



Gembloux Agro-Bio Tech
Université de Liège

ANALYSE DE LA PERFORMANCE DE REALISATION DE SERVICES ECOSYSTEMIQUES D'UN PROJET LIFE DE RESTAURATION DE PRAIRIES SEMI- NATURELLES

SARAH WAUTELET

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2014-2015

PROMOTEUR: DUFRÊNE M.

© Toute reproduction du présent document, par quelque procédé que ce soit, ne peut être réalisée qu'avec l'autorisation de l'auteur et de l'autorité académique¹ de Gembloux Agro-Bio Tech.

Le présent document n'engage que son auteur.

¹ Dans ce cas, l'autorité académique est représentée par le(s) promoteur(s) membre(s) du personnel enseignant de Gembloux Agro-Bio Tech.



Gembloux Agro-Bio Tech
Université de Liège

ANALYSE DE LA PERFORMANCE DE REALISATION DE SERVICES ECOSYSTEMIQUES D'UN PROJET LIFE DE RESTAURATION DE PRAIRIES SEMI- NATURELLES

SARAH WAUTELET

**TRAVAIL DE FIN D'ETUDES PRESENTE EN VUE DE L'OBTENTION DU DIPLOME DE
MASTER BIOINGENIEUR EN GESTION DES FORETS ET DES ESPACES NATURELS**

ANNEE ACADEMIQUE 2014-2015

PROMOTEUR: DUFRÊNE M.

Remerciements

Ce travail de fin d'études a été réalisé en collaboration avec « l'Unité Biodiversité & Paysage » de l'Université Gembloux Agro-Bio Tech (ULg), Natagora ainsi que le DNF du cantonnement d'Arlon, tous deux en charge du projet LIFE Herbages.

Je tiens tout d'abord à remercier mon promoteur, Marc Dufrêne, pour les précieux conseils et l'aide apportée tout au long de ce travail, mais également pour m'avoir permis de découvrir un domaine enrichissant et diversifié.

Je souhaite également adresser mes remerciements à Xavier Janssens, pour son encadrement, sa disponibilité et son enthousiasme envers ce travail. Merci de m'avoir fait découvrir les coulisses d'un projet passionnant, qui je l'espère, portera ses fruits.

Toute ma gratitude va également à l'équipe du projet LIFE Herbages, et plus particulièrement à David Doucet, Jean-Luc Mairesse, Marie Vanschepdael, Patrick Verté et Stéphane Bocca. Je les remercie pour leur accueil, leur aide ainsi que les nombreuses choses apprises à leur côté lors des sorties sur le terrain.

Un tout grand merci à Nathalie Pipart, Maxime Ninane et Alain Licoppe, pour m'avoir aidé dans la rédaction et la divulgation des questionnaires.

Merci à Laura Maebe et Floriane Jacquemin, pour leurs conseils qui m'ont fait avancer. Plusieurs personnes m'ont également apporté leur aide : Gregory Motte, Morgane Campion, François Ridremont, Didier Stilmant, Aurore Degré, Delphine Brogna, et Mathieu Alderweireld. Je les en remercie.

À toutes les personnes ayant répondu à mon questionnaire, agriculteurs, chasseurs ou simples promeneurs, merci de m'avoir accordé quelques minutes de votre temps.

Passons maintenant aux remerciements plus personnels. Je pense notamment aux nombreuses amitiés forgées dans ces vieux murs de Gembloux. Je m'adresse plus particulièrement à mes co-kotteuses (Eme, Manon, Sophie, Mo, Clo) ainsi que Fanfan. Merci pour votre soutien, pour votre joie de vivre et pour tous ces merveilleux moments passés ensemble. Je pense également à mes amis forestiers, (Amandine, Thibaut, Maud, Camille, Maureen, ...) avec qui j'ai appris le métier. Je les remercie pour tout ce qu'on a vécu.

Enfin, je terminerai par remercier les personnes sans lesquels je n'aurais jamais pu réussir ces cinq années. Je pense tout simplement à mes parents et à Justin. Je leur suis énormément reconnaissante de m'avoir soutenue et encouragée dans les moments de doute. Merci d'avoir toujours cru en moi.

Résumé

L'évaluation des services écosystémiques représente une des mesures prises par les décideurs politiques afin de freiner l'érosion de la biodiversité. L'objectif de ce travail est de réaliser une évaluation des services écosystémiques fournis par les milieux présents avant et après les actions réalisées par le projet LIFE Herbages. Cette étude consiste à vérifier que les milieux restaurés rendent un plus large bouquet de services écosystémiques, et ce pour deux raisons. D'une part, afin d'utiliser ce travail comme un argument fort pour la restauration des habitats naturels et d'autre part pour justifier l'ampleur et le budget du projet. La méthodologie, mise au point à partir de l'outil TESSA, a permis d'évaluer 13 services écosystémiques répartis dans trois catégories (approvisionnement, régulation, culturel), toutes nécessaires au bien-être de l'Homme. Une enquête a également été réalisée afin de cerner l'opinion de différents acteurs sur le projet. Il est ressorti de ce travail que les systèmes agricoles extensifs et les peuplements feuillus fournissent un panel de services écosystémiques plus riche que les systèmes agricoles intensifs ou encore les peuplements résineux, axés sur les services d'approvisionnement. Mais la fourniture de cette catégorie de services dans les systèmes agricoles extensifs reste marginale. Cette étude a permis de démontrer qu'il est nécessaire de reconnaître la multifonctionnalité d'une prairie et qu'il est indispensable de trouver un équilibre entre système intensif et système extensif afin de fournir toutes les catégories de biens et services et d'assurer ainsi le bien-être de la population. Les opinions récoltées sur le projet n'ont fait que conforter le besoin de démontrer la nécessité de ces milieux semi-naturels restaurés.

Mots clés : service écosystémique, LIFE Herbages, prairies.

Abstract

The assessment of ecosystem services represents one of the measures taken by decision-makers to stop the erosion of biodiversity. The aim of this study is to achieve an assessment of ecosystem services supplied by habitats present before and after the actions done by the LIFE Herbages project. This work consists of checking restored habitats provide a bigger range of ecosystem services, for two reasons: on the one hand, to use this study as a strong argument to restore natural habitats and on the other hand, to justify the project's magnitude and its budget. The methodology has been done from the tool TESSA and has allowed to assess 13 ecosystem services spread in three categories (providing, regulating, cultural), all essential to the Human well-being. A survey has also been created to harvest opinion of different actors about the project. This study has shown that extensive agricultural systems and deciduous forests provide a richer panel of ecosystem services than intensive agricultural systems or coniferous forests, which are focused on provisioning services. But this last category is marginal in extensive agricultural system. This work has proved that it's necessary

to acknowledge the grassland's multifunctionality and that it's essential to find a balance between intensive and extensive system to provide all categories of ecosystem services and then to ensure the well-being of the population. The harvested opinions on the project have supported the need to show the importance of those restored semi-natural habitats.

Key word: ecosystem service, LIFE Herbages, grassland.

Table des matières

Introduction	9
Synthèse bibliographique	11
1. Notions de service écosystémique.....	11
2. Evaluation des services écosystémiques	14
2.1. Classification des services écosystémiques	14
2.2. Les différentes valeurs des services écosystémiques	16
2.3. Biodiversité et services écosystémiques	17
3. Cadre réglementaire.....	19
3.1. Réseau Natura 2000	19
3.2. Projets LIFE	19
4. Les agro-écosystèmes	20
4.1. Historique des prairies	20
4.2. Le projet LIFE Herbages.....	21
Objectifs	23
Méthodologie	25
1. The Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment (TESSA).....	25
2. Zones d'étude	26
3. Récolte des données	29
3.1. Services d'approvisionnement	29
3.2. Services de régulation	31
3.3. Services culturels	32
4. Présentation des résultats.....	36
4.1. Matrice de Burkhard	36
4.2. Modèles d'états et de transitions.....	36
4.3. Analyse en composantes principales	37
Résultats et Discussion.....	38
1. Services d'approvisionnement.....	38
1.1. Production de bois : matériaux bois, arbres et résidus à des fins énergétiques.....	38

1.2. Animaux sauvages comestibles (gibier)	40
1.3. Fourrage	41
1.4. Elevage à usage commercial (viande, lait).....	42
1.5. Cultures commerciales d'alimentation.....	43
2. Services de régulation.....	44
2.1. Régulation du climat global par réduction des émissions de gaz à effet de serre..	44
2.2. Purification de l'eau et oxygénation	49
2.3. Protection contre les inondations	53
2.4. Pollinisation	56
3. Services culturels.....	57
3.1. Paysages pour les loisirs de plein air	58
3.2. Valeurs de non-usage (esthétique, existence, héritage etc.).....	61
3.3. Paysages et espèces avec des valeurs culturelles et symboliques.....	64
4. Bilan des services écosystémiques	67
5. Opinions sur le projet LIFE Herbages.....	75
6. Avantages et inconvénients de la méthode.....	76
Conclusion et recommandations	79
Bibliographie	81
Annexe I	91
Annexe II.....	97
Annexe III	119
Annexe IV	120
Annexe V.....	121

Introduction

Depuis des millénaires, l'Homme façonne le paysage pour répondre à ses besoins, rythmant la proportion de forêts et de milieux agricoles. Mais en 50 ans, l'humanité a eu un impact sur les écosystèmes plus important que jamais. Au vu de l'explosion démographique que connaît notre Monde, nous avons profondément changé les écosystèmes de manière à répondre aux besoins de la population mondiale, en augmentant la production de ressources alimentaires et autres matières premières. Outre cette surexploitation, d'autres facteurs sont intervenus, tels que l'introduction des espèces invasives, la pollution ou encore le changement climatique. Avec l'intervention de l'Homme, le taux d'extinction des espèces a augmenté d'un facteur mille. Cette disparition massive a pour conséquences l'érosion de la biodiversité, la dégradation des écosystèmes et de leurs services (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

Dans les années 1970, la société a commencé à prendre conscience de la dégradation de l'environnement (Dufrêne and Fautsch, 2008). Pour enrayer ce processus, la Convention sur la diversité biologique a été mise en place en 1992 lors du Sommet de la Terre à Rio. Actuellement, 168 Nations ont ratifié cette convention. Après un échec du premier programme mis en place, un second a été élaboré pour la période de 2011 à 2020. Ce deuxième plan stratégique reprend 5 objectifs dont certains tournent autour des services écosystémiques (Raquez and Dendoncker, 2013). L'accent est porté sur l'évaluation et la cartographie des services fournis par les écosystèmes (qualité des eaux, fourniture de bois, pollinisation, etc.). Plusieurs groupes de travail sont alors créés tels que le Millenium Ecosystem Assessment, TEEB et IPBES, pour mettre au point une structure d'évaluation (Gomez-Baggethun et al., 2014). L'évaluation des services écosystémiques permet de sensibiliser les acteurs autour de la dégradation des écosystèmes. Il s'agit d'un outil qui informe les décideurs sur la situation actuelle, en montrant les impacts environnementaux, sociaux et économiques de notre mode de vie (Teyssède et al., 2012).

De son côté, l'Union européenne a mis en place en 2011 une « Stratégie Biodiversité 2020 » comprenant six objectifs à atteindre, afin de diminuer les pressions pesant d'une part, sur les écosystèmes et d'autre part, sur les services qu'ils rendent (Dufrêne, 2012). Ces mesures ont pour but d'arriver à la vision qu'a l'Union européenne pour 2050 : « [...] *la biodiversité et les services écosystémiques que fournit l'Union européenne - son capital naturel - sont protégés, évalués et restaurés de manière appropriée pour la valeur intrinsèque de la biodiversité et pour sa contribution essentielle au bien-être humain [...]* » (European Commission, 2011a). De plus, des projets européens, nommés projets LIFE, ont été lancés ces dernières années afin de concentrer leurs efforts sur la restauration d'écosystèmes ou sur la préservation d'espèces menacées, en s'appuyant sur les Directives « Oiseaux » et « Habitats » de l'Europe (European Commission, 2015).

Dans ce travail, le projet LIFE Herbages, débuté en 2013 et actuellement en cours dans le Sud de la Belgique, fera l'objet d'une évaluation des services écosystémiques. Elle portera sur les milieux présents avant et après la mise en œuvre du projet. Cette démarche comporte plusieurs objectifs, qui seront développés plus loin. Concrètement, la notion de service écosystémique et le contexte de l'étude seront présentés à travers un état de l'art dans un premier temps. Ensuite, les objectifs de ce travail seront exposés. La troisième partie consistera à développer la méthodologie utilisée pour l'évaluation des biens et services et les hypothèses posées. Puis, les résultats pour chaque service écosystémique seront présentés et discutés pour finalement, retirer un bilan des biens et services rendus. Enfin, ce travail se terminera par une conclusion et des recommandations.

Synthèse bibliographique

1. Notions de service écosystémique

Avant d'introduire cette notion, il peut être utile de rappeler ce qu'est un écosystème. Il s'agit « *d'un complexe dynamique formé de communautés de plantes, d'animaux et de micro-organismes et de leur environnement non vivant qui, par leur interaction, forment une unité fonctionnelle* » (Nations Unies, 1992). Les termes service écosystémique sont apparus pour la première fois en 1981, bien que le concept soit connu depuis des temps anciens (Raquez and Dendoncker, 2013). En effet, Platon (IV^{ème} siècle avant J.C.) évoquait déjà les effets de la déforestation et mettait ainsi en évidence l'importance des fonctions remplies par la forêt (Serpantié et al., 2012). De nombreuses définitions existent mais celle qui est la plus souvent énoncée dans la littérature, décrit les services écosystémiques comme « *les bénéfices que retirent les Hommes des écosystèmes* » (Millenium Ecosystem Assessment, 2005).

L'écosystème est caractérisé par une structure et des processus. Les interactions entre les deux, qui peuvent être de nature chimique, physique ou biologique, permettent à l'écosystème de remplir un certain nombre de fonctions. Elles sont alors considérées par l'être humain comme des services écosystémiques (TEEB, 2010). Une fonction remplie par un écosystème ne devient un service que lorsqu'il y a un bénéficiaire (Haines-Young et al., 2012). Ces services contribueront ainsi au bien-être de l'Homme par l'apport de bénéfices. Ces bénéfices seront ensuite évalués pour leur donner une valeur. La Figure 1 illustre ce cheminement de l'écosystème au bien-être de l'Homme.

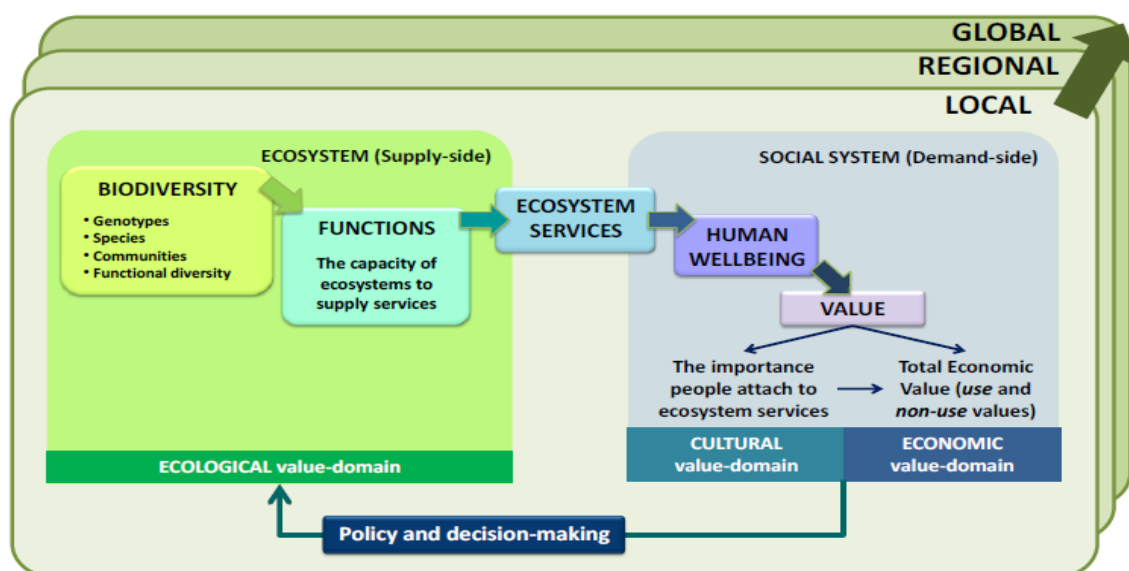


Figure 1. Cadre conceptuel des services écosystémiques. Processus reliant l'écosystème au bien-être de l'Homme. Illustration tirée d'un état de l'art sur la valeur intégrée des services écosystémiques. Source: (Gomez-Baggethun et al., 2014).

Le bien-être de l'Homme peut être hiérarchisé en cinq paliers selon la pyramide de Maslow (Figure 2). Ces cinq étages représentent les différents besoins de l'Homme. Le premier des besoins, celui de base, est lié à la survie de l'individu par ses besoins physiologiques tels que le sommeil ou l'oxygénation. Vient ensuite le besoin de protection et de sécurité qui reprend la protection physique contre le danger et la stabilité. Le troisième niveau représente le besoin d'affection et d'appartenance. L'avant dernier étage, constitue le besoin de reconnaissance, ou encore d'importance sous les termes « estime de soi ». Enfin, le dernier palier est le besoin de se réaliser (Ludwig, 2015).

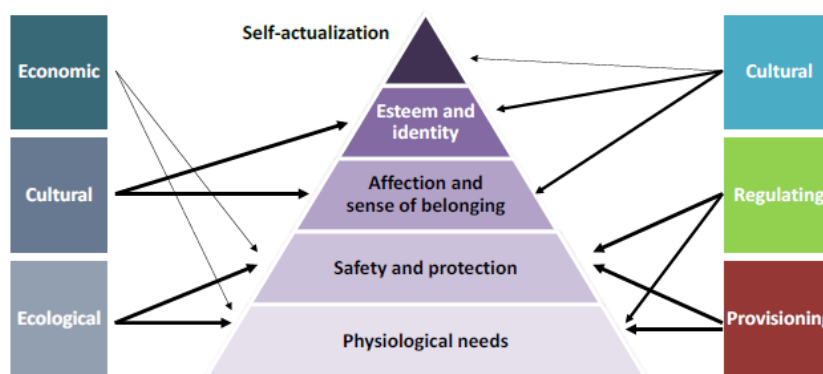


Figure 2. Relation entre le bien-être de l'Homme et les services écosystémiques. Les besoins humains sont hiérarchisés selon 5 niveaux et les trois catégories de services écosystémiques agissent sur chacun des niveaux. Source: (Gomez-Baggethun et al., 2014).

Les services écosystémiques agissent sur tous les niveaux de la pyramide, comme le montre la figure ci-dessus. L'Homme a besoin des trois catégories de services écosystémiques afin de satisfaire tous ses besoins et d'assurer son bien-être. Les services, non marchands, sont donc tout aussi importants et ne doivent pas être négligés au profit d'autres services plus « rentables » d'un point de vue économique.

Autour de ces flux impliquant l'écosystème et les bénéficiaires, entrent en jeu les politiques et stratégies, influençant ainsi l'impact de l'être humain sur les écosystèmes en fonction des besoins de la population et des services rendus par l'environnement (TEEB, 2010). Les services écosystémiques fournis sont donc le fruit des processus écologiques et des interventions anthropiques (Benett et al., 2015). Le schéma DPSIR permet de mieux comprendre l'influence de ces facteurs sur les biens et services retirés des écosystèmes. Ce dernier a été mis en place par l'Agence européenne pour l'environnement (AEE). Il permet de simplifier une situation complexe en exposant des relations simples de causes à effets. Ce schéma se base sur cinq étapes : Facteurs (D), Pressions (P), Etat (S), Impact (I) et Réponses (R). Grâce à ce schéma, les liens entre les causes et les conséquences d'un problème environnemental peuvent être mieux appréhendés (Smeets and Weterings, 1999). La figure ci-

dessous permet d'illustrer le processus du schéma DPSIR, appliqué au cas des services écosystémiques (Figure 3).

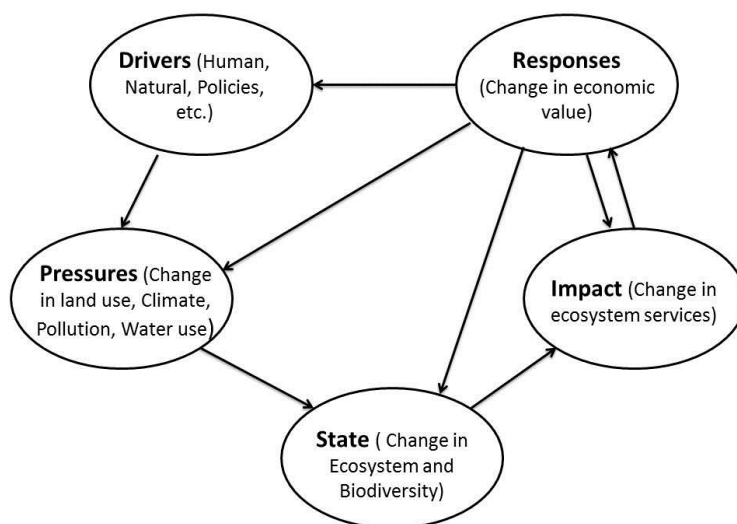


Figure 3. Application du schéma DPSIR au problème de la dégradation des services écosystémiques. Les cinq étapes du schéma sont représentées et mises dans le contexte des services écosystémiques : Facteurs (Drivers), Pressions (Pressures), Etat (State), Impact (Impact) et Réponses (Responses). Source: (Raquez and Dendoncker, 2013; Smeets and Weterings, 1999).

Mais les relations entre les processus écologiques, les services écosystémiques, le bien-être de l'Homme et les décisions politiques, sont mal connues. Plusieurs causes peuvent être à l'origine de cette lacune. Premièrement, l'étude des services écosystémiques implique un nombre important de disciplines, rendant difficile la synthèse de toutes les informations. Deuxièmement, la combinaison des facteurs socio-politiques et écologiques ne permet pas de quantifier clairement leur part de responsabilité dans la capacité d'un milieu à fournir des services écosystémiques (Benett et al., 2015). Troisièmement, il faut tenir compte de l'espace et du temps, dans lesquels les services écosystémiques peuvent varier. Prenons pour exemple, la protection contre les inondations. Il s'agit d'un service directionnel qui nécessite une spatialisation puisque les milieux retiennent l'eau en amont pour protéger les populations en aval (Costanza, 2008). Mais il varie également dans le temps, puisque l'abondance du couvert végétal influence l'interception des précipitations. De plus, les recherches réalisées jusqu'à présent sur le sujet n'ont pas encore permis de cerner tous les bénéficiaires d'un service écosystémique et sa répartition entre les acteurs. Enfin, les services écosystémiques sont liés entre eux. Ils peuvent s'influencer mutuellement de plusieurs manières. Soit plusieurs services peuvent résulter d'un seul processus écologique, soit la façon dont on gère un service peut influencer les autres (Mouchet et al., 2014). Un exemple est donné par Mouchet M. et al. (2014) : l'apport d'engrais dans un champ augmente la production de céréales mais influence également la qualité des eaux.

L'étude des services écosystémiques est en définitive, un domaine relativement récent qui demande encore beaucoup de recherches pour appréhender tous les facteurs entrant dans le processus de fourniture des biens et services d'un écosystème.

2. Evaluation des services écosystémiques

Durant le Millenium Ecosystem Assessment, il a été estimé que 60% des services écosystémiques ont été dégradés et utilisés de manière non durable. Plusieurs causes sont à l'origine de cette dégradation. La surexploitation, qui est un des facteurs directs précédemment énoncé, entraîne une utilisation accrue des services d'approvisionnement, diminuant ainsi le potentiel des autres catégories de services fournis par le même écosystème. D'autres paramètres entrent également en jeu tels que le dysfonctionnement des politiques au sujet de l'environnement ou encore le manque de connaissances scientifiques discuté précédemment (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Il devient donc nécessaire de réaliser un bilan des services écosystémiques. D'une part parce qu'ils peuvent constituer un argument fort pour la conservation ou la restauration d'un écosystème (Peh et al., 2014). D'autre part, cela permettrait de faire la balance des biens et services perdus ou gagnés selon le changement de gestion ou d'occupation du sol effectué, et d'évaluer ainsi les coûts et bénéfices pour chaque acteur selon les décisions prises. Enfin, l'évaluation des services écosystémiques permet de sensibiliser et d'informer le grand public mais également les décideurs sur les conséquences d'un changement (CCl and BirdLife International, 2011).

À défaut de pouvoir mesurer directement les services écosystémiques, le choix d'indicateurs s'impose. Un indicateur a pour principal objectif de représenter une situation ou une problématique complexe. Il est souvent choisi pour sa simplicité d'utilisation et sa bonne représentativité. Il existe différents types d'indicateurs. La plupart des études se penchent sur des mesures biophysiques et monétaires des services écosystémiques, mais peu relatent une approche socio-culturelle (Martín-López et al., 2012).

2.1. Classification des services écosystémiques

De manière générale, les services écosystémiques sont répartis en quatre classes: services d'approvisionnement, services de régulation, services culturels et enfin, les services de support. La première catégorie rassemble les matières premières que fournit l'écosystème telles que le bois, la nourriture, l'eau, les plantes médicinales, etc. Elle comprend également les produits renouvelables à des fins énergétiques comme le bois énergie (Raquez and Dendoncker, 2013). Les services de régulation incluent les services obtenus par les processus de régulation des écosystèmes et consistent en la régulation de la qualité de l'air, de l'eau, la protection contre les inondations, etc. Les services culturels eux, ne sont pas matériels, mais la population retire de l'écosystème le bénéfice de l'enrichissement spirituel, de la valeur esthétique d'un paysage, de la valeur récréative d'un milieu ou encore de la valeur

patrimoniale d'un habitat et de sa biodiversité. Enfin, viennent les services de support, indirectement profitables aux populations (cycles biogéochimiques). Ils permettent de fournir tous les services écosystémiques des trois premières catégories (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Ils ne seront toutefois pas pris en compte dans ce travail, par risque de double comptage. En effet, les services de support peuvent être considérés comme des services intermédiaires, permettant d'obtenir les services finaux. Les prendre en compte reviendrait à considérer deux fois une même fonction réalisée par l'écosystème et dont bénéficie la population (Hein et al., 2006; Puydarrieux and Devaux, 2013).

Dans la littérature, il existe plusieurs classifications des services écosystémiques, mises en place par différents organismes ou auteurs tels que TEEB, MAE ou encore De Groot et al. (2002). Il n'existe pas de classification universelle des services écosystémiques, chaque étude utilisant une typologie adaptée au contexte et enjeux politiques (Raquez and Dendoncker, 2013). Ce manque de classification commune freine la comparaison des services écosystémiques entre différentes études. Dès lors que l'Europe a imposé à ses membres d'évaluer et de cartographier les services écosystémiques, le besoin d'une classification commune s'est fait ressentir. La classification CICES (Common International Classification of Ecosystem Service) a alors été lancée par l'Agence européenne pour l'environnement afin de mettre un pont entre toutes ces typologies (Turkelboom et al., 2013). Une version belge de ce classement a vu le jour. Cette classification permet de créer des subdivisions pour obtenir des services écosystémiques plus spécifiques pour une échelle locale. Certains services ont également été retirés et d'autres ajoutés. Les experts ayant mis en place cette classification tentent cependant de rester le plus compatible possible avec la typologie internationale (Turkelboom et al., 2013).

En plus d'une classification par type de services, il faut également veiller à distinguer plusieurs notions. Lors de l'évaluation des services écosystémiques, il faut séparer l'offre et la demande. L'offre représente les biens et services fournis par l'écosystème et disponibles pour les bénéficiaires, tandis que la demande représente ceux couramment consommés ou utilisés à une échelle et un temps donné (Burkhard et al., 2014). L'offre et la demande varient au cours du temps (Benett et al., 2015). Entre les deux, circulent des flux de services écosystémiques. Ce sont les transferts des biens et services du producteur (l'écosystème) au bénéficiaire.

L'offre des services écosystémiques peut être évaluée en termes de stock réel ou de stock potentiel, selon les indicateurs choisis. Le stock potentiel de services écosystémiques est considéré comme le capital naturel, le maximum que peut fournir un écosystème. Le stock réel constitue la part de biens et services réellement utilisée par les bénéficiaires (Burkhard et al., 2014). Par exemple, le bois sur pied représente le stock potentiel tandis que le taux annuel de prélèvement de bois, illustre le stock réel.

2.2. Les différentes valeurs des services écosystémiques

La comparaison des bouquets de services écosystémiques entre différentes occupations du sol s'avère être plus aisée lorsqu'un indicateur commun est utilisé. La valeur monétaire fait partie de ces indicateurs (Burkhard et al., 2013). Ce type d'évaluation est largement utilisé comme moyen de communication et de persuasion auprès des décideurs. La valeur économique totale d'un écosystème représente l'ensemble des valeurs économiques des différents services écosystémiques évalués. La Figure 4 illustre les différentes valeurs existantes ainsi que leur relation avec les services écosystémiques. Une première séparation différencie valeur d'usage et valeur de non-usage. La première concerne les services écosystémiques directement utilisés par les bénéficiaires (production de bois, d'eau,...), alors que la deuxième porte sur les services non utilisés comme la beauté d'un paysage (Alcamo et al., 2003).

Le terme valeur d'usage regroupe trois valeurs : directe, indirecte et d'option. La valeur directe est la valeur des biens et services directement utilisée comme le bois ou les cultures. La valeur indirecte reprend en toute logique les services utilisés indirectement comme le service de pollinisation. La valeur d'option est la valeur d'usage qu'on attribue à un bien ou un service dans l'optique de son utilisation future.

Dans les valeurs de non-usage, on retrouve deux catégories. La première, valeur d'héritage, exprime la volonté de vouloir transmettre ces biens et services. Enfin, la valeur d'existence exprime l'importance qu'on accorde à quelque chose pour le simple fait qu'il existe (Alcamo et al., 2003).

Mais cette méthode monétaire comporte un inconvénient majeur. Son utilisation entraîne une sous-estimation de la valeur totale de l'écosystème puisque seulement quelques biens et services peuvent être monétarisés (Teyssèdre et al., 2012). Il est également intéressant d'utiliser une autre méthode car la population n'est que trop peu consciente des services écosystémiques qui ne font pas partie d'une transaction économique. Les services écosystémiques non reconnus en termes monétaire se voient menacer car l'Homme préfère augmenter le potentiel de services écosystémiques qui ont une valeur économique, au détriment des autres (Teyssèdre et al., 2012).

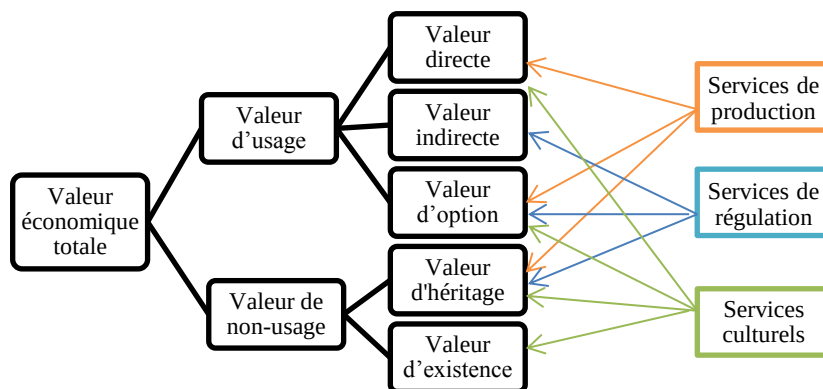


Figure 4. Présentation des différentes valeurs composant la Valeur Economique Totale d'un écosystème. Les trois classes de services écosystémiques peuvent être liées à différents types de valeurs selon le service écosystémique étudié. Source: (Hein et al., 2006).

En réalité, un écosystème est caractérisé par différentes valeurs, comme l'illustre la Figure 1. Elle peut être économique, écologique ou socio-culturelle. Leur intégration permet de mieux cerner la vraie valeur de l'écosystème. La valeur économique est la plus utilisée. La deuxième, la valeur écologique d'un service, sera mesurée à travers l'utilisation d'indicateurs biophysiques. Ces indicateurs s'expriment dans différentes unités, selon ce qui est mesuré, (tonnes de matière sèche par hectare, nombre de litres de lait produits par hectare, etc.). Ces mesures pourront être directement utilisées pour informer les décideurs, sans passer par une évaluation monétaire. La valeur socio-culturelle est évaluée auprès des différents bénéficiaires en utilisant, par exemple, une échelle qualitative. L'intégration de ces trois types de valeurs nécessite une interdisciplinarité et différentes méthodes, ce qui sa réalisation complexe (Gomez-Baggethun et al., 2014).

2.3. Biodiversité et services écosystémiques

Le terme biodiversité, diminutif de diversité biologique, est défini à l'article 2 de la Convention sur la diversité biologique comme la: « *Variabilité des organismes vivants de toute origine y compris, entre autres, les écosystèmes terrestres, marins et autres écosystèmes aquatiques et les complexes écologiques dont ils font partie; cela comprend la diversité au sein des espèces et entre espèces ainsi que celle des écosystèmes* » (Nations Unies, 1992). La diversité biologique comprend ainsi plusieurs niveaux, des gènes à la biosphère. De nombreuses interactions existent au sein du milieu biotique, et avec le milieu abiotique, permettant de générer un certain nombre de fonctions au sein de l'écosystème. Les services écosystémiques sont fortement liés à la diversité biologique. Mais le type de relation qui les unit n'est pas encore clairement défini et peut varier d'un service à l'autre (Chevassus-au-Louis et al., 2009). La Figure 5 illustre les différents liens qui pourraient unir la biodiversité et les services écosystémiques.

La relation peut être linéaire, les services augmentent proportionnellement avec la biodiversité. Cette dernière est cependant contredite par les scientifiques, car considérée comme trop simple. Elle pourrait également arriver à un seuil de saturation, où l'augmentation de la biodiversité n'entraîne plus systématiquement une augmentation des services. Cela s'expliquerait par une redondance des fonctionnalités parmi les communautés d'espèces. Une autre relation est la présence d'un seuil minimal, en-deçà duquel il n'y a pas de services écosystémiques. La relation peut aussi être caractérisée par un optimum, où au-delà d'un certain nombre d'espèces, l'effet de la diversité devient négatif sur les services écosystémiques produits. Enfin, l'étude réalisée par Chevassus-au-Louis et al. (2009) propose également une relation exponentielle, où une petite variation de la biodiversité pourrait avoir de grandes conséquences sur les services fournis. Afin de mieux comprendre le lien entre la biodiversité et les différents services écosystémiques fournis, il serait indispensable d'évaluer les deux en parallèle (Raquez and Dendoncker, 2013).

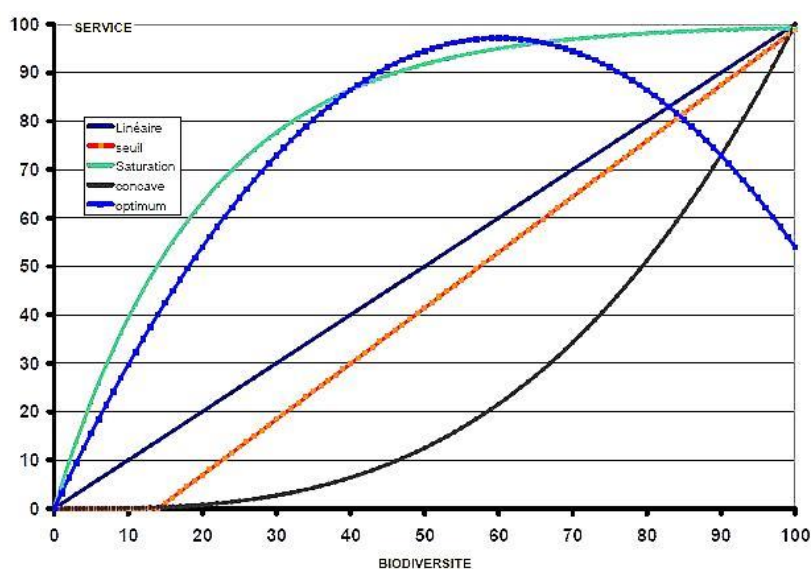


Figure 5. Relations possibles entre les services écosystémiques et la biodiversité. La relation peut être linéaire (bleu foncé), avoir un seuil (rouge), arriver à saturation (vert), être exponentielle (noire) ou avoir un optimum (bleu). Source: (Chevassus-au-Louis et al., 2009).

