



HAL
open science

Etude de la relation entre la dynamique paysagère et la diversité végétale prairiale

Alice Nerrière

► **To cite this version:**

Alice Nerrière. Etude de la relation entre la dynamique paysagère et la diversité végétale prairiale. [Stage] ENSAIA. Institut National Polytechnique de Lorraine (INPL), Vandoeuvre-lès-Nancy, FRA. 2008, 27 p. hal-02821126

HAL Id: hal-02821126

<https://hal.inrae.fr/hal-02821126v1>

Submitted on 6 Jun 2020

HAL is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

Master 2 recherche FAGE option AFFE
INPL (ENSAIA) Nancy
2 avenue de la forêt de Haye
54505 VANDOEUVRE-lès-NANCY

INRA – SAD « ASTER »
662 avenue Louis Buffet
88500 MIRECOURT

Rapport de stage

Étude de la relation entre la dynamique paysagère et la diversité végétale prairiale

Alice Nerrière

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout particulièrement Etienne Gaujour pour m'avoir encadrée tout au long de ce stage ainsi que la confiance qu'il m'a accordée. Je le remercie aussi pour son soutien pendant ces 6 mois, les connaissances qu'il m'a enseignées, l'esprit de rigueur qu'il m'a inculquée et pour sa grande disponibilité.

Je remercie également Catherine Mignolet pour son accueil, son soutien et son encadrement au sein de l'INRA de Mirecourt.

Je remercie aussi Sylvain Plantureux pour son accueil au sein du Master FAGE de l'INPL de Nancy.

Un grand merci aussi à tous les membres du personnel de l'INRA et particulièrement Jean Paul Aubry, Régis et Xavier Coquil pour leurs renseignements sur les agriculteurs proches de domaine, Damien Foissy, El Ghali Lazrak, Céline Schott pour leurs conseils en SIG, Jean Marie Trommenschlager pour l'installation du logiciel FRAGTATS, Claude Bazard et Xavier pour leurs conseils sur les données du parcellaire de l'INRA, Etienne pour mon initiation aux calculs statistiques, et également un grand merci à Mathilde Gerber pour son aide dans la mise en page des cartes.

Je remercie également tous les agriculteurs enquêtés pour leur aide dans la représentation de mon paysage: M. Vautrin, M. Marlangeon, M. Gauthier, M. Jacques, M. Sangoire, M. Roméas, M. Morizot, M. Friaïsse, M. Maillard, M. Selier, M. Demangel, M. Giron, M. Colin, M. Florence, M. St Michel, M. Colnet, M. Thomas et M. Pierrson.

Je voudrais remercier tout mes colocataires du local stagiaire qui m'ont beaucoup apportée pendant ces 6 mois: Thomas, pour ses discours passionnés et passionnants sur la nature et la musique, Clément pour ses contrepéties enflammées, Ambroise pour sa contribution inconditionnelle au local, Guigui pour ses phrases cultes ...et bien sur Damien pour son amour plus que prononcé pour la mirabelle. Merci à vous pour toutes ces soirées « mecs » passées ensembles... !!

Un grand merci aux rares (mais exceptionnelles) filles, j'ai nommé, Céline, Mathilde et Florence, pour nos discussions...de filles ! Egalement merci à Xavier, pour nos discussions interminables...

Merci à la personne qui se reconnaîtra pour ces compliments et ces bouquets de fleurs.

Un grand merci aussi à la Vosgienne, et à l'accueil chaleureux que l'on trouve dans les Vosges.

SOMMAIRE

I Introduction.....	2
II Synthèse bibliographique.....	3
I.1. Les indices.....	4
I.1.a. L'hétérogénéité.....	4
I.1.b. La fragmentation.....	5
I.1.c. La connectivité.....	5
II.2. Modalités de calculs des indices.....	6
II.1.a. Les éléments du paysage.....	6
II.2.b. Les échelles spatiales et temporelles.....	7
- Les échelles spatiales.....	7
- Les échelles temporelles.....	7
III Matériels et méthodes.....	8
III.1. Le site d'étude et échantillonnage de la végétation.....	8
III.2. Caractérisation de la mosaïque paysagère.....	8
III.2.a. Détermination de l'occupation du sol.....	10
- Parcellaire de l'INRA.....	10
- Parcellaire hors de l'INRA.....	10
- Autres éléments du paysage.....	10
III.2.b. Calcul des indices.....	11
- Echelles de calcul des indices.....	11
- Calcul des indices.....	11
III.3. Analyse des données.....	12
III.3.a. Typologie des parcelles.....	12
III.3.b. Comparaison taxonomique des différentes classes.....	12
IV Résultats.....	13
IV.1. Typologies des parcelles par classe.....	13
IV.1.a. Typologie à 300 m.....	13
IV.1.b. Typologie à 700 m.....	13
IV.1.c. Typologie à 1500 m.....	14
IV.2. Comparaison taxonomique des différentes classes.....	16
IV.2.a. 300 m.....	16
IV.2.b. 700 m.....	17
IV.2.c. 1500 m.....	17
V. Discussion.....	19
V.1. Trajectoire des parcelles.....	19
V.2. Influence des caractéristiques paysagères sur la diversité végétale.....	21
V.3. Influence des caractéristiques paysagères sur la diversité en espèces anémochores.....	21
VI Conclusion.....	23
Références bibliographiques.....	23

I Introduction.

« *Un des plus grands domaines dans lequel l'étude du paysage d'hier et d'aujourd'hui offre une importante voie de recherche est de comprendre la gestion durable de la biodiversité* » (Poudevigne & Baudry, 2003). Il a été démontré à de nombreuses reprises l'impact, souvent négatif, de l'intensification des pratiques agricoles sur la biodiversité (Benton et al., 2003, Burel, 1998). Par ailleurs, Mansvelt et al. (1998) montrent que différents types d'Agricultures (Biologique ou conventionnelle) peuvent avoir une influence sur les caractéristiques structurelles du paysage. Ils ont montré que la diversité des éléments d'un paysage en Agriculture Biologique est plus importante que pour un paysage en agriculture conventionnelle. Or la dynamique de la biodiversité ne prend pas en compte seulement le paramètre « pratiques agricoles ». La mosaïque paysagère contribue aussi à cette dynamique en facilitant ou en contraignant la dissémination et/ou l'établissement des espèces dans le territoire.

L'objectif de ce stage est de tester la relation entre la dynamique paysagère et la diversité végétale des prairies permanentes d'une exploitation agricole, en Agriculture Biologique depuis 2004. Les prairies permanentes sont généralement le lieu de plus grande biodiversité dans les territoires agricoles (Gibon et al., 2005). Cette biodiversité supérieure est souvent due à une plus forte diversité végétale, celle-ci constituant la base de la plupart des réseaux trophiques terrestres. Ainsi les perturbations apportées aux végétaux sont à même de modifier les niveaux trophiques supérieurs. Les changements de pratiques de gestion agricole dus à la conversion en Agriculture Biologique constituent une source potentielle de changements du paysage du territoire agricole ; ils peuvent donc en perturber la diversité végétale en place. Zobel (1997) a montré que l'environnement et les différents éléments du paysage jouent un rôle de filtre sur le pool régional d'espèces. En effet, la configuration des éléments du paysage influence la diversité d'un groupe d'espèces vivant au même endroit. Les caractéristiques du paysage, comme la présence de haies, peuvent jouer un rôle de barrière dans la dissémination des diaspores.

Le paysage est un « *niveau d'organisation des systèmes écologiques, supérieur à l'écosystème; il se caractérise essentiellement par son hétérogénéité et par sa dynamique gouvernée pour partie par les activités humaines. Il existe indépendamment de la perception.* » (Burel & Baudry, 1999). Je considère ici le paysage comme une mosaïque d'occupations du sol (e.g. prairie permanente, zone urbaine,...), nommées éléments du paysage. Le paysage est constitué par les éléments plus ou moins fragmentés. Ces fragments d'éléments sont appelés des taches.

Dans un premier temps je vais caractériser la dynamique du paysage de l'exploitation étudiée. Ces caractéristiques sont quantifiées à l'aide d'indices puisés et sélectionnés dans la littérature. Un paysage peut être décrit suivant son hétérogénéité, la fragmentation de ses éléments et leur connectivité (Burel & Baudry, 1999). De nombreux indices caractérisent ces trois dimensions et permettent d'en définir une dynamique. A partir d'une soixantaine d'indices puisés dans la littérature (McGarigal & McComb, 1995, Steinhardt et al., 1999), j'ai sélectionné tout d'abord ceux qui traitent de ces trois notions. Cependant il a été montré des redondances dans les informations qu'apportaient les indices (Turner et al., 2001). On trouve aussi des indices très corrélés entre eux. J'ai donc opéré à une sélection de certains d'entre eux de façon à minimiser d'une part la corrélation entre les indices retenus et d'autre part la redondance d'informations contenues dans ces indices. Enfin, le changement d'échelle spatiale à laquelle ces indices sont calculés affecte leurs valeurs (Wu, 2004). L'échelle spatiale est donc à prendre en compte dans le calcul des indices (Turner et al., 2001, Weibull

et al., 2000). La littérature m'a permis de définir les éléments à prendre en compte pour la caractérisation du paysage du territoire étudié. La sélection des indices et ce choix des éléments à distinguer sont issus de la bibliographie dont une synthèse est présentée en première partie de ce rapport. La détermination de ces éléments m'a permise de calculer les indices annuellement et de définir la dynamique du paysage.

Dans un second temps, une fois les indices qui caractérisent la dynamique du paysage calculés aux différentes échelles spatiales, j'ai testé les relations entre cette dynamique paysagère et la diversité végétale. Il s'agit d'établir les liens statistiques et biologiques entre les indices qui caractérisent le paysage et la diversité végétale présente dans les prairies permanentes de l'exploitation. De plus, il est intéressant de porter une attention particulière à l'impact des caractéristiques paysagères sur les espèces anémochores (dont la dissémination des semences se fait par le vent). En effet, ce sont des espèces dont la dissémination peut se faire sur de très grandes distances dans un territoire. Les caractéristiques paysagères peuvent alors bloquer la dissémination de ces espèces ou la favoriser (Rew et al., 1996) et donc influencer leur richesse et leur abondance dans les prairies permanentes.

On pourra alors définir quels types de relations s'établissent entre la dynamique du paysage caractérisée par des indices et la diversité végétale pour toutes les espèces d'une part et pour les espèces anémochores d'autre part.

Cette étude vise à mieux comprendre comment un paysage peut influencer la diversité végétale et déterminer quels sont les leviers d'action qu'un agriculteur possède pour favoriser la diversité végétale en structurant de façon fonctionnelle le paysage de son exploitation. Cette structuration favorable à la diversité végétale permettrait à l'exploitant de favoriser les services agronomiques de la diversité végétale (Clergué et al., 2005) et ainsi d'accroître l'autonomie de son activité agricole.

II Synthèse bibliographique.

Afin de caractériser la composition et la configuration des paysages pour une région ou un territoire donné, un très large panel d'indices a été développé et utilisé dans la littérature (Baldwin et al., 2004, Ernoult et al., 2006, McGarigal & Marks, 1995, Moser et al., 2002, Steinhardt et al., 1999) (Annexe1). Ce sont des algorithmes qui quantifient les caractéristiques spatiales d'une mosaïque paysagère (McGarigal & Marks, 1995). Ils sont utilisés pour caractériser différents territoires ou pour mesurer la dynamique d'un paysage (O'Neill et al., 1988, Turner & Rusher, 1988).

Après avoir trouvé une gamme d'indices dans la littérature qui caractérisent le paysage, il est nécessaire de cibler ma recherche sur ceux dont le lien avec la diversité végétale a déjà été démontré dans la bibliographie.

Je caractérise le paysage avec des mesures relatives à l'hétérogénéité du paysage, la fragmentation des éléments et la connectivité des éléments (Burel & Baudry, 1999, Botequilha Laitao & Ahern, 2002). On passe de la notion la plus structurelle avec l'hétérogénéité à une notion fonctionnelle avec la connectivité. La connectivité structurelle qui représente le lien physique qu'il peut y avoir entre deux éléments du paysage (une haie qui peut relier deux forêts) n'est pas considérée ici. Ce lien physique ne permet pas de façon systématique la dissémination des espèces végétales. C'est pourquoi je m'attache uniquement aux liens fonctionnels entre les taches.

