas, les possibilités de réponse sont Oui, Non, ou Sans objet. Cette partie du questionnaire permet à l'enquêteur de calculer un indicateur BPAPAYSAGE constituant un indice de respect des bonnes pratiques agricoles ayant un impact potentiel sur le paysage.

La dernière partie du questionnaire (partie IV) est consacrée à l'étude de l'effort de gestion paysagère. Au final, un indicateur EGAEPAYSAGE est calculé, montrant l'effort agri-environnemental, ayant un impact potentiel sur le paysage, réalisé. Les premières questions sont plus précisément consacrées à l'intégration paysagère des bâtiments de l'exploitation, et présentent, dans le choix de réponses possibles, une part importante de subjectivité (peut mieux faire, faible, abondants...). Elles s'intéressent en effet à l'état général du patrimoine bâti, au niveau d'utilisation de plantations pour l'intégration des bâtiments, à la proportion d'essences indigènes utilisées dans les plantations aux abords des bâtiments, à l'aspect général des abords des bâtiments en regard de la présence de ferrailles et matériel ancien, à l'aspect général des abords des bâtiments en regard de la présence de déchets divers (pneus, plastiques...), à l'aspect général des abords des bâtiments en regard de la présence d'écoulements divers (jus de silos, purins...), à la visibilité éventuelle d'éléments négatifs notables par le public. Toutes ces questions concernent l'évaluation des aspects esthétiques du paysage.

Par contre la seconde partie de cette série de questions consacrées au paysage s'intéresse à la gestion du paysage au niveau des parcelles de l'exploitation. Elles se rapportent donc plus à la notion de paysage utilisée en écologie du paysage, et font appel à davantage d'objectivité. Les deux premières questions renseignent la présence d'éléments du naturels au sein du paysage. Il est ainsi demandé si l'exploitant entretient des alignements d'arbres (peupliers, saules têtards...) le long des chemins ou des parcelles agricoles. Une seconde question est relative à l'application de mesures agri-environnementales ayant, entre autre, un impact paysager induit. La présence de ces éléments a certes un impact esthétique non négligeable, mais participe également à diversifier les paysages et à créer un maillage écologique.

Une troisième question est consacrée à déterminer l'hétérogénéité du parcellaire (monoculture ou mosaïque), par le relevé du nombre de cultures présentes sur l'exploitation. Ceci permet de quantifier la diversité des éléments apportée par les parcelles agricoles.

Enfin, la fragmentation des parcelles agricoles est déterminée par le calcul de leur taille moyenne : plus leur taille moyenne est grande, moins les espaces cultivés sont fragmentés. Cette question aussi permet de déterminer l'hétérogénéité du paysage puisque plus la fragmentation sera importante (parcelles de petite taille), plus le paysage sera hétérogène. De plus, une fragmentation importante de l'espace cultivé est souvent lié à une faible fragmentation des milieux naturels et semi-naturels, et inversement. Ainsi, dans le cas d'un parcellaire fragmenté, on peut supposer rencontrer davantage d'espaces non productifs, séparant deux zones de cultures, qui augmentent encore l'hétérogénéité du paysage, au bénéfice de la biodiversité spontanée. La taille moyenne des parcelles est ensuite comparée à la moyenne de la région agricole. Cette comparaison permet de déterminer si l'exploitation présente les mêmes caractéristiques que celles du territoire dans laquelle elle se situe. Il s'agit donc d'étudier l'intégration de l'exploitation au sein du territoire.

En caractérisant l'hétérogénéité et la fragmentation de l'exploitation, cette partie permet d'appréhender, de manière objective, l'effort agri-environnemental qu'il

faudrait éventuellement encore fournir pour améliorer la gestion des paysages, mais aussi la gestion de la biodiversité.

La biodiversité

Concernant la protection de la biodiversité, de nombreuses questions s'intéressent en particulier au réseau écologique existant au niveau territorial et local. Ainsi la partie II de la méthode comprend des questions consacrées à la protection et à l'amélioration du réseau écologique. L'enquêteur doit établir, au niveau du territoire, la présence de zones centrales et/ou de développement du réseau écologique. De plus, il doit évaluer la densité du maillage écologique et lui attribuer un qualificatif : élevée, moyenne ou faible. Cette dernière question, à la différence des autres fait appel à un jugement personnel mais ne s'appuie nullement sur des critères objectifs et quantifiables. En synthèse, l'enquêteur détermine si les enjeux liés au réseau écologique sont élevés, moyens ou faibles.

Dans la troisième partie du questionnaire, deux questions sont destinées à la biodiversité:

- le long des chemins, jusqu'à quelle distance de ceux-ci travaillez-vous le sol ? Cette question permet de déterminer si l'exploitation possède quelques zones non cultivées et peu perturbées, pouvant accueillir des espèces spontanées.
- si votre parcellaire jouxte ou est inclus dans un périmètre Natura 2000 ou SEP, savez-vous pour quelles raisons et quels en sont les objectifs ? Il s'agit ici d'une question portant sur les connaissances de l'agriculteur par rapport aux milieux ou aux espèces protégés présents à proximité de son exploitation. Connaître clairement les raisons et les objectifs poursuivis peuvent lui permettre d'adapter certaines pratiques, et de participer davantage à la protection de la nature.

En prenant en compte également certaines questions relatives à la lutte phytosanitaire, à la gestion du sol et à la fertilisation, l'enquêteur calcule l'indicateur BPABIODIV lui permettant de déterminer le respect des bonnes pratiques agricoles en matière de gestion de la biodiversité. Les auteurs de la méthode ont intégré ces questions relatives à la lutte phytosanitaire, à la gestion du sol et à la fertilisation parce qu'elles influencent aussi la biodiversité. Les produits utilisés en lutte phytosanitaires peuvent être spécifiques, pour une espèce particulière, ou non. La fertilisation, en enrichissant le sol, conduit à une banalisation de la biodiversité rencontrée. Les modalités du travail du sol peuvent également avoir un impact sur la biodiversité. Ces pratiques ne sont donc pas destinées à la préservation de la biodiversité, mais elles peuvent l'influencer. C'est pour cela que ces questions sont intégrées au calcul de l'indicateur BPABIODIV.

La dernière partie s'intéresse à la gestion des éléments de la biodiversité.

Tout d'abord, l'enquêteur doit décrire les éléments du réseau écologique présents sur l'exploitation tels que les haies, les bandes boisées, les arbres alignés ou isolés, les mares, les talus herbeux, les cours d'eau, les prairies extensives, les tournières enherbées, les bandes fleuries, ou encore les bandes de messicoles. Pour chaque élément, il doit renseigner leur superficie ou leur longueur. Ceci permet de calculer la superficie totale occupée par les éléments du réseau et de calculer la proportion de SAU occupée par ces éléments, à comparer avec la valeur indicative de 7 %.

Une série de questions suit, à propos du mode de gestion de ces différents éléments. Elles permettent d'évaluer les pratiques favorables au maintien de la biodiversité et des habitats sur l'exploitation : des remblais de prairies humides ou de mares ont-ils été réalisés durant les cinq dernières années ?; quelle est l'importance des plantations d'arbres réalisées au cours des cinq dernières années ?; quelle est la proportion d'arbres têtards entretenus ces dix dernières années ?; avez-vous creusé ou réaménagé une (ou des) mare(s) au cours des cinq dernières années ? D'autres questions tentent de définir, et éventuellement quantifier, la diversité animale et végétale présente au niveau de l'exploitation : combien compte-t-on en moyenne de nids d'hirondelles dans ou sur les bâtiments de l'exploitation ?; les bâtiments de ferme (granges, greniers...) abritent-ils une ou plusieurs chouette effraie ?

Les deux dernières questions sont consacrées au maintien de la biodiversité domestique : cultivez-vous des espèces et variétés végétales anciennes ?; élevez-vous des races animales anciennes ?

Un indicateur EGAEBIODIV est ensuite calculé, indiquant l'effort agri-environnemental ayant un impact potentiel sur la biodiversité.

4. Conclusion

L'enquête qui constitue la méthode d'évaluation PAEXA permet de déterminer quel est le niveau de protection de la biodiversité et des éléments du paysage au niveau des territoires et des exploitations.

Sur cette base, l'enquêteur définit une série de méthodes à mettre en œuvre. Lorsque le but poursuivi par l'agriculteur et l'enquêteur concerne la lutte contre l'érosion par exemple, le choix des méthodes, mais aussi le choix de leur implantation sont guidés par l'étude des pentes et des écoulements. Ces choix sont donc motivés par des éléments objectifs assurant un certain résultat.

Par contre, lorsque le but poursuivi est la préservation de la biodiversité et des paysages, l'agriculteur et l'enquêteur vont chercher à créer au sein de l'exploitation un maillage écologique, par la mise en place de mesures linéaires (haies, bandes enherbées). La diversification paysagère pourra encore être supérieure avec l'implantation de bandes fleuries ou de bandes de messicoles par exemple. Alors que le choix de telle ou telle mesure à un endroit de l'exploitation peut être déterminé objectivement, selon des critères précis, le dessin du maillage même ne répond à aucun critère déterminé. Il s'agit juste d'un choix de l'enquêteur, en concertation avec l'agriculteur. Aucune partie du questionnaire ne peut le guider dans son choix. Ainsi, il est impossible de vérifier la qualité du réseau créé et rien ne garantit que le but poursuivi, créer un maillage cohérent et efficace, sera effectivement atteint. La proportion de SAU occupée par des éléments de la biodiversité est un indice utile, mais qui ne permet pas de déterminer si ces éléments sont agencés de manière appropriée pour jouer un rôle de refuge et/ou de corridor pour la faune et pour la flore.

L'Arrêté du gouvernement wallon relatif à l'octroi de subventions agri-environnementales du 28 octobre 2004 fixe les points à étudier pour la gestion des éléments de la biodiversité et du paysage dans la zone agricole. Il s'agit de la proportion occupée par le réseau écologique dans l'exploitation, l'exploitation appropriée des prairies marginales, l'adoption d'actions agri-environnementales de

développement du réseau écologique et du paysage ainsi que de préservation de l'environnement en bordure des parcelles agricoles, la proportion de cours d'eau protégée, la proportion d'éléments ligneux entretenus chaque année, l'exploitation extensive de milieux naturels pour le compte d'association ou de la Région, la création de milieux naturels (mares, plantations...), l'accueil de la petite faune inféodée aux bâtiments agricoles (hirondelles, chouette effraie, chauve-souris...), les actions de conservation du patrimoine agricole...

Le questionnaire du PAEXA répond parfaitement à ces exigences en renseignant ces différents points. Cependant, l'élaboration d'un plan d'action agri-environnemental permet une majoration des primes accordées parce que les problématiques sont prises en compte au niveau de la globalité de l'exploitation et possèdent donc une efficacité supérieure. Or, la méthode 10 et l'enquête, concernant la gestion des éléments de la biodiversité et des paysages dans la zone agricole, étudient la proportion, la « quantité », de maillage écologique, via l'étude des éléments qui le composent, mais ne s'occupe pas de ses qualités et ses performances. Celles-ci dépendent de nombreux paramètres, dont la nature et la structure du corridor ou encore des éléments qu'il relie. Ainsi, on ne peut pas garantir si la création d'un maillage, ou l'ajout d'éléments linéaires comme les bandes enherbées, seront efficaces pour améliorer la connectivité d'un paysage et favoriser la préservation de la biodiversité par le maintien des populations fragmentées présentes en milieu rural. Du coup, une majoration des primes pour des objectifs de préservation de la biodiversité semble peu justifiée. Il s'agit donc d'une lacune importante dans l'évaluation environnementale en général, et dans le PAEXA en particulier. Le PAEXA est une méthode d'évaluation assez générale, mais on devrait aller vers une meilleure prise en compte des processus écologiques qui se déroulent au sein d'un paysage. Elle devrait donc intégrer une évaluation de la structure et de la connectivité du maillage écologique.

D'autres méthodes d'évaluation environnementale des exploitations agricoles existent. Parmi celles-ci, beaucoup se préoccupent, entre autres, de la biodiversité, domestique et naturelle, et de la qualité du paysage. Nous allons maintenant présenter quatre d'entre-elles, couramment utilisées en Belgique, en Suisse ou en France, et étudier si elles permettent d'évaluer de manière objective et quantitative le maillage écologique, et si oui, comment, dans le but d'améliorer la méthode PAEXA.

II. Examen critique de quatre méthodes d'évaluation environnementale des exploitations agricoles

1. Méthode IDEA (Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles)

Cette méthode, élaborée en 1998 et diffusée à partir de fin 2000, se veut être une méthode globale d'évaluation de la durabilité des systèmes agricoles. Il s'agit aussi bien d'un outil de sensibilisation et de formation, s'inscrivant dans une démarche pédagogique, que d'un outil de diagnostic : « la méthode IDEA a montré sa pertinence technique et son intérêt pédagogique aussi bien pour les élèves de

l'enseignement agricole que pour les agriculteurs désireux de comprendre et d'évoluer vers plus d'autonomie et de durabilité » (Vilain, 2003).

En 2003, s'appuyant sur l'expérience acquise et les retours de terrain, la méthode a été améliorée et affinée. Elle a été étendue de plus des systèmes de poly-culture élevage à des systèmes agricoles et horticoles plus spécialisés (viticulture, arboriculture, maraîchage, horticulture sous abris).

Cette méthode s'appuie sur les trois grandes fonctions qui caractérisent le concept d'agriculture durable, à savoir la fonction de producteur de biens et de services (fonction économique), la fonction de gestionnaire de l'environnement (fonction écologique) et la fonction d'acteur du monde rural (fonction sociale). Ainsi, la méthode cherche à caractériser la durabilité des systèmes agricoles en les analysant à travers trois échelles de durabilité : durabilité agroécologique, socioterritoriale et économique.

Chaque échelle est subdivisée en composantes caractérisant les grands axes du diagnostic de durabilité et contribuant à analyser et à comprendre, de manière globale, les systèmes étudiés. Chaque composante est elle-même définie par un ensemble d'indicateurs robustes (valides dans une large gamme de milieux et de systèmes de production), sensibles (leur valeur varie fortement suite à une amélioration ou à une détérioration), pertinents (concernant leur contribution à évoluer vers une agriculture durable), et faciles d'utilisation. Les dimensions agroécologique, socioterritoriale et économique de la production agricole sont décrites respectivement par 19, 16 et 6 indicateurs (Annexe 3).

A chaque indicateur est attribuée une valeur quantitative, sous forme de points, ou unités de durabilité, calculée par l'étude d'un ensemble de déterminants, ou items élémentaires, calculés ou estimés. Cette valeur est pondérée selon l'importance de la pratique dans le système. Par ailleurs, chaque indicateur et chaque composante sont limités par une valeur plafond, permettant une pondération de son poids relatif et autorisant ainsi diverses combinaisons techniques pour l'atteindre. L'agrégation des indicateurs permet de donner une valeur, variant de 0 à 100 points, pour chaque échelle de durabilité, de laquelle on peut déduire une performance globale, reflet plus ou moins fidèle de la situation réelle.

Par contre, les performances globales de chaque échelle ne peuvent bien entendu pas s'additionner, et l'on utilise, pour évaluer la durabilité globale d'un système agricole, des représentations graphiques synthétiques.

L'élaboration de la méthode et le choix des indicateurs poursuivent des objectifs, définis comme participant à la durabilité des exploitations. Parmi ces objectifs, on retrouve la protection et la gestion de la biodiversité. Cet objectif est poursuivi par 12 indicateurs de l'échelle de durabilité agroécologique. Ils prennent en compte les deux composantes complémentaires et indispensables de la biodiversité : la biodiversité domestique et spontanée. Un second objectif concerne la protection et la gestion des paysages. Cette méthode met en œuvre 10 indicateurs, 8 issus de l'échelle de durabilité agroécologique et 2 de l'échelle de durabilité socioterritoriale (Tableau 2).

Indicateurs	Objectif « biodiversité »	Objectif « paysage »
A1 – Diversité des cultures annuelles et temporaires	X	X
A2 – Diversité des cultures pérennes	X	X
A3 – Diversité végétale associée	X	X
A4 – Diversité animale	X	
A5 – Valorisation et conservation du patrimoine génétique	X	
A6 – Assolement	X	X
A7 – Dimension des parcelles	X	X
A9 – Zone de régulation écologique	X	X
A10 – Actions en faveur du patrimoine naturel	X	X
A12 – Gestion des surfaces fourragères	X	X
A15 – Pesticides et produits vétérinaires	X	
A17 – Protection de la ressource sol	X	
B2 – Valorisation du patrimoine bâti et du paysage		X
B3 – Traitement des déchets non organiques		X

Tableau 2 : Indicateurs de la méthode IDEA en liaison avec les objectifs de protection et de gestion de la biodiversité et des paysages.

Les indicateurs A1, A2, A4 et A5 évaluent la biodiversité domestique de l'exploitation. En effet, l'indicateur A4 n'évalue que la diversité des espèces animales élevées. Les indicateurs A1 et A2 répondent également à l'objectif « paysage ». Comme pour la méthode PAEXA ces indicateurs permettent d'évaluer l'hétérogénéité du paysage au niveau des parcelles de l'exploitation.

Comme dans le PAEXA, on retrouve un indicateur (A7) qui renseigne sur la fragmentation du parcellaire, qui influence la biodiversité et les qualités esthétiques du paysage.

Concernant l'indicateur A9, il prend en compte, tout comme le PAEXA, le pourcentage de la SAU occupée par des éléments naturels, le nombre de points d'eau ou de zones humides, mais aussi les surfaces constituées par les haies, les lisières ou les bandes enherbées. Cependant, même si la méthode recommande de tracer sur une carte les zones concernées pour visualiser le maillage écologique, la qualité de ce maillage et des interconnexions n'est pas prise en compte ni évaluée.