La biodiversité n'est donc pas un service écosystémique en soi, mais plutôt un fournisseur de ces services. Une diversité spécifique et fonctionnelle est importante pour qu'un écosystème soit résilient face aux variations spatiales et temporelles et puisse continuer à fournir des biens et services (Raquez and Dendoncker, 2013).

Malheureusement, de par l'action de l'Homme, le nombre d'espèces diminue drastiquement sur Terre. Entre 10 à 30% des espèces de mammifères, oiseaux et amphibiens sont menacées d'extinction. Si le taux d'extinction a été multiplié par un facteur 1000 suite à l'intervention de l'Homme, ce taux risque encore d'augmenter d'un facteur 10 (Millenium Ecosystem Assessment, 2005). Cette érosion de la biodiversité a un impact sur le bien-être de l'Homme de par l'appauvrissement des biens et services fournis. Au niveau européen, des

mesures ont été prises pour freiner ce phénomène, notamment par la mise en place du réseau Natura 2000, puis par l'instauration de plusieurs stratégies, aujourd'hui fixées pour 2020.

3. Cadre réglementaire

3.1. Réseau Natura 2000

Le réseau Natura 2000 est d'application dans tous les Etats membres de l'Union européenne. Il s'agit d'un maillage écologique qui désigne un ensemble d'aires répondant aux Directives européennes « Oiseaux » et « Habitats » (Marty and Lepart, 2009). La Directive Oiseaux a été créée en 1979 et s'applique à toutes les espèces d'oiseaux. Elle a pour but la préservation, la gestion et la régulation de leur exploitation de par la prise de mesures spécifiques, en conciliant activités humaines et conservation des espèces sauvages. Les oiseaux inscrits à l'annexe I, nécessitent la création de zones de protection spéciales afin de garantir la pérennité de leur habitat (Union européenne, 2010). La Directive Habitats, plus récente puisqu'elle a été créée en 1992, vise la protection de la biodiversité dans tous les Etats membres. Cela reprend aussi bien les habitats naturels que la faune et la flore. Les espèces ou habitats repris dans les annexes et considérés comme d'intérêt communautaire, doivent être intégrés dans des zones spéciales de conservation (Union européenne, 1992). Les deux Directives sont donc complémentaires et forment ainsi le plus important réseau écologique d'Europe. En Wallonie, 13% du territoire sont consacrés à ce maillage écologique, ce qui représente 220 000 hectares (Dufrêne and Fautsch, 2008). La majorité des habitats concernés sont des forêts occupant 73% de la surface protégée. Viennent ensuite les habitats ouverts, allant des pelouses aux prairies humides (Pironet and Teugels, 2012).

3.2. Projets LIFE

Depuis 1992, l'Europe a mis au point un programme nommé LIFE, l'instrument financier pour l'environnement. Ce programme, comportant plusieurs phases, consiste à assurer « *la mise en œuvre, la mise à jour et le développement d'une politique et de législations environnementales et climatiques, en cofinçant des projets* » (European Commission, 2015). C'est ainsi que de 1992 à 2013, pas moins de 4171 projets ont été cofinancés pour un budget total de 3,4 milliards d'euros (European Commission, 2015).

Cet outil a connu plusieurs phases : le programme LIFE I, II et III jusqu'en 2006. De 2007 à 2020, de nouveaux programmes nommés LIFE + leur succèdent. Ces derniers comportent trois types de projets LIFE : Nature & Biodiversité, Politique & Gouvernance en matière d'environnement et enfin, Information & Communication. Les projets LIFE Nature & Biodiversité, auxquels nous allons nous intéresser dans ce travail, visent à mettre en place des actions de restauration et de préservation des habitats et espèces menacés. Concrètement, ces projets mettent en œuvre les Directives Oiseaux et Habitats du réseau Natura 2000 afin de freiner la perte de biodiversité (European Commission, 2015).

4. Les agro-écosystèmes

4.1. Historique des prairies

Les prairies représentent 26% des terres émergées sur notre globe (FAO, 2011). Les prairies permanentes sont définies par l'Union européenne, comme les surfaces utilisées pour la production de plantes herbacées naturelles ou semées et qui n'ont plus été retournées depuis au moins 5 ans (Peyraud et al., 2012). Elles sont un support de ressources alimentaires, un refuge pour les espèces végétales et animales, et fournissent bons nombres de services non marchands : régulation de la qualité de l'eau, support de pollinisation, régulation des inondations, ou encore amélioration de la qualité paysagère (Puydarrieux and Devaux, 2013). Selon une étude, la prairie permanente maigre européenne serait l'écosystème le plus riche en espèces sur une petite échelle, comptabilisant jusqu'à 89 espèces au mètre carré (Mauchamp et al., 2012). Mais avec l'évolution de l'agriculture, les biens et services fournis ainsi que la biodiversité se sont vus menacés dans les agroécosystèmes.

Selon les données de 2014, 44% de la surface agricole utile sont occupé par des prairies permanentes en Région wallonne (SPW, 2014). Le Sud est particulièrement favorable à l'élevage et aux systèmes herbagers. En effet, l'Ardenne est une région naturelle moins propice à l'agriculture vivrière. Elle est caractérisée par un sol acide peu fertile et par un climat plus rude. C'est donc en toute logique qu'en Ardenne, selon les dernières estimations, 90% des terres agricoles sont en réalité des prairies (Philippe et al., 2008). La Lorraine, région naturelle la plus au sud de la Belgique, connaît un climat plus clément et un sol un peu plus favorable aux cultures, mais les systèmes herbagers occupent tout de même une place importante. L'agriculture dans nos régions a beaucoup évolué au cours des deux derniers siècles.

La gestion des prairies par fauche est l'une des plus anciennes pratiques puisqu'elle est apparue au X^{ème} siècle. Jusqu'au XIX^{ème} siècle, les systèmes herbagers sont gérés par la fauche ou par un pâturage tournant. Le bétail, reprenant les bêtes de plusieurs familles, pâturait dans les prés, landes et bruyères. Une tournante était effectuée afin d'assurer les ressources alimentaires pour la saison. Le paysage était également composé de prairies, qui étaient fauchées en saison estivale. Cette gestion des milieux semi-naturels permettait un entretien constant des milieux ouverts, empêchant ainsi la colonisation forestière et permettant le développement de la biodiversité. La faible densité de bétail, la fauche tardive et le peu de fertilisants offraient la possibilité à un grand nombre d'espèces végétales de se développer jusqu'au stade de la floraison. Cette flore d'une grande diversité accueillait une faune importante, dont de nombreux pollinisateurs et oiseaux qui nichent au sol (Philippe et al., 2008). Mais fin du XIX^e siècle, ces pratiques ne correspondaient plus à la vision du monde agricole moderne. Les agriculteurs se tournent alors vers l'élevage de bovins et abandonnent les pratiques de pâturage tournant. Les prés de fauche sont semés d'espèces végétales

artificielles plus productives. À cela s'ajoute la loi sur le défrichement des terres incultes de 1847, entraînant un enrésinement de ces espaces (Philippe et al., 2008).

Le second changement majeur s'est déroulé après la seconde guerre mondiale. En effet, l'Europe connaît une pénurie alimentaire (FAO, 2000). Pour retrouver la sécurité alimentaire après cette période difficile, les pratiques agricoles sont intensifiées pour augmenter la production. Suite à la mécanisation de l'agriculture, les parcelles humides sont drainées, d'autres sont abandonnées par les agriculteurs car elles sont devenues difficiles d'accès avec les machines agricoles. L'intensification des pratiques a entraîné une utilisation importante des fertilisants, une fauche plus fréquente et un pâturage à plus grande densité (Philippe et al., 2008). Tous ces facteurs ont contribué à diminuer la diversité floristique et faunistique. Cette érosion de la biodiversité a entraîné une diminution des biens et services fournis par l'écosystème.

4.2. Le projet LIFE Herbages

Récemment, il a été constaté que 95% des habitats d'intérêt communautaire sont dégradés (Raquez and Dendoncker, 2013). Dans son rapport de 2001-2006, la Commission européenne note le statut de conservation des prairies particulièrement critique. En effet, 7% seulement des habitats liés aux milieux agricoles sont dans un état favorable (Marty and Lepart, 2009). Dans un rapport de 2012 reprenant les chiffres clés de l'agriculture, le service public fédéral Economie montre une tendance à la régression des prairies permanentes, contrairement aux cultures, en constante augmentation. Entre 1980 et 2012, les surfaces des prairies permanentes ont été réduites de 2.34 ha/an en moyenne (SPW, 2014). Il a été estimé qu'un quart des prairies de fauche en Région wallonne ont disparu au cours de ces cinq dernières années (Wibail et al., 2014).

En Wallonie, sur les 350.000 ha de prairies, seulement 25.000 ha sont considérés comme riches en biodiversité (Van Gelderen et al., 2011). Le réseau Natura 2000 concerne 5000 agriculteurs wallons possédant une ou plusieurs parcelles reprises dans le réseau. Cette proportion représente presque 30% des agriculteurs wallons (Philippe et al., 2008).

C'est sur base de ces constats alarmants qu'a été lancé le projet LIFE Herbages. Ce projet européen a pour but d'améliorer l'état de conservation des pelouses, prairies et zones humides dont la diversité biologique est importante. L'Ardenne méridionale et la Lorraine ont été choisies comme zone de travail. En effet, elles comportent de 5 à 100% de la surface des habitats visés par le projet au niveau national (European Commission, 2011b). De plus, la Lorraine, avec la Fagne-Famenne, est la région la plus riche en biodiversité (Service Public de Wallonie, 2010).

Le projet LIFE Herbages fait partie des projets Nature & Biodiversité et a été lancé en 2013 pour une période de 7 ans. Le budget consacré à ce projet s'élève à près de 10 millions d'euros. Il est financé par la Commission européenne à 75%. Les 25% restants sont co-

financés par le Département Nature et Forêt (DNF), le Département de l'Étude du Milieu naturel et agricole (DEMNA), Natagora et le Jardin botanique national de Belgique (European Commission, 2013). Le projet s'étend sur la Vallée de la Sûre et ses affluents, la Vallée de la Semois, Attert, Eisch et ses affluents ainsi que le Bassin de la Chiers (Figure 6). Il a pour objectif la restauration de 400 hectares de pelouses, prairies et zones humides à travers différentes actions prioritaires. Onze habitats inscrits dans l'annexe I de la Directive Habitats sont visés, dont six prioritaires. Au minimum 250 ha de terrains seront achetés et restaurés afin de compléter le réseau des réserves naturelles domaniales (RND) ou agréées (RNA). Les sites qui feront l'objet d'une restauration par le projet sont caractérisés par différentes occupations du sol: pessières, anciennes carrières, milieux agricoles gérés de manière intensive ou encore des milieux abandonnés par l'agriculture (European Commission, 2011b). Outre la préservation d'habitats menacés, un renforcement de populations végétales sera également réalisé. Le but final est d'arriver à un meilleur état de conservation et de réduire la fragmentation en augmentant la connectivité de ces habitats.

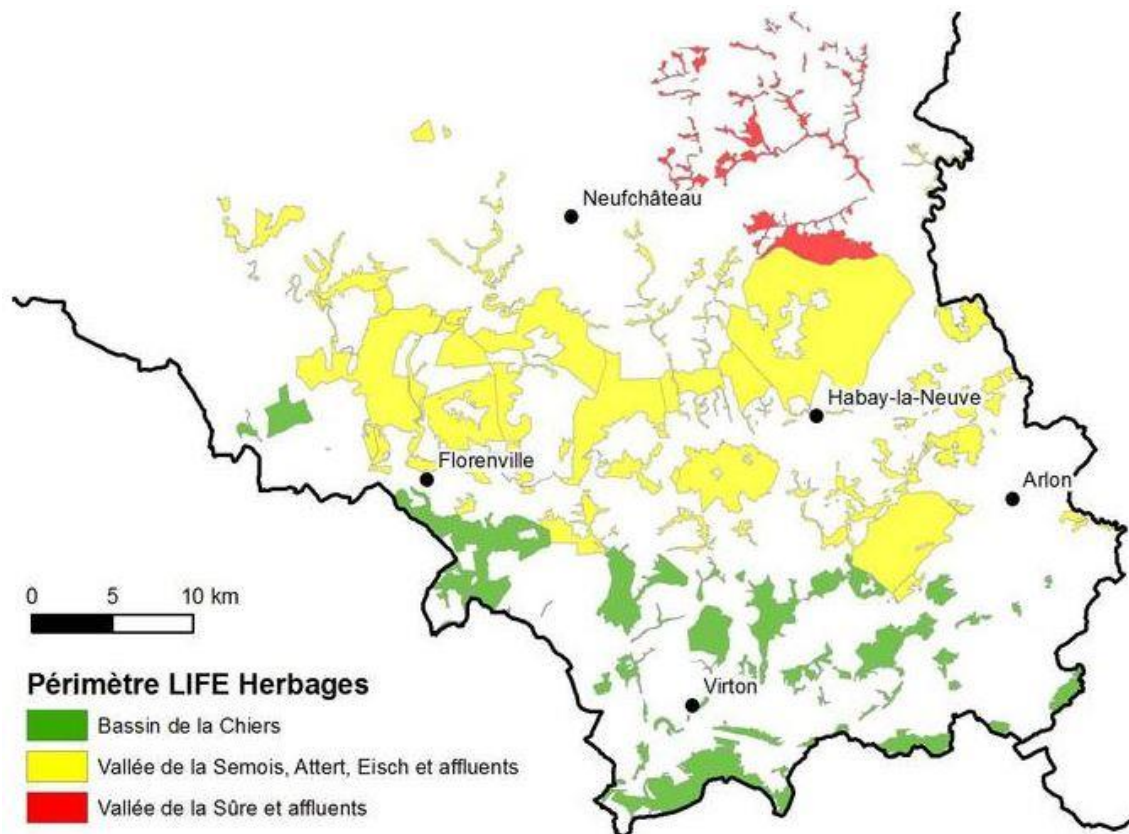


Figure 6. Etendue du projet LIFE Herbages, entre l'Ardenne méridionale et la Lorraine. Le projet comprend le bassin de la Chiers (en vert), la vallée de la Semois, Attert, Eisch et ses affluents (en jaune) et enfin, la vallée de la Sûre et ses affluents (en rouge). Source: www.life-herbages.eu.

Objectifs

Le nombre d'études sur les services écosystémiques augmente d'années en années, mais celles sur les agroécosystèmes ne connaissent pas la même croissance (Tichit, 2014). Ce travail de fin d'études a pour principal objectif de réaliser un bilan des services écosystémiques rendus d'une part, par les différentes occupations du sol de la région et d'autre part, par les habitats restaurés grâce au projet LIFE Herbages. Cette démarche a plusieurs vocations.

La première, est d'utiliser l'évaluation des services écosystémiques comme un argument fort pour la conservation des habitats naturels menacés et de leur biodiversité. En effet, les milieux restaurés par le projet devraient rendre un large panel de services écosystémiques. Ces milieux fournissent des matières premières, mais également des services non marchands qui ne peuvent être directement perçus : protection contre l'érosion, régulation de la qualité de l'eau, fournisseurs de pollinisateurs, hôte d'une riche biodiversité, amélioration de la qualité paysagère, et beaucoup d'autres encore (Béranger, 2002). Les services non marchands seraient aussi rentables, voire plus, que les services marchands. Puydarrieux et al. (2013) a réalisé une évaluation économique sur différents services écosystémiques. Voici un bilan des services de régulation : le service de pollinisation rapporterait entre 60 à 80 €/ha/an, la régulation des inondations entre 60 à 300 €/ha/an, la régulation de la qualité de l'eau entre 70 à 130 €/ha/an, le stockage de carbone 320 €/ha/an. À eux seuls, les services de régulation et les services culturels rapporteraient environ 600 €/ha/an (Puydarrieux and Devaux, 2013). Développer la multifonctionnalité des prairies, c'est donner plus d'importance aux services de régulation et aux services culturels, en diminuant l'exploitation des services d'approvisionnement.

Ce travail doit persuader les décideurs mais également les acteurs locaux de la nécessité des actions de restauration de milieux naturels, rendant une multitude de services écosystémiques. Les prairies à haute valeur biologique, restaurées par le projet, sont gérées par des agriculteurs, qui ont souvent une mauvaise image du projet et qui ont une vision de production pour les milieux agricoles. Pourtant, dans une société demandeuse d'une agriculture durable, il devient nécessaire de reconnaître et développer la multifonctionnalité des milieux agricoles. Nous nous pencherons plus particulièrement sur les pelouses et prairies, caractérisées par une diversité biologique importante.

La deuxième mission de ce bilan est de justifier l'ampleur et le budget du projet LIFE Herbages en démontrant que les habitats restaurés fournissent un nombre important de services écosystémiques et contribuent ainsi au bien-être de la population. En effet, comment justifier auprès d'un agriculteur, d'un chasseur ou d'un élu local le besoin d'un tel budget ? Comment les persuader que la restauration d'une prairie à haute valeur biologique est tout aussi intéressante voire davantage, qu'une prairie pâturée par un cheptel de blanc bleu belge

ou qu'une pessière exploitée pour son bois ? La population ne voit que le rendement des services marchands, ignorant que les milieux naturels peuvent nous offrir bien plus de services écosystémiques. Ce travail n'a pas pour but de se limiter à une évaluation économique des biens et services, mais d'élargir l'analyse à d'autres indicateurs, afin d'établir le bilan du changement de pratiques ou d'occupation du sol, généré par le projet.

Un autre objectif de ce travail, mis à part l'évaluation des services écosystémiques, est d'évaluer l'impact du projet sur les acteurs locaux. À cette fin, des enquêtes en ligne mais également sur le terrain seront réalisées pour récolter l'opinion des agriculteurs, chasseurs, habitants et touristes sur le projet LIFE Herbages. Ces témoignages permettront de comprendre comment le projet est perçu par la population.

Méthodologie

L'évaluation des services écosystémiques étant un nouveau domaine, il n'existe pas de méthodologie universelle (Chan, 2012). La méthode appliquée a été mise au point à partir de l'outil TESSA proposé par BirdLife International (Peh et al., 2013).

1. The Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment (TESSA)

Dans le domaine des services écosystémiques, on rencontre une demande croissante pour une méthodologie adaptée à une échelle locale. Pour répondre à ce besoin, BirdLife International propose l'outil TESSA. Cette méthodologie récente est ouverte à un large panel d'utilisateurs. Elle se revendique comme simple, peu consommatrice de temps et d'argent, tout en fournissant des données scientifiques robustes. Au vu de ces avantages, elle a donc été choisie pour évaluer les services écosystémiques. La méthode est basée sur neuf étapes. La première consiste à définir et délimiter les sites étudiés. Ensuite, le contexte de la zone d'étude est analysé. Un premier bilan est alors réalisé en identifiant l'état actuel, c'est-à-dire le type de milieu, et les pressions qui y sont exercées. Une liste des services écosystémiques potentiels est également mise au point. La quatrième étape consiste à planifier l'évaluation complète en choisissant les biens et services qui seront fournis et en adaptant la méthode au contexte local. Une fois cela réalisé, l'étape suivante consiste en la détermination de l'état alternatif des sites étudiés. L'état alternatif d'un site représente le type de milieu obtenu après une modification du milieu initial. Cette méthodologie permet ainsi de faire le bilan des gains et pertes dus au changement d'occupation du sol. Ainsi pour chaque site dont l'occupation du sol a changé, un autre site dont la même occupation du sol n'a pas changé est sélectionné afin de servir de référence ou de point de comparaison. Les étapes précédentes sont alors réitérées pour ces sites. L'outil propose de finir par la sélection des méthodes à appliquer, la récolte des données, et enfin, l'analyse et la communication des résultats aux personnes ciblées. Les services écosystémiques qui y sont étudiés ne sont pas classés selon une typologie reconnue. Ils se divisent en cinq classes : les services de régulation du climat, les services relatifs à l'eau, ceux relatifs à la récolte des cultures commerciales, les services liés à la récolte de biens sauvages et enfin, les services liés au tourisme et aux activités récréatives dans les milieux naturels (Peh et al., 2013).

L'outil TESSA est présenté comme un arbre de décision, permettant de guider l'utilisateur vers le type de données qui convient à sa situation. Ainsi, selon les réponses, il peut être envoyé vers l'utilisation de données existantes, la collecte des données si celles-ci n'existent pas, la modélisation ou encore l'utilisation d'enquêtes auprès des acteurs locaux (Peh et al., 2013).

Comme recommandé dans l'outil, la méthodologie utilisée dans ce travail a été adaptée au contexte de la zone d'étude, en prenant appui sur la lecture de nombreux articles

scientifiques, ainsi que sur des travaux déjà réalisés. Plusieurs adaptations ont été nécessaires.

D'une part, les services écosystémiques proposés par l'outil sont regroupés en cinq classes, qui ne correspondent à aucune typologie reconnue. Afin d'avoir un dénominateur commun avec d'autres études, les services étudiés dans ce travail seront classés selon la typologie « The Common International Classification of Ecosystem Services » (CICES), adaptée au cas de la Belgique. Cette dernière distingue les services écosystémiques selon trois catégories, précédemment introduites: les services d'approvisionnement, les services de régulation et les services culturels. La typologie est disponible sur la plateforme WaES.

D'autre part, l'outil TESSA ne propose que quelques services écosystémiques à évaluer. Beaucoup d'études se contentent d'étudier un ou quelques biens et services plutôt que de travailler sur un plus large panel. Cette méthode entraîne une lacune dans les connaissances des milieux étudiés (Lamarque et al., 2011). Ce travail portera donc sur un plus large éventail de services écosystémiques que ceux proposés par la méthodologie TESSA. Une recherche littéraire a permis de dresser une liste des services écosystémiques susceptibles d'être réalisés par les différents milieux étudiés.

Enfin, les diverses occupations du sol concernées par ce travail seront étudiées sur de petites surfaces et sur un pas de temps court. La récolte des données proposée par TESSA devra être adaptée selon ce contexte. Ainsi, certaines méthodes recommandées par l'outil seront modifiées sur base d'autres études. Les résultats obtenus ne seront valables que pour la zone d'étude concernée, et ne pourront pas être extrapolés pour une autre région.

Puisque l'écosystème est un tout comprenant les interactions entre biocénose et biotope, il est utile de préciser que l'évaluation des services écosystémiques prendra en compte les intrants et interventions apportés par l'Homme sur le milieu (Burkhard et al., 2014). Par exemple, l'apport d'engrais sera pris en compte dans le rôle purificateur de l'eau, réalisé par les écosystèmes.

2. Zones d'étude

La zone du projet LIFE Herbages, s'étend de l'Ardenne méridionale à la Lorraine (Figure 7). Les milieux étudiés sont répartis dans cette zone. Chaque section du Tableau 1 représente un de ces milieux. Ils sont principalement répartis entre systèmes agricoles et forêts. Les termes systèmes agricoles reprennent principalement des prairies et des cultures, mais également des pelouses calcaires et pelouses sur sables (classées dans prairies pâturées à gestion extensive sur sols secs). Les forêts sont divisées en peuplements feuillus et peuplements résineux.

Les milieux ont été choisis pour représenter tous les états actuels et alternatifs pouvant concerner le projet LIFE Herbages, comme conseillé dans l'outil TESSA. Ainsi, un milieu repris dans la catégorie « état actuel » est un milieu présent au temps $T=0$ an, c'est-à-dire, avant les actions réalisées par le projet LIFE (prairies à gestion intensive, peuplements

résineux, etc.). Un milieu représentant la catégorie « état alternatif » est un habitat restauré par le projet LIFE Herbages, au temps T=7 ans, fin du projet (prairies à gestion extensive, peuplements feuillus, etc.).

Plusieurs sites ont été sélectionnés dans la zone d'étude, afin de comptabiliser un minimum de 10 hectares pour chaque milieu (Tableau 1). Cette valeur a été fixée par l'outil TESSA. Puisque ce projet LIFE est en cours, les sites sont à différents stades de restauration et une connaissance de leur état a donc été nécessaire pour les répartir entre les milieux étudiés. De plus, afin de pouvoir comparer les services écosystémiques rendus par les milieux représentant les états actuels et les états alternatifs, les sites doivent être dans des conditions environnementales similaires. Ainsi, trois types de sols sont distingués : sols secs, sols alluviaux et enfin, les sols tourbeux.

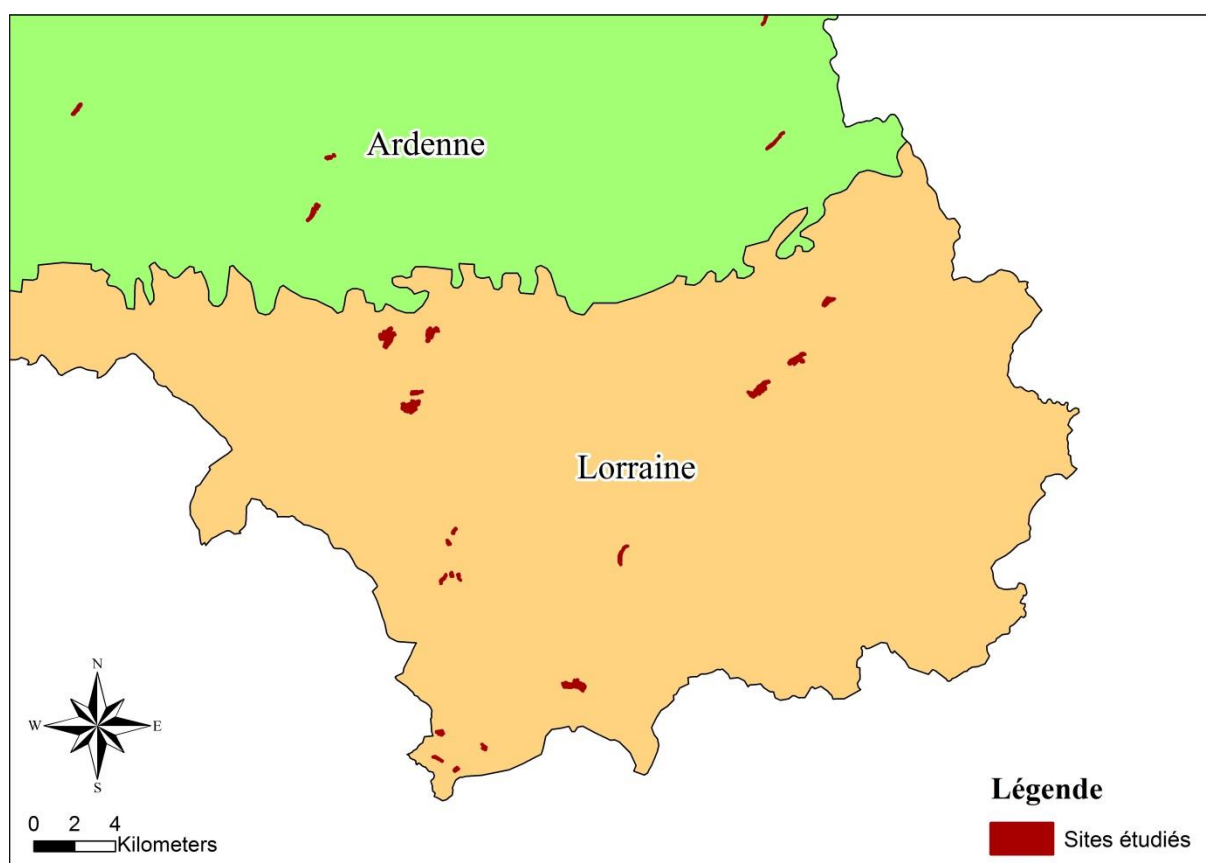


Figure 7. Zone d'étude du projet LIFE Herbages. Les sites choisis sont représentés en rouge, et se répartissent à travers la Lorraine et l'Ardenne méridionale. Source: carte réalisée par Sarah Wautelet.

Tableau 1. Classement des milieux faisant l'objet d'une évaluation des services écosystémiques. Ce tableau représente tous les milieux étudiés répartis entre les trois types de sols, et illustrant l'état actuel ou l'état alternatif d'un site. Au sein de chaque milieu, se trouve un ou plusieurs sites pour un minimum 10 hectares.

Milieux			Sites (Localité ou lieu-dit)	
Sols secs	Système agricole	Pratiques intensives	Fauche	Tintigny
			Pâture	Tintigny
			Culture	Tintigny
		Pratiques extensives	Fauche	Pré de Latour
			Pâture	Meix-Devant-Virton
				Torgny
	Forêts	Feuillus		Gore-Aubrion
				Radru
				Herbeumont
		Résineux		Tattert
Sols alluviaux	Système agricole	Pratiques intensives	Fauche	Ansart
			Pâture	Breuvanne
				Villers-sur-Semois
		Pratiques extensives		Lamorteau
			Fauche	La Praille
				Prés Husson
			Pâture	Villers-sur-Semois
				Prés Husson
	Forêts	Feuillus		Laclaireau
				Wisbich
				La Petite Rulles
		Résineux		Suxy
				Chevratte
				Laclaireau
				Beulet
				Ebly
Sols tourbeux	Système agricole	Pratiques extensives	Fauche	Fouches
			Pâture	Sampont
	Forêts	Feuillus		Villers-Tortu
				Vance
		Résineux		Bosfagne

3. Récolte des données

Dans la mesure du possible, les données sont récoltées sur le terrain par mesure directe ou par enquête auprès des bénéficiaires. À défaut, des recherches littéraires sont effectuées. Pour chaque service écosystémique, un ou plusieurs indicateurs ont été choisis. Ces indicateurs peuvent être quantitatifs ou qualitatifs. Le choix s'est basé sur la capacité d'un indicateur à représenter au mieux le service écosystémique, mais également sur la facilité à l'appliquer dans ce contexte. Ci-dessous, la méthodologie utilisée pour chaque service écosystémique est détaillée. Les services écosystémiques ont été divisés en trois catégories: les services d'approvisionnement, les services de régulation et les services culturels.

3.1. Services d'approvisionnement

3.1.1. Production de bois : fibres et matières végétales, arbres et résidus à des fins énergétiques

La production de bois est divisée en deux services écosystémiques. Le premier consiste à fournir la matière première pour le bois d'œuvre ou d'industrie. Le deuxième consiste à fournir du bois énergie (plaquettes, bois de chauffage). Les données exploitées sont tirées des sites sélectionnés. La forêt est soit sur pied, soit déjà exploitée. Une première étape est la recherche de données existantes (Natagora, DNF, experts forestiers). Les données recherchées sont le volume de bois sur pied ou le volume de bois exploité par hectare ainsi que leur finalité afin de départager les deux services écosystémiques. Si toutefois les données de volumes ne sont pas disponibles, un cubage est réalisé grâce à des tables de cubage. Pour cela, des informations portant sur la circonférence des arbres et la hauteur dominante du peuplement sont utilisées. S'il n'existe pas de données pour caractériser les peuplements étudiés, la prise de valeurs sur le terrain est alors nécessaire.

Deux indicateurs représenteront ces services d'approvisionnement. Le premier sera exprimé en mètres cube par hectare. Le deuxième consistera en une évaluation monétaire, réalisée sur base de la mercuriale des prix. Les pertes d'avenir éventuelles, dont les données sont fournies par Natagora et le DNF, seront ajoutées à l'estimation économique de chaque peuplement, afin d'avoir une valeur économique totale du bois sur pied.

3.1.2. Animaux, plantes et champignons sauvages comestibles (gibier)

Selon le DNF, la chasse pratiquée dans la région porte principalement sur le gros gibier. Il ne sera donc pas question de petit gibier pour ce service écosystémique. L'occupation du sol peut influencer l'abondance de gibier présent dans la région. En effet, les animaux ont besoin de ressources alimentaires mais également de refuges. Une évaluation qualitative a été réalisée afin de comprendre la relation entre les composantes d'un paysage et la capacité d'accueil d'un milieu pour le gibier. Un questionnaire a été diffusé auprès des chasseurs, afin d'analyser la capacité de chaque milieu étudié, selon l'expérience des chasseurs interrogés.

Cette enquête a été réalisée par le biais de Google Drive®, proposant la création de questionnaires pouvant être personnalisés. Une réflexion portant sur les composantes pouvant influencer la capacité d'accueil d'un milieu a été menée afin de construire l'enquête. La valeur alimentaire et la valeur refuge d'un milieu sont distinguées pour l'évaluation. La personne enquêtée attribue alors une note comprise entre -2 et +2 pour chaque milieu ou composante proposés, selon sa valeur alimentaire et sa valeur refuge. Les points attribués pour chaque milieu et chaque type de gestion sont alors sommés, afin de comparer les résultats. L'enquête peut être consultée en Annexe I, ainsi que via le lien internet suivant :

https://docs.google.com/forms/d/1Hag7LhrxUEVMv7uifD_-doF2_mrVu--3lJBeIM-BxUs/viewform?usp=send_form

3.1.3. Fourrage

Les prairies produisent de la biomasse, valorisée par pâturage ou par fauche. La quantité de fourrage produite peut varier, selon le type de gestion appliquée. Afin d'obtenir des données sur la quantité de fourrage récoltée selon l'intensité des pratiques, des prés de fauche ont été sélectionnés comme zone d'étude et les propriétaires de ces prairies ont été interrogés sur le rendement de leurs terres. Les résultats sont exprimés en tonnes de matière sèche récoltées par hectare et par an. La proportion de matière sèche variant en fonction du taux d'humidité et de la dimension des ballots, une valeur minimale et une valeur maximale sont instaurées.

3.1.4. Elevage à usage commercial (viande, lait)

Tout comme la production de fourrage, la production de viande et de lait ont été estimées en interrogeant les agriculteurs sur leurs pratiques. Etant donné la grande variabilité pour estimer ce que représente une vache en termes de viande, l'indicateur choisi restera plus général et portera sur le nombre de vaches mises à l'hectare par an. Pour le lait produit, une estimation du nombre de litres produits selon la densité de bétail par hectare et par an sera effectuée. Les prairies n'étant pas occupées toute l'année par le bétail, les réponses seront pondérées selon la contribution de la prairie à fournir de la viande et du lait, soit 5 à 6 mois par année. Une évaluation économique est ensuite réalisée pour le lait, avec un prix fixé entre 25 et 30 centimes le litre.

3.1.5. Cultures commerciales d'alimentation

Enfin, la production de ressources alimentaires a été évaluée, en interrogeant les agriculteurs. Ce service portera sur la production de maïs et le rendement sera exprimé en tonnes de grains de maïs récoltés par hectare. Une monétarisation de ce service sera ensuite effectuée : le prix du maïs s'élève à 146 euros la tonne au moment de l'évaluation de ce service (SYNAGRA, 2015).

3.2. Services de régulation

3.2.1. Régulation du climat global par réduction des émissions de gaz à effet de serre

L'exploitation de peuplements forestiers pour la restauration de milieux ouverts peut mener au questionnement de la population quant au bilan carbone. Il paraît alors utile d'aborder ce service de régulation. Les résultats se baseront uniquement sur des recherches littéraires. En effet, la mesure du carbone dans la biomasse nécessite la pose d'hypothèses de travail pouvant fausser le résultat. L'indicateur choisi s'exprimera en tonnes de carbone stocké dans la biomasse et le sol par hectare. Les notions de protoxyde d'azote et de méthane seront également abordées.

Une évaluation monétaire sera réalisée suivant les prix fixés sur deux marchés du carbone. Le premier prix se base sur le marché tutélaire du carbone en France, à défaut d'un marché en Belgique. Ce dernier s'élève à 42 euros la tonne de CO₂ pour 2015 (Quinet et al., 2009). Le deuxième marché relève de l'échelle européenne. Le prix de la tonne de CO₂ s'élève à 25 euros (Baveye and Massinon, 2008). L'indicateur étant exprimé en tonnes de carbone, un facteur de 3,67 sera appliqué pour convertir le carbone stocké en tonnes de CO₂ (Puydarrieux and Devaux, 2013). Selon Driencourt et al. (2010), le stockage de carbone peut être vu comme un retardement des dommages et à fortiori, une préférence pour le présent. Un taux d'actualisation de 4% sera donc appliqué au revenu généré par ce service (Driencourt et al., 2010). Au vu de la diversité des milieux étudiés et de la complexité du sujet, les valeurs finales intégrées dans les matrices seront ordinales, variant de 0 à 5. La valeur de 5 exprimant le stockage le plus important.

