



AVERTISSEMENT

Ce document est le fruit d'un long travail approuvé par le jury de soutenance et mis à disposition de l'ensemble de la communauté universitaire élargie.

Il est soumis à la propriété intellectuelle de l'auteur. Ceci implique une obligation de citation et de référencement lors de l'utilisation de ce document.

D'autre part, toute contrefaçon, plagiat, reproduction illicite encourt une poursuite pénale.

Contact : ddoc-memoires-contact@univ-lorraine.fr

LIENS

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 122. 4

Code de la Propriété Intellectuelle. articles L 335.2- L 335.10

http://www.cfcopies.com/V2/leg/leg_droi.php

<http://www.culture.gouv.fr/culture/infos-pratiques/droits/protection.htm>

MASTER FAGE

Biologie et Ecologie pour la Forêt, l'Agronomie et l'Environnement

Spécialité FGE

EFFETS DES PRATIQUES AGRICOLES ET DES INFRASTRUCTURES AGRO-ECOLOGIQUES SUR LA DIVERSITE VEGETALE

Renaud BLANCHET

Mémoire de stage, soutenu à Nancy le 04/09/2012

Maîtres de stage : Bernard Amiaud, Professeur à l'Université de Lorraine
Aline Chanséaume, Doctorante Université de Lorraine et
Institut de l'Elevage

Tuteur universitaire : Bernard Amiaud

Structure d'accueil : Institut de l'Elevage et UMR Agronomie Environnement
Université de Lorraine - INRA, 2 avenue de la Forêt de Haye,
54500 Vandoeuvre-lès-Nancy

2011-2012

REMERCIEMENTS

Je souhaite tout d'abord remercier Frédéric Bourgaud et Sylvain Plantureux pour leur accueil au sein de l'équipe Agriculture Durable du Laboratoire Agronomie Environnement.

Je remercie particulièrement l'Institut de l'Elevage pour m'avoir accueilli dans leur structure.

Merci à mes maîtres de stage Bernard Amiaud et Aline Chanséaume pour avoir encadré mon stage et pour m'avoir conseillé efficacement dans la conduite de mon étude.

Merci à Vincent Manneville pour son pragmatisme et son aide sur les types d'exploitation.

Merci à Nadia Michel pour son aide sur le SIG.

Merci aussi à Simon Taugourdeau pour son aide précieuse en statistique et ses connaissances des traits fonctionnels.

Je souhaite remercier spécialement mon co-stagiaire Thibaud Lagache qui m'a accompagné jusqu'aux derniers recoins de la Basse-Normandie et par tous les temps pour les relevés floristiques. Merci pour son aide et ses conseils.

Mes remerciements s'adressent également à Messieurs André, Bouillault, Delauney, Dorenlor, Duchemin, Gouin, Lechartier, Leriche, Philippe, Primois et Viel qui nous ont permis d'étudier la biodiversité de leurs prairies.

Merci à Mathilde Ciccarella et Elise Bitault pour leur patience dans la numérisation des IAE des exploitations.

Merci à Marie Vauthier et Florence Renaud pour avoir recueillis les données sur les exploitations.

Merci à tous les stagiaires du LAE pour ces moments passés au bureau et à l'extérieur, dans la joie et la bonne humeur.

Merci encore à toutes les personnes que j'ai croisées de près ou de loin lors de ce stage.

SOMMAIRE

LISTE DES ABREVIATIONS	3
TABLE DES FIGURES	3
TABLE DES TABLEAUX	4
TABLE DES ANNEXES	4
INTRODUCTION	5
1. ETAT DE L'ART	8
1.1. Effets des pratiques agricoles sur la diversité végétale.....	9
1.1.1. Effet du pâturage	9
1.1.2. Effets de la fauche	9
1.1.3. Effets des apports en éléments nutritifs	10
1.1.4. Effets d'autres pratiques agricoles	10
1.2. Effet de la structure du paysage sur la diversité végétale	10
1.2.1. Les infrastructures agro-écologiques.....	10
1.2.2. Hétérogénéité du paysage	11
1.2.3. La connectivité	11
1.2.4. La fragmentation de l'habitat	12
2. MATERIELS ET METHODES	13
2.1.1. Zones géographiques	13
2.1.2. Cas-types d'exploitation	13
2.1.3. Choix des parcelles-types	13
2.1.4. Détermination des pratiques agricoles.....	14
2.1.5. Caractérisation des IAE	14
2.1.6. Protocole de relevés floristiques	15
2.1.7. Estimation de la diversité végétale	16
2.2. Méthodes d'analyse de données et statistiques.....	17
2.2.1. Analyse de l'échantillonnage.....	17
2.2.2. Analyse de la diversité.....	18
3. RESULTATS	19
3.1. Caractérisation de l'échantillonnage des exploitations et des parcelles	19
3.1.1. Caractérisation par les pratiques agricoles	19
3.1.2. Caractérisation par les IAE.....	20
3.1.3. Analyse conjointe des pratiques et des IAE	21
3.2. Analyse de la diversité végétale	22
3.2.1. Effet des cas-types et des parcelles-types sur la diversité végétale	22
3.2.2. Importance relative des pratiques et du paysage sur la diversité	24
4. DISCUSSION.....	25
CONCLUSION	27
BIBLIOGRAPHIE	28
ANNEXES	31
RESUME.....	40

LISTE DES ABREVIATIONS

ACP	IndiBio
Analyse en Composantes Principales	Indicateurs de Biodiversité
ACR	INRA
Analyse Canonique de Redondance	Institut National de la Recherche Agronomique
AFM	JPP
Analyse Factorielle Multiple	Jours de Présence au Pâturage
ANOVA	LAE
Analyse de variance	Laboratoire Agronomie Environnement
CDB	MFA
Convention sur la Diversité Biologique	Multiple Factorial Analysis
FDiv	PAC
Divergence fonctionnelle	Politique Agricole Commune
FEve	PCA
Régularité fonctionnelle	Principal Component Analysis
FRic	SNB
Richesse fonctionnelle	Stratégie Nationale pour la Biodiversité
GU	STH
Grass Use index	Surface Toujours en Herbe
HSD	UMR
Honestly Significant Difference	Unité Mixte de Recherche
IAE	UMRH
Infrastructures Agro-Ecologiques	Unité Mixte de Recherche sur les Herbivores

TABLE DES FIGURES

Fig. 1 – Exemples de relations entre traits fonctionnels et fonctions des plantes.....	8
Fig. 2 – Influence de la fertilisation et de l'intensité du pâturage sur la diversité floristique des prairies à forte ressources	9
Fig. 3 – Importance des IAE sur la biodiversité.	10
Fig. 4 – Structuration d'un corridor écologique	11
Fig. 5 – Synthèse des facteurs de pratiques agricoles et de paysage influençant la diversité végétale	12
Fig. 6 – Distinction des cas-types d'exploitation suivant les gradients d'intensité des pratiques agricoles et de densité des infrastructures agro-écologiques. Nh : Naisseurs herbagers, NEm : Naisseurs engraisseurs maïs, BLh : Bovins lait herbagers, BLm : Bovins lait maïs.	13
Fig. 7 – Choix des parcelles-types.....	13
Fig. 8 – Compromis entre temps de relevé et gain de nouvelles espèces	15
Fig. 9 – Organisation et localisation des relevés floristiques	15
Fig. 10 – ACP des pratiques agricoles. Les cas-types d'exploitation et les parcelle-types ont été regroupés suivant la classification d'échantillonnage puis projetés sur le plan factoriel. Nh : Naisseurs herbagers, NEm : Naisseurs engraisseurs maïs, BLh : Bovins lait herbagers, BLm : Bovins lait maïs. Les ellipses ont été tracées avec un niveau de confiance de 95%. Les résultats significatifs des tests d'ANOVA du type « Dimension de l'ACP ~ Cas-types d'exploitation + Parcelle-types » apparaissent en bas et les résultats significatifs des tests de comparaisons multiples de Tukey correspondant sont représentés par des lettres différentes (a ou b).	19

- Fig. 11 – ACP des IAE. Les cas-types d'exploitation et les parcelle-types ont été regroupés suivant la classification d'échantillonnage puis projetés sur le plan factoriel. Les ellipses ont été tracées avec un niveau de confiance de 95%. Les résultats significatifs des tests d'ANOVA du type « Dimension de l'ACP ~ Cas-types d'exploitation + Parcelle-types » apparaissent en bas et les résultats significatifs des tests de comparaisons multiples de Tukey correspondant sont représentés par des lettres différentes (a ou b).20
- Fig. 12 – AFM des deux groupes de variables pratiques agricoles et IAE. Les coordonnées des cas-types d'exploitations et des parcelles-types par rapport aux pratiques agricoles sont représentées en rouges et les coordonnées par rapport aux IAE sont en vert. Les résultats des ANOVA sur les dimensions de l'ACP pour les cas-types et les parcelles-types sont en bas du graphique. Les lettres différentes représentent les résultats des tests post-hoc de Tukey suivant les cas-types ou les parcelles-types. .21
- Fig. 13 – Partitions de la variance des indices de diversité taxonomiques et fonctionnels. Les résultats des ACR effectuées pour tester les variables de pratiques et de paysage sont présentés. Les variables qui apparaissent ont été sélectionnées par FS en ne gardant que les plus influentes. Elles sont classées par ordre d'importance : plus le chiffre est petit, meilleur est le classement. Leur significativité (astérisques) dans l'ACR a été obtenu par tests de permutation.24
- Fig. 14 – Schématisation de la répartition des cas-types d'exploitation (a) et des parcelles-types (b) suivant les pratiques agricoles, le paysage et les stratégies des espèces après analyse des données recueillies. Pour une même catégorie de stratégie (Croissance, Reproduction ou Survie), des couleurs différentes indiquent des différences significatives entre les cas-types.26

TABLE DES TABLEAUX

Tableau 1 – Rôle des éléments nutritifs sur la diversité végétale.....	10
Tableau 2 – Zones d'exclusion lors des relevés floristiques	16
Tableau 4 – Contribution des variables de pratiques à la construction des dimensions de l'ACP.....	19
Tableau 5 – Contribution des variables de paysage à la construction des dimensions de l'ACP des IAE.	20
Tableau 6 – Contribution des variables de pratiques et de paysage à la construction des dimensions de l'AFM. Les variables de pratiques sont représentées en rouge et les variables de paysage en vert...21	21
Tableau 7 – Vérification des hypothèses des ANOVA.	22
Tableau 8 – Résultats des ACP sur les indices fonctionnels. Les indices liés à la croissance, reproduction et survie des espèces ont été distingués.	22
Tableau 9 – Résultats des tests de vérification des hypothèses des ANOVA	23

TABLE DES ANNEXES

Annexe 1 – Localisation des 11 exploitations étudiées.....	31
Annexe 2 - Caractérisation des exploitations	32
Annexe 3 – Caractérisation des parcelles	33
Annexe 4 – Liste des variables de pratiques agricoles	35
Annexe 5 – Typologie des haies (d'après IFN, 2010).....	37
Annexe 6 – Liste des variables paysagères	38
Annexe 7 – Traits fonctionnels utilisés	39

INTRODUCTION

Depuis la fin des années 70, l'agriculture a été le secteur économique dont la productivité du travail, production par unité de main d'œuvre, a augmenté le plus fortement en France (Guihard and Lesdos, 2007). Ceci a été la conséquence de fortes mutations du secteur agricole qui se sont traduits par une intensification accrue des pratiques agricoles et une simplification des paysages. Ces mutations ont notamment été encouragées par la Politique Agricole Commune (PAC) mise en place au sortir de la seconde guerre mondiale afin de mettre en place l'autosuffisance alimentaire de l'Europe qui venait de subir des rationnements importants. En France, l'intensification de l'agriculture a entraîné l'agrandissement des exploitations sur des terres à forts rendements et la déprise des zones moins productives où la forêt s'est réinstallée. Ceci a modifié considérablement les agro-écosystèmes en place et notamment les prairies permanentes. En effet, les montants importants des aides couplées à la production de céréales ont entraînées le labour d'un grand nombre de prairies au cours des années 90 ainsi qu'une moindre considération de ces surfaces par le monde agricole (Plantureux et al., 2012). Ceci a contribué à une forte baisse de la proportion de prairies permanentes depuis les années 60 en France notamment.

Les prairies permanentes sont des surfaces principalement herbacées ne rentrant pas dans une rotation culturale avant 5 ans ("Commission des régulations EU796/2004," 2012). Elles constituent des écosystèmes particuliers hébergeant divers habitats et sont connues pour rendre des services importants à la société tant au niveau de la production fourragère que de la préservation de l'environnement (Amiaud and Carrère, 2012; Baumont et al., 2012). Les services écosytémiques sont les bénéfices que l'homme obtient des écosystèmes. Ceux-ci peuvent être l'approvisionnement en eau, en nourriture, en bois, la régulation du climat, la qualité de l'eau, des services culturels ou des services tels que la formation des sols, ou le cycle des nutriments (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ces services rendus sont possibles grâce à la présence d'une forte diversité biologique au sein des prairies permanentes (Le Roux et al., 2008; Millennium Ecosystem Assessment, 2005).

Parallèlement à la diminution des surfaces de prairies permanentes, l'érosion de la biodiversité est de plus en plus préoccupante. Deux de ces causes principales sont la destruction et détérioration des habitats et la surexploitation des ressources naturelles (Sainteny et al., 2012). En effet, l'intensification des pratiques et la simplification des paysages sont des facteurs majeurs de perte de biodiversité (Le Roux et al., 2008). La France a ratifié en 1994 la Convention sur la Diversité Biologique (CDB) afin de conserver et gérer durablement la biodiversité. La Stratégie Nationale pour la Biodiversité (SNB) 2011-2020 a été mise en place pour répondre aux engagements européens et internationaux.

Cependant, la prise en compte des problématiques de biodiversité agricole dans le système économique actuel est cruciale pour que les mesures de préservation de la biodiversité fonctionnent. En effet, la biodiversité est en interaction étroite avec les externalités de l'activité agricole. Les externalités ou effets externes sont les effets positifs ou négatifs de l'activité d'un agent économique sur un autre sans que ceux-ci ne soit pris en compte par les prix. Ils conduisent à un déséquilibre économique (Meade and Hjertonnsson, 1973). Il est donc primordial d'internaliser ces effets externes en en tenant compte dans les échanges marchands. Par exemple, la valeur économique des services

rendus par les prairies permanentes a pu être évaluée à environ 600€/ha/an (Chevassus-au-Louis et al., 2009). La prise en compte des effets externes de l'agriculture sur la biodiversité est aujourd'hui au centre des préoccupations, notamment au niveau des mesures agro-environnementales territorialisées (MAET) mise en place pour le programme 2007-2013 de la PAC ou encore de l'affichage environnemental engagé dans le cadre du Grenelle de l'environnement.

Il est donc important de savoir comment évolue la biodiversité au niveau des parcelles agricoles et des entités qui gèrent ces surfaces que sont les exploitations agricoles. Or, les pratiques agricoles et l'organisation du paysage sont des facteurs clés pilotant la biodiversité des prairies permanentes (Gaujour et al., 2012). Cependant il n'existe pas d'étude qui tiennent compte à la fois des pratiques agricoles et des Infrastructures Agro-Ecologiques (IAE) au sein de différents systèmes d'exploitation agricoles. Les IAE sont les éléments peu anthropisés du paysage tels les haies, murets, bosquets ou ruisseau (Schulz and Vilain, 2008).

Ce travail vise à évaluer les effets des pratiques agricoles et des IAE sur la diversité végétale. Il se place dans le cadre du projet IndiBio (Indicateurs de Biodiversité) financé par le ministère de l'agriculture et piloté par l'Institut de l'Elevage (Institut de l'élevage, 2010). Il vise à mettre en place des indicateurs de biodiversité pertinents et simplifiés sur les exploitations agricoles en tenant compte des pratiques agricoles et du paysage.