2. Diagnostic Solagro

Cette méthode française, mise au point en 1999 (Pointereau *et al.*, 1999), a inspiré la méthode PAEXA. Elle permet de réaliser un diagnostic simple et rapide d'une exploitation et d'en dégager un niveau de performance s'appuyant sur le nombre de systèmes de production, la diversité des cultures, la gestion des entrants et la gestion de l'espace. Pour van der Werf et Petit (2002), cette méthode est cependant bien plus

qu'un outil d'évaluation de l'impact environnemental. Dans la mesure où elle considère les « fonctions source de l'écosystème global », elle permet d'évaluer la durabilité des exploitations.

Pour estimer l'objectif « Biodiversité naturelle », cette méthode utilise un indicateur consiste en la mesure des haies et de lisières de bois (en m/ha). Une telle approche n'est pas utilisée pour les bandes enherbées, à la différence du PAEXA. Cependant, même si c'était le cas, une telle évaluation ne renseignera pas sur la disposition spatiale des tournières. Ainsi, cette méthode, à la base du PAEXA, ne peut pas nous servir à améliorer l'évaluation de la qualité du maillage.

3. Appréciation de la qualité écologique (méthode du SRVA)

Cette méthode établie par le Service Romand de Vulgarisation Agricole (SRVA), est utilisée en Suisse. Elle permet d'apprécier la qualité écologique des milieux semi-naturels des paysages ruraux. Cette méthode s'adresse particulièrement aux agriculteurs qui souhaitent connaître et éventuellement améliorer la qualité écologique de leurs terres.

Elle est intéressante puisque, pour apprécier la qualité écologique, elle fait appel aussi bien à la structure du milieu qu'à sa diversité biologique. Par ailleurs, cette clé a « deux vitesses » puisque l'une fournit une appréciation simple et rapide, qui peut être rendue plus fiable par la seconde clé. Ainsi, même lorsque l'utilisateur a peu de temps à y consacrer et/ou des connaissances peu poussées (concernant la biodiversité naturelle par exemple), il peut tout de même évaluer globalement la qualité écologique.

L'utilisateur consigne ses observations pour chaque critère (situation, structure, diversité biologique...) sur une feuille de relevé. A chaque type d'observation sont associées des symboles. En fin de période d'observation, et pour chaque critère, les symboles sont additionnés et permettant ainsi de caractériser la qualité du milieu et de conseiller des propositions d'amélioration.

La clé permet d'apprécier la qualité écologique des prairies et pâturages, des haies, des bosquets et aussi des bandes enherbées puisque des questions leurs sont spécifiquement réservées.

Concernant l'évaluation des bandes herbeuses, la première partie de la méthode permet de définir la structure de la tournière. Elle met tout d'abord l'accent sur les éventuels éléments naturels qui peuvent être présents au sein de la tournière et participer à son hétérogénéité tels que des tas de branches ou de bois mort au sol, ou encore des tas de pierre. Cependant, la tournière étant un milieu semé et fauché annuellement, la présence de tels éléments, bien que favorables à une biodiversité accrue, est très peu probable.

Un autre critère s'attache à déterminer les modalités d'entretien des bandes enherbées : fauche unique sur toute la surface et toute la longueur, fauche unique laissant annuellement des surfaces non fauchées, ou fauche par tronçons en alternance. Ce critère est pertinent dans la mesure où il a été démontré qu'il est préférable pour la biodiversité de faucher une partie de la tournière plus tard dans la saison, ou une année sur deux (Bertrand, 2001). Cependant, ce critère n'est pas relié à la problématique du maillage écologique. De plus, les modalités de gestion des bandes

enherbées sont déjà connues puisqu'elles sont fixées par l'Arrêté relatif à l'octroi des subventions agri-environnementales.

La seconde partie concerne la situation du milieu. La méthode utilise un critère mais qu'elle n'applique qu'à la haie ou au bosquet. Cependant, afin de renforcer le rôle que peuvent jouer les tournières dans la connectivité du paysage, il serait intéressant d'appliquer ce type de critère aux bandes enherbées. Pour chaque tournière, il faudrait ainsi définir la distance qui la sépare du milieu semi-naturel ou naturel, ne recevant aucun intrant, le plus proche, ainsi que la distance qui la sépare d'un autre dispositif enherbé. Ce critère permet une approche de la l'évaluation de la connectivité au sein de l'exploitation : plus les éléments naturels seront proches, plus les individus pourront se déplacer d'un élément à l'autre. Mais cela donne juste une idée de la distance moyenne qui sépare chaque élément naturel. Cela ne permet pas de renseigner sur l'agencement global de tous les éléments naturels, et encore moins d'évaluer la qualité du maillage créé par ces éléments.

Ces deux premières parties permettent d'évaluer les potentialités d'accueil de la vie sauvage du milieu. Une troisième partie concerne la diversité biologique. Elle s'intéresse à la présence d'escargots, d'araignées, d'insectes, et de petits mammifères au sein de la bande, ou encore à la densité de végétation, qui constituent des indicateurs de la qualité biologique d'un site. Cependant, cette partie s'appuie sur des espèces indicatrices présentes en Suisse, elle est donc difficilement applicable ailleurs (même si la plupart des espèces sont présentes, on ne pourra pas forcément leur attribuer la même valeur).

4. Grille d'évaluation des bandes enherbées élaborée par le GIREA

Le Groupe Inter-universitaire de recherche en Ecologie Appliquée (GIREA) a conçu une grille d'évaluation s'appliquant à des bandes enherbées. Cette grille ne s'applique donc pas à l'échelle d'une exploitation ou d'un territoire, mais bien à l'échelle d'une parcelle.

Elle essaie d'évaluer la tournière au regard de ses effets sur le ruissellement, de la protection contre les dérives de pulvérisation et les projections, de la participation au réseau écologique local et l'accueil des éléments de la biodiversité, et de l'embellissement du paysage et la fourniture d'aménités touristiques.

Cette évaluation se base essentiellement sur les dimensions ou la surface du dispositif enherbé (longueur de bande interceptant le ruissellement, longueur de bande le long d'un espace sensible aux dérives de pulvérisation, etc.).

Concernant la participation de la bande au réseau écologique local et l'accueil des éléments de la biodiversité, la méthode prend en considération :

- la longueur (en mètres) de la bande en lisière de milieu non prairial (prairies de tous types, jachères, pelouses, talus enherbés). Tout comme le PAEXA et les autres méthodes, ce calcul permet de quantifier les bandes enherbées présentes au sein de l'exploitation.
- le recouvrement herbager du paysage (en pourcentage : 0-5 / 5-15 / 15-50 / >50%). Ce critère permet d'évaluer très approximativement les besoins en surfaces enherbées au niveau du paysage.

- les traces de fréquentation de la faune pour la partie de la bande en lisière de milieu non prairial (0 – 1 – 2) ;
- les traces de passage du charroi dans la partie de la bande en lisière de milieu non prairial (0 – 1 – 2). Ce critère permet de déterminer si des perturbations sont fréquentes ou non au sein de la bande, puisque cela peut influencer la présence de certaines espèces.
- la diversité botanique et structurale dans la bande (0 – 1 – 2).

Cette méthode évalue donc principalement la qualité biologique de la bande enherbée (traces de fréquentation de la faune, diversité botanique). Puisqu'elle s'applique à la parcelle, elle ne peut évidemment pas étudier la qualité du maillage au niveau du paysage, mais elle apporte un élément intéressant qui est la prise en compte du contexte paysager pour ajuster l'implantation des bandes enherbées.

III. Conclusion

Ces méthodes soulignent l'intérêt de la présence d'éléments naturels au sein du paysage à la fois pour améliorer ses qualités esthétiques, mais aussi et surtout pour leur importance dans la préservation de la biodiversité. Pour estimer la qualité écologique d'une exploitation, ces méthodes calculent la superficie occupée par les éléments semi-naturels (méthode IDEA) ou la longueur de linéaires (diagnostic Solagro, Grille d'évaluation du GIREA). La grille d'évaluation du GIREA ainsi que la clé du SRVA permettent d'apprécier la qualité des tournières par une évaluation de la diversité botanique et faunistique présente. Ainsi les caractéristiques des éléments constituant le maillage (quantité, qualité intrinsèque) sont prises en compte, mais la qualité spatiale du réseau dans sa globalité n'est pas prise en compte.

La méthode du SRVA cependant, tente une approche dans ce sens. Elle soulève en effet l'intérêt de se préoccuper de la distance qui sépare deux milieux naturels ou semi-naturels. Elle met ainsi l'accent sur l'importance de l'agencement spatial des zones naturelles et semi-naturelles, et la nécessité de rapprocher le plus possible une haie ou une tournière d'une autre haie, tournière, ou d'un bosquet pour améliorer la qualité écologique de l'exploitation en favorisant les déplacements des populations animales. Cependant, cette méthode ne va pas plus loin. Elle n'évalue pas la connectivité de l'exploitation et ne constitue pas une aide concrète pour un agriculteur souhaitant concevoir un maillage cohérent sur son exploitation.

La grille d'évaluation du GIREA montre, de manière très approximative, l'importance de ne pas se préoccuper uniquement du maillage constitué par les éléments naturels du paysage, mais de prendre également en considération les autres éléments du paysage. Ceci rejoint les réflexions récentes d'écologie du paysage qui tendent à ne plus considérer l'existence d'une matrice hostile, mais qui tendent plutôt à considérer la mosaïque paysagère constituée d'un ensemble de taches variées, plus ou moins favorables à la biodiversité et aux déplacements des individus.

Les méthodes d'évaluation agroécologique des exploitations agricoles étudiées ici présentent des lacunes concernant l'évaluation de la biodiversité et des éléments du paysage puisque aucune méthode n'étudie vraiment le maillage écologique, même si la méthode suisse et la grille d'évaluation du GIREA s'orientent légèrement dans ce

sens. La notion de maillage écologique est pourtant une notion centrale en écologie du paysage et en biologie de la conservation. Il semble exister un décalage entre les orientations actuelles de protection de la biodiversité et des paysages et l'évaluation agri-environnementale.

Il paraît donc important, afin de pallier ce manque, de développer des critères d'évaluation s'appuyant sur les concepts et les outils de l'écologie du paysage.

Chapitre 5

Propositions pour une amélioration de l'évaluation environnementale : présentation et analyse de quelques outils

1. Méthodes et mesures utilisées en écologie du paysage

Un maillage, pour être efficace, doit jouer deux fonctions : il doit permettre une forte connectivité et faciliter le déplacement des espèces à travers le paysage, mais il doit aussi jouer un rôle de refuge pour les espèces se trouvant hors du maillage. Il est donc important d'étudier ces deux fonctions dans la mise en place d'un réseau.

Il existe de nombreux outils permettant d'évaluer ou de mesurer la structure et l'efficacité d'un réseau écologique. Parmi ceux-ci, deux ont été retenus, répondant bien aux caractéristiques recherchées lors d'une évaluation environnementale : il s'agit d'outils simples, faciles à mettre en œuvre, tout en restant malgré tout pertinents.

1. Etude du rôle de refuge joué par le maillage.

Sur un territoire donné, un maillage doit avoir une influence sur la totalité de l'espace, soit par exemple sur toutes les parcelles d'une exploitation agricole. En effet, idéalement, chaque espèce présente au sein d'une parcelle devrait pouvoir trouver refuge dans le maillage. Il est donc nécessaire de déterminer la distance de chaque point de l'espace par rapport au maillage afin de dégager les zones trop éloignées, situées au-delà d'une distance critique.

Cependant, chaque groupe, et même chaque espèce au sein de chaque groupe, possède une mobilité et un domaine vital différent. Le seuil de la distance critique varie donc suivant les possibilités de déplacements journaliers de chaque espèce.

De manière générale, les petits mammifères et les oiseaux ont une mobilité supérieure aux invertébrés (Burel et Baudry, 1999). Ainsi, le rayon d'action des insectes marcheurs autour d'une tournière est d'environ 50 mètres, alors qu'il est de 150 mètres pour des rongeurs (Melin, 1995). De plus, la distance critique peut varier au cours de l'année avec les modifications saisonnières du domaine vital. Ainsi, dans le cas de la Perdrix grise (*Perdrix perdrix*), la surface des domaines vitaux peut varier de 2 à 6 hectares en période de reproduction jusqu'à 30 hectares en hiver (Gauthier, 2002). En période de reproduction, cela correspond à un rayon d'action de 100 à 150 mètres.

Il sera donc difficile de définir un maillage qui soit favorable à toutes les espèces sur l'ensemble du territoire concerné. Il faut alors opérer des choix de distance critique, en fonction des espèces ou des groupes que l'on souhaite favoriser particulièrement.

Quelque soit la distance choisie, la méthodologie à appliquer est identique, et nécessite l'utilisation d'un système d'information géographique (SIG). Elle consiste à appliquer le rayon d'action choisi autour du maillage créé par des tournières ou par d'autres éléments du paysage. Ceci permet de mettre en évidence les zones trop éloignées du maillage, qui nécessiteraient l'ajout d'une nouvelle tournière. Suite à cette première étape, il est alors possible de déterminer un réseau performant en terme de couverture de l'espace. Il est toutefois nécessaire de tester les modifications effectuées afin de s'assurer que le but poursuivi est réellement atteint. Il faut toutefois tenir compte des impératifs agronomiques, ainsi, les nouvelles parties du réseau seront

positionnées préférentiellement en bordure des parcelles, afin de trouver le meilleur compromis possible.

Inversement, l'étude permet de vérifier qu'il n'existe pas une certaine redondance de certaines parties du réseau. Des simulations permettent en effet d'évaluer la contribution de chaque section du réseau, en observant les effets de leur suppression. Cet aspect est particulièrement important dans le cas de l'étude d'un réseau constitué par des éléments linéaires subventionnés par des primes agri-environnementales : cela permet de déterminer le réseau minimal performant, et évite de subventionner la mise en place de méthodes qui n'apportent rien de plus au réseau. Il faut cependant garder à l'esprit que d'autres objectifs peuvent intervenir et justifier pleinement la mise en place d'une méthode et de sa rémunération, comme dans le cas d'une bande anti-érosive par exemple.

Cet méthode permet donc de concevoir le meilleur réseau possible, positionné de manière optimale pour qu'il puisse servir de refuge pour la faune tout en permettant les activités agricoles. Elle présente également l'avantage de permettre d'optimiser les primes agri-environnementales.

De plus, l'emploi d'un SIG, grâce à une représentation cartographique, permet de visualiser directement les « zones à problèmes » et constitue donc un bon outil de communication, principalement à destination des agriculteurs, beaucoup plus parlant qu'un long discours.

2. Mesure de l'efficacité d'un réseau en terme d'amélioration de la connectivité du maillage.

Rappelons ici qu'un réseau écologique est constitué d'un ensemble de corridors interconnectés au niveau de nœuds. Les nœuds sont des intersections, qui possèdent deux fonctions dans les déplacements: aires d'intersections des corridors, et zones de relais pour les individus. Il ne s'agit donc pas de destinations finales. Ainsi, par exemple, les points d'eau sont des nœuds sur les chemins des animaux dans les régions arides (Forman et Godron, 1986). Les nœuds varient dans leur type et leur taille, et leur localisation les uns par rapport aux autres est importante.

Le degré auquel tous les nœuds d'un système sont liés par des corridors constitue la connectivité du réseau. La connectivité est donc un indice de la simplicité ou de la complexité d'un réseau. Forman et Gordon (1986) utilisent deux méthodes qui, ensemble, permettent de définir le degré de complexité d'un réseau, donc son efficacité dans le déplacement des organismes : l'indice gamma et l'indice alpha.

- l'indice gamma

L'indice gamma mesure la connectivité d'un réseau, par le calcul du ratio du nombre de liens dans un réseau sur le nombre maximal possible de liens dans ce réseau.

Un lien est la partie de corridor située entre 2 nœuds.

Le nombre de liens dans le réseau est ici compté de manière directe et « manuelle ». Le nombre maximal de liens peut être déterminé en comptant le nombre de nœuds présents. Lorsque l'on est en présence de trois nœuds, 3 liens sont possibles. Puis, à

chaque nœud ajouté, le nombre maximal de liens augmente de trois, sans créer de nouvelles intersections.

On obtient ainsi la formule de calcul de l'indice gamma :

$$\gamma = \frac{L}{L_{\max}} = \frac{L}{3(V-2)}$$

avec L : le nombre de liens

L_{\max} : le nombre maximal de liens possible

V : le nombre de nœuds

Cet indice varie entre 0 et 1. Un indice égal à 0 signifie qu'aucun nœud n'est relié à un autre, alors qu'un indice égal à 1 indique que chaque nœud est relié à chaque autre nœud. Cet indice permet ainsi d'indiquer à quel pourcentage le réseau est connecté. Plus un réseau est connecté, moins la distance à parcourir pour un animal entre deux nœuds de ce réseau sera importante. Une forte connexion rapproche la distance entre deux nœuds de la distance euclidienne, et permet aux organismes une dépense moindre de temps et d'énergie pour effectuer un parcours entre deux taches favorables.

- **l'indice alpha**

L'indice alpha est une mesure du nombre de circuits présents dans un réseau. Les circuits sont définis comme des boucles ou des chemins alternatifs pour les déplacements, en reliant les nœuds d'un réseau. Ceux-ci augmentent l'efficacité du mouvement en favorisant le réseau et l'accessibilité des différents nœuds.

Cet indice est le ratio du nombre de circuits d'un réseau sur le nombre maximal possible de circuits dans ce réseau.

Un réseau, connecté de manière minimale, mais sans laisser de nœud isolé, ne présente pas de circuit et possède un lien de moins que le nombre de nœuds ($L = V - 1$). Si l'on ajoute un lien à ce réseau minimal, alors un circuit est formé. Donc, dès qu'un circuit est présent, $L > V - 1$. Le nombre de circuits indépendants présents est égal au nombre de liens présents moins le nombre de liens d'un réseau minimal sans circuit, soit $L - V + 1$.