3.2.2. Purification de l'eau et oxygénation

Avec les objectifs de la Directive Cadre sur l'Eau, la qualité des cours d'eau est une question environnementale importante. Ainsi, une recherche dans la littérature scientifique permettra d'évaluer l'impact des différents milieux sur la qualité de l'eau. Les indicateurs choisis sont la concentration en azote, en phosphore, et en produits phytosanitaires dans l'eau. Selon les résultats obtenus lors des recherches, une évaluation ordinale sera réalisée pour les milieux étudiés, selon le même procédé que pour le service écosystémique précédent.

3.2.3. Protection contre les inondations

Les milieux alluviaux sont particulièrement propices à la régulation des inondations. Les habitats hors milieu alluvial peuvent également jouer un rôle dans la prévention des crues. L'évaluation de ce service se portera sur une recherche littéraire, permettant ainsi de comprendre les mécanismes impliqués. Les indicateurs choisis sont la capacité d'un milieu à retenir l'eau, notamment par l'évapotranspiration et l'interception des précipitations. Il apparaît toutefois que les données obtenues dans la littérature sur la réduction de l'écoulement annuel en forêt ne peuvent être transposables. Cela est dû aux nombreux facteurs influençant

les résultats (Aussenac, 1968; Cosandey, 2006). Ainsi, et au vu du peu d'études trouvées sur le sujet, cette partie sera consacrée à l'évaluation de ce service principalement de manière qualitative, comme précédemment.

3.2.4. Pollinisation

La prise en compte de la pollinisation dans le bilan des services écosystémiques entraîne un risque de double comptage. En effet, le rôle des pollinisateurs peut être comptabilisé deux fois. Une première fois dans les services de régulation, pour la pollinisation en elle-même, et une deuxième fois dans les services d'approvisionnement, comme un processus jouant dans la fourniture de produits (fruits). Pour éviter ce problème, le service de régulation est pris en compte dans le bilan, seulement si l'action des pollinisateurs ne porte pas sur l'écosystème étudié, mais sur un autre écosystème adjacent (Hein et al., 2006). Ainsi, le service de pollinisation sera vu comme le maintien des populations de pollinisateurs et de leur diversité tant spécifique que génétique, à travers l'apport de ressources alimentaires et de refuges. Ce potentiel d'accueil permet d'assurer le service de pollinisation sur les milieux adjacents. Après une recherche littéraire, une valeur ordinale sera attribuée pour chaque milieu, de 0 à 5, dont la signification est similaire aux services écosystémiques précédents.

3.3. Services culturels

Pour cette catégorie, certains services font l'objet d'une enquête en ligne. Le questionnaire a été construit à partir de Google Drive®. Ainsi, selon les réponses données par les personnes enquêtées, les questions suivantes sont adaptées. Par exemple, si une personne ne fréquente jamais les forêts, les questions relatives à ce milieu ne lui seront pas posées. Les questions suivent un ordre logique, permettant d'aller plus loin dans les détails et d'obtenir ainsi, les informations nécessaires pour l'évaluation des services écosystémiques ainsi que pour l'analyse des profils des personnes enquêtées. Cet agencement peut être consulté via le lien internet suivant :

https://docs.google.com/forms/d/1M7ZZKo5EmHaRKP1EOo3h5VcMa_kjYg3WAgxe9MK22Xk/viewform?usp=send_form

Le questionnaire est également présent en Annexe II. La construction de l'enquête a été rendue possible par la consultation des travaux de Terra S. 2005 et de Beckers B. 2012. Des adaptations ont évidemment été nécessaires pour correspondre au contexte de l'étude. Ainsi, certaines questions ont été ajoutées et améliorées, alors que d'autres n'ont pas été posées.

3.3.1. Paysages pour les loisirs de plein air

Les écosystèmes peuvent constituer un lieu récréatif pour les populations. Un service ayant une valeur non matérielle mais pourtant bien réelle. Une évaluation monétaire sera réalisée par l'utilisation de la méthode des coûts de transport. Cet outil fait partie des méthodes basées sur les préférences révélées, qui consistent à observer le comportement des personnes interrogées. La méthode des coûts de transport se base sur une hypothèse: la valeur que les gens accordent à un milieu est fonction des coûts qu'ils sont prêts à supporter pour bénéficier de ce milieu (Terra, 2005a). Ainsi, le nombre de visites est fonction des coûts nécessaires pour se rendre sur le site. La valeur obtenue sera l'œuvre des coûts supportés pour le déplacement, mais également des coûts supplémentaires tels que le logement ou encore les frais d'alimentation. Au plus un milieu aura de la valeur, au plus les personnes seront prêtes à parcourir une plus grande distance pour s'y rendre. Afin de calculer les coûts de transport, voici une formule simple (Equation 1) :

Équation 1. Formule du coût de transport simple CT, où D=distance parcourue, CM=coût de revient kilométrique et P=nombre de personnes dans le véhicule. Source: (Terra, 2005b).

$$CT = \frac{2 * D * CM}{P}$$

Le coût de revient kilométrique dépend du type de véhicule et comprend la consommation de carburant mais également tous les autres coûts liés à l'utilisation d'un véhicule. Cette formule est d'application pour les voitures mais également pour les motos. Dans son guide, Terra S. (2005b) propose différentes valeurs pour le coût de revient kilométrique. Afin de ne pas surestimer, la valeur minimale de 0,389 a été choisie. Les résultats seront donc une valeur minimale attribuée pour chaque milieu. Pour les personnes voyageant par les transports en commun, le prix de leur ticket de transport sera utilisé (Terra, 2005b).

Dans le but d'estimer la valeur récréative de chaque milieu étudié, un questionnaire est diffusé via internet (Annexe II). Cette enquête vise les personnes habitant dans la région de la zone d'étude mais également les personnes en-dehors de cette zone, venant y pratiquer une activité. En général, la méthode des coûts de transport est utilisée pour un ou plusieurs sites en particulier (Terra, 2005b). Ici, au vu des surfaces peu importantes des sites étudiés, le questionnaire porte plus généralement sur différents types de milieux présents dans la zone d'étude, sans les localiser précisément et sans mentionner le type de sols.

Le questionnaire commence par analyser les tendances générales des différents milieux, leur fréquentation et le type d'activité qui y est réalisé. Ensuite, l'enquête se penche sur la dernière activité pratiquée dans la zone du projet, il y a moins d'un an. Les déplacements effectués et les différents coûts sont demandés ainsi que le milieu dans lequel l'activité s'est déroulée. Afin d'éviter une erreur d'estimation, le nombre de kilomètres parcourus, fournis

par les personnes enquêtées, est vérifié. Au final, une valeur moyenne en euros par personne et par visite, est obtenue pour chaque milieu.

3.3.2. Valeurs de non-usage (esthétique, existence, héritage etc.)

La valeur de non-usage d'un milieu reprend plusieurs valeurs qu'il n'est pas aisé d'évaluer. Elle peut être estimée via la méthode d'évaluation contingente, faisant partie des méthodes basées sur les préférences déclarées. Dans ce cas, il ne s'agit plus d'analyser le comportement des personnes interrogées, mais de créer un marché fictif (Terra, 2005a). Plusieurs scénarios fictifs sont proposés. Les personnes doivent alors exprimer leur consentement à payer vis-à-vis du milieu décrit dans le scénario (Terra, 2010).

Tout comme la valeur récréative, les milieux proposés ne sont pas localisés dans le cadre de ce travail. Trois séries de milieux sont présentées, correspondant à trois situations différentes. Le premier scénario représente une situation sur des sols non spécifiés, le deuxième est en milieu alluvial et tourbeux et la troisième situation est relative aux sols superficiels tels que les carrières. Le choix de ces trois scénarios permet de comparer des milieux qui peuvent potentiellement se remplacer l'un l'autre et éviter ainsi, une incompatibilité. Il est alors demandé d'attribuer une note de 1 à 5 ou de 1 à 3 selon la série, pour chaque paysage. Le milieu le mieux coté, c'est-à-dire ayant la note la plus élevée, est alors utilisé pour évaluer le consentement à payer. Les personnes doivent exprimer le montant qu'elles seraient prêtes à payer, sous forme de dons par an, pour une période de cinq ans, pour restaurer ce milieu sur 100 hectares, distribués dans la zone d'étude.

Lorsque les données sont récoltées, il faut alors les analyser. Il est important de préciser que le refus de payer ne signifie pas forcément que les personnes ne donnent pas une valeur culturelle au milieu (Gomez-Baggethun et al., 2014). Ainsi, il convient tout d'abord de distinguer les vrais zéros, des faux zéros. En effet, certaines personnes ne souhaitent pas contribuer de manière financière. Une série d'arguments leur est alors proposée pour justifier leur refus. Les vrais zéros signifient un intérêt faible voire nul pour l'utilité ou la valeur d'un milieu. Ils sont pris en compte dans l'analyse du consentement à payer et influenceront la moyenne. Les faux zéros ne peuvent être considérés comme tels car ils ne traduisent pas un intérêt nul. Ils prennent alors comme valeur, la moyenne du consentement de toutes les personnes enquêtées pour le milieu (Terra, 2010). Le Tableau 2 reprend les différentes propositions disponibles pour les personnes ne souhaitant pas contribuer financièrement.

Tableau 2. Distinction des vrais et faux zéros lors de l'analyse de l'évaluation contingente. La colonne de gauche reprend les arguments traduisant un intérêt nul (vrais zéros), tandis que la colonne de droite est constituée des arguments représentant les faux zéros. Source: (Terra, 2010).

Vrais zéros	Faux zéros
• Je n'en ai pas les moyens financiers • Cela m'empêcherait de pratiquer mes activités • Je ne trouve pas nécessaire de modifier le milieu • Je suis contre ce projet	• Ce n'est pas à moi de payer • Je réalise déjà des dons relatifs à la protection de l'environnement • Je n'ai pas assez d'informations • J'ai peur de payer pour les autres • Je ne me sens pas concerné

L'analyse finale permettra d'obtenir pour chaque milieu, un consentement à payer moyen par personne et par an pendant 5 ans, pour restaurer ce milieu. Une étude du profil des répondants sera réalisée par le biais d'une analyse en composantes principales (ACP), afin de faire ressortir les variables pouvant influencer le consentement à payer. En effet, le revenu, l'âge ou encore le niveau d'études, sont autant de facteurs qui peuvent influencer les réponses fournies (Terra, 2010).

Pour aller plus loin, les notes attribuées pour chaque milieu seront analysées afin de vérifier si ces derniers sont significativement différents l'un de l'autre. Les données étant issues d'une évaluation ordinale et ne répondant pas aux conditions des tests paramétriques, le test non paramétrique de Mann-Whitney sera utilisé. Ce dernier base son analyse sur la médiane des données et permet, sans conditions d'application, de vérifier la significativité des résultats. Les milieux seront donc comparées deux à deux afin d'en retirer la p valeur.

3.3.3. Paysages et espèces avec des valeurs culturelles et symboliques

Dans cette classe de services écosystémiques, on retrouve notamment la valeur patrimoniale de la biodiversité. Cette valeur peut être estimée par les différentes espèces végétales et animales présentes sur le site et faisant l'objet d'un statut de protection ou étant menacées. Ainsi, un inventaire des espèces végétales et animales a été réalisé. Différentes sources de données ont été nécessaires, telles que celles fournies par le DEMNA, la base de données phytosociologique de Wallonie et le site internet observation.be. Pour chaque espèce, des recherches sur trois niveaux ont été effectuées. Le premier niveau est la liste rouge des espèces en Belgique, dont le fichier est proposé par le SPF Economie. Cette liste permet de connaître le statut des espèces menacées à l'échelle nationale mais également régionale (SPF Economie, 2011). Le deuxième niveau concerne les espèces faisant l'objet d'une protection en Wallonie, reprises dans la loi sur la Conservation de la Nature. Les espèces strictement et partiellement protégées y sont reprises (Région Wallonne, 1973). Enfin, le dernier échelon

concerne l'Europe et les espèces présentes dans les Directives Oiseaux et Habitats (Union européenne, 2010, 1992).

4. Présentation des résultats

4.1. Matrice de Burkhard

Une fois tous les services écosystémiques évalués, il faut synthétiser les informations. Comme discuté précédemment, évaluer la valeur économique total des écosystèmes n'est pas le but de ce travail. La synthèse des informations se fera donc grâce à l'utilisation de la matrice de Burkhard (Tableau 3). Cette matrice permet d'intégrer des services écosystémiques dont les sources de données et les indicateurs sont différents (Burkhard et al., 2009). Les colonnes sont composées des différents services écosystémiques évalués alors que les lignes représentent les différents milieux qui font l'objet de ce travail. À l'intersection, une valeur est attribuée à chaque service pour un type de milieu. Les services écosystémiques seront évalués selon les indicateurs quantitatifs qui ont été déterminés ou selon une valeur ordinale attribuée en fonction des résultats obtenus, suites aux recherches littéraires. Si une valeur ordinale est attribuée, celle-ci sera comprise entre 0 et 5. La valeur nulle traduit soit une incapacité à remplir ce service, soit un effet négatif du milieu sur le service. La valeur maximale de 5 signifie que le milieu est le plus apte à rendre le service écosystémique en question.

Tableau 3. Matrice de Burkhard. Les colonnes représentent les différents services écosystémiques évalués, et les lignes représentent les différentes occupations du sol étudiées. Source: (Burkhard et al., 2009).

	ES ₁	ES ₂	ES ₃
OccSol ₁			
OccSol ₂			

Une première matrice théorique sera présentée, reprenant tous les milieux et les services écosystémiques évalués. Deux autres matrices, appelées matrices réalisées, permettront de comparer les conséquences d'un changement de pratiques ou d'occupation du sol sur les biens et services fournis. Ainsi, la première matrice réalisée reprendra les milieux au temps T=0 an, c'est-à-dire avant les actions du projet LIFE Herbages. La deuxième matrice réalisée reprendra les milieux présents après le projet, au temps T=7 ans.

4.2. Modèles d'états et de transitions

Sur base des matrices de Burkhard, des diagrammes en toile vont être construits pour chaque milieu. Pour cela, les données présentes dans les matrices seront transformées en pourcentage, afin d'obtenir des graphiques lisibles. Ces derniers permettront de synthétiser la capacité d'un milieu à rendre différents services écosystémiques. Les milieux seront ensuite

comparés, en les insérant dans une dynamique de transition. Cette démarche permettra d’imaginer les différentes trajectoires que peuvent prendre un milieu et ses conséquences sur les services écosystémiques fournis, lorsqu’une occupation du sol subit un changement, par restauration ou par intensification des pratiques. Un exemple de ces modèles d’états et de transitions, est donné à la Figure 8 (Lavorel et al., 2015).

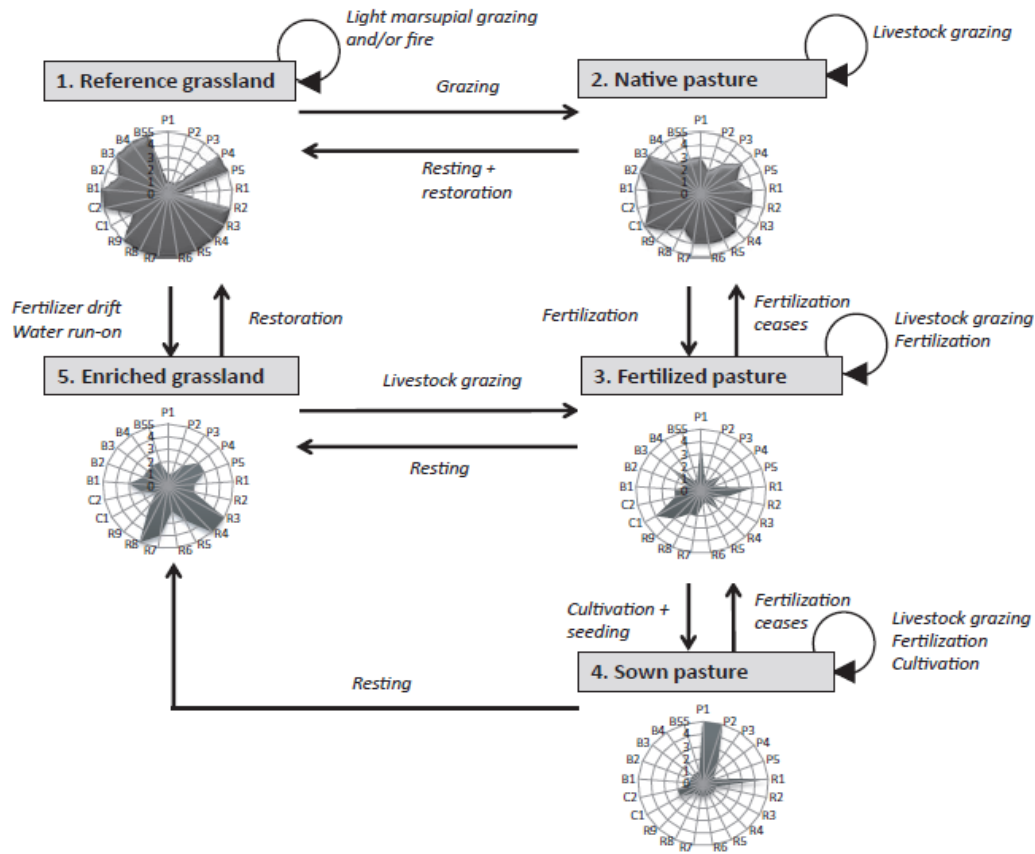


Figure 8. Modèle d'états et de transitions pour des prairies en Australie. Chaque diagramme en toile représente les services écosystémiques réalisés par une occupation du sol. Les différents milieux sont alors mis en relation selon une dynamique de trajectoires de restauration ou de dégradation. Source: Lavorel et al. (2015).

4.3. Analyse en composantes principales

La matrice théorique de Burkhard sera insérée dans Minitab® pour générer une analyse en composantes principales. Ces traitements statistiques permettront d’aller plus loin dans l’analyse, en faisant ressortir les relations qui unissent services écosystémiques et occupations du sol. Cela permettra de mettre en évidence des bouquets de services écosystémiques, proposés par un ou plusieurs milieux.

Résultats et Discussion

Dans cette partie du travail, les résultats obtenus pour chaque service écosystémique sont développés et discutés. Une fois les données présentées, les différentes matrices, les modèles d'états et de transitions ainsi qu'une analyse en composantes principales, permettront de synthétiser les informations. Un bilan des services écosystémiques sera alors présenté. Puis, l'opinion générale récoltée sur le projet LIFE Herbages sera développée. Enfin, cette partie se terminera par une discussion sur la méthodologie appliquée.

1. Services d'approvisionnement

1.1. Production de bois : matériaux bois, arbres et résidus à des fins énergétiques

Les forêts rendent un service principal dans l'approvisionnement: la production de bois. Les deux services écosystémiques que sont la fourniture de matériau bois et la fourniture de bois énergie sont rassemblés ici, mais ont été séparés lors de l'analyse. Les données utilisées sont locales puisqu'elles sont tirées des sites étudiés. Pour chaque site, les données du volume de bois sur pied ou exploité ont été rassemblées grâce à la base de données que possèdent le DNF et Natagora. Chaque peuplement étudié ne fournissait pas systématiquement les deux services. Un tableau récapitulatif reprend le volume de bois, ainsi que le revenu minimal et maximal par hectare, que génère le bois comme matériau (Tableau 4) et comme bois énergie (Tableau 5). Si la coupe du peuplement a été anticipée, la perte d'avenir est ajoutée aux valeurs monétaires obtenues. Les données sont à considérer sur un pas de temps plus grand que celui des systèmes prairiaux. En effet, les chiffres présentés ici ne se rapportent pas à l'année, mais sur la durée de vie d'une forêt. Le terme d'exploitabilité varie selon la fertilité de la station et le type de sylviculture appliquée.

Dans le cadre de ce travail, nous ne disposons pas de données de forêts feuillues alluviales exploitées. Ces dernières sont restaurées par le projet et ne sont pas exploitées. Il n'y a donc aucun bénéficiaire tirant parti du bois que ces forêts produisent. Le service est alors considéré comme nul. D'autres peuplements en milieu alluvial ne sont pas exploités pour des raisons d'accessibilité (milieux trop humides pour évacuer le bois). Le bois est donc brûlé sans être valorisé en bois énergie, et un bilan nul est attribué. Enfin, les peuplements résineux sur sols tourbeux n'étant plus présents sur la zone du projet LIFE Herbages, le site de Bosfagne, situés dans les Hautes-Fagnes, a été choisi pour évaluer ces services écosystémiques.

Tableau 4. Synthèse des résultats obtenus pour le service écosystémique d’approvisionnement en bois (matériau). Le rendement de ce service est exprimé en mètres cubes par hectare. Les revenus minimal et maximal sont exprimés en euros par hectare. Les résultats obtenus sont étalés sur la durée de vie du peuplement.

Milieu		Volume (m³/ha)	Revenu minimal (€/ha)	Revenu maximal (€/ha)
Sec	Feuillus	128	4048	5335
	Résineux	243	12611	14997
Alluvial	Feuillus	/	/	/
	Résineux	394	23570	27226
Tourbeux	Feuillus	/	/	/
	Résineux	495	24487	28848

Les chiffres qui ressortent de ce tableau, montrent un volume de bois prélevé à l’hectare plus important pour les résineux que les feuillus. Ce volume plus important entraîne un revenu plus élevé. En milieu alluvial, alors que les forêts de feuillus ne fournissent pas ce service écosystémique dans notre étude, les peuplements de résineux retirent un volume relativement important et à fortiori, un revenu plus conséquent que sur sols secs. Les pessières en milieu tourbeux semblent générer un revenu similaire au milieu alluvial. Les volumes de bois à l’hectare semblent être dans la norme, si l’on en croit les statistiques wallonnes qui relatent une densité moyenne de 377 m³/ha pour les résineux et de 200 m³/ha pour les feuillus (Lecomte, 2000). Le volume moins important de résineux sur sols secs peut s’expliquer par le fait qu’une pinède soit incluse dans les données, peuplement à la surface terrière beaucoup moins importante. Pour les feuillus en sols secs, le volume de bois prélevé moins important peut s’expliquer par la structure du peuplement comme par exemple, un ancien taillis.

Tableau 5. Synthèse des résultats obtenus pour le service écosystémique d’approvisionnement de bois (énergie). Le rendement de ce service est exprimé en mètres cubes par hectare. Les revenus minimal et maximal sont exprimés en euros par hectare. Les résultats obtenus sont étalés sur la durée de vie du peuplement.

Milieu		Volume (m³/ha)	Revenu minimal (€/ha)	Revenu maximal (€/ha)
Sec	Feuillus	213	3193	6386
	Résineux	9	182	341
Alluvial	Feuillus	/	/	/
	Résineux	/	/	/
Tourbeux	Feuillus	277	4158	8317
	Résineux	/	/	/

La production de bois énergie peut varier selon l’objectif poursuivi lors de la gestion des peuplements forestiers. Certains peuplements, comme les résineux sur sols secs, sont gérés de telle manière qu’ils produiront du bois d’œuvre et qu’une partie des bois, supprimés lors des éclaircies, seront vendus en bois de chauffage. D’autres peuplements seront entièrement

exploités pour produire du bois énergie, et transformés par exemple en plaquettes. C’est le cas des peuplements feuillus pour cette étude. Pour les feuillus présents en milieu tourbeux, leur exploitation sera réalisée dans le but de restaurer un milieu ouvert. Aucune sylviculture n’y a été appliquée, les arbres ne sont donc destinés qu’au bois énergie.

Il n’est pas possible de tirer une conclusion générale de ces données, puisque la production de bois énergie dépend de la finalité du peuplement et de la proportion de bois d’œuvre tirée des parcelles forestières.

1.2. Animaux sauvages comestibles (gibier)

La fourniture d’animaux sauvages comestibles est considérée ici comme le stock potentiel de gibier fourni par les milieux étudiés. Pour évaluer ce stock, l’expérience des chasseurs a été recueillie. Après diffusion de l’enquête, 32 chasseurs ont accepté de répondre aux questions. La Figure 9 illustre les résultats obtenus, en sommant les scores, variant de -2 à +2, donnés par chaque personne enquêtée. La distinction entre les différents types de sols n’a pas été effectuée pour l’enquête. Ces premiers résultats restent généraux, mais une distinction sur les pratiques de gestion appliquées et sur les composantes des paysages, est réalisée plus loin dans la discussion.

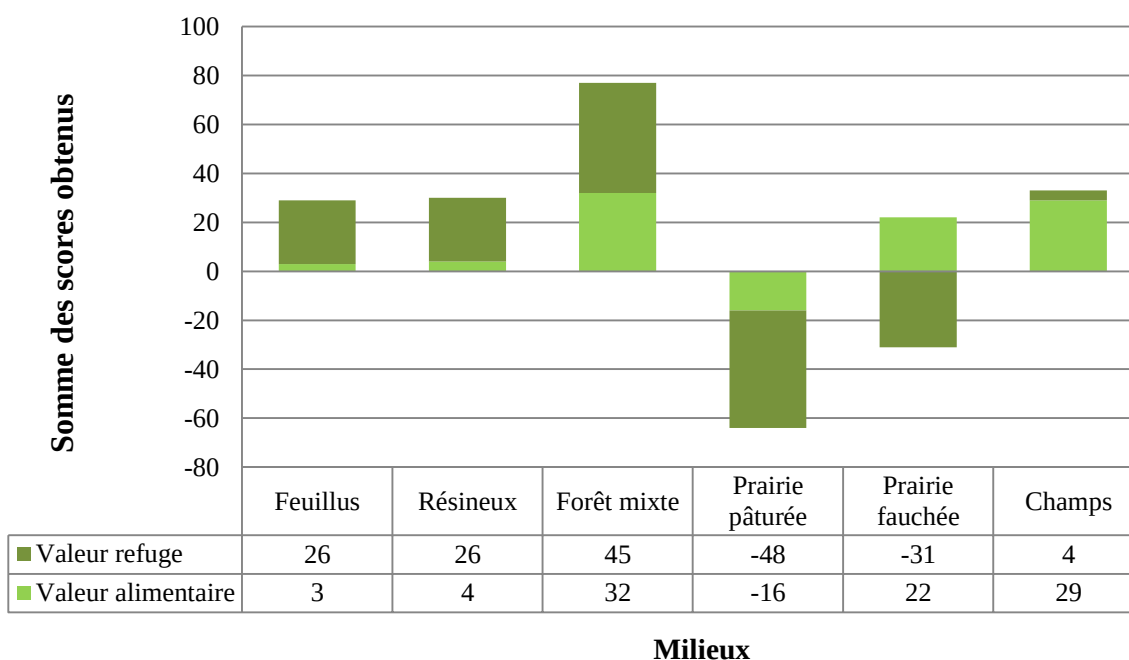


Figure 9. Potentiel d’un milieu à accueillir le gibier. Les résultats de l’enquête sont divisés en valeur alimentaire et valeur refuge. Les scores obtenus, compris entre -2 et +2, ont été sommés pour chaque milieu.

Il semblerait qu’en tenant compte de la valeur refuge et de la valeur alimentaire, les forêts composées à la fois de feuillus et de résineux, aient le plus grand potentiel pour accueillir le gibier. Alors que les prés de fauche et les champs ont une plus grande valeur alimentaire que les forêts exclusivement feuillues et résineuses, ces occupations du sol sont

plutôt vues comme défavorables pour la valeur refuge. Les prairies pâturées intensives, sont les plus défavorables pour accueillir le stock potentiel de gibier. Peuplements feuillus et peuplements résineux obtiennent des valeurs similaires.

Lors de l'enquête, les caractéristiques d'une forêt ont également été évaluées. Il semblerait que l'âge d'un peuplement forestier n'ait pas d'impact majeur sur la valeur alimentaire, alors qu'un peuplement plus jeune serait davantage favorable à la valeur refuge. En effet, les huppieris étant situés en bas étage, ils fournissent un meilleur refuge. D'un point de vue structure, les forêts irrégulières manifestent un potentiel plus grand que les peuplements réguliers. Les lisières progressives vers les milieux ouverts sont également plus favorables que les lisières nettes. En ce qui concerne les milieux ouverts, ils sont notés comme défavorables pour la valeur refuge du milieu, mais les prés de fauche et les champs ont une des valeurs alimentaires les plus importantes parmi les milieux étudiés. Ces résultats sont confirmés par une étude notamment réalisée dans le cadre du projet LIFE-Lomme (Bouillon, 2014). Les pratiques extensives sont de loin préférées aux pratiques intensives, jugées défavorables à la capacité d'accueil du gibier. En effet, une gestion extensive entraîne une fauche tardive réalisée une fois l'an ainsi qu'une densité faible de bétail lorsque la prairie est pâturée. Ces pratiques permettent au gibier de bénéficier de la biomasse végétale sur une plus grande période de temps. Ce phénomène augmente la valeur alimentaire du milieu, mais également la valeur refuge (Granval et al., 2000). De plus, la réalisation d'une fauche tardive permet de diminuer la mortalité des jeunes chez le chevreuil. La présence d'éléments bocagers et la diversité des végétaux présents sont des facteurs influençant de manière positive le potentiel des milieux ouverts.

À l'échelle d'un paysage, l'alternance de milieux ouverts et de forêts, avec la présence d'un élément hydrologique (cours d'eau, plans d'eau), est perçue comme la situation idéale pour accueillir le gibier. De nombreuses lisières progressives permettraient également d'augmenter la valeur refuge et la valeur alimentaire du milieu. La création de zones ouvertes entraîne l'augmentation du nombre de lisières, lieux attractifs pour le gibier (Bouillon, 2014). Les zones de refuge doivent également être de taille suffisante pour assurer la quiétude.

1.3. Fourrage

1.3.1. Quantité de fourrage

La quantité de fourrage peut varier selon les pratiques appliquées sur les prairies de fauche. En général, les agriculteurs pratiquent une gestion intensive des prés de fauche dans une optique de production de fourrage. La fauche est réalisée quatre à cinq fois par an, les prairies sont parfois composées de semis artificiels, et les agriculteurs apportent des amendements pour améliorer le rendement. Les prairies gérées au contraire de manière extensive, sont des prairies entretenues dans un but de conservation de la faune ou de la flore où aucun amendement n'est apporté. Elles ne sont fauchées qu'une fois l'an aux alentours de

juillet. Les agriculteurs sont propriétaires ou ont un contrat pour gérer la prairie. Dans le cadre de notre travail, les prairies de fauche extensives se trouvent en zone Natura 2000 et constituent des réserves naturelles. Le Tableau 6 reprend les différents chiffres de production obtenus pour le fourrage.

Le premier constat à tirer de ce tableau, est la différence de rendement entre les pratiques intensives et extensives. En toute logique, les prés de fauche gérés de manière intensive produisent plus de fourrage. Dans ce système, les prairies situées sur sols secs sont plus rentables que celles situées sur sols alluviaux. Cette différence n'est pas marquée dans les prés gérés de manière extensive. Alors que sols secs et sols alluviaux rendent une quantité de fourrage similaire, les prairies sur sols tourbeux ont des valeurs légèrement inférieures.

Tableau 6. Synthèse des résultats obtenus pour la production de fourrage. Les résultats sont exprimés en tonnes de matière sèche par hectare et par an avec un minimum et un maximum, selon les dimensions des ballots et le taux d'humidité.

		Rendement minimal (Tonnes de MS/ha/an)	Rendement maximal (Tonnes de MS/ha/an)
Sec	Pratiques intensives	14,5	
	Pratiques extensives	1,7	3,8
Alluvial	Pratiques intensives	3,4	7,7
	Pratiques extensives	2,2	3,2
Tourbeux	Pratiques extensives	0,5	1,2

1.4. Elevage à usage commercial (viande, lait)

Les services écosystémiques d'élevage tels que la viande et le lait sont respectivement repris dans les Tableaux 7 et 8. Les données ont été recueillies auprès des agriculteurs. Seul le lait sera évalué de manière monétaire. Le prix du lait est fixé entre 25 et 30 centimes le litre. La production de viande ne sera pas évaluée de manière monétaire, étant donné la grande variabilité du poids des carcasses ainsi que des prix. Le bétail est généralement composé de vaches, à l'exception des pelouses reprises dans la catégorie sols secs, extensif, pâturé. Dans ce cas, des chèvres sont utilisées pour pâturer sur la zone de travail. Ces dernières ne sont pas utilisées pour la production de viande.

Nous pouvons remarquer que les milieux les plus productifs pour les produits issus de l'élevage, se situent sur sols secs et sont gérés de manière intensive. La densité de bétail y est plus importante et le rendement des vaches laitières est plus grand, avec un revenu variant de 4000 à 4800 euros par hectare et par an. Les systèmes herbagers gérés de manière extensive

sur sols secs, sont toutefois moins rentables que sur sols alluviaux, puisqu'il s'agit de pelouses gérées par des caprins. Ces derniers ne sont destinés qu'à la production de lait et ont une moins grande capacité à produire que les bovins. Les milieux situés sur sols alluviaux ou sur sols tourbeux sont occupés par une moins grande densité de bétail. De plus, la production de lait par vache est moins importante. Ces facteurs entraînent une diminution de la capacité à rendre ces services d'approvisionnement. Sur sols tourbeux, le bétail utilisé est constitué exclusivement de vaches destinées à la production de viande.

Les faibles densités de bétail retrouvées dans les pratiques extensives se justifient par l'objectif du pâturage. En effet, dans ce cas le but n'est pas la production de viande ou de lait, mais l'entretien de ces milieux ouverts.

Tableau 7. Production de viande. La densité de bétail est exprimée en nombre de têtes par hectare et par an.

Nombre de têtes/ha/an		
Alluvial	Pratiques intensives	1,2
	Pratiques extensives	1,1
Sec	Pratiques intensives	2,5
	Pratiques extensives	/
Tourbeux	Pratiques extensives	0,4

Tableau 8. Production de lait selon le type de prairie. On retrouve le nombre de litres produits par hectare et par an, ainsi que le revenu minimal et maximal obtenu selon la densité de bétail par hectare et par an. Le prix minimal est fixé à 25 centimes le litre et le prix maximal est de 30 centimes le litre.

		Type de bétail	Rendement (litres/ha/an)	Revenu minimal (€/ha/an)	Revenu maximal (€/ha/an)
Alluvial	Pratiques intensives	Vaches	7398	1850	2219
	Pratiques extensives	Vaches	6188	1547	1856
Sec	Pratiques intensives	Vaches	16000	4000	4800
	Pratiques extensives	Chèvres	197	49	59
Tourbeux	Pratiques extensives	/	/	/	/

1.5. Cultures commerciales d'alimentation

Dans la région concernée par notre zone d'étude, le maïs est une des plantes les plus cultivées. Les champs ne concernent que les sols secs dans ce travail. Un rendement de 10 tonnes de grain de maïs par hectare et par an a été recueilli, ce qui nous donne un total de 1460 euros par hectare et par an.

2. Services de régulation

2.1. Régulation du climat global par réduction des émissions de gaz à effet de serre

Pour ce service écosystémique, une recherche littéraire a été menée, dans le but d'estimer la capacité des milieux étudiés à stocker, ou non, le carbone dans le sol et la biomasse.

2.1.1. Forêts

Le carbone stocké dans les forêts se situe dans le sol, dans la biomasse aérienne, dans la biomasse souterraine (racines), mais également en moindre quantité, dans la litière et le bois mort. La quantification du stockage de carbone dans la biomasse se fait par l'utilisation d'équations, impliquant le choix de paramètres théoriques. Plusieurs études estiment qu'en Belgique, les forêts stockent en moyenne 101 tC/ha dans leur biomasse (Perrin, 2005; Vande Walle et al., 2005). Les forêts wallonnes sont caractérisées par une valeur de 105 tC/ha tandis qu'en Flandre, cela tournerait autour de 85 tC/ha (Vande Walle et al., 2005). Une autre étude obtient pour la Wallonie une valeur 95 tC/ha (Lettens et al., 2008), alors que Perrin (2005), arrive à 99,8 tC/ha. Les résultats obtenus dépendent de la méthodologie choisie et des hypothèses de travail posées (Vande Walle et al., 2005). À une échelle plus fine, une étude réalisée par Latte et al. (2013) permet d'obtenir des résultats pour les différentes régions naturelles de Wallonie. Le Tableau 9 reprend les valeurs obtenues pour l'Ardenne et la Lorraine, en distinguant les peuplements feuillus et résineux.