L'hétérogénéité représente la diversité des éléments d'un paysage. La fragmentation reflète à la fois les notions structurelles et fonctionnelles de la configuration spatiale du

paysage. Burel & Baudry (1999) définissent la fragmentation comme un processus dynamique de réduction de la superficie d'un élément et sa séparation en plusieurs fragments. Enfin la notion la plus fonctionnelle est la connectivité. Elle représente la possibilité pour un organisme de passer entre deux taches non contiguës d'un paysage. En effet, il existe des structures qui favorisent ou freinent le flux d'espèces dans le territoire. La connectivité va donc mesurer les possibilités de flux des espèces végétales entre les éléments de la mosaïque paysagère (Burel & Baudry, 1999).

I.1. Les indices.

Les 60 indices trouvés dans la littérature (Annexe 1 et 2) sont réunis sous forme d'un tableau non exhaustif selon qu'ils reflètent l'hétérogénéité, la fragmentation ou la connectivité des éléments du paysage.

Cependant il a été montré des redondances dans les informations qu'apportaient les indices (Turner et al., 2001). Par exemple, l'indice de contagion et l'indice de densité des bordures, corrélés négativement, fournissent des informations redondantes (Hargis, 1998). Riitters et al. (1995) ont testé la corrélation entre 55 indices par une analyse multivariée. Ils ne conservent finalement que 6 indices qui reflètent à eux seuls la totalité de la variabilité initiale. McGarigal & McComb (1995) en ont testé 30 pour n'en conserver que 3. D'autres études révèlent que certains indices apportent des informations ambiguës ; par exemple, Tischendorf (2001) a montré que l'indice AWMSI_H (moyenne pondérée de la moyenne des formes d'un élément du paysage) peut avoir la même valeur alors que l'étude se fait sur des modèles paysagers différents.

Il s'agit donc de faire un choix pertinent dans la sélection des indices afin de minimiser la corrélation entre eux tout en conservant des mesures simples d'utilisation et sensibles aux faibles variations du paysage (Wu, 2004).

I.1.a. L'hétérogénéité.

L'hétérogénéité est le plus souvent caractérisée par l'indice de diversité de Shannon (Shannon & Weaver, 1949), (Baldwin et al. 2004, Burel et al. 1998, Ernoult et al., 2006, Steinhardt et al. 1999) :

$$H' = -\sum P_i \log P_i$$

où P_i est la proportion de l'élément i d'un paysage. Cet indice correspond à la diversité des éléments du paysage. Plus la valeur de l'indice augmente plus le paysage est diversifié en éléments.

Cependant, l'indice de Shannon est dépendant du nombre d'éléments du paysage, je vais donc utiliser l'indice d'équitabilité de Shannon : SHEI (Shannon's Evenness Index). Il relativise l'indice de diversité par la diversité maximale possible pour le nombre d'éléments du paysage présents :

$$SHEI = \frac{-\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)}{\ln(m)}$$

où P_i est la proportion que l'élément i occupe dans un paysage, m est le nombre de types d'éléments présents dans le paysage. Cet indice augmente avec la diversité en éléments du paysage. Il existe une corrélation positive entre l'hétérogénéité du paysage et la richesse spécifique pour les espèces végétales (Fedoroff, 2005) mais aussi pour les cas particuliers adventices (Roschewitz et al., 2005). En effet plus la diversité des éléments du paysage va

augmenter, plus il y aura d'habitats différents et disponibles pour les espèces (Weibull & Ostman, 2003) et plus la diversité en espèce végétale pourra augmenter.

I.1.b. La fragmentation.

Pour caractériser la fragmentation, les indices retenus ici sont :

- la taille moyenne des taches : MPS (Mean Patch Size) (Steinhardt et al., 1999) :

$$\text{MPS} = A/N$$

où **A** est la surface totale du paysage et **N**, le nombre total de taches dans le paysage. L'indice diminue quand le nombre de taches des éléments augmente et les éléments du paysage sont de plus en plus fragmentés.

- la forme moyenne des taches : SHAPE_MN (Shape Mean) (MacGarigal & Marks, 1995) :

$$\text{SHAPE_MN} = \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{j=1}^n x_i}{N}$$

où **N** est le nombre total de taches dans le paysage et x_i la valeur de la tache **i**. L'indice augmente avec la complexité de la forme des taches des éléments.

- l'indice de la forme du paysage (LSI : Landscape Shape Index) (MacGarigal & Marks, 1995) :

$$\text{LSI} = \frac{E}{\min E}$$

où **E** est la longueur totale des bordures en termes de nombre de pixels ; il inclut toutes les bordures du paysage et **min E** correspond à la longueur minimale des bordures que peut avoir un paysage, c'est-à-dire si le paysage n'était constitué que d'une seule tache.

Cet indice augmente avec l'irrégularité de la forme des taches. Plus l'indice augmente et plus le paysage est désagrégé, *i.e.* plus les éléments constituant le paysage sont fragmentés.

La fragmentation de ce paysage conduit à la réduction de la taille d'un élément allant parfois jusqu'à sa disparition (Carsjens & van Lier, 2007). Lors de la fragmentation des éléments d'un paysage, la longueur des lisières augmente. Les espèces généralistes vont être favorisées car leur habitat se trouve plus généralement en bordure à l'inverse des espèces spécialistes qui sont situées plus généralement au centre des taches (Krauss, 2004).

I.1.c. La connectivité.

Enfin la connectivité sera représentée par 2 indices :

- la densité des bordures (ED : Edge density) (Moser et al., 2002) :

$$\text{ED} = L/A$$

où **L** est la longueur totale des bordures au sein d'un paysage et **A**, la surface totale du paysage. La connectivité va augmenter à mesure que la longueur des bordures des taches va augmenter. Smart et al. (2002) expliquent que les bordures peuvent être des refuges pour

certaines espèces végétales. L'augmentation de la longueur des bordures peut donc aider au passage d'une espèce d'une tache à une autre, en utilisant les bordures situées entre les taches comme refuges intermédiaires leur permettant de boucler leur cycle de vie.

- l'indice de contagion (CONTAG : Contagion) (MacGarigal & Marks, 1995):

$$\text{CONTAG} = 1 + \frac{\sum_{i=1}^m \sum_{k=1}^n [(P_i) (g_{ik} / \sum_{k=1}^m g_{ik}) \cdot \ln(P_i) (g_{ik} / \sum_{k=1}^m g_{ik})]}{2 \ln(m)}$$

où P_i est la proportion de l'élément i dans le paysage, g_{ik} est le nombre de pixels adjacents entre deux types de taches, i , k et m les nombres de types de classe présents dans le paysage. CONTAG vaut 0 quand les types de taches sont désagrégés et atteint 100 quand toutes les taches sont connectées.

- l'indice d'agrégation (AI : aggregation index) (He et al., 2000, MacGarigal & Marks, 1995)

$$\text{AI} = \sum_{i=1}^m \frac{g_{ii}}{\text{max- } g_{ii}} \cdot P_i$$

où g_{ii} est le nombre de pixels adjacents entre deux éléments i , $\text{max- } g_{ii}$ est le nombre maximal de pixels adjacents entre deux taches et P_i la proportion de l'élément i dans le paysage. L'indice est égal à 0 quand les éléments du paysage sont désagrégés et vaut 100 quand les éléments du paysage sont totalement agrégés. L'indice d'agrégation augmente avec l'agrégation des taches des éléments dans un paysage. La connectivité augmente avec ces deux indices et le flux d'espèces végétales d'un élément à un autre est favorisé.

II.2. Modalités de calculs des indices.

La formule de l'indice de Shannon $H' = -\sum P_i \log p_i$ intègre P_i qui est la proportion de l'élément i dans le paysage. Il est donc nécessaire d'identifier les différents éléments constituant le paysage afin de pouvoir calculer les indices présentés précédemment. Il faudra aussi définir une échelle spatiale pour le calcul des indices car ils sont sensibles aux variations d'échelles (Wu et al., 2004, Li et al 2001). Enfin la mise en relation des caractéristiques paysagères et de la diversité végétale des prairies permanentes implique la prise en compte de l'inertie de la végétation face à des changements des caractéristiques paysagères. C'est pour cela qu'il est important de caractériser la dynamique de ces caractéristiques sur une durée relativement longue et à un pas de temps assez faible.

II.1.a. Les éléments du paysage.

On va prendre en compte les éléments du paysage qui ont un lien avec les habitats des espèces : les éléments qui peuvent abriter des espèces, favoriser la dissémination des graines ou au contraire la freiner. A partir de la littérature, je distinguerai les éléments paysagers suivants:

- les prairies temporaires (Turner et al., 2001, Weibull et al., 2000),
- les prairies permanentes (Turner et al., 2001, Weibull et al., 2000),

- les cultures (Turner et al., 2001, Weibull et al., 2000) où chaque type de culture sera considéré comme un nouvel élément du paysage,
- les forêts (Ernoul, 2006),
- les vergers (Ernoul, 2006),
- les friches qui sont des zones abandonnées ou peu entretenues par l'Homme (Turner et al., 2001),
- les zones urbaines (Turner et al., 2001, Ernoul, 2006) qui contiennent les constructions ainsi que les jardins,
- les cours d'eau et les étangs (Turner et al., 2001, Ernoul, 2006),
- les voies de communications.

II.2.b Les échelles spatiales et temporelles.

- Les échelles spatiales.

Wu (2004) conseille de faire des analyses à des échelles spatiales multiples afin de bien quantifier l'hétérogénéité du paysage. En effet les indices qui caractérisent le paysage sont dépendants de l'échelle spatiale (Wu et al., 2004, Li et al., 2001). Ces auteurs classent les indices selon leur corrélation avec le changement d'échelle. Certains indices sont plus sensibles aux changements d'échelle (*e.g.* NP, PD, TE, ED, LSI) que d'autres (*e.g.* MSI, MPFD, DLF). Dans un autre exemple, la richesse spécifique est liée à l'hétérogénéité du paysage à une échelle de 0,2 km² alors que l'on perd cette corrélation à une plus grande échelle (Weibull et al., 2003). Ils montrent par exemple que les indices relatifs à la diversité des éléments (PR, PRD, SHDI, CONTAG) ne sont pas applicables à l'échelle de la tache mais le sont à l'échelle du paysage.

Les échelles spatiales auxquelles les indices sont calculés doivent être réfléchies en fonction de la biologie des espèces étudiées. Dans le cas des prairies permanentes la diversité fonctionnelle des espèces végétales étant assez importante, il est nécessaire de calculer ces indices pour une gamme d'échelle importante. Avec l'étude des espèces anémochores ces échelles seront élevées car ces espèces ont souvent des distances de dissémination importantes.

- Les échelles temporelles.

Lors d'un changement de pratiques agricoles il a été observé l'existence d'un pas de temps plus ou moins long entre le début de ces changements de pratiques et la réponse de la végétation à ces changements (Bakker & Heerdt, 2005). Ces auteurs ont étudié la dynamique de la végétation prairiale suite à une conversion à l'Agriculture Biologique dans les Pays-Bas. Ils montrent que le couvert végétal des prairies permanentes est modifié de façon significative 5 ans après le début de la conversion en Agriculture Biologique. Cette étude met en évidence l'inertie de la matrice prairiale due en partie à la fertilité résiduelle des sols (Bakker & Heerdt, 2005). L'étude porte donc sur les changements de pratiques agricoles ; ici l'étude du changement du paysage du à des changements de pratiques de gestion va demander un temps plus long pour voir l'effet sur le changement de la végétation. Bakker & Heerdt ont montré qu'il faut 5 ans pour voir ce changement, on fait donc l'hypothèse qu'il faut prendre en compte plus d'années.

Par ailleurs, les auteurs rencontrés dans la littérature font des calculs pour 2 ou 3 dates avec des pas de temps relativement longs (Ernoul et al., 2006, Ming et al., 2007, Roy et al., 2000, Steindhardt et al., 1999, Weibull et al., 2000). Il semble nécessaire d'étudier la dynamique sur

des pas de temps annuels et cela sur une durée relativement longue (au moins 5 ans) pour pouvoir mettre évidence l'impact des changements du paysage sur la diversité végétale.

La littérature m'a permise de retenir 8 indices pour caractériser mon paysage : SHDI et SHEI qui caractérisent la notion d'hétérogénéité, MPS, SHAPE_MN et LSI, la notion de fragmentation et ED et CONTAG la notion de connectivité (Annexe1). Elle m'a renseignée sur les éléments à considérer dans la description du paysage ainsi que sur les différentes échelles spatiales et temporelles à prendre en compte pour le calcul de ces indices et la caractérisation de leur dynamique.

III Matériels et méthodes.

III.1.Le site d'étude et échantillonnage de la végétation.