Le nombre maximal de circuits que peut accueillir un réseau correspond au nombre maximal de liens de ce circuit (soit $3(V - 2)$) moins le nombre de liens d'un réseau connecté de manière minimale (soit $V - 1$). Ainsi le nombre maximal de circuits est égal à $3(V - 1) - (V - 1)$, ou encore $2V - 5$.

On peut alors calculer l'indice alpha :

$$\alpha = \frac{\text{nombre de circuits}}{\text{nombre maximal de circuits}} = \frac{L - V + 1}{2V - 5}$$

Cet indice varie de 0 (aucun circuit n'est présent dans le réseau) à 1, pour un réseau présentant le nombre maximal de circuits possibles.

Un animal se déplaçant dans un paysage présentant un indice α élevé aura plusieurs choix de routes, lui permettant ainsi d'éviter des prédateurs par exemple, et de

diminuer le temps et la distance de parcours. On voit donc l'importance, dans un paysage, d'avoir un indice alpha élevé, ou au moins différent de zéro.

II. Application des critères d'écologie du paysage au réseau de tournières d'une exploitation agricole en région wallonne

1. Présentation de l'exploitation et de son plan de gestion agri-environnemental

Afin de tester la faisabilité des méthodes et mesures envisagées et d'éventuellement les adapter au contexte de l'évaluation environnementale, elles ont été appliquées à une exploitation agricole.

Ce travail a été réalisé en s'appuyant sur un Plan Photographique Numérique Communal (PPNC) ainsi que sur des données numériques concernant l'occupation du sol. L'ensemble de ces données ont été fournies par la Direction Générale de l'Agriculture (Direction de l'Espace Rural) du Ministère de la Région wallonne.

Il s'agit d'une exploitation dans l'ouest du Brabant wallon, composée de 18 parcelles regroupées autour des bâtiments de ferme. Cet agriculteur a décidé de mettre en place un plan d'action agri-environnemental complet qui a été élaboré avec Bernard Godden, expert pour la Région wallonne.

Après concertation avec l'agriculteur et plusieurs visites de terrain, il a été convenu des méthodes à mettre en place en 2005 et de leur emplacement. Des méthodes complémentaires envisagées pour 2006 ont également été discutées.

Le fil conducteur de ces discussions était de rétablir des zones naturelles dans cette région fortement marquée par l'agriculture intensive et l'élaboration d'un maillage écologique sur l'ensemble de l'exploitation.

Certaines des méthodes mises en œuvre, qui concernent l'étude, sont localisées sur la figure 3.

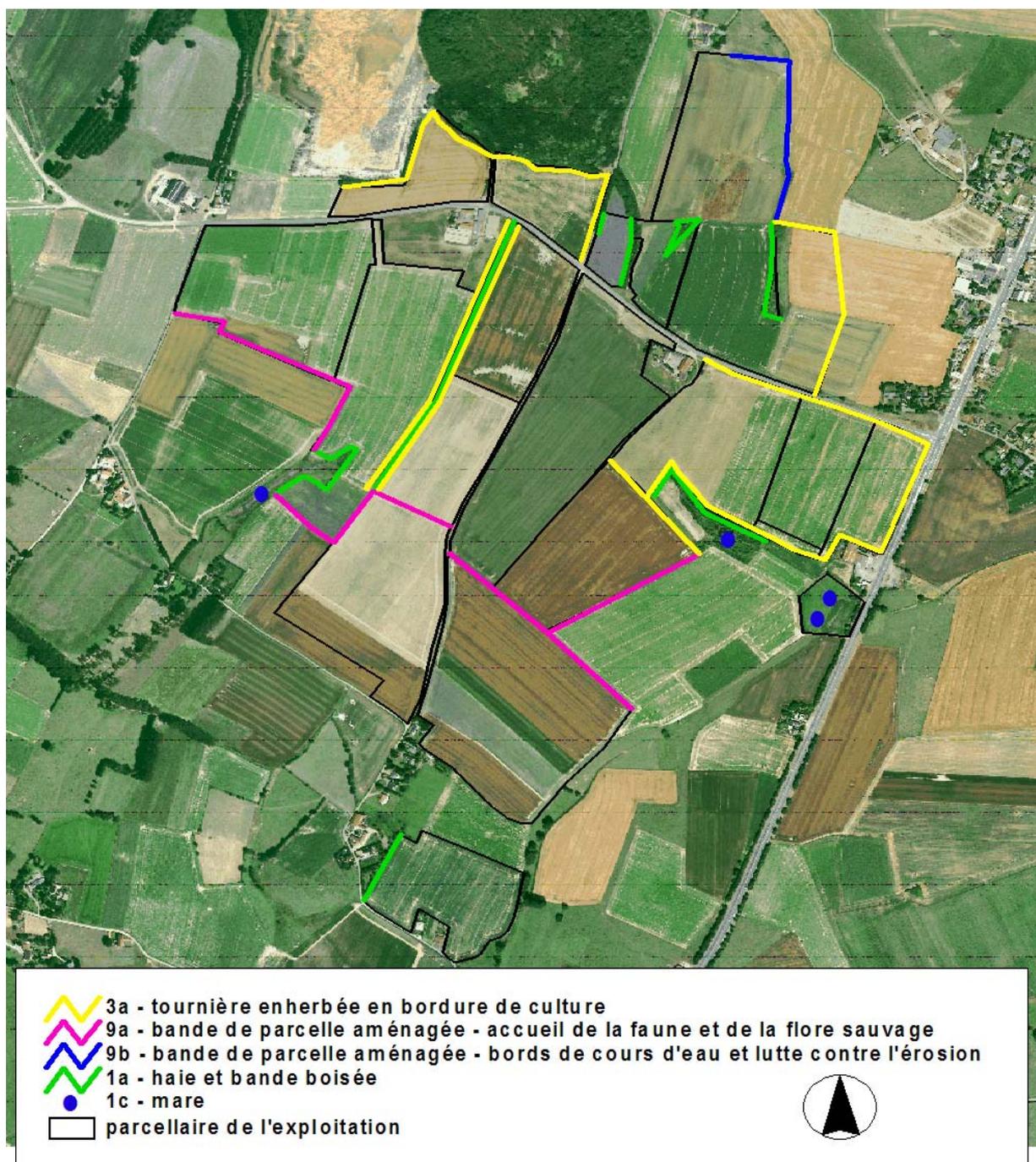


Figure 3 : Exploitation agricole étudiée : parcelles de l'exploitation et mesures agro-environnementales envisagées (Source du Plan Photographique Numérique Communal et du parcellaire de l'exploitation : Direction Générale de l'Agriculture, Ministère de la Région wallonne).

Il faut souligner que les tournières enherbées (méthode 3a) situées au nord-ouest de l'exploitation ne seront mises en place qu'en 2006.

2. Application des méthodes d'écologie du paysage

L'exploitation a une superficie totale de près de 102 hectares. Les éléments naturels, repris dans le plan d'action agri-environnemental couvrent 8,32 hectares, dont 7,13 sont constitués par des bandes enherbées. Ainsi, conformément aux recommandations de la Région wallonne, 8 % de l'exploitation sont alloués au réseau écologique, en particulier grâce aux tournières et aux bandes de parcelles aménagées (précisément, cette valeur s'élève à 8,15%). L'exploitation est donc correctement équipée en éléments favorables à la biodiversité.

Cependant, comme cela a déjà été souligné, ces calculs ne permettent pas de déterminer si les bandes enherbées sont correctement positionnées et peuvent jouer pleinement leur rôle de refuge et de corridor. Le tracé du maillage a donc été étudié afin de s'assurer de son influence sur l'ensemble de l'exploitation, ainsi que la complexité et la connectivité du maillage.

Afin de faciliter l'étude, les deux parcelles isolées de l'exploitation, ne comportant pas de bandes enherbées, seront ignorées. Désormais, l'emploi du terme « exploitation » concernera l'ensemble des parcelles regroupées, non comprises les deux exclues. De plus, le terme de « tournières », en tant que synonyme des mots « bande enherbée » ou « bord de champ », sera souvent utilisé pour désigner l'ensemble des dispositifs enherbés présents sur l'exploitation, aussi bien ceux relevant de la méthode 3a que de la méthode 9a ou 9b.

Le but de ce travail n'est pas tant de chercher à créer le meilleur maillage écologique possible pour cette exploitation (puisque de toutes façons il vient d'être implanté, au printemps 2005), mais de montrer comment on peut utiliser les deux méthodes proposées pour améliorer le réseau écologique, constitué ici par les tournières.

A. Etude de la fonction de refuge du maillage

Le travail a été réalisé grâce au logiciel ArcView. Le Plan Photo Numérique Communal (PPNC) de la commune ainsi que le parcellaire de l'exploitation ont servi de fond pour réaliser ce travail. Avec l'aide de ces données, les tournières reprises dans le plan agri-environnemental ont pu être cartographiées. Nous disposons ainsi du maillage créé par les tournières et les bandes de parcelles aménagées.

La première étape a consisté à calculer et à appliquer des classes de distances autour du réseau de tournières. Ainsi, chaque point de l'exploitation est caractérisé selon sa distance à la bande enherbée la plus proche (figure 4). Il a été choisi de faire ce calcul en fonction de classes de distance de 25 mètres. Cette distance a été retenue parce que les données recueillies concernant le rayon d'action de quelques espèces animales sont des multiples de 25 (50, 100, 150 mètres). Cela permettra de faciliter l'utilisation des données.

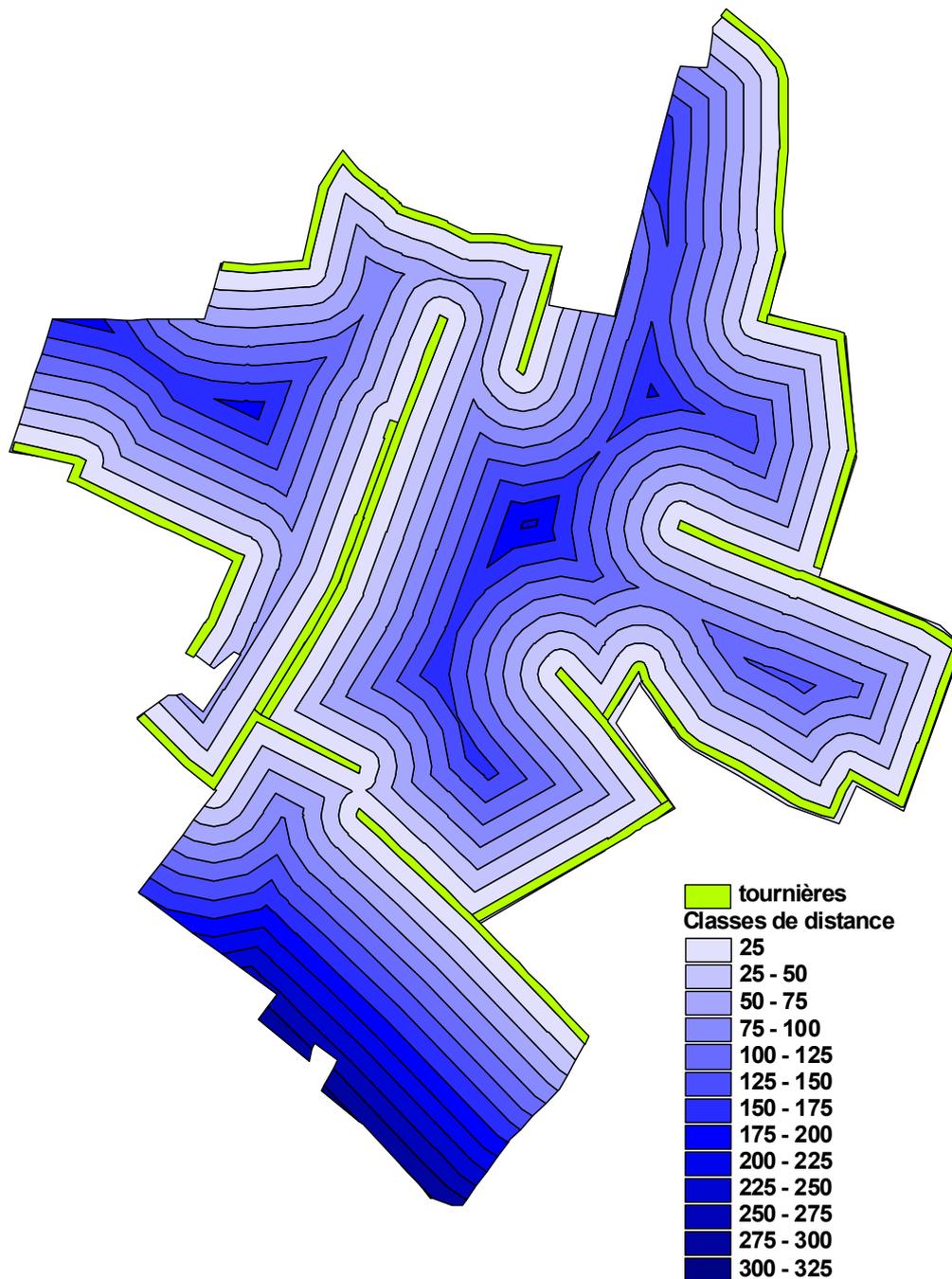


Figure 4 : Distance de chaque point de l'exploitation au réseau de tournières décrit dans le PAE.

La superficie de chaque classe de distance a été calculée (tableau 3), ainsi que les pourcentages qu'elles représentent (figure 5).

Classe de distance	Superficie (en m ²)	Pourcentage
0 - 25	180770,94	18,88
25 - 50	168535,95	17,60
50 - 75	147754,26	15,43
75 - 100	130298,28	13,61
100 - 125	113364,14	11,84
125 - 150	95902,20	10,02
150 - 175	56422,50	5,89
175 - 200	21341,10	2,23
200 - 225	13289,41	1,39
225 - 250	11841,84	1,24
250 - 275	9654,64	1,01
275 - 300	7878,17	0,82
300 - 325	350,53	0,04

Tableau 3. Superficie des différentes classes de distance, et leur proportion au niveau de l'exploitation.

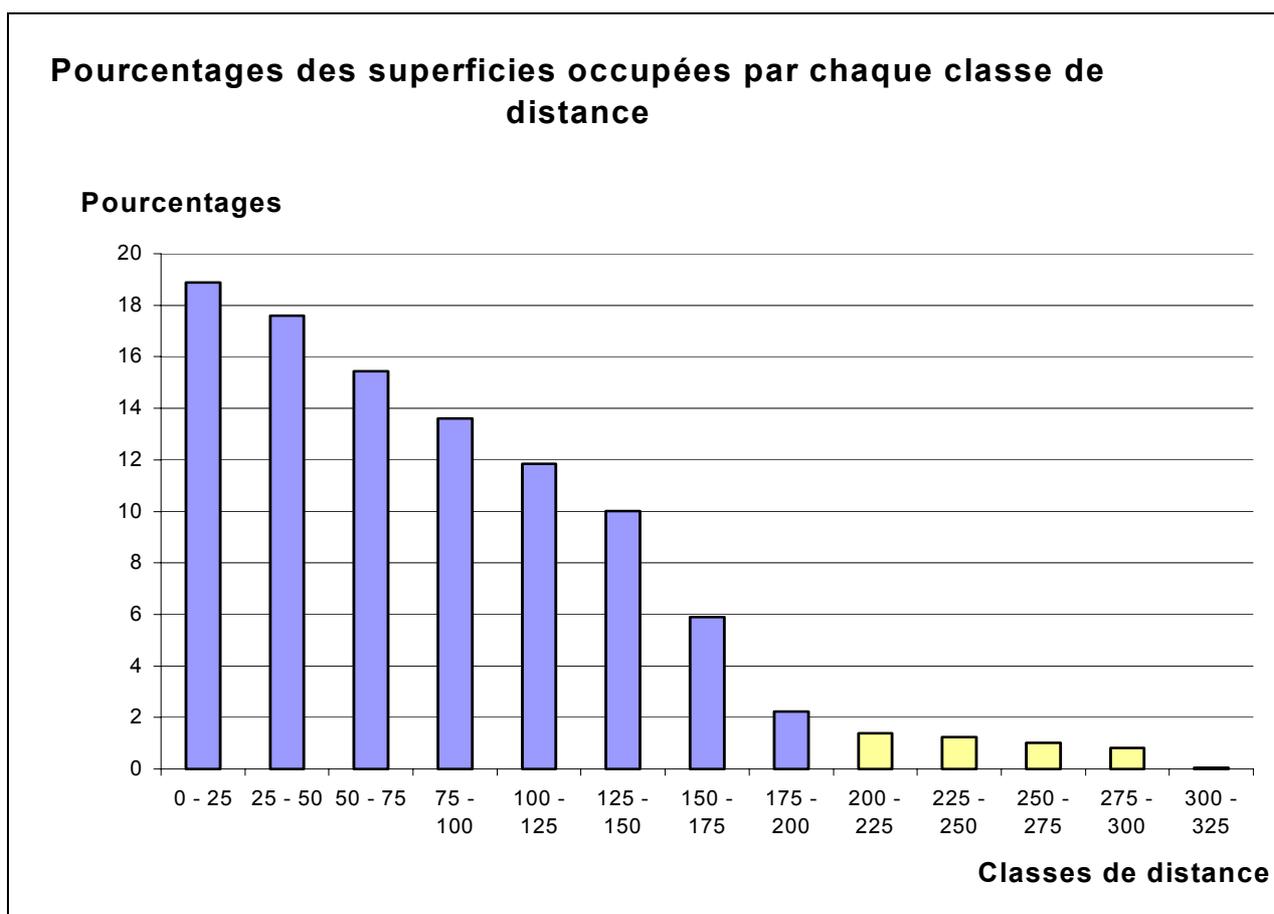


Figure 5. Pourcentages des superficies occupées par chaque classe de distance.