Ce stage s'est déroulé à l'Institut de l'Elevage et au Laboratoire Agronomie Environnement (LAE) de Nancy. L'Institut de l'Elevage est un institut de recherche appliquée et de développement ayant pour mission l'amélioration de la compétitivité des élevages d'herbivores et de leur filière. Cet institut apporte outils d'aides à la décision et connaissances dans les différentes interprofessions de l'élevage. Le LAE est une Unité Mixte de Recherche (UMR) entre l'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA) et l'Université de Lorraine. J'ai effectué mon stage au sein de l'équipe « Agriculture Durable » qui travaille sur la mise au point d'indicateurs agro-environnementaux et se concentre actuellement sur l'impact des systèmes de cultures et des systèmes fourragers sur la biodiversité et ses services.

Le stage s'intéresse particulièrement à la biodiversité ordinaire c'est-à-dire à la biodiversité n'ayant pas de valeur intrinsèque mais participant au fonctionnement des écosystèmes et produisant des services à la société. Elle se différencie de la biodiversité remarquable ou patrimoniale qui possède une valeur intrinsèque par la présence d'espèces ou d'habitats souvent protégés (Chevassus-au-Louis et al., 2009). La biodiversité ordinaire est moins étudiée que la biodiversité remarquable : 77 résultats en cherchant « ordinary biodiversity » dans Web of Science® contre 382 résultats avec « remarkable biodiversity ». Ceci peut être la conséquence du plus fort attachement de la société aux espèces protégées sur lesquelles il est plus facile de communiquer. Cependant, la perte de biodiversité ordinaire entraîne la diminution du nombre d'individus des espèces ordinaires qui deviennent ainsi de plus en plus rares jusqu'à devoir être protégées pour ne pas disparaître. Ceci conduit à une réduction des services rendus à la société et à l'agriculteur. Il est donc important de maintenir un niveau élevé de biodiversité ordinaire.

Ici, nous nous intéressons à la diversité des espèces végétales mais également aux aspects fonctionnels qui permettent de mieux expliquer les processus écologiques (Millennium Ecosystem Assessment, 2005). Ce travail s'intéresse donc aux effets des pratiques agricoles et des IAE sur la diversité végétale des centres de prairies permanentes par une approche taxonomique et fonctionnelle.

Ce rapport se compose d'abord d'un état de l'art dans lequel figure les résultats des différentes études sur les questions de diversité végétale des prairies en lien avec pratiques agricoles et paysage. Puis, les méthodologies de terrain et d'analyse des données utilisées pour la présente étude sont présentées afin d'exposer ensuite, les différents résultats obtenus. Une discussion et une analyse critique de ces résultats a été effectuée dans une dernière partie afin de présenter les perspectives qui découlent de ce travail.

1. ETAT DE L'ART

Les surfaces toujours en herbe (STH), tel que les prairies, représentent plus de 17% de la surface du territoire métropolitain français (Agreste, 2011). Les prairies sont des éléments clés dans la préservation de la biodiversité. En effet, ces STH contiennent souvent la plus grande biodiversité dans les territoires agricoles en raison d'une diversité végétale élevée (Gibon, 2005; Gaujour, 2010; Reidsma et al., 2006). Le type « prairie permanente » fait partie des trois types de prairie avec les prairies temporaires et les prairies artificielles. Elles sont définies comme étant des prairies naturelles ou semées depuis 5 ans ("Commission des régulations EU796/2004," 2012). Cependant les prairies de moins de 10 ans peuvent être considérées comme trop similaire à des prairies temporaires et ne pas avoir développé les caractéristiques d'une prairie permanente ancienne (Plantureux et al., 2012). Les prairies permanentes sont caractérisées par un couvert plurispécifique pérenne, ou au moins pluriannuel et ne reçoivent généralement pas de pesticides (Le Roux et al., 2008). Elles sont dominées par les communautés végétales composées de plantes spontanées essentiellement herbacées. Les espèces ligneuses y sont normalement absentes. (Milner and Hughes, 1968). Ce sont les prairies les plus nombreuses en France, puisqu'elles couvraient 7,4 millions d'hectares en 2006 (Agreste, 2009). Contrairement aux autres prairies, les prairies permanentes reçoivent peu d'interventions extérieures (hormis la fauche, la fertilisation et le pâturage), et offrent des zones refuges et des habitats pour la faune et la flore des parcelles agricoles. La biodiversité recensée y est donc en générale supérieure.

La diversité floristique est une composante majeure de la biodiversité des prairies et peut être classée selon deux approches.

Une approche plus axée sur la taxonomie et qui peut-être phytosociologique au travers de l'étude de la liste d'espèces et de l'assemblage de communautés végétales en associations végétales.

Une seconde approche plus fonctionnelle qui vise à classer et regrouper les espèces selon leur modalité de fonctionnement et leurs réponses aux perturbations (fauche, pâture...) et contraintes (submersion, salinité...) (Grime, 1977).

L'écologie fonctionnelle étudie les flux d'énergie et de matière (carbone, azote, eau ...). Son utilisation permet de mettre en valeur la réponse de la végétation à une perturbation et de caractériser la diversité végétale en se basant sur les propriétés biologiques des espèces. Un trait fonctionnel est une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique d'un organisme qui possède des liens avec des fonctions de l'organisme (Fig. 1) (Lavorel et al., 2007; Violle et al., 2007; Garnier and Navas, 2011). La diversité fonctionnelle peut être évaluée à

partir d'indices fonctionnels. La richesse fonctionnelle estime la quantité de la niche écologique réalisée par les espèces présentes. La régularité fonctionnelle représente la régularité de la

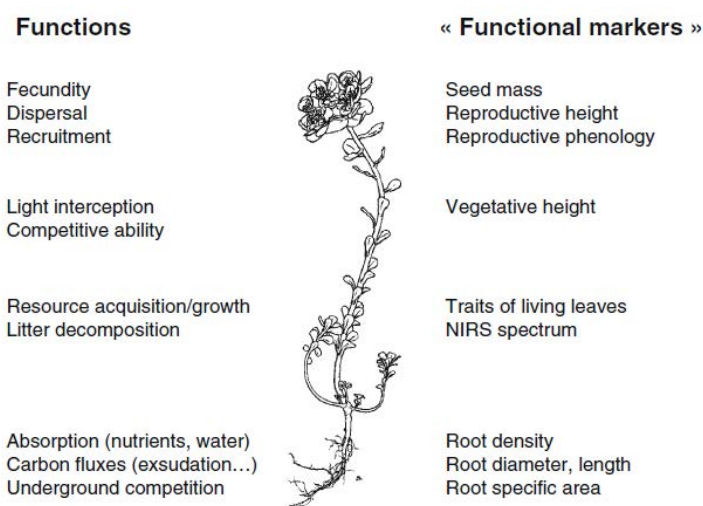


Fig. 1 – Exemples de relations entre traits fonctionnels et fonctions des plantes.

distribution des abondances des espèces dans la niche réalisée. La divergence fonctionnelle est le degré de divergence des caractéristiques fonctionnelles d'une communauté (Mason et al., 2005).

Différents travaux ont recherché puis listé les facteurs majeurs influençant la diversité végétale des prairies permanentes (Le Roux et al., 2008; Gaujour et al., 2012). La biodiversité végétale est principalement impactée d'une part par les pratiques agricoles et d'autre part par la structure du paysage.

1.1. Effets des pratiques agricoles sur la diversité végétale

1.1.1. Effet du pâturage

Le pâturage a un effet direct sur la diversité végétale du fait du broutement, du piétinement et du dépôt d'excrétion des animaux. La défoliation par les ruminants entraîne des modifications dans la fréquence et l'abondance des espèces végétales (Menard et al., 2002). Le pâturage peut causer des modifications de l'hétérogénéité spatiale impliquant des changements dans la diversité des habitats (Adler et al., 2001; Marion, 2010). L'effet du pâturage sur la végétation peut varier suivant le type d'animaux de pâture, l'intensité et la saisonnalité du pâturage (Gaujour et al., 2012). Des impacts positifs et négatifs du pâturage sur la diversité végétale peuvent être identifiés dans la littérature. Par exemple Rook and Tallowin, (2003) montre que le pâturage favorise la diversité floristique de la prairie et la diversité faunistique associée (Rook and Tallowin, 2003). A l'inverse Olff and Ritchie, (1998) montrent des effets pouvant être négatifs sur la biodiversité végétale (Olff and Ritchie, 1998). Ces différentes contradictions peuvent-être expliquées par le fait que différents facteurs entre en jeu dans les processus de pâturage : intensité de pâturage, type d'herbivore.... Par exemple, l'effet de l'intensité du pâturage sur la diversité est très variable (Fig. 2) (Cingolani et al., 2005). Le pâturage peut augmenter la richesse spécifique si celui-ci est modéré, comme la réduire si la pression de pâturage est particulièrement faible. D'autre part, les taxons ne sont pas tous concernés par l'intensité du pâturage. En effet Dumont et al., 2009 ont observé qu'une faible intensité de pâturage du bétail favorise les plantes herbacées (Dumont, Farruggia, et al., 2009a). De plus, beaucoup de recherches quantitatives et qualitatives se sont intéressées sur le fait que certaines communautés végétales sont très sensibles au pâturage (Milchunas and Lauenroth, 1993).

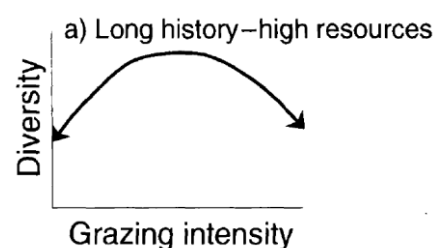


Fig. 2 – Influence de la fertilisation et de l'intensité du pâturage sur la diversité floristique des prairies à forte ressources

1.1.2. Effets de la fauche

Par rapport, aux effets du pâturage, l'effet de la fauche sur la diversité végétale est moins présent dans la littérature. L'impact de la fauche sur la diversité végétale varie suivant la fréquence et la saisonnalité des coupes. La fauche n'a pas le même impact suivant les espèces végétales. Gaujour et al., (2012) notent que la végétation des prairies fauchées est généralement plus diversifier, même si la fauche bénéficie d'avantage à certaines communautés comme les plantes herbacées. En fonction de la capacité de tolérance à la coupe, et le mode de reproduction, la fauche peut être favorable pour certaines espèces et défavorable pour d'autres (Gaujour et al., 2012).

1.1.3. Effets des apports en éléments nutritifs

Les ressources du sol des prairies permanentes ne permettent pas une exploitation intensive. En effet, la végétation est soumise aux disponibilités en éléments nutritifs minéraux et organiques. Afin de maintenir une teneur en éléments nutritifs, les agriculteurs ont recours à la fertilisation et à l'amendement. Suivant les éléments apportés aux parcelles, la diversité végétale peut augmenter comme diminuer (Tableau 1).

Tableau 1 – Rôle des éléments nutritifs sur la diversité végétale

Éléments inorganiques	Effets sur la diversité végétale et la richesse spécifique	Effets sur certaines espèces
Azote	Néfaste	Favorable aux espèces nitrophiles
Phosphore	Néfaste	Favorable aux légumineuses
La chaux	Dépend des publications	Favorable aux légumineuses vivaces
Éléments organiques	Favorable à l'hétérogénéité structurelle	Favorable aux graminées, aux ombellifères.

1.1.4. Effets d'autres pratiques agricoles

Dans cette étude, nous nous intéresserons uniquement aux pratiques agricoles de pâturage, de fauche, et de fertilisation car elles sont les plus fréquentes et agissent beaucoup sur la végétation. Cependant, il existe d'autres pratiques ayant des impacts plus ou moins importants sur la diversité végétale. Par exemple : les produits sanitaires (lutte contre les parasites), lutte contre des espèces floristiques indésirables (désherbage de "mauvaise herbe") ou faunistiques (taupes, fourmilières,...), le débroussaillage, l'ébousage...

1.2. Effet de la structure du paysage sur la diversité végétale

1.2.1. Les infrastructures agro-écologiques

Au niveau du paysage, les éléments principalement étudiés dans ce rapport sont les infrastructures agro-écologiques (IAE). Ce sont des habitats naturels ou semi-naturels, constituant des réservoirs pour la biodiversité au sein d'une exploitation agricole. Dans les systèmes agricoles, les IAE regroupent haies, cours d'eau, bandes enherbées, arbres isolés, jachères, bocages, et tout autre milieu ne recevant aucun apport en engrais ou pesticides. Les IAE appartiennent au paysage en tant que corridors ou patches. Elles représentent 20,3 % de la surface agricole utile, soit environ 5,7 millions d'hectares (Solagro, 2009). Ce sont des éléments fixes assurant de nombreux services à la nature et à l'homme comme zones refuges pour de nombreuses espèces (lieux d'habitats, de reproduction, ou d'alimentation), contrôle des bio-agresseurs (réduction des produits phytosanitaires), protection du sol (fertilité et stabilité du sol) : les IAE sont à la fois utiles et productifs.

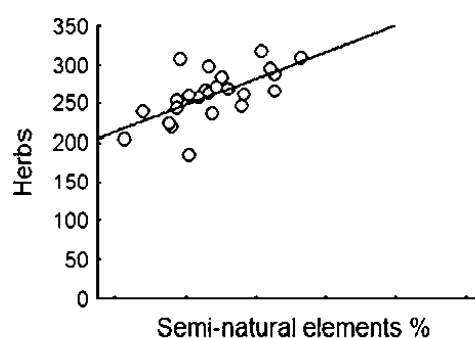


Fig. 3 – Importance des IAE sur la biodiversité.

Il a été montré que la biodiversité augmente avec la densité des éléments semi-naturels. Par exemple, le nombre total d'espèces de plantes vasculaires augmente avec la part des éléments semi-naturels (Fig. 3) (Billetter et al., 2008).

Un paysage est caractérisé par son hétérogénéité, la connectivité et la fragmentation de l'habitat (Burel and Baudry, 1999).

1.2.2. Hétérogénéité du paysage

Les paysages hétérogènes sont caractérisés par une diversité importante de gradients environnementaux et de types différents de couverture terrestre. Bien que les situations où l'hétérogénéité réduit la richesse des espèces peuvent exister, des paysages modifiés hétérogènes comportent plus d'espèces que des paysages modifiés d'une part semblables et d'autre part moins hétérogènes (Tscharntke et al., 2005; Fischer and Lindenmayer, 2007). La diversité d'occupation du sol explique la diversité végétale spécifique dans divers paysages et à différentes échelles (Jentsch et al., 2012). Afin d'évaluer l'hétérogénéité du paysage, divers indices ont été développés (Burel and Baudry, 1999).

1.2.3. La connectivité

La connectivité fonctionnelle est souvent définie par la possibilité qu'un individu d'une espèce donnée peut se déplacer à travers un paysage (Uezu et al., 2005).

On distingue 3 types de connectivité :

- Connectivité de l'habitat : rapport entre les « patches » d'un habitat convenable pour un individu d'une espèce donnée.
- Connectivité des paysages : d'un point de vue anthropocentrique, il s'agit de la connectivité de la végétation indigène dans un paysage donné.
- Connectivité écologique : rapport de l'intégrité des processus écologiques aux travers de multiples échelles (y compris les relations trophiques, les processus de perturbation et des flux hydroécologiques) (Fischer and Lindenmayer, 2007).

La connectivité d'un paysage dépend non seulement des distances entre les habitats mais aussi de la présence de corridors (Ricketts, 2001). La connectivité des paysages peut être améliorée grâce aux corridors et au maintien d'un patch réduit dans la matrice (structurellement similaire à la végétation naturelle) (Fig. 4).