Tableau 9. Stockage de carbone dans la biomasse et le bois mort pour les peuplements feuillus et résineux dans la région de l'Ardenne et de la Lorraine. Source: (Latte et al., 2013).

		Carbone stocké dans la biomasse (tC/ha)	Carbone stocké dans le bois mort (tC/ha)
Ardenne	Feuillus	98	1-2
	Résineux	76	1-2
Lorraine	Feuillus	105	1-2
	Résineux	87	3-4

En comparant les différentes valeurs, on peut constater que les feuillus ont tendance à stocker plus de carbone dans leur biomasse que les résineux, et ce malgré une plus grande densité de bois par hectare pour les peuplements résineux. Les différents facteurs à prendre en compte dans les équations, dépendant notamment de la densité du bois et des facteurs de conversion de la biomasse, peuvent expliquer cette tendance (Latte et al., 2013). L'âge des peuplements influence également les résultats (Vande Walle et al., 2005). Enfin, Lettens et al. (2008) souligne que les moins bons stockages de carbone dans la biomasse sont constatés sur les sols tourbeux ou les sols sableux et humides.

Le carbone stocké au sol est mesuré dans la littérature, selon plusieurs profondeurs. La valeur de 70 tC/ha, mesurée dans les 30 premiers centimètres du sol, est un chiffre qui revient souvent (Gac et al., 2010; Mauchamp et al., 2012; Robert and Saugier, 2003). Toutefois, de nombreuses études réalisées sur le territoire belge montre des valeurs plus élevées. Perrin (2005) mentionne une valeur de 96 tC/ha dans les sols forestiers de Belgique. Lettens (2005b) détaille pour les différents peuplements des valeurs de 87 tC/ha pour les feuillus, 92 tC/ha pour les résineux. A l'échelle de la Wallonie, Perrin (2005) référence une valeur de 85,6 tC/ha pour les feuillus et de 100,8 tC/ha pour les résineux, dans les 20 premiers centimètres du sol. Lettens (2008) fait mention de 140 tC/ha pour les feuillus et de 100 tC/ha pour les résineux à 1m de profondeur. Si on compare ces valeurs à celles obtenues dans d'autres pays, on peut se rendre compte que la variabilité des résultats obtenus est importante (Vande Walle et al., 2005). Il est donc nécessaire de trouver des valeurs sur une échelle adaptée à notre travail. Le Tableau 10 reprend les valeurs obtenues par Latte et al. (2013) pour la Lorraine et l'Ardenne dans les 20 premiers centimètres du sol, ainsi que les teneurs obtenues dans la litière.

Tableau 10. Stockage de carbone dans le sol sous peuplements résineux et feuillus en Lorraine et Ardenne belge.
Source: Latte et al. (2013).

		Carbone stocké dans le sol 0-20 cm (tC/ha)	Carbone stocké dans la litière (tC/ha)
Ardenne	Feuillus	92	9
	Résineux	94	11
Lorraine	Feuillus	78	5
	Résineux	80	7

Les valeurs peuvent être influencées par le type de peuplement. Les résineux ont une litière au sol beaucoup plus acide, ce qui ralentit l'activité microbienne, diminue la vitesse de décomposition de la matière organique et entraîne donc une accumulation de cette matière organique. La matière organique issue des feuillus est propice à une activité de décomposition et de fragmentation plus rapide. Le stockage de carbone est donc moindre (Ladegaard-Pedersen et al., 2005; Oostra et al., 2006; Perrin, 2005). Toutefois, cette affirmation serait à nuancer car d'autres auteurs affirment qu'en tenant compte de tout l'horizon du sol (ce qui inclut le sol minéral) feuillus et résineux stockeraient la même quantité de carbone (Vallet, 2009; Wiesmeier, 2013). Les valeurs obtenues par Latte et al. (2013) pour l'Ardenne et la Lorraine montrent notamment une différence moins importante que les données exposées précédemment.

La capacité d'un sol à stocker du carbone est notamment influencée par une série de facteurs qui ont fait l'objet d'études : température, précipitations, humidité du sol, nature du sol, etc. Un climat humide et froid entraîne un stockage de carbone dans le sol plus important

que sous un climat chaud et sec (Wiesmeier, 2013). La nature du sol et son humidité peuvent influencer la capacité à stocker du carbone. Un sol plus humide ralentit la vitesse de décomposition de la matière organique et favorise le stockage. Pour un peuplement feuillus, un sol pauvre et sableux stockerait plus qu'un sol fertile limoneux (Ladegaard-Pedersen et al., 2005). Wiesmeier (2013) a réalisé une étude en Allemagne pour estimer le carbone stocké en forêt, en tenant compte des propriétés du sol. Il en ressort que les sols alluviaux seraient les plus aptes à stocker du carbone tandis que les sols limoneux auraient une moins grande capacité de stockage.

Pour résumer, les feuillus ont tendance à stocker plus de carbone dans leur biomasse que les résineux. Les résineux quant à eux stockeraient plus de carbone dans le sol que les feuillus. Mais certaines études contredisent ces résultats et les valeurs obtenues pour la zone de travail ne montrent pas de différence flagrante. Si on additionne les deux valeurs, le stockage dans la biomasse et le sol, on peut donc dire que les peuplements feuillus stockent plus de carbone. En tenant compte du sol, les forêts feuillues alluviales seraient donc la situation la plus propice au stockage de carbone, en-dehors des sols tourbeux qui seront discutés plus bas. Par contre, la croissance des résineux sur sols alluviaux nécessitent la pose de drains, ce qui entraîne un déstockage du carbone dans le sol.

2.1.2. Milieux ouverts

Le stockage de carbone dans les milieux ouverts se fait principalement par le sol. La biomasse stocke également du carbone mais en quantité moindre. Pour une prairie, il est estimé que la biomasse stocke entre 10 et 11 tC/ha (IPCC, 2000; Robert and Saugier, 2003). Cette valeur peut être prise en compte s'il s'agit d'une prairie permanente dont le couvert végétal est constant tout au long de l'année. Toutefois, si la biomasse est récoltée ou consommée, on ne peut plus la considérer comme un puits de carbone. Par ailleurs, Van Wesemael (2006) ne prend pas en compte la biomasse dans son étude. Pour les cultures, le stockage de carbone sur une année est nul, puisque la biomasse est récoltée.

Suivant ces constats, le sol sous prairie ou culture constitue le principal puits de carbone. Pour les terres arables, Van Wesemael (2006) renseigne une valeur de 48 tC/ha tandis que Gac et al. (2010) et Arrouays et al. (2002) donnent une valeur de 43 tC/ha. Pour les prairies, le puits de carbone dans le sol varie selon les études, dans un ordre de grandeur de 70 à 80 tC/ha dans les 30 premiers centimètres du sol (Arrouays et al., 2002; Gac et al., 2010; Mauchamp et al., 2012; Robert and Saugier, 2003; Soussana et al., 2010; Van Wesemael, 2006). Plusieurs études renseignent notamment un stockage annuel de carbone compris entre 0,5 et 1,2 tC/ha/an (Gac et al., 2010; Jones and Donnelly, 2004; Michaud, 2011; Robert and Saugier, 2003).

De nombreux facteurs peuvent faire varier ces données. La nature du sol et les conditions climatiques peuvent influencer la capacité de stockage. D'après Arrouays et al. (2002), les pelouses en altitude ainsi que les zones humides sont caractérisées par une valeur de 90 tC/ha pour le stockage dans le sol, tandis que les sols sableux sous prairies ne stockent que 40 tC/ha. Dans cette étude, les sols hydromorphes sont les puits les plus importants avec 100 tC/ha. Une prairie humide aura une meilleure faculté à stocker le carbone puisque la teneur en eau diminue la vitesse de décomposition de la matière organique (Mauchamp et al., 2012). Mais le facteur le plus influant reste le type de gestion appliqué à la prairie. Gestion intensive ou extensive, fauche ou pâture, fertilisation, travail du sol, sont autant de paramètres dont il faut tenir compte lors de l'évaluation du stockage de carbone dans le sol (Ammann et al., 2007; Arrouays et al., 2002; Dollé et al., 2013; Gac et al., 2010; Ganjegunte et al., 2005; Jérôme, 2014; Jones and Donnelly, 2004).

D'un point de vue gestion des prairies, le pâturage semble favoriser au mieux le stockage, comparé à la fauche. En effet, le bétail apporte de la matière organique supplémentaire et un apport en azote, favorisant le stockage de carbone. La fauche entraîne plutôt une exportation du matériel végétal et donc du carbone (Dollé et al., 2013; Gac et al., 2010). Toutefois, le pâturage est à doser. Une pratique intensive entraîne un couvert végétal ras et donc une moindre accumulation de matière organique végétale (Ganjegunte et al., 2005). Une étude réalisée par Ganjegunte et al. (2005) a observé l'effet du pâturage selon plusieurs intensités, sur le stockage du carbone dans les 5 premiers centimètres du sol. Il en résulte qu'une prairie sans pâturage stocke 10,8 tC/ha, une prairie sous pâturage léger est caractérisée par un stockage de 13,8 tC/ha et enfin un pâturage intensif donne une valeur de 10,9 tC/ha (Ganjegunte et al., 2005).

D'un point de vue fertilisation, un apport modéré est conseillé. En effet, un apport d'azote excessif entraîne une minéralisation importante de la matière organique au vu de l'équilibre C/N et donc un moindre stockage. Un manque d'azote occasionne un déstockage du carbone (Arrouays et al., 2002; Dollé et al., 2013; Gac et al., 2010). Le scénario idéal pour stocker le plus de carbone est donc un pâturage extensif qui garde un couvert végétal non dégradé avec apport modéré d'azote (40-100 kg N/ha). La prairie peut alors stocker entre 25 à 120 tC/ha (Dollé et al., 2013). Un autre élément pouvant influencer le résultat, est la présence de haies. Plusieurs études estiment que 100 m de haies linéaires par hectare peuvent stocker environ 0,1 tC/ha (Arrouays et al., 2002; Gac et al., 2010).

Enfin, en-dehors du stockage de carbone réalisé par le sol, la régulation du climat global passe également par les émissions de N₂O et de CH₄ du sol. On considère que les émissions de protoxyde d'azote sont proportionnelles à l'apport d'azote par fertilisation, avec un facteur de 1% (IPCC, 2006). Pour le méthane, les prairies, forêts et cultures sur sols secs ont tendance à se comporter comme un puits (5 à 10g/ha/j), les milieux un peu plus humides

en source (3g/ha/j) et les zones inondées en permanence comme des sources importantes (400 à 700g/ha/j) (Roger et al., 1999).

2.1.3. Comparaison des différents milieux

Les tourbières semblent être l'écosystème stockant le plus de carbone, lorsqu'il n'est pas perturbé. Ainsi, des valeurs de 350 à 375 tC/ha sont renseignées pour les 50 premiers centimètres du sol (Driencourt et al., 2010; Gontier, 2010).

Plusieurs auteurs affirment que prairies permanentes et forêts stockent autant de carbone dans leur sol avec une valeur de 70 à 80 tC/ha (Arrouays et al., 2002; Gac et al., 2010; Mauchamp et al., 2012; Michaud, 2011). Les valeurs reprises pour l'Ardenne et la Lorraine sous sols forestiers montrent que les résultats sont proches. La forêt stocke toutefois plus de carbone que les prairies et les cultures, de par le puits important formé par la biomasse. Mais ce résultat est à nuancer puisque le carbone stocké dépendra de la finalité du peuplement. Si ce dernier est destiné au bois énergie, alors le carbone stocké dans la biomasse peut être négligé puisqu'il sera relâché. Par contre, si le bois est utilisé en menuiserie ou en construction, alors le carbone sera stocké à plus long terme.

Les prairies semblent être un puits de carbone au vu des valeurs obtenues. Toutefois, si on réalise un bilan global incluant d'autres paramètres que le milieu lui-même, on peut alors constater que la prairie, selon divers facteurs, peut se comporter tantôt comme une source, tantôt comme un puits (Jérôme, 2014). En effet, d'autres gaz à effet de serre sont à prendre en compte, notamment les rejets de méthane produits par le bétail. La balance des gaz à effet de serre reste encore un bilan incertain, dépendant fortement des conditions locales. Le Tableau 11 ci-dessous reprend les gains ou perte de stockage de carbone, selon le changement d'occupation du sol. Le passage des prairies permanentes aux forêts peuvent donner un gain ou une perte de 0,1 à 0,2 tC/ha/an. Cette incertitude est liée aux conditions environnementales et au type de gestion appliquée.

Tableau 11. Différence de carbone par hectare et par an selon un changement d'occupation du sol. Gain de stockage en valeur positive et perte en valeur négative. Source : (Arrouays et al., 2002¹; Soussana et al., 2006, 2004²). *Dépend des conditions pédoclimatiques.

Changement d'occupation du sol	Taux (tC/ha/an)
Culture → Prairie permanente	0,51 ¹
Culture → Forêt	0,45 ¹
Prairie temporaire → Prairie permanente	0,30 à 0,40 ²
Prairie permanente → Forêt	Gain ou perte (+- 0,10 à 0,20 tC/ha/an) ^{2*}

Pour finir, le Tableau 12 synthétise les valeurs retenues pour les milieux sur sols secs, sans tenir compte du type de gestion. Il contient également une évaluation monétaire basée sur deux marchés du carbone, précédemment discutés dans la méthodologie. Sur base de ce tableau et des différents paramètres entrant en jeu (type de sols, type de pratiques), une valeur

qualitative ordinale est attribuée pour chaque milieu, afin d'inclure le service écosystémique dans les matrices.

Tableau 12. Stockage de carbone sur sols secs, pour différents milieux. Les résultats concernent les peuplements feuillus et résineux, les prairies et les champs. Ils sont exprimés en tonnes de carbone par hectare. Une valeur monétaire est également exprimée selon deux marchés : le marché tutélaire en France, et le marché européen, exprimés tous deux en euros par hectare.

	Stockage (tC/ha)	Valeur marché tutélaire (€/ha)	Valeur marché européen (€/ha)
Forêts de feuillus	195	1179	702
Forêts de résineux	179	1086	644
Prairies	80	484	288
Champs	46	275	164

2.2. Purification de l'eau et oxygénation

La qualité des eaux est influencée entre autres, par trois polluants : l'azote, le phosphore et les produits phytosanitaires. L'azote et le phosphore ont tendance à eutrophiser les cours d'eau. Ce phénomène entraîne une prolifération des macrophytes et du plancton, ce qui induit alors une diminution de l'oxygène disponible, une asphyxie progressive du milieu et une accumulation de vase au fond du cours d'eau (Jannot, 2007). Le phosphore est l'élément le plus limitant des deux, c'est donc lui qui conditionnera le plus la croissance des algues (Bilotta et al., 2007). Contrairement à l'azote, il est extrêmement peu mobile et est capté presque entièrement par les végétaux. Il ne peut donc se retrouver dans les cours d'eau que par érosion ou dépôt des sédiments (Cellule Etat de l'Environnement Wallon, 2007). En ce qui concerne les produits phytosanitaires, ils porteront uniquement sur les systèmes agricoles puisque les forêts ne sont habituellement pas des milieux qui reçoivent ces traitements.

Certaines limites ont été mises en place pour éviter l'utilisation abusive de ces éléments. Ainsi, la norme de potabilité fixe la concentration d'azote dans l'eau potable à 50 mg/l (Vandenberghe et al., 2013). La concentration naturelle en azote dans les cours d'eau est en général inférieure à 10 mg/l (Leroux et al., 2007). De même, la concentration en pesticides dans l'eau potable est limitée à 0,1µg/l pour un pesticide et 0,5 µg/l pour la somme des pesticides présents dans l'eau (Ayats et al., 2012).

2.2.1. Forêts

Les pesticides ne sont pas, ou peu, utilisés en sylviculture (Fiquepron and Picard, 2010). De même que pour l'azote et le phosphate, les forêts ne sont pas fertilisées. Elles ne sont donc pas une source de ces composants, mais tendent plutôt à piéger ces éléments. La forêt purifie l'eau grâce à plusieurs facteurs. Le premier porte sur la capacité à limiter le ruissellement, la forêt limite ainsi la mobilité des éléments nocifs à la qualité de l'eau (Fiquepron et al., 2008). Pour le deuxième facteur, l'absence du travail du sol en forêt donne une structure plus fine du

sol, un contact plus étroit entre éléments et donc une meilleure adhésion des polluants. Le troisième facteur est la profondeur du système racinaire, qui permet une plus grande absorption des éléments nutritifs (Hegg et al., 2006). La matière organique est également un paramètre. La qualité de l'eau superficielle dépendra de la matière organique présente en forêt. Une quantité importante permet une plus grande rétention des polluants, mais une matière organique acide a pour conséquence l'effet inverse (Fiquepron et al., 2008). Enfin, la gestion forestière aura un rôle à jouer. Le type d'essence, la densité du peuplement et le mode d'exploitation peuvent influencer les composants présents dans la matière organique (Fiquepron et al., 2012). La coupe à blanc est réputée pour être nocive à la qualité de l'eau. Elle entraîne une minéralisation de l'azote présent dans la matière organique, ce qui a pour conséquence son lessivage dès les premières pluies (Fiquepron et al., 2008). Toutefois, certaines études pensent que le pic de nitrates n'est pas caractéristique de toutes les mises à blanc. De plus, celui-ci se situerait entre 1 à 10 mg de nitrates/l, avec un rétablissement des concentrations normales sur un pas de temps de 10 ans. Ces valeurs sont relativement faibles comparées au milieu agricole, et se produisent sur un pas de temps plus grand (Fiquepron et al., 2012). Tenant compte de tous ces paramètres, l'eau sous peuplements feuillus est de meilleure qualité que sous peuplements résineux (Hegg et al., 2006) : enracinement plus profond, matière organique moins acide et généralement pas de recours à la coupe à blanc.

Pour introduire une notion de chiffres, la concentration en azote dans une eau provenant des forêts restent relativement basse par rapport à la norme de potabilité. Une étude montre que la concentration en nitrates dans une eau allant jusqu'à 1 m de profondeur dans les sols forestiers, aurait une valeur de 2 mg/l (Fiquepron and Picard, 2010). Une autre étude indique une valeur de 4,2 mg/l (Benoit 2002, cité dans: Fiquepron et al., 2008). Pour le phosphore, une étude montre une perte de 0,04 à 0,2 kg P/ha/an (Dorioz, 2013).

Plus particulièrement, les forêts feuillues alluviales ont un rôle important sur la qualité de l'eau. Elles ont un rôle crucial puisqu'elles constituent la dernière barrière avant que les polluants ne rejoignent le cours d'eau et altèrent sa qualité. De par leur racines profondes, les arbres structurent les rives, empêchent leur érosion et évitent ainsi un dépôt de sédiments dans le cours d'eau. Ces forêts constituent également un moyen de diminuer les concentrations de polluants dans les eaux superficielles (Hamilton, 2009). Le taux de nitrates sous forêt feuillue alluviale peut passer de 746 mg N/l à 0,5 mg N/l. Pour le phosphate, les concentrations peuvent passer de 10 mg P/l à moins de 0,1 mg P/l (Broadmeadow and Nisbet, 2004). Les forêts feuillues alluviales retiennent également une bonne partie des pesticides, les empêchant de finir dans les cours d'eau (Broadmeadow and Nisbet, 2004). Enfin, au vu des conditions hydrologiques, elles jouent également un rôle important dans la dénitrification (Fiquepron et al., 2008).

2.2.2. Milieux ouverts

○ Cultures

Parmi les milieux ouverts, les cultures sont les moins aptes à remplir le service écosystémique de purification de l'eau. En effet, des combinaisons de produits phytosanitaires et d'engrais sont apportées aux champs, levant la barrière des éléments nutritifs limitants et augmentant la productivité. De plus, les cultures s'étendent sur de grandes zones, propices à l'érosion lorsque les précipitations sont importantes et que le couvert végétal est faible voire nul. Les cultures intercalaires jouent un rôle crucial dans la quantité d'azote lixivié puisqu'elles permettraient une diminution de l'excès d'azote présent (Deneufbourg et al., 2013).

○ Prairies

Les prairies sont considérées par Gascuel-Odoux et al. (2007) comme un « tampon » dans la gestion de la qualité des eaux. En effet, ne recevant pas de produits phytosanitaires, elles ne sont pas considérées comme une source de pesticides et permettent une dilution des polluants lorsque les eaux superficielles s'y écoulent. De par leur couvert végétal permanent, elles ont tendance à favoriser le dépôt des sédiments et des polluants. Une activité biologique importante permet alors de dégrader les produits phytosanitaires. La présence d'éléments ligneux dans les prairies est également un atout dans la purification de l'eau. Pour l'azote, celui-ci est prélevé par le couvert végétal permanent. De plus, la matière organique est caractérisée par un C/N élevé, ce qui favorise une minéralisation plus lente et une fixation de l'azote (Chabbi and Lemaire, 2007). Il s'agit donc d'une occupation du sol qui remplit bien le service écosystémique de purification de l'eau... Pour autant qu'elle soit bien gérée (Gascuel-Odoux et al., 2007).

De nombreuses études traitent du problème de l'azote et de sa lixiviation sur sols agricoles. Les pertes peuvent varier de 0 à 100 kg N/ha/an suivant la fertilisation apportée ou la charge en bétail (Vertès et al., 2007). Pour que l'azote soit entraîné par les eaux superficielles, il doit être sous forme de nitrates et la lame d'eau doit être suffisamment importante. Selon certaines études, une augmentation de l'excès d'azote entraîne un lessivage plus important (Farruggia et al., 1997; Simon et al., 1997; Vertès et al., 1997). Le mode d'exploitation détermine donc la quantité d'azote lixivié et à fortiori, la qualité de l'eau. Le phosphore est un élément moins préoccupant que l'azote et les pesticides, même s'il commence également à le devenir (Jannot, 2007). Raison et al. (2008) situe la perte de phosphore entre 0,05 et 2,5 kg P/ha/an sous prairie, alors qu'une autre étude renseigne entre 0,04 à 0,2 kg P/ha/an pour les milieux agricoles extensifs, entre 0,1 et 1,1 kg P/ha/an pour les prairies et entre 0,7 à 2,5 kg P/ha/an pour les cultures (Doriot, 2013). Ces chiffres restent relativement bas, comparés à l'azote. Pour une prairie fauchée, la lixiviation de l'azote est

moindre, tant que la teneur en azote importé n'est pas supérieure à la capacité d'exportation des végétaux. Cette valeur est estimée entre 400 à 500 kg N/ha (Chabbi and Lemaire, 2007; Simon et al., 1997; Vertès et al., 1997).

Les prairies pâturées sont un système plus complexe à étudier puisque le bétail constitue également une source d'azote (Vertès et al., 1997). La lixiviation de l'azote est plus importante pour les prairies pâturées. On estime que les quantités entraînées par l'eau de ruissellement deviennent importantes lorsque la fertilisation est élevée, tournant autour de 420 kg/ha/an. Le bétail a tendance à mal ingérer l'azote et une grande partie (75 à 90%) est rejetée sous forme de déjections (Alard et al., 2002). Il a été estimé que les déjections du bétail peuvent déposer localement de 5 jusqu'à 800 kg N/ha et ainsi saturer les plantes (Vertès et al., 2007). La quantité d'azote lixivié dépend donc aussi du chargement en bétail (Chabbi and Lemaire, 2007; Simon et al., 1997). Ainsi, au-delà de 550 UGB jour/ha/an, le risque de lixiviation augmente de manière importante (Simon et al., 1997; Vertès et al., 2007). Il semblerait cependant que ce seuil soit plus proche de 720 UGB/jour/ha/an pour le Sud-Est de la Belgique (Stilmant 2010, cité dans: Hennart et al., 2013).

Mais la quantité d'azote lixiviée ne dépend pas exclusivement de ces facteurs. Le type de végétation, les conditions pédologiques et climatiques sont autant de facteurs influençant ce processus. Une étude a montré que la lixiviation de l'azote était beaucoup plus importante sous ray-grass que sous un mélange de graminées et trèfles (Eriksen and Vinther, 2002). L'impact des prairies pâturées sur la qualité d'un cours d'eau dépend bien évidemment de sa localisation par rapport au cours d'eau. Sauf dérogation, tout agriculteur possédant des prairies en bord de cours d'eau classé, doit clôturer ces dernières afin d'interdire l'accès au bétail (Service Public de Wallonie, n.d.). Si toutefois une dérogation est obtenue ou si la législation n'est pas respectée, l'impact du bétail sur la qualité de l'eau peut être important. Une étude réalisée par Rossillon F. et al. (2005) a comparé les prairies pâturées avec et sans clôture. Il en résulte que l'accès au cours d'eau pour le bétail modifie la qualité de l'eau. La teneur en nitrates du cours d'eau montre que les prairies sans accès ont un taux plus faible que pour les prairies avec accès (de 66 à 225 µg N/l). Les résultats sont les mêmes pour d'autres éléments tels que le phosphate (de 19 à 33 µg P/l). À cela, il faut ajouter le phénomène de ruissellement, capable de transporter des éléments présents dans une prairie en-dehors de la zone alluviale (Rossillon et al., 2005).

2.2.3. Comparaison des différents milieux

Les cycles biogéochimiques en forêt se déroulent en cycle fermé : il n'y a que peu d'intrants et les exportations ne sont pas excessives, comme c'est le cas dans les systèmes agricoles. La qualité de l'eau qui s'infiltre sous les sols forestiers est donc meilleure (Hegg et al., 2006).

Les milieux humides, de par leur pouvoir de dénitrification, jouent un rôle important sur la qualité de l'eau. La présence d'une couche tourbeuse dans les marais, ou encore la saturation en eau des milieux alluviaux, créent des conditions anoxiques idéales pour le processus de dénitrification (Piriou et al., 1999). Une capacité de 1 à 1,5 kg N/ha/jour est renseignée dans la bibliographie (EPAB, 2013). À cela, il faut ajouter la capacité des plantes à absorber cet élément. L'azote étant un élément présent en faible concentration dans ce milieu, les plantes l'utilisent de manière optimale. Ces milieux donneront donc une meilleure qualité d'eau que sur sols secs.

Enfin, pour pouvoir comparer les différents milieux pour l'azote, voici un tableau récapitulatif des teneurs en nitrates présents dans l'eau à 60 cm de profondeur (Tableau 13).

Tableau 13. Teneur en nitrates de l'eau à 60 cm de profondeur du sol en mg/l. Source: données issues de l'étude de Benoit et al. (1997), (Fiquepron et al., 2008).

Teneur en nitrates (mg/L)	
Forêts	2
Prés de fauche	19
Pâtures	31
Maïs fourrager	126

En définitive, les milieux naturels en bord de cours d'eau auront un impact plus important sur la qualité de l'eau. Ainsi, les forêts alluviales joueront un rôle plus déterminant que les forêts sur sols secs dans la filtration de l'eau. Les prairies pâturées où l'accès du bétail n'est pas interdit auront un impact négatif plus important que les prairies clôturées. Les cultures restent l'occupation du sol la plus nocive à la qualité de l'eau. Source de produits phytosanitaires, d'azote, de phosphore et de sédiments, elles impactent de manière négative la qualité des eaux. Les sites hors zone alluviale impacteront moins que les parcelles présentes en bord de cours d'eau. La matrice théorique présentée en Annexe III, reprend les notes ordinales attribuées pour chaque habitat selon les arguments discutés ci-dessus.

2.3. Protection contre les inondations

Les milieux alluviaux rendent un service écosystémique particulier : le rôle de tempérer les inondations, en régulant le débit des eaux (Vigerstol and Aukema, 2011). Ils permettent ainsi de diminuer l'impact des crues sur l'aval en les retardant et en diminuant leur intensité. La capacité d'un milieu à rendre ce service dépend de plusieurs facteurs tels que le type de végétation présente, les propriétés du sol, la fréquence et l'intensité des précipitations ou encore le taux de saturation en eau du sol.

2.3.1. Forêts

La forêt joue le rôle de protection contre les inondations notamment à travers deux processus : l'interception d'une partie des précipitations, et son évapotranspiration importante. Selon qu'elle soit en milieu alluvial ou non, elle interviendra de manière différente.

Lorsque les précipitations tombent sur une forêt, l'eau peut suivre plusieurs chemins. Une première partie tombe directement au sol. Une autre est interceptée par les arbres et peut alors prendre deux directions différentes : elle peut être arrêtée dans sa course par le houppier ou, elle ruissellera le long du tronc pour arriver finalement au sol. Une grande partie de l'eau interceptée retournera vers l'atmosphère par évaporation. Cette capacité d'interception permet de réguler les débits des cours d'eau et d'atténuer ainsi les crues. Une étude révèle que, selon l'intensité des précipitations, la capacité d'interception varie. Ainsi, lorsque les précipitations sont de faible intensité, les arbres (hêtres et épicéas dans cette étude) interceptent jusqu'à 50% de l'eau. Ce chiffre diminue lorsque l'intensité augmente, avec des valeurs de 10% pour un peuplement composé d'épicéas et de hêtres et 20% pour une pessière (Dumas, 2009).

Les feuillus interceptent globalement moins d'eau que les résineux, à l'exception du mélèze (Fiquepron et al., 2012). Un des facteurs pouvant expliquer ce phénomène est l'absence de feuillage durant l'hiver, diminuant leur capacité à intercepter (Dissmeyer, 2000; Dumas, 2009). Ainsi, une étude rapporte des valeurs de 35 à 40% des précipitations interceptées pour les résineux, et de 25% pour les feuillus (Granier et al., 1995). Aussenac (1968) trouve également des valeurs similaires à ces dernières.

Les forêts ont également une forte évapotranspiration, entraînant une utilisation importante de la réserve hydrique du sol (Hegg et al., 2006). Ce processus permet de retenir l'eau en la captant et d'en évaporer une grande partie. En moyenne, un peuplement forestier transpire 20 à 40 m³ d'eau par hectare et par jour (ONF, n.d.). Les résineux ont cependant une évapotranspiration plus importante, et ce, plus tôt dans la saison (Fiquepron et al., 2008). L'évapotranspiration permet également au sol de garder une capacité de stockage. Un sol forestier, caractérisé par une porosité importante (Fiquepron et al., 2012), peut stocker jusqu'à saturation, 300 m³/ha/an (Raquez and Dendoncker, 2013).

Enfin, il faudra également tenir compte du type de gestion des peuplements. Alors que les feuillus en milieu alluvial sont peu exploités, et de manière progressive, les résineux sont exploités par mise à blanc, rendant ainsi le sol nu, impropre à la lutte contre les inondations. De même, les résineux sur milieu alluvial ou tourbeux sont caractérisés par des drains, favorisant le ruissellement de l'eau et non sa rétention.

2.3.2. *Milieux ouverts*

Les cultures ne sont pas présentes en milieu alluvial dans le cas de notre étude. Sur sols secs, on considère les cultures comme étant grandes consommatrices d'eau. Toutefois, leur récolte met à nu le sol, propice au ruissellement de l'eau (Granier, 2007).

Les prairies, suivant leur position par rapport au cours d'eau, joueront un rôle plus ou moins important. Plusieurs facteurs peuvent influencer la capacité d'une prairie à retenir l'eau, notamment le type de gestion qui y est appliqué. Ainsi, les prairies fauchées sont caractérisées par une évapotranspiration moindre puisque la fauche diminue la biomasse végétale présente (Granier, 2007). Si on applique un pâturage trop intensif, le bétail piétine le sol et favorise ainsi le ruissellement des eaux (Granier, 2007; Hamilton, 2009). Une étude a obtenu une réduction de 40% de l'évapotranspiration suite à l'instauration du pâturage sur ces parcelles expérimentales (Bremer et al., 2001). Il semblerait que la diversité spécifique des prairies influence également le milieu dans la rétention des crues. Une plus grande diversité de végétaux entraîne une meilleure répartition des systèmes racinaires dans le sol, permettant ainsi une meilleure utilisation hydrique et donc, une évapotranspiration plus importante (Roux et al., 2008). De même, une biomasse végétale importante permet de retenir plus d'eau, certains auteurs parlent de « rugosité » du milieu (Foisil et al., 2002).

2.3.3. *Comparaison des différents milieux*

De manière générale, les zones humides (sols alluviaux et sols tourbeux) jouent le rôle d'éponge lorsque l'eau excédentaire des cours d'eau vient s'y étendre. De par la végétation présente, l'eau est retenue et s'infiltre jusqu'à saturation des sols. Elle sera alors relâchée progressivement (Foisil et al., 2002). Les forêts dans la plupart des cas ont tendance à intercepter plus d'eau que les prairies et les cultures (Dissmeyer, 2000). Le débit des cours d'eau en bassin forestier serait inférieur à celui des bassins bocagers (Granier, 2007). Les forêts auraient une évapotranspiration 1,6 fois plus importante que les prairies (Xhang 2001, cité dans: Scanlon et al., 2007). Une autre étude réalisée au Royaume-Uni a analysé les différentes finalités des précipitations tombées sur une forêt et sur une prairie (Tableau 14).

Tableau 14 Répartition des précipitations tombées sur une forêt et sur une prairie. Une part variable (exprimée en %) des précipitations est évapotranspirée et une autre part (exprimée en %) s'écoule. Source : (Cosandey, 2006).

	Evapotranspiration (%)	Ecoulement (%)
Forêt	45	55
Prairie	22	78

Le processus d'évapotranspiration dépend notamment de la biomasse végétale présente sur le milieu. Granier (2007) a notamment comparé la capacité d'évapotranspiration des forêts et des prairies, pour différentes valeurs de LAI (Leaf Area Index). Il a ainsi montré qu'à faible

LAI, les prairies transpirent plus que les forêts. Mais lorsque sa valeur augmente, la capacité de transpiration des forêts augmente sans cesse, alors que pour les prairies, son taux de transpiration stagne lorsque le LAI atteint $3\text{m}^2/\text{m}^2$. On peut donc constater que selon les études consultées, les valeurs d'évapotranspiration et d'interception varient. Toutefois, les tendances sont les mêmes, montrant que les forêts tempèrent plus les inondations que les autres couverts végétaux.

Le type de sol joue également un rôle dans la rétention de l'eau. Ainsi, un sol sableux aura une capacité moindre de rétention des eaux, de même que les sols limoneux. Les sols argileux sont les plus propices (Ridremont et al., 2012).

Toutefois, si les précipitations sont trop importantes (intenses et longues), la capacité du milieu à tempérer les crues s'amointrit. Les résultats sont également à prendre en compte dans une échelle locale, puisqu'à l'échelle d'un bassin versant, les effets d'un habitat de quelques hectares ont un effet insignifiant (Hamilton, 2009).

2.4. Pollinisation

Les animaux jouent un rôle extrêmement important dans la pollinisation puisque 70% des angiospermes sur 250 000 espèces dépendent de ces acteurs pour la reproduction (Lavorel et al., 2008). Les pollinisateurs ont un impact direct sur la production primaire des écosystèmes. En effet, 84% des espèces cultivées en Europe sont dépendantes de la pollinisation. Les principaux pollinisateurs sont les hyménoptères et les diptères. Leur disparition engendrerait une diminution de la diversité des produits agricoles et un manque à gagner important (Lavorel et al., 2008). Une étude a montré en Europe la proportion de la valeur économique de certaines cultures, dépendant de la pollinisation. Ainsi, 48% de la valeur économique des fruits à coque, 30% pour les fruits, 8% chez les oléagineux, 7% pour les légumes, 5% de la valeur des fèves et 1% pour les épices, sont liés à la pollinisation (Gallai et al., 2009). Les principales cultures réalisées dans la région de ce travail sont le maïs, les céréales ainsi qu'une petite proportion de pommes de terre et de colza (Cuestas, 2014).