Ainsi, on s'aperçoit qu'au delà d'une distance de 200 mètres, les surfaces occupées par chaque classe de distance est inférieure à 2 %. La classe de distance la plus éloignée (300 – 325 mètres) représente une superficie négligeable.

La figure 6 reprend ces mêmes pourcentages, mais présentés de manière cumulée.

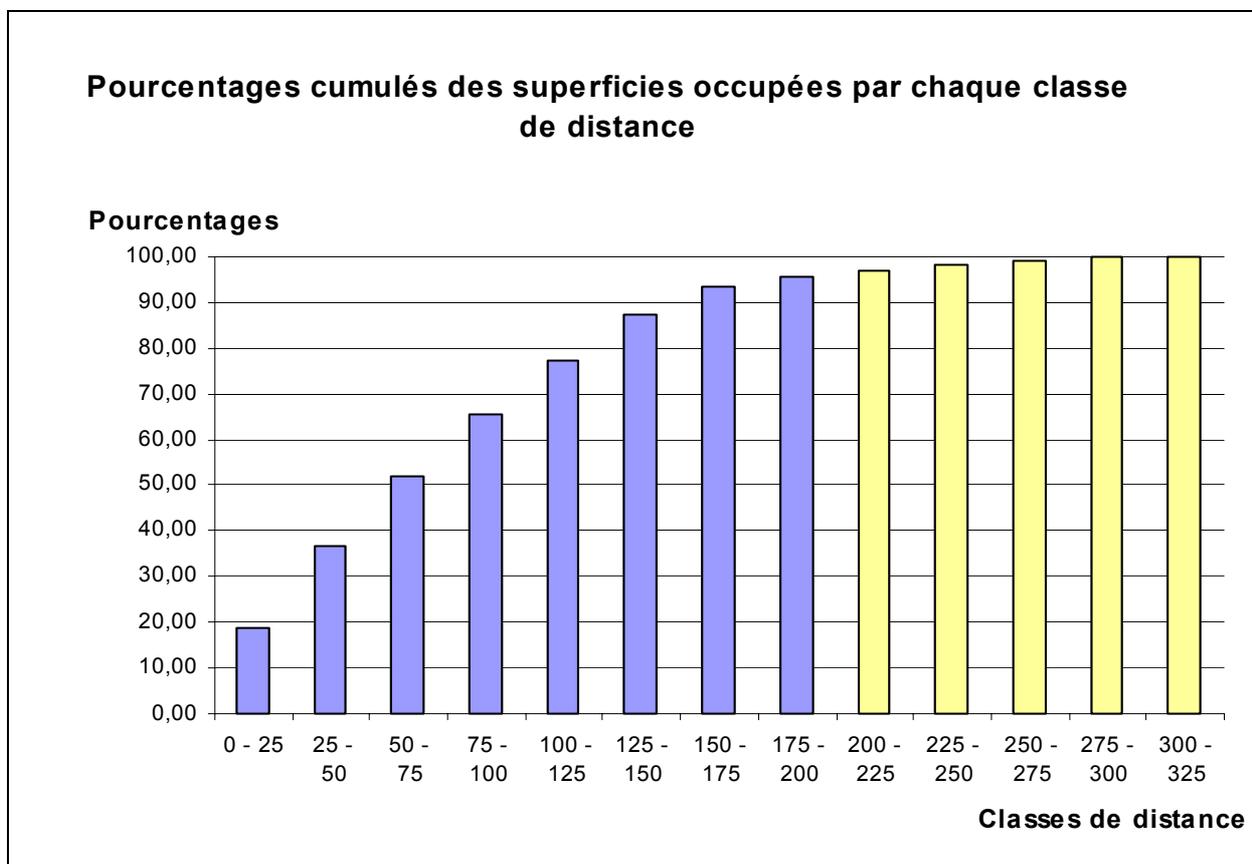


Figure 6 : Pourcentages cumulés des superficies occupées par chaque classe de distance.

On constate ainsi que 50 % des terres de l'exploitation sont situées à moins de 75 mètres du réseau de tournières, et 95 % à moins de 200 mètres.

Certains insectes marcheurs, qui se déplacent dans un rayon d'environ 50 mètres autour des tournières, pourront explorer 30 % des parcelles. Ce chiffre s'élève à 80 % pour certains rongeurs, qui peuvent se déplacer sur 150 mètres.

Cependant, nous nous limiterons ici à étudier uniquement le rôle de refuge que peut offrir le réseau de tournières de l'exploitation aux oiseaux des milieux agricoles, et en particulier la perdrix grise (*Perdrix perdrix*). Le choix de cette espèce a été motivé en grande partie par le fait que la mise en place des bandes de parcelles aménagées accueil de la faune et de la flore sauvage font l'objet de l'appui du groupement cynégétique « Conseil cynégétique des plaines d'Arenberg, asbl », dont l'exploitant est membre.

Puisque ces organismes peuvent explorer les cultures sur 100 à 200 mètres à partir des tournières (Mulders, 2005), le travail a été réalisé avec 3 classes de distance : 0 – 100 mètres ; 100 – 200 mètres ; > 200 mètres. La troisième classe reprend donc les zones qui ne seront pas explorées par les perdrix grises.

Ces différentes classes ont été appliquées autour du réseau de tournières (figure 7).

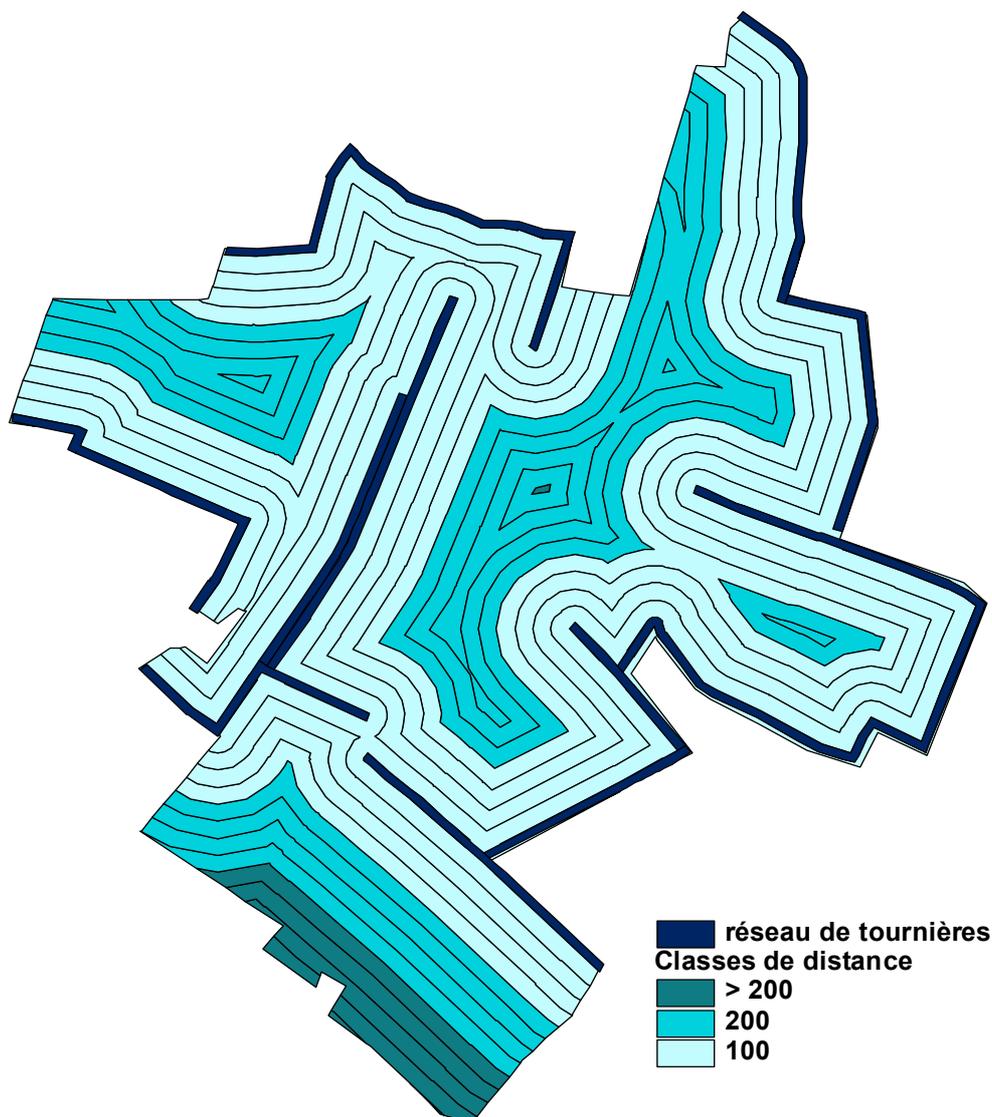


Figure 7 : Représentation cartographique des zones potentiellement exploitables par la perdrix grise, dans le cas du réseau initial de bandes enherbées présenté par le PAE.

L'observation de cette carte montre des zones trop éloignées du maillage, qui ne peuvent être explorées par les perdrix. Ainsi, un peu plus de 4 hectares (43000 m²) sont situés à plus de 200 mètres des bandes enherbées, soit 4,49 % de l'exploitation.

La carte permet donc de visualiser et de positionner dans l'espace des zones qui sont trop éloignées des tournières pour être explorées par les perdrix. Cette représentation montre les points faibles de l'exploitation et constitue un outil d'aide à la décision pour le choix de déplacement de certaines tournières.

Trois modifications ont été choisies. Elles doivent permettre de diminuer le nombre de points de l'exploitation éloignés à plus de 200 mètres des tournières, mais elles

doivent également suivre le respect de certaines exigences. Ainsi, elles doivent être implantées en bordure de parcelles et non au beau milieu. Puisque le but est de créer un réseau de tournière, il faut s'attacher à les relier, et non pas les isoler. Enfin, il convient de respecter les recommandations de la Région wallonne en terme de pourcentage de superficie occupés par des éléments du maillage écologique. En effet, un dépassement trop important de la valeur des 8 % conduirait probablement à la non-subvention de certaines bandes enherbées. Ces tournières-là ne seraient donc pas acceptées par l'agriculteur.

La première modification consiste à déplacer la tournière n° 5 le long des limites est des mêmes parcelles où elle est prévue (figure 8). Ainsi, les contraintes agronomiques sont respectées, la longueur de la bande est conservée, et elle permettra aux perdrix de pouvoir explorer les parcelles du centre qui étaient trop éloignées. Ce réseau ainsi formé sera appelé ultérieurement « modif 1 ».

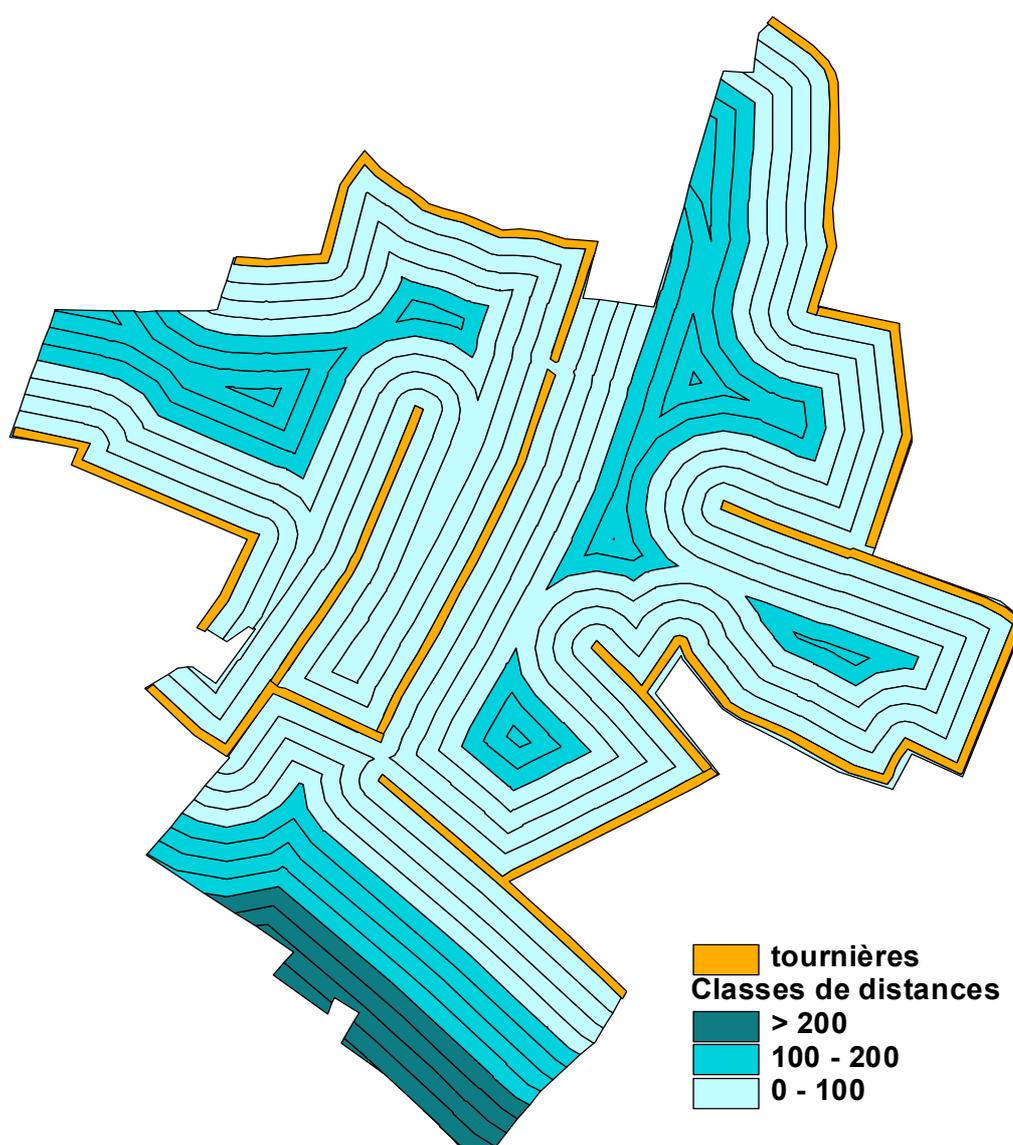


Figure 8 : Représentation cartographique des zones potentiellement exploitables par la perdrix grise, dans le cas d'une modification par rapport au réseau initial de bandes enherbées présenté par le PAE (modif 1).

La seconde modification consiste à supprimer la partie ouest de la tournière n° 6 et la remplacer par une tournière située au sud de l'exploitation, connectée à la partie restante de la tournière n° 6 est implantée selon un axe nord-sud (figure 9). Cette zone est en effet très éloignée du reste du réseau. Cette bande de parcelle sera par contre plus longue que celle qu'elle remplace (3828 m², au lieu de 2716 m²). Cela correspond à ajouter 0,1 ha d'éléments favorables à la biodiversité au sein de l'exploitation, et ne modifie donc que de manière insignifiante le pourcentage de superficie consacrés au maillage écologique (8,26 % au lieu de 8,15 %). Cette modification est donc tout à fait acceptable. Ce réseau ainsi formé sera appelé ultérieurement « modif 2 ».



Figure 9 : Représentation cartographique des zones potentiellement exploitables par la perdrix grise, dans le cas d'une modification par rapport au réseau initial de bandes enherbées présenté par le PAE (modif 2).

La troisième modification, enfin, regroupe en fait les deux modifications précédentes afin d'étudier l'effet cumulé (figure 10). Ce réseau ainsi formé sera appelé ultérieurement « modif 3 ».

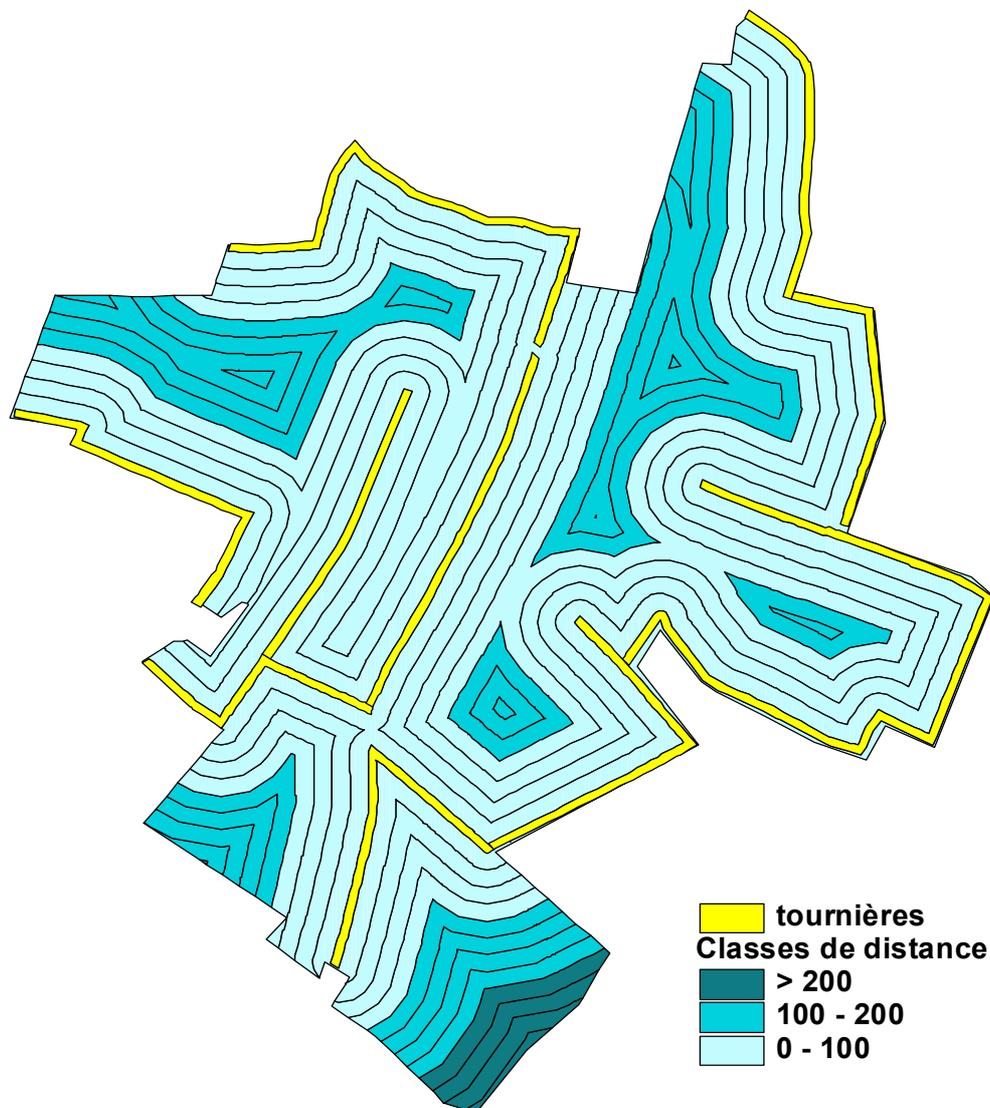


Figure 10 : Représentation cartographique des zones potentiellement exploitables par la perdrix grise, dans le cas de deux modifications par rapport au réseau initial de bandes enherbées présenté par le PAE (modif 3).