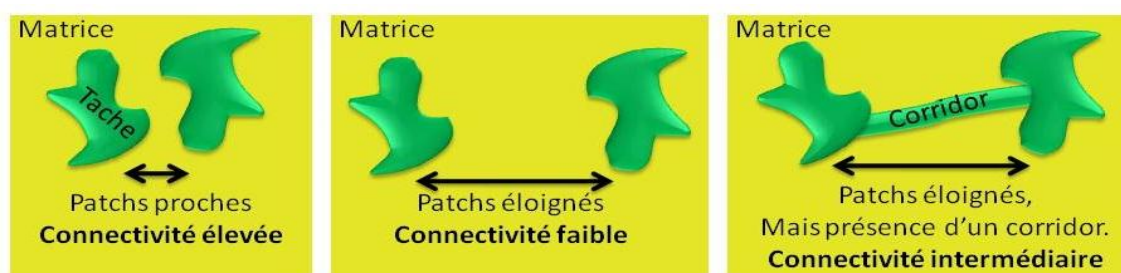


Fig. 4 – Structuration d'un corridor écologique

1.2.4. La fragmentation de l'habitat

La fragmentation de l'habitat reflète le morcellement des différentes zones d'un type d'occupation du sol. Il s'agit alors d'un processus dynamique de réduction de la superficie d'un habitat et sa séparation en plusieurs fragments (Burel and Baudry, 1999). La fragmentation des habitats est un facteur provoquant un appauvrissement de la biodiversité par un phénomène d'insularisation des populations et de diminution exponentielle de la densité des individus. En effet, lorsque les milieux se fragmentent, certaines tâches d'habitat deviennent trop petites pour abriter des individus d'une espèce donnée alors qu'en multipliant la surface par deux, on peut aboutir à la présence de plusieurs individus. La modification du paysage et la fragmentation des habitats sont les principaux moteurs de la perte des espèces dans le monde (Fischer and Lindenmayer, 2007). Cependant les espèces possédant des graines ayant une durée de vie longue sont moins affectées par l'isolation que les autres espèces (Piessens et al., 2005).

La diversité végétale est impactée par les pratiques agricoles et par le paysage (Fig. 5). Suite à une analyse bibliographique nous pouvons constater qu'aucune étude ne montre les effets croisés des pratiques agricoles et du paysage sur la biodiversité végétale des prairies permanentes (Tilman, 1994; LeCoeur et al., 1997; Díaz et al., 2007; Farruggia et al., 2007; Pacha and Petit, 2008; Dumont, Farruggia, et al., 2009b; Michaud et al., 2011; Jentsch et al., 2012)

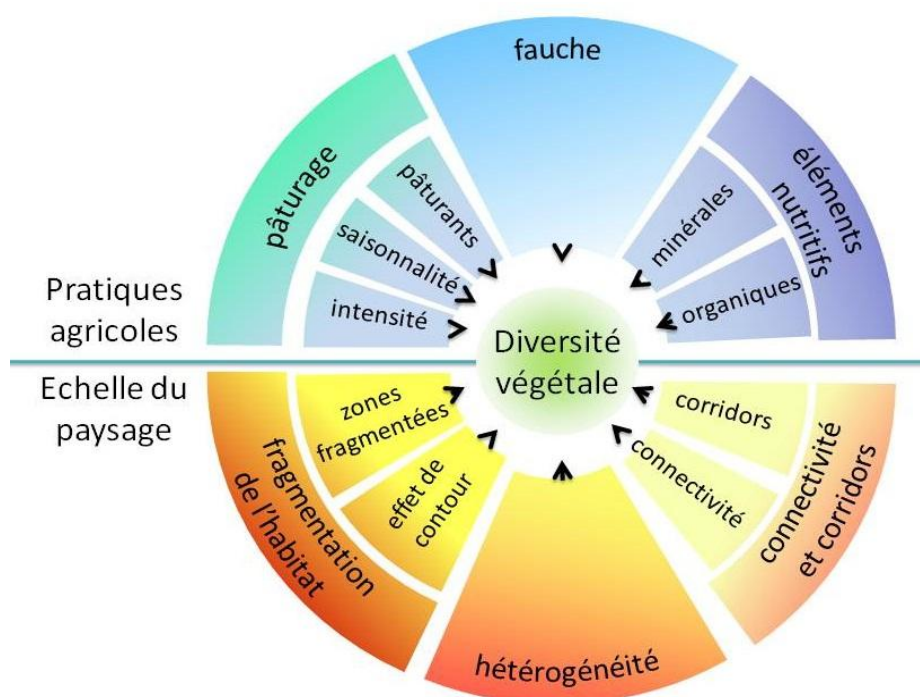


Fig. 5 – Synthèse des facteurs de pratiques agricoles et de paysage influençant la diversité végétale

2. MATERIELS ET METHODES

2.1. Échantillonnage

2.1.1. Zones géographiques

Le projet CASDAR IndiBio porte sur trois zones géographiques françaises : Basse-Normandie (climat océanique), Champagne-Ardenne-Lorraine (climat semi-continental) et Auvergne (climat montagnard) (Institut de l'élevage, 2010). Dans la présente étude, seule la région Basse-Normandie a été étudiée.

2.1.2. Cas-types d'exploitation

Dans un premier temps, le choix des exploitations agricoles a été réalisé en amont à partir d'une typologie d'exploitation de type bovin lait et bovin viande. Onze exploitations agricoles ont été choisies en Basse-Normandie. Pour chaque région étudiée, 4 cas-types d'exploitation ont ensuite été définis en tenant compte de l'intensité des pratiques agricoles et de la densité des IAE des zones concernées (Fig. 6). La densité des IAE reflète le contexte paysager dans lequel se trouvent les exploitations. Trois exploitations par cas-type ont été choisies pour remplir les critères grâce à l'expertise locale des techniciens des chambres d'agriculture (Annexe 1, Annexe 2).

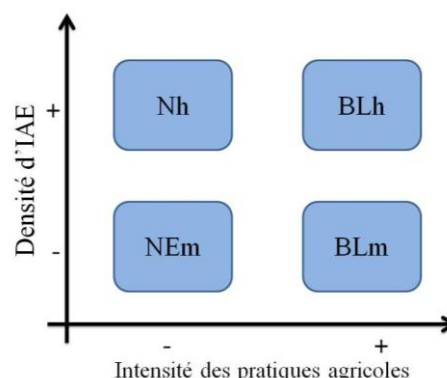


Fig. 6 – Distinction des cas-types d'exploitation suivant les gradients d'intensité des pratiques agricoles et de densité des infrastructures agro-écologiques. Nh : Naisseurs herbagers, NEm : Naisseurs engraisseurs maïs, BLh : Bovins lait herbagers, BLm : Bovins lait maïs.

2.1.3. Choix des parcelles-types

Une fois les exploitations agricoles définies, 4 parcelles-types de prairies permanentes ont été choisies par ferme selon le milieu, le mode d'exploitation, l'intensité de fertilisation et la densité d'IAE afin d'obtenir des gradients de pratiques agricoles et de structuration du paysage (Fig. 7) (Annexe 3).

Une parcelle-type correspond à un îlot technique. Un îlot technique est une partie d'une parcelle définie par un mode de gestion bien distinct.

Une parcelle (ou îlot PAC : parcelle unitaire enregistrée par l'administration) de prairie permanente peut donc contenir plusieurs îlots techniques. Pour faciliter le repérage des îlots techniques avec l'exploitant, des cartes représentant l'ensemble du parcellaire ont été utilisées. Lorsque les critères recherchés n'étaient pas présents sur l'exploitation, les îlots techniques possédant des contrastes plus faibles ont été choisis en gardant toujours 4 parcelles-types

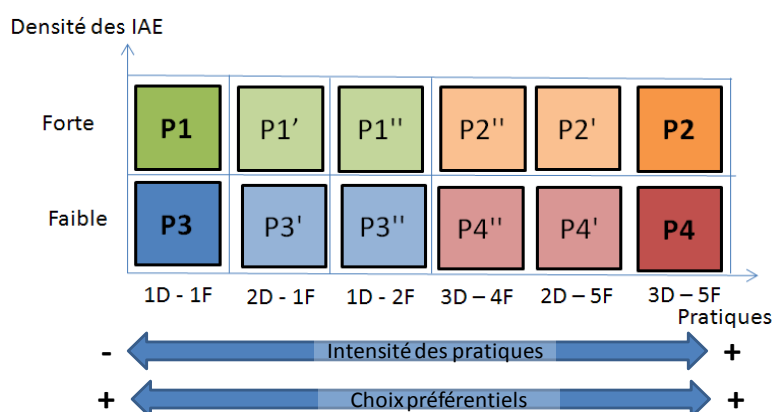


Fig. 7 – Choix des parcelles-types

par exploitation et en essayant de maximiser le gradient de pratiques (Fig. 7). Le choix final des parcelles-types a été effectué en prenant des îlots techniques qui, selon l'appréciation de l'exploitant, présentent de fortes (ex P1 ou P1'') ou faibles (ex P4 ou P3') densités d'IAE par rapport à l'exploitation entière. Un total de 44 parcelles-types a ainsi été défini en Basse-Normandie afin d'effectuer les relevés floristiques.

2.1.4. Détermination des pratiques agricoles

Les pratiques agricoles détaillées des parcelles-types ont été recensées sur le terrain par des entretiens avec les agriculteurs : surfaces, type et quantité de fertilisation minérale et organique, chaulage, dates de fauche, type de pâturage et pour chaque catégorie d'animaux, leur nombre, les différentes dates d'entrée et sortie de parcelle. Lors des entretiens, il a été demandé à l'exploitant de faire appel à sa mémoire afin d'obtenir les pratiques globales sur 10 ans pour pouvoir distinguer les conséquences de chaque pratique sur la biodiversité pour une échelle de temps « assez importante ».

Nous avons synthétisé les informations recueillies pendant les enquêtes auprès des agriculteurs en 12 variables de pratiques agricoles (Annexe 4). Pour calculer l'indice de défoliation (GU) nous avons utilisé une formule mise au point par Bertrand Dumont, chercheur dans l'Unité Mixte de Recherche sur les Herbivores (UMRH) de l'INRA de Clermont Ferrand. L'indice prend en compte la pression des herbivores par les jours de présence au pâturage (JPP) par tour de pâturage et convertit cette unité en % de défoliation. Des études sur les hauteurs d'herbe relevées en fonction des JPP ont servies à établir la relation entre JPP et % de défoliation. L'indice est sommé pour chaque utilisation de la prairie afin d'établir l'indice GU global sur l'année.

2.1.5. Caractérisation des IAE

La caractérisation des IAE adjacentes aux îlots techniques a été réalisée en différenciant 4 catégories distinctes comprenant les surfaces boisées (haies, bosquets, lisières de bois, arbres épars), les surfaces herbacées (bord de prairies, talus, bord de champs), les milieux humides (rivières, ruisseaux, fossés, ripisylve) et les autres milieux (murets, chemins, clôtures) (Schulz and Vilain, 2008). Une typologie réalisée en Basse-Normandie a été utilisée pour définir précisément les différentes haies rencontrées (IFN, 2010) (Annexe 5). Cette typologie permet de rendre compte des différents modes de gestion des haies (haut jet, cépée, têtard, arbuste, buisson) ainsi que des différentes strates les composant. L'espèce dominante a été identifiée sur le terrain pour chaque strate de chaque type de haie rencontrée. Dans cette étude, nous avons élargi 3 types de cette typologie aux lisières de bosquets et de bois en considérant que ces lisières pouvaient être prises en compte comme des haies de hauts jets et en identifiant le peuplement forestier se trouvant derrière par son type (futaie, taillis, taillis sous futaie) et son espèce dominante. La numérisation de ces IAE a été réalisée à l'aide du logiciel QuantumGIS 1.7.4 Wroclaw (Quantum GIS Development Team, 2012). Les IAE qui se trouvent dans les 300m autour des îlots techniques ont été numérisées avec des photos aériennes par Mathilde Ciccarella et Elise Bitault lors de leur stage de Master 1 au laboratoire, en distinguant les forêts, les bosquets, les haies et les mares.

Les données des IAE ont été synthétisées en 17 variables paysagères via le logiciel Quantum GIS 1.7.4 Wroclaw et les calculs présents en Annexe 6.

2.1.6. Protocole de relevés floristiques

Lors d'un relevé botanique il est impossible de compter tous les individus sur l'ensemble de cette prairie. Une mesure exhaustive à l'échelle de la parcelle est donc peu réalisable. Néanmoins cette diversité végétale peut être estimée. Pour cela, il faut réaliser un échantillonnage. Nous avons décidé d'utiliser la méthode des quadrats. Quatre paramètres ont été pris en compte car ils ont une forte influence sur les relevés.

- **Forme des quadrats**

Dans la littérature, il est montré que la forme rectangulaire est préférable au cercle ou au carré, à surface constante (Brummer et al., 1994). En effet, la forme rectangulaire augmente la probabilité d'échantillonner et donc de prendre en compte la variabilité du milieu (Gaujour, 2010). Cependant, suivant la disponibilité du matériel, et des habitudes méthodologiques du laboratoire, nous avons utilisé des quadrats carrés.

- **Dimension des quadrats**

Il faut réaliser le relevé sur une surface assez importante pour mesurer un maximum d'information en un minimum de temps. En réalisant des quadrats de 50 cm x 50 cm, on perd 1,8 espèce mais on gagne 1h05 par parcelle, par rapport à la réalisation d'un quadrat de 1 m x 1 m. (Chanséaume, 2010)

- **Nombre de quadrats**

Le nombre de quadrats a été choisi à l'aide d'une étude préalable (Lagache et al., 2012). Nous avons choisi un compromis entre le bénéfice (en terme de gain de nouvelles espèces) et le coût (en terme de temps) que représente l'échantillonnage d'un quadrat supplémentaire sur une parcelle. En décidant un seuil à 1,4 espèce, nous devons réaliser 6 quadrats minimum (Fig. 8). De plus, afin de se préparer aux sorties terrain, nous avons pu estimer un temps moyen d'échantillonnage de 125 minutes pour 6 quadrats.

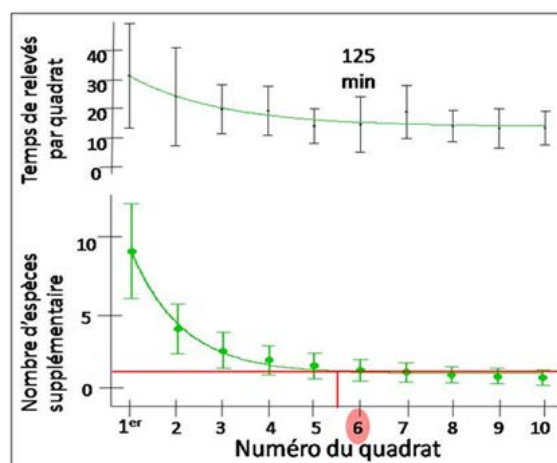


Fig. 8 – Compromis entre temps de relevé et gain de nouvelles espèces

- **Emplacement sur la parcelle**

La liste et l'abondance des espèces ont été recensées sur 6 quadrats en centre de parcelle. Les quadrats sont disposés aléatoirement sur une surface au sein d'une prairie ne peuvent être représentative. Ces zones sont donc à exclure lorsque l'on désire un envoi introuvable.).

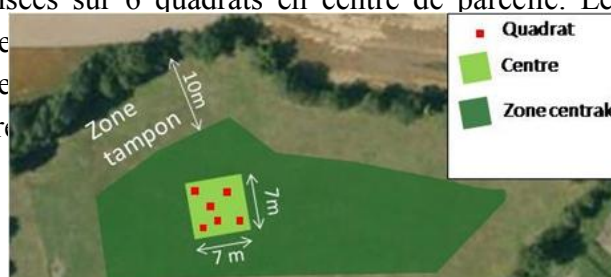


Fig. 9 – Organisation et localisation des relevés floristiques

Tableau 2 – Zones d'exclusion lors des relevés floristiques

Zones d'exclusion	Choix de l'exclusion
Entrées des parcelles	Sur-piétinement par les bovins
Arbres isolés	Création d'une communauté spécifique différente du reste de la prairie Sur-piétinement par les bovins
Points d'abreuvements	Sur-piétinement par les bovins
Sources ou puits	Humidité anormalement élevés
Chemin de passage des bovins	Sur-piétinement par les bovins
Mare sans clôture	Zone de piétinement par les bovins
Autres éléments étrangers aux prairies	Communauté végétale non spécifique des prairies permanentes

Les relevés floristiques de Normandie, ont été menés du 3 mai 2012 au 1^{er} juin 2012. Chaque relevé dispose du nom des espèces observées dans chaque quadrat, de leur abondance au sein des quadrats selon une échelle de 0 à 100, et d'un plan détaillant les IAE autour de la parcelle technique. Les données des 6 quadrats de chaque station ont été cumulées pour estimer la fréquence (F%), la richesse spécifique (S) et l'abondance totale (B%) de chaque station.

