



HAL
open science

Contribution à l'étude de la flore prairiale après conversion à l'agriculture biologique

Etienne Gaujour

► **To cite this version:**

Etienne Gaujour. Contribution à l'étude de la flore prairiale après conversion à l'agriculture biologique. [Stage] ENSAIA. Institut National Polytechnique de Lorraine (INPL), Vandoeuvre-lès-Nancy, FRA.; Faculté des Sciences et Techniques. Université Nancy 2, Nancy, FRA. 2006, 21 p. hal-02815596

HAL Id: hal-02815596

<https://hal.inrae.fr/hal-02815596>

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.



Rapport de stage

**Contribution à l'étude de la dynamique
de la flore prairiale
après conversion à l'agriculture biologique**

Etienne GAUJOUR

Master 2 rech. "*Sciences agronomiques*"
Université Nancy 2-ENSAIA-ENGREF
Faculté des Sciences & Techniques
BP 239
54506 Vandoeuvre-lès-Nancy Cédex

UMR INPL(ENSAIA)-INRA
Agronomie-Environnement
Nancy-Colmar
2 avenue de la forêt de Haye
54505 Vandoeuvre-lès-Nancy

**Contribution à l'étude de la dynamique
de la flore prairiale
après conversion à l'agriculture biologique**

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier tout particulièrement Bernard Amiaud pour m'avoir encadré tout au long de ce stage, pour la confiance qu'il m'accorde, et également pour avoir longuement planché sur l'élaboration du sujet de thèse proposé.

Je remercie également l'ensemble du personnel de l'INRA de Mirecourt, et particulièrement Claude Bazard, Xavier Coquil, Jean-Louis Fiorelli, Damien Foissy, et Catherine Mignolet pour les nombreuses réponses qu'ils m'ont apporté ainsi que pour leur aide diverse et les discussions que l'on a eu sur de multiples thèmes. Je renouvelle mes remerciement à Catherine pour son implication dans l'élaboration du sujet de thèse ainsi que pour avoir accepté de juger ce travail.

Merci également à Sylvain Plantureux pour m'avoir accueilli au sein du laboratoire dont il est le directeur, ainsi que pour avoir accepté de juger ce travail. Je remercie également l'ensemble des permanents du laboratoire Agronomie-Environnement ainsi que toute l'équipe Agriculture Durable pour leur accueil.

Je tiens aussi à remercier Yves Le Roux et Christophe Nguyen pour leur aide et leurs conseils précieux lors des différents traitements de données.

Je voudrais exprimer ma sincère et profonde reconnaissance à Pedro, stagiaire de M2, pour l'aide précieuse qu'il a bien voulu me fournir lors des chaudes et longues journées de recensement floristique. Merci également à Hélène, stagiaire de M1, pour son travail sur les patrons de distribution de quelques espèces prairiales.

Enfin, un très grand merci à l'ensemble des résidents de la "*thésards valley*" pour leur accueil, leur bonne humeur, leur conseils. Que soient ici remerciés : Benoît, Boris, Camille, Dao, Emma', Flore, Mickaël, Minh, Robert, Romain, grand Seb', p'tit Seb' auxquels s'ajoutent les stagiaires du laboratoire (Clara, micro Seb', Sophie, Nathalia, Julie, Karine, ...) et les thésards (voire Docteurs) d'autres laboratoires de l'ENSAIA : David, Reine, Sandrine.

SOMMAIRE

1	<u>Introduction</u>	1
2	<u>Site d'étude et méthodes</u>	3
2.1	Site d'étude	3
2.2	Choix des parcelles	3
2.3	Relevés de végétation	5
2.4	Traitement statistique des relevés floristiques	6
2.5	Etude des patrons spatiaux de distribution d'espèce	7
2.5.1	<i>Choix des espèces</i>	7
2.5.2	<i>Méthode d'échantillonnage et traitement statistique</i>	7
3	<u>Résultats</u>	7
3.1	Etude des richesses et diversité spécifiques intra-classes (2006)	7
3.2	Etude comparative des végétations centrale et marginale (2006)	9
3.3	Etude des richesses et diversité spécifiques inter-classes (2006)	9
3.4	Etude comparative de la végétation 2004 vs 2006.....	10
3.5	Etude des patrons spatiaux de distribution d'espèces prairiales	10
4	<u>Discussion</u>	12
4.1	Contribution des bords de parcelle.....	13
4.2	Effet des pratiques agricoles sur la richesse et la diversité spécifiques de la végétation du centre des prairies	13
4.3	Comparaison des relevés réalisés en 2004 avec les relevés effectués en 2006.....	14
4.4	Patrons spatiaux de distribution d'espèces prairiales	15
5	<u>Conclusion</u>	16