Toutefois, les éventuels avantages de ces modifications sont pour l'instant toujours hypothétiques. Afin de pouvoir les étudier et les comparer, les superficies de chaque classe de distance pour les différentes situations envisagées ont été calculées (tableau 4), puis comparées (figure 11).

Classe de distance	Superficie (ha)				Pourcentage de l'exploitation			
	réseau initial	modif 1	modif 2	modif 3	réseau initial	modif 1	modif 2	modif 3
0 - 100	62,73	65,52	65,85	70,40	65,53	70,41	68,56	73,31
100 - 200	28,70	24,09	27,95	23,41	29,98	25,12	29,11	24,38
> 200	4,30	4,28	2,24	2,22	4,49	4,47	2,33	2,31

Tableau 4 : Evolution des superficies couvertes par chaque classe de distance, et les proportions associées, en réponse à des modification de réseau crée par les tournières.

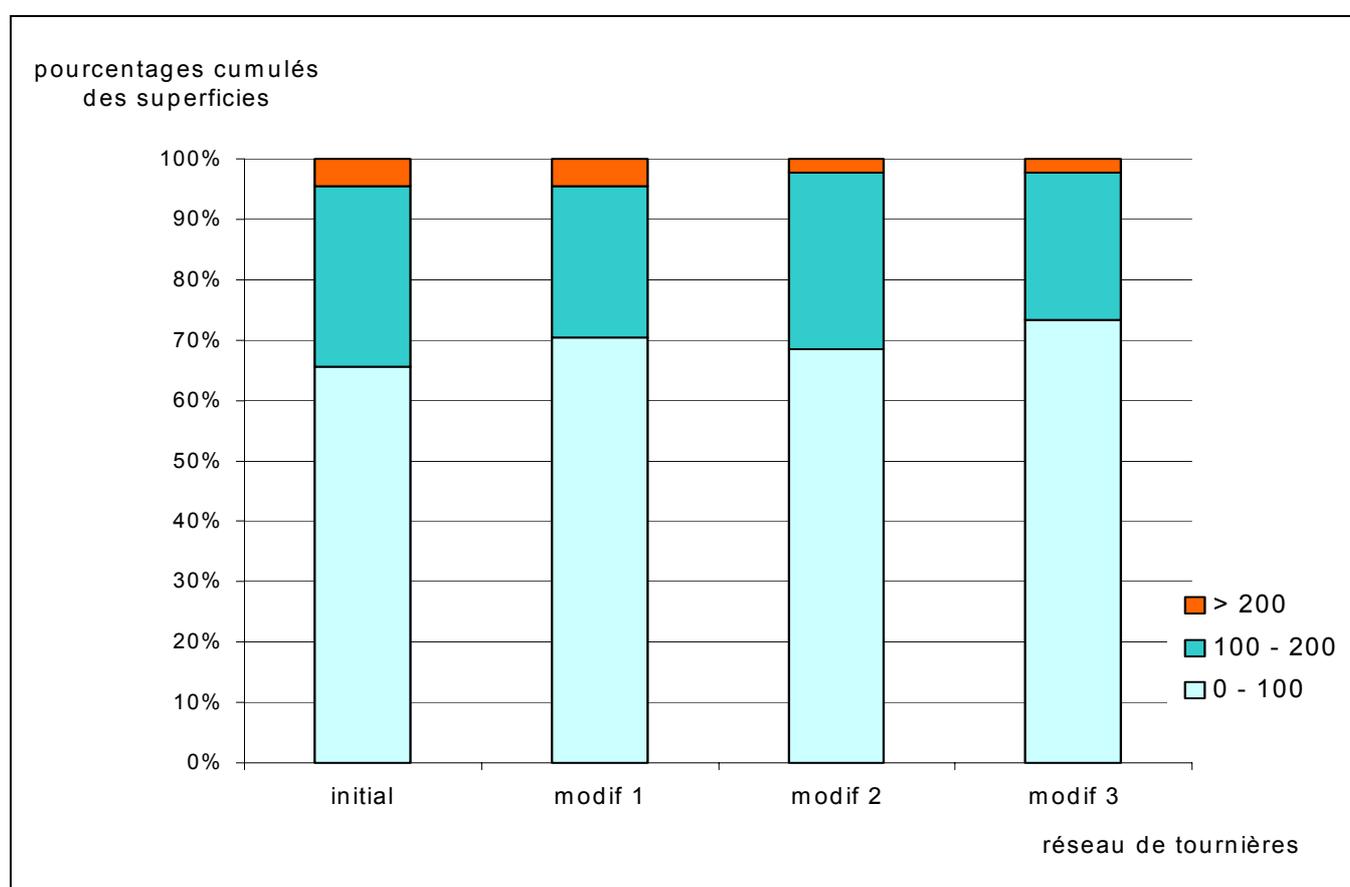


Figure 11 : Comparaison des superficies des différentes classes de distance en fonction du tracé du maillage constitué par les tournières.

On voit ainsi que la modification 1 augmente de 5 % la superficie de l'exploitation située à moins de 100 mètres d'une tournière mais elle n'augmente pas la surface totale qui pourra être explorée par les perdrix : 4,5 % des parcelles sont toujours trop éloignées. La modification 2, par contre, réduit cette surface inexplorée à 2 hectares : plus de 97 % de l'exploitation peuvent être explorées par les perdrix.

La modification trois reprend les avantages qui viennent d'être décrits : les surfaces trop éloignées sont limitées à 2,3 % de l'exploitation, et elle présente la plus grande superficie pour la classe de distance 0 – 100 mètres.

Conclusion

La modification trois aurait donc été un tracé à adopter préférentiellement au tracé prévu, repris dans le plan d'action agri-environnemental. Il permet en effet de limiter les surfaces exclues de l'influence des bandes enherbées tout en rapprochant des points de l'exploitation, à moins de 100 mètres de distance.

Cette méthode permet donc de tester plusieurs hypothèses de localisation des tournières, et de proposer aux agriculteurs le meilleur tracé possible, étayé par des données objectives et quantifiables. Elle constitue également un outil d'aide à la décision, pour trancher entre deux ou trois choix de tracés par exemple. De la même manière, on pourrait très bien étudier l'effet de la suppression de certaines portions du réseau de tournières sur la superficie des différentes classes de distances.

L'emploi d'un logiciel de cartographie présente l'avantage de faciliter la manipulation des données et de présenter les données sous forme visuelle, plus facilement compréhensible, même s'il ne peut se substituer au nécessaire traitement statistique des données. L'inconvénient est que cela demande une certaine pratique du logiciel. Le travail d'encodage demande un certain temps et doit être organisé et cohérent afin de pouvoir utiliser les données de manière efficace.

Le même type d'analyse peut être réalisé pour d'autres espèces animales présentant des rayons de déplacement différents. Seuls les seuils des classes, et éventuellement le nombre de classes, diffèrent, mais la méthode à appliquer est identique.

Cette méthode peut également être appliquée à d'autres éléments du maillage écologique, comme des réseaux de haies.

Remarquons que pour être plus rigoureux, ce travail aurait dû prendre en compte les effets de barrière créés par les deux routes qui coupent l'exploitation. Cela n'a pas été fait, dans un souci de simplification puisque, répétons-le, le but n'était pas de définir le maillage le plus performant. La prise en compte de cet effet barrière n'aurait pas modifié la méthode à appliquer, mais seulement les valeurs obtenues. Des zones se trouvant à moins de 100 mètres d'une tournière située de l'autre côté de la route se seraient alors trouvées dans la classe de distance supérieure. Dans ce cas, les comparaisons des superficies des différentes classes obtenues permettent également de choisir une alternative de tracé permettant de limiter au maximum la surface de terres trop éloignées.

B. Calculs de complexité du maillage

L'étude de la connectivité d'un maillage écologique se base sur les nœuds et les liens qui le constituent. Il est donc important de définir au préalable et de manière précise les nœuds présents. Les liens sont des portions de linéaires situées entre deux nœuds.

Afin d'étudier le réseau de tournières et de bandes de parcelles aménagées créé au niveau de l'exploitation, trois types de nœuds ont été considérés.

Les premiers nœuds, appelés ici nœuds de type 1, marquent le début ou la fin d'un lien. Il s'agit donc de connexions en « cul de sac », mais aussi de connexions en « T » ou en « X » qui marquent le départ d'au moins trois liens. A ce niveau, les espèces peuvent opérer un choix dans leur trajet.

Le second type de nœuds, ou nœuds de type 2, correspond à des connexions en « L ». Les espèces ne peuvent pas opérer de choix dans leur trajet mais doivent tout de même modifier leur trajectoire.

Enfin, le dernier type, les nœuds de type 3, correspond à des nœuds situés sur des liens au niveau des limites de deux ou plusieurs parcelles agricoles faisant partie de l'exploitation. Ils constituent des connexions potentielles puisque de nouvelles tournières ou bandes de parcelles aménagées pourraient être aménagées entre ces deux parcelles.

Ainsi, les nœuds de type 1 sont importants et doivent toujours être pris en compte dans les calculs. Par contre les nœuds de type 2 et 3 sont d'importance moyenne.

Au total, le réseau de bandes enherbées est constitué de 36 nœuds, dont 16 de type 1, 16 de type 2 et 4 de type 3 (figure 12). Le nombre de liens varie en fonction du type et du nombre de nœuds pris en compte.

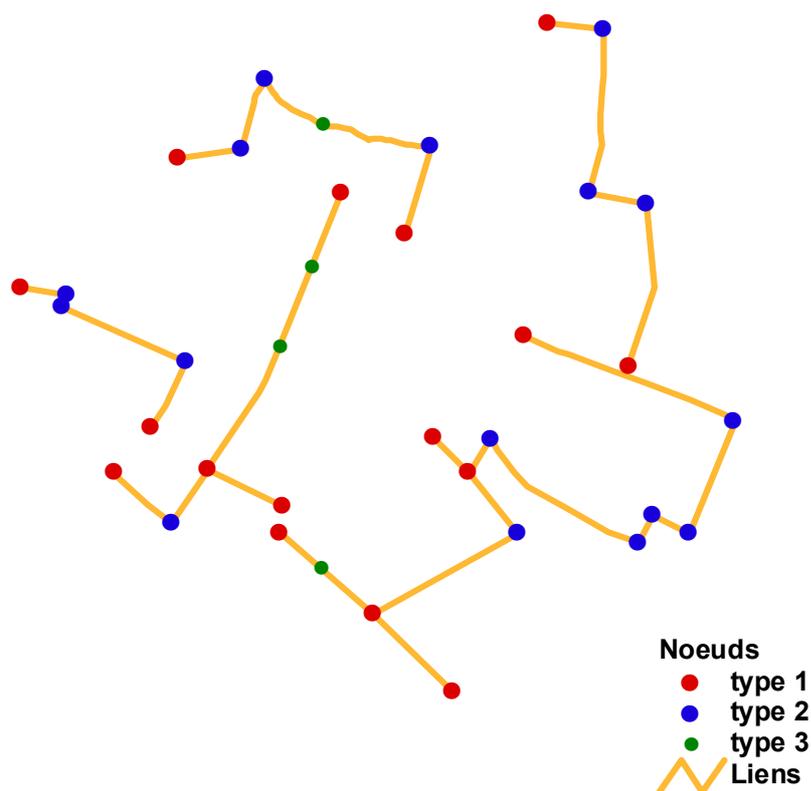


Figure 12 : Réseau écologique de l'exploitation constitué par les tournières enherbées et les bandes de parcelles aménagées.

Afin de pouvoir évaluer la qualité du maillage de l'exploitation, je vais calculer les indices γ et α qui ont été présentés précédemment. Cependant, il est nécessaire de définir au préalable des valeurs de référence qui permettront, par comparaison avec les valeurs calculées, de conclure sur la qualité du maillage. Ces valeurs, en théorie, devraient être de 1 pour les deux indices. Mais compte tenu des exigences agronomiques et des conditions pour l'implantation des tournières, cette valeur ne pourra jamais être atteinte. Ainsi, nous calculerons les valeurs des indices γ et α pour un maillage hypothétique où chaque parcelle serait entourée de tournières. Ce maillage maximal serait composé de 68 nœuds et 77 liens (figure 13).

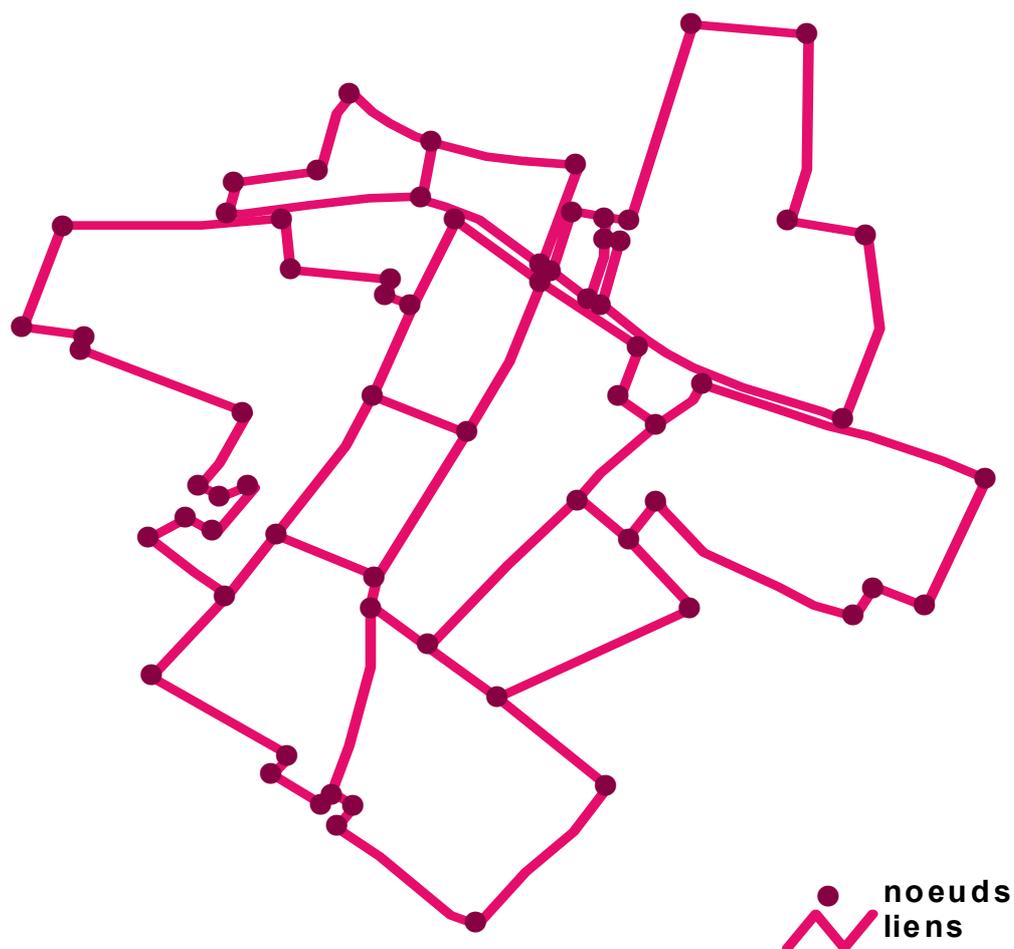


Figure 13 : Maillage écologique maximal que l'exploitation peut accueillir.

Il ne faut pas oublier que le réseau constitué par les tournières complète le maillage déjà présent au niveau de l'exploitation. Ainsi, il est important de prendre en compte également les zones marginales naturelles ou semi-naturelles, de l'exploitation : bosquets et boisements, mais aussi un chemin herbeux, facilement franchissable par de nombreuses espèces. Ceci permet de mieux rendre compte de la situation réelle.

Afin de pouvoir calculer les indices de connectivité et de qualité des circuits, le périmètre de chacune de ces zones est dessiné. Des nœuds sont situés à chaque angle,

ainsi qu'un au centre du polygone. Des liens relient le nœud central avec ceux des angles. On obtient alors le maillage représenté sur la figure 14.