Les données de nos relevés floristiques ont ensuite été saisies dans le logiciel eFLORAsys. eFLORAsys est à la fois une base de données, et un outil d'aide à l'évaluation de la valeur agronomique et écologique des prairies. Il est développé sous la forme d'une interface web (Plantureux, Amiaud, et al., 2012).

2.1.7. Estimation de la diversité végétale

- Caractérisation taxonomique de la végétation

Pour chaque quadrat, nous avons calculé 3 indices spécifiques :

- La richesse spécifique (S) : nombre d'espèces totale
- La diversité spécifique de Shannon (H') : $H' = -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$. Avec S le nombre total d'espèces rencontrées et p_i la probabilité de rencontre
- L'équitabilité de Shannon (E) : $E = \frac{H'}{\ln S}$

L'indice de Shannon et l'équitabilité rendent compte de l'abondance/dominance et de la répartition relative des espèces au sein des communautés végétales.

- Caractérisation fonctionnelle de la végétation

Les plantes doivent appliquer des stratégies de survie, de reproduction et de croissance pour pouvoir être observables dans une prairie. Suite à une étude bibliographique, nous avons sélectionnés 10 traits fonctionnels rendant compte de ces trois stratégies (Annexe 7) (Louault et al., 2005; Díaz et al., 2007; Lavorel et al., 2007; Violle et al., 2007; Suding et al., 2008; Gaujour, 2010; Marion, 2010). Les indices fonctionnels (richesse fonctionnelle : FRic, régularité fonctionnelle : FEve et divergence fonctionnelle : FDiv) de Villegier et al., 2008 ont été calculés à partir de ces traits grâce à la fonction dbFD() du package « FD » du logiciel R pour chaque stratégie (Villéger et al., 2008; Laliberté and Legendre, 2010; Laliberté and Shipley, 2011; R Core Team, 2012). Nous avons ainsi croisé les données de nos relevés à l'aide des bases de traits fonctionnels d'eFLORAsys et de LEDA (Kleyer et al., 2008; Plantureux, Amiaud, et al., 2012). Les bases contenant des données manquantes ont été complétées selon une méthode de remplacement (Taugourdeau et al., in prep).

2.2. Méthodes d'analyse de données et statistiques

Les analyses de données et les statistiques ont été réalisées avec le logiciel R (R Core Team, 2012).

2.2.1. Analyse de l'échantillonnage

- Relations entre l'échantillonnage et les variables de pratiques et d'IAE

Des tests de corrélation de Pearson entre variables de pratiques et entre variables de paysage ont permis de sélectionner les variables les moins corrélées. La fonction `cor()` du paquet « stats » et la fonction `corrgram()` du paquet « corregram » ont ainsi été utilisées (R Core Team, 2012; Wright, 2012). Pour tester si l'échantillonnage des exploitations et des parcelles reflétait des pratiques agricoles et des structures de paysage différent, nous avons réalisé des Analyses en Composantes Principales (ACP) avec les fonctions `PCA()` et `plotellipses()` du paquet « FactoMineR » (Husson et al., 2012). Les ACP ont été faites d'une part en utilisant les variables de pratiques agricoles et d'autre part en utilisant celles de structuration du paysage. Les cas-types d'exploitation et les parcelles-types ont ensuite été projetées sur le premier plan factoriel en les regroupant préalablement suivant les hypothèses de départ.

- Mise en évidence de l'effet des cas-types et des parcelles-types

Des analyses de variance (ANOVA) ont été réalisées sur les premières dimensions des ACP afin de montrer statistiquement si les facteurs cas-types d'exploitation et parcelles-types étaient significatifs. La fonction `aov()` du package « stats » a été utilisée pour cela (R Core Team, 2012). Par exemple, pour la première dimension de l'ACP « pratiques agricoles » le modèle a été écrit sous la forme : $\text{Dim 1} \sim \text{CAS.TYPE.PRAT} + \text{CLASSEPARC.PRAT}$. La vérification des hypothèses de l'ANOVA a été réalisée par différents tests. Le test de Shapiro-Wilk a permis de vérifier la normalité des résidus des modèles avec la fonction `shapiro.test()` du paquet « stats » (R Core Team, 2012). Le test de Breusch-Pagan a permis de contrôler l'homoscédasticité avec la fonction `bptest()` du paquet « lmtest » et le test de Durbin-Watson a permis de vérifier la non-autocorrélation des résidus grâce à la fonction `dbtest()` du paquet « lmtest » (Zeileis and Hothorn, 2002).

- Etude des différences entre cas-types et entre parcelles-types

Pour les tests significatifs d'ANOVA, des tests post-hoc de comparaisons multiple de Tukey ont permis de montrer quelles étaient les différences significatives entre les différents types d'exploitation et entre les différents types de parcelles. La fonction `HSD.test()` du paquet « agricolae » a servi pour ces analyses (Mendiburu, 2012).

- Analyse conjointe des pratiques et des IAE

Une Analyse Factorielle Multiple (AFM) a été utilisée via la fonction `MFA()` du paquet « FactoMineR » pour projeter les variables de pratiques agricoles et celles de paysage sur le même plan factoriel en distinguant bien les deux groupes de variables (Husson et al., 2012).

2.2.2. Analyse de la diversité

- Etude de l'effet des cas-types et des parcelles-types sur la diversité

L'effet des cas-types d'exploitation et des parcelles-types a été étudié par des ACP sur les indices de diversité taxonomique et sur chaque type de stratégie développé par les plantes. Des tests d'ANOVA et des test post-hoc de Tukey ont permis de rendre compte des différences significatives.

- Partition de la variance de la diversité

Des partitions de variance ont été réalisées grâce à la fonction `varpart()` du paquet `vegan` de R (Oksanen et al., 2012). Des Analyses Canoniques de Redondance (ACR) ont permis de rendre compte des variables qui participaient à la diversité avec la fonction `rda()` de « `vegan` ». Des tests de 1000 permutations ont permis de tester la significativité des variables. Leur importance relative sur la diversité a été donnée par sélection forward avec la fonction `forward.sel()` du paquet « `packfor` » en utilisant 1000 permutations (Legendre and Blanchet, 2011).

3. RESULTATS

3.1. Caractérisation de l'échantillonnage des exploitations et des parcelles

3.1.1. Caractérisation par les pratiques agricoles

Les variables Porg, Norg, Q.ORG et Ntot ont été supprimées car elles étaient trop corrélées entre elles et à Ptot. CHAUX a été supprimée car elle a trop peu d'effet. Voir l'Annexe 4 pour les abréviations. Le premier plan factoriel représente 63% de la variabilité totale des variables de pratiques ce qui est bon (Fig. 10). JPP, GU, Ptot et DATE.1UTIL sont les variables les plus corrélées à la première dimension de l'ACP tandis que Nmin et NB.FAUCHE participe principalement à la seconde dimension (Tableau 3). La première dimension permet de distinguer significativement les élevages laitiers des élevages allaitants. La seconde dimension différencie les parcelles P1, P3 des parcelles P2, P4 de façon significative. Les hypothèses des ANOVA sont toutes vérifiées (Tableau 6).

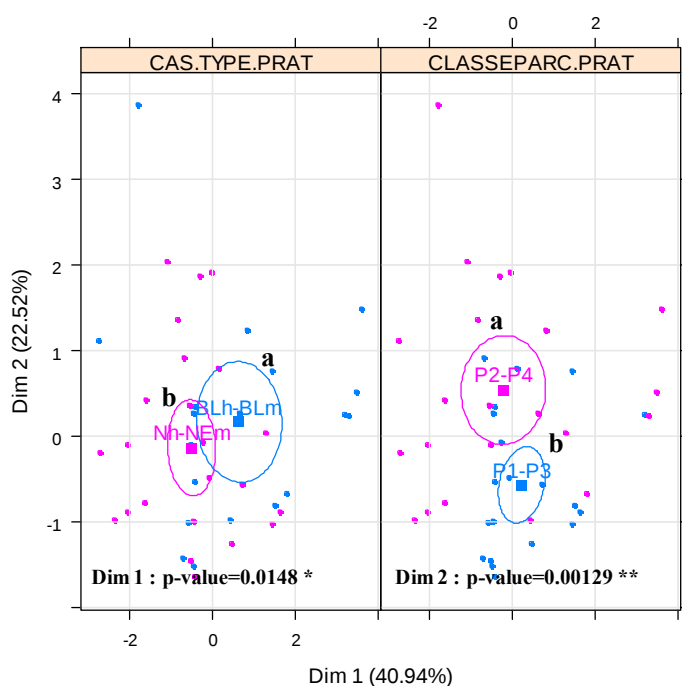


Tableau 3 – Contribution des variables de pratiques à la construction des dimensions de l'ACP.

Variable	Corrélations	
	Dim 1	Dim 2
JPP	0.891	-
GU	0.784	-
Ptot	0.678	0.450
NB.FAUCHE	-0.475	0.716
DATE.1UTIL	-0.563	-
Nmin	-	0.756

Fig. 10 – ACP des pratiques agricoles. Les cas-types d'exploitation et les parcelle-types ont été regroupés suivant la classification d'échantillonnage puis projetés sur le plan factoriel. Nh : Naisseurs herbagers, NEm : Naisseurs engraisseurs maïs, BLh : Bovins lait herbagers, BLm : Bovins lait maïs. Les ellipses ont été tracées avec un niveau de confiance de 95%. Les résultats significatifs des tests d'ANOVA du type « Dimension de l'ACP ~ Cas-types d'exploitation + Parcelle-types » apparaissent en bas et les résultats significatifs des tests de comparaisons multiples de Tukey correspondant sont représentés par des lettres différentes (a ou b).

3.1.2. Caractérisation par les IAE

Les variables IAE.30.p et IAE.60.p sont très corrélées à IAE.10.p. Elles ont été supprimées de l'analyse. D'autres variables ont été également supprimées : D.BOSQ et IAE300J corrélées à IAE300H, Hstrat corrélée à Hstrathai, et Hsurf corrélée à Hiae. Voir l'Annexe 6 pour les abréviations. Le premier plan factoriel de l'ACP sur les variables de paysage explique 41% de la variabilité des variables paysagères (Fig. 11). La densité de haie dans les 300m autour des parcelles, l'hétérogénéité des haies des parcelles et la diversité des ligneux sont les variables principales expliquant la première dimension (Tableau 4). La complexité de forme des parcelles, la densité de forêt dans les 300m autour des parcelles et l'hétérogénéité des types d'IAE des parcelles reflètent la seconde dimension. Le type d'exploitation « Bovin Lait maïs » se distingue significativement des autres : « Bovin Lait herbager », « Naisseur herbagers », « Naisseur Engraisseurs maïs ». La parcelle-type P2 se distingue quant à elle significativement des trois autres parcelles-types P1, P3 et P4. Les hypothèses des ANOVA sont vérifiées (Tableau 6).

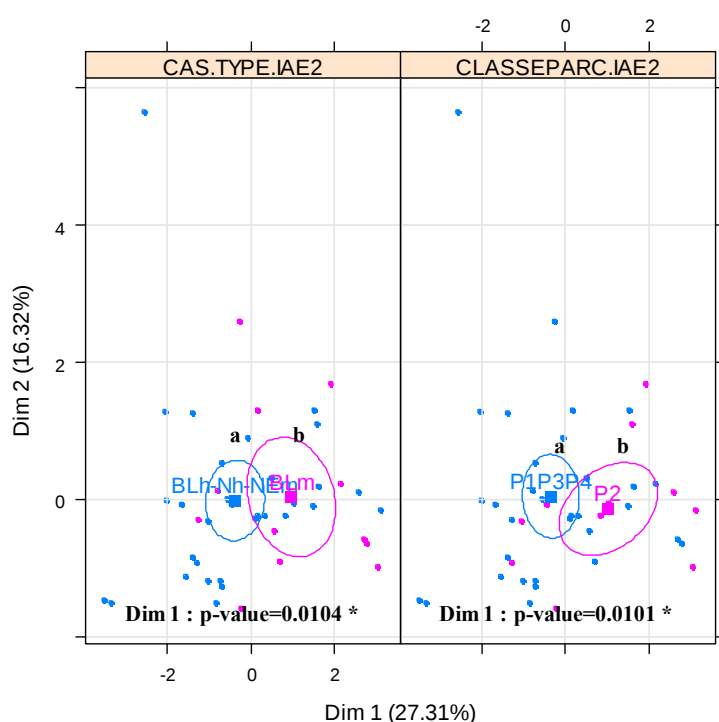


Tableau 4 – Contribution des variables de paysage à la construction des dimensions de l'ACP des IAE.

Variable	Corrélations	
	Dim 1	Dim 2
D.HAIE	0.850	-
Hstrathai	0.782	-
Hlign	0.592	-
IAE.10m.p	0.453	0.412
DIST.EC	-0.332	0.462
D.FOR	-0.390	0.573
D.MARE	-0.491	-0.37
IAE300H	-0.496	-
PARC.FORM	-	0.602
Hiae	-	-0.584

Fig. 11 – ACP des IAE. Les cas-types d'exploitation et les parcelle-types ont été regroupés suivant la classification d'échantillonnage puis projetés sur le plan factoriel. Les ellipses ont été tracées avec un niveau de confiance de 95%. Les résultats significatifs des tests d'ANOVA du type « Dimension de l'ACP ~ Cas-types d'exploitation + Parcelle-types » apparaissent en bas et les résultats significatifs des tests de comparaisons multiples de Tukey correspondant sont représentés par des lettres différentes (a ou b).

3.1.3. Analyse conjointe des pratiques et des IAE

Le premier plan factoriel de l'AFM montre 37% de la variabilité des données de pratiques et de paysage (Fig. 12). Les pratiques agricoles contribuent à 42% de la dimension 1 et à 65% de la dimension 2. Le paysage contribue quant à lui à 58% de la dimension 1 et à 35% de la dimension 2. La densité de haie, le nombre de fauche, l'hétérogénéité des haies des parcelles et la connectivité des IAE sont les variables qui participent le plus à la première dimension. L'intensité de défoliation, la quantité de phosphore total et la pression de pâturage participent à la seconde dimension (Tableau 5). La représentation graphique montre l'éloignement des exploitations de type BLh des exploitations de type Nh-NEm par les pratiques agricoles et leur rapprochement du point de vue du paysage. Dans le plan factoriel 1-2, les parcelles-types P2 et P4 se rapprochent par les pratiques et s'éloignent par le paysage. Au contraire, P4 se rapproche de P1 et P3 par le paysage et s'en éloigne par les pratiques. Le classement des exploitations en cas-types : BLh / BLm / Nh-NEm permet de voir des différences significatives entre ces groupes. La distinction des parcelles-types P1-P3 / P2 / P4 est également significative. Les hypothèses des ANOVA sont toutes vérifiées (Tableau 6).