J'ai réalisé mon stage sur l'installation expérimentale INRA de Mirecourt dans la plaine des Vosges (88). Elle est composée d'un parcellaire regroupé de 250 Ha (Figure1) sous le cahier des charges de l'Agriculture Biologique depuis octobre 2004. Il s'agit d'une exploitation de bovins laitiers,. Le troupeau laitier est composé d'une centaine de vaches laitières, à parité Holstein et Montbéliarde, auxquelles s'ajoutent des génisses de remplacement. J'étudie en particulier la végétation en place de 23 prairies permanentes de cette exploitation expérimentale.

La végétation de ces 23 prairies permanentes a été échantillonnée en 2006 par la méthode des quadrats (Gaujour, 2006). L'abondance de chaque espèce herbacée en termes de recouvrement a été évaluée visuellement dans 10 quadrats (1x0,25 m) disposés aléatoirement dans un plot de 10 x 2,5 m. Chaque parcelle contenait un plot d'échantillonnage de la végétation. Sur ces relevés de végétation, la richesse spécifique, la diversité spécifique de Shannon-Weaver (Shannon & Weaver, 1949) ont été calculés ainsi que l'équitabilité de Shannon-Weaver pour toutes les espèces végétales. La richesse spécifique et la proportion (à partir de leurs abondances) d'espèces anémochores ont aussi été calculées.

III.2.Caractérisation de la mosaïque paysagère.

Il s'agit ici de représenter un paysage d'une surface circulaire d'environ 20 Km² englobant le parcellaire INRA (Figure1). Ce territoire de 20 Km² prend en compte le parcellaire d'autres agriculteurs. Il faudra alors rechercher la limite de leurs terrains ainsi que leurs assolements de 1996 à 2006. Une fois le paysage construit, je pourrai calculer les indices selon les différentes échelles spatiales et temporelles (Figure1 et Annexe3).

La construction de ce paysage se fait à l'aide de l'outil informatique d'information géographique ArcGIS[®]. La photographie aérienne du domaine et de ces alentours au 50/1000 sert de fond de carte où l'on distingue bien les parcelles. Ces orthophotographies tirées de cartes IGN ont été prises en 2006. Je définis l'utilisation de l'occupation du sol pour chaque parcelle de 1996 à 2006 inclus, à partir d'enquêtes auprès des agriculteurs. Comme vu dans la synthèse bibliographique, il existe une inertie de la matrice prairiale, c'est-à-dire que la végétation met un temps plus ou moins important pour réagir à un changement de pratiques agricoles. Ici, face à un changement du paysage, je fais l'hypothèse que le temps de réponse de la végétation est plus long et je teste l'impact de la dynamique paysagère calculée sur 11 années, sur la diversité végétale des prairies permanentes.

III.2.a.Determination de l'occupation du sol.

- Parcellaire de l'INRA.

La carte géoréférencée du parcellaire de l'INRA était déjà construite et les différents assolements de l'exploitation existaient.

Avec la mise en place de l'Agriculture Biologique (AB) sur le parcellaire du domaine (octobre 2004), de nouveaux éléments sont créés : les différentes cultures se voient marquer d'un signe distinctif « b » qui les différencie des cultures conventionnelles. Je considère que les cultures AB sont des éléments différents par rapport aux mêmes cultures en agriculture conventionnelle. En effet, les itinéraires techniques sont globalement plus différents entre une culture en agriculture conventionnelle et la même culture en AB, comme, par exemple, l'arrêt d'apport d'intrant (herbicides, pesticides, ammonitrates) en culture AB. Ces différences d'itinéraires techniques peuvent être sources de modifications de la flore, dans la prairie étudiée mais également dans le voisinage de cette parcelle. Par exemple, l'arrêt d'épandages d'ammonitrate dans les prairies permanentes suite à la conversion à l'agriculture biologique entraîne l'augmentation la diversité végétale, en diminuant la proportion de graminées au profit des dicotylédones et des légumineuses en particulier (Hole et al., 2005).

- Parcellaire hors de l'INRA.

J'ai tout d'abord défini les parcelles hors INRA par des relevés GPS sur les terrains jouxtant le parcellaire de l'INRA. Afin de connaître l'emplacement des parcelles plus éloignées, j'ai effectué des enquêtes auprès de 18 agriculteurs. Grâce aux photographies aériennes issues de leurs déclarations PAC (Politique Agricole Commune) j'ai pu faire un lien avec la photo aérienne IGN en ma possession et ainsi reconstruire sous SIG les parcelles des agriculteurs. L'aire de leurs parcelles inscrite sur leurs déclarations PAC m'a permis de contrôler les polygones construits à partir des orthophotographies. Ces enquêtes m'ont aussi permise de leur demander leurs feuilles de relevés PAC afin d'obtenir leurs assolements de 1996 jusqu'à 2006. Ainsi j'ai pu construire le paysage aux alentours du parcellaire de l'INRA avec l'occupation du sol correspondante. Cependant aux années les plus éloignées (1997, 1996) je me suis retrouvée face à des manques de données dans l'assolement des parcelles. Ces manques, notés « autre », ne concernent que 0.3 % de toutes des données recueillies pour l'ensemble du territoire étudié de 1996 à 2006. Enfin une parcelle de 4 Ha a été découpée de manières différentes chaque année et l'agriculteur était dans l'impossibilité de me décrire ces découpages. J'ai donc opéré à des découpages les plus logiques avec l'aide apportée par d'autres agriculteurs et ainsi complété par l'occupation du sol correspondant.

- Autres éléments du paysage.

D'après l'étude bibliographique et d'après une étude sur le terrain, différents éléments autres que les assolements sont à prendre en compte.

Les zones urbaines constituent l'élément majeur avec la ville de Mirecourt, l'Hôpital de Ravenel, les villages aux alentours ainsi que les maisons ou fermes isolées. Je considère que ces zones urbaines n'ont pas subi de changement au cours des 12 dernières années. Ces zones sont un lieu de perturbations ; par exemple les espèces végétales des jardins peuvent se

disséminer jusque dans les prairies permanentes et en modifier la composition de la végétation.

Les forêts constituent aussi une grande partie de mon paysage. Elles sont un lieu de refuge pour les espèces végétales et peuvent aussi être sources de nouvelles espèces pouvant s'implanter dans les prairies permanentes.

Les endroits laissés à l'abandon comme les friches sont des lieux peu ou pas entretenus par l'Homme et peuvent être la source d'autres espèces végétales.

Les vergers, autre élément du paysage, ne pouvaient pas être considérés au même titre que les forêts à cause d'une plus forte pression anthropique.

Pour les zones se rapportant à l'eau on trouve un étang et des ruisseaux. Quand on parle de l'élément « ruisseau » on prend en compte aussi les berges de part et d'autre du cours d'eau. Ces éléments sont considérés comme une barrière pour la dissémination des espèces mais peuvent aussi faciliter la dissémination grâce au courant. De plus les berges peuvent être un lieu refuge ou source d'espèces végétales.

La dissémination des espèces peut aussi être bloquée par les voies de communication qu'il faut donc prendre en compte comme des éléments du paysage. Sur le site étudié, j'en discerne plusieurs sortes : les routes goudronnées, les chemins en cailloux et les chemins en herbe où la végétation se développe. Leur largeur prend aussi en compte leurs bordures.

III.2.b.Calcul des indices.

Dans la synthèse bibliographique, j'ai noté que les indices étaient sensibles aux changements d'échelles spatiales (Wu, 2004) ; je vais calculer ces indices à différentes échelles pour tenir compte de ce changement.

- Echelles de calcul des indices.

Sous ArcGIS[®], j'ai créé trois cercles de rayons différents : 300 m, 700 m et 1500 m. L'échelle minimale représente un cercle de rayon 300 m qui représente la distance moyenne entre les centres de deux parcelles. La distance maximale de dissémination d'une espèce végétale peut atteindre des milliers de kilomètres mais on ne s'intéresse ici qu'aux espèces végétales des prairies permanentes du domaine. Je considère ici un rayon 1500 m pour définir la plus grande échelle (Krauss et al., 2004, Weibull et al., 2003). Il correspond au rayon maximal relatif de dissémination d'une espèce prairiale. Le centre des cercles correspond au centre des plots où les relevés floristiques ont été faits en 2006.

Pour chaque parcelle j'ai isolé le paysage correspondant aux cercles aux 3 rayons différents pour les 11 années. Pour pouvoir être exploitées par le logiciel FRAGSTATS, les cartes sont converties en format raster c'est à dire sous forme pixélisée.

- Calcul des indices.

Pour calculer les indices j'ai utilisé de logiciel d'accès libre FRAGSTATS. (MacGarigal & Marks, 1995). Il est conçu pour calculer un grand nombre d'indices du paysage à partir d'une carte raster. Parmi la centaine d'indices calculables par FRAGSTATS j'ai fait une sélection en fonction des indices retenus dans la synthèse bibliographique.

Ainsi pour caractériser l'hétérogénéité, j'ai calculé les indices de diversité Shannon-Wiener et d'équitabilité (SHDI et SHEI). Les indices de densité de bordures (ED), de contagion (CONTAG) sont utilisés pour caractériser la connectivité entre les habitats. Enfin pour la

caractérisation de la fragmentation des habitats j'ai calculé la moyenne des formes (SHAPE_MN), la forme du paysage (LSI) et la taille moyenne des taches (MPS). Certains indices ont besoin d'informations complémentaires, *i.e.* pas uniquement les différents éléments du paysage présents et leur surface. Pour le calcul de la densité des bordures (ED), il faut préciser sous FRAGSTATS de ne pas définir les marges du paysage comme une bordure. (*i.e.* les périmètres des cercles à 300 m, 700 m et 1500 m). L'indice MPS est représenté sous FRAGSTATS par PD (Patch Density) qui représente l'inverse de la moyenne des formes. L'indice de Contagion est très sensible à la résolution du pixel (Ricotta et al., 2003). Pour pouvoir comparer différents paysages il est nécessaire que cette résolution soit toujours la même. Je l'ai fixée ici à une valeur de 1 mètre qui me permettra de conserver au mieux la forme des taches du paysage lors de la pixellisation.

III.3. Analyse des données.

III.3.a. Typologie des parcelles.

Après avoir calculé les 8 indices pour les 23 parcelles de prairies permanentes de 1996 à 2006, j'ai cherché à rassembler les parcelles en groupe ayant des caractéristiques paysagères semblables. Je cherche à visualiser la position des parcelles les unes par rapport aux autres en fonction de leurs caractéristiques paysagères. J'ai fait des typologies de parcelles basées sur les indices calculés. Pour chaque rayon d'étude j'ai utilisé pour ces typologies uniquement les valeurs des indices pour l'année 1996. En effet je cherche à déterminer une dynamique des parcelles de prairies permanentes à partir de 1996 et à regarder ainsi leur évolution au cours du temps, à partir de cet état initial caractérisé.

J'ai effectué une analyse en composante principale (ACP) suivie d'une classification ascendante hiérarchique (CAH) grâce au logiciel SPAD. J'ai aussi dessiné les trajectoires pour les rayons 300 m, 700 m et 1500 m. (Annexe 4) Grâce à cette typologie j'ai choisi de prendre 4 classes de parcelles aux différents rayons (300 m, 700 m et 1500 m).

Sur les 8 variables sélectionnées précédemment grâce à l'ACP, je ne conserve que 5 indices : SHEI, SHDI, SHAPE_MN, PD et ED. En effet le cercle des corrélations avec toutes les variables montre que les indices AI et CONTAG sont corrélés de façon négative à ED et SHEI respectivement. L'indice LSI est corrélé positivement à l'indice ED. Cependant même si ils ne sont pas inclus dans les variables, je pourrai traiter les informations qu'ils m'apportent grâce aux indices avec lesquels ils sont corrélés.

III.3.b. Comparaison taxonomique des différentes classes.

J'ai ensuite effectué une analyse des variances (ANOVA) pour comparer les moyennes de différentes variables taxonomiques : la diversité spécifique de Shannon, l'équitabilité et la richesse spécifique entre les différentes classes. En effet on cherche à savoir quel peut-être l'impact du paysage, définis ici sous forme de classes contenant les parcelles les plus ressemblantes, sur la diversité végétale du domaine. Puis j'ai effectué une ANOVA pour comparer les moyennes de la proportion et de la richesse en espèces anémochores entre les différentes classes. Lorsque l'ANOVA montrait des différences significatives, j'ai réalisé les tests *a posteriori* de Tuckey pour savoir quelles étaient ces différences.

IV Résultats.