1 Introduction

Depuis les années 1950, une rapide augmentation de l'intensification des pratiques agricoles s'est mise en place, particulièrement en Europe de l'Ouest. Cette évolution de l'agriculture est majoritairement due à l'objectif principal de la Politique Agricole Commune (PAC) instaurée depuis 1962 : accroître la productivité agricole en favorisant le progrès technique. Dans ce but, l'utilisation de pesticides et de fertilisants minéraux azotés s'est amplifiée dans les espaces agricoles, les terres de faible valeur agronomique ont souvent été abandonnées et les rotations culturales ont été largement simplifiées (Stoate et al., 2001). Dans les paysages agricoles, les remembrements parcellaires ont facilité l'utilisation de matériel agricole de plus en plus imposant, grâce à la destruction des haies notamment, engendrant une perte de complexité et d'hétérogénéité de ces paysages (Burel and Baudry, 1995; 1999). Cette intensification de l'agriculture a permis d'atteindre les objectifs fixés par la PAC mais elle a entraîné un certain nombre de désagréments environnementaux (Krebs et al., 1999; Stoate et al., 2001; Benton et al., 2002; 2003). A titre d'exemple, la simplification des systèmes de culture a engendré une diminution de la diversité des espèces cultivées ainsi que la perte des habitats non cultivés tels que les prairies permanentes, les bords de parcelles et les fossés, tout cela contribuant au déclin de la biodiversité (Stoate et al., 2001). Les pratiques agricoles intensives ont largement perturbé les populations animales (McLaughlin and Mineau, 1995; Chamberlain et al., 1999; Chamberlain and Fuller, 2000; Chamberlain et al., 2000) et végétales (McLaughlin and Mineau, 1995; Rajaniemi, 2002; Benton et al., 2003; Waldhardt et al., 2003) des territoires agricoles. Cette biodiversité constitue pourtant un facteur important des systèmes agricoles du fait de sa large implication dans la pollinisation, dans la structure du sol, dans la régulation des populations (de nuisibles et d'auxiliaires), dans le recyclage des nutriments (Altieri, 1999) ainsi que dans la productivité des prairies permanentes comme cela a été montré dans de nombreux travaux (Naeem et al., 1994; Tilman et al., 1996; 1997; Hector et al., 1999; Loreau, 2000; Loreau et al., 2001; Tilman et al., 2001). La conférence de Rio de Janeiro sur l'Environnement et le Développement, en 1992, a réaffirmé l'érosion de la biodiversité et a recommandé aux différents gouvernements d'encourager le développement durable (UNEP, 2006). Celui-ci ne peut être développé qu'en concomitance avec l'essor d'une agriculture durable. L'expansion de l'agriculture biologique est un moyen d'atteindre certains objectifs de la déclaration de Rio de Janeiro.

L'agriculture biologique est officialisée en France depuis le début des années 1990. A la fin de l'année 2003, 3,4% de la surface agricole totale de l'Union Européenne (15 pays membres) étaient en agriculture biologique. En France, près de 535 000 ha de terre étaient sous la certification "Agriculture Biologique" à la fin de l'année 2004 (Agencebio, 2005). Une plus forte demande en produits issus de l'agriculture biologique a engendré une