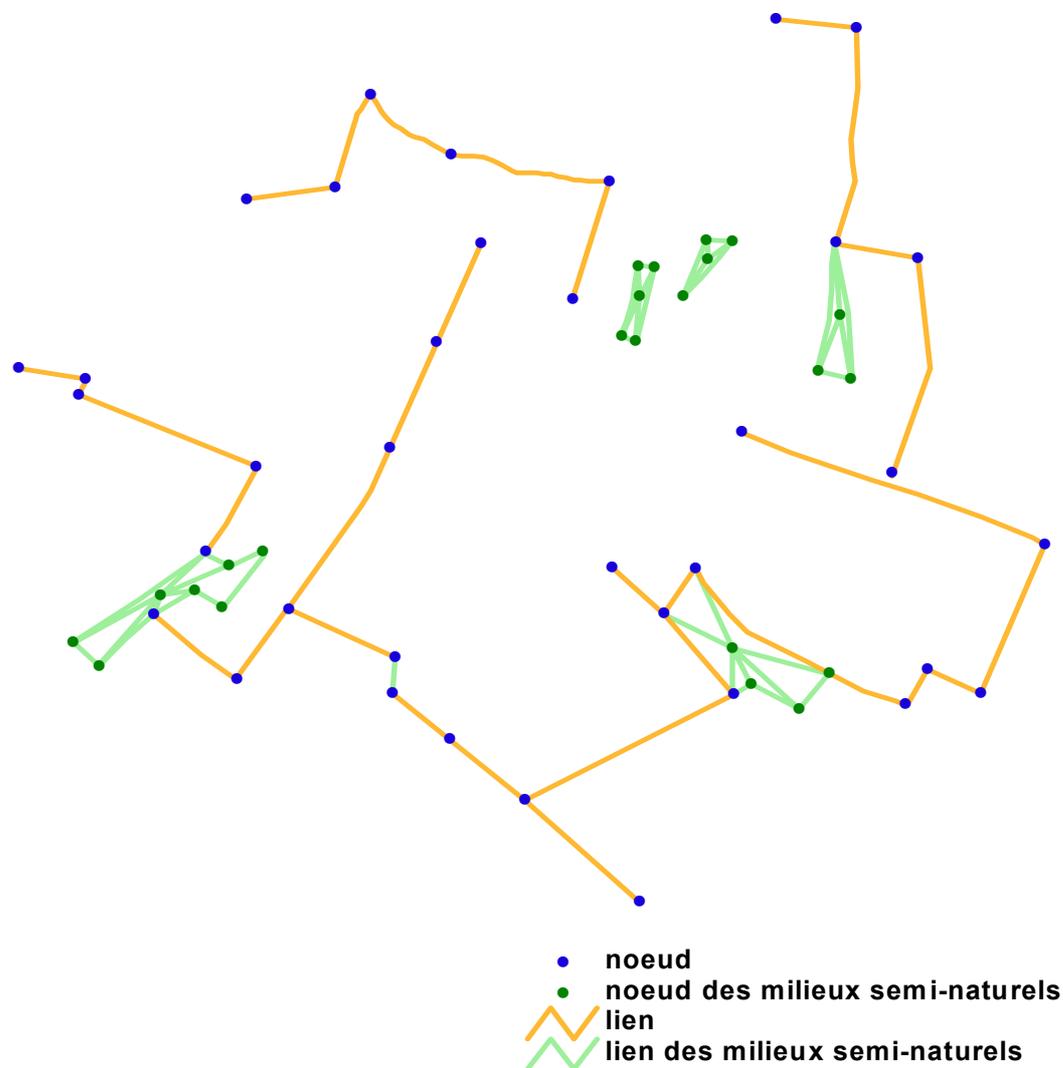


Figure 14 : Insertion du réseau de tournières dans le maillage écologique de l'exploitation.

Dans ce cas, le maillage de l'exploitation comporte 59 nœuds et 76 liens. L'ajout des milieux semi-naturels au maillage maximal de l'exploitation crée un réseau constitué de 83 liens et de 112 nœuds.

Les parcelles de l'exploitation sont séparées par deux routes asphaltées qui créent des barrières au déplacement de certaines espèces. Il est donc important de les prendre en compte pour l'étude de la connectivité. Le maillage écologique constitué par les

tournières a donc été divisé en trois parties ou sous-réseaux indépendants, appelés maillage A, B et C (figure 15).

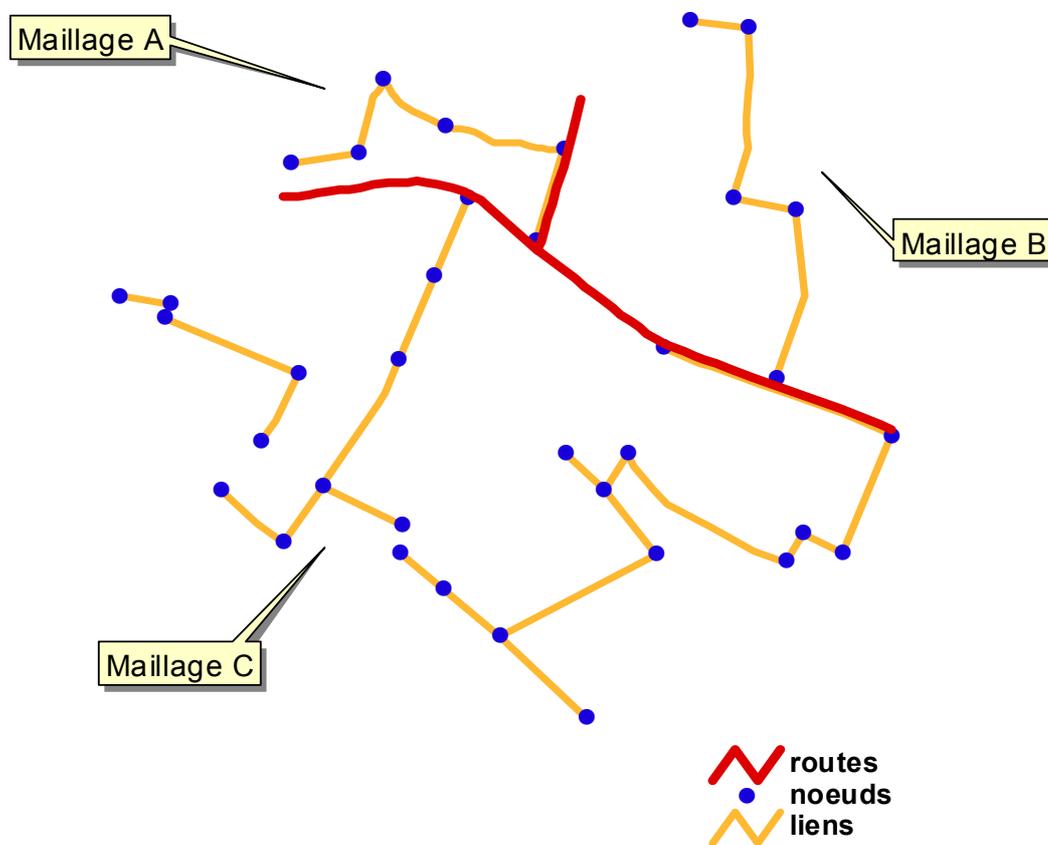


Figure 15 : Découpage du réseau de tournières en trois maillages.

Calcul des indices γ et α

Pour rappel, ces indices se calculent grâce aux formules suivantes :

$$\gamma = \frac{L}{3(V-2)}$$

$$\alpha = \frac{L-V+1}{2V-5}$$

avec L : le nombre de liens
V : le nombre de nœuds

Ces indices ont été calculés pour différents de maillages. Tout d'abord, les indices ont été calculés pour chaque « sous-maillage » (A, B, et C), puis pour le maillage constitué par ces trois parties. Il est important d'étudier également le maillage dans son ensemble puisque les réseau routier ne constitue pas une barrière infranchissables pour toutes les espèces.

Pour chacun de ces 4 calculs, plusieurs types de réseaux ont été pris en compte. Il s'agit tout d'abord du maillage maximal que l'on pourrait rencontrer au niveau de l'exploitation (appelé « maillage max »), et ce même maillage lorsque sont également pris en compte les autres éléments du réseau écologique (appelé « max boisé »).

Comme il existe trois types de nœuds, trois indices ont été calculés pour chaque maillage constitué par les tournières : l'un pour un réseau où seuls les nœuds de type 1 utilisés (« réseau de type 1 »), un autre où les nœuds de type 1 et 2 sont pris en compte (« réseau de type 2 »), et enfin lorsque tous les nœuds sont pris en compte (« réseau de type 3 »). Ceci a pour but de déterminer quels sont les types de nœuds à prendre en compte.

Un dernier calcul a été effectué pour le réseau constitué par les tournières créées et les milieux semi-naturels présents sur l'exploitation (appelé « réseau boisé »), afin d'étudier le maillage qui est effectivement présent au niveau de l'exploitation. Pour ce calcul, c'est un réseau de type 3 qui a été utilisé.

Le tableau 5 reprend les nombres de nœuds et de liens pour chaque type de maillage étudié, et les valeurs des indices γ et α correspondants.

Maillage pris en compte	Type	Nombre de nœuds (V)	Nombre de liens (L)	γ	α
Maillage A	Réseau de type 1	2	1	-	0
	Réseau de type 2	5	4	0,44	0
	Réseau de type 3	6	5	0,42	0
	Maillage max	8	9	0,5	0,18
	Max boisé	8	9	0,5	0,18
	Réseau boisé	6	5	0,42	0
Maillage B	Réseau de type 1	2	1	-	0
	Réseau de type 2	5	4	0,44	0
	Maillage max	13	14	0,42	0,1
	Max boisé	21	31	0,54	0,3
	Réseau boisé	17	24	0,53	0,28
Maillage C	Réseau de type 1	12	9	0,3	-
	Réseau de type 2	22	19	0,32	-
	Réseau de type 3	25	22	0,32	-
	Maillage max	47	54	0,4	0,09
	Max boisé	54	72	0,46	0,18
	Réseau boisé	36	47	0,46	0,18
Maillage de l'exploitation	Réseau de type 1	16	11	0,26	-
	Réseau de type 2	32	27	0,3	-
	Réseau de type 3	36	31	0,3	-
	Maillage max	68	77	0,39	0,08
	Max boisé	83	112	0,46	0,19
	Réseau boisé	59	76	0,44	0,16

Tableau 5 : Comparaison des valeurs des indices γ et α calculées pour différents types de maillage présents au niveau de l'exploitation.

Ce tableau révèle plusieurs choses.

Tout d'abord, l'indice γ montre que le réseau prévu par le plan d'action environnemental est moyennement connecté, que ce soit pour le réseau pris dans son ensemble ou pour les trois « sous-réseaux ». Cependant, on constate que même dans le cas où chaque parcelle est entourée de tournières, l'indice de connectivité est peu élevé : le maillage A qui serait le réseau le plus connecté, ne le serait qu'à 50 %. Les valeurs de l'indice calculées pour le réseau de tournières prévu sont assez proches des valeurs maximales calculées pour les différents maillages. De plus, il faut comparer ces valeurs à la situation initiale : avant l'installation des tournières, il n'y avait aucun maillage au niveau de l'exploitation, et les zones boisées n'étaient pas connectées entre elles. On passe donc d'une connectivité très faible, voire nulle, à une connectivité de plus de 30 %, qui s'approche de la connectivité maximale que l'on peut espérer rencontrer.

Concernant les types de points à prendre en compte, les indices calculés en utilisant uniquement ceux de type 1 sont plus faibles que ceux obtenus en utilisant également les nœuds de type 2 et 3. Pas de différence n'est observée pour la valeur de l'indice γ calculée pour le réseau de nœuds 1 et 2, et celle calculée avec les nœuds de type 1, 2 et 3.

Choisir de prendre en compte 2 ou 3 types de nœuds semble donc être indifférent pour le résultat du calcul puisqu'on obtient les mêmes valeurs des indices. Par contre, n'utiliser que des points de type 1 n'apparaît pas être une bonne solution puisque l'indice ne peut pas être calculé à chaque fois.

Comme on pouvait s'y attendre, la prise en compte des autres éléments naturels dans l'étude du maillage augmente la connectivité, aussi bien pour le réseau créé que pour le réseau maximal hypothétique. La valeur de l'indice calculée pour le réseau créé est proche de celle calculée pour le maillage maximal, et peut même devenir égale (maillage C).

L'indice α , qui décrit les circuits présents au sein du réseau, est égal à zéro pour les maillages A et B. Cela signifie qu'aucune boucle n'est présente : un animal devant se déplacer le long de ce réseau n'a pas le choix du chemin à emprunter.

Cet indice est impossible à calculer pour le maillage C et le maillage de l'exploitation puisque des portions de réseau ne sont pas rattachées entre elles.

Les valeurs plus élevées obtenues lorsque les milieux semi-naturels sont pris en compte reflètent uniquement les boucles que créent chaque polygone entourant les bosquets.

Les indices permettent de caractériser la structure du réseau, mais peuvent également être utilisées pour comparer deux ou plusieurs configurations différentes du maillage. Ceci a été fait pour comparer le maillage initial avec le maillage modifié, proposé précédemment. La figure 16 reprend les nœuds et les liens de ce maillage modifié.

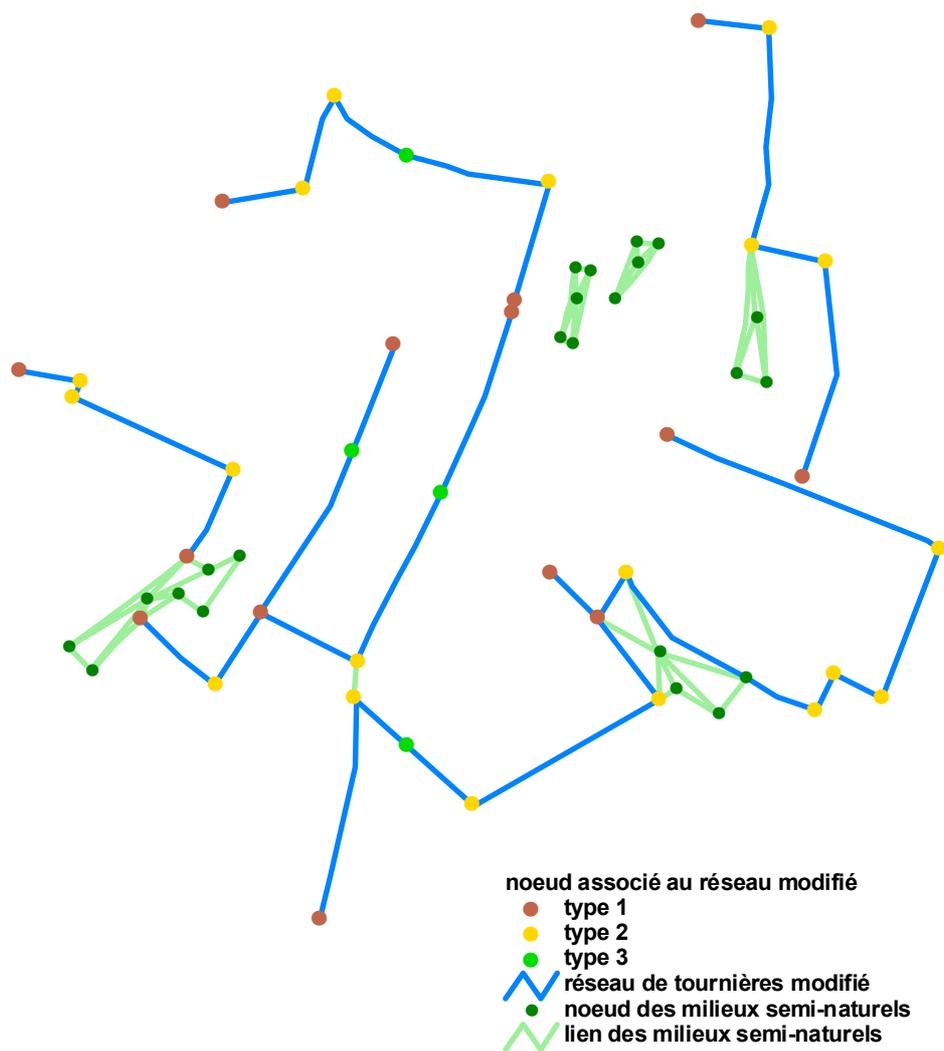


Figure 16 : Nœuds et liens du maillage modifié ainsi que des autres éléments du réseau écologique présents sur l'exploitation.

Les indices γ et α ont été calculés pour l'ensemble du maillage au niveau de l'exploitation. Ce calcul utilise les trois types de nœuds présents. Les indices ont également été calculés en prenant en compte les autres éléments du maillage écologique. Les résultats sont repris dans le tableau 6, avec les valeurs obtenues pour le maillage maximal et le réseau initial de type 3, avec et sans contribution des milieux semi-naturels.

Maillage pris en compte	Type	Nombre de nœuds (V)	Nombre de liens (L)	γ	α
Maillage créé par les tournières	Maillage max	68	77	0,39	0,08
	Réseau initial	36	31	0,3	-
	Réseau modifié	37	32	0,3	-
Maillage créé par les tournières et les autres éléments du réseau écologique	Maillage max	83	112	0,46	0,19
	Réseau initial	59	76	0,44	0,16
	Réseau modifié	60	77	0,44	0,16

Tableau 6 : Valeurs des indices γ et α calculées pour le maillage modifié, et comparaison avec celles obtenues pour le maillage initial et le maillage maximal.

Les valeurs des indices obtenues avec le maillage modifié sont égales à celles calculées pour le maillage créé initialement. Les deux réseaux présentent donc la même complexité structurale.

Ici aussi, les valeurs plus élevées de l'indice α trouvées pour le réseau initial et le réseau modifié proviennent uniquement de la prise en compte des milieux semi-naturels présents au sein de l'exploitation.

Conclusion

Il s'agit de réseaux assez simples, moyennement connectés et ne formant aucune boucle. Comparativement au maillage maximal, le réseau (initial ou modifié) a une relativement bonne connectivité. Puisque les surfaces occupées par les bandes enherbées ne peuvent pas dépasser 8 % de la superficie, il sera difficile d'augmenter la complexité du maillage en milieu agricole. On restera donc toujours autour de valeurs faibles à moyennes, mais d'un point de vue écologique c'est probablement déjà très différent par rapport à la situation initiale, c'est-à-dire aucune bande enherbée.