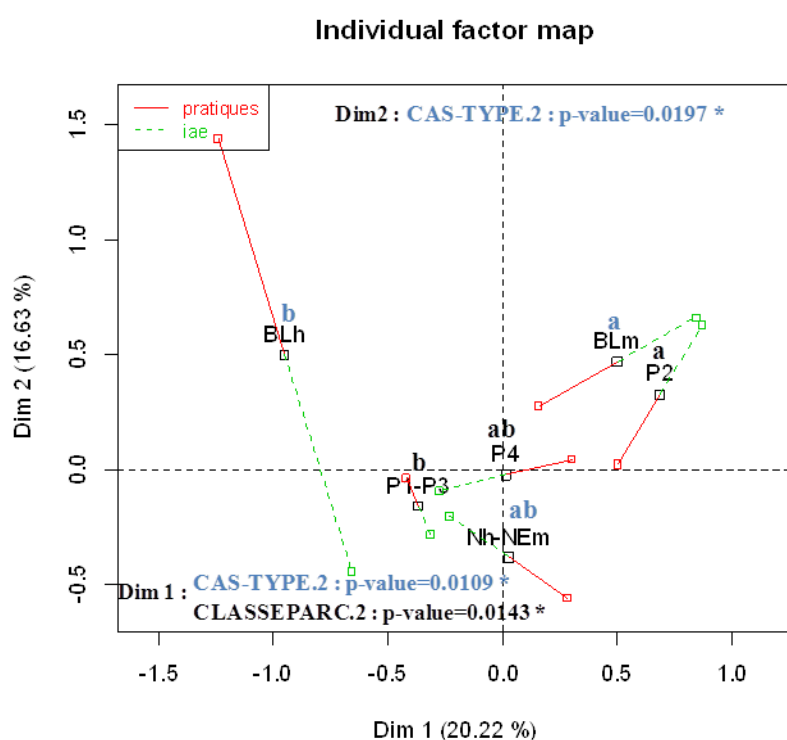


Fig. 12 – AFM des deux groupes de variables pratiques agricoles et IAE. Les coordonnées des cas-types d'exploitations et des parcelles-types par rapport aux pratiques agricoles sont représentées en rouges et les coordonnées par rapport aux IAE sont en vert. Les résultats des ANOVA sur les dimensions de l'AFM pour les cas-types et les parcelles-types sont en bas du graphique. Les lettres différentes représentent les résultats des tests post-hoc de Tukey suivant les cas-types ou les parcelles-types.

Tableau 5 – Contribution des variables de pratiques et de paysage à la construction des dimensions de l'AFM. Les variables de pratiques sont représentées en rouge et les variables de paysage en vert.

Variable	Corrélations	
	Dim 1	Dim 2
D.HAIE	0.693	0.435
NB.FAUCHE	0.692	-
Hstrathai	0.641	-
IAE.10m.p	0.531	-
Nmin	0.494	-
Hlign	0.467	0.327
DATE.1UTIL	0.379	-0.388
JPP	-0.484	0.68
IAE300H	-0.494	-
D.MARE	-0.509	-
GU	-	0.769
Ptot	-	0.639
D.FOR	-	-0.383
DIST.EC	-	-0.511

Tableau 6 – Vérification des hypothèses des ANOVA.

	Hypothèses	Normalité	Homoscédasticité	Non autocorrélation des résidus
	Test utilisé	Shapiro-Wilk	Breusch-Pagan	Durbin-Watson
ACP Pratiques	Anova sur Dim 1	0.338	0.005	0.6798
	Anova sur Dim 2	0.0678	0.2716	0.0189
ACPIAE	Anova sur Dim 1	0.3108	0.9113	0.2038
AFM Pratiques et IAE	Anova sur Dim 1	0.1546	0.3859	0.04775
	Anova sur Dim 2	0.8852	0.05848	0.7803

3.2. Analyse de la diversité végétale

3.2.1. Effet des cas-types et des parcelles-types sur la diversité végétale

Les ACP sur les indices de diversité taxonomique non permis de faire ressortir ni les types d'exploitations, ni les types de parcelles. Cependant, les indices fonctionnels montrent des différences significatives suivant les cas-types d'exploitation (Tableau 7). Pour les stratégies de croissance, la divergence fonctionnelle et la richesse fonctionnelle sont très corrélées à la dimension 1. La divergence fonctionnelle et la régularité fonctionnelle représentent bien la troisième dimension de l'ACP sur les stratégies de reproduction. La première dimension de l'ACP effectuée sur les indices fonctionnels de survie est corrélée à 73% aux variables de richesse fonctionnelle et de régularité fonctionnelle. Les ANOVA sont significatives sauf pour la différenciation des parcelles-types sur l'ACP des indices fonctionnels de croissance. Toutes les hypothèses des tests d'ANOVA sont bien vérifiées (Tableau 8).

Tableau 7 – Résultats des ACP sur les indices fonctionnels. Les indices liés à la croissance, reproduction et survie des espèces ont été distingués.

ACP		Inertie du plan factoriel	Dimension	Variables	Corrélations	ANOVA	Tukey	
Pratiques	Stratégies de croissance	81%	Dim 1	FDivCroiss	0.822	0.0229 * (Cas-type)	Nh-NEm (a)	BLh-BLm (b)
				FEveCroiss	0.669			
				FRicCroiss	-0.712			
IAE	Stratégies de croissance	81%	Dim 2	FDivCroiss	-	0.0669 . (Parcelles-types)		
				FEveCroiss	0.684			
				FRicCroiss	0.589			
	Stratégies de Reproduction	66%	Dim 3	FEveRepro	-0.696	0.0104 * (Cas-types)	BLh-Nh-NEm (a)	BLm (b)
				FDivRepro	0.667			
				FRicRepro	-			
	Stratégies de Survie	100%	Dim 1	FRicSurv	0.734	0.0348 * (Cas-types)	BLh-Nh-NEm (a)	BLm (b)
				FEveSurv	0.734			

Tableau 8 – Résultats des tests de vérification des hypothèses des ANOVA

		Hypothèses	Normalité	Homoscédasticité	Non autocorrélation des résidus
		Test utilisé	Shapiro-Wilk	Breusch-Pagan	Durbin-Watson
Pratiques	ACP Stratégies de croissance	Anova sur Dim 1	0.2397	0.1376	0.5823
	ACP Stratégies de croissance	Anova sur Dim 1	0.3947	0.2457	0.4983
IAE	ACP Stratégies de Reproduction	Anova sur Dim 3	0.3435	0.0734	0.0135
	ACP Stratégies de Survie	Anova sur Dim 1	0.7295	0.3656	0.6882

Les cas-types d'exploitation, caractérisés par des pratiques agricoles et une structuration du paysage particulière, se distinguent par les stratégies des espèces (Tableau 7). Les pratiques agricoles permettent une distinction des stratégies de croissance des espèces tandis que les IAE constituent un facteur de distinction des stratégies de reproduction et de survie des espèces.

3.2.2. Importance relative des pratiques et du paysage sur la diversité

Tous les modèles présentés dans la Fig. 13 ont montré des tests de permutations significatifs avec une p-value de 0,5%. La partition de la variance des indices de diversité taxonomique montre une part plus importante des IAE (21%) par rapport aux pratiques (11%) (Fig. 13). La sélection forward avec 1000 permutations a mis en évidence l'importance de Nmin, JPP et Ptot pour les pratiques (Voir l'Annexe 4 et l'Annexe 6 pour les abréviations). Au niveau du paysage, les facteurs principaux sont D.HAIE, IAE300H, PARC.FORM ainsi que Hiae. La diversité des stratégies de croissance des plantes est due aux pratiques agricoles pour 9% et aux IAE pour 12%. Les facteurs prépondérants sont NB.FAUCHE, Nmin, D.MARE et Hiae. Les pratiques agissent sur 18 % de la diversité des stratégies de reproduction alors que les IAE n'agissent que sur 1%. Les variables de pratiques qui ressortent sont JPP, Nmin, DATE.1UTIL et GU alors que D.HAIE est prépondérante pour le paysage. Au niveau des stratégies de survie des espèces, nous constatons que leur diversité est pour 21% décrite par les pratiques et pour 23% par le paysage. Nmin, JPP apparaissent en tête tandis que D.HAIE, Hiae, D.MARE, IAE300H et Hstrathai ressortent pour le paysage.

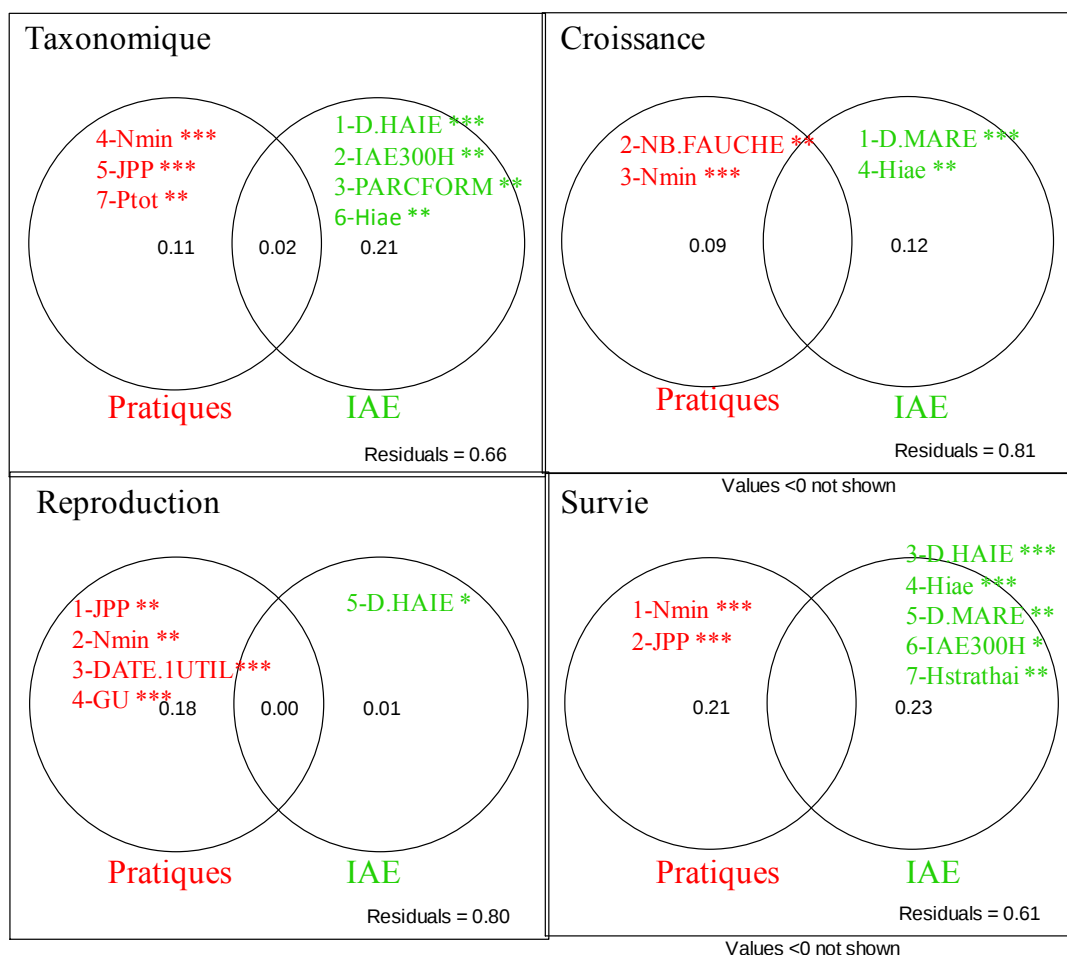


Fig. 13 – Partitions de la variance des indices de diversité taxonomiques et fonctionnels. Les résultats des ACR effectuées pour tester les variables de pratiques et de paysage sont présentés. Les variables qui apparaissent ont été sélectionnées par FS en ne gardant que les plus influentes. Elles sont classées par ordre d'importance : plus le chiffre est petit, meilleur est le classement. Leur significativité (astérisques) dans l'ACR a été obtenu par tests de permutation.

4. DISCUSSION

Nos résultats sur l'étude des pratiques agricoles sont en concordance avec le choix des cas-types (Nh, NEm, BLh et BLm). Nous pouvons distinguer d'une part les élevages laitiers (BLh et BLm) et d'autre part les élevages allaitants (Nh et NEm). Les systèmes d'élevages allaitants pratiquent une agriculture avec des pratiques moins intensives que les élevages laitiers. Ils se différencient surtout par des pressions de pâturage, des intensités de défoliation et des apports en éléments fertilisants plus faibles ainsi que par une utilisation plus tardive des prairies (Fig. 10). Cependant, le choix des cas-types d'exploitation n'est pas complètement en concordance avec l'étude des IAE. En effet, seuls les élevages laitiers avec une part importante de maïs ont pu se distinguer des trois autres systèmes d'élevage par des densités de haie, une hétérogénéité des types de haie et une diversité des ligneux plus importantes (Fig. 11). L'analyse conjointe des pratiques et des IAE permet bien de montrer les mêmes différences entre les systèmes d'exploitation. Il est intéressant de voir que les systèmes laitiers herbagers se rapprochent des systèmes naisseurs herbagers et naisseurs engraisseurs maïs au niveau des IAE mais s'en éloignent à propos des pratiques agricoles (Fig. 12). D'une part, ceci reflète le fait que les élevages laitiers herbagers de Basse-Normandie maximisent l'utilisation de l'herbe par de forts chargements animaux et une utilisation précoce des prairies. Le facteur animal est prépondérant sur les prairies de ce type d'élevage. D'autre part, les contextes paysagers semblent similaires à ces trois systèmes d'exploitation.

Comme pour les cas-types d'exploitation, les résultats sur les parcelles-types (P1, P2, P3 et P4) sont cohérents par rapport aux pratiques. Nous pouvons distinguer les parcelles avec une faible intensité des pratiques (P1 et P3) des parcelles intensives (P2 et P4). Les parcelles-types P1 et P3 sont plutôt pâturées avec un niveau de fertilisation bas alors que les parcelles P2 et P4 sont plutôt fauchées avec un niveau de fertilisation plus élevé (Fig. 10). Au sein des exploitations d'élevage, la gestion des parcelles n'est donc pas homogène. Cependant, le choix des parcelles-types n'est pas tout à fait concordant avec l'échantillonnage prévu au niveau des IAE. Seul le type de parcelle P2 se différencie des trois autres types de parcelles par la densité de haie, l'hétérogénéité des types de haie et la diversité des ligneux qui sont les facteurs les plus influents (Fig. 11). L'analyse conjointe des pratiques et des IAE montre le rapprochement des parcelles P2 et P4 au niveau de la gestion par l'exploitant et leur éloignement au niveau paysager par des différences importantes de densité de haie, d'hétérogénéité des types de haie et de densité de mare. Au contraire, les parcelles P4 sont caractérisées par des pratiques bien distinctes des P1 et P3 mais des contextes paysagers similaires (Fig. 12).

La méthodologie de choix des exploitations et des parcelles reflète donc bien les pratiques des exploitants agricoles et reflète globalement les caractéristiques des IAE (Fig. 14).

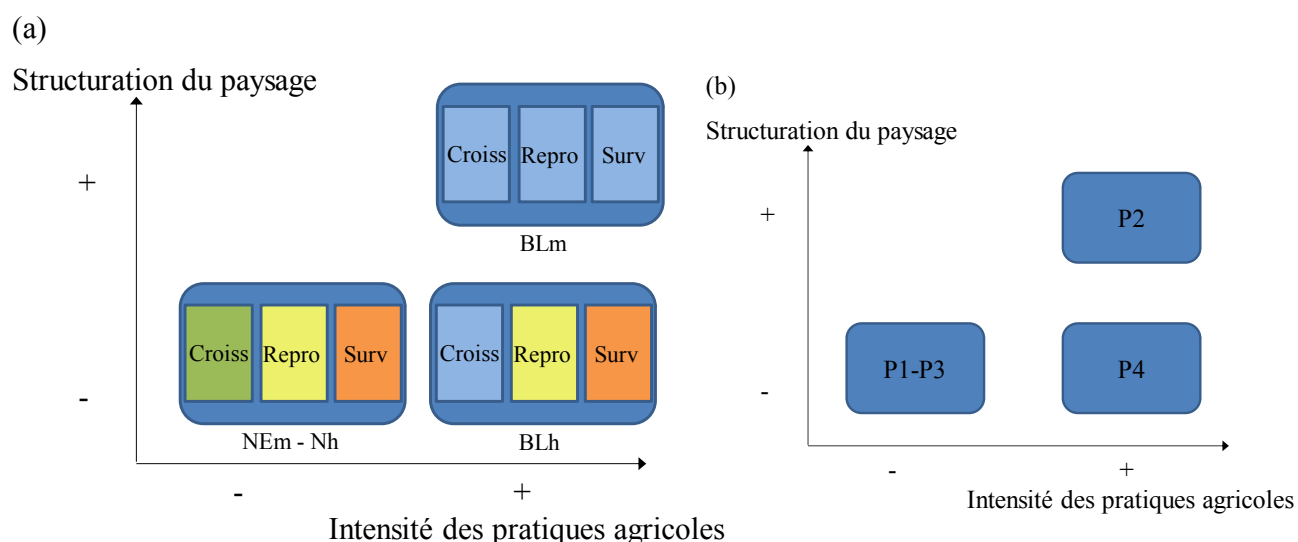


Fig. 14 – Schématisation de la répartition des cas-types d'exploitation (a) et des parcelles-types (b) suivant les pratiques agricoles, le paysage et les stratégies des espèces après analyse des données recueillies. Pour une même catégorie de stratégie (Croissance, Reproduction ou Survie), des couleurs différentes indiquent des différences significatives entre les cas-types.