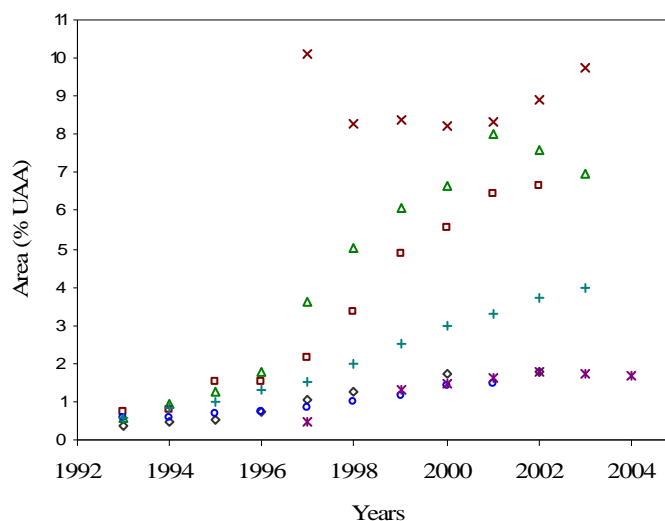


Figure 1. Développement de l'agriculture biologique (% Surface agricole utile) en Autriche (x), Belgique (*), Danemark (□), France (◇), Italie (Δ) Pays-Bas (O) et dans l'Union Européenne-15 (+) (modifié d'après EU, 2005; Eurostat, 2005).

plus forte augmentation des surfaces agricoles cultivées sous ce mode de production à la fin des années 1990 (Fig. 1).

Contrairement à l'agriculture conventionnelle, l'agriculture biologique est soumise à un cahier des charges européen relativement strict et contraignant pour l'exploitant (Règlement CEE n° 2092/91, EU, 1991). Ce système de production agricole est basé sur les rotations de cultures, sur la fixation naturelle d'azote atmosphérique, sur l'activation biologique du sol et sur le recyclage du fumier de ferme et des résidus de cultures (Bengtsson et al., 2005). Il se caractérise également par l'interdiction d'utiliser la plupart des fertilisants minéraux synthétiques et les pesticides issus des industries chimiques ou pétrolières (EU, 1991; Guet, 2003). Au contraire, l'agriculture conventionnelle, avec des pratiques intensives, utilise une large gamme de ces produits prohibés en agriculture biologique, particulièrement les fertilisants et les pesticides largement mis en cause dans l'érosion de la biodiversité.

La littérature scientifique regorge de travaux effectués sur les champs cultivés selon le cahier des charges de l'agriculture biologique, souvent en comparaison avec des parcelles conventionnelles voisines, sur des thèmes divers tels que les assolements et les rotations de cultures (e.g. Viaux, 1999; Anderson, 2004), la gestion des adventices (e.g. Bond and Grundy, 2001) ou encore le travail du sol (e.g. Diepeningen et al., 2006). De nombreux travaux traitent de l'incidence de la conversion à l'agriculture biologique sur des taxons du règne animal, de la microfaune du sol (e.g. Bongers et al., 1997; Siegrist et al., 1998; Mulder et al., 2003; Smith et al., 2003; Diepeningen et al., 2006) aux oiseaux (e.g. Chamberlain et al., 1999; Shutler et al., 2000; Freemark and Kirk, 2001; Beecher et al., 2002; Verhulst et al., 2004) en passant par les arachnides (e.g. Pfiffner and Luka, 2003), les lépidoptères (e.g. Feber et al., 1997; Weibull et al., 2000; Wickramasinghe et al., 2004) et les coléoptères, particulièrement les carabes (e.g. Clark, 1999; Kromp, 1999; Shah et al., 2003). Les études relatives au règne végétal concernent plus spécifiquement les adventices des champs cultivés (e.g. Hyvönen et al., 2003; Albrecht, 2005; Hole et al., 2005) ou bien la flore des bords de parcelles cultivées (e.g. Elsen, 2000; Aude et al., 2003; Hole et al., 2005). La grande majorité de ces publications désignent l'agriculture biologique comme un mode de production favorisant directement ou indirectement la biodiversité des territoires agricoles (Bengtsson et al., 2005). En revanche, très peu de travaux traitent de la flore prairiale, dans le contexte de la conversion à l'agriculture biologique (Smart et al., 2002; Hole et al., 2005) malgré la position basale de la végétation dans la majorité des chaînes alimentaires terrestres (Campbell, 1995). Sa dynamique, suite à l'extensification que constitue la conversion de l'agriculture conventionnelle à l'agriculture biologique, pourrait expliquer partiellement les résultats des études précédentes sur les animaux. Ce travail a pour ambition de contribuer au suivi du cortège floristique des prairies permanentes soumises à une telle extensification.