Peu d'études ont été menées concernant l'impact des cultures sur les pollinisateurs et leur capacité à fournir un refuge (Lavorel et al., 2008). Les principales cultures de la région non seulement ne dépendent pas de la pollinisation, mais ne fournissent pas non plus de ressources alimentaires pour les pollinisateurs. Par contre, il semblerait que le colza et le tournesol, puissent fournir une certaine quantité de nectar et de pollen (Fluri et al., 2001). De plus, la présence de pesticides et d'engrais entraîne un déclin des populations d'abeilles dans les monocultures (Bailey et al., 2011).

Les prairies jouent un rôle important dans la fourniture des pollinisateurs. Une étude a démontré qu'une surface occupée par les prairies, même de petite taille, peut grandement influencer le nombre d'espèces de pollinisateurs présents (öCkinge and Smith, 2006). Cette même étude souligne l'importance de la restauration de prairies riches en fleurs, quelle qu'en

soit la taille. La gestion des prairies va influencer la floraison des espèces végétales et donc, la quantité de nectar disponible (Michaud, 2011). Si la fauche ne permet pas la floraison ou que le pâturage est trop intensif, le service de pollinisation sera nul pour la prairie considérée. La présence d'éléments ligneux dans les paysages agricoles fournit un refuge pour la période hivernale et une ressource alimentaire constante. Malheureusement, l'intensification de l'agriculture a simplifié la mosaïque paysagère, au grand dam des pollinisateurs (Bailey et al., 2011).

En ce qui concerne les forêts, ce sont les lisières et non le cœur du massif forestier qui sont intéressantes. En effet, les pollinisateurs sont plus friands des milieux ouverts (Bailey et al., 2011). Les lisières forestières apportent une ressource alimentaire, telles que les arbustes et autres plantes à fleurs, un refuge et une ressource de matériau de construction (Bailey et al., 2011).

Pour synthétiser, les abeilles ont besoin d'une diversité d'habitats et privilégient les milieux ouverts. Les cultures de la région étudiées ne sont pas entomophiles et sont pulvérisées de pesticides. Elles sont donc peu propices à l'accueil des pollinisateurs. Les prairies, dont la gestion permet la floraison des espèces végétales, sont un haut lieu de ressources alimentaires et de refuges pour les pollinisateurs. Enfin, les forêts feuillues sont appréciées par ces insectes, mais principalement à cause de leurs lisières, sources de ressources alimentaires et de refuges.

3. Services culturels

L'enquête réalisée sur internet pour évaluer les deux prochains services, a permis de récolter les réponses de 310 personnes, dont 56% sont des femmes. Parmi les personnes interrogées, 25 % habitent dans la zone du projet, les autres personnes étant réparties dans la Wallonie. La Figure 10 illustre la répartition des personnes enquêtées dans les différentes tranches d'âge.

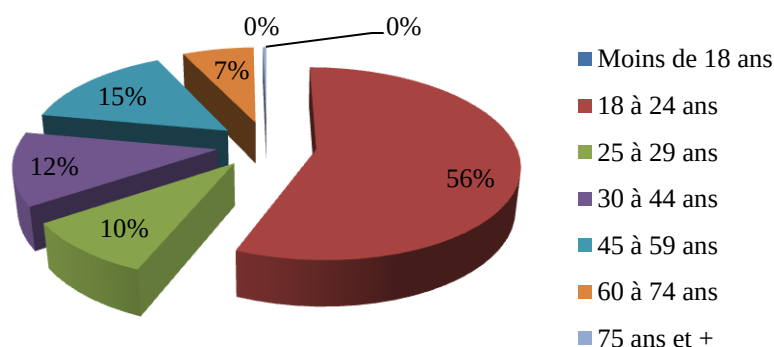


Figure 10. Répartition des personnes interrogées par catégorie d'âge.

Deux tiers des personnes interrogées se sentent très concernées par la protection de l'environnement, 34% le sont de manière modérée et seulement 2% se disent peu sensibles à la protection de l'environnement.

Le Tableau 15 reprend les statuts professionnels et leur répartition parmi les 310 personnes enquêtées.

Tableau 15. Répartition des statuts professionnels parmi les personnes enquêtées.

Statut professionnel	Proportion (%)
Etudiant	58
Employé	23
Indépendant	3
Agriculteur	2
Ouvrier	1
Profession libérale	1
Cadre supérieur	3
Demandeur d'emploi	2
Au foyer	1
Retraité	5
Autres	1

Les profils des répondants ont été étudiés afin d'analyser si leur consentement à payer pour un paysage dépendait de certaines caractéristiques de leur profil. Ainsi, une analyse en composantes principales a pris en compte l'âge, le sexe, le statut professionnel, le revenu et la sensibilisation par rapport à l'environnement. Après analyse, il a été constaté que le profil des personnes interrogées n'influait pas de manière significative le consentement à payer. Seule la variable du revenu semble avoir un impact quelque peu différent des autres facteurs, mais cela reste toutefois non significatif.

3.1. Paysages pour les loisirs de plein air

Pour ce service, une première phase consistera à développer les caractéristiques des milieux étudiés qui retiennent l'attention des promeneurs, et les activités qui y sont réalisées. Les valeurs monétaires attribuées à chaque milieu et obtenues grâce à la méthode des coûts de transport, seront ensuite présentées. Dans un souci de simplicité, les milieux étudiés au cours de l'enquête n'ont pas été séparés selon les types de sols.

3.1.1. Forêts

Parmi les personnes interrogées, 24% fréquentent principalement les milieux forestiers. D'un point de vue de la composition, les peuplements feuillus et mixtes sont plus fréquentés que les peuplements résineux. Presqu'un tiers des personnes interrogées stipulent toutefois

qu'ils ne font pas attention au type de forêt qu'ils fréquentent. Plusieurs caractéristiques ont pu ressortir de cette enquête. La présence d'un cours d'eau, de clairières mais également de points de vue panoramiques sont très appréciées. Les infrastructures pour un pique-nique ou encore les panneaux pédagogiques sont également réclamés. Enfin, les personnes interrogées préfèrent des forêts peu fréquentées où le gibier, ainsi qu'une diversité d'espèces, sont présents. Lors de leur promenade, l'observation d'espèces peu communes et rares est appréciée, telles que les orchidées.

D'un point de vue activités, 33% des répondants fréquenteraient les forêts une à deux fois par mois, et 24% une à deux fois par semaine. Le reste des personnes interrogées fréquentent les forêts de manière plus sporadique. De nombreuses activités y sont réalisées: promenade, cyclisme, observation, chasse et d'autres encore. L'activité la plus pratiquée est la promenade pédestre. Vient ensuite l'observation et la photographie de la faune et de la flore. Le VTT, jogging, et la cueillette récoltent 20% des voix.

3.1.2. Milieux ouverts

Un peu moins de 20% des personnes disent fréquenter principalement les milieux ouverts. Plus précisément, un tiers des personnes interrogées n'ont pas de préférence pour le type de milieu ouvert, mais un autre tiers fréquente davantage les prairies. Les cultures sont également fréquentées avec 18% des suffrages. Les paysages hétérogènes composés de bocages et de prairies à fleurs sont préférés aux grandes étendues agricoles. De même que pour les peuplements forestiers, la présence d'un cours d'eau et l'existence de points de vue panoramiques ressortent également comme des caractéristiques importantes.

En ce qui concerne la fréquentation de ces milieux, les proportions sont similaires aux fréquentations des forêts : un tiers a répondu une à deux fois par mois et la même proportion a une fréquentation d'une à deux fois par semaine. On y retrouve les mêmes activités que celles pratiquées en forêt. La cueillette est toutefois moins pratiquée, alors que les promenades à vélo ou accompagnées d'un animal de compagnie sont plus fréquentes.

3.1.3. Comparaison des différents milieux

En comparant, il ressort que 56% des personnes interrogées fréquentent aussi bien les forêts que les milieux ouverts. Afin de pouvoir quantifier et comparer le potentiel récréatif de chaque milieu, la méthode des coûts de transport a été utilisée. Le Tableau 16 illustre les résultats obtenus à travers la moyenne, la médiane et d'autres paramètres statistiques permettant de cerner les résultats.

Tableau 16. Valeur récréative d'un milieu. Ce tableau comprend la moyenne, la médiane mais également d'autres paramètres permettant l'étude de la valeur récréative (écart-type, minimum, maximum). N₁ représente le nombre de fois que les personnes interrogées ont pratiqué une activité dans la zone d'étude pour le milieu en question, et dont les frais dus aux déplacements ou au logement ne sont pas nuls. N₂ représente le nombre de fois que les personnes interrogées ont pratiqué une activité dans la zone d'étude, frais de déplacement nuls ou non.

	N ₁	N ₂	Moyenne (€/pers.)	Médiane (€/pers.)	Ecart-type (€/pers.)	Minimum (€/pers.)	Maximum (€/pers.)
Forêts de résineux	8	13	31,2	27,6	26,6	0,2	89,1
Prairies	9	13	29,4	22,5	27,0	1,4	79,5
Champs	2	4	28,1	28,1	14,7	17,7	38,5
Alternance forêts/milieux ouverts	35	56	25,8	17,9	26,1	0,4	101,1
Forêts mixtes	29	43	23,8	9,2	33,6	0,8	151,9
Marais, tourbières	4	5	21,3	5,8	34,5	0,8	72,7
Forêts de feuillus	16	21	12,9	13,1	9,3	0,5	31,1

Parmi les 310 personnes qui ont répondu à l'enquête, 155 personnes ont déclaré avoir pratiqué une activité en plein air dans la zone d'étude, il y a moins d'un an. Parmi elles, 103 ont eu des frais liés à la pratique de cette activité. On peut remarquer qu'une première majorité a réalisé ses activités dans une alternance de forêts et de milieux ouverts tandis que la deuxième majorité a fréquenté les forêts mixtes. Les valeurs moyennes et médianes diffèrent, de par la présence de données extrêmes. L'écart-type de chaque milieu traduit une forte variation dans les résultats obtenus. Plusieurs facteurs peuvent expliquer cette dispersion des données. En premier lieu, la nature des frais dépensés. En effet, si certaines personnes ne font que de se déplacer vers le lieu de l'activité, d'autres logent dans la région, ce qui augmente les frais. On retrouve ainsi un jeu de données composé de frais de déplacement et de frais plus élevés dus au logement. Ensuite, le peu de résultats obtenus pour chaque milieu donne un jeu de données dont la moyenne est plus facilement influencée par des valeurs marginales. Ces facteurs remettent en question la fiabilité des résultats dans ce contexte. En effet, beaucoup de milieux ont été étudiés, réduisant la part de réponses pour chacun d'entre eux.

Deux autres paramètres doivent également être pris en compte dans cette analyse. Premièrement, il ne faut pas oublier que les personnes habitant la région se rendent à pied, à vélo ou par tout autre moyen de déplacement non coûteux. Ces derniers ne sont donc pas comptabilisés. Ils fréquentent toutefois le milieu et y accordent une certaine importance. Deuxièmement, certaines personnes peuvent côtoyer un des milieux étudiés en-dehors de la zone d'étude. Leur intérêt n'est alors pas comptabilisé puisqu'ils pratiquent leurs activités sur un site intermédiaire.

Afin de représenter au mieux les valeurs obtenues, la médiane sera l'indicateur choisi pour être inclus dans les matrices. Durant l'enquête, le type de sols et le type de gestion appliquée au milieu n'ont pas été précisés. En effet, les activités se pratiquant sur de grandes

surfaces, il est difficile de dissocier un type de milieu précis. Les mêmes valeurs seront donc accordées pour le milieu en général, indépendamment de sa gestion et des sols.

3.2. Valeurs de non-usage (esthétique, existence, héritage etc.)

Pour ce service écosystémique, trois séries de photographies ont été proposées aux personnes interrogées. Il était alors demandé d'attribuer une note entre 1 et 5 aux paysages. Les Figures 11, 12 et 13 illustrent le classement des milieux pour les trois séries. La note de 5 correspond à la note la plus haute attribuée au paysage.

Les forêts de feuillus sont les mieux classées sur des sols non spécifiés avec une moyenne de 4,3, suivies des prairies fauchées dont la gestion est extensive (3,9), puis des cultures (3,2). Selon le test de Mann-Whitney, ces trois milieux ont des notes significativement différentes, puisqu'ils ont entre eux des p valeurs inférieures à 0,05. Les forêts de résineux (2,6), les prairies fauchées (2,5) et les prairies pâturées (2,4) de manière intensive ont des notes plus basses et similaires. Ces milieux ne sont pas significativement différents puisque les p valeurs sont supérieures à 0,05.

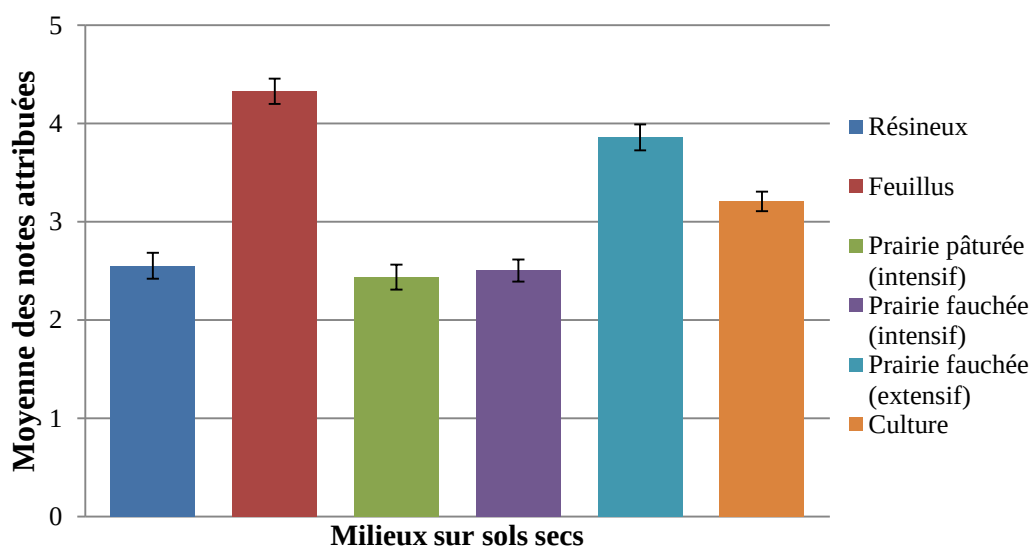


Figure 11. Classement moyen des photos paysagères sur des sols non spécifiés. La note de 1 correspond au chiffre le plus bas attribué, tandis que la note de 5 correspond à la note la plus haute.

Dans la deuxième série, regroupant les sols alluviaux et les sols tourbeux, les forêts de feuillus sont les mieux notées avec une moyenne de 2,73. Les marais (2,02) sont ensuite préférés, suivies en dernier des forêts de résineux (1,45). Le test de Mann-Whitney révèle que les milieux de cette deuxième série ont tous des notes significativement différentes les uns des autres, avec des p valeurs nulles.

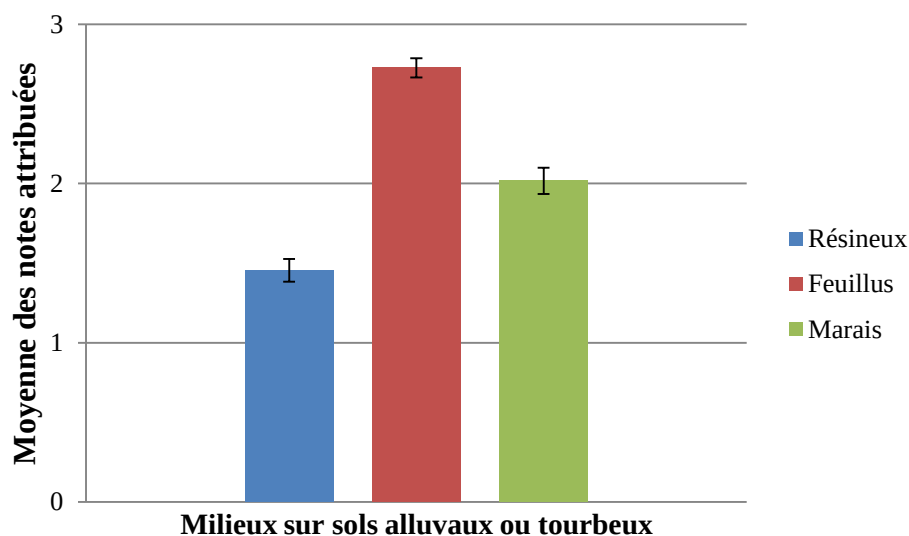


Figure 12. Classement moyen des photos paysagères sur sols alluviaux et sols tourbeux. La note de 1 correspond au chiffre le plus bas attribué, tandis que la note de 5 correspond à la note la plus haute.

Dans cette dernière série, les forêts composées de feuillus (2,42) et les pelouses (2,39) ont une note moyenne similaire. Les notes qui leur sont attribuées ne sont pas significativement différentes. En effet, la p valeur permettant de comparer ces deux milieux s'élève à 0,94. Les peuplements résineux (1,57) ont une note plus basse et significativement différente des peuplements feuillus et des pelouses, puisqu'une p valeur nulle caractérise leur relation.

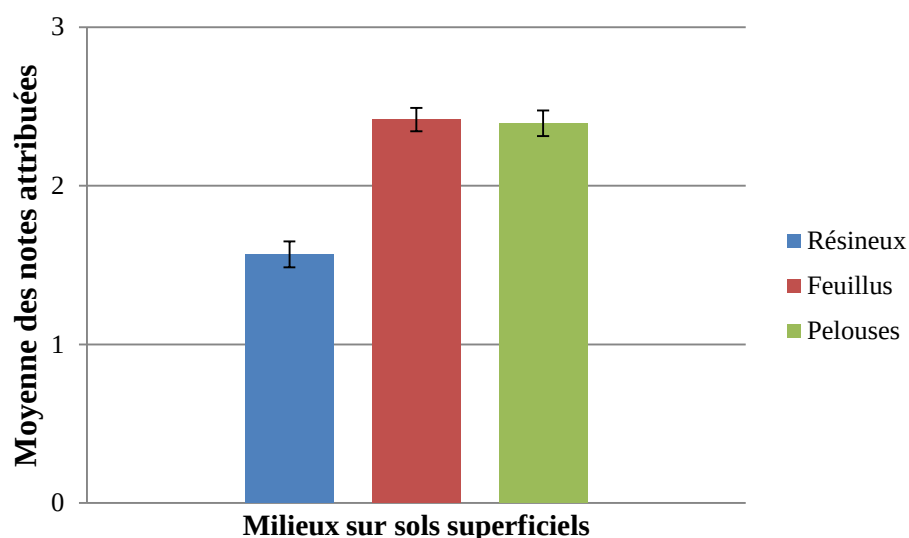


Figure 13. Classement moyen des photos paysagères sur sols superficiels (carrières). La note de 1 correspond au chiffre le plus bas attribué, tandis que la note de 5 correspond à la note la plus haute.

Ces classements de photos paysagères ont permis de mettre en évidence les préférences des personnes enquêtées pour certains paysages. De manière générale, les forêts de feuillus sont classées en premières. Viennent ensuite les milieux ouverts dont la gestion est extensive,

tels que les prairies, les pelouses et les marais. Les prairies intensives et les forêts de résineux figurent comme les paysages les moins appréciés parmi ceux qui sont proposés.

Après ce classement, une évaluation économique a également été réalisée en estimant le consentement à payer des personnes interrogées, pour le paysage qu'ils ont le mieux noté dans chacune des trois séries. Ainsi, un scénario fictif (Annexe II) leur a été présenté. Il leur a été ensuite demandé combien ils seraient prêts à mettre sous forme de dons par an, pendant 5 ans, pour restaurer le paysage en question.

Des paramètres statistiques accompagnent le consentement à payer moyen obtenu pour chaque milieu, dans le Tableau 17.

Tableau 17. Consentement moyen à payer pour la restauration d'un milieu. Trois séries sont proposées aux personnes interrogées. Plusieurs paramètres sont étudiés : N (le nombre de fois que le paysage a obtenu la note de 5), moyenne, médiane, écart-type, minimum, maximum.

Série 1 (sols non spécifiés)	N	Moyenne (€/pers./an)	Médiane (€/pers./an)	Ecart-type (€/pers./an)	Minimum (€/pers./an)	Maximum (€/pers./an)
Forêts de résineux	17	19	5	27	0	100
Forêts de feuillus	200	35	20	39	0	200
Cultures	10	19	5	33	0	150
Prairies pâturées	18	28	38	19	0	50
Prairies fauchées (intensif)	9	13	20	12	0	25
Prairies (gestion extensive)	106	39	50	39	0	200
Série 2 (sols alluviaux ou tourbeux)						
Forêts de résineux	25	30	10	36	0	100
Forêts de feuillus	239	30	20	34	0	200
Marais	87	41	50	40	0	200
Série 3 (sols superficiels)						
Forêts de résineux	45	14	8	18	0	100
Forêts de feuillus	159	33	20	38	0	200
Pelouses	165	36	25	38	0	200

Les valeurs extrêmes, dépassant 10% du salaire mensuel, ont été corrigées en attribuant la valeur la plus haute donnée par d'autres, mais répondant aux conditions du salaire. Les valeurs minimales sont toutes égales à la valeur nulle, puisque les vrais zéros ont été inclus dans l'analyse. Souhaitant obtenir un consentement à payer moyen par an pendant cinq ans, il est préférable de considérer les valeurs obtenues pour la médiane, afin d'éviter l'influence des valeurs extrêmes.

A partir des trois séries, plusieurs constats peuvent être tirés. Premièrement, les forêts de résineux et les cultures ont le consentement à payer le plus faible. Deuxièmement, les forêts de feuillus ont un consentement à payer constant de 20 euros par an pendant 5 ans dans chaque situation. Pour les sols secs, cette valeur est partagée avec les prairies fauchées. Les

milieux affichant le consentement à payer le plus élevé sont les milieux ouverts dont la gestion est extensive (marais, prairies, pelouses).

Afin d'aller un peu plus loin dans l'interprétation des résultats, une recherche sur la relation entre les valeurs récréatives et les valeurs de non-usage des milieux a été effectuée. La création d'un graphique où l'axe X représente la valeur de non-usage et l'axe Y la valeur récréative a permis de trouver un coefficient de corrélation, r , entre les deux services culturels. Une valeur de -0,45 caractérise cette relation. Ce coefficient traduit une relation négative entre les deux services. On retrouve les systèmes agricoles intensifs et les forêts de résineux avec une valeur récréative élevée et un consentement à payer faible. Les prairies extensives et les peuplements feuillus ont des valeurs de non-usage plus élevées. Toutefois, leur valeur récréative est beaucoup plus variable et moins fidèle à la relation unissant les deux valeurs. Ceci explique le faible coefficient de corrélation trouvé.

3.3. Paysages et espèces avec des valeurs culturelles et symboliques

Pour ce dernier service écosystémique, la valeur patrimoniale de la biodiversité a été évaluée. Afin de cerner au mieux cette valeur, plusieurs indicateurs ont été choisis : les statuts des espèces menacées sur la liste rouge, les espèces reprises dans la loi sur la Conservation de la Nature, et les espèces reprises dans les Directives « Oiseaux » et « Habitats ». Au vu des pratiques intensives (fertilisation, densité de bétail, fauches fréquentes) appliquées sur les milieux ouverts mais également des conditions présentes en peuplements résineux, ce service culturel est considéré comme nul pour ces milieux. Les Tableaux 18, 19 et 20 reprennent respectivement les milieux étudiés sur sols secs, sols alluviaux et sols tourbeux. Elles synthétisent le nombre d'espèces menacées présentes sur le milieu et leur statut repris dans la liste rouge.

Tableau 18. Statut des espèces menacées, reprises dans la liste rouge, à l'échelle de la Wallonie pour les milieux étudiés sur sols secs. La dernière colonne constitue le total de toutes les espèces reprises dans la liste rouge par milieu, quel que soit le statut.

		Régionalement éteint	Rare	En danger critique	En danger	Vulnérable	Quasi menacée	Total
Agricole	Pâturé	5	3	13	9	19	24	73
Extensif	Fauché	1	1	0	6	3	4	15
Forêt	Feuillus	1	2	0	4	8	12	27

Dans le Tableau 18, les pelouses (classées en sols secs, système agricole, extensif, pâturé) sont de loin les milieux qui hébergent le plus d'espèces menacées avec un total de 73 espèces. Les peuplements feuillus reprennent 27 espèces menacées caractérisées par un statut, tandis que les prés de fauche extensifs comptabilisent 15 espèces avec statut.

Tableau 19. Statut des espèces menacées, reprises dans la liste rouge, à l'échelle de la Wallonie pour les milieux étudiés sur sols alluviaux. La dernière colonne constitue le total de toutes les espèces reprises dans la liste rouge par milieu, quel que soit le statut.

		Régionalement éteint	Rare	En danger critique	En danger	Vulnérable	Quasi menacée	Total
Agricole	Pâturé	1	0	18	18	19	31	87
Extensif	Fauché	2	1	8	13	11	17	52
Forêt	Feuillus	1	2	0	1	5	9	18

Sur les sols alluviaux (Tableau 19), les prairies gérées de manière extensive comptabilisent le plus d'espèces menacées aux yeux de la liste rouge. En effet, les prairies pâturées et les prairies fauchées reprennent respectivement 87 et 52 espèces. Les peuplements de feuillus comptabilisent 18 espèces menacées.

Tableau 20. Statut des espèces menacées reprises dans la liste rouge, à l'échelle de la Wallonie pour les milieux étudiés sur sols tourbeux. La dernière colonne constitue le total de toutes les espèces reprises dans la liste rouge par milieu, quel que soit le statut.

		Régionalement éteint	Rare	En danger critique	En danger	Vulnérable	Quasi menacée	Total
Agricole	Pâturé	2	0	19	13	13	23	70
Extensif	Fauché	1	0	17	10	11	18	57
Forêt	Feuillus	0	0	8	3	12	24	47

Pour les sols tourbeux (Tableau 20), un total de 70 espèces figurant sur la liste a été trouvé pour les prairies pâturées de manière extensive. Les prairies dont la gestion est réalisée par fauche reprennent quant à elles 57 espèces présentes sur la liste. Enfin, les forêts sur sols tourbeux comptabilisent 47 espèces avec statut.

Le deuxième niveau considéré, à l'échelle de la Wallonie, est synthétisé à la Figure 14. Cette dernière reprend le nombre d'espèces concernées par la loi sur la Conservation de la Nature, en distinguant les espèces partiellement protégées et les espèces strictement protégées.

Enfin, le dernier indicateur de protection est repris dans le Tableau 21. Il synthétise le nombre d'espèces reprises dans les Directives européennes « Oiseaux » et « Habitats » pour chaque milieu étudié. Notons que seules les prairies pâturées sur sols tourbeux ont une espèce reprise dans la Directive Habitats. De manière générale, il ressort également que les prairies fauchées de manière extensive, abritent plus d'espèces reprises dans la Directive Oiseaux que les autres habitats.

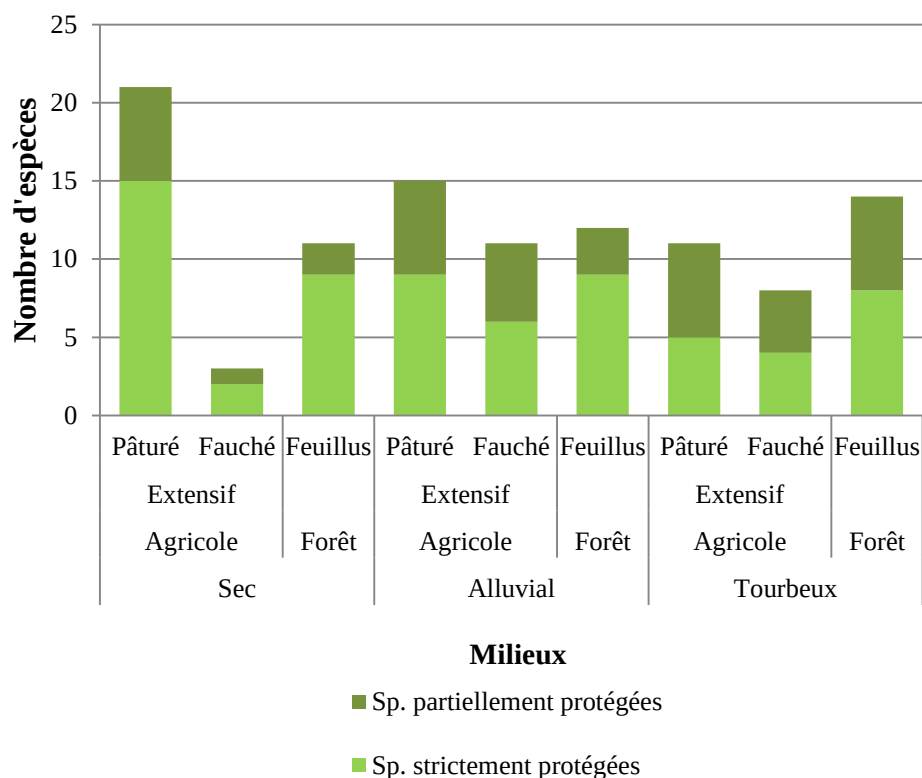


Figure 14. Synthèse des espèces reprises dans la loi sur la Conservation de la Nature. Les milieux étudiés sont séparés selon les sols et les caractéristiques de gestion. Les histogrammes reprennent les espèces partiellement protégées et les espèces strictement protégées.

Tableau 21. Espèces figurant dans les Directives européennes "Habitats" et "Oiseaux". Les colonnes reprennent le nombre d'espèces apparaissant dans ces directives et ce, par type de milieu.

Milieux			Directive Habitat	Directive Oiseaux
Sec	Agricole	Pâturé	0	1
	Extensif	Fauché	0	4
	Forêt	Feuillus	0	1
Alluvial	Agricole	Pâturé	0	5
	Extensif	Fauché	0	7
	Forêt	Feuillus	0	1
Tourbeux	Agricole	Pâturé	1	3
	Extensif	Fauché	0	8
	Forêt	Feuillus	0	1

4. Bilan des services écosystémiques

Une fois les données récoltées pour tous les services écosystémiques, ces dernières ont été intégrées dans la matrice théorique (Annexe III). Cette matrice reprend ainsi pour chaque milieu, les valeurs de chaque service écosystémique. Deux matrices réalisées ont également été générées. La première représente les milieux présents au temps $T=0$ an, c'est-à-dire, avant les actions réalisées par le projet LIFE Herbages (Annexe IV). La deuxième matrice projette l'état des milieux, au temps $T=7$ ans, ou plus précisément à la fin du projet LIFE Herbages (Annexe V). Ces deux matrices permettent de voir plus clairement quels milieux étaient présents avant le projet, quels milieux seront présents après le projet, et les différences de fourniture de services écosystémiques.

Par ces outils, des diagrammes « radar » ont été construits pour chacun des milieux étudiés. Ces graphiques ont l'avantage de présenter la diversité des services écosystémiques assurés pour un milieu et d'avoir ainsi, une image claire permettant de comparer les diagrammes entre eux. Une dynamique de transitions entre les milieux a alors été mise sur pied pour les trois types de sols. Ainsi, les Figures 15 et 16 illustrent ce modèle pour les sols secs, la Figure 17 représente les sols alluviaux, et la Figure 18 présente les sols tourbeux. Afin de ne pas alourdir les schémas et graphiques, les services écosystémiques sont représentés par des abréviations, dont voici ci-dessous la signification:

B_M : Bois matériau	Cult. : Cultures	Vn-u : Valeur de non-usage
B_E : Bois énergie	Cl. : Régulation du climat global	Iucn : Valeur patrimoniale de la biodiversité (IUCN)
Gib. : Animaux sauvages comestibles	In. : Protection contre les inondations	LCN : Valeur patrimoniale de la biodiversité (LCN)
Fou. : Fourrage	Eau : Purification de l'eau	Dir. : Valeur patrimoniale de la biodiversité (Directives)
El_v : Produits issus de l'élevage (viande)	Pol. : Pollinisation	
El_l : Produits issus de l'élevage (lait)	Réc. : Récréation/Tourisme	

Plusieurs constats peuvent être tirés. Pour les sols secs, les systèmes intensifs agricoles ont un panel de services écosystémiques moins développé que les autres milieux, puisqu'ils ne fournissent pas plus de 6 services écosystémiques. Les services d'approvisionnement sont optimisés tandis que les services de régulation sont peu développés. Les services culturels sont également moins diversifiés puisque la valeur patrimoniale de la biodiversité est nulle, mais ils ne sont pas négligeables pour les autres services. Les deux types de forêts, classés également comme les milieux présents en $T=0$ an, ont un panel de services écosystémiques plus diversifié. En effet, les forêts comptent plus de services que les prairies intensives. Les deux peuplements ne proposent toutefois pas le même panel. Alors que les résineux

remplissent peu de services, les forêts de feuillus assurent plusieurs services dans les trois catégories. Enfin, les systèmes agricoles extensifs (T=7), proposent le plus large panel de services écosystémiques, bien que les services d'approvisionnement soient marginaux.

Pour les sols alluviaux, les différences sont plus marquées entre les milieux en T=0 an et en T=7 ans. Les systèmes agricoles intensifs ont une production moins importante que sur sols secs. Ces milieux assurent peu de services dont les valeurs sont faibles par rapport aux autres milieux (systèmes extensifs et forêts). En comparaison, les résineux rendent certains services de manière plus efficace. Les feuillus ont un plus large panel de services. Les services de régulation sont plus importants que pour les milieux sur sols secs puisque les milieux alluviaux jouent un plus grand rôle dans le cycle de l'eau. Cette tendance n'est pas suivie par les forêts de résineux, car la présence de drains compromet l'assurance des services de régulation.

Enfin, nous pouvons tirer également quelques conclusions pour les sols tourbeux. La différence entre les milieux T=0 an, composés exclusivement de forêts, et les milieux T=7 ans n'est pas aussi marquée que pour les autres sols. Les forêts feuillues proposent une diversité de services dans les trois catégories. Plus performantes dans les services d'approvisionnement et de régulation, elles fournissent néanmoins des services culturels de moins grande importance que les prairies extensives. Enfin, les parcelles forestières composées de résineux proposent un bouquet de services écosystémiques similaire à celui proposé sur des sols alluviaux.