Par contre, aucune boucle n'est présente sur aucun des deux réseaux créés. Ainsi, une espèce voulant se déplacer d'un point à un autre n'aura aucun choix dans ses déplacements. Il faudrait donc essayer de créer au sein de chaque « sous-maillage » davantage de boucles. Toutefois, les choix de déplacement resteraient limités même si l'ensemble des parcelles étaient entourées de tournières vu la faible valeur des indices. Il faudrait donc ajouter de nombreuses tournières ou bandes de parcelles aménagées pour améliorer la valeur de l'indice. Mais ceci semble difficilement réalisable en pratique, l'exploitation étant déjà totalement équipée en éléments naturels.

Cette méthodologie permettant d'étudier la complexité du maillage est très simple à mettre en œuvre : elle demande juste de bien définir au préalable les nœuds et les liens présents, ainsi que les éventuelles barrières au déplacement des espèces.

Les calculs effectués pour les réseaux de type 1 et 2 ne seront pas nécessaires à l'avenir. On peut en effet prendre en compte directement les trois types de nœuds. Les nœuds du type trois sont moins importants que ceux du type 1 d'un point de vue écologique, mais en milieu agricole, ils matérialisent des endroits où d'autres linéaires pourraient être implantés, permettant à ce nœud de devenir des nœuds de type 1. D'ailleurs, Forman et Godron (1986) utilisent les trois types de nœuds pour effectuer le calcul des indices.

3. Discussion

Le but de ce travail n'était pas de créer le réseau « idéal » au niveau de l'exploitation, mais d'étudier les possibilités d'appliquer des méthodes proposées par l'écologie du paysage à une exploitation agricole en vue d'améliorer les efforts pour la préservation de la biodiversité. Il ne s'agit donc pas d'une étude rigoureuse d'écologie du paysage. Si tel avait été le cas, la contribution de chaque tournière ou de chaque portion de tournière, à la qualité du réseau, les effets sur sa complexité et sur les superficies des différentes classes de distances auraient été étudiés. Ce type d'étude doit s'avérer être très intéressant, et apporterait de nombreuses informations supplémentaires, mais demanderait un travail considérable, qui dépasse le cadre d'un mémoire de fin d'études.

Les deux méthodes qui ont été utilisées ici permettent bien de répondre aux exigences de l'évaluation environnementale. L'évaluation environnementale, rappelons-le, a deux objectifs principaux : réaliser un diagnostic en estimant ou en mesurant le degré d'atteinte d'un objectif, et aider à la prise de décision en proposant des mesures à prendre ou des améliorations à apporter en vue de réaliser l'objectif. Elle peut aussi permettre d'aboutir à la formulation de recommandations concrètes.

Les méthodes présentées permettent, par le biais de critères objectifs et quantitatifs, d'évaluer les mesures prises par l'enquêteur et l'agriculteur, selon leur objectif de créer un maillage écologique performant. Elles peuvent également évaluer l'effet de mesures alternatives, et constituent alors des outils d'aide à la prise de décision, permettant d'améliorer l'efficacité des mesures appliquées. Cependant, même si ces deux méthodes proposées s'avèrent être facilement réalisables, d'un point de vue technique et pratique, l'évaluation reste très incomplète.

De nombreux aspects ne sont pas pris en compte, et plusieurs critiques peuvent leur être faites. Par conséquent, l'évaluation du maillage écologique, si elle s'appuie uniquement sur les travaux effectués ici, est très incomplète puisqu'elle reflète mal la complexité de la situation.

L'étude de la qualité du tracé est assez facile à mettre en œuvre mais soulève le problème du choix des espèces et par conséquent des distances critiques à appliquer. Parmi toutes les espèces susceptibles d'être rencontrées dans les tournières il est évident qu'il est impossible d'étudier la qualité du tracé pour chacune d'entre elles. Et

dans le cas où cela serait fait, parmi tous les tracés obtenus, lequel choisir, autrement dit quelles espèces ou quels groupes d'espèces privilégier ? Faut-il se préoccuper uniquement de quelques espèces qui semblent représentatives (perdrix, campagnol des champs, un carabe) ou des espèces menacées et vulnérables, sans se préoccuper de la faune plus commune ?

Dans tous les cas, que l'on choisisse d'étudier le rôle de refuge du maillage pour deux ou trois espèces communes, ou pour une seule espèce vulnérable, cela ne doit pas ôter de l'esprit que d'autres espèces sont susceptibles d'être rencontrées dans les tournières, qui présentent d'autres exigences écologiques. Ainsi, par exemple, dans l'étude qui a été faite, un certain nombre de portions de tournières pourraient être supprimées, sans affecter la connectivité pour les perdrix. Seulement, c'est un peu réducteur de considérer que les tournières ne sont exploitées que par des perdrix.

Le choix des espèces à prendre ou non en compte est donc un choix difficile à faire. Il doit être justifié par des données scientifiques. C'est pourquoi il devrait émaner de discussions entre différents experts de la Région wallonne. Il n'existerait donc pas un choix « parfait », mais plutôt des recommandations générales qui pourraient être assorties de recommandations plus spécifiques au niveau régional selon les espèces prioritaires.

Une autre critique peut être faite à l'étude de la qualité du tracé. En effet, elle permet juste de définir les proportions de surfaces qui sont situées à une distance donnée, mais elle ne permet pas de préciser si ces surfaces pourront effectivement accueillir l'espèce en question. En effet, certaines cultures ou certains modes de travail du sol peuvent ne pas être explorés par certaines espèces. Il faudrait donc moduler cette évaluation en fonction des cultures présentes au sein de l'exploitation, mais aussi en fonction des prairies.

Dans ce sens, il serait intéressant d'étudier plus en détail un indicateur repris dans la méthode « Durabilité des cultures énergétiques », mise au point aux Pays-Bas par Biewinga et van der Bijl (1996, in van der Werf et Petit, 2002). Cette méthode permet d'évaluer la durabilité écologique et économique de la production et de la transformation des cultures énergétiques. Il s'agit d'une analyse du cycle de vie mais qui, de plus, prend en compte des indicateurs spécifiques aux systèmes de production agricoles. Parmi ceux-ci, elle utilise un indicateur particulièrement sophistiqué pour quantifier l'objectif « biodiversité naturelle » : la méthode estime la contribution des cultures à la biodiversité naturelle en agrégeant une information écologique concernant la contribution de la culture, en tant qu'habitat, à la diversité des espèces, et son intérêt pour les espèces menacées et caractéristiques. Elle permet de définir comment le choix des cultures au sein d'une exploitation peut influencer la qualité de la biodiversité (van der Werf et Petit, 2002).

La seconde partie de l'évaluation du maillage de l'exploitation fait appel à des calculs très simples et a permis de décrire et de quantifier la complexité du maillage dans son ensemble. Cependant, il faut être très vigilant sur la signification écologique de ces indices. Il faudrait ainsi déterminer quelles sont les conséquences réelles, sur la biodiversité et les déplacements des organismes, d'une variation, même faible, des indices. En milieu agricole, nous l'avons montré, les indices resteront toujours dans des valeurs basses : est-ce suffisant pour le maintien de la biodiversité ? est-ce suffisant pour toutes les espèces ? De nouvelles études devraient donc être menées sur

ce sujet afin de déterminer si les valeurs obtenues sont acceptables et traduisent une réelle efficacité, ou si elles sont encore trop insuffisantes pour permettre le déplacement des organismes.

De plus, le maillage qui a été pris en compte ici est constitué à la fois de bandes enherbées et de bandes boisées. Il peut convenir à de nombreuses espèces généralistes, et il est donc important de l'étudier. Mais quelle est la signification des deux indices calculés pour le déplacement d'espèces forestières ne se déplaçant que sous couvert arboré ou arbustif ?

Afin d'affiner l'analyse, il serait intéressant de dégager de la structure du réseau des ensembles fonctionnels, en regroupant les éléments du maillage qui possèdent des qualités similaires et présentent les mêmes fonctions. Cependant, un groupe d'éléments choisis sera favorable à une ou plusieurs espèces, mais pas à toutes, et ici aussi, le problème du choix des espèces à prendre en compte est soulevé. Et le même type de remarque que précédemment peut être fait. Cela rejoint les propos de Burel et Baudry (1999) : « selon le type d'espèce, leur mode de déplacement, il existe des connectivités différentes ».

Enfin, il s'agit ici d'une représentation très simplifiée de la réalité : l'habitat est favorable (éléments du maillage) ou ne l'est pas (le reste de l'exploitation). Or nous avons vu qu'un paysage ne se compose pas de taches d'habitat entourées d'une matrice inhospitalière. Il serait donc important, pour mieux caractériser la connectivité du paysage, de prendre en compte également les éléments environnants, mais ne manière plus rigoureuse et plus poussée que ne le propose la grille d'évaluation du GIREA.

L'écologie du paysage étudie de plus en plus des modèles plus complexes représentant la continuité de la mosaïque de taches, plus ou moins favorables au déplacement. Certaines de ces études sont basées sur l'analyse structurale de la perméabilité d'un paysage (Burel et Baudry, 1999). L'étude simultanée de la distance entre milieux favorables (aussi bien des milieux herbacés que forestiers) et de la perméabilité des espaces intermédiaires (parcelles agricoles par exemple) permet de dégager la connectivité fonctionnelle entre deux éléments de même type. Cependant, ici encore, les études se basent sur une espèce particulière, ou un groupe d'espèces.

Ainsi, dans l'estimation de la connectivité au sein de l'exploitation, il aurait fallu prendre en compte également les parcelles de cultures. Dans le cas de l'étude de la connectivité de l'exploitation pour les perdrix, le maillage serait bien plus connecté puisque certaines tournières sont situées à moins de 200 mètres de distance l'une de l'autre (figure 4). Ainsi, les individus peuvent se rendre d'une tournière à une autre sans obligatoirement suivre le tracé des bandes enherbées. Dès lors, la connectivité serait bien plus importante.

Dans les deux méthodes proposées, on se heurte également à la limite de superficie totale des bandes enherbées, reprise dans l'arrêté du 28 octobre 2004 de la Région wallonne, qui ne peut dépasser 8 % de la superficie en culture sous labour de l'exploitation. Afin d'améliorer le rôle de refuge ou d'améliorer la connectivité, il aurait peut être été nécessaire d'augmenter le nombre de tournières. Ceci peut être fait en réduisant la largeur des bandes enherbées implantées (de 12 à 6 mètres par exemple), pour en augmenter la longueur. Il est alors important de s'assurer que leur largeur leur permet tout de même de jouer pleinement leur rôle.

Cependant, de manière générale, peu d'agriculteurs peuvent consacrer 8 % de leur SAU en bandes enherbées ou d'autres éléments favorables à la biodiversité. Dans le cas étudié ici, cela s'explique par le fait que l'exploitant n'est pas agriculteur à titre principal.

Plus généralement, au-delà de déterminer quelles méthodes il vaut mieux employer pour évaluer le maillage d'une exploitation agricole et comment l'employer, il faudrait étudier la fragmentation et la connectivité au niveau du paysage dans son ensemble, pas seulement au niveau d'une exploitation. En effet, le but d'un maillage écologique est de relier les taches d'habitat afin de permettre le déplacement des organismes. Or créer un réseau « parfait » mais isolé des taches, ne joue pas du tout son rôle et a peu de sens.

Il serait donc nécessaire d'étudier la fragmentation du milieu et d'en dégager les besoins en corridors, tout en précisant les qualités qu'ils devraient avoir. Tout comme le suggèrent la méthode PAEXA et la méthode IDEA, une manière d'étudier la fragmentation pourrait consister à calculer la taille moyenne des parcelles (de grandes parcelles caractérisant une faible fragmentation des terres agricoles), mais d'autres méthodes existent peut-être. Il serait alors intéressant d'étudier les possibilités de créer un indicateur, regroupant les mesures de fragmentation et d'hétérogénéité avec celles de la qualité du maillage.

Cependant, l'étude de l'hétérogénéité du paysage et de la fragmentation devrait être réalisée au niveau du territoire. Il s'agirait alors d'études allant bien au-delà de l'évaluation environnementale de l'exploitation agricole. Elles serviraient de fil conducteur pour la création d'un maillage au niveau plus local (exploitation), qui s'insérerait dans un maillage cohérent au sein du territoire, reliant les taches identifiées comme jouant un rôle majeur. Dans ce cas, l'évaluation environnementale de l'exploitation agricole permettrait d'évaluer si le maillage prévu est suffisant compte tenu de la connectivité qui existe au niveau régional, ou si un effort plus important doit être fourni.

Conclusion générale

Dans cette étude, nous avons analysé quelques-unes des méthodes d'évaluation existantes sur le plan agri-environnemental. Cette analyse a révélé la limite de ces méthodes lorsque l'on veut évaluer les efforts faits en matière de protection des paysages et de maintien de la biodiversité en zone agricole. En effet, les critères que ces méthodes utilisent ne traduisent pas la qualité du maillage que l'on peut rencontrer, ni la réalité des processus écologiques qui peuvent s'y dérouler. Pour remédier à cette lacune, nous avons fait appel à deux méthodes issues de l'écologie du paysage. Le choix de recourir à cette discipline s'appuie sur le fait qu'elle a déjà contribué à énoncer certains principes de gestion et d'aménagement de l'espace, mais aussi de conservation des espèces. Les apports de cette discipline peuvent donc permettre d'améliorer les performances écologiques d'une exploitation agricole tout en apportant des méthodes d'évaluation objectives et fiables.

Dans le cadre de notre étude, les deux méthodes choisies permettent, pour l'une d'évaluer et de « maximiser » la fonction de refuge du maillage, pour l'autre de caractériser la complexité du maillage. Elles ont été appliquées au cas précis d'un plan d'action agri-environnemental d'une exploitation agricole afin d'évaluer le maillage créé par les bandes enherbées mises en oeuvre. Cette évaluation *a posteriori* a donc permis de donner de l'objectivité à la démarche intuitive qui a guidé les choix faits en vue de l'implantation des tournières. Cependant, il est alors trop tard pour les modifier. Nous pensons donc que ces critères, qui constituent des outils d'aide à la décision, devraient plutôt être utilisés au moment de l'élaboration du plan d'action agri-environnemental. Ils permettraient ainsi d'aider à mieux implanter les mesures agri-environnementales, en comparant, par exemple, plusieurs configurations différentes possibles du maillage écologique. Il est difficile de consacrer 8 % de la SAU en surface de compensation écologique, comme c'était le cas dans l'exemple examiné. Dès lors, il est d'autant plus important d'étudier au préalable l'implantation des tournières et des autres mesures agri-environnementales (haies, mares, etc.) pour créer un maillage cohérent. Il était particulièrement intéressant d'appliquer les critères choisis à un exemple précis pour montrer à la fois leur utilité et la démarche à suivre.

Mais d'autre part, nous avons pu mettre en lumière, toujours à partir de cet exemple précis, les insuffisances de ces critères : ils restent, eux-aussi, incomplets et décrivent imparfaitement la réalité. Les deux méthodes utilisées soulèvent le problème de la complexité des données à prendre en compte, reflet de la complexité et de la diversité des organismes vivants, de leurs comportements et de leurs interactions. Il ne faudrait cependant pas pour autant abandonner l'idée d'inclure ce type de critères dans l'évaluation agri-environnementale des exploitations agricoles. Nous pouvons rattacher les limites de nos critères d'évaluation au fait que, d'une manière plus générale, il existe un besoin de caractériser et de quantifier de manière plus approfondie la qualité des bords des champs et d'étudier leur réelle contribution à la préservation des espèces. En effet, très peu d'information est accessible concernant la quantité, la qualité et la configuration des bords des champs pour optimiser la conservation des espèces et des communautés au sein d'un paysage (Marshall et Moonen, 2002). De plus, la fonction de corridor des bords des champs n'a pas été quantifiée pour la majorité des espèces. Les critères choisis devront donc être affinés continuellement au fur et à mesure de nouvelles données et des retours d'expériences.

Ce travail suggère ainsi une voie possible pour améliorer la démarche d'évaluation, en particulier dans le cadre d'une évaluation préalable à l'établissement d'un plan

d'action agri-environnemental. Nous pensons qu'il est nécessaire d'entreprendre des études supplémentaires afin d'affiner le choix des données à utiliser, d'améliorer l'application des méthodes, mais aussi afin de tester d'autres méthodes. Il serait également intéressant de procéder à des études de suivi des populations permettant de quantifier l'amélioration de la biodiversité liée à l'implantation de réseaux jugés cohérents et efficaces. La méthodologie d'évaluation que nous avons choisie a été appliquée ici à la diversité commune, qui fait l'objet de peu de programmes de conservation malgré la nécessité de la préserver en milieu agricole. Cependant, une telle approche pourrait également être utilisée en dehors du cadre de l'évaluation agri-environnementale pour des programmes de préservation d'espèces plus rares ou menacées, à l'échelle d'une région.