Les objectifs de ce travail sont multiples:

☛ Il s'agit tout d'abord de mettre en place un suivi à long terme de la dynamique de la végétation des prairies permanentes suite à la conversion à l'agriculture biologique, et cela à l'échelle du territoire de l'exploitation agricole. En effet, il est indispensable d'intégrer cette étude à cette échelle puisqu'elle correspond au niveau de prise de décisions dans le sens où le chef d'exploitation cherche à optimiser la gestion et les moyens de production à cette échelle et non pas à atteindre l'optimum sur chaque parcelle (Carrere, 2003).

☛ Il s'agit aussi de vérifier le rôle des pratiques agricoles (fauche, pâturage, intrants azotés) sur la composition, la richesse et la diversité spécifiques du cortège floristique prairial. Les pratiques les plus intensives entraînent généralement une diminution de la richesse et de la diversité spécifiques.

☛ Il s'agit ensuite de révéler si le cortège floristique a ou non changé depuis 2004 (derniers relevés floristiques réalisés sur quelques parcelles), la conversion au mode de production biologique ayant débutée

fin 2004. Les hypothèses avancées sont l'augmentation de l'abondance des légumineuses et des espèces végétales peu ou pas nitrophiles, notamment aux dépens des graminées, du fait de l'abandon des épandages d'engrais azotés chimiques (Hansen, 1996; Janssens et al., 1998; Elsen, 2000; Jacquemyn et al., 2003). Une augmentation de la richesse spécifique végétale est également envisageable notamment par l'implantation d'espèces provenant du bord de la parcelle. En effet, les marges de parcelle, souvent plus riches en espèces, sont susceptibles de fonctionner comme des refuges pour certaines espèces végétales particulièrement sensibles à l'intensification des pratiques agricoles.

✎ Enfin, il s'agit de tester une méthode d'étude des patrons spatiaux avec quelques espèces prairiales et de confronter les résultats au mode de gestion des prairies ainsi qu'aux caractéristiques fonctionnelles et morphologiques de ces espèces herbacées.

2 Site d'étude et méthodes

2.1 Site d'étude

Le site étudié est le domaine du Joly, station expérimentale de l'INRA à Mirecourt (88). Cette exploitation a débuté sa conversion à l'agriculture biologique en octobre 2004. Il s'agit d'une exploitation d'environ 100 vaches laitières, Montbéliardes et Holstein à part égale. Elle dispose d'une surface agricole utile de 230 ha qui à la particularité d'être divisée en 2 systèmes de production quasi indépendants depuis le début de la conversion :

- ✎ un système herbager (SH) constitué uniquement par 75 ha de prairies permanentes, pâturé par 40 vaches laitières.
- ✎ un système de polyculture-élevage (SPCE) composé de 40 ha de prairies permanentes et 115 ha de terres cultivées (cultures et prairies temporaires). Le troupeau de vaches laitières de ce système est composé de 60 têtes.

L'exploitation recouvre deux grandes textures de sols:

- ✎ un sol argileux (30 à 50 % d'argile) avec des pH compris entre 7 et 8.
- ✎ un sol plus léger (15 à 20 % d'argile et 40 à 60 % de sable) avec un pH d'environ 6 et reposant sur une couche d'argile à faible profondeur, 40 à 80 cm.

Le climat est de type océanique à tendance continentale. Les pluies sont régulièrement réparties tout au long de l'année et relativement abondantes : les précipitations annuelles moyennes entre 1996 et 2005 relevées à la station de Mirecourt sont de 850 mm. Les températures sont contrastées entre le mois de janvier (1,5°C), le plus froid, et le mois d'août (18,7°C), le plus chaud. Sur la même période, le nombre moyen de jours de gel par an est de 78.

D'un point de vue pratique, l'extensification que constitue la conversion à l'agriculture biologique se traduit ici par un arrêt total de l'épandage d'engrais azoté minéral (sauf sur une parcelle pourvue d'une dérogation) mais également par une diminution du chargement animal sur les prairies.