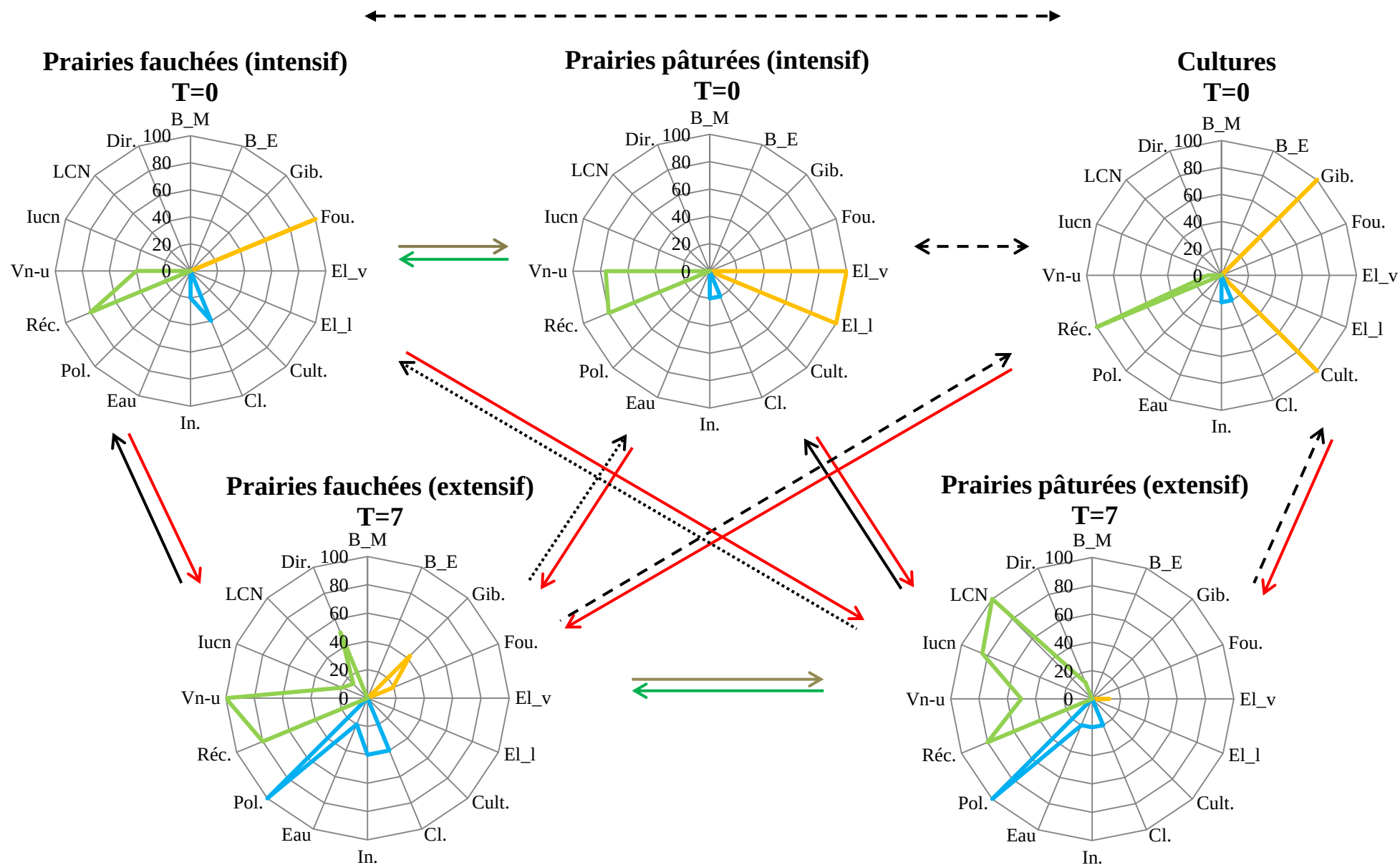


Figure 15. Modèle d'états et de transitions pour les sols secs (partie 1). Les radars sont composés de trois catégories de services écosystémiques: les services d'approvisionnement (orange, lettres P), les services de régulation (bleu, lettres R) et les services culturels (vert, lettres S). Les processus permettant les transitions sont représentés par des flèches: restauration (rouge), intensification (noir), intensification et changement de pratiques (noir en tirets courts), changement d'occupation du sol (noir en tirets longs), pâturage (brun) et fauche (vert).

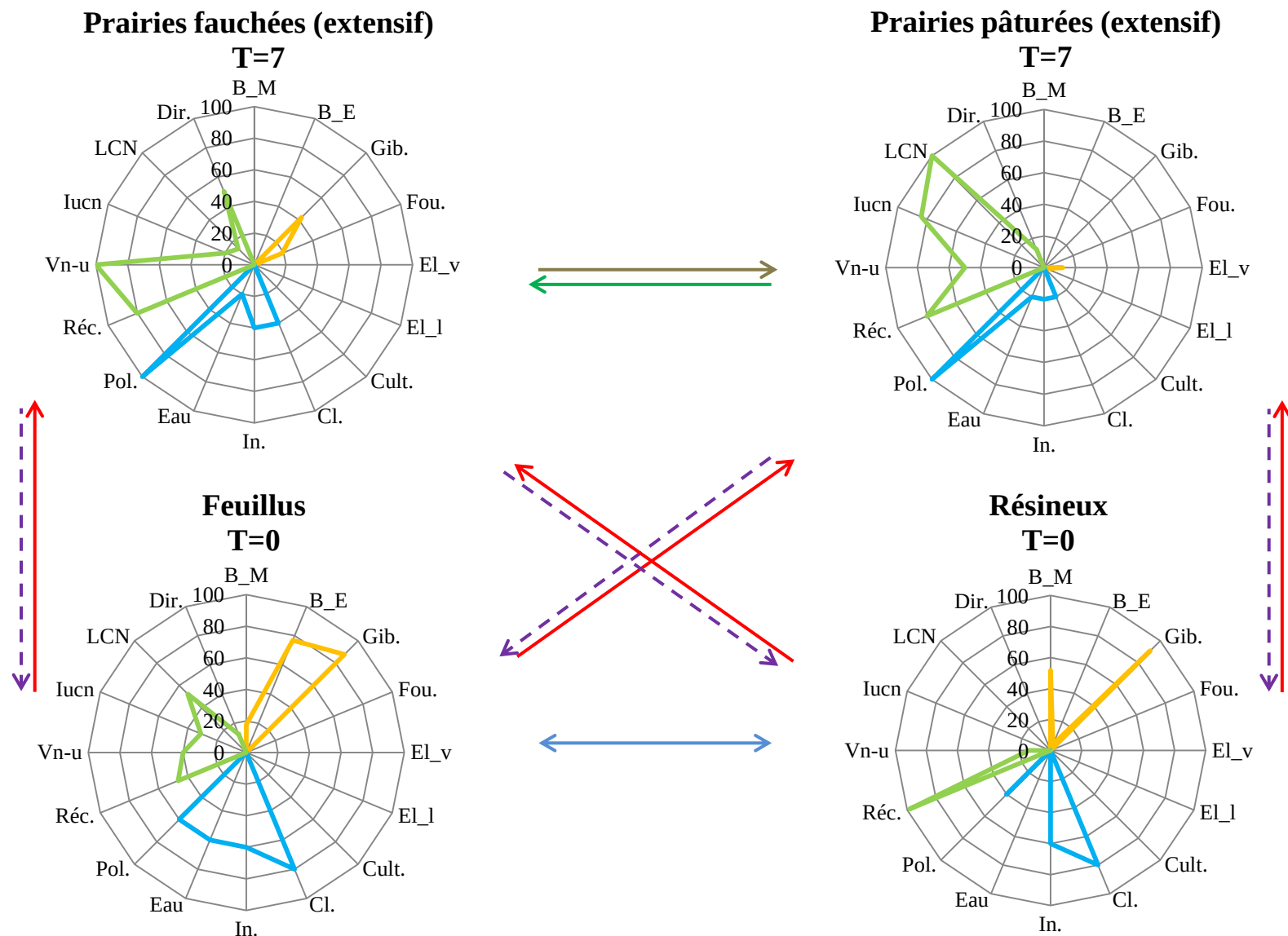


Figure 16. Modèle d'états et de transition pour les sols secs (partie 2). Les radars sont composés de trois catégories de services écosystémiques: les services d'approvisionnement (orange, lettres P), les services de régulation (bleu, lettres R) et les services culturels (vert, lettres S). Les processus permettant les transitions sont représentés par des flèches: restauration (rouge), changement d'occupation du sol ou colonisation forestière (mauve en tirets), changement d'essences (bleu), pâturage (brun) et fauche (vert).

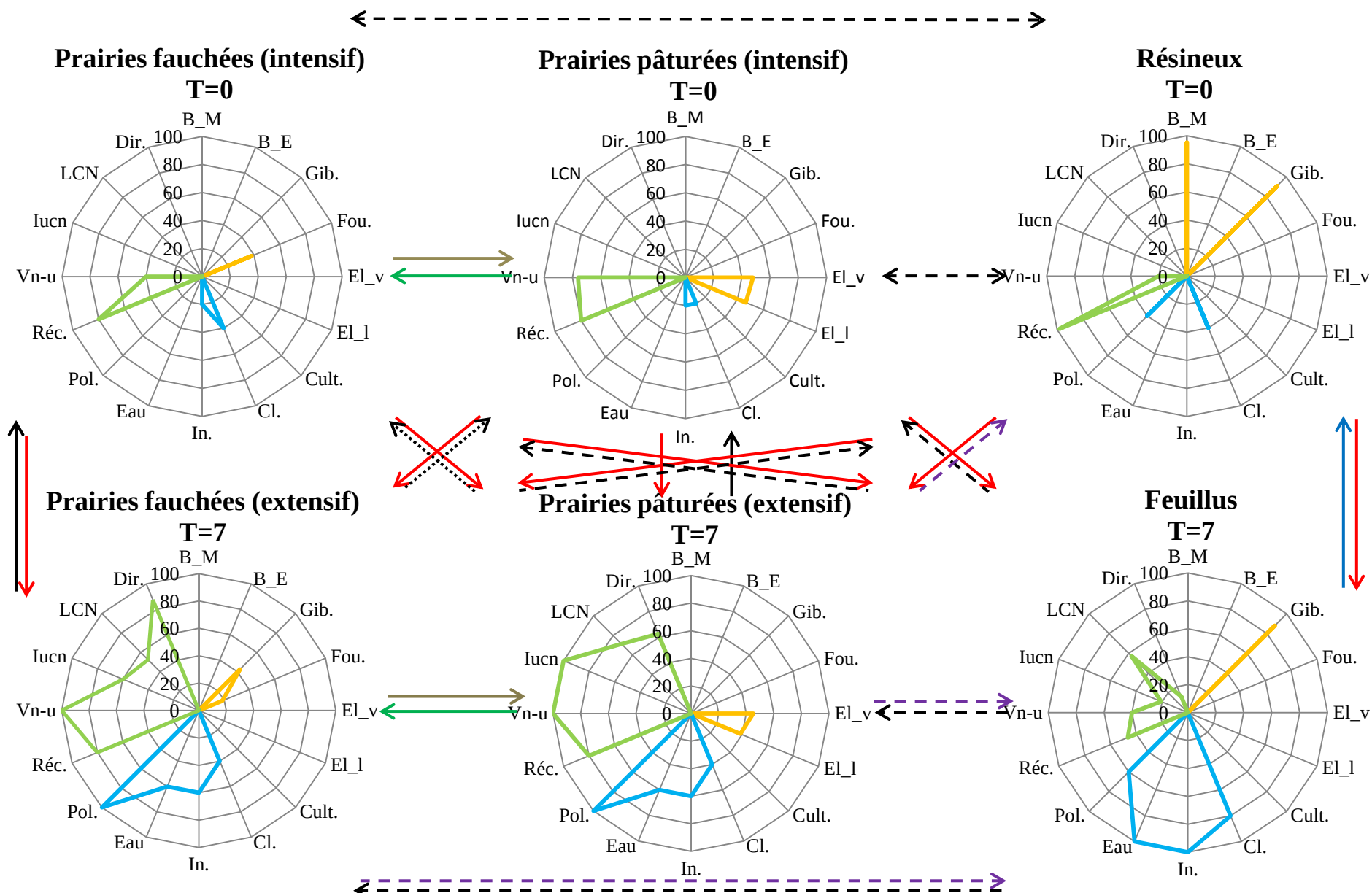


Figure 17. Modèle d'états et de transitions pour les sols alluviaux. Les radars sont composés de trois catégories de services écosystémiques: les services d'approvisionnement (orange, lettres P), les services de régulation (bleu, lettres R) et les services culturels (vert, lettres S). Les processus permettant les transitions sont représentés par des flèches: restauration (rouge), intensification (noir), intensification et changement de pratiques (noir en tirets courts), changement d'occupation du sol (noir en tirets longs), changement d'occupation du sol ou colonisation forestière (mauve en tirets), changement d'essences (bleu), pâturage (brun) et fauche (vert).

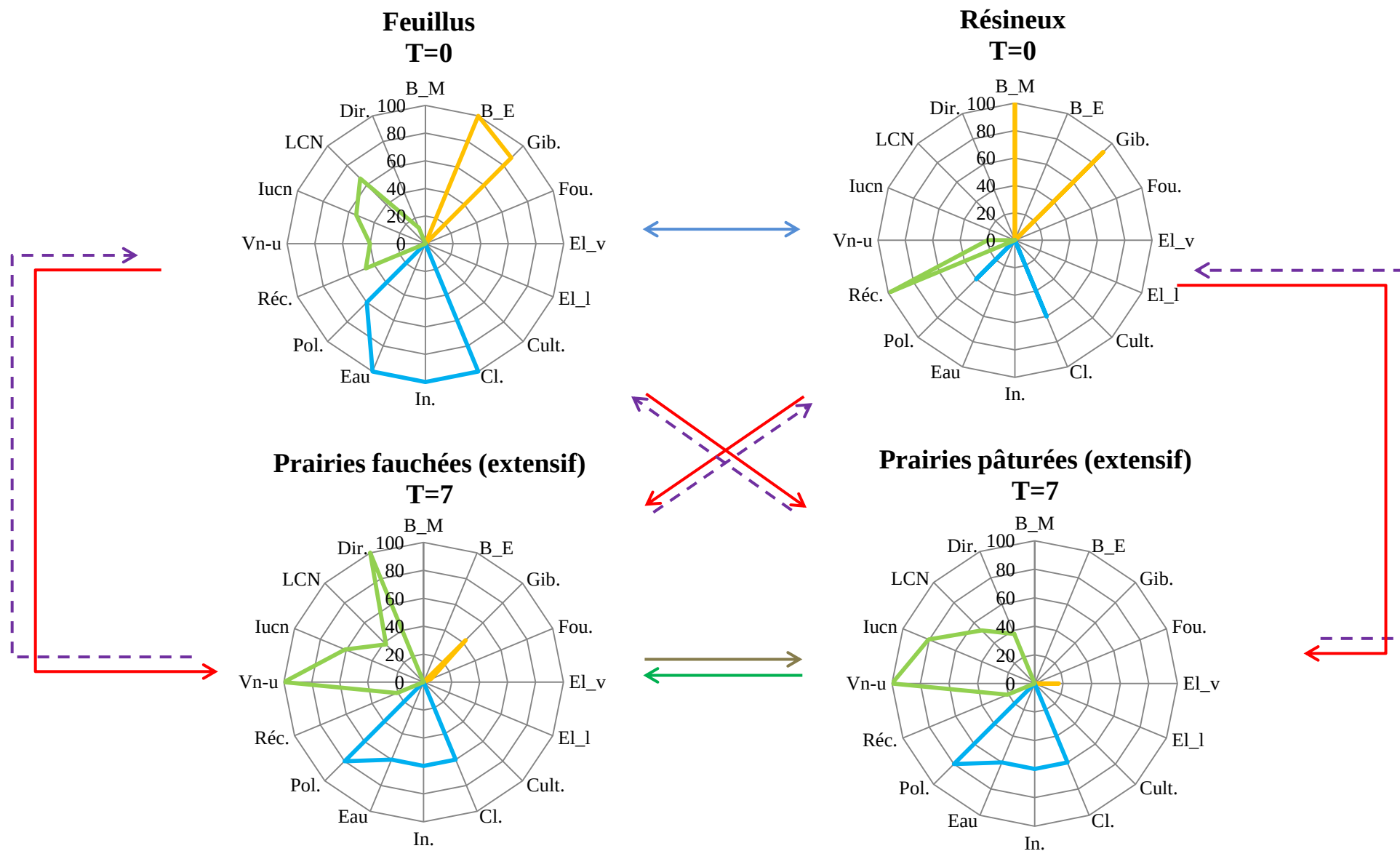


Figure 18. Modèle d'états et de transition pour les sols tourbeux. Les radars sont composés de trois catégories de services écosystémiques: les services d'approvisionnement (orange, lettres P), les services de régulation (bleu, lettres R) et les services culturels (vert, lettres S). Les processus permettant les transitions sont représentés par des flèches: restauration (rouge), changement d'occupation du sol ou colonisation forestière (mauve en tirets), changement d'essences (bleu), pâturage (brun) et fauche (vert).

Afin d'aller plus loin dans l'analyse des services écosystémiques fournis par les milieux avant et après restauration par le projet LIFE Herbages, une ACP a été générée (Figure 19). Le premier axe (PC1) explique 35% de la variabilité tandis que le deuxième axe explique une part de 27%.

Le premier axe semble séparer les peuplements résineux et les milieux agricoles à gestion intensive, des peuplements feuillus et systèmes agricoles à gestion extensive. Le premier groupe se situe à droite de l'axe Y, tandis que le deuxième groupe se situe à gauche de l'axe Y. On retrouve ainsi les services d'approvisionnement du même côté que les peuplements résineux et les systèmes agricoles intensifs, alors que les services culturels et les services de régulation (à l'exception du service de récréation) expliquent plus le comportement des peuplements feuillus et des systèmes agricoles extensifs. Certains services écosystémiques ont une plus grande part explicative que d'autres. Par exemple, le service de production de cultures commerciales est proche de l'origine, signifiant qu'il n'a pas une grande part explicative. En effet, seules les cultures produisent ce service. Le service de régulation du climat global n'est pas corrélé à l'axe X puisqu'il lui est perpendiculaire, il n'explique donc pas cette répartition des milieux. Par contre, la valeur patrimoniale de la biodiversité n'est séparée de l'axe X que par un angle faible, il a ainsi une grande part explicative dans la présence des milieux situés à gauche de l'axe Y. La valeur récréative semble au contraire être corrélée aux milieux situés à droite de cet axe.

L'axe Y lui, sépare les écosystèmes forestiers, situés en-dessous de l'axe X et les systèmes agricoles, localisés au-dessus de l'axe X. Alors que les services d'approvisionnement liés aux forêts ou aux systèmes agricoles sont clairement opposés, les services de régulation sont partagés de manière moins catégorique, à l'exception du service de régulation du climat global. Ce dernier est en effet fortement lié aux écosystèmes forestiers puisqu'il est parallèle aux valeurs négatives de l'axe Y. D'autres constats peuvent être tirés. Par exemple, la valeur de non-usage est plus liée aux systèmes agricoles et plus spécifiquement à ceux gérés de manière extensive. Enfin, le potentiel d'accueil de gibier est fortement lié aux forêts de par la longueur de sa flèche et de par sa proximité avec l'axe Y.

Pour synthétiser, les résultats obtenus avec l'analyse en composantes principales semblent correspondre à l'interprétation des modèles d'états et de transitions. Les systèmes agricoles extensifs et les forêts de feuillus proposent des bouquets plus larges de services écosystémiques que les systèmes agricoles intensifs et les peuplements résineux, centrés sur la fourniture de matières premières. Les milieux restaurés par le projet LIFE Herbages peuvent être perçus par la population comme peu intéressants, au vu des services marchands fournis. Mais ils assurent bon nombres de services non marchands, qui ne sont pas directement perçus par la population. Les milieux restaurés par le projet LIFE Herbages ont donc une plus grande multifonctionnalité que les systèmes intensifs. Mais la fourniture de services d'approvisionnement reste toutefois marginale pour les milieux agricoles. Or, nous avons vu

précédemment qu'il est nécessaire de disposer des trois catégories de services écosystémiques pour assurer le bien-être de l'Homme. Les systèmes agricoles intensifs, bien qu'ils fournissent moins de services, sont les milieux assurant le plus les services d'approvisionnement. Afin d'optimiser le bien-être humain, il serait donc nécessaire de trouver des systèmes agricoles alliant la production et l'assurance des services de régulation ainsi que des services culturels.

Les transitions, illustrées par les flèches de couleurs dans les modèles d'états et de transitions, permettent de comprendre l'impact d'un choix de gestion ou d'un changement d'occupation du sol, sur les biens et services fournis à la population.

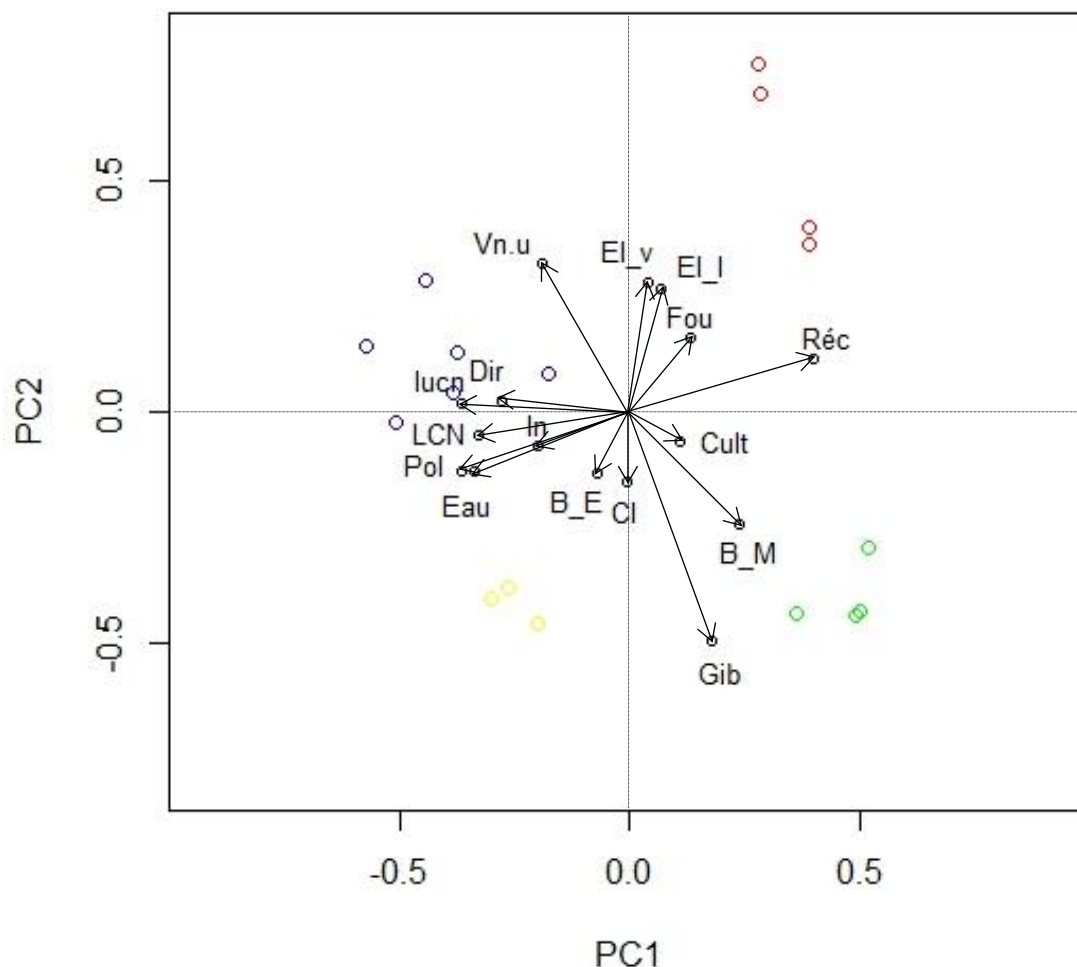


Figure 19. Analyse en composantes principales des services écosystémiques fournis par les milieux avant et après restauration par le projet LIFE Herbages. Les services écosystémiques sont représentés par des lettres et des chiffres (B_M= Bois matériau, B_E= Bois énergie, Gib= Animaux sauvages comestibles, Fou= Fourrage, EL_v= Produits issus de l'élevage (viande), EL_l= Produits issus de l'élevage (lait), Cult= Cultures, CI= Régulation du climat global, In= Protection contre les inondations, Eau= Purification de l'eau, Pol= Pollinisation, Réc= Récréation/Tourisme, Vn-u= Valeur de non-usage, Iucn= Valeur patrimoniale de la biodiversité (IUCN), LCN= Valeur patrimoniale de la biodiversité (LCN), Dir= Valeur patrimoniale de la biodiversité (Directives)). L'analyse en composantes principales a regroupé plusieurs milieux sous forme de couleur (rouge= prairies intensives fauchées et pâturées sur sols secs, prairies intensives fauchées et pâturées sur sols alluviaux, vert= cultures, peuplements résineux sur sols secs, alluviaux et tourbeux, bleu= prairies extensives fauchées et pâturées sur sols secs, alluviaux et tourbeux, jaune= peuplements feuillus sur sols secs, alluviaux et tourbeux).

5. Opinions sur le projet LIFE Herbages

Lors de l'enquête réalisée pour évaluer les services culturels, l'avis des personnes sur le projet LIFE Herbages a été récolté. Sur les 310 personnes enquêtées, 25% habitent dans la zone d'étude. Trois quarts des répondants ne connaissaient pas l'existence du projet LIFE Herbages. Après avoir expliqué en quoi consistait ce projet, 94% se disent favorables à sa réalisation. Néanmoins, la plupart des personnes enquêtées ne sont pas directement concernées par le projet. Si ce dernier se passait dans leur voisinage, l'effet NIMBY, « Not In My BackYard », diminuerait cette tendance. Les personnes opposées à ce projet manifestent une incompréhension de détruire des paysages, notamment la forêt qu'ils pensent être le milieu naturel par excellence, pour restaurer ceux que nous avons détruits auparavant. Ils pensent également que la meilleure chose qu'il soit est de laisser faire la nature. Ces arguments se basent sur un manque de connaissances des processus écologiques. D'autres évoquent la dimension économique du projet. Enfin, un tiers des personnes pense que la création du projet pourrait influencer leurs activités. En effet, le projet pourrait attiser leur curiosité, et leur donner envie de découvrir un paysage de meilleure qualité, composé d'une diversité d'espèces.

Durant ce travail, six agriculteurs ont été interrogés sur leurs pratiques mais également sur leur opinion par rapport au projet LIFE Herbages. Une certaine hétérogénéité est ressortie de ces témoignages. En général, il s'est avéré que les agriculteurs ne sont pas contre ce projet LIFE. Ils supposent que ces initiatives sont positives pour la biodiversité, mais ils émettent quelques réserves. Leurs craintes se portent d'une part, sur les contraintes de gestion appliquées aux terres ayant fait l'objet d'une restauration, mais également en périphérie de ces sites. Elles portent d'autre part, sur la perte de terrains pour la production. Ils sont également sceptiques quant à l'important budget investi et éprouvent une certaine incompréhension face à cette somme, pour des actions qu'ils jugent peu claires.

Enfin, l'avis des chasseurs a également été collecté. Sur les 32 personnes ayant répondu à l'enquête, 7 sont absolument défavorables, 5 sont défavorables, 9 ont un avis neutre sur le projet, 9 autres se disent satisfaits du projet, et une personne se dit tout à fait satisfaite. Les réticences émises sont similaires à celles évoquées par les agriculteurs : le budget important investi pour ce projet, les contraintes qui en découleront, et la conviction qu'il faut laisser faire la nature.

En définitive, les personnes interrogées ont un avis différent selon leur statut et leur relation par rapport aux zones restaurées. Ceux qui côtoient ces milieux par voisinage, par loisir ou pour leur travail, émettent plus de réserves. Ces réticences confirment le phénomène NIMBY. Les causes principales évoquées sont le budget important nécessaire à ce projet ou les contraintes qui pourraient leur être imposées. Leur manque de connaissances sur l'origine des milieux semi-naturels entraîne également une incompréhension, pensant que la meilleure

manière est de laisser la nature faire son œuvre. Ces avis mettent en évidence un besoin de connaissances supplémentaires sur l'origine des milieux restaurés et sur les services écosystémiques qu'ils rendent. Ce travail permettrait de démontrer tout l'intérêt de ces milieux semi-naturels.

6. Avantages et inconvénients de la méthode

La méthode utilisée dans ce travail a été conçue sur base de l'outil TESSA. Ce dernier comporte plusieurs avantages et inconvénients. Le principal avantage de cette méthodologie est sa facilité d'utilisation, ce qui le rend ouvert à tous. De plus, il guide l'utilisateur dans sa démarche: quels services faut-il choisir, quelles données sont nécessaires, quelle méthode est la plus adaptée au contexte pour tel service écosystémique et enfin, comment présenter les résultats obtenus. C'est également un outil très flexible, puisqu'il conseille d'adapter le type de méthode d'évaluation (données existantes, enquêtes, modélisations) selon le contexte et qu'il permet de travailler à petite échelle. Enfin, l'outil propose d'évaluer les services écosystémiques selon des indicateurs non monétaires. Cette démarche permet de prendre en compte les services non marchands, ignorés lors d'une évaluation de la valeur économique totale d'un écosystème.

Cependant, la méthodologie TESSA comporte également quelques inconvénients. Le principal est le manque de diversité dans le panel de services écosystémiques proposés. Le peu de services proposés restreint l'évaluation du milieu étudié et ne permet pas d'avoir une image complète de la situation. De plus, les services écosystémiques proposés sont parfois inadaptés pour les milieux étudiés. Il serait donc nécessaire d'en proposer un plus large panel, pour convenir à plus de milieux naturels différents. Enfin, les méthodes proposées ne sont pas toujours adaptées au contexte, il est alors nécessaire de recourir à d'autres moyens. C'est ainsi que la méthodologie développée dans ce travail part de l'outil TESSA, et s'est inspirée d'autres travaux pour évaluer certains services écosystémiques non présents dans TESSA, ou dont l'évaluation n'était pas possible dans ce contexte.

D'autres outils existent pour évaluer les services écosystémiques. Une des méthodologies connues est la méthode "Integrated valuation of ecosystem services and tradeoffs" (Invest). Il s'agit d'un outil créé dans le but de poursuivre le même objectif que l'outil TESSA : quantifier les échanges de biens et services lors d'une modification du milieu, afin d'en montrer les impacts aux décideurs. C'est un outil qui propose une quinzaine de services écosystémiques, principalement portés sur l'eau. Ce logiciel travaille sur la modélisation biophysique des services écosystémiques, en se basant principalement sur la cartographie. Ainsi, il est possible de prédire et de spatialiser l'impact d'un changement de gestion, sur les services écosystémiques fournis par les milieux naturels (The Natural Capital Project, 2015). Ce genre de modèles ne pouvait être utilisé dans ce travail étant donné les

petites surfaces restaurées par le projet LIFE Herbages et la disponibilité des données. Mais il reste un modèle intéressant pour des zones de plus grandes surfaces.

Outre le choix de la démarche, il a fallu adapter l'évaluation de chaque service écosystémique. Les recherches littéraires ont permis d'évaluer plusieurs services dans ce travail. Ces dernières étaient indispensables, au vu du manque de données existantes et de la petite taille des sites. Toutefois, lorsque cela est possible, il est préférable de travailler sur des données locales, car les résultats varient selon les conditions environnementales. Pour les services culturels, une évaluation socio-culturelle était nécessaire. Pour cela, une enquête a été diffusée sur internet. Ce mode de diffusion apporte plusieurs avantages. Tout d'abord, cela permet de moduler le questionnaire en fonction des réponses et d'ainsi simplifier sa structure. Ensuite, un appui visuel par l'apport de photographies est possible. De plus, ce moyen de communication permet d'interroger des personnes qui n'auraient pu être interrogées avec une enquête sur site (Terra, 2005a).

La valeur récréative des écosystèmes peut être évaluée par la méthode des prix hédoniques ou par la méthode des coûts de transport. C'est cette dernière qui a été choisie, pour sa simplicité d'utilisation. Elle se base sur les choix réalisés par les personnes interrogées. L'hypothèse posée suppose cependant, que les personnes pratiquant l'activité sont influencées par les coûts engendrés par le transport. De plus, la présence d'un site alternatif peut fausser les résultats obtenus. Ensuite, les personnes vivant à proximité et ayant un intérêt pour le site ont des faibles coûts de transport, entraînant une sous-estimation de la valeur du milieu (DREAL, 2013). Enfin, la variété des milieux étudiés dans ce travail et le peu de réponses obtenues pour chacun d'entre eux, remet en question l'utilisation de la méthode pour cette étude. Un plus grand nombre de réponses auraient permis d'obtenir une moyenne plus représentative des résultats obtenus.

L'utilisation de l'évaluation contingente dans les services écosystémiques permet d'estimer la valeur de non-usage d'un milieu. Cette méthode nécessite la construction d'un scénario fictif, et le biais hypothétique est présent. En effet, le consentement à payer peut être faussé car les personnes interrogées savent pertinemment que le scénario n'est pas réel. La somme attitrée ne représente alors pas la véritable valeur que la personne lui accorde. Mais cette méthode a été choisie pour sa simplicité d'utilisation. D'autres moyens existent, comme l'analyse conjointe, appelée analyse multi-attributs. Les attributs du paysage jouant sur l'appréciation du public sont étudiés, sans passer par une évaluation monétaire. La dimension économique est intégrée dans les scénarios. Les personnes enquêtées évaluent alors différents scénarios composés de plusieurs attributs et d'un montant. Selon la réponse des personnes interrogées, une étude est réalisée afin de dégager les composantes qui ressortent, ainsi que la valeur monétaire. Mais cette méthode est également plus complexe dans sa réalisation et dans son analyse (Dachary-Bernard, 2004) .

Dans ce travail, les services écosystémiques étaient évalués selon l'offre ou selon la demande, dépendant du type d'indicateur choisi. Différentes évaluations ont été menées selon le service écosystémique étudié: écologique, socio-culturelle ou monétaire. Mais certaines études vont encore plus loin, en considérant l'offre et la demande pour chaque service écosystémique. D'autres intègrent les valeurs écologiques, socio-culturelles et monétaires dans la valeur d'un écosystème. Cette démarche est nommée le pluralisme des valeurs. L'intérêt est de pouvoir cerner toutes les valeurs d'un écosystème et de ses services, afin de comprendre la diversité des demandes faites par l'Homme et la diversité des offres de l'écosystème. Cerner le pluralisme des valeurs demande une multidisciplinarité importante (Gomez-Baggethun et al., 2014).

Conclusion et recommandations

Depuis les années 1970, la société a pris conscience de la dégradation de l'environnement. Cette sensibilisation a entraîné une série de mesures pour enrayer le processus. Parmi celles-ci, l'évaluation des services écosystémiques. En parallèle, l'Europe a mis au point l'instrument financier pour l'environnement, dont certains projets restaurent des milieux naturels dans le but de protéger l'habitat ou les espèces qui s'y développent. Le projet LIFE Herbages, en fait notamment partie.

Afin de montrer l'intérêt d'une telle initiative, ce travail a tenté de faire un bilan des services écosystémiques fournis par différentes occupations du sol, avant et après mise en œuvre de ce projet. Cette démarche a deux vocations. La première est de vérifier que les milieux restaurés par ces projets ont un panel de services écosystémiques plus intéressant. Ce constat peut ainsi être utilisé comme un argument fort pour la restauration d'habitats naturels. La deuxième vocation de cette évaluation est de justifier l'ampleur et le budget généré pour le projet en montrant ce qu'apportent ces milieux à la population, en termes de biens et services.

Une méthodologie a donc été mise au point pour faire le bilan de 13 services écosystémiques rendus par les milieux en T=0 an et en T=7 ans. Après avoir étudié chaque service écosystémique en détails, un bilan a pu être retiré. Les résultats obtenus varient en fonction des sols, mais de grandes tendances ont toutefois été mises en évidence. Les systèmes agricoles intensifs et les peuplements résineux fournissent des bouquets de services écosystémiques peu diversifiés, axés principalement sur la production. Les peuplements feuillus ont un large panel de biens et services, relativement équilibré entre les trois catégories de services (approvisionnement, régulation, culturel). À côté de cela, les systèmes agricoles extensifs proposent de larges bouquets de services écosystémiques recouvrant toutes les catégories. Toutefois, les services d'approvisionnement, essentiels au bien-être de la population, restent marginaux. Ce bilan confirme ce qui était avancé au début ce travail et montre l'importance de reconnaître la multifonctionnalité des prairies ainsi que de trouver un équilibre entre systèmes intensifs et systèmes extensifs, afin de garantir l'approvisionnement des trois catégories de services écosystémiques. Cet équilibre permettrait de garantir un agroécosystème durable (Tichit, 2014) et d'optimiser ainsi le bien-être de la population.

Mis à part le bilan des services écosystémiques, le deuxième objectif du travail était d'évaluer l'opinion de la population sur le projet LIFE Herbages. Grâce aux témoignages recueillis, plusieurs constats ont pu être tirés. Tout d'abord, 94% des personnes interrogées sont favorables au projet. Ensuite, le phénomène NIMBY semble jouer un grand rôle dans l'opinion publique. En effet, agriculteurs, chasseurs et habitants, émettent plus de réticences que les personnes qui ne sont pas directement concernées par le projet. Deux points importants ont pu être soulignés : l'incompréhension du budget nécessaire au projet, et la crainte des contraintes imposées sur les terrains ayant fait l'objet d'une restauration, ainsi que

sur les terres en périphérie. Plusieurs personnes ont également manifesté une opposition, en pensant qu'il est préférable de laisser la nature faire son œuvre.