L'analyse des indices de diversité taxonomique n'a pas permis de montrer d'effet des types d'exploitation et des types de parcelles. Cependant, les indices de diversité fonctionnelle ont fait ressortir certaines différences (Tableau 7). Les exploitations laitières se détachent des exploitations allaitantes au niveau des stratégies de croissance des espèces seulement. En effet, la richesse fonctionnelle des formes de croissance est plutôt moins importante pour les types bovins lait ce qui peut s'expliquer par les pratiques de pâturage plus intensives constatées dans ce type d'exploitation. A l'inverse, la régularité fonctionnelle et la divergence fonctionnelle semblent être favorisées par ces systèmes d'élevage. Ceci montre que les élevages laitiers entraînent des stratégies de croissance de la végétation réparties régulièrement selon l'abondance des espèces. La divergence fonctionnelle montre la prépondérance de stratégies opposées. Les indices fonctionnels de reproduction permettent de différencier les exploitations laitières maïs des autres types d'exploitation. Elles sont caractérisées par des stratégies de reproduction qui divergent et une régularité fonctionnelle des formes de reproduction plutôt faible. La diversité des formes de survie des espèces montrent également une différence entre des types bovins lait maïs et les autres systèmes avec cette fois de plus fortes richesses et régularité fonctionnelles.

Les parcelles-types n'ont pas permis de montrer de différence sur la diversité végétale au niveau taxonomique ou fonctionnel. Cependant, les pratiques agricoles choisies dans l'étude montrent bien leur effet sur la diversité végétale (Fig. 13). Une trop grande variabilité des parcelles au sein des parcelles-types semble cacher tout effet sur la végétation. Le mode de choix des parcelles n'est donc pas optimal. La variance des indices taxonomiques est représentée à la fois par les pratiques mais surtout par les IAE (Fig. 13). Les facteurs prépondérants sont la densité de haie et l'hétérogénéité des IAE dans la zone de 300m autour des parcelles. Ils agissent au niveau de la caractérisation des cas-types et des parcelles-types bien que celle-ci ne puisse se faire sur les indices taxonomiques. La classification semble donc trop grossière pour faire apparaître des différences sur l'aspect taxonomique de la diversité. Elle n'est pas assez sensible aux variables telles que la densité

de haie, l'hétérogénéité des IAE ou la compacité des parcelles décrites dans la partition de variance (Fig. 13). Les indices fonctionnels de croissance sont impactés de façon plus importante par les IAE mais aussi par la fertilisation minérale. Les stratégies de reproduction sont quant à elles plus favorisées par les pratiques agricoles comme le chargement animal ou la fertilisation minérale. La diversité des formes de survie des espèces est autant engendrée par les IAE que les pratiques avec la fertilisation et la pression de pâturage comme facteurs majeurs. En effet, le pâturage agit sur la forme de vie des plantes, l'histoire de vie et la distribution des feuilles (Díaz et al., 2007).

CONCLUSION

Les pratiques agricoles et les IAE ont des effets significatifs sur la diversité végétale ordinaire des centres des prairies permanentes de Basse-Normandie. De plus, la caractérisation des exploitations agricoles par cas-types en fonction des pratiques globales de l'exploitation et de la densité des IAE permet de rendre compte des pratiques agricoles des parcelles et de la structuration du paysage environnant dans une moindre mesure. L'échantillonnage rapide des parcelles à l'aide de l'exploitant reflète également les pratiques agricoles détaillées et pour partie les caractéristiques des IAE. Les types d'exploitations ne permettent pas de rendre compte de la diversité taxonomique bien que les variables utilisées permettent d'estimer 32% des indices de diversité taxonomique. Cependant, certains types d'exploitations se distinguent par l'approche fonctionnelle de la diversité. La distinction des types de parcelles au sein des exploitations n'a pas permis de déceler de différence sur la diversité mais a contribué à un échantillonnage correct de la végétation des parcelles des types d'exploitations. L'utilisation de méthodes simplifiées ne pourra jamais rendre compte de toute la complexité des processus écologiques qui régissent la biodiversité mais ils permettent d'en donner un aperçu convenable. Les facteurs pédologiques et climatiques ont également des rôles importants sur la biodiversité et pourraient être pris en compte pour améliorer la méthode. La diversité des bords de parcelles pourrait également être étudiée afin de mieux intégrer l'hétérogénéité de la végétation des prairies.

BIBLIOGRAPHIE

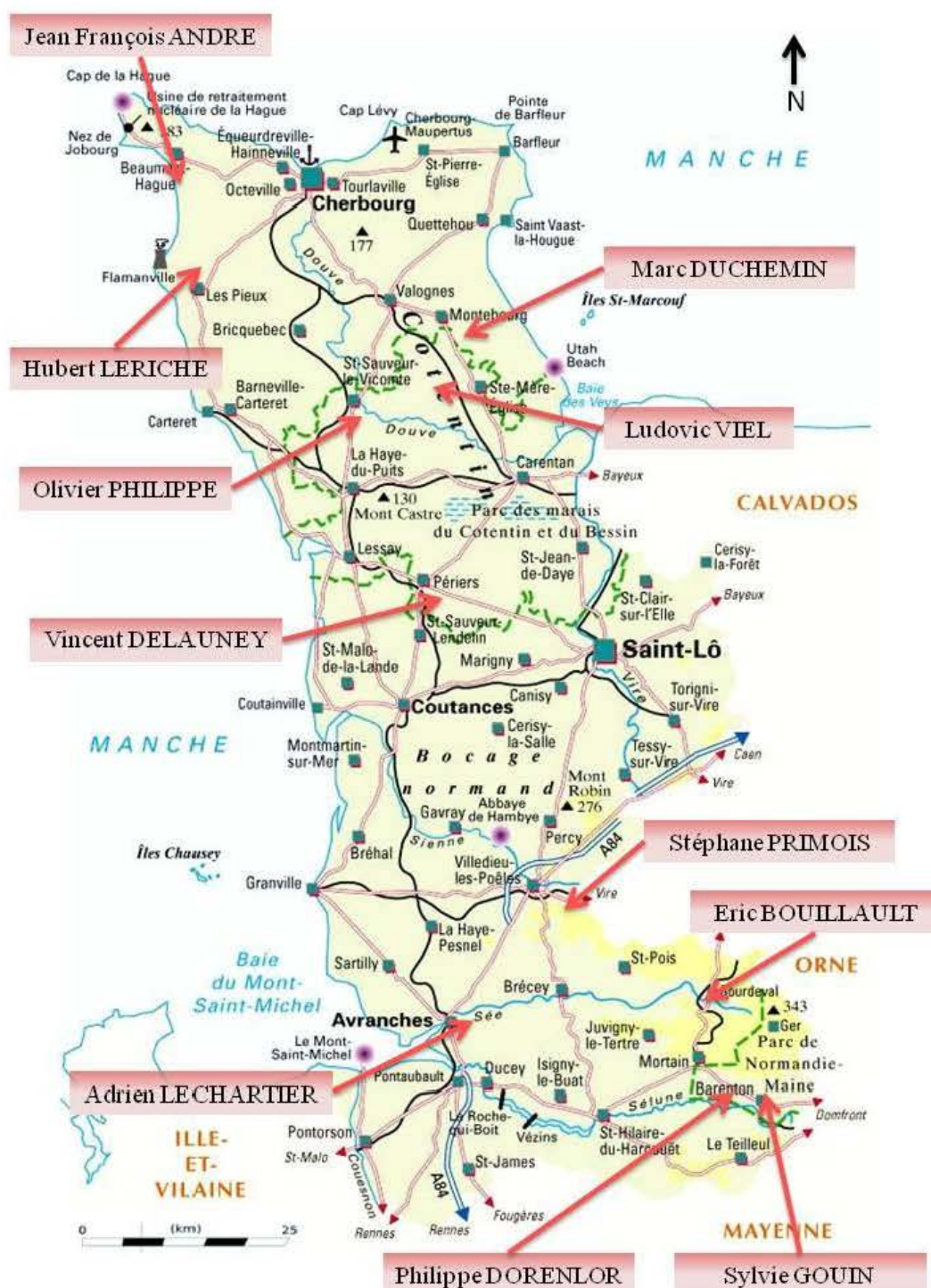
- Adler, P.B., Raff, D.A., Lauenroth, W.K., 2001. The effect of grazing on the spatial heterogeneity of vegetation. *Oecologia* 128, 465–479.
- Agreste, 2009. Statistique agricole annuelle - Résultats 2006-2007 définitifs et 2008 semi-définitifs 207.
- Agreste, 2011. L'utilisation du territoire en 2010. Les paysages agricoles dominent toujours le territoire français. Primeurs.
- Amiaud, B., Carrère, P., 2012. La multifonctionnalité de la prairie pour la fourniture de services écosystémiques.
- Baumont, R., Michaud, A., Delaby, L., 2012. Services fourragers des prairies permanentes: production d'herbe et valeur alimentaire pour les ruminants. Journées AFPP - Les atouts des prairies permanentes pour demain. Paris.
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., others, 2008. Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: a pan-European study. *Journal of Applied Ecology* 45, 141–150.
- Brummer, J., Nichols, J., Engel, R., Eskridge, K., 1994. Efficiency of different quadrat sizes and shapes for sampling standing crop. *J. Range Manage.* 47, 84–89.
- Bruun, H.H., 2000. Patterns of species richness in dry grassland patches in an agricultural landscape. *Ecography* 23, 641–650.
- Burel, F., Baudry, J., 1999. *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Technique & Documentation, Paris.
- Chanséaume, A., 2010. Evaluation de la biodiversité ordinaire à différentes échelles de l'espace agricole (Rapport de stage M2). Institut de l'Elevage, Nancy.
- Chevassus-au-Louis, B., Salles, J.-M., Pujol, J.-L., 2009. Approche économique de la biodiversité et des services liés aux écosystèmes. Centre d'analyse stratégique.
- Cingolani, A.M., Noy-Meir, I., Díaz, S., 2005. Grazing effects on rangeland diversity: a synthesis of contemporary models. *Ecological Applications* 15, 757–773.
- Comber, A.J., Birnie, R.V., Hodgson, M., 2003. A retrospective analysis of land cover change using a polygon shape index. *Global Ecology and Biogeography* 12, 207–215.
- Commission des régulations EU796/2004 [WWW Document], 2012. . URL <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32004R0796:en:NOT>
- Cook, W., Yao, J., Foster, B., Holt, R., Patrick, L., 2005. Secondary succession in an experimentally fragmented landscape: Community patterns across space and time. *Ecology* 86, 1267–1279.
- Cousins, S.A.O., Aggemyr, E., 2008. The influence of field shape, area and surrounding landscape on plant species richness in grazed ex-fields. *Biological Conservation* 141, 126–135.
- Díaz, S., Lavorel, S., McINTYRE, S.U.E., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D.G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M., Noy-meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., Campbell, B.D., 2007. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology* 13, 313–341.
- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.-P., Bachelard, P., Boitier, E., Frain, M., 2009a. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass Forage Sci.* 64, 92–105.
- Dumont, B., Farruggia, A., Garel, J.-P., Bachelard, P., Boitier, E., Frain, M., 2009b. How does grazing intensity influence the diversity of plants and insects in a species-rich upland grassland on basalt soils? *Grass and Forage Science* 64, 92–105.
- Farruggia, A., Dumont, B., Jouven, M., Baumont, R., Loiseau, P., 2007. La diversité végétale à l'échelle de l'exploitation en fonction du chargement dans un système bovin allaitant du Massif central. *Fourrages* 188, 477–493.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16, 265–280.
- Garnier, E., Navas, M.-L., 2011. A trait-based approach to comparative functional plant ecology: concepts, methods and applications for agroecology. A review. *Agronomy for Sustainable Development*.
- Gaujour, E., 2010. Evaluation des sources d'espèces et des déterminants de la diversité végétale des parcelles agricoles.
- Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C., Plantureux, S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. *Agronomy for Sustainable Development* 32, 133–160.

- Gibon, A., 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livest. Prod. Sci.* 96, 11–31.
- Grime, J.P., 1977. Evidence for the existence of three primary strategies in plants and its relevance to ecological and evolutionary theory. *American naturalist* 1169–1194.
- Guihard, V., Lesdos, C., 2007. L'agriculture sur trente ans: une analyse comparative avec l'industrie et les services. INSEE Références, janvier.
- Husson, F., Josse, J., Le, S., Mazet, J., 2012. FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining with R.
- IFN, 2010. Etude “ Haies, biomasse, basse Normandie ” (HBBN). Inventaire Forestier National, Basse-Normandie.
- Institut de l'élevage, 2010. Casdar INDIBIO [WWW Document]. URL <http://www.idele.fr/linstitut-de-lelevage/publication/idelesolr/recommends/indibio.html>
- Jentsch, A., Steinbauer, M.J., Alt, M., Retzer, V., Buhk, C., Beierkuhnlein, C., 2012. A systematic approach to relate plant-species diversity to land use diversity across landscapes. *Landscape and Urban Planning* 107, 236–244.
- Kleyer, M., Bekker, R.M., Knevel, I.C., Bakker, J.P., Thompson, K., Sonnenschein, M., Poschlod, P., van Groenendael, J.M., Klimes, L., Klimesova, J., Klotz, S., Rusch, G.M., Hermy, M., Adriaens, D., Boedeltje, G., Bossuyt, B., Dannemann, A., Endels, P., Goetzenberger, L., Hodgson, J.G., Jackel, A.-K., Kuehn, I., Kunzmann, D., Ozinga, W.A., Roemermann, C., Stadler, M., Schlegelmilch, J., Steendam, H.J., Tackenberg, O., Wilmann, B., Cornelissen, J.H.C., Eriksson, O., Garnier, E., Peco, B., 2008. The LEDA Traitbase: a database of life-history traits of the Northwest European flora. *J. Ecol.* 96, 1266–1274.
- Lagache, T., Chanséaume, A., Gilet, B., Sempé, L., Dominique, C., Taugourdeau, S., 2012. Compromis entre temps de relevés et qualité de l'information lors d'un sous échantillonnage par quadrat en prairie permanentes. *Ecoveg* 8. Nancy.
- Laliberté, E., Legendre, P., 2010. A distance-based framework for measuring functional diversity from multiple traits. *Ecology* 91, 299–305.
- Laliberté, E., Shipley, B., 2011. FD: measuring functional diversity from multiple traits, and other tools for functional ecology., R package version 1.0-11.
- Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J., Garnier, E., Harrison, S., McIntyre, S., Pausas, J., Pérez-Harguindeguy, N., Roumet, C., Urcelay, C., 2007. Plant functional types: are we getting any closer to the Holy Grail? *Terrestrial ecosystems in a changing world* 149–164.
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.P., Trommetter, M., 2008. Agriculture et biodiversité: valoriser les synergies, Synthèse de l'expertise scientifique collective INRA. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport, INRA (France).
- LeCoeur, D., Baudry, J., Burel, F., 1997. Field margins plant assemblages: Variation partitioning between local and landscape factors. *Landsc. Urban Plan.* 37, 57–71.
- Legendre, S.D. with contributions of P., Blanchet, G., 2011. packfor: Forward Selection with permutation (Canoco p.46).
- Louault, F., Pillar, V.D., Aufrère, J., Garnier, E., Soussana, J.-f., 2005. Plant traits and functional types in response to reduced disturbance in a semi-natural grassland. *Journal of Vegetation Science* 16, 151–160.
- Marion, B., 2010. Impact du pâturage sur la structure de la végétation: interactions biotiques, traits et conséquences fonctionnelles.
- Mason, N.W.H., Mouillot, D., Lee, W.G., Wilson, J.B., 2005. Functional richness, functional evenness and functional divergence: the primary components of functional diversity. *Oikos* 111, 112–118.
- Meade, J.E., Hjertson, K., 1973. The Theory of Economic Externalities: The Control of Environmental Pollution and Similar Social Costs. Brill Archive.
- Menard, C., Duncan, P., Fleurance, G., Georges, J.Y., Lila, M., 2002. Comparative foraging and nutrition of horses and cattle in European wetlands. *J. Appl. Ecol.* 39, 120–133.
- Mendiburu, F. de, 2012. agricolae: Statistical Procedures for Agricultural Research.
- Michaud, A., Plantureux, S., Amiaud, B., Carrère, P., Cruz, P., Duru, M., Dury, B., Farruggia, A., Fiorelli, J.L., Kerneis, E., Baumont, R., 2011. Identification of the environmental factors which drive the botanical and functional composition of permanent grasslands. *The Journal of Agricultural Science* 150, 219–236.
- Milchunas, D., Lauenroth, W., 1993. Quantitative Effects of Grazing on Vegetation and Soils Over a Global Range of Environments. *Ecol. Monogr.* 63, 327–366.

- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis, World Resources Institute. ed. Washington, DC.
- Milner, C., Hughes, R.E., 1968. Methods for the measurement of the primary production of grassland. International Biological Programme.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2012. *vegan*: Community Ecology Package.
- Olf, H., Ritchie, M.E., 1998. Effects of herbivores on grassland plant diversity. *Trends in Ecology & Evolution* 13, 261–265.
- Pacha, M.J., Petit, S., 2008. The effect of landscape structure and habitat quality on the occurrence of *Geranium sylvaticum* in fragmented hay meadows. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 123, 81–87.
- Piessens, K., Honnay, O., Hermy, M., 2005. The role of fragment area and isolation in the conservation of heathland species. *Biological Conservation* 122, 61–69.
- Plantureux, S., Amiaud, B., Noirtin, B., Pernot, M., 2012. *eFLORAsys*, un outil internet pour évaluer la valeur des prairies. *Ecoveg* 8. Nancy.
- Plantureux, S., Carrère, P., Pottier, E., 2012c. La prairie permanente: définitions et cadre réglementaire. Journées AFPP - Les atouts des prairies permanentes pour demain. Paris.
- Quantum GIS Development Team, 2012. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.osgeo.org>.
- R Core Team, 2012. R: A Language and Environment for Statistical Computing, R Foundation for Statistical Computing. Vienna, Austria.
- Reidsma, P., Tekelenburg, T., van den Berg, M., Alkemade, R., 2006. Impacts of land-use change on biodiversity: An assessment of agricultural biodiversity in the European Union. *Agric. Ecosyst. Environ.* 114, 86–102.
- Ricketts, T.H., 2001. The matrix matters: Effective isolation in fragmented landscapes. *Am. Nat.* 158, 87–99.
- Rook, A.J., Tallowin, J.R.B., 2003. Grazing and pasture management for biodiversity benefit. *Animal Research* 52, 181–189.
- Sainteny, G., Salles, J.-M., Duboucher, P., Ducos, G., Marcus, V., Paul, E., Auverlot, D., Pujol, J.-L., 2012. Les aides publiques dommageables à la biodiversité (No. 43). Centre d'analyse stratégique.
- Schulz, M.-C., Vilain, L., 2008. Outil d'aide à la décision pour la mise en place d'infrastructures agroécologiques (IAE) sur les exploitations agricoles. France Nature Environnement.
- Solagro, 2009. Les infrastructures agro-écologiques. <http://www.solagro.org>.
- Suding, K.N., Lavorel, S., Chapin Iii, F.S., Cornelissen, J.H.C., Díaz, S., Garnier, E., Goldberg, D., Hooper, D.U., Jackson, S.T., Navas, M., 2008. Scaling environmental change through the community-level: a trait-based response-and-effect framework for plants. *Global Change Biology* 14, 1125–1140.
- Taugourdeau, S., Villerd, J., Plantureux, S., Huguenin-Eli, O., Amiaud, B., in prep. Filling the gap in ecological databases: is there an interest to replace missing plant trait values?
- Tilman, D., 1994. Competition and Biodiversity in Spatially Structured Habitats. *Ecology* 75, 2–16.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - ecosystem service management. *Ecol. Lett.* 8, 857–874.
- Uezu, A., Metzger, J.P., Viellard, J.M.E., 2005. Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biol. Conserv.* 123, 507–519.
- Villéger, S., Mason, N.W.H., Mouillot, D., 2008. New multidimensional functional diversity indices for a multifaceted framework in functional ecology. *Ecology* 89, 2290–2301.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. Let the concept of trait be functional! *Oikos* 116, 882–892.
- Wright, K., 2012. *corrgram*: Plot a correlogram, <http://CRAN.R-project.org/package=corrgram>.
- Zeileis, A., Hothorn, T., 2002. Diagnostic Checking in Regression Relationships. *R News* 2, 7–10.

ANNEXES

Annexe 1 – Localisation des 11 exploitations étudiées



Annexe 2 - Caractérisation des exploitations

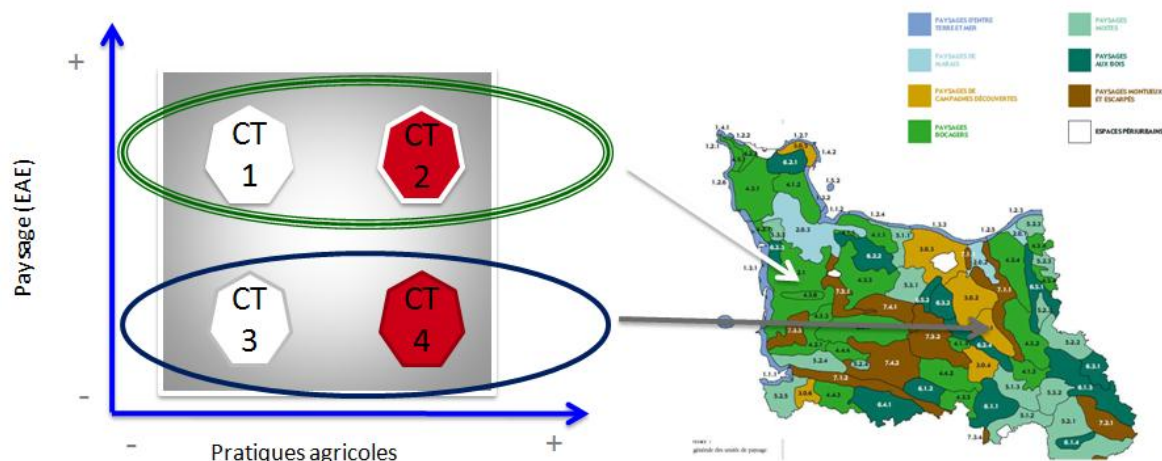
Echantillonnage des situations-types selon les milieux paysagers

Pour chaque région, on retient deux contextes paysagers contrastés (*Ex* : Bocager/ouvert) :

- un milieu à forte densité d'éléments agro écologiques
- un milieu à faible densité d'éléments agro écologiques

Ensuite pour chaque milieu et à partir d'une expertise locale réalisée par des techniciens ayant une bonne connaissance des systèmes d'exploitation, il faut identifier deux situations types :

- une première situation-type caractérisée des pratiques de faible intensité,
- une seconde situation-type caractérisée par des pratiques de forte intensité.

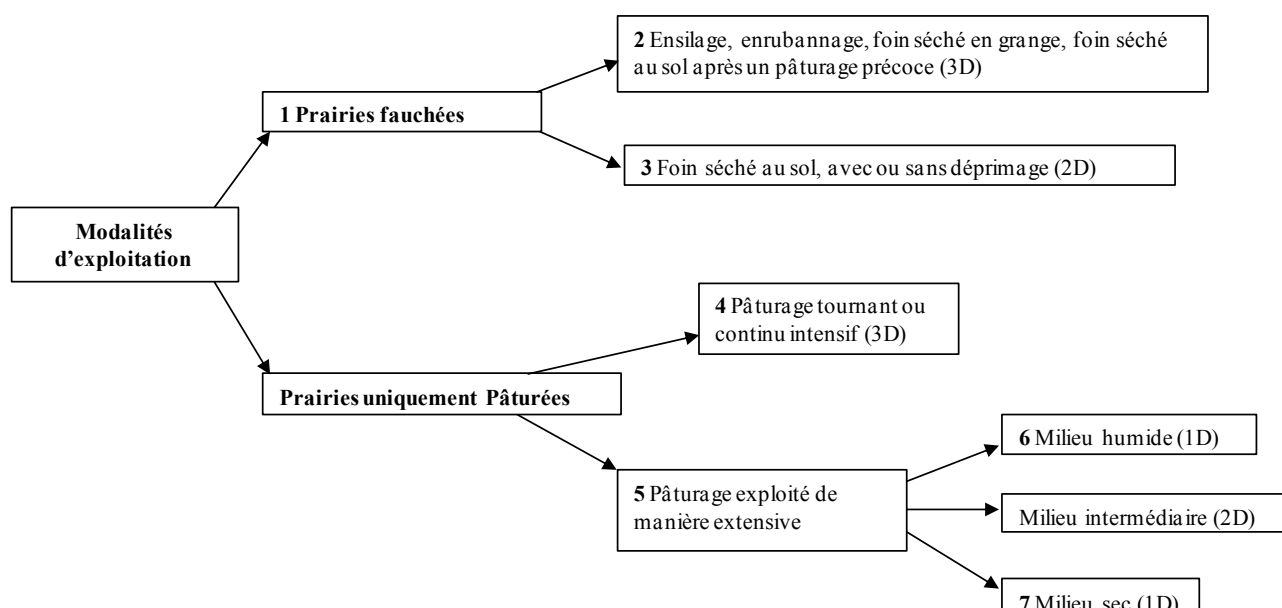


Critères utilisés pour différencier les cas-type d'exploitation

		Faible densité IAE	
		Situation type 1 intensité +/-	Situation type 2 intensité +++
Structure d'exploitation	SAU		
	SFP		
	SH (surface en herbe)		
	SFP/SAU		
	STH/SFP		
	Maïs/SFP		
Mode d'exploitation	Pâturage (VL/VA) en mois		
	UGB/ ha de SFP		
	Q de lait par VL		
	Quantité de concentré par VL par VA		
	Surface fauchée en ensilage /SH		
	Surface fauchée en foin /SH		
Fertilisation de la prairie	%SH fertilisée/SH		
	Fertilisation moyenne N minéral de la SH fertilisée		

Annexe 3 – Caractérisation des parcelles

Mode d'exploitation et définition du milieu



(1) Prairies qui sont fauchées en première coupe ou après un déprimage plus ou moins sévère – il ne s’agit pas seulement des prairies qui sont uniquement fauchées.

(2) Cette catégorie vise à rassembler les prairies qui font l’objet d’une première intervention qui soit à la fois précoce et intense. En cas de pâturage comme première intervention avant la fauche, on distingue ce pâturage précoce du déprimage (cas 3) par le fait que le couvert végétal est suffisamment mangé pour que les repousses ne contiennent que peu d’épis.

(3) Il s’agit ici d’un vrai déprimage : le pâturage est précoce, rapide et peu intense. Les épis des espèces herbacées ne sont pas coupés ou très peu.

(4) L’herbe est courte et homogène à la sortie des animaux (pas ou peu de refus – ou il y a fauche des refus) - Si les pratiques sont changeantes en cours d’année, c’est ce qui se passe au printemps qui importe le plus.

(5) L’herbe est hétérogène quand les animaux sortent, il y a des refus et ceux-ci ne sont pas fauchés – il peut y avoir des petits ligneux dans la parcelle.

(6) Milieu humide = sol gorgé d’eau de façon continue en hiver et au printemps (au moins).

(7) Milieu sec = sol superficiel (< ~ 10 cm) et en pente.

Intensité de défoliation

[1D] = Taux d’utilisation de faible intensité, sur milieu contraignant

[2D] = Taux d’utilisation de faible intensité, sur milieu favorable

[3D] = Taux d’utilisation de forte intensité

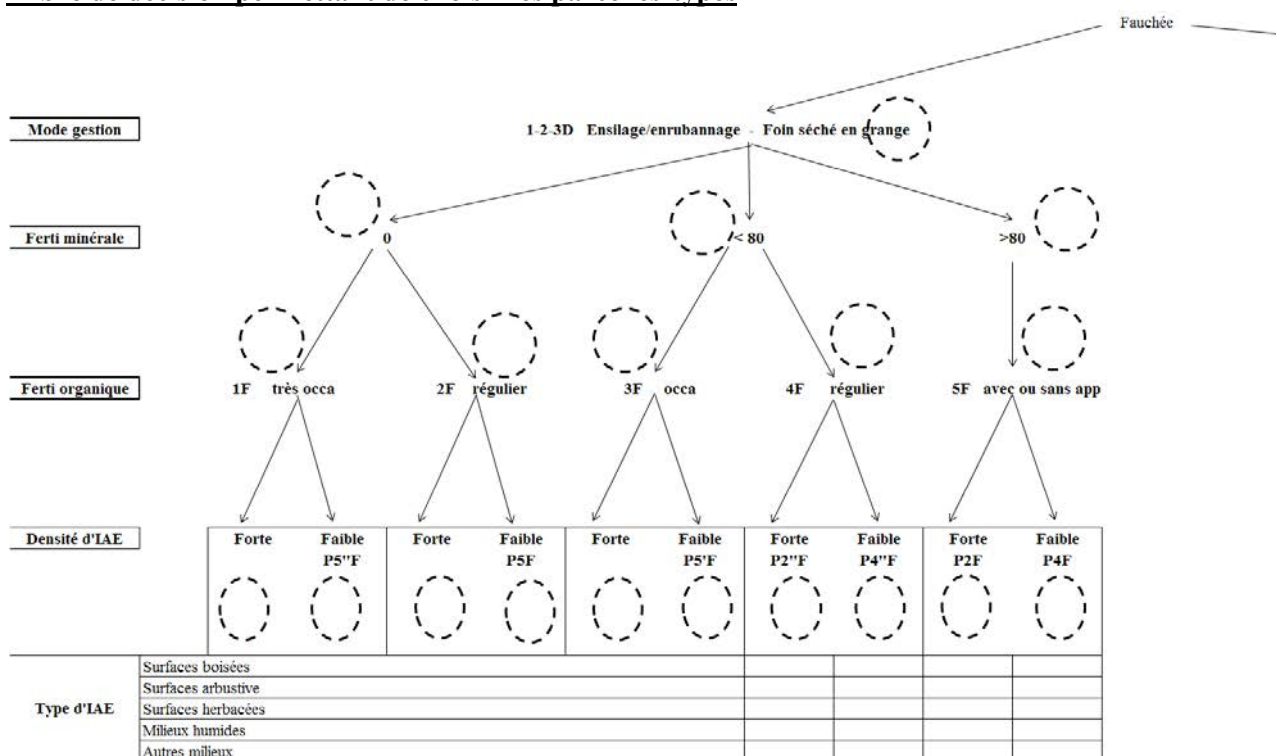
Intensité de fertilisation

Fertilisation	Engrais minéral	Engrais organique
1F	0	Très occasionnel
2F	0	Régulier
3F	< 80 unités N/ha/an (fauche) < 40 unités N/ha/an (pâturage)	Occasionnel
4F	< 80 unités N/ha/an (fauche) < 40 unités N/ha/an (pâturage)	Régulier
5F	> 80 unités N/ha/an (fauche) > 40 unités N/ha/an (pâturage)	Avec ou sans apport