IV.1. Typologies des parcelles par classe.

IV.1.a. Typologie à 300 m.

A 300 m, le premier plan factoriel explique 96 % de la variabilité initiale des parcelles (72 % pour l'axe 1 et 24 % pour l'axe 2). Il est très représentatif de cette variabilité.

Les 4 classes définies par la CAH contiennent des parcelles dont l'état initial de la dynamique paysagère se caractérise par (Figure2 et tableau1) :

-la classe D, avec un paysage à forte hétérogénéité (fortes valeurs de SHEI), avec une fragmentation et une connectivité importantes entre les éléments (fortes valeurs de SHAPE_MN, PD, ED),

-la classe A, avec des faibles valeurs de ces indices, représente un paysage où l'hétérogénéité, la fragmentation et la connectivité sont faibles,

-la classe B, avec un paysage intermédiaire entre les classes D et A,

-la classe C, qui n'est représentée que par une parcelle ; elle se distingue des autres par une forte valeur de l'équitabilité. Cette forte équitabilité est due à un nombre d'éléments paysagers faibles, (forêts et prairies permanentes) avec des proportions similaires.

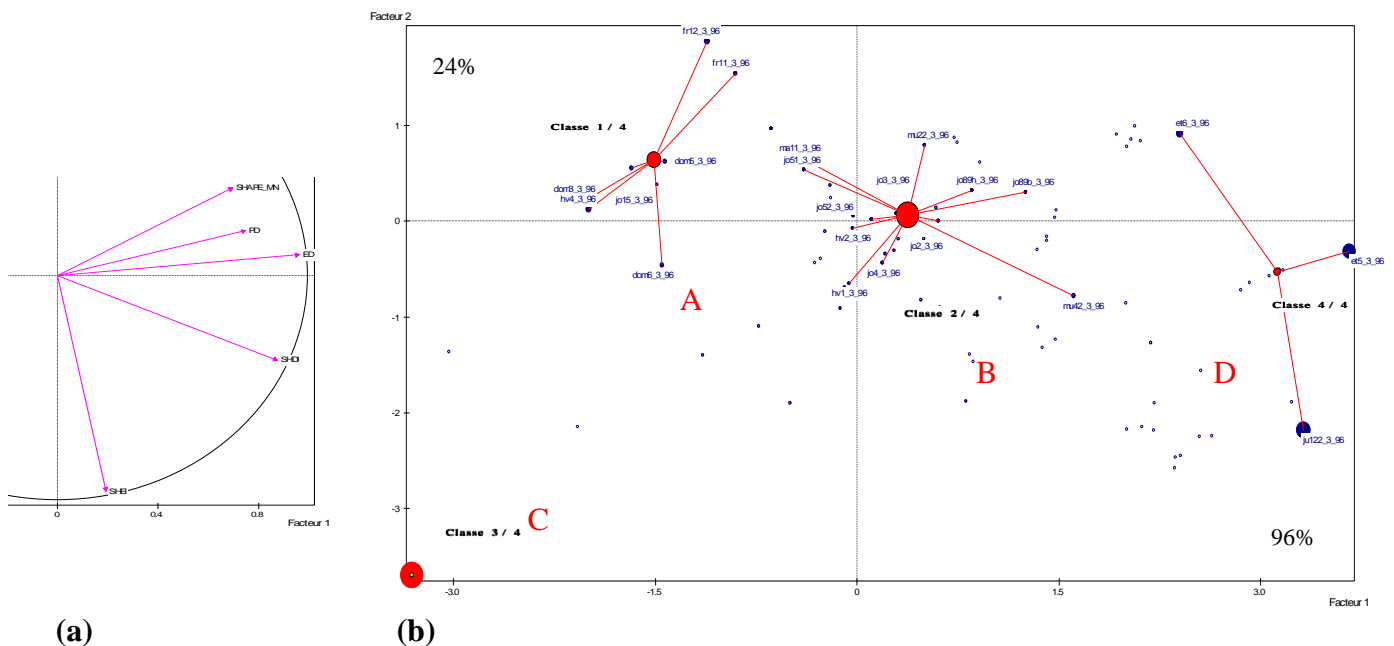


Figure 2. Représentation du cercle des corrélations à 300 m (a) ainsi que des classes de parcelles à 300 m sur le premier plan factoriel de l'ACP (b).

IV.1.b. Typologie à 700 m.

A 700 m, le premier plan factoriel explique 81 % de la variabilité initiale des parcelles (56 % pour l'axe 1 et 25 % pour l'axe 2). Les 4 classes définies par la CAH contiennent des parcelles dont l'état initial de la dynamique paysagère se caractérise par (Figure3 et tableau1):

-la classe H, avec le paysage constitué d'éléments diversifiés, avec des taches aux formes complexes, avec une grande densité de bordures ainsi qu'une grande densité de taches. Il s'agit d'un paysage très hétérogène, très fragmenté en terme d'éléments où la connectivité entre ces éléments est grande à cette échelle de calcul.

-la classe G, avec des valeurs faibles pour tous les indices. Elle ne contient qu'une parcelle et représente un paysage peu diversifié, avec des taches de formes régulières, peu connectées.

-les classes E et F qui ont des valeurs intermédiaires entre les classes H et G. Leur différence est que le paysage des parcelles de la classe F est constitué de formes plus complexes que le paysage des parcelles de la classe E.

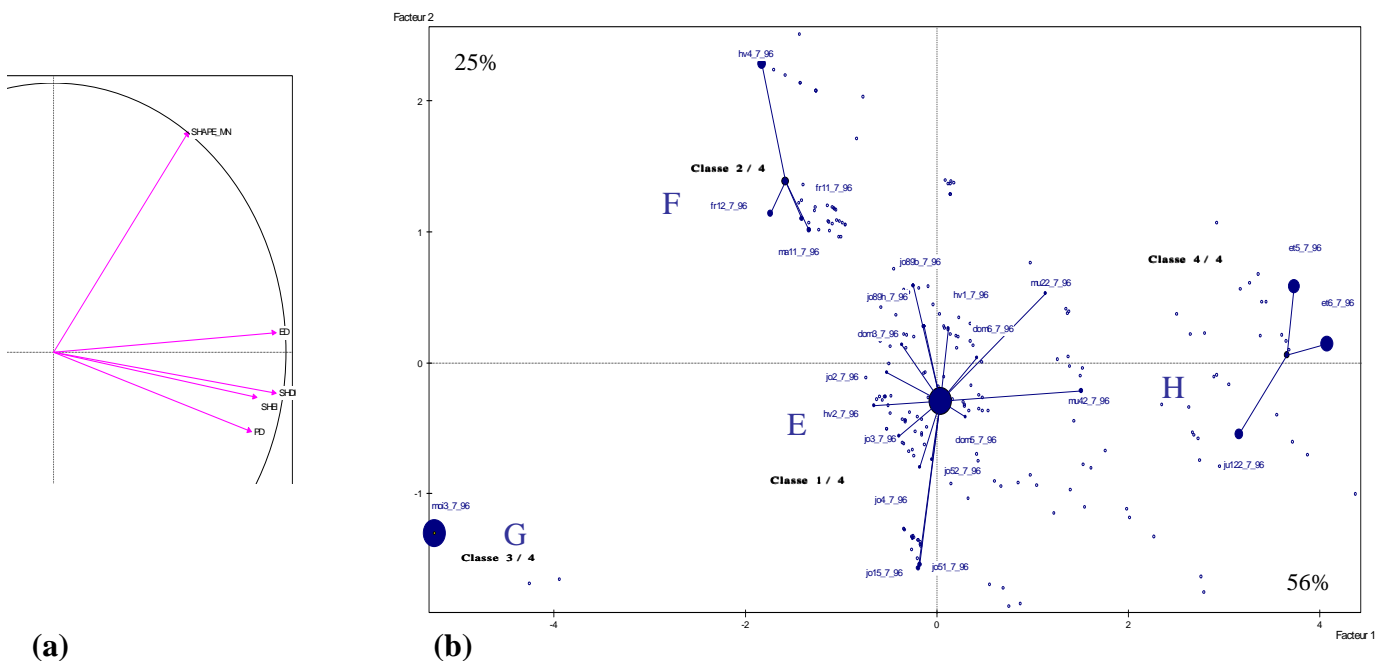


Figure 3. Représentation du cercle des corrélations à 700 m (a) ainsi que des classes de parcelles à 700 m sur le premier plan factoriel de l'ACP (b).

IV.1.c. Typologie à 1500 m.

A 1500 m, le premier plan factoriel explique 88 % de la variabilité initiale des parcelles (72 % pour l'axe 1 et 16 % pour l'axe 2). Les 4 classes définies par la CAH contiennent des parcelles dont l'état initial de la dynamique paysagère se caractérise par (figure4 et tableau1) :

- la classe I, avec le paysage le plus diversifié en éléments à cette échelle.
- la classe J, qui représente le paysage à la fois fragmenté et connecté d'un point de vue fonctionnel (valeurs les plus élevées pour PD et ED),
- la classe K qui représente le paysage ayant les plus fortes valeurs de l'indice des formes des taches. Elle contient les parcelles dont le paysage est le plus fragmenté à cette échelle,

-la classe L qui représente le paysage le moins hétérogène, *i.e.* avec une faible diversité d'éléments, avec une connectivité et une fragmentation faibles.

On peut alors essayer de rassembler les classes en fonction de leurs caractéristiques aux différentes échelles. On remarque que les classes C, G et L caractérisent des paysages peu hétérogènes, où la fragmentation est importante tout comme la connectivité entre les éléments. A l'inverse les classes D, H et I contiennent toutes les trois les parcelles qui se caractérisent par des paysages à fortes hétérogénéité, fragmentation et connectivité.

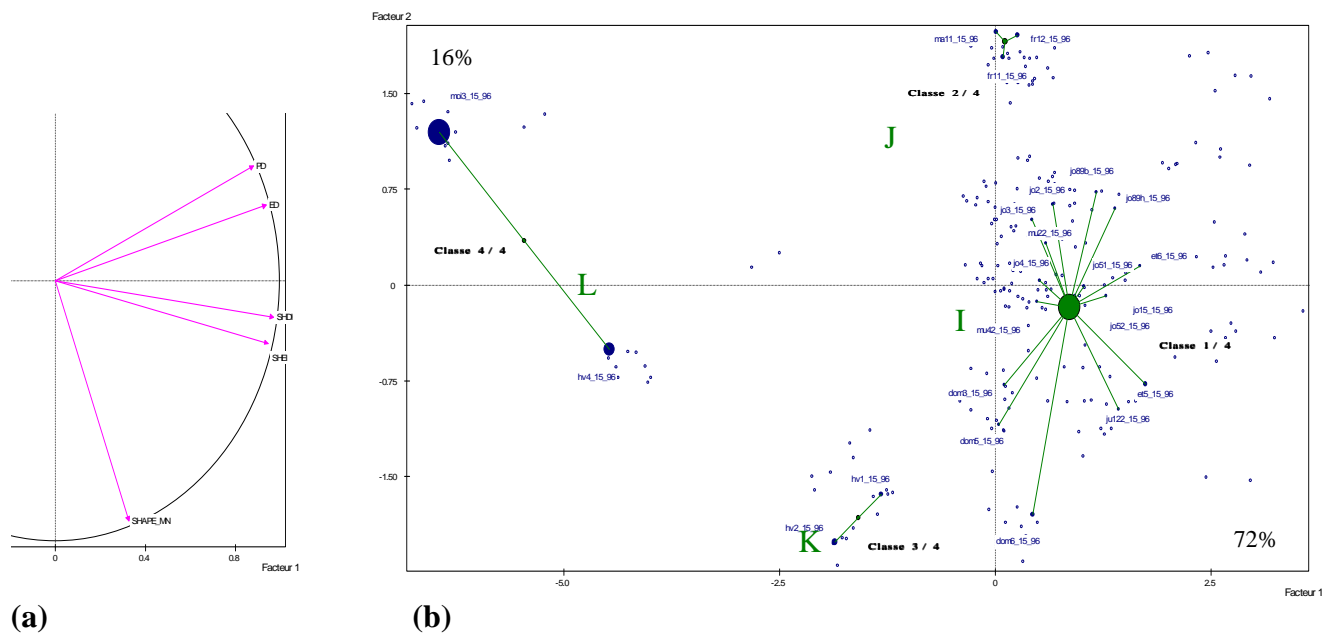


Figure 4. Représentation du cercle des corrélations à 1500 m (a) ainsi des classes de parcelles à 1500 m sur le premier plan factoriel de l'ACP (b).