Ces constatations confirment le besoin d'informer la population sur le projet LIFE Herbages, sur l'origine et l'intérêt des milieux semi-naturels, ainsi que sur les services écosystémiques qu'ils peuvent fournir. Ainsi, les résultats obtenus, moyennant adaptation, pourraient être communiqués à la population, concernée ou non, afin de les informer sur l'origine et les enjeux des milieux semi-naturels restaurés, mais également pour justifier le budget et les actions du projet LIFE Herbages. Les résultats pourraient également être employés comme un argument fort pour la conservation de la biodiversité, auprès des décideurs locaux.

Le bilan réalisé dans ce travail a été rythmé par le temps et par les moyens disponibles. Mais il serait intéressant d'aller plus loin dans l'évaluation des services écosystémiques. D'une part, en utilisant plus de données directement mesurées sur le terrain, afin de correspondre au mieux, aux conditions locales. D'autre part, en incluant davantage la dimension de la demande dans le bilan des biens et services. Une étude plus approfondie pourrait également amener à comprendre davantage le rôle des pratiques de gestion dans les milieux semi-naturels sur les services écosystémiques rendus.

Bibliographie

- Alard, V., Béranger, C., Journet, M. (Eds.), 2002. *A la recherche d'une agriculture durable: Etude des systèmes herbages économes en Bretagne*, Espaces ruraux. INRA, Paris.
- Alcamo, J., Ash, N., Butler, C.D., Baird Callicott, J., Capistrano, D., Carpenter, S.R., Castilla, J.C., Chambers, R., Chopra, K., Cropper, A., 2003. *Ecosystem and Human Well-being: A framework for assessment*, Millenium Ecosystem Assessment. ed. Island Press Washington, DC.
- Ammann, C., Flechard, C.R., Leifeld, J., Neftel, A., Fuhrer, J., 2007. The carbon budget of newly established temperate grassland depends on management intensity. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 121, 5–20.
- Arrouays, D., Balesdent, J., Germon, J.C., Jayet, P.A., Soussana, J.-F., Stengel, P. (Eds.), 2002. *Stocker du carbone dans les sols agricoles de France? Synthèse du rapport d'expertise réalisé par l'INRA à la demande du Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable*. INRA.
- Aussenac, G., 1968. Interception des précipitations par le couvert forestier. *Ann. Sci. For.*, 25(3), 135–156.
- Ayats, J.-F., Feuillette, S., Guiomar, X., Pluvillage, J., 2012. *Eau et agriculture: quels défis aujourd'hui et demain?*, Pour - revue du GREP. GREP, Paris.
- Bailey, S., Nusillard, B., Bouget, C., 2011. Forêt: gîte et couvert offerts aux abeilles. *Insectes*, 162, 21-24.
- Baveye, J., Massinon, N., 2008. La valeur économique totale des forêts belges: une première approche. *Bull. Doc. Serv. Public Fédéral Financ.*, 183–221.
- Beckers, B., 2014. *Premier essai d'évaluation des services écosystémiques d'un projet LIFE-Nature*. Mémoire de Master en Biodiversité des Organismes et Ecologie, Université de Liège, Liège.
- Benett, E.M., Cramer, W., Begossi, A., Cundill, G., Díaz, S., Egoh N., B., Geijzendorffer, I.R., Krug, C.B., Lavorel, S., 2015. Linking biodiversity, ecosystem services, and human well-being: three challenges for designing research for sustainability. *Curr. Opin. Environ. Sustain.*, 14, 76–85.
- Béranger, C., 2002. La multifonctionnalité des prairies: les acquis et les interrogations du 19^e Congrès européen des herbages. *Fourrages*, 171, 227–237.
- Bilotta, G.S., Brazier, R.E., Haygarth, P.M., 2007. The Impacts of Grazing Animals on the Quality of Soils, Vegetation, and Surface Waters in Intensively Managed Grasslands, in: *Advances in Agronomy*. Elsevier, pp. 237–280.
- Bouillon, P.-O., 2014. *Restauration de milieux tourbeux: quelle influence pour la grande faune sauvage et pour la chasse?* LIFE-Lomme.
- Bremer, D.J., Auen, L.M., Ham, J.M., Owensby, C.E., 2001. Evapotranspiration in a Prairie Ecosystem. *Agron. J.*, 93(2), 338–348.

- Broadmeadow, S., Nisbet, T.R., 2004. The effects of riparian forest management on the freshwater environment: a literature review of best management practice. *Hydrol. Earth Syst. Sci. Discuss.*, **8**(3), 286–305.
- Burkhard, B., Crossman, N., Nedkov, S., Petz, K., Alkemade, R., 2013. Mapping and modelling ecosystem services for science, policy and practice. *Ecosyst. Serv.*, **4**, 1–3.
- Burkhard, B., Kandziora, M., Hou, Y., Müller, F., 2014. Ecosystem Service Potentials, Flows and Demands – Concepts for Spatial Localisation, Indication and Quantification. *Landsc. Online*, 1–32.
- Burkhard, B., Kroll, F., Müller, F., Windhorst, W., 2009. Landscapes’ capacities to provide ecosystem services—a concept for land-cover based assessments. *Landsc. Online*, **15**, 1–22.
- CCI, BirdLife International, 2011. *Measuring and monitoring ecosystem services at the site scale*. Cambridge Conservation Initiative and BirdLife International, UK.
- Cellule Etat de l’Environnement Wallon, 2007. *Rapport analytique sur l’état de l’environnement wallon 2006-2007*. MRW - DGNRE, Namur.
- Chabbi, A., Lemaire, G., 2007. Rôle des matières organiques des prairies dans le cycle de l’azote et impacts sur la qualité de l’eau. *Fourrages*, **192**, 441–452.
- Chan, 2012. Where are Cultural and Social in Ecosystem Services? A Framework for Constructive Engagement. *BioScience*, **62**(8), 744–756.
- Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., Bielsa, S., Richard, D., Martin, G., Pujol, J.-L., 2009. *Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes : Contribution à la décision publique, Rapports et Documents*. Centre d’Analyse Stratégique.
- Cosandey, C., 2006. Conséquences des forêts sur l’écoulement annuel des cours d’eau. *Rev. For. Fr.* **58**(4), 317–328.
- Costanza, R., 2008. Ecosystem services: Multiple classification systems are needed. *Biol. Conserv.* **141**(2), 350–352.
- Cuestas, 2014. *Plan de Développement Stratégique. Dossier de candidature à l’initiative communautaire Leader + introduit conjointement par les co Plan de Développement Stratégiques de Etalle, Meix-devant-Virton, Tintigny*. Bellefontaine.
- Dachary-Bernard, J., 2004. Une évaluation économique du paysage: une application de la méthode des choix multi-attributs aux Monts d’Arrée. *Econ. Stat.*, **373**, 57–80.
- Deneufbourg, M., Vandenberghe, C., Heens, B., Marcoen, J.M., 2013. Suivi de lixiviation du nitrate en plein champ par la technique lysimétrique: retour de huit années d’expérience. *Base*, **17**(1), 177–186.
- Dissmeyer, F.J. (Ed.), 2000. *Drinking Water from Forests and Grasslands: A Synthesis of the Scientific Literature*, Gen. Tech. Rep. SRS-39. U.S. Department of Agriculture, Forest Service, Southern Research Station, Asheville, North Carolina.

- Dollé, J.B., Faverdin, P., Agabriel, J., Sauvant, D., Klumpp, K., 2013. Contribution de l'élevage bovin aux émissions de GES et au stockage de carbone selon les systèmes de production. *Journ. AEPF Prairies Systèmes Fourrag. Chang. Clim.* 19–34.
- Dorioz, J.-M., 2013. Mécanismes et maîtrise de la pollution diffuse agricole: le cas du phosphore et sa portée générale. In: *2e Atelier Nitrate - Eau. Evaluation du Programme de Gestion Durable de l'Azote*, Presses agronomiques de Gembloux, Peyresq, France, pp. 277–291.
- DREAL, 2013. *Méthode des coûts de transport*. Direction Régionale de l'Environnement et de l'Aménagement et du Logement en Alsace, <http://www.alsace.developpement-durable.gouv.fr/methode-des-couts-de-transport-a1699.html>, (13/07/2015).
- Driencourt, A., Fournier, T., Leroy, A., Medine, M., la Serre, A., 2010. *Evaluation des services rendus par les zones humides dans le bassin Artois-Picardie*. Agence de l'eau Artois-Picardie, Paris.
- Dufrêne, M., 2012. *Stratégie européenne 2020 pour la biodiversité*. Biodiversité En Wallonie, <http://biodiversite.wallonie.be/fr/europe.html?IDC=5584>, (23/07/2015).
- Dufrêne, M., Fautsch, M., 2008. *Natura 2000, une opportunité pour la nature en Wallonie*, Weyrich. ed., Neufchateau.
- Dumas, D., 2009. Estimation de l'influence de la couverture forestière sur les pluies en montagne: exemple du massif de la Chartreuse. *Rev. For. Fr.*, **60**(6), 711–726.
- EPAB, 2013. *Les zones humides : des fonctionnalités d'intérêt général*.
- Eriksen, J., Vinther, F.P., 2002. Nitrate leaching in grazed grasslands of different composition and age. *Grassl. Sci. Eur.*, **7**, 682–683.
- European Commission, 2015. *Environment - LIFE: About LIFE*. European Commission, <http://ec.europa.eu/environment/life/about/index.htm#life2014> (26/02/2015).
- European Commission, 2013. *Herbages - Priority actions for grasslands and meadows in Southern Lorraine and the Ardenne*. European Commission, http://ec.europa.eu/environment/life/project/Projects/index.cfm?fuseaction=search.dspPage&n_proj_id=4319, (14/07/2015).
- European Commission, 2011a. *EU biodiversity strategy to 2020*. Publications Office of the European Union, Luxembourg.
- European Commission, 2011b. *LIFE + Nature, technical application forms: Part B – technical summary and overall context of the project*.
- FAO, 2011. *AGP - Prairies, pâturages et cultures fourragères*. Organisation des Nations Unies pour l'alimentation et l'agriculture, <http://www.fao.org/agriculture/crops/plan-thematique-du-site/theme/spi/prairies-paturages-et-cultures-fourrageres/prairies-paturages-et-cultures-fourrageres/fr/>, (03/06/2015).
- FAO, 2000. *La situation mondiale de l'alimentation et de l'agriculture 2000*. Archives Documents de la FAO, <http://www.fao.org/docrep/x4400f/x4400f09.htm> (17/07/2015).

- Farruggia, A., Decau, M.L., Vertès, F., Delaby, L., 1997. En prairie, la balance azotée à l'échelle de la parcelle. *Fourrages*, 151, 281–296.
- Fiquepron, J., Garcia, S., Stenger, A., 2008. Mesure de l'impact de la forêt sur le prix et la qualité de l'eau à l'échelle d'un territoire. In: *2èmes journées INRA-SFER-CIRAD de recherches en sciences sociales*, Amsterdam, pp. 1–31.
- Fiquepron, J., Picard, O., 2010. *Des forêts pour l'eau potable : valoriser les services rendus*. Forêt Privée Française.
- Fiquepron, J., Toppan, E., Picard, O., 2012. *Des forêts pour l'eau potable: la forêt protège votre eau*. Forêt Privée Française.
- Fluri, P., Pickhardt, A., Cottier, V., Charrière, J.-D., 2001. *La pollinisation des plantes à fleurs par les abeilles - Biologie, Écologie, Économie*. Agroscope Liebefeld-Posieux, Centre de recherche apicole, Bern.
- Foisil, C., Durbec, A., Fougeirol, D., Michelot, J.-L., Morand, A., 2002. *Etudes sur l'eau n°89: les zones humides et la ressource en eau - Guide technique*. Agence de l'eau.
- Gac, A., Dollé, J.-B., Le Gall, A., Klumpp, K., Tallec, T., Mousset, J., Eglin, T., Bispo, A., Peyraud, J.-L., Faverdin, P., 2010. Le stockage de carbone par les prairies: une voie d'atténuation de l'impact de l'élevage herbivore sur l'effet de serre. *Inst. L'élevage, L'Essentiel*, 1–11.
- Gallai, N., Salles, J.-M., Settele, J., Vaissière, B.E., 2009. Economic valuation of the vulnerability of world agriculture confronted with pollinator decline. *Ecol. Econ.*, **68**(3), 810–821.
- Ganjugunte, G.K., Vance, G.F., Prestion, C.M., Schuman, G.E., Ingram, L.J., Stahl, P.D., Welker, J.M., 2005. Soil organic carbon composition in a Northern mixed-grass prairie: effects of grazing. *Soil Sci. Soc. Am. J.*, **69**(6), 1746–1756.
- Gomez-Baggethun, E., Martin-Lopez, B., Barton, D.N., Braat, L., Kelemen, E., Garcia-Llorente, M., Saarikoski, H., van den Bergh, J., 2014. *State-of-the-art report on integrated valuation of ecosystem services*. European Commission.
- Gontier, T., 2010. *Energie et agriculture: Agriculture et stockage du carbone*. Chambre d'agriculture.
- Granier, A., 2007. Rôle des prairies dans le cycle de l'eau. Comparaison avec la forêt. *Fourrages*, 192, 399–408.
- Granier, A., Badeau, V., Bréda, N., 1995. Modélisation du bilan hydrique des peuplements forestiers. *Rev. For. Fr.*, 47, 59–68.
- Granval, P., Muys, B., Leconte, D., 2000. Intérêt faunistique de la prairie permanente pâturée. *Fourrages*, 162, 157–167.
- Haines-Young, R., Potschin, M., Kienast, F., 2012. Indicators of ecosystem service potential at European scales: Mapping marginal changes and trade-offs. *Ecol. Indic.*, 21, 39–53.

- Hamilton, L.S., 2009. *Les forêts et l'eau: étude thématique préparée dans le cadre de l'Evaluation des ressources forestières mondiales 2005.*, Etude FAO: Forêts. FAO, Rome.
- Hegg, C., Jeisy, M., Waldner, P., 2006. *La forêt et l'eau potable: Une étude bibliographique.* Institut fédéral de recherches WSL, Birmensdorf.
- Hein, L., van Koppen, K., de Groot, R.S., van Ierland, E.C., 2006. Spatial scales, stakeholders and the valuation of ecosystem services. *Ecol. Econ.*, **57**(2), 209–228.
- Hennart, S., Lambert, A., Stilmant, D., 2013. Impact du chargement d'arrière-saison sur les teneurs en azote potentiellement lessivable en prairie: références établies dans le sud-est de la Belgique. In: *2e Atelier Nitrate - eau. Evaluation du Programme de Gestion Durable de l'Azote*, Presses agronomiques de Gembloux, Peyresq, France, pp. 201–206.
- IPCC, 2006. *Agriculture, Forestry and Other Land Use, 2006 IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories.* Institute for Global Environmental Strategies, Japan.
- IPCC, 2000. *Land use, land-use change, and forestry: a special report of the Intergovernmental Panel on Climate Change.* IPCC, S.l.
- Jannot, P., 2007. L'importance des prairies par rapport à la qualité de l'eau ; sa prise en compte dans les politiques publiques. *Fourrages*, **192**, 387–398.
- Jérôme, E., 2014. *Bilan de carbone d'une prairie pâturée en Région wallonne: effets du climat et de la gestion du pâturage.* Thèse de doctorat en sciences agronomiques et ingénierie biologique, Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux (Gembloux Agro-Bio Tech), Gembloux.
- Jones, M.B., Donnelly, A., 2004. Carbon sequestration in temperate grassland ecosystems and the influence of management, climate and elevated CO₂: Tansley review. *New Phytol.*, **164**(3), 423–439.
- Ladegaard-Pedersen, P., Elberling, B., Vesterdal, L., 2005. Soil carbon stocks, mineralization rates, and CO₂ effluxes under 10 tree species on contrasting soil types. *Can. Journ. For. Res.*, **35**, 1277–1284.
- Lamarque, P., Quétier, F., Lavorel, S., 2011. The diversity of the ecosystem services concept and its implications for their assessment and management. *C. R. Biologies*, **334**(5-6), 441–449.
- Latte, N., Colinet, G., Fayolle, A., Lejeune, P., Hébert, J., Claessens, H., Bauwens, S., 2013. Description of a new procedure to estimate the carbon stocks of all forest pools and impact assessment of methodological choices on the estimates. *Eur. J. For. Res.*, **132**(4), 565–577.
- Lavorel, S., Colloff, M.J., McIntyre, S., Doherty, M.D., Murphy, H.T., Metcalfe, D.J., Dunlop, M., Williams, R.J., Wise, R.M., Williams, K.J., 2015. Ecological mechanisms underpinning climate adaptation services. *Glob. Change Biol.*, **21**(1), 12–31.

- Lavorel, S., Sarthou, J.-P., Carré, G., Chauvel, B., Corlet, J., Dajoz, I., Dupraz, C., Farruggia, A., Lavergne, S., Llagre, F., Lumaret, J.-P., Quétier, F., 2008. Chapitre 2. Intérêts de la biodiversité pour les services rendus par les écosystèmes. In: *Agriculture et Biodiversité: Des Synergies à Valoriser. Rapport Final*. Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables, pp. 1–266.
- Lecomte, H., 2000. *Chapitre 3: Nature et forêts. Evolution du volume de bois à l'hectare*. Etat de l'environnement wallon: L'environnement wallon à l'aube du XXI^e siècle, <http://environnement.wallonie.be/eew2000/natfor/natfore2.htm>, (22/05/2015).
- Leroux, M., Bollen, G., Cadelli, D., Defoux, J., De Gey, J.-N., Delaunois, P., 2007. Dossier: L'agriculture et l'eau. *Les nouvelles de l'agriculture*, 41, 9–23.
- Lettens, S., Van Orshoven, J., Perrin, D., Wesemael, B.V., Muys, B., 2008. Organic carbon stocks and stock changes of forest biomass in Belgium derived from forest inventory data in a spatially explicit approach. *Ann. For. Sci.*, **65**(6), 604-604.
- Ludwig, J.-M., 2015. *Outils de gestion stratégique*. Portail Luxembourgeois de l'Innovation et de la Recherche, <http://www.innovation.public.lu/fr/innover/gestion-innovation/marketing/index.html> (02/06/2015).
- Martín-López, B., Iniesta-Arandia, I., García-Llorente, M., Palomo, I., Casado-Arzuaga, I., Amo, D.G.D., Gómez-Baggethun, E., Oteros-Rozas, E., Palacios-Agundez, I., Willaarts, B., González, J.A., Santos-Martín, F., Onaindia, M., López-Santiago, C., Montes, C., 2012. Uncovering Ecosystem Service Bundles through Social Preferences. *PLoS ONE*, **7**(6), e38970.
- Marty, P., Lepart, J., 2009. Le réseau Natura 2000. Vers une gestion intégrative de l'espace rural européen. *Géocarrefour*, **84**(3), 173–180.
- Mauchamp, L., Gillet, F., Mouly, A., Badot, P.-M., 2012. *Les prairies: biodiversité et services écosystémiques, Pratiques & Techniques*. Presses Universitaires de Franche-Comté.
- Michaud, A., 2011. *Evaluation des services fourragers et environnementaux des prairies permanentes à partir de la végétation, du milieu et des pratiques de gestion*. LAE Nancy Université INPL, Clermont Ferrand.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and human well-being: synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Mouchet, M.A., Lamarque, P., Martín-López, B., Crouzat, E., Gos, P., Byczek, C., Lavorel, S., 2014. An interdisciplinary methodological guide for quantifying associations between ecosystem services. *Glob. Environ. Change*, **28**, 298–308.
- Nations Unies, 1992. *Convention sur la diversité biologique*, Moniteur belge du 02/04/1997, 7671.
- öCking, E., Smith, H.G., 2006. Semi-natural grasslands as population sources for pollinating insects in agricultural landscapes: Population sources for pollinators. *J. Appl. Ecol.*, **44**(1), 50–59.

- ONF, n.d. *Gestion durable: eau et forêt, une association naturelle*. Office National des Forêts - Portail, http://www.onf.fr/gestion_durable/++oid++91e/@@@display_advise.html, (09/04/2015).
- Oostra, S., Majdi, H., Olsson, M., 2006. Impact of tree species on soil carbon stocks and soil acidity in southern Sweden. *Scand. J. For. Res.*, **21**(5), 364–371.
- Peh, K.S.-H., Balmford, A., Bradbury, R.B., Brown, C., Butchart, S.H.M., Hughes, F.M.R., Stattersfield, A., Thomas, D.H.L., Walpole, M., Bayliss, J., Gowing, D., Jones, J.P.G., Lewis, S.L., Mulligan, M., Pandeya, B., Stratford, C., Thompson, J.R., Turner, K., Vira, B., Willcock, S., Birch, J.C., 2013. TESSA: A toolkit for rapid assessment of ecosystem services at sites of biodiversity conservation importance. *Ecosyst. Serv.*, **5**, 51–57.
- Peh, K.S.-H., Balmford, A., Bradbury, R.B., Brown, C., Butchart, S.H.M., Hughes, F.M.R., Stattersfield, A., Thomas, D.H.L., Walpole, M., Birch, J.C., 2014. *TESSA: Toolkit for Ecosystem Service Site-based Assessment*.
- Perrin, D., 2005. *Flux de respiration de sols forestiers: analyse et modélisation à différentes échelles spatiales et temporelles*. Faculté universitaire des Sciences agronomiques de Gembloux, Gembloux.
- Peyraud, J.L., Peeters, A., De Vlieghe, A., 2012. Place et atouts des prairies permanents en France et en Europe. *Fourrages*, **211**, 3–4.
- Philippe, A., Rouxhet, S., Lambert, J., Luxen, P., 2008. *Prairies traditionnelles d'Ardenne*. Région Wallonne, AGRINATURE.
- Piriou, J.-Y., Coic, D., Merceron, M., 1999. Abattement de l'azote par le marais côtier de Kervigen et potentiel breton. In: *Pollutions diffuses: du bassin versant au littoral*, Saint-Brieuc, Ploufragan (France).
- Pironet, A., Teugels, C., 2012. *Le réseau natura 2000 en Région wallonne*. Service Public de Wallonie.
- Puydarrieux, P., Devaux, J., 2013. *Quelle évaluation économique pour les services écosystémiques rendus par les prairies en France métropolitaine?* Commissariat général sur le Développement durable. Service de l'économie, de l'évaluation et de l'intégration du développement durable. France.
- Quinet, A., Baumstark, L., Célestin-Urbain, J., Pouliquen, H., Auverlot, D., Raynard, C., 2009. *La valeur tutélaire du carbone. Rapport de la commission présidée par Alain Quinet*. La Documentation Française, AWS, Paris.
- Raquez, P., Dendoncker, N., 2013a. *Dossier scientifique sur les services rendus par les écosystèmes en Wallonie, en vue de la préparation du rapport analytique 2012-2013 sur l'état de l'environnement wallon*. Université de Namur - Département de Géographie.
- Région Wallonne, 1973. *Loi sur la conservation de la nature du 12 juillet 1973*, Moniteur belge du 11/09/1973, 10306.

- <http://environnement.wallonie.be/legis/consnat/cons001.htm>, (29/06/2015).
- Ridremont, F., Degré, A., Claessens, H., 2012. Mieux comprendre et évaluer la réserve en eau des sols forestiers. *For. Wallonne*, 116, 18–29.
- Robert, M., Saugier, B., 2003. Contribution des écosystèmes continentaux à la séquestration du carbone. *Comptes Rendus Geoscience*, **335**(6-7), 577–595.
- Roger, P., Le Mer, J., Joulain, C., 1999. L'émission et la consommation de méthane par les sols: mécanismes, bilan, contrôle. *C.R. Acad. Agri. Fr.*, **85**(6), 193–210.
- Rossillon, F., Vander Borght, P., Vanhees, V., Causse, E., Giot, B., Lambert, J., 2005. Impact de l'abreuvement du bétail sur la qualité écologique des cours d'eau: étude de cas en Région wallonne de Belgique. *Cahiers de l'Association Scientifique Européenne pour l'Eau et la Santé*, **10**(1), 59-70.
- Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Estrade, J.-R., Sarthou, J.-P., Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité: des synergies à valoriser. Rapport final. (Expertise scientifique collective UESC)*. Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, Ministère de l'Ecologie, du Développement et de l'Aménagement durables.
- Scanlon, B.R., Jolly, I., Sophocleous, M., Zhang, L., 2007. Global impacts of conversions from natural to agricultural ecosystems on water resources: Quantity versus quality. *Water Resources Research*, 43, 1-18.
- Serpantié, G., Méral, P., Bidaud, C., 2012. Des bienfaits de la nature aux services écosystémiques. *VertigO*, **12**(3).
- Service Public de Wallonie, 2010. *La Gaume ou Lorraine belge*. Agrinature, <http://agrinature.be/index.php?rub=agrinature&pg=paysages-agricoles-wallonie&spg=lorraine-belge>, (03/06/2015).
- Service Public de Wallonie, 1967. *Loi relative aux cours d'eau non navigables du 28 décembre 1967*, Moniteur belge du 15/02/1968, 1403.
- Simon, J.-C., Vertès, F., Decau, M.L., Le Corre, L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. I- Bilans à l'exploitation et lessivage du nitrate sous prairies. *Fourrages*, 151, 249–262.
- Smeets, E., Weterings, R., 1999. *Environmental indicators: Typology and overview*. European Environment Agency, Copenhagen.
- Soussana, J.-F., Laville, P., Hénault, C., Allard, V., Fiorelli, J.-L., Cellier, P., 2006. Bilan de gaz à effet de serre en prairies et cultures: méthodologies et résultats. *Fourrages*, 186, 193–204.
- Soussana, J.-F., Loiseau, P., Vuichard, N., Ceschia, E., Balesdent, J., Chevallier, T., Arrouays, D., 2004. Carbon cycling and sequestration opportunities in temperate grasslands. *Soil Use and Management*, **20**(2), 219–230.
- Soussana, J.F., Tallec, T., Blanfort, V., 2010. Mitigating the greenhouse gas balance of ruminant production systems through carbon sequestration in grasslands. *Animal*, **4**(3), 334-350.

- SPF Economie, 2011. *Biodiversité : liste rouge des espèces belges*. Direction générale statistique et information économique,
http://statbel.fgov.be/fr/modules/publications/statistiques/environnement/fichiers_telechargeables/biodiversite_liste_rouge_des_especes_belges.jsp, (29/06/2015).
- SPW, 2014. *Les indicateurs clés de l'environnement Wallon 2014, Rapport sur l'état de l'environnement wallon*. Service Public de Wallonie.
- SYNAGRA, 2015. *Cotation culture (Indic.)*. Association professionnelle de négociants en céréales et autres produits agricoles,
<http://www.synagra.be/agriculturalprices.aspx?lang=fr>, (21/05/2015).
- TEEB, 2010. *The Economics of Ecosystems and Biodiversity: Ecological and Economic foundations*, Earthscan. ed. UNEP/Earthprint, London and Washington.
- Terra, S., 2010. *Guide de bonnes pratiques pour la mise en oeuvre de la méthode d'évaluation contingente*. _Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, Paris.
- Terra, S., 2005a. *Guide de bonnes pratiques pour la mise en euvre des études de valorisation environnementale: aide à la rédaction de cahiers de charges*. Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, Paris.
- Terra, S., 2005b. *Guide de bonnes pratiques pour la mise en oeuvre de la méthode des coûts de transport*. Direction des études économiques et de l'évaluation environnementale, Paris.
- Teyssèdre, A., Landmann, G., Voreux, C., 2012. Les services écosystémiques, entre exploration du fonctionnement des écosystèmes et monétarisation. *Rev. For. Fr.*, **54**(3), 409-415.
- The Natural Capital Project, 2015. *Integrated Valuation of Ecosystem Services and Tradeoffs (InVEST)*. Natural Capital Project, <http://www.naturalcapitalproject.org/InVEST.html>, (13/07/2015).
- Tichit, M., 2014. *Penser le fonctionnement des agroécosystèmes en bouquets de services écosystémiques : un changement de paradigme ? Séminaire EFESE, 2ème édition*. INRA, Paris.
- Turkelboom, F., Raquez, P., Dufrene, M., Raes, L., Stevens, M., Jacobs, S., Fontaine, C., De Vrese, R., Vrebos, D., Van der Biest, K., Staes, J., 2013. CICES going local: Ecosystem services classification adapted for. In: *Belgium Ecosystem Services - Global Issues Local Practices*, Elsevier, New York, pp. 223–247.
- Union européenne, 2010. *Directive 2009/147/CE du Parlement européen et du conseil du 30 novembre 2009 concernant la conservation des oiseaux sauvages*. Commission européenne, 30/11/2009.
- Union européenne, 1992. *Directive 92/43/CEE du Conseil du 21 mai 1992 concernant la conservation des habitats naturels ainsi que de la faune et de la flore sauvages*. Commission européenne, 21/05/1992.

- Vallet, P., 2009. Species substitution for carbon storage: Sessile oak versus Corsican pine in France as a case study. *For. Ecol. Manag.*, **257**(4), 1314–1323.
- Vandenbergh, C., Colinet, G., Destain, J.-P., Marcoen, J.M., 2013. Mise en oeuvre de la révision du Programme d'action lié à la Directive Nitrates. In: *2e Atelier Nitrate - Eau. Evaluation du Programme de Gestion Durable de l'Azote*, Presses agronomiques de Gembloux, Peyresq, France, pp. 161–163.
- Vande Walle, I., Van Camp, N., Perrin, D., Lemeur, R., Verheyen, K., Van Wesemael, B., Laitat, E., 2005. Growing stock-based assessment of the carbon stock in the Belgian forest biomass. *Ann. For. Sci.*, **62**(8), 853–864.
- Van Gelderen, C., Turlot, A., Rondia, P., Demeter, S., 2011. *Rencontre... Au coeur des prairies de haute valeur biologique*, AGRINATURE. Service Public de Wallonie.
- Van Wesemael, B., 2006. *La séquestration et l'émission des gaz à effet de serre provenant des écosystèmes terrestres en Région wallonne*. Dossier scientifique réalisé dans le cadre de l'élaboration du Rapport analytique 2006-2007 sur l'état de l'environnement wallon. Département de Géographie, Faculté des Sciences Université catholique de Louvain.
- Vertès, F., Simon, J.-C., Laurent, F., Besnard, A., 2007. Prairies et qualité de l'eau. Evaluation des risques de lixiviation d'azote et optimisation des pratiques. *Fourrages*, **192**, 423–440.
- Vertès, F., Simon, J.-C., Le Corre, L., Decau, M.L., 1997. Les flux d'azote au pâturage. II- Etudes des flux et de leurs effets sur le lessivage. *Fourrages*, **151**, 263–280.
- Vigerstol, K.L., Aukema, J.E., 2011. A comparison of tools for modeling freshwater ecosystem services. *Journ. Environ. Manage.*, **92**(10), 2403–2409.
- Wibail, L., Goffart, P., Smits, Q., Delescaille, L.-M., Couvreur, J.-M., Keulen, C., Delmarche, C., Gathoye, J.-L., Manet, B., Derochette, L., 2014. *Évaluation de l'état de conservation des habitats et espèces Natura 2000 en Wallonie. Résultats du Rapportage Article 17 au titre de la Directive 92/43/CEE pour la période 2007-2012*. Département de l'Etude du Milieu Naturel et Agricole - Direction de la nature et de l'Eau (DGOARNE), Gembloux.
- Wiesmeier, M., 2013. Storage and drivers of organic carbon in forest soils of southeast Germany (Bavaria) – Implications for carbon sequestration. *For. Ecol. Manag.*, **295**, 162–172.

Annexe I

Enquête sur la chasse

Dans le cadre de mon travail de Fin d'Etude, je réalise une enquête sur la chasse et les différents services que rendent les milieux naturels dans ce domaine: la capacité d'accueil du milieu pour le gibier de par les paysages les plus appropriés pour le gibier.

Cela ne prendra que 10 à 15 minutes pour répondre au questionnaire.

Le questionnaire concerne le Sud de la Belgique (Ardenne et Lorraine).

Territoire de chasse

Q1. Possédez-vous ou louez-vous un territoire de chasse?

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q2. Si vous possédez ou louez un territoire de chasse, pourriez-vous localiser les parcelles dans lesquelles vous chassez?

Indiquer la commune, le code postal, un lieu-dit ou toute autre information qui permet de les localiser

Q3. De quoi est composé le territoire sur lequel vous chassez, en termes de milieux? (uniquement des forêts, forêts et prairies, etc.)

Capacité d'accueil d'un milieu naturel pour le gibier

La prochaine section de ce questionnaire vise à évaluer la capacité d'accueil des différents milieux pour le gros gibier. Pour cela, nous allons identifier l'impact de plusieurs éléments paysagers propres à chaque milieu.

Q4. Voici trois paysages types. Le premier porte sur la forêt, le deuxième sur les milieux ouverts, et le dernier sur des paysages comportant différents milieux. Dans chaque tableau sont présentées différentes caractéristiques (type de végétation, type de gestion etc.). Au sein de ces caractéristiques, plusieurs options sont possibles (par exemple, pour le type d'essences : résineux, feuillus, mixte).

Nous vous demandons d'évaluer, selon vos connaissances et votre expérience de la chasse, les éléments/options qui sont favorables ou non :

1. À l'alimentation du gros gibier

2. Au refuge du gros gibier

Vous pouvez les évaluer de la manière suivante:

-2: Très défavorable 1: Plutôt favorable

-1: Plutôt défavorable 2: Très favorable

0: Neutre

En milieu forestier

Type d'essence

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Résineux											
Feuillus											
Mixte											

Structure de la forêt

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Forêt régulière (les arbres ont tous la même taille)											
Forêt irrégulière (les arbres sont de tailles différentes)											

Âge de la forêt

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Jeune peuplement											
Vieux peuplement											

En milieu ouvert

Type d'utilisation du sol

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Prairie pâturée (présence de bétail)											
Prairie fauchée											
Champs (culture)											

Type de gestion

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Pratiques intensives (grande densité de bétail, fauche 4 à 5x/an)											
Pratiques extensives (faible densité de bétail, fauche 1x/an)											

Composition du milieu

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Absence d'éléments bocagers											
Présence d'éléments bocagers (haies, bosquets, arbres isolés, cordons d'arbres, etc.)											

Cortège floristique

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Faible diversité des végétaux											
Grande diversité des végétaux											

Dans un paysage mixte (alternance de forêts et de milieux ouverts)

Type d'occupation du sol

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Forêts											
Milieux ouverts											
Alternance de forêts et de milieux ouverts											

Agencement des occupations du sol

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Une lisière sépare les deux types de milieux											
Plusieurs lisières séparent les milieux (alternance plus importante)											

Caractéristiques des lisières

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Lisière nette les deux milieux											
Lisière progressive les deux milieux											

Éléments hydrologiques

	Valeur alimentaire						Valeur refuge				
	-2	-1	0	1	2		-2	-1	0	1	2
Pas d'élément hydrologique présent											
Présence d'un ou plusieurs cours d'eau											
Présence d'un ou plusieurs plans d'eau											

Productivité du milieu

Q5. Maintenant que vous avez évalué les caractéristiques d'un paysage, pourriez-vous me décrire en quelques mots le paysage le plus accueillant, d'un point de vue alimentaire et refuge, pour le gibier?

--

Le projet LIFE Herbages

Le projet LIFE Herbages a pour objectif de restaurer 400 hectares de milieux ouverts : différents types de prairies à haute valeur biologique sur bons sols ou en zones humides, des bas-marais alcalins, des forêts alluviales, etc. Ces milieux seront restaurés soit à partir de coupes forestières (résineux), soit à partir de milieux agricoles gérés de manière intensive (grande densité de bétail, ou fauche 4 à 5 fois par an), soit à partir de parcelles abandonnées par l'agriculture.

Les 400 hectares ne tiennent pas d'un seul tenant, mais sont de petites parcelles situées dans le réseau Natura 2000, qui s'étendent en Ardenne méridionale et en Lorraine. Pour plus d'informations, vous pouvez consulter le lien suivant:

<http://www.life-herbages.eu/>

Q6. Pensez-vous que le projet LIFE Herbages puisse influencer la capacité d'accueil du milieu et donc la productivité de gibier de la région ?