Bibliographie

- Aakkula J.J., 1999. Economic value of pro-environmental farming – A critical and decision making oriented application of the contingent valuation method. Agric. Econ. Res. Inst., Publ. 92, Helsinki, Finland.
- Baudry J. et Laurent C., 1993. *Paysages ruraux et activités agricoles*. Le Courrier de l'environnement 20, INRA.
- Burel F. et Baudry J., 1999. *Ecologie du paysage : concepts, méthodes et applications*. Editions Tec & Doc, Paris, 360 p.
- Bernard J.-L., Granval P., Pasquet G, 1998. *Les bords de champs cultivés : pour une approche cohérente des attentes cynégétiques, agronomiques et environnementales*. Le Courrier de l'environnement 34, INRA.
- Bertrand J., 2001. *Agriculture et biodiversité, un partenariat à valoriser*. Educagri éditions, Dijon, 156 p.
- Biewinga E.E., van der Bijl G., 1996. *Sustainability of energy crops - A methodology developed and applied*. Report no. 234, Centre for Agriculture and Environment (CLM), Utrecht, The Netherlands.
- Boatman N.D., 1992. *Herbicides and the management of field boundary vegetation*. Pestic. Out. 3, 30-34.
- Commission européenne, 1998. *Evaluation des programmes agri-environnementaux*. Document de travail de la Commission – Direction Générale Agriculture, Développement rural.
- Commission européenne, 1999. *Pistes pour une agriculture durable*. Communication de la Commission au Conseil, au Parlement européen, au Comité économique et social et au comité des régions, 34 p.
- CORPEN, 1997. *Produits phytosanitaires et dispositifs enherbés : état des connaissances et propositions de mise en œuvre*. 36 p et annexes.
- Dassonville N., 2002. *Etude de la qualité environnementale des prairies de la zone humide de Bellone (La Glanerie) et des tournières enherbées implantées dans le Parc Naturel des Plaines de l'Escaut*. Travail de fin d'études, 107 p.
- Dautrebande S., 2003. *Guide méthodologique pour le choix d'aménagements appropriés en matière de conservation des sols et des eaux – Fascicule 2*. Région wallonne, Direction générale de l'Agriculture, Division de la Gestion de l'Espace Rural, Direction de l'Espace rural – Faculté Universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Unité Hydrologie et Hydraulique agricole-Génie Rural, 147 p.

de Snoo G.R., 1999. *Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice*. Landscape and Urban Planning 46, 151-160.

Donald P.F., Pisano G., Matthew D.R., Pain D.J., 2002. *The Common Agricultural Policy, EU enlargement and the conservation of Europe's farmland birds*. Agric. Ecosyst. Environ. 89, 167-182.

Feremans N. et Godart M.-F., 2004. Gestion de l'espace rural, nature et paysages en Wallonie. Etudes et documents, CPDT, 5, Ministère de la Région wallonne, 193 p.

Forman R. T. T., Godron M., 1986. *Landscape ecology*. John Wiley & Sons, New York.

Gauthier A., 2002. *Etude de l'impact de l'évolution des paysages et des pratiques agricoles sur les populations de la Perdrix grise (Perdrix perdrix)*. Rapport final, Espace rural a.s.b.l.

Girardin P., 2002. *L'évaluation environnementale des pratiques agricoles*. Séminaire, Thonon. <http://www.envilys.com/publications/ppt%20generale%20vos%20avis.pdf>

Granval P., 1999. *Les vers de terre : un auxiliaire précieux pour l'agriculteur*. Revue Techniques culturales simplifiées, n°1.

Hietala-Koivu R., Lankoski J., Tarmi S., 2004. *Loss of biodiversity and its social cost in an agricultural landscape*. Agric. Ecosyst. Environ. 103, 75-83.

Irmeler U., 2003. *The spatial and temporal pattern of carabid beetles on arable fields in northern Germany (Schleswig-Holstein) and their value as ecological indicators*. Agric. Ecosyst. Environ. 98, 141-151.

Kleijn D., Joenje W., Le Coeur D., Marshall E.J.P., 1998. *Similarities in vegetation development of newly established herbaceous strips along contrasting European field boundaries*. Agric. Ecosyst. Environ. 68, 13-26.

Marshall E.J.P., Arnold G.M., 1995. Factors affecting field weed and field margin flora on farm in Essex, UK. Landscape Urban Plan. 31, 205-216.

Marshall E.J.P., Moonen A.C., 2002. *Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture*. Agric. Ecosyst. Environ. 89, 5-21.

Melin E., 1995. *La problématique du réseau écologique*. Le réseau écologique, Actes du colloque, Région wallonne, Direction Générale des Ressources naturelles et de l'environnement.

Ministère de la Région wallonne, 2004. Arrêté du Gouvernement wallon relatif à l'octroi de subventions agri-environnementales du 28 octobre 2004.

Ministère de la Région wallonne, Direction Générale de l'Agriculture, 2005. Chapitre 5 – Description des mesures.

http://agriculture.wallonie.be/apps/spip_wolwin/IMG/pdf/Chapitre5-Description-des-mesures.pdf

Moonen A.C., Marshall E.J.P., 2001. *The influence of sown margin strips, management and boundary structure on herbaceous field margin vegetation in two neighbouring farms in southern England*. Agric. Ecosyst. Environ. 86, 187-202.

Mordelet P., 2003. Notes de cours, non publiées.

Moxey A., Whitby M., Lowe P., 1998. *Agri-environnement indicators, issues and choices*. Land Use Policy, volume 15, n°4, p 265.

Mulders C., 2000. *Mémoire de stage*. Ministère de la Fonction publique, Institut de Formation de l'Administration fédérale, Ministère des Classes moyennes et de l'Agriculture, Administration Recherche et Développement, Service Développement production animale, 84 p.

Nentwig W., 1995. *Sown weed strips – an excellent type of ecological compensation area in our agricultural landscape*, in Biodiversity and Land Use: the role of Organic Farming. Proceedings of the First ENOF Workshop, J. Isart & J.J Llerena, Ed.

Olivereau F., 1996. *Les plantes messicoles des plaines françaises*. Le Courrier de l'environnement 28, INRA.

Pointereau P., Bochu J.L., Doublet S., Meiffren I., Dimkic C., Schumacher W., Backhausen J., Mayrhofer P., 1999. *Le diagnostic agri-environnemental pour une agriculture respectueuse de l'environnement - Trois méthodes passées à la loupe*. Travaux et Innovations, Société Agricole et Rurale d'Édition et de Communication, Paris, France.

Rands M.R.W., 1985. *Pesticide use on cereals and the survival of grey partridge chicks : A field experiment*. Journal of Applied Ecology 22, 49-54.

Real B., 1998. *Etude de l'efficacité de dispositifs enherbés*. Les études des agences de l'eau, Institut Technique des Céréales et des Fourrages-Agence de l'eau, n°63, 16 p et annexes.

Service Roman de Vulgarisation agricole, s.d.. *Qualité écologique-Clé d'appréciation*.

Sotherton N.W., 1984. The distribution and abundance of predatory arthropods overwintering on farmland. *Ann. Appl. Biol.* 105, 423-429.

Sotherton N.W., 1985. The distribution and abundance of predatory Coleoptera overwintering in field boundaries. *Ann. Appl. Biol.* 106, 17-21.

Stilmant D., Haan P-M., 2002. *Evaluation de l'impact du remembrement sur l'application des pratiques agricoles*. Centre de Recherches Agronomiques de Gembloux, Section Systèmes Agricoles, Rapport final.

Tasei J.-N., 1996. *Impact des pesticides sur les abeilles et autres pollinisateurs*. Courrier de l'environnement 29, INRA.

Thomas M.B., Wratten S.D., Sotherton N.W., 1992. *Creation of « island » habitats in farmland to manipulate populations of beneficial arthropods: predator densities and species composition*. *Journal of Applied Ecology* 29, 524-531.

Thomas C.F.G., Marshall E.J.P., 1999. *Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 72, 131-144.

Thomas S.R., Noordhuis R., Holland J.M., Goulson D., 2002. *Botanical diversity of beetle banks, Effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 93, 401-412.

Union européenne, s.d. *Synthèses de la législation - Agriculture*.
<http://europa.eu.int/scadplus/leg/fr/s04000.htm>

Vickery J., Carter N., Fuller R.J., 2002. *The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89, 41-52.

Vilain L. et al., 2003. *La méthode IDEA, Indicateurs de Durabilité des Exploitations Agricoles : guide d'utilisation*. Bergerie nationale/Ministère de l'agriculture, de l'alimentation, de la pêche et des affaires rurales, Educagri éditions, Dijon, 150 p.

van der Werf H.M.G., Petit J., 2002. *Evaluation de l'impact environnemental de l'agriculture au niveau de la ferme : comparaison et analyse de 12 méthodes basées sur des indicateurs*. *Le Courrier de l'environnement* 46, INRA.

Woodcock B.A., Westbury D.B., Potts S.G., Harris S.J., Brown V.K., 2005. *Establishing field margins to promote beetle conservation in arable farms*. *Agric. Ecosyst. Environ.* 107, 255-266.

Annexes

Annexe I : Les méthodes agri-environnementales en Région wallonne

Source : Ministère de la Région wallonne, Arrêté du Gouvernement wallon relatif à l'octroi de subventions agri-environnementales du 28 octobre 2004.

- **méthode 1** : conservation d'éléments du réseau écologique et du paysage
 - 1a : haies et bandes boisées
 - 1b : arbres ou arbustes isolés, arbres fruitiers haute tige et bosquets
 - 1c : mares

- **méthode 2** : prairies naturelles

- **méthode 3** : bordures herbeuses extensives
 - 3a : tournières enherbées en bordure de culture
 - 3b : bande de prairie extensive

- **méthode 4** : couverture hivernale du sol avant culture de printemps

- **méthode 5** : réduction d'intrants en céréales

- **méthode 6** : détention d'animaux de races locales menacées
 - 6a : détention de chevaux de trait
 - 6b : détention de bovins
 - 6c : détention d'ovins

- **méthode 7** : maintien de faibles charges en bétail

- **méthode 8** : prairies de haute valeur biologique

- **méthode 9** : bordures de parcelles aménagées
 - 9a : accueil de la faune et de la flore sauvage, beetle bank
 - 9b : bords de cours d'eau et lutte contre l'érosion
 - 9c : bande fleurie
 - 9d : bande de messicoles

- **méthode 10** : plan d'action agri-environnemental

Annexe 2 : Liste des espèces végétales pour tournières

Légumineuses de base	
<i>Lotus corniculatus</i>	Lotier corniculé
<i>Medicago lupulina</i>	Luzerne lupuline ou Minette
<i>Medicago sativa</i>	Luzerne cultivée
<i>Onobrychis viciifolia</i>	Sainfoin ou Esparcette
<i>Trifolium pratense</i>	Trèfle violet
<i>Trifolium repens</i>	Trèfle blanc
Autres Dicotylées	
<i>Anthriscus sylvestris</i>	Cerfeuil sauvage
<i>Centaurea cyanus</i>	Bleuet
<i>Cichorium intybus</i>	Chicorée sauvage
<i>Daucus carota</i>	Carotte sauvage
<i>Echium vulgare</i>	Viperine
<i>Eupatorium cannabinum</i>	Eupatoire chanvrine
<i>Hypericum perforatum</i>	Herbe aux mille trous ou millepertuis
<i>Knautia arvensis</i>	Knautie
<i>Leucanthemum vulgare</i>	Grande marguerite
<i>Lychnis flos-cuculi</i>	Lychnis fleur de coucou
<i>Lythrum salicaria</i>	Salicaire
<i>Malva moschata</i>	Mauve musquée
<i>Malva sylvestris</i>	Mauve sauvage
<i>Melilotus alba</i>	Mélilot blanc
<i>Melilotus officinalis</i>	Mélilot officinal
<i>Mentha aquatica</i>	Menthe aquatique
<i>Origanum vulgare</i>	Origan
<i>Papaver dubium</i>	Pavot douteux ou petit coquelicot
<i>Papaver rhoeas</i>	Grand coquelicot
<i>Plantago lanceolata</i>	Plantain lancéolé
<i>Prunella vulgaris</i>	Brunelle commune
<i>Reseda lutea</i>	Réséda jaune
<i>Rumex acetosa</i>	Oseille des prés
<i>Scrophularia nodosa</i>	Scrofulaire noueuse
<i>Symphytum asperum</i>	Consoude rude
<i>Symphytum officinale</i>	Consoude officinale
<i>Symphytum x uplandicum</i>	Consoude hybride
<i>Trifolium hybridum</i>	Trèfle hybride
<i>Trifolium incarnatum</i>	Trèfle incarnat

Source : Direction générale de l'Agriculture, Ministère de la Région wallonne, 2004.

Annexe 3 : Espèces messicoles très menacées ou en très forte régression en Wallonie

<i>Agrostemma githado</i>	Nielle des blés
<i>Ajuga chamaepitys</i>	Bugle petit-pin
<i>Althaea hirsuta</i>	Guimauve hérissée
<i>Anagallis arvensis subsp. foemina</i>	Mouron rouge
<i>Anthemis cotula</i>	Camomille puante, maroute
<i>Anthemis arvensis</i>	Fausse camomille
<i>Anthriscus caucalis</i>	Anthriscue des dunes
<i>Aphanes inexpectata</i>	Aphane
<i>Arnoseris minima</i>	Arnoseris naine
<i>Bromus commutatus</i>	Brome variable
<i>Bromus grossus</i>	Brome épais
<i>Bromus secalinus</i>	Brome seigle
<i>Bunium bulbocastanum</i>	Noix de terre
<i>Centaurea cyanus</i>	Centauree bleuet
<i>Consolida regalis</i>	Dauphinelle consoude
<i>Erucastrum gallicum</i>	Erucastre
<i>Euphorbia platyphyllos</i>	Euphorbe à larges feuilles
<i>Falcaria vulgaris</i>	Falcaire
<i>Filago vulgaris</i>	Cotonnière allemande
<i>Fumaria vaillantii</i>	Fumeterre de Vaillant
<i>Galium tricornutum</i>	Gaillet à trois pointes
<i>Gypsophila muralis</i>	Gypsophile des moissons
<i>Holosteum umbellatum</i>	Holostee en ombelle
<i>Hordeum secalinum</i>	Orge faux-seigle
<i>Kickxia spuria</i>	Linaires bâtarde
<i>Lappula squarrosa</i>	Bardanette
<i>Lathyrus aphaca</i>	Gesse sans feuilles
<i>Lathyrus hirsutus</i>	Gesse hérissée
<i>Lathyrus nissolia</i>	Gesse de Nisolle
<i>Legousia hybrida</i>	Petite spéculaire
<i>Legousia speculum-veneris</i>	Miroir de Venus
<i>Lithospermum arvense</i>	Grémil des champs
<i>Silene noctiflora</i>	Silène
<i>Melampyrum arvense</i>	Mélampyre des champs, rougeole
<i>Montia minor</i>	Montie printanière
<i>Muscari comosum</i>	Muscari à toupet
<i>Myosotis stricta</i>	Myosotis raide
<i>Myosurus minimus</i>	Ratoncule naine
<i>Orlaya grandiflora</i>	Orlaya
<i>Papaver dubium subsp. lecoqii</i>	Petit coquelicot

<i>Ranunculus arvensis</i>	Renoncule des champs
<i>Scandix pecten-veneris</i>	Peigne de Venus
<i>Scleranthus perrenis</i>	Scléranthe vivace
<i>Stachys annua</i>	Epiaire annuelle
<i>Torilis nodosa</i>	Torilis noueuse
<i>Vaccaria hispanica</i>	Saponaire des vaches
<i>Valeriannella dentata</i>	Valérianelle dentée
<i>Valeriannella rimosa</i>	Valérianelle à oreillettes
<i>Valeriannella carinata</i>	Valérianelle carénéé
<i>Veronica acinifolia</i>	Véronique à feuilles d'acinos
<i>Veronica opaca</i>	Véronique à feuilles mates
<i>Veronica polita</i>	Véronique à feuilles luisantes
<i>Veronica praecox</i>	Véronique précoce
<i>Veronica triphyllos</i>	Véronique trifoliée
<i>Veronica verna</i>	Véronique printanière

Source : Ministère de la Région wallonne, Direction Générale de l'Agriculture, 2005.

Annexe 4 : Les trois échelles de la méthode IDEA

L'échelle de durabilité agroécologique				
Composantes	Indicateurs			Valeurs maximales
Diversité	A1	Diversité des cultures annuelles ou temporaires	13	Total plafonné à 33 unités de durabilité
	A2	Diversité des cultures pérennes	13	
	A3	Diversité végétale associée	5	
	A4	Diversité animale	13	
	A5	Valorisation et conservation du patrimoine génétique	6	
Organisation de l'espace	A6	Assolement	10	Total plafonné à 33 unités
	A7	Dimension des parcelles	6	
	A8	Gestion des matières organiques	6	
	A9	Zones de régulation écologique	12	
	A10	Actions en faveur du patrimoine naturel	4	
	A11	Chargement animal	5	
Pratiques agricoles	A12	Gestion des surfaces fourragères	3	Total plafonné à 34 unités
	A13	Fertilisation	10	
	A14	Traitement des effluents	10	
	A15	Pesticides et produits vétérinaires	10	
	A16	Bien-être animal	3	
	A17	Protection de la ressource sol	5	
	A18	Gestion de la ressource en eau	4	
A19	Dépendance énergétique	8		

L'échelle de durabilité socioterritoriale				
Composantes	Indicateurs			Valeurs maximales
Qualité des produits et du terroir	B1	Qualité des aliments produits	12	Total plafonné à 33 unités
	B2	Valorisation du patrimoine bâti et du paysage	7	
	B3	Traitement des déchets non organiques	6	
	B4	Accessibilité de l'espace	4	
	B5	Implication sociale	9	
Emploi et services	B6	Valorisation par filière courte	5	Total plafonné à 33 unités
	B7	Services, pluriactivité	5	
	B8	Contribution à l'emploi	11	
	B9	Travail collectif	9	
Ethique et développement humain	B10	Pérennité probable	3	Total plafonné à 34 unités
	B11	Contribution l'équilibre alimentaire mondial	10	
	B12	Formation	7	
	B13	Intensité de travail	7	
	B14	Qualité de la vie	6	
	B15	Isolement	3	
B16	Accueil, hygiène et sécurité	6		

L'échelle de durabilité économique		
Composantes	Indicateurs	Valeurs maximales

Viabilité économique	C1	Viabilité économique	20	Plafonné à 30 unités
	C2	Taux de spécialisation économique	10	
Indépendance	C3	Autonomie financière	15	Plafonné à 25 unités
	C4	Sensibilité aux aides directes	10	
Transmissibilité	C5	Transmissibilité	20	20 unités
Efficiences	C6	Efficiences du processus productif	25	25 unités

Source : Vilain, 2003.