2.2 Choix des parcelles

Le domaine de Mirecourt est composé de 63 parcelles de prairies permanentes (effectif variable en fonction des redécoupages intra-parcellaires). Compte-tenu de cet effectif important, il a fallu les classer et retenir au sein de chaque classe établie quelques parcelles représentatives. Pour réaliser ce choix, une analyse en composante principale (ACP) suivie d'une classification ascendante hiérarchique (CAH) ont été réalisées sous le logiciel SPAD v 6.0.1 (SPADv6.0.1, 1982-2006). L'ACP est effectuée à partir de 20

variables : quantités d'azote organique et d'azote minéral épandues par an et par hectare, le nombre de coupes d'herbe par an ainsi que l'indice de chargement (en UGB.jr/ha) et cela pour les années 2000, 2001, 2002, 2003 et 2004, c'est-à-dire les 5 années précédant la conversion à l'agriculture biologique.

L'axe 1 de l'ACP explique plus de 43% de la variance entre les parcelles et est très bien corrélé, négativement au nombre de fauches, et positivement à l'intensité du pâturage. Il oppose donc les prairies de fauche et les prairies pâturées. L'axe 2 quant à lui explique 18% de cette variance et est corrélé, négativement, aux apports d'intrants organiques et minéraux (Fig. 2).

A partir du dendrogramme issu de la CAH, le nombre de 4 classes a été choisi afin de concilier un nombre de classes relativement important et un effectif élevé dans chaque classe. Par rapport aux valeurs moyennes des variables, voici une caractérisation des 4 classes:

- ☛ classe 1 : parcelles pâturées de façon intensive, recevant très peu d'intrants azotés notamment organique.
- ☛ classe 2 : parcelles recevant des quantités relativement importantes d'azote organique.
- ☛ classe 3 : parcelles fauchées régulièrement, avec des apports azotés importants particulièrement minéraux.
- ☛ classe 4 : parcelles fauchées plusieurs fois par an, avec des apports d'azote organique faibles voire nuls.

Le choix des parcelles retenues au sein de chaque classe s'est opéré en fonction du type de sol, de la morphologie de la parcelle, des pratiques qui lui seront appliquées (fauche, intrants, chargement animal) et enfin en fonction de l'expertise du personnel compétent de l'exploitation sur le "comportement" des différentes parcelles. Ce choix a permis de retenir au sein de chaque classe des parcelles relativement semblables, pouvant constituer des répétitions des 4 traitements ou classes. L'effectif de chacune des classes ainsi que les parcelles retenues pour l'étude sont résumés dans le tableau 1.

Au total, 16 parcelles de prairie permanente seront étudiées. Dans les deux premières classes plusieurs lots de parcelles ont été faits. Malgré leur appartenance à une même classe, il semble (sur dires d'experts) que