Tableau 1. Représentation de la moyenne des indices pour chaque classe.

(ED : densité de bordure, PD : densité des taches, SHAPE_MN : forme moyenne des taches, SHEI : Indice d'équitabilité de Shannon, SHDI : indice de diversité de Shannon).

Classe	ED	PD	SHAPE_MN	SHDI	SHEI
A	136,172	57,631	2,280	0,794	0,418
B	217,526	94,072	2,552	1,153	0,532
C	32,804	7,077	1,421	0,688	0,993
D	409,472	119,13	2,973	1,632	0,655
E	171,228	44,678	2,535	1,617	0,616
F	142,219	25,351	2,776	1,242	0,529
G	31,137	5,850	1,884	0,774	0,480
H	286,997	62,619	2,860	2,108	0,773
I	173,304	32,550	2,736	1,783	0,632
J	181,866	36,287	2,561	1,679	0,592
K	129,245	22,225	2,850	1,619	0,591
L	88,201	14,153	2,568	1,355	0,500

IV.2. Comparaison taxonomique des différentes classes.

IV.2.a. 300 m.

Les analyses statistiques lors de la comparaison des richesses spécifiques moyennes pour toutes les espèces végétales entre les classes ne montrent pas de différence significative ($F_{3,19}=0,49$; $P=0,68$) (Figure5). Il en est de même avec le calcul de l'indice de Shannon ($F_{3,19}=0,85$; $P=0,48$) et l'indice d'équitabilité ($F_{3,19}=0,92$; $P=0,44$). Les résultats sur cette étude ne permettent pas de mettre en évidence l'influence des caractéristiques des classes de parcelles sur la diversité des espèces végétales présentes dans le couvert végétal prairial.

On n'observe pas de différence significative lors de la comparaison des proportions en espèces anémochores entre les classes (Figure6). Par contre l'analyse avec les richesses espèces anémochores indique une différence significative entre les classes ($F_{3,19}=2,99$; $P<0,01$) (Figure6). On remarque une tendance à l'augmentation de la richesse en espèces anémochores quand on passe d'un paysage à faible hétérogénéité, où les éléments sont peu fragmentés et peu connectés à un paysage où ces trois caractéristiques sont élevées. Les classes C et B ont respectivement une richesse moyenne en espèces anémochores la plus faible ($S=4$ espèces) et la plus forte ($S=7,66$ espèces). Les classes A et B ont des valeurs intermédiaires (respectivement $S=5,85$ espèces et $S=5,83$ espèces). Le paysage, caractérisé par une forte hétérogénéité, une fragmentation importante et une connectivité entre les éléments élevée, a une influence positive sur la diversité en espèces anémochores. La diversité des éléments du paysage calculée par l'indice d'équitabilité ne semble pas influencer significativement la richesse spécifique des espèces anémochores dans les prairies permanentes de l'Installation Expérimentale de l'INRA de Mirecourt.

IV.2.b. 700 m.

Comme pour les rayons à 300 m, il n'y pas de différence significative quand on compare les moyennes des richesses spécifiques ($F_{3,19}=0,85$; $P=0,48$), des équitabilités ($F_{3,19}=0,61$; $P=0,61$) et des indices de diversité ($F_{3,19}=0,70$; $P=0,56$) entre les classes pour la totalité des espèces végétales (Figure5). De la même façon qu'à 300 m, cette étude à 700 m ne permet pas de faire un lien entre les caractéristiques du paysage et la diversité de toutes les espèces végétales des prairies permanentes.

On n'observe pas de différence significative lors de la comparaison des proportions en espèces anémochores entre les classes (Figure 6). Il apparaît une différence significative entre les classes lors de la comparaison des richesses en espèces anémochores ($F_{3,19}=5,64$; $P<0,01$). La richesse spécifique en espèces anémochores a des valeurs élevées pour la classe H (S=7,66 espèces) à l'inverse de la classe G (S=4 espèces) et ces deux classes présentent des différences significatives. Les classes F et E ont des valeurs intermédiaires de richesse spécifique (respectivement S=4,75 espèces et S=6,13 espèces).

On a une tendance à l'augmentation de la richesse en espèces anémochores quand on passe d'un paysage à faible hétérogénéité à un paysage à hétérogénéité forte, où la fragmentation entre les éléments est importante ainsi que la connectivité. Il apparaît ici que les caractéristiques du paysage vont influencer la diversité en espèces anémochores alors qu'elles n'influencent pas la proportion en espèces anémochores. Un paysage caractérisé par une forte hétérogénéité, une forte fragmentation et une forte connectivité aurait une influence positive sur la diversité en espèces anémochores des prairies permanentes de l'Installation Expérimentale de Mirecourt.

IV.2.c. 1500 m.

Lors de l'analyse statistique je n'ai pas trouvé de différence significative entre les moyennes de diversité végétale (pour les indices de Shannon, ($F_{3,19}=0,41$; $P=0,74$), d'équitabilité ($F_{3,19}=0,08$; $P=0,96$) et de richesse spécifique ($F_{3,19}= 1,50$; $P=0,24$)) entre les classes (Figure5). Comme sur les études à 300 m et 700 m, cette étude ne permet pas de corréliser les indices qui caractérisent le paysage avec la diversité des espèces végétales des prairies permanentes du domaine de l'INRA.

Cependant comme aux échelles 300 m et 700 m, il apparaît une différence significative entre les classes quand on compare les moyennes de richesse spécifique d'espèces anémochores ($F_{3,19}= 3.43$; $P<0.01$) mais pas de différences significatives lors de la comparaison des proportions en espèces anémochores entre les classes (Figure6). La classe L a une valeur de richesse en espèces anémochores la plus basse (S=4 espèces). La classe I détient la plus haute valeur de richesse en espèces anémochores (S=6,43 espèces). Les classes J et K ont des valeurs intermédiaires (respectivement S=5 espèces et S=6 espèces).

La richesse spécifique augmente quand on passe d'un paysage à faible hétérogénéité, fragmentation et connectivité à un paysage à hétérogénéité forte, où la fragmentation et la connectivité entre les éléments est élevée. Comme dans les études précédentes, un paysage, caractérisé par une hétérogénéité forte ainsi qu'une fragmentation et une connectivité entre les éléments importantes a une influence positive sur la diversité en espèces anémochores, mais pas sur leur proportion, des prairies permanentes du domaine INRA de Mirecourt.

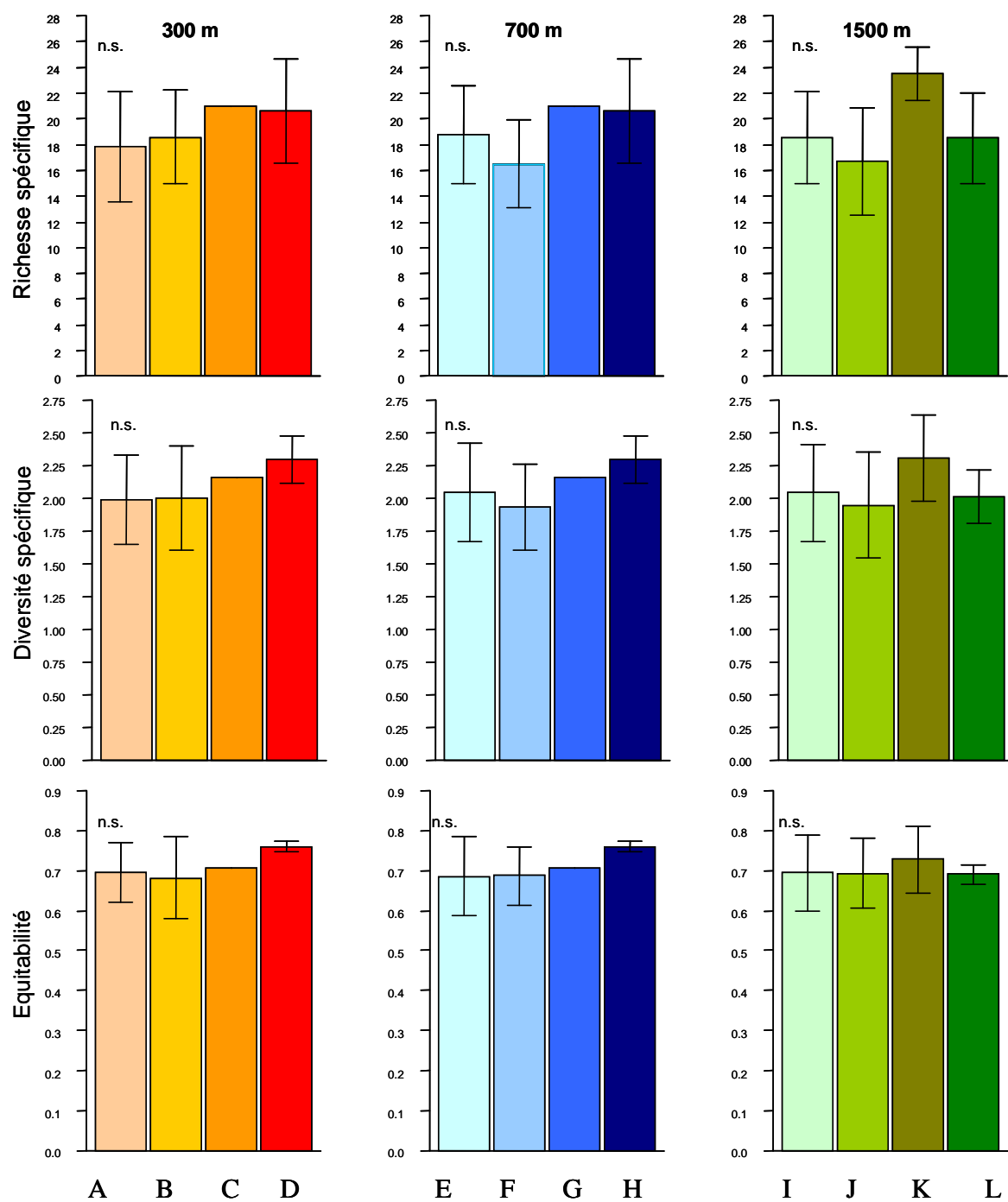


Figure 5. Graphiques représentant la richesse spécifique (\pm ET), la diversité spécifique (\pm ET) et l'équitabilité (\pm ET) pour toutes les espèces végétales des prairies permanentes de l'Installation Expérimentale, pour les différentes classes à 300 m, 700 m et 1500 m

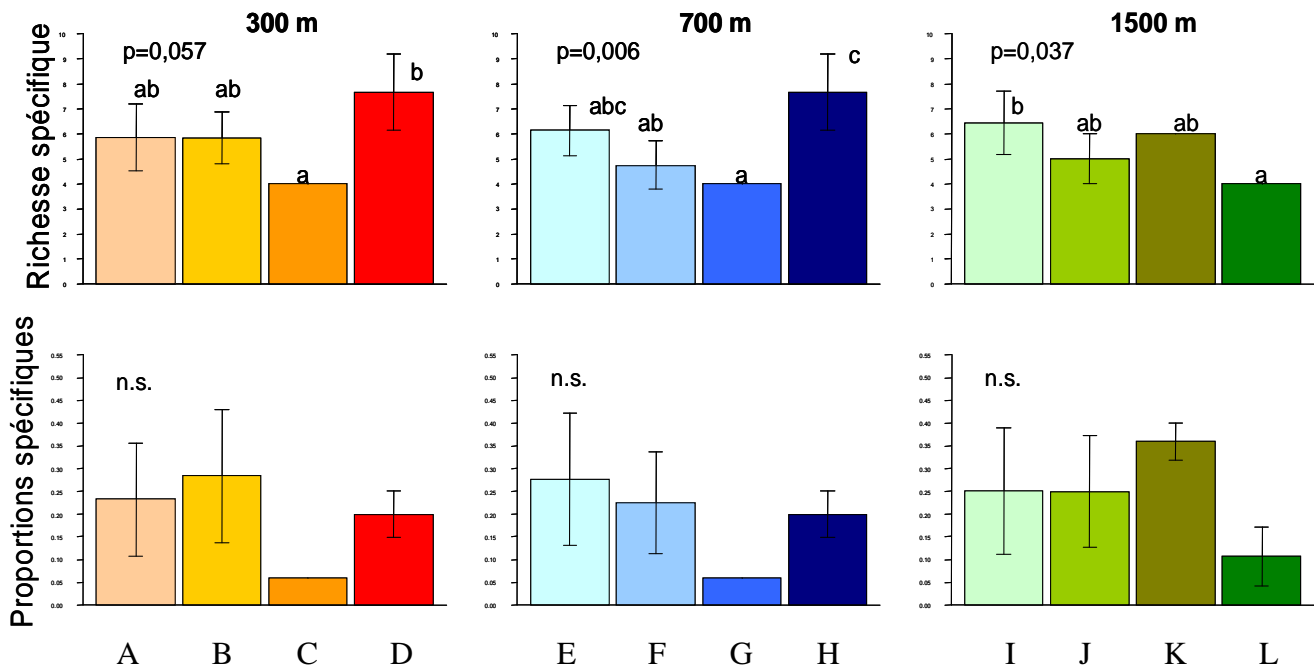


Figure 6. Graphiques représentant la richesse spécifique et la proportion en espèces anémochores (\pm ET) pour les différentes classes à 300 m, 700 m et 1500 m.