Si oui, de quelle manière ? Pensez-vous que le projet engendrera une diminution/augmentation significative du nombre de têtes ?

Pour la valeur alimentaire

--

Pour la valeur refuge

--

Q7. Maintenant que vous connaissez l'objectif du projet LIFE Herbages, pourriez-vous quantifier, sur une échelle de 1 à 5, votre satisfaction par rapport au projet, une fois qu'il sera réalisé (la note de 1 pour exprimer votre désaccord et la note de 5 pour exprimer une grande satisfaction).

1	2	3	4	5

Q8. Pourriez-vous m'expliquer en quelques lignes les raisons de votre choix pour la question précédente?

--

Fin du questionnaire

Je vous remercie d'avoir pris le temps de répondre au questionnaire.

Si vous êtes intéressés par les résultats de cette enquête, indiquez votre adresse e-mail ci-dessous. Elle ne sera utilisée qu'à cette fin.

--

Annexe II

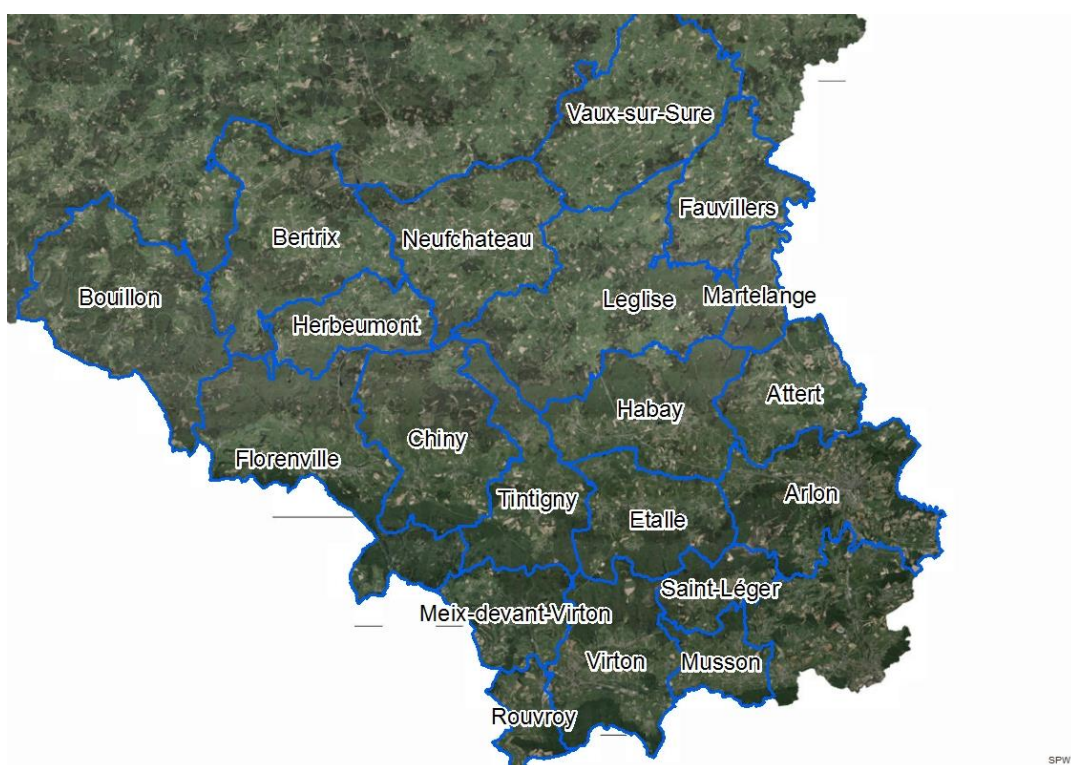
Grâce aux enquêtes en ligne, les questions posées sont adaptées en fonction des réponses données précédemment par la personne interrogée. Cet agencement n'est pas visible ici, mais peut être consulté via le lien internet donné dans la méthodologie.

Enquête sur les milieux naturels

Dans le cadre de mon Travail de Fin d'Etude, je réalise une enquête sur les activités réalisées en plein air et sur l'importance que vous accordez aux milieux dans lesquels vous pratiquez ces activités. Je vous demanderai de bien vouloir compléter toutes les questions en les lisant attentivement. Il ne s'agit pas d'un questionnaire pour tester vos connaissances mais d'une évaluation de votre perception sur les milieux naturels. Les données fournies ne seront utilisées que dans le cadre de mon travail et resteront confidentielles.

Cela ne prendra que 10 à 15 minutes pour répondre au questionnaire.

Les questions auxquelles vous vous apprêtez à répondre sont à prendre en compte dans une zone située dans le Sud de la Belgique. Une carte est mise à votre disposition pour situer les communes concernées par la zone d'étude.



Q1. Habitez-vous dans la zone concernée par cette étude (entourée sur la carte ci-dessus)?

- ☐ Oui
- ☐ Non

Localité hors de la zone d'étude

Q2. Si vous n'habitez pas dans la région concernée par ce questionnaire (indiquée sur la carte), veuillez mentionner votre localité.

Indiquez votre localité et code postal

--

Milieus naturels fréquentés

Q3. Où avez-vous l'habitude de vous promener ?

- ☐ Toujours en forêt
- ☐ Toujours en milieu ouvert (champ, prairie, plans d'eau, etc.)
- ☐ Principalement en forêt
- ☐ Principalement en milieu ouvert (champ, prairie, plans d'eau, etc.)
- ☐ Aussi bien en forêt qu'en milieu ouvert

Q4. Quel type de forêt fréquentez-vous majoritairement?

- ☐ Feuillus (chêne, hêtre, charme, érable, etc.)
- ☐ Résineux (épicéas, douglas, pins, etc.)
- ☐ Forêt mixte (feuillus et résineux)
- ☐ Peu m'importe
- ☐ Autre :

Q5. Quel type de milieu ouvert fréquentez-vous majoritairement?

- ☐ Prairies
- ☐ Pelouses naturelles (calcaire, sable, ...), (= formation herbeuse dans un milieu naturel, non un milieu urbain)
- ☐ Landes
- ☐ Champs (culture)

- Plans d'eau (mare, étang, lac, etc.)
- Milieux humides (Marais, tourbières, etc.)
- Peu m'importe
- Autre :

Caractéristiques du paysage

Q6. Quelles sont les caractéristiques principales d'une forêt qui vous séduisent?

Plusieurs réponses sont possibles

- | | |
|--|--|
| <ul style="list-style-type: none"> ○ La forêt est composée de feuillus ○ La forêt est composée de résineux ○ La forêt est un mélange de feuillus et de résineux ○ Les arbres sont tous du même âge, ils sont vieux et hauts ○ Les arbres sont d'âges différents, il y en a de toutes les hauteurs ○ Il y a la présence d'un cours d'eau ou d'un à plusieurs plans d'eau ○ Il y a des clairières pour ouvrir la vue ○ Il y a des lisières avec le milieu agricole ○ Il y a des infrastructures destinées aux balades, pique-niques ou activités sportives ○ Il y a des panneaux explicatifs et pédagogiques sur la nature | <ul style="list-style-type: none"> ○ Les routes sont bétonnées ○ Les routes sont en terre ○ Il y a peu de chemins, gardant des parties de forêt inaccessibles au public ○ Il y a des chemins en suffisance dans la forêt ○ Pour les milieux urbains, les chemins sont éclairés en forêt ○ Il y a des points de vue panoramiques ○ La forêt est peu fréquentée ○ Il y a des espèces végétales ou animales particulières ○ Il y a du gibier (pour l'observation, la photographie ou la chasse) ○ Autre : |
|--|--|

Q7. Quelles sont les caractéristiques principales d'un milieu ouvert qui vous séduisent?

Plusieurs réponses sont possibles

- | | |
|---|---|
| <ul style="list-style-type: none"> ○ Le paysage est homogène, il n'y a aucun élément ponctuel tel que des arbres, haies, arbustes, c'est un « openfield » ○ Le paysage est hétérogène, il y a des éléments bocagers (arbres, arbustes, haies) ○ Il y a la présence d'un cours d'eau, ou de plans d'eau | <ul style="list-style-type: none"> ○ Il y a des installations destinées aux balades et aux pique-niques (bancs, tables, barbecues, parking, etc.) ○ Le paysage est composé d'étendues agricoles majoritairement avec des parcelles de forêts ○ Le paysage n'est composé que d'étendues agricoles |
|---|---|

- Il y a des panneaux pédagogiques
- Le paysage est constitué de cultures agricoles
- Le paysage est constitué de prairies à haute herbes
- Les prairies sont caractérisées par trois couleurs ou plus de fleurs (bleu, rose, jaune,...)
- Il y a des chemins en suffisance pour se balader et pratiquer un sport
- Il n'y a pas beaucoup de chemins dans le paysage, ce qui le laisse intact
- Il y a des points de vue panoramiques
- Les routes sont bétonnées
- Les routes sont en terre
- Il y a des espèces végétales ou animales particulières
- Il y a des vaches dans les prairies, l'herbe est rase
- Il y a peu de vaches dans les prairies (race rustique), l'herbe est haute
- Autre :

Q8. Si vous avez coché "Il y a des espèces végétales ou animales particulières", veuillez préciser lesquels.

Activités en plein air

Q9. A quelle fréquence vous rendez-vous en forêt?

- Moins d'une fois par an
- 1 fois par an
- 2 à 5 fois par an
- 5 à 10 fois par an
- 1 à 2 fois par mois
- 1 à 2 fois par semaine
- Plus de 2 fois par semaine
- Autre :

Q10. Quelles activités pratiquez-vous en forêt?

Plusieurs réponses sont possibles

- Promenade pédestre de détente
- Promenade à thème organisée (par une association de la nature, un guide nature, un comité villageois)
- Randonnée pédestre (GR)

- Promenade à cheval
- Promenade à vélo
- Promenade avec votre/vos chien(s)
- VTT, cyclisme (sportif)
- Course, jogging
- Cueillette de fruits, fleurs, champignons
- Pique-nique, barbecue
- Chasse
- Pêche
- Ski et autres sports de neige
- Camping
- Sports d'aventure (accrobranche, parcours vita, etc.)
- Kayak et autres activités aquatiques
- Observation de la faune et/ou de la flore
- Photographie
- Scoutisme
- Jeux
- Activités scientifiques
- Récolte du bois de chauffage
- Autre :

Q11. A quelle fréquence vous rendez-vous dans un milieu ouvert?

- Moins d'une fois par an
- 1 fois par an
- 2 à 5 fois par an
- 5 à 10 fois par an
- 1 à 2 fois par mois
- 1 à 2 fois par semaine
- Plus de 2 fois par semaine
- Autre :

Q12. Quelles activités pratiquez-vous en milieu ouvert?

Plusieurs réponses sont possibles

- Promenade pédestre de détente
- Promenade à thème organisée (par une association de la nature, un guide nature, un comité villageois)
- Randonnée pédestre (GR)
- Promenade à cheval

- Promenade avec votre/vos chien(s)
- Promenade à vélo
- VTT, cyclisme
- Course, jogging
- Cueillette de fruits, fleurs, champignons
- Pique-nique, barbecue
- Chasse
- Pêche
- Ski et autres sports de neige
- Camping
- Sports d'aventure (accrobranche, parcours vita, etc.)
- Kayak et autres activités aquatiques
- Observation de la faune et/ou de la flore
- Photographie
- Scoutisme
- Jeux
- Activités scientifiques
- Autre :

Q13. Si vous ne vous rendez jamais en milieux ouverts, quelles en sont les raisons?

- J'ai des problèmes de santé
- Je n'ai pas de moyen de transport pour m'y rendre
- C'est trop éloigné de mon domicile
- C'est trop éloigné de mon domicile
- Je n'ai pas le temps
- Je ne pense pas à m'y rendre
- Autre :

Q14. Si vous ne vous rendez jamais en forêt, quelles en sont les raisons?

- J'ai des problèmes de santé
- Je n'ai pas de moyen de transport pour m'y rendre
- C'est trop éloigné de mon domicile
- C'est trop éloigné de mon domicile
- Je n'ai pas le temps
- Je ne pense pas à m'y rendre
- Autre :

Dernière activité en plein air dans le Sud de la Belgique

Les prochaines questions portent sur votre dernière activité en plein air, dans la zone délimitée au début de ce questionnaire.

Q15. Avez-vous pratiqué une activité en plein air dans le Sud de la Belgique (zone d'étude) au cours des 12 derniers mois? Précisez le milieu dans lequel cette activité s'est déroulée.

- ☐ Forêt de feuillus
- ☐ Forêt de conifères
- ☐ Forêt de feuillus et de résineux
- ☐ Prairies
- ☐ Champs
- ☐ Plans d'eau
- ☐ Milieux humides (Marais, tourbières)
- ☐ Alternance de forêts et de milieux ouverts
- ☐ Je n'ai jamais pratiqué d'activité en plein air, dans la zone visée par ce questionnaire
- ☐ Je ne me souviens pas de la dernière activité pratiquée dans la zone visée par ce questionnaire
- ☐ La dernière activité en plein air pratiquée dans le Sud de la Belgique, date d'il y a plus d'un an
- ☐ Autre :

Q16. Quelle activité principale avez-vous pratiqué?

Q17. Combien de personnes étiez-vous lors de cette activité, vous inclus?

Ce nombre ne prend en compte que les personnes qui sont parties du même endroit que vous pour vous rendre à cette activité.

Q18. Où avez-vous pratiqué cette activité?

Préciser le lieu et le code postal

Q19. Par quel moyen de transport êtes-vous arrivé sur le site?

- ☐ Voiture
- ☐ Moto
- ☐ Train
- ☐ Bus (TEC)
- ☐ Car (voyage organisé)
- ☐ A pied
- ☐ A vélo
- ☐ A cheval
- ☐ Autre :

Q20. Si vous avez emprunté les transports en commun, à combien s'élevait votre ticket pour le voyage aller-retour?

Si vous êtes venu par un autre moyen de transport, passez cette question.

Q21. En partant de votre domicile, à combien estimez-vous le nombre de kilomètres effectués pour vous rendre sur place (un simple aller).

Q22. Avez-vous pratiqué un aller-retour de votre domicile au site sur la journée ?

- ☐ Oui
- ☐ Non

Précisions sur le séjour

Q23. L'activité pratiquée sur le site était-elle la raison principale pour votre venue dans la région ?

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q24. Si ce n'était pas la raison principale de votre venue, précisez l'objectif principal?

S'il s'agissait de la raison principale, passez cette question.

Q25. Dans quel type d'hébergement logiez-vous durant votre séjour?

- ☐ Hôtel
- ☐ Gîte
- ☐ Maison d'hôte
- ☐ Auberge de jeunesse
- ☐ Camping
- ☐ Maison/chalet loué
- ☐ Chez des amis/de la famille
- ☐ Autre :

Q26. Où résidiez-vous de manière temporaire?

Indiquez le lieu et le code postal

Q27. Avez-vous effectué plusieurs visites sur le même site durant votre séjour?

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q28. Si oui, précisez-en le nombre.

Si non, passez cette question.

Frais pour l'activité

Q29. A combien estimez-vous les dépenses effectuées pour réaliser cette activité (frais d'alimentation, souvenirs, hébergement si c'est le cas) et ce, sans les frais d'essence?

Classement de photos paysagères

Cette partie du questionnaire concerne la valeur d'un paysage à vos yeux, d'un point de vue esthétique, sentimental, patrimonial, etc.

Q30. Voici trois séries de photographies qui illustrent différents types de milieux naturels. Chaque série représente une situation différente. Une mise en contexte vous est donnée afin que vous ayez tous les éléments pour juger de l'importance de ces milieux. Après avoir observé les photos et pris en compte leur description, veuillez les classer par ordre de préférence. La note de 1 correspondant au paysage que vous préférez et la note maximale au paysage que vous aimez le moins. Chaque photo a son échelle d'évaluation, il vous suffit de cocher la note que vous lui donnez. Vous pouvez donner la même note à deux paysages au maximum pour chaque série.

Série 1

Pour rappel, vous vous trouvez dans le contexte de l'Ardenne et de la Lorraine, où le paysage est une alternance de forêts et de milieux ouverts à finalité agricole. Classez les photos par ordre de préférence. (1 pour le paysage que vous préférez, 5 pour le paysage que vous aimez le moins dans ce contexte).

Photo 1



Essence(s) : résineux (épicéas)
Type de forêt : les arbres ont tous le même âge
Peu de végétation en sous-bois



1	2	3	4	5

Photo 2



Essence(s) : feuillus (chêne, hêtre, frêne, charme, ...)
 Les arbres sont d'âge variés
 Végétation en sous-bois présente (couverture herbacée, jeunes arbres, ..)

1	2	3	4	5

Photo 3



Pâturage de vaches destinées à la filière lait (à gauche) et la filière viande (à droite)
 Couverture végétale rase
 Peu ou pas d'espèces végétales fleuries

1	2	3	4	5

Photo 4



Prairie de fauche
4 à 5 fauches par an
Peu de diversité végétale



1	2	3	4	5

Photo 5



À gauche : prairie avec un pâturage à faible densité



À droite : prairie à haute valeur biologique, fauchée une fois par an
Diversité végétale importante pour les deux cas

1	2	3	4	5

Depuis plusieurs années, il existe des projets, nommés LIFE Nature, qui sont des actions européennes visant à restaurer certains types de milieux naturels parfois menacés, variant d'un projet à l'autre. Ces projets LIFE sont financés par l'Union européenne.

Pour plus d'informations:

<http://biodiversite.wallonie.be/fr/projets-life.html?IDC=3260>

Vous avez désigné un des milieux naturels présentés ci-dessus comme étant celui que vous préféreriez parmi ceux qui vous ont été proposés.

Q31. Dans un contexte fictif, seriez-vous prêt à financer les travaux de restauration du paysage que vous avez choisis, en faisant un don par an pendant 5 ans, selon le montant que vous souhaitez? Ce paysage serait restauré à partir des autres paysages présents dans cette série, pour un total de 100 hectares (140 terrains de football et <1% de la zone du projet).

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q32. Si vous avez consenti à contribuer financièrement, combien seriez-vous prêt à mettre? Le mode de paiement est sous forme de dons qui ne peuvent dépasser 10% de votre revenu familial mensuel net.

Q33. Si vous avez refusé de faire un don, quels en sont les motifs?

Plusieurs réponses sont possibles

- ☐ Ce n'est pas à moi de payer
- ☐ Je n'en ai pas les moyens financiers
- ☐ Je ne me sens pas concerné
- ☐ Je ne trouve pas nécessaire de modifier le milieu
- ☐ Je suis contre ce projet
- ☐ Je n'ai pas assez d'informations pour me décider
- ☐ J'ai peur de payer pour les autres
- ☐ Je réalise déjà des dons pour des associations relatives à la protection de l'environnement
- ☐ Ce projet m'empêcherait de pratiquer une activité
- ☐ Autre :

Série 2

Q34. Vous vous trouvez dans le contexte de l'Ardenne et de la Lorraine, le long d'un cours d'eau où les terres sont humides voire gorgées d'eau toute l'année. Classez les photos par ordre de préférence. (1 pour le paysage que vous préférez, 3 pour le paysage que vous aimez le moins dans ce contexte).

Photo 1



Essence(s) : résineux (épicéas)

Type de forêt : les arbres ont tous le même âge

Peu de végétation en sous-bois

Sol drainé pour assécher et permettre une bonne croissance des arbres

1	2	3

Photo 2



Essence(s) : feuillus (aulne, frêne, ...)

Les arbres sont d'âge variés

Végétation en sous-bois présente (couverture herbacée, jeunes arbres, ...)

1	2	3

Photo 3



Bas-marais alcalin

Milieu ouvert : alternance du couvert herbacée et d'eau libre

Présence d'espèces rares et particulières, adaptées à ces milieux. Flore diversifiée (orchidées, ..)

1	2	3

Q35. Selon les mêmes conditions que précédemment, seriez-vous prêt à financer les travaux de restauration du paysage que vous avez préféré, en faisant un don par an pendant 5 ans, selon le montant que vous souhaitez?

Ce paysage serait restauré à partir des autres paysages présents dans cette série, pour un total de 100 hectares (140 terrains de football et <1% de la zone du projet).

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q36. Si vous avez consenti à contribuer financièrement, combien seriez-vous prêt à mettre? Le mode de paiement est sous forme de dons qui ne peuvent dépasser 10% de votre revenu familial mensuel net.

Q37. Si vous avez refusé de faire un don, quels en sont les motifs?

Plusieurs réponses sont possibles.

- ☐ Ce n'est pas à moi de payer
- ☐ Je n'en ai pas les moyens financiers
- ☐ Je ne me sens pas concerné
- ☐ Je ne trouve pas nécessaire de modifier le milieu

- Je suis contre ce projet
- Je n'ai pas assez d'informations pour me décider
- J'ai peur de payer pour les autres
- Je réalise déjà des dons pour des associations relatives à la protection de l'environnement
- Ce projet m'empêcherait de pratiquer une activité
- Autre :

Série 3

Q38. Vous vous trouvez dans le contexte de la Lorraine, sur le site d'une ancienne carrière de sable ou de calcaire. Classez les photos par ordre de préférence. (1 pour paysage que vous préférez, 3 pour le paysage que vous aimez le moins dans ce contexte).

Photo 1



Essence : pin noir d'Autriche
 Les arbres ont tous le même âge
 Développement d'un couvert arbustif et herbacé

1	2	3

Photo 2



Essence(s) : feuillus (chêne, hêtre, frêne, charme, ...)

Les arbres sont d'âge variés

Végétation en sous-bois présente (couverture herbacée, jeunes arbres, ..)

1	2	3

Photo 3



Pelouses (sur un sol calcaire ou sur sable)

Couverture végétale basse

Présence de nombreuses espèces végétales à fleurs, qu'on ne retrouve que dans ces milieux particuliers

1	2	3

Q39. Comme précédemment, seriez-vous prêt à financer les travaux de restauration du paysage que vous avez choisis, en faisant un don par an pendant 5 ans, selon le montant que vous souhaitez? Ce paysage serait restauré à partir des autres paysages présents dans cette série, pour un total de 100 hectares (140 terrains de football et <1% de la zone du projet).

- Oui
- Non

Q40. Si vous avez consenti à contribuer financièrement, combien seriez-vous prêt à mettre? Le mode de paiement est sous forme de dons qui ne peuvent dépasser 10% de votre revenu familial mensuel net.

Q41. Si vous avez refusé de faire un don, quels en sont les motifs?

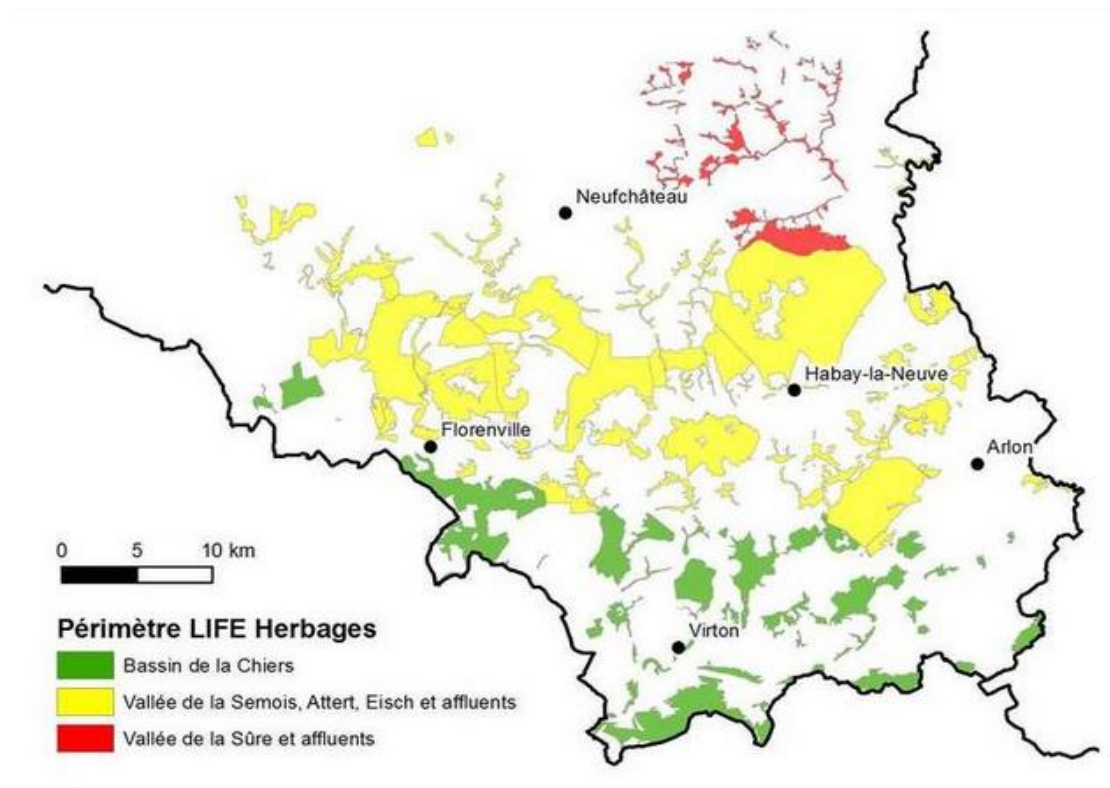
Plusieurs réponses sont possibles.

- Ce n'est pas à moi de payer
- Je n'en ai pas les moyens financiers
- Je ne me sens pas concerné
- Je ne trouve pas nécessaire de modifier le milieu
- Je suis contre ce projet
- Je n'ai pas assez d'informations pour me décider
- J'ai peur de payer pour les autres
- Je réalise déjà des dons pour des associations relatives à la protection de l'environnement
- Ce projet m'empêcherait de pratiquer une activité
- Autre :

Le projet LIFE Herbages

Le projet LIFE Herbages fait partie des projets LIFE Nature cités précédemment. Il se situe dans le Sud de la Belgique et a pour objectif de restaurer des prairies à haute valeur biologique, des zones humides telles que des marais, des forêts alluviales ou encore des pelouses sèches sur d'anciennes carrières de calcaire ou de sable abandonnées. Ces milieux étaient autrefois caractéristiques de la région et ils accueillent une diversité d'espèces dont certaines sont menacées.

La carte ci-dessous illustre le périmètre du projet LIFE, basé sur le réseau Natura 2000. Les surfaces sur lesquelles le projet travaille sont beaucoup plus petites, puisqu'elles ne représentent que 0,26% de la surface de cette carte.



Q42. Aviez-vous connaissance du projet LIFE Herbages avant de répondre à ce questionnaire ?

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q43. Si oui, pratiquiez-vous vos activités sur les sites concernés par le projet avant son commencement?

Si non, passez cette question.

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q44. Etes-vous favorable à ce projet?

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q45. Si non, pourquoi?

Q46. Ce projet pourrait-il influencer vos activités en plein air?

- ☐ Oui
- ☐ Non

Q47. Si oui, en quoi l'influence-t-il? Si vous êtes un habitué d'un des sites concernés par le projet, trouvez-vous qu'il y a une amélioration ou une dégradation de la qualité paysagère après les travaux effectués par le projet?

Si non, passez cette question.

Votre profil

Les questions suivantes portent sur des données personnelles. Le but de cette partie est de contextualiser les réponses des personnes interrogées et n'ont pas pour but de vous identifier. Elles resteront bien entendu confidentielles.

Q48. Où résidez-vous de manière permanente? Précisez le village/la ville et le code postal.

Q49. Dans quelle tranche d'âge vous situez-vous?

- ☐ Moins de 18 ans
- ☐ 18 à 24 ans
- ☐ 25 à 29 ans
- ☐ 30 à 44 ans
- ☐ 45 à 59 ans
- ☐ 60 à 74 ans
- ☐ Plus de 75 ans

Q50. Sexe

- ☐ Femme
- ☐ Homme

Q51. Vous sentez-vous concerné par la protection de l'environnement?

- ☐ Oui, très fortement
- ☐ Oui, de manière modérée
- ☐ Non, pas tellement
- ☐ Non, pas du tout

Q52. Quel est votre statut professionnel actuel?

- | | |
|---|---|
| ☐ Etudiant | ☐ Cadres supérieurs |
| ☐ Employé | ☐ Demander d'emploi |
| ☐ Ouvrier | ☐ Au foyer |
| ☐ Indépendant | ☐ Retraité |
| ☐ Agriculteur | ☐ Autre : |
| ☐ Profession libérale | |

Q53. Quel diplôme le plus élevé avez-vous obtenu?

- | | |
|---|--|
| ☐ Primaire | ☐ Supérieur à cycle long |
| ☐ Secondaire | ☐ Doctorat |
| ☐ Supérieur à cycle court | ☐ Autre : |

Q54. A combien s'élève le revenu familial mensuel net, comprenant toutes les rentrées d'argents, tels que le salaire, les allocations familiales, etc. ?

- | | |
|---|--|
| ☐ Moins de 500 €/mois | ☐ De 3501 à 4000 €/mois |
| ☐ De 501 à 1000 €/mois | ☐ De 4001 à 4500 €/mois |
| ☐ De 1001 à 1500 €/mois | ☐ De 4501 à 5000 €/mois |
| ☐ De 1501 à 2000 €/mois | ☐ De 5001 à 5500 €/mois |
| ☐ De 2001 à 2500 €/mois | ☐ De 5501 à 6000 €/mois |
| ☐ De 2500 à 3000 €/mois | ☐ Plus de 6001 €/mois |
| ☐ De 3001 à 3500 €/mois | ☐ Je refuse d'y répondre |

Q55. De combien de personnes se compose votre foyer, en vous incluant dans ce nombre?

Q56. Etes-vous impliqué dans une association de protection de l'environnement?

Si oui, laquelle ?

Q57. Travaillez-vous dans le domaine de l'environnement?

Si oui, pouvez-vous préciser le secteur ?

Fin du questionnaire

Ce questionnaire est terminé. Je vous remercie d'avoir pris le temps d'y répondre.

Si vous êtes intéressé par les résultats de ce questionnaire, indiquez votre adresse e-mail ci-dessous et les résultats vous seront communiqués lors de la fin de l'enquête. Vos coordonnées ne seront utilisées qu'à cette fin.

Annexe III

Matrice théorique		Matériau bois (m³/ha)	Matériau bois (€/ha)	Bois énergie (m³/ha)	Bois énergie (€/ha)	Animaux sauvages comestibles (scores)	Fourrage (T MS/ha/an)	Viande (têtes/ha/an)	Lait (litres/ha/an)	Cultures (T/ha/an)	Régulation du climat global	Purification de l'eau	Protection contre les inondations	Pollinisation	Récréation/ Tourisme (€/pers.)	Valeur de non-usage (€/pers./an)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (Liste rouge)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (LCN)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (Directives)
Sols secs	Prairies fauchées (intensif)	0	0	0	0	0	14,5	0	0	0	2	0	1	0	22,5	20	0	0	0
	Prairies pâturées (intensif)	0	0	0	0	0	0	2,5	16000	0	1	0	1	0	22,5	38	0	0	0
	Culture	0	0	0	0	33	0	0	0	10	1	0	1	0	28,1	5	0	0	0
	Prairies fauchées (extensif)	0	0	0	0	14	2,8	0	0	0	2	1	2	5	22,5	50	17	3	4
	Prairies pâturées (extensif)	0	0	0	0	0	0	0,3	197	0	1	1	1	5	23	25	73	21	1
	Feuillus	128	4692	213	4790	29	0	0	0	0	4	3	3	3	13,1	20	27	11	1
	Résineux	243	13804	9	262	30	0	0	0	0	4	0	3	2	27,6	7	0	0	0
Sols alluviaux	Prairies fauchées (intensif)	0	0	0	0	0	5,5	0	0	0	2	0	1	0	22,5	20	0	0	0
	Prairies pâturées (intensif)	0	0	0	0	0	0	1,2	7398	0	1	0	1	0	23	38	0	0	0
	Prairies fauchées (extensif)	0	0	0	0	14	2,7	0	0	0	2	3	3	5	23	50	52	11	7
	Prairies pâturées (extensif)	0	0	0	0	0	0	1,1	6188	0	2	3	3	5	23	50	87	15	5
	Feuillus	0	0	0	0	29	0	0	0	0	4	5	5	3	13,1	20	18	12	1
	Résineux	394	25398	0	0	30	0	0	0	0	2	0	0	2	27,6	10	0	0	0
Sols tourbeux	Prairies fauchées (extensif)	0	0	0	0	14	0,9	0	0	0	3	3	3	4	5,8	50	53	8	8
	Prairies pâturées (extensif)	0	0	0	0	0	0	0,4	0	0	3	3	3	4	5,8	50	70	11	3
	Feuillus	0	0	277	6238	29	0	0	0	0	5	5	5	3	13,1	20	47	14	1
	Résineux	495	26668	0	0	30	0	0	0	0	3	0	0	2	27,6	10	0	0	0

Annexe IV

Matrice réalisée T=0 an		Matériau bois (m³/ha)	Matériau bois (€/ha)	Bois énergie (m³/ha)	Bois énergie (€/ha)	Animaux sauvages comestibles (scores)	Fourrage (T MS/ha/an)	Viande (têtes/ha/an)	Lait (litres/ha/an)	Cultures (T/ha/an)	Régulation du climat global	Purification de l'eau	Protection contre les inondations	Pollinisation	Récréation/Tourisme (€/pers.)	Valeur de non-usage (€/pers./an)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (Liste rouge)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (LCN)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (Directives)
Sols secs	Prairies fauchées (intensif)	0	0	0	0	0	14,5	0	0	0	2	0	1	0	22,5	20	0	0	0
	Prairies pâturées (intensif)	0	0	0	0	0	0	2,5	16000	0	1	0	1	0	22,5	38	0	0	0
	Cultures	0	0	0	0	33	0	0	0	10	1	0	1	0	28,1	5	0	0	0
	Feuillus	128	4692	213	4790	29	0	0	0	0	4	3	3	3	13,1	20	27	11	1
	Résineux	243	13804	9	262	30	0	0	0	0	4	0	3	2	27,6	7	0	0	0
Sols alluviaux	Prairies fauchées (intensif)	0	0	0	0	0	5,5	0	0	0	2	0	1	0	22,5	20	0	0	0
	Prairies pâturées (intensif)	0	0	0	0	0	0	1,2	7398	0	1	0	1	0	22,5	38	0	0	0
	Résineux	394	25398	0	0	30	0	0	0	0	2	0	0	2	27,6	10	0	0	0
Sols tourbeux	Feuillus	0	0	277	6238	29	0	0	0	0	5	5	5	3	13,1	20	47	14	1
	Résineux	495	26668	0	0	30	0	0	0	0	3	0	0	2	27,6	10	0	0	0

Annexe V

Matrice réalisée T=7 ans		Matériau bois (m³/ha)	Matériau bois (€/ha)	Bois énergie (m³/ha)	Bois énergie (€/ha)	Animaux sauvages comestibles (scores)	Fourrage (T MS/ha/an)	Viande (têtes/ha/an)	Lait (litres/ha/an)	Cultures (T/ha/an)	Régulation du climat global	Purification de l'eau	Protection contre les inondations	Pollinisation	Récréation/Tourisme (€/pers.)	Valeur de non-usage (€/pers./an)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (Liste rouge)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (LCN)	Valeur patrimoniale de la biodiversité (Directives)
Sols secs	Prairies fauchées (extensif)	0	0	0	0	14	2,8	0	0	0	2	1	2	5	22,5	50	17	3	4
	Prairies pâturées (extensif)	0	0	0	0	0	0	0,3	197	0	1	1	1	5	22,5	25	73	21	1
Sols alluviaux	Prairies fauchées (extensif)	0	0	0	0	14	2,7	0	0	0	2	3	3	5	22,5	50	52	11	7
	Prairies pâturées (extensif)	0	0	0	0	0	0	1,1	6188	0	2	3	3	5	22,5	50	87	15	5
	Feuillus	0	0	0	0	29	0	0	0	0	4	5	5	3	13,1	20	18	12	1
Sols tourbeux	Prairies fauchées (extensif)	0	0	0	0	14	0,9	0	0	0	3	3	3	4	5,8	50	53	8	8
	Prairies pâturées (extensif)	0	0	0	0	0	0	0,42	0	0	3	3	3	4	5,8	50	70	11	3