Annexe 3 (suite) – Caractérisation des parcelles

Caractéristiques des parcelles

Parcelle	Mode d'exploitation		Intensité de défoliation	Intensité de fertilisation	Densité d'IAE	Equipe lombrics	Equipe flore
P1	6	7	1D	1F	Forte		x
P1'	1	3	2D	5F	Forte		x
		5					
P1''	6	7	1D	2F	Forte		x
P2	1	2	3D	5F	Forte		x
		4					
P2'	1	3	2D	5F	Forte		x
		5					
P2''	1	2	3D	4F	Forte		x
		4					
P3	6	7	1D	1F	Faible	x	x
P3'	1	3	2D	1F	Faible	x	x
		5					
P3''	6	7	1D	2F	Faible	x	x
P4	1	2	3D	5F	Faible	x	x
		4					
P4'	1	3	2D	5F	Faible	x	x
		5					
P4''	1	2	3D	4F	Faible	x	x
		4					
P5	1	2	3D	2F	Faible	x	
		4					
P5'	1	2	3D	3F	Faible	x	
		4					
P5''	1	2	3D	1F	Faible	x	
		4					

Arbre de décision permettant de choisir les parcelles-types

Annexe 4 – Liste des variables de pratiques agricoles

Variables pratiques agricoles		Code	Description	Unité
PÂTURAGE	Jours de Présence au Pâturage	JPP	Variable continue. Les Unités de Gros Bétail (UGB) sont multipliées par le nombre de jours de pâturage, puis divisées par la surface en hectare. Les coefficients UGB sont présentés ci-dessous	jours.UGB/ha
	Nombre de fauches par an	NB.FAUCHE	Variable continue. Nombre de coupes effectuées dans l'année sur la parcelle	coupe/an
PÂTURAGE / FAUCHE	Date de première utilisation	DATE.1UTIL	Variable continue. La date de première utilisation sur la parcelle est convertie en décade.	décade
	Intensité d'utilisation de l'herbe (Grass Use index)	GU	Variable continue. Cette variable est utilisée pour estimer l'intensité de la défoliation de la prairie. L'idée est de regrouper la défoliation par les animaux avec la fauche. Nous supposons qu'une fauche équivaut à 100% de défoliation de la végétation. Pour le taux de chargement, un pourcentage de surface défoliée par rapport au taux de chargement a été créé. Pour calculer le pourcentage de défoliation engendré par la pâture on utilise l'indice "Grass Use" (GU) : $GU = 16,60487 \times \ln(JPP) - 21,49643$	%
FERTILISATION ET AMENDEMENT	Quantité de fertilisation organique	Q.ORG	Variable continue. Quantité de fertilisation organique déposée par l'agriculteur par hectare et par an	T/ha/an
	Quantité d'azote minérale	Nmin	Variable continue. La quantité de fertilisation minérale est transformée en quantité d'azote (en kg). Quantité divisée par la superficie de la prairie.	kg/ha/an
	Quantité d'azote organique	Norg	Variable continue. La quantité de fertilisation organique est transformée en quantité d'azote (en kg) en utilisant les coefficient ci-dessous. Puis divisée par la superficie de la prairie.	kg/ha/an
	Quantité totale d'azote	Ntot	Variable continue. Somme de tous les apports d'azote sur la prairie. Il faut d'abord calculer la quantité d'azote apportée par le retour d'animaux. Celui-ci est égal à : N Retour Animaux = $JPP \times 0,1218$ (voir ci-dessous). Nous avons alors : $Ntot = Nmin + Norg + N \text{ Retour Animaux } (JPP \times 0,1218)$	kg/ha/an
	Quantité de phosphore minérale	Pmin	Variable continue. La quantité de fertilisation minérale est transformée en quantité de phosphore (en kg) . Quantité divisée par la superficie de la prairie	kg/ha/an
	Quantité de phosphore organique	Porg	Variable continue. La quantité de fertilisation organique est transformée en quantité de phosphore (en kg). Puis divisée par la superficie de la prairie.	kg/ha/an
	Quantité totale de phosphore	Ptot	Variable continue. Somme de tous les apports de phosphore de la prairie. La variable est calculer de la même façon que Ntot avec le coefficient 0,0507.	kg/ha/an
	Quantité de chaux	Chaux	Quantité de chaux apporté sur la prairie par an.	kg/ha/an

Annexe 4 (suite) – Liste des variables de pratiques agricoles

Coefficients UGB par type d'animaux

Type d'animal	Coeff UGB
Lait - Vaches laitières	1,00
Lait - Vaches taries	1,00
Lait - Génisses - 1 an	0,30
Lait - Génisses 1 à 2 ans	0,60
Lait - Génisses + 2 ans	0,80
Lait - Boeufs -1 an	0,30
Lait - Boeufs 1-2 ans	0,60
Lait - Boeufs + 2 ans	0,80
Viande - Vaches allaitantes	0,85
Viande - Veaux sous la mère femelles	0,20
Viande - Génisses - 1 an	0,40
Viande - Génisses 1-2 ans	0,60
Viande - Génisses + 2 ans	0,80
Viande - Mâles - 1 an	0,45
Viande - Mâles 1-2 ans	0,60
Viande - Mâles 2-3 ans	0,80
Viande - Mâles + 3 ans	1,00
Viande - Boeufs -1 an	0,45
Viande - Boeufs 1-2 ans	0,60
Viande - Boeufs 2-3 ans	0,80
Viande - Boeufs + 3 ans	1,00
Viande - Vaches allaitantes + veau	1,05

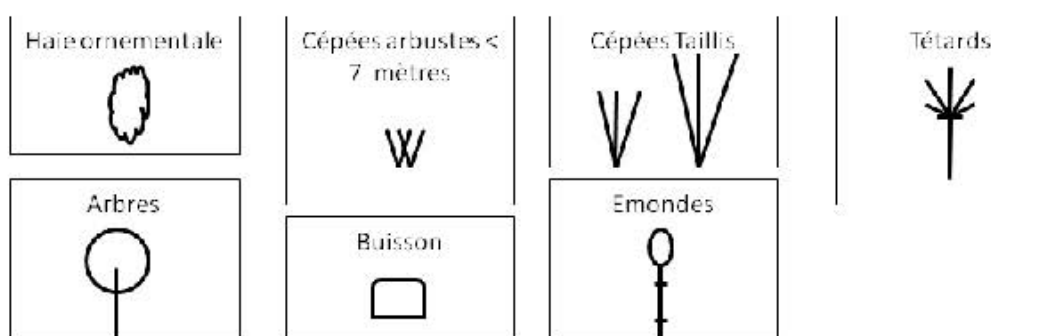
Coefficients des éléments fertilisants dans les apports organiques

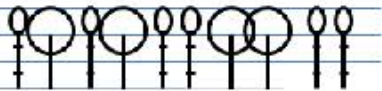
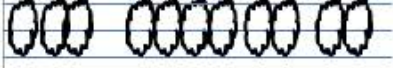
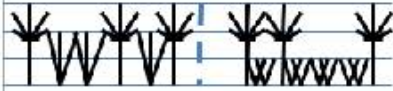
Type ferti orga	N (kg/t ou kg/m3)	P (kg/t ou kg/m3)
Compost	6,3	3,9
Lisier	2,3	1,2
Fumier	5	2,9

Coefficients des éléments fertilisants dans les déjections

	N kg/jours/UGB	P kg/jours/UGB
Bovin	0.1218	0.0507

Annexe 5 – Typologie des haies (d'après IFN, 2010)



	Nombres de strates	Descriptions	Schémas
Haies	1	Haie d'arbres de haut jet avec cépées et haie arbustive	
		Haie constituée de cépées avec haie arbustive	
		Haie arbustive avec ou sans espèces buissonnantes ou herbacées	
		Haie constituée de têtards avec ou sans espèces buissonnantes ou herbacées	
		Haie buissonnante, taillée inférieure ou égale à 2 mètres de hauteur	
		Haie ornementale	
	2	Haie d'arbres de haut jet avec cépées et haie arbustive	
		Haie constituée de cépées avec haie arbustive	
		Haie constituée d'arbres têtards avec cépées ou haie arbustive	
	3	Haie d'arbres de haut jet avec cépées et haie arbustive	

Annexe 6 – Liste des variables paysagères

Variables paysagères		Code	Description	Unité
Parcelle technique	Surface des parcelles techniques	PARC.AREA ou A	Surface des parcelles techniques dans lesquelles ont été effectués les relevés floristiques.	Mètre-carré
	Périmètre des parcelles techniques	PARC.PERIM ou P	Périmètre des parcelles techniques dans lesquelles ont été effectués les relevés floristiques.	Mètre
	Indice de forme de la parcelle technique	PARC FORM	Un indice de forme a été utilisé pour décrire la compacité de chaque champ, à savoir comment la surface et le périmètre se rapportent les uns aux autres. L'indice de forme est alors : PARC FORM = $P / (2 \times (\sqrt{\pi \times A}))$. Avec P = périmètre (m) et A = surface (m²). (Comber et al., 2003; De Clercq et al., 2006; Cousins and Aggemyr, 2008).	
	Distance centre bordure	DIST.EC	La distance centre-bordure est calculée comme suit : DIST EC = $100 \times \sqrt{(A-CA)}$. Avec A = surface et CA = surface de la zone centrale. (Jorge and Garcia, 1997).	Mètre
	Diversité des types de surfaces de la parcelle technique	Hsurf	La diversité des types de surfaces (surfaces arborées, herbacées, humides, ou autres), la diversité des IAE (haies, clôtures, rivière...), la diversité des types de strates, la diversité des types de haies (H1, H2, H3 ...) et la diversité des ligneux (<i>Quercus sp.</i> , <i>Corylus sp.</i> ...) de la parcelle technique ont été calculées à l'aide de l'indice de Shannon : $H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$	
	Diversité des IAE de la parcelle technique	Hiae		
	Diversité des types de strates de la parcelle technique	Hstrat		
	Diversité des types de haies de la parcelle technique	Hstrathai		
	Diversité des ligneux de la parcelle technique	Hlign		
	Diversité des IAE dans les 300 m autour des parcelles	IAE300H	La diversité des IAE 300m autour des parcelles a été calculée avec l'indice de Shannon: $H' = - \sum_{i=1}^s p_i \log_2 p_i$	
	Équitabilité des IAE dans les 300 m autour des parcelles	IAE300J	L'équitabilité des IAE 300m autour des parcelles a été calculée avec l'indice d'équitabilité : $J = H' / \log_2(S)$	
	Surface des IAE situées à moins de 10m d'une autre	IAE.10m.SURF	Surface des IAE situées à moins de 10m d'une autre. Déterminée avec le logiciel Quantum GIS.	Mètre carré
	Proportion d'IAE situées à moins de 10m d'une autre	IAE.10m.p	La proportion d'IAE situées à moins de 10m d'une autre est calculé comme suit : $IAE\ 10m\ SURF \times 100 / \text{Surface totale des IAE}$	%
	Densité des haies dans les 300 m autour des parcelles	D.HAIE	La densité des haies, 300m autour des parcelles est calculée comme suit : $D. FOR = \frac{(\text{surface de haie dans le buffer de 300m})}{(\text{surface totale du buffer de 300m})}$	
	Densité des forêts dans les 300 m autour des parcelles	D.FOR	La densité des forêts, 300m autour des parcelles est calculée sur le modèle de D.HAIE	
	Densité des mares dans les 300 m autour des parcelles	D.MARE	La densité des mares, 300m autour des parcelles est calculée sur le modèle de D.HAIE	
	Densité des bosquets dans les 300 m autour des parcelles	D.BOSQ	La densité des bosquets, 300m autour des parcelles est calculée sur le modèle de D.HAIE	

Annexe 7 – Traits fonctionnels utilisés

Stratégie	Traits fonctionnels	Attributs
Survie	Forme de vie	Hémicryptophyte
		Chamæphyte
		Thérophyte
		Géophyte
		Phanérophyte
		Hélophyte
	Histoire de vie	Annuelle
		Bisannuelle
		Pérenne
	Distribution des feuilles	Rosette
Semi-rosette		
Feuilles réparties régulièrement autour de la tige		
Reproduction	Masse de graines	Variable continue
	Nombre de graines	Variable continue
	Stratégie de régénération	Exclusivement par semis
		Semis / voie végétative
		Exclusivement par voie végétative
	Type de dispersion	Zoochore
		Anémochore
		Autochore
Hydrochore		
Non spécialisée		
Croissance	Surface spécifique foliaire	Variable continue
	Teneur en matière sèche des feuilles	Variable continue
	Hauteur reproductive	Variable continue

Effets des pratiques agricoles et des infrastructures agro-écologiques sur la diversité végétale

RESUME : La diminution des surfaces de prairies permanentes et la détérioration des habitats entraînent une érosion de la biodiversité des espaces agricoles. Cependant, la perte de biodiversité en agriculture est en partie due à l'intensification des pratiques agricoles et à la simplification des paysages. La présente étude a consisté à examiner les effets des pratiques et des infrastructures agro-écologiques (IAE) sur la diversité végétale ordinaire des centres de parcelles de prairies permanentes. Une méthode simplifiée de différenciation de quatre types de systèmes d'élevage de Basse-Normandie et de quatre types de parcelles suivant l'intensité des pratiques et la densité des IAE a été vérifiée. Les résultats ont montré que les types d'exploitations et les types de parcelles permettent de rendre compte des pratiques agricoles détaillées des prairies et décrivent partiellement les IAE. Aucun effet de la typologie n'a été détecté sur la diversité taxonomique alors qu'elle a permis, en partie, de rendre compte de la diversité fonctionnelle. L'étude a également montré que les pratiques agricoles des différents systèmes d'élevage participent à 11% de la diversité taxonomique contre 21 % pour les IAE. L'approche fonctionnelle a mis en évidence que la diversité des stratégies de croissance, de reproduction et de survie des espèces sont régies respectivement à 9%, 18% et 21% par les pratiques agricoles et à 12%, 1% et 23% par les IAE. Les facteurs prépondérants impactant la diversité végétale des centres de parcelle sont la fertilisation minérale azotée, le chargement animal, la précocité d'utilisation de la prairie, le nombre de fauche ainsi que la densité de haie et de mare dans une zone de 300m autour des parcelles, l'hétérogénéité des IAE dans cette zone et la compacité des parcelles reflétant la complexité de l'agencement des IAE.

Mots clé : diversité taxonomique, diversité fonctionnelle, prairie, pratiques agricoles, infrastructures agro-écologiques, systèmes d'élevage.

Effects of farming practices and semi-natural elements on plant diversity

ABSTRACT : The reduction of permanent grassland area and deterioration of habitats lead to the decline of farming area biodiversity. Nevertheless, loss of biodiversity in farming is partially caused by the intensification of farming practices. This study set out to examine the effects of both the practices and the semi-natural elements on ordinary plant diversity in the center of permanent grassland fields. A simplified method to differentiate four types of livestock systems in Basse-Normandie and four types of fields according to the intensity of practices and the density of semi-natural elements was verified. The results showed that the types of farms and the types of fields describe the detailed farming practices on the fields and report partially on semi-natural elements. No effect of the typology on taxonomic diversity was detected whereas it impacts the functional diversity. The study also demonstrated that farming practices from different livestock systems contribute to the taxonomic diversity at 11% against 21% contribution from the semi-natural elements. The functional approach emphasized that the diversity of growing strategies, reproductions and species survival is lead by farming practices at respectively 9%, 18% and 21% and by the semi-natural elements at 12%, 1% and 23%. The predominant factors impacting plant diversity in the center of the fields are: mineral nitrogen fertilization, stocking rate, early use of fields, number of cuts, hedgerow density, pond density in an area of 300m around the fields, semi-natural elements heterogeneity in this area and the fields shape index that reflects the complexity of the semi-natural elements organization.

Key-words : taxonomic diversity, functional diversity, grassland, agricultural practices, semi-natural element, livestock system.