V. Discussion.

V.1. Trajectoire des parcelles.

A partir du résultat que me donnait l'ACP sur l'emplacement des parcelles sur le 1^{er} plan factoriel, j'ai retracé les trajectoires des parcelles à 300 m, 700 m et 1500 m (Annexe 4). Tout d'abord j'observe une dynamique générale qui se retrouve à tous les rayons et pour tous les paysages. Quel que soit l'état initial, la dynamique des parcelles tend vers un paysage plus hétérogène avec une connectivité et une fragmentation entre les éléments qui s'accroît.

A 300 m, entre 1996 et 2004, le changement du paysage n'est pas manifeste avec les indices retenus. La tendance à l'augmentation de l'hétérogénéité du paysage ne s'observe de façon significative que pour les années 2005 et 2006. A 300 m et 700 m les parcelles murget22 (mu22) et joly2 (jo2) ont un paysage dont l'hétérogénéité diminue. Ceci s'explique par la mise en place d'un nouvel élément dans les paysages centré sur ces 2 parcelles (une prairie permanente est remplacée par une culture). Ces paysages ne prenant en compte qu'une petite partie de cet élément, l'indice de Shannon, très sensible aux éléments rares, diminue. La trajectoire pour ces parcelles prend alors des directions inverses aux autres parcelles.

A 300 m et 700 m les parcelles Justice122 (ju_122), Etang 6 (et6) et Etang5 (et5) ont des trajectoires différentes des autres même si elles ont la même tendance. Les paysages centrés sur ces parcelles contiennent une parcelle utilisée de 1996 à 2002 pour des essais. Cette parcelle a donc été recoupée en microparcelles avec des cultures différentes chaque année. Par exemple en 1997 sur les 12 microparcelles, 3 contenaient du blé, 2 de l'orge, 2 de la luzerne, 3 du maïs et 2 étaient des prairies permanentes. Les tendances pour chaque parcelle sont expliquées comme pour les parcelles mu22 et jo2 par le fait que l'indice de Shannon est sensible aux éléments rares, ici les microparcelles. A 700 m et 1500 m le paysage de la parcelle Haut des Vignes (hv4) est peu hétérogène car le nombre de types de taches est faible. (principalement des forêts et des prairies permanentes).

Enfin, à tous les rayons la parcelle Moine3 (moi_3) est caractérisée par un paysage de faible hétérogénéité, où les taches sont très peu connectées et peu fragmentées. En effet le nombre

d'éléments pour les paysages de rayon 300 m, 700 m et 1500 m centrés sur cette parcelle est peu élevé (principalement des forêts et des prairies permanentes).

Le passage des cultures de l'installation expérimentale à l'Agriculture Biologique (octobre 2004) reste le critère majeur qui influence ces trajectoires en 2005 et 2006. Toutes les cultures en Agriculture Biologique sont annotées de la lettre « b » qui permet donc de définir de nouveaux éléments. D'autres éléments sont créés comme les mélanges céréales/protéagineux (orge/lupin, triticale/pois, avoine/féverole) les cultures de seigle et d'épeautre. Cette augmentation permet alors une diversification en termes d'éléments du paysage et donc une augmentation de l'hétérogénéité du paysage. Cela corrobore l'étude de Mansvelt et al. (1998) qui ont montré que la diversité en termes d'éléments du paysage est plus importante dans des exploitations en Agriculture Biologique que dans des exploitations en agriculture conventionnelle. Cette diversification des cultures lors de la conversion en Agriculture Biologique augmente la durée des rotations culturales qui passe alors de 2 ou 4 années par rotation à 6 ou 8 années. Cet accroissement de la durée des rotations permet notamment un meilleur contrôle des adventices et des maladies dans un système de production agricole en Agriculture Biologique où les produits phytosanitaires de synthèse sont prohibés.

Il est très intéressant de faire une étude sur des pas de temps annuels. Dans la littérature les auteurs font des calculs pour 2 ou 3 dates avec des pas de temps relativement longs (Ernault et al., 2006, Ming et al., 2007, Roy, 2000, Steindhardt et al., 1999, Weibull et al., 2000). Pour caractériser un changement de végétation à partir d'un changement de paysage, il est nécessaire d'étudier une dynamique paysagère avec des pas de temps assez rapprochés. Le fait d'étudier une dynamique paysagère sur des pas de temps annuels permet de représenter au mieux les itinéraires techniques. En effet, les pratiques agricoles sont effectuées sur une année donc le changement de ces pratiques peut avoir lieu tous les ans. Le changement du paysage est réalisé alors en une année. De plus, l'étude se fait sur un petit territoire (20 Km²) avec des paysages relativement peu différents. Pour obtenir des résultats pertinents il est donc nécessaire de travailler à des pas de temps courts. Malgré ces faibles différences de paysages entre les parcelles, mon travail à l'avantage d'être centré sur une exploitation agricole et pourra permettre d'établir les actions possibles, pour l'exploitant, pour favoriser la diversité végétale de ses prairies permanentes.

Burel et al (1998) ont étudié l'impact de l'intensification des pratiques agricoles sur la richesse spécifique, la diversité spécifique et l'équitabilité des espèces végétales. Ils ont montré qu'il n'existe pas de relation linéaire entre l'intensification des pratiques agricoles et la diminution d'espèces végétales. Ils indiquent alors que les échelles temporelles sont fortement à prendre en compte dans ce genre d'étude, ce qui peut avoir un impact direct ou indirect sur les espèces.

Par ailleurs, Fédoroff et al. (2005) ont regardé l'impact d'un gradient d'hétérogénéité du paysage relié à un gradient d'intensification des pratiques agricoles sur la richesse en espèces végétales. Ils mettent en évidence une perte de la diversité en espèces végétales en fonction de l'hétérogénéité du paysage. Ils ne prennent pas en compte la dynamique du paysage et son influence sur le couvert végétal. On sait qu'il y a un laps de temps entre les modifications paysagères et les modifications floristiques et ce travail ne traite pas ces aspects de dynamique du paysage. Il est fort probable que la végétation liée aux paysages qu'ils ont caractérisés dans ce travail ne sera observable que plusieurs années après.

Il serait intéressant d'étudier la régularité temporelle de la dynamique du paysage grâce à des modèles de Markov notamment pour vérifier statistiquement les modifications paysagères engendrées par la conversion à l'Agriculture Biologique. Ces modèles de Markov ont déjà été utilisés en agronomie pour confirmer les régularités temporelles dans les successions culturales (Le Ber et al., 2005).

V.2. Influence des caractéristiques paysagères sur la diversité végétale.

L'étude n'a pas montré de fortes influences des caractéristiques paysagères sur la diversité végétale prairiale de l'Installation Expérimentale de Mirecourt. Cela ne remet pas en cause le rôle de filtre que peuvent jouer les caractéristiques paysagères sur des espèces prairiales (Zobel, 1997). En effet, les caractéristiques du paysage retiennent un certain nombre d'espèces dans un territoire donné en les sélectionnant selon leurs traits fonctionnels. Le paysage a donc un rôle dans la composition spécifique de la végétation rencontrée, dans sa dissémination et dans la croissance de ses espèces. Les pratiques agricoles agissent ensuite sur ses espèces en favorisant certaines au dépend des autres.

Par ailleurs, l'étude a été faite sur des paysages qui étaient relativement peu contrastés. La gamme de variation entre tous les paysages était assez faible (Tableau1) ; tous les paysages étudiés étaient composés, certes d'une grande variété d'éléments, mais entre deux paysages on retrouvait souvent les mêmes éléments. Les indices calculés pour caractériser les différents paysages ont donc montré une variabilité relativement faible et l'on retrouve ainsi des paysages à caractéristiques semblables qui suivent une même tendance générale.

Comme cité plus haut, Fédoroff et al. (2001) ont montré la forte influence qu'avait un gradient d'hétérogénéité du paysage sur la perte de la diversité en espèces végétales. Cependant ils ont fait cette étude sur des paysages très différents, modelés par les pratiques agricoles. Par exemple, ils ont comparé la richesse spécifique entre un paysage constitué d'éléments très diversifiés en prairies, forêts, cultures de céréales et un paysage dominé uniquement par des champs de céréales sans distinction des espèces cultivées. Les paysages, étudiés pour mon stage, n'ont pas cette variabilité ce qui explique peut être la faible influence des caractéristiques paysagères sur la diversité spécifique en espèces végétales prairiales mise en évidence. L'intérêt de mon travail de n'étudier qu'une exploitation est de bien prendre en compte les pratiques de gestion et de déterminer les leviers d'action en mains pour les agriculteurs et non pas de comparer des paysages trop différents.

Par ailleurs, d'autres résultats dans d'autres études corroborent les nôtres. Krauss et al. (2004) ont testé l'importance de la diversité du paysage sur la richesse en espèces végétales. Ils ne trouvent pas d'effet du paysage sur la richesse spécifique des plantes. Ils l'expliquent par la relative complexité de leur site d'étude. Dauber et al. (2003) montrent également qu'il n'y pas de corrélation significative entre la richesse spécifique des plantes de prairies permanentes et la diversité des éléments du paysage.

Il serait aussi intéressant de faire des typologies non pas sur l'état initial (paysage en 1996) mais sur les trajectoires pour bien mettre en évidence des classes caractérisées par une dynamique paysagère et non pas par un état initial de la structure de la mosaïque paysagère.

Il est encore assez rare de trouver dans la littérature des études où les auteurs prennent en compte les trajectoires des parcelles pour caractériser la dynamique paysagère (Fédoroff et al. 2001, Burel, 1998) alors que cette dynamique est primordiale pour déterminer la végétation en place.

V.3. Influence des caractéristiques paysagères sur la diversité en espèces anémochores.

Les résultats montrent que les caractéristiques du paysage étudiées ont une influence positive sur la richesse en espèces anémochores et cela à toutes les échelles. En effet, à

mesure que l'hétérogénéité d'un paysage augmente, de même que la fragmentation et la connectivité des éléments, la richesse en espèces anémochores s'élève.

Le mode de dissémination des espèces anémochores est le mode de dissémination le plus dépendant des caractéristiques du paysage. En effet, la distance de dissémination des semences anémochores est influencée par les bordures, comme les haies qui peuvent être des zones où les semences trouvent refuge et s'installent. L'espèce pourra alors continuer à se disséminer et passer d'un élément à l'autre du paysage. Les espèces anémochores sont alors dépendantes du changement de paysage. A l'inverse, par exemple, des espèces à mode de dissémination barochore (où la semence tombe directement sur le sol sous l'effet de la pesanteur), sont probablement moins influencées par les caractéristiques du paysage.

Rew et al. (1996) ont mesuré la distance que pouvait avoir la dissémination d'une espèce anémochore dans un paysage ouvert et dans un paysage bocager. Ils ont montré que la distance de dissémination était plus longue en l'absence de haies. Par ailleurs il est intéressant de se demander quelle est la provenance de ces espèces. Zonneveld (1995) a montré que les habitats qui se trouvaient dans des taches voisines avaient une influence sur la richesse spécifique et étaient sources de diaspores sur une courte distance. Les parcelles voisines peuvent influencer la diversité en espèces anémochores. Le vent influence aussi la dissémination des espèces anémochores. Il serait intéressant de mettre en évidence le rôle du vent dans la dissémination des espèces anémochores sur l'Installation Expérimentale de l'INRA.

Il est intéressant d'intégrer aussi les différentes pratiques agricoles appliquées aux parcelles et d'essayer de trouver un lien avec la diversité en espèces végétales.

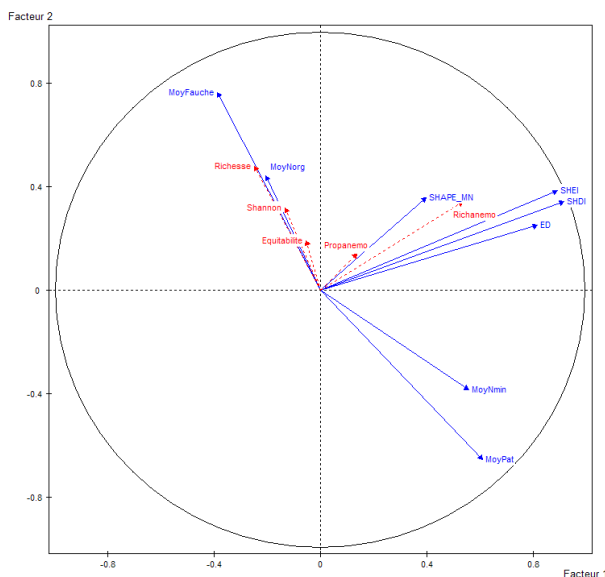


Figure 7. Cercle des corrélations avec comme variables utilisées : MoyFauche: moyenne du nombre de fauches; MoyNorg: moyenne d'apport d'azote organique; MoyNmin: moyenne d'apport d'azote minérale; MoyPat, l'intensité moyenne de pâturage ; Richesse, shannon, Equitabilité: calculé pour toutes les espèces prairiales; Richeanemo: richesse en espèces anémochores; Proanemo: proportion en espèces anémochores.

Ce dernier point uniquement exploratoire vise à déterminer quel est l'impact des pratiques agricoles et du paysage, avec des indices caractérisant le paysage, sur la richesse spécifique, la diversité spécifique et l'équitabilité des espèces végétales et sur la richesse en espèces anémochore. Les pratiques agricoles de 2000 à 2004 sont définies par la moyenne du nombre de fauches et d'apport d'azote organique sur les prairies permanentes, la moyenne d'apport d'azote minérale et l'intensité moyenne du pâturage. Le calcul a été fait dans les 23 prairies permanentes du domaine de l'INRA de Mirecourt avec les variables du paysage utilisées précédemment pour la caractérisation de l'état initial des trajectoires des prairies permanentes (année 1996 et rayon 1500 m). La figure7 nous montre bien que les caractéristiques paysagères influencent la richesse en espèces anémochores mais on remarque

aussi que ce sont les pratiques agricoles qui influencent la diversité en espèces végétales prairiales.

VI Conclusion.

On a donc mis en évidence le rôle du paysage dans la diversité en espèces anémochores des prairies permanentes du parcellaire de l'INRA. Il n'a pas été montré d'influence du paysage sur la diversité totale en espèces végétales prairiales sur le domaine. Les espèces anémochores sont les plus influencées par le paysage à cause de leur mode de dissémination plus tributaire des caractéristiques paysagères qui frènent ou facilitent la dispersion des semences.

Cette étude montre qu'une structuration hétérogène du paysage influence de façon positive la diversité en espèces anémochores. Le cortège floristique prairial semble être influencé majoritairement par les pratiques agricoles. Cette étude vise donc à mettre en évidence les leviers d'action que possède un agriculteur pour augmenter la diversité végétale de son exploitation. Il doit donc prendre en compte la structuration fonctionnelle du paysage et ainsi avec un paysage hétérogène où les éléments sont connectés et fragmentés favoriser la diversité des espèces anémochores des prairies, lorsque ces espèces présentent un intérêt agricole pour lui (augmentation de la productivité et augmentation de la qualité). Il semble que ce soit principalement les pratiques qu'il met en œuvre dans ses prairies permanentes qui gouvernent la composition spécifique du tapis prairial. L'exploitant détiendrait donc les principaux leviers d'action pour diriger les modifications de la végétation de ses prairies permanentes. Ce travail pourrait être approfondi en comparant statistiquement la dynamique paysagère des prairies permanentes c'est-à-dire leurs trajectoires et en s'intéressant à l'importance des rayons des paysages caractérisés. Ceci devra se faire en augmentant le nombre de rayons considérés puisque nous n'avons pas mis en évidence de différences entre les 3 rayons testés (300 m, 700 m et 1500 m). Ceci sera à relier à la pluie de semences qui s'établit entre une source et un puit, les parcelles de prairies étant à la fois des sources et des puits, les bordures de parcelles pouvant être des sources non négligeables d'espèces dans les territoires agricoles (Smart et al., 2002)

Références bibliographiques

- Bakker, J.P., Heerdt, G.N. ter.** 2005. Organic grassland farming in the Netherlands: a case study of effects on vegetation dynamics. *Basic and Applied Ecology* 6:205-214.
- Baldwin, D.J.B., Weaver K., Schnekenburger, F., Perera, A.H.** 2004. Sensitivity of landscape pattern indices to input data characteristics on real landscapes: implications for their use in natural disturbance emulation. *Landscape Ecology* 19: 255-271.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D.** 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Ecology and Evolution* vol.18, 182-188.
- Burel, F., Baudry, J.** 1999. *Ecologie du paysage – Concepts, méthodes et applications.* Tec&Doc ed., Paris. 359p.
- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Cœur, D., Dubs, F., Morvan, N., Paillat, G., Petit, S., Thenail, C., Burel, F., Lefeuvre, J.C.** 1998. Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta oecologica* 19(1): 47-60.
- Carsjens, G.J., van Lier, H.N.** 2002. Fragmentation and Land-Use Planning-An Introduction. *Landscape and Urban Planning* 588: 79-82.

- Clergué, B., Amiaud, B., Pervanchon, F., Lasserre-Joulin, F., Plantureux, S.** 2005. Biodiversity : function and assessment in a agricultural areas. A review. *Agronomic, Sustainable* 25: 1-15.
- Corry, R.C, et Nausser J.I.** 2005. Limitations of using landscape indices to evaluate the ecological consequences of alternative plans and designs. *Landscape and Urban Planning* 72: 265-280.
- Dauber, J., Hirsch, M., Walzhardt, D., Otte, A., Wolters, V.**2003. Landscape structure as an indicator of biodiversity: matrix effects on species richness. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98: 321-329.
- Dorner, B., Lertzman, K., Fall, J.** 2002. Landscape pattern in topographically complex landscapes: issues and techniques for analysis. *Landscape Ecology* 17: 729:743.
- Ernault, A., Tremauville, Y., Cellier, D., Margerie, P., Langlois, E., Alard, D.** 2006. Potential landscape drivers of biodiversity components in a flood plain : Past or present patterns? *Biological Conservation* 127: 1-17.
- Farina, A.** 2006. Principles and Methods in Landscape Ecology Towards a Science of landscape. Springer.412p.
- Fédoroff, E., Ponge, J.F., Dubs, F., Fernández-González, F., Lavelle, P.** 2005. Small-scale response of plant species to land-use intensification. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 105: 283-290.
- Gaujour, E.** 2006. Contribution à l'étude de la dynamique de la flore prairiale après conversion à l'agriculture Biologique. Rapport de stage. Master2. 21p +5p d'annexes.
- Gibon, A.** 2005. Managing grassland for production, the environment and the landscape. Challenges at the farm and the landscape level. *Livestock Production Science* 96: 11-31.
- Gustafson, E. J.** 1998. Quantifying landscape spatial pattern: what in the state of the art? *Ecosystems* 1: 143-156.
- Hargis, C.D., Bissonette, J.A., David, J.L.** 1998. The behaviour of landscape metrics commonly used in the study of habitat fragmentation. *Landscape Ecology* 13: 167-186
- He, H.S., DeZonia B. E., Mladenoff, D.J.** 2000. An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of Landscapes. *Landscape Ecology* 15: 591-601.
- Hole, D.G., Perkins, A.J., Wilson, J.D., Alexander, I.H., Grice, P.V., Evans, A.D.** 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* 122:113-130.
- Krauss, J., Klein, A.M., Stefen-Dewenter, I., Tschardtke, T.** 2004. Effects of habitat area, isolation and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 13: 1427-1439.
- LeBer, F., Benoit, M., Schott, C., Mari, J.M., Mignolet, C.** 2006. Studying crop sequences with CarrotAge, a HMM-based data mining software. *Ecological Modelling* 191: 170-185
- Li, X., Lu, L., Cheng, G., Xiao, H.** 2005. Quantifying landscape of the Heihe River Basin, North-west China using FRAGSTATS. *Journal of Arid Environments* 48: 521-535.
- McGarigal, K., Marks, B.J.** 1995. FRAGSTATS: Spatial analysis program for quantifying landscape structure. Gen. Tech. Rep. PNW-GTR-351., Portland, OR: US Department of Agriculture, Forest Service, Pacific Northwest Research Station.
- Ming, G., Wenbing, Y.** 2007. Study on the oasis landscape fragmentation in northwestern China by using remote data and GIS: a case study of Jinta oasis. *Environ Geol* 10: 830-838.
- Moser, D., Zechmeister, H.G., Plutzar, C., Sauberer, N., Wrbka T., Grabherr G.** 2002. Landscapes patch shape complexity as an affective measure for plant species richness in rural landscapes. *Landscape Ecology* 17: 657-669.
- O'Neill, R.V., Krummel, J.R., Gardner, R.H., Sugihara, G., Jackson, B., DeAngelis, D.L., Milne, B.T., Turner, M.G., Zymunt, B., Christensen, S.W., Dale, V.H., Graham R.L.** 1988. Indices of landscape pattern. *Landscape Ecology* 1:153-162.
- Opdam, P., Verboom, J., Pouwels, R.** 2003. Landscape cohesion: an index for the conservation potentiel of landscapes for biodiversity. *Landscape Ecology* 18: 113-126.
- Poudevigne, I., Baudry, J.** 2003. The implication of past and present landscape patterns for biodiversity research: introduction and overview. *Landscape Ecology* 18:223-225.
- Ricotta, C., Corona, P., Marchetti, M.** 2003. Beware of Contagion! *Landscape and Urban Planning* 62 173:177.
- Rew, L.J., Froud-Williams, E.J., Boatman, N.D.** 1996. Dispersal of Bromus and Anthriscus sylvestris seed within arable field margins. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 59:107-114
- Ritters, K.H., O'Neill, R.V., Hunsaker, C.T., Wickham, J.D., Yankee, D.H., Timmins, S.P., Jones, K.B., Jackson, B.L.** 1995. A factor analysis of landscape pattern and structure metrics. *Landscape Ecology* 10:23-39.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschardtke, T., Thies, C.** 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology* 42: 873-882.
- Roy, P.S., Tomar, S.** 2000. biodiversity characterization at landscape level using geospatial modelling technique. *Biological Conservation* 95: 95-109.

- Smart, S.M., Bunce, R.G.H, Firbank, L.G., Coward, P.** 2002. Do field boundaries act as refugia for grassland plant diversity in intensively managed agricultural landscape in Britain? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91: 73-87.
- SPAD v6.0.1** 1982-2006. SPAD, Paris, France.
- Steinhardt, U., Herzog, F., Lausch, A., Müller, E., Lehmann, S.** 1999. Hemeroby index for landscape monitoring and evaluation. In Y. A. Pykh, et al., eds. Environmental indices System analysis approach. EOLSS, Oxford.
- Shannon, C., Weaver, W.** 1949. The mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- Sun, D., Dawson, R., Li, H.** 2007. A landscape connectivity index for assessing desertification : a case study of Minqin County, China. *Landscape Ecology* 22: 531-543
- Tischendorf, L.** 2001. Can landscape indices predict ecological processes consistently? *Landscape Ecology* 16: 235-254.
- Turner, M.G., Gardner, R.H., O'Neill R.V.** 2001. Landscape Ecology in theory and practice - Pattern and process, Springer, 401p., New York.
- Turner, M.G., Risher, C.L.** 1988. Changes in landscape pattern in Georgia, USA. *Landscape Ecology*. 1(4), 241-251.
- Weibull, A.C., Ôstman, Ô.** 2003. Species composition in agrosystems: the effect of landscape, habitat and farm management. *Basic and Applied Ecology* 4:349-361.
- Weibull, A.C., Ôstman, Ô.** 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape: the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23:743-750.
- Wu, J.** 2004. Effects of changing scale on landscape pattern analysis: scaling relations. *Landscape Ecology* 19:125-138.
- Zobel, M.**1997. The relative role of species pools in determining plant species richness: an alternative explanation of species coexistence? *Trends in Ecology and Evolution* 12:266-269.

Annexe 1. Tableau des indices trouvés dans la littérature.

Hétérogénéité	Fragmentation	Connectivité
<p>S (Burel et al. 1998, Fédoroff et al. 2005). PR (Baldwin et al. 2004, Steinhardt et al. 1999). SHDI (Baldwin et al. 2004, Steinhardt et al. 1999, Burel et al. 1998, Loubier 2001). SIDI (Baldwin et al. 2004, Steinhardt et al. 1999). E (Burel et al. 1998). équitabilité de Pielou, de Sheldon, de Heip, de Hill (Farina, 2006). SHEI (Baldwin et al. 2004, Ernoult et al. 2006, Fédoroff et al. 2005 Roy et al. 2000, Steinhardt et al. 1999). Indice de dominance (O'Neill et al. 1998.D1). SIEI (Baldwin et al. 2004, Steinhardt et al. 1999). Indice inter/intrasite (Ernoult et al. 2006).</p>	<p>TAILLE DES TACHES PAR (Farina, 2006). APR (Farina, 2006). CPA (Farina, 2006). RCC Farina, 2006). TA (Ming et al. 2007, Steinhardt et al. 1999). MPAR (Moser et al. 2002). MPS (Baldwin et al. 2004, Moser et al. 2002). PSSD (Moser et al. 2002, Steinhardt et al. 1999). PSCV (Wu, 2004). NOMBRE DE TACHES NP (Baldwin et al. 2004, Ernoult et al. 2006, Moser et al. 2002, Roy et al. 2000, Steinhardt et al. 1999). PD (Baldwin et al. 2004, Ming et al. 2007, Roy et al. 2000). FORME DES TACHES MSI (Baldwin et al. 2004, Ernoult et al. 2006, Moser et al. 2002, Steinhardt et al. 1999). AWMSI (Steinhardt et al. 1999). AWSI (Moser et al. 2002). NSCP (Moser et al. 2002). NSCP-AW (Moser et al. 2002). NSCP-SUM (Moser et al. 2002). MBR-AW (Moser et al. 2002). MBR-SUM (Moser et al., 2002). LPI (Steinhardt et al. 1999). DIMENSION FRACTALE DLFD (Baldwin et al. 2004, O'Neill et al. 1998.D3, Steinhardt et al. 1999). AWPFD (Moser et al. 2002). M.PFD (Moser et al. 2002). DLFD (O'Neill et al. 1998.D3). NCA (Baldwin et al. 2004). TCAI (Baldwin et al. 2004). TCA (Baldwin et al. 2004).</p>	<p>LIMITE DES TACHES BC (Farina, 2006). TE (Baldwin et al. 2004, Moser et al. 2002). MPE (Moser et al. 2002). ED (Baldwin et al. 2004, Steinhardt et al. 1999). POSITION RELATIVE DES TACHES CON (Baldwin et al. 2004, Ernoult et al. 2006, He,2000 Gustafson, 1998, O'Neill et al. 1998 D2). I (Krauss et al. 2004). MPI (Hargis, 1998). MNND (Baldwin et al. 2004). CONNECT (McGarigal and Marks, 1995) Indice de connectivité (Dorner et al. 2002). Orientation des taches (Dorner et al. 2002). PC (Gustafson). NC SC LC (Opdam et al. 2003). Cost-distance (Sun et al. 2007). CD (Ming et al. 2007). SPLIT (Ming et al. 2007).</p>
		<p>IJI (Baldwin et al. 2004, Ernoult et al. 2006, Gustafson, Roy et al. 2000, Steinhardt et al. 1999) AI (He, 2000).</p>
<p>NCA (Baldwin et al. 2004). TCAI (Baldwin et al. 2004). TCA (Baldwin et al. 2004).</p>	26	

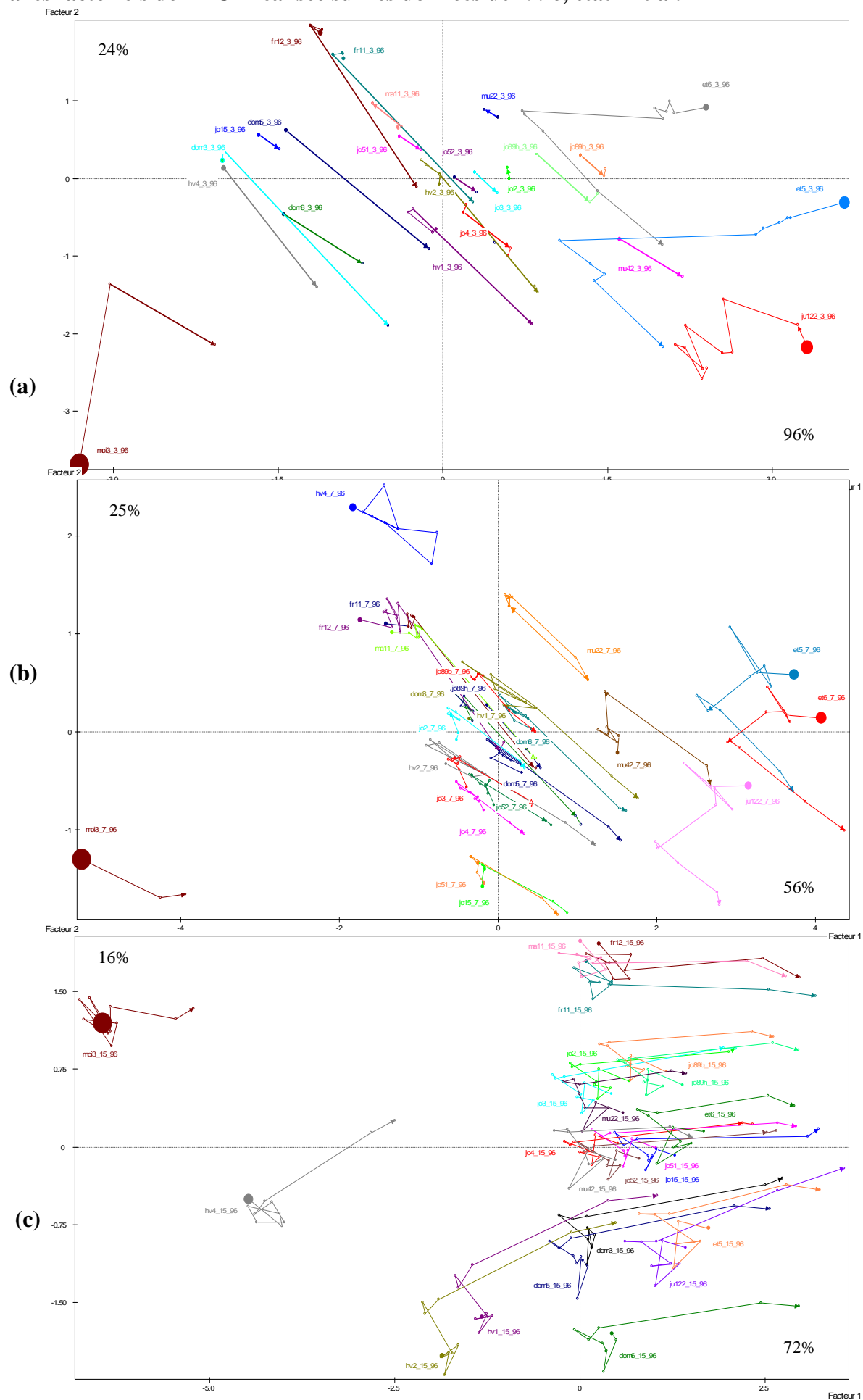
Annexe 2. Légende du tableau de l'Annexe 1.

AI : indice d'agrégation
Aval : indice d'avalanche
APR : rapport aire / périmètre
AWMSI : indice de la moyenne pondérée des formes
AWPFD : indice de la moyenne pondérée de la dimension fractale des taches
AWSI : indice de la moyenne pondérée des formes
BC : longueur des bordures
CD : densité des corridors
CON : indice de contagion
CONNECT : indice de connectance
Cost-distance : indice du cout de la distance
CPA : Corrected perimetr area
DLFD : indice de dimension fractale
E : indice d'équitabilité
EQUITABILITE de Pielou, de Sheldon, de Heip, de Hill
ED : indice de la densité des bordures
I : Isolation de l'habitat
JJI : indice de Justaposition et d'interspersion
Indice de connectivité
Indice de dominance
Indice inter/intrasite
LPI : Indice de la largeur des taches
MBR-AW : Area Weighted Mean of Polygon Area-Minimum Bounding Rectangle Area-Ratio
MBR-SUM : Sum of Polygon Area-Minimum Bounding Rectangle Area-Ratio
MNND : indice de distance moyenne du plus proche voisin
MPAR : indice du rapport de la moyenne des périmètres
MPE : indice de la moyenne des bordures dans une tache
MPFD : indice la moyenne de la dimension fractale des taches
MPI : indice de proximité
MPS : indice de la moyenne des tailles des taches
MSI : indice de la moyenne des formes
NC SC LC indice de la cohésion : du réseau, spatiale et du paysage
NCA : Number of Core Area
NP : indice du nombre de taches
NSCP : indice du nombre de points qui caractérisent une forme
NSCP-AW : indice de la moyenne pondérée du NSCP
NSCP-SUM : somme du NSCP
Orientation des taches : relation entre topographie et les modèles de végétation
PAR : rapport périmètre / aire
PC : indice de la cohésion des taches
PD : indice de la densité des taches
PR : indice de la richesse spécifique
PSSD : écart type de la taille des taches
PSCV : coefficient de variation de la taille des taches
RCC : Related Circumscribing Circle
S : richesse spécifique
SHDI : indice de diversité de Shannon
SHEI : indice d'équitabilité de Shannon
SI : Shape index
SIDI : indice de diversité de Simpson
SIEI : indice d'équitabilité de Shannon
SPLIT : split index, indice de séparation
TA : indice de l'aire totale
TCA : Total Core Area
TCAI Total Core area Index
TE : indice du nombre total de bordures

Annexe 3. Légende détaillée de la carte de l'installation expérimentale de l'INRA de Mirecourt ainsi que de ces alentours.

AP+PRb= avoine printemps biologique
autre= culture non connue
Bati = zone d'habitation
BH= blé hiver
BHb= blé hiver biologique
cail= chemin en caillou
CO= colza
Eb= épeautre biologique
etan= étang
fore= forêt
frch= friche
herb= chemin en herbe
L= luzerne
Lb= luzerne biologique
mado= Madon
ME= Mais d'ensilage
OH= orge d'hiver
OH+SEb= orge d'hiver+seigle biologique
OH+SLb= orge d'hiver+semi de luzerne biologique
OP= orge de printemps
OP+PRb= orge de printemps+prot biologique
OP+SEb= orge de printemps+seigle biologique
OPb= orge de printemps biologique
PP= prairies permanentes
PPb= prairies permanentes biologiques
PT= prairies temporaires
PTb= prairies temporaires biologiques
rout= route
ruis= ruisseau
T= triticales
Tb= tritical biologique
TH+PRb= triticales d'hiver+prot biologique
TP+PRb= triticales de printemps+prot biologique
TP+SLb= triticales de printemps+seigle biologique
TS= tournesol
verg= verger

Annexe 4. Trajectoires des parcelles à 300 m (a), à 700 m (b) et à 1500 m (c) sur les 1^{er} axes factoriels de l'ACP réalisée sur les données de 1996, état initial.



Résumé

Il a été montré de nombreuses fois l'impact négatif que pouvaient avoir l'intensification des pratiques agricoles sur la diversité végétale et sur la composition et la structure du paysage. Le but de mon stage est ici de tester l'influence des caractéristiques du paysage (déterminé par l'hétérogénéité du paysage, la fragmentation et la connectivité des éléments) sur la diversité végétale des prairies permanentes de l'Installation Expérimentale de l'INRA de Mirecourt (88), sous le cahier des charges de l'Agriculture Biologique depuis octobre 2004. J'ai caractérisé la dynamique paysagère de 1996 à 2006 grâce à des indices puisés et sélectionnés dans la littérature à 3 échelles spatiales différentes (300 m, et 700 m et 1500 m). Ensuite, j'ai testé les relations statistiques et biologique entre cette dynamique et les diversité et richesse spécifiques et l'équitabilité de toutes les espèces herbacées des prairies permanentes d'une part et les richesses et proportions en espèces anémochores des prairies permanentes d'autre part. Les résultats montrent que le paysage n'a pas d'influence sur la diversité totale en espèces prairiales de l'Installation Expérimentale de Mirecourt. Cependant, un paysage hétérogène constitué d'éléments fragmentés et connectés est favorable à la richesse en espèces anémochores des prairies permanentes quelles que soit l'échelle considérée.