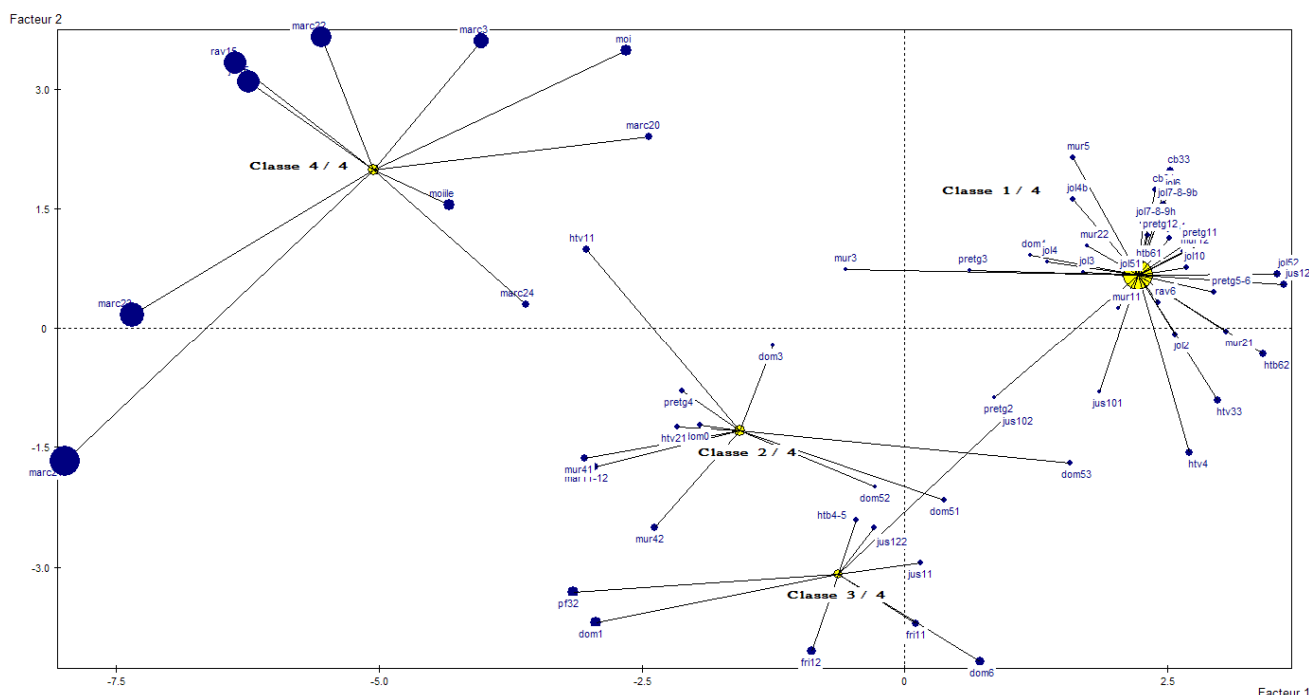


Figure 2. Représentation graphique des parcelles et des classes suivant les deux premiers axes de l'ACP.

les prairies d'un lot ont un "comportement" plus semblable entre elles qu'avec les parcelles d'un autre lot. La parcelle Joly 15, uniquement fauchée depuis un grand nombre d'années, n'a eut aucun apport et ne verra donc pas de changement de pratiques culturales avec la conversion à l'agriculture biologique. Elle pourra donc être utilisée comme référence dans les analyses statistiques réalisées dans les prochaines années.

Tableau 1. Effectif de chaque classe et parcelles retenues pour l'étude de la flore (*:parcelles dont la flore a été relevée en 2004).

	classe 1	classe 2	classe 3	classe 4
Effectif	33	11	9	10
Parcelles retenues	Haut des Vignes 4*	Domvallier 3	Justice 122*	Joly 15*
	Joly 2 haut*	Domvallier 5	Domvallier 6*	Moine*
	Joly 8-9 bas*	Murget 42	La Friche*	
	Murget 2	Marchande 12		
	Pré étang 5-6	Haut des Vignes 1		
		Haut des Vignes 2		

2.3 Relevés de végétation

La végétation herbacée a été échantillonnée en milieu de parcelle ainsi qu'en bord de prairie. Les relevés floristiques sont réalisés par la méthode des quadrats. Ces quadrats ont une surface de 0.25m² (0.25 x 1 m). Le choix d'un quadrat rectangulaire est basé sur les travaux de Stohlgren (Stohlgren et al., 1995) pour le rapport longueur/largeur, et aussi sur un aspect statistique puisqu'expérimentalement la variance s'y révèle plus faible qu'avec des carrés ou des cercles (Gounot, 1969).

Au centre de chaque parcelle, environ, un rectangle de 10 x 2.5m est matérialisé (et sa position est relevée par GPS pour pouvoir réaliser les relevés floristiques les années suivantes aux mêmes emplacements) puis

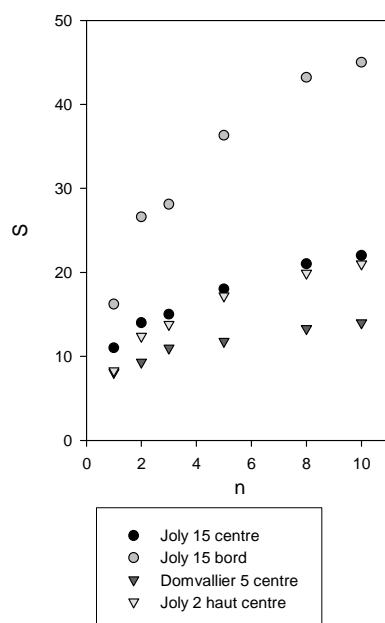


Figure 3. Estimation de l'effort d'échantillonnage par représentation de la richesse spécifique (S) en fonction du nombre de quadrats retenus (n) pour 4 parcelles.

subdivisé en 100 quadrats, unité élémentaire. Pour chaque rectangle, 10 quadrats sont choisis uniformément pour y effectuer les relevés floristiques. Cette valeur semble suffisante pour la mesure de la richesse spécifique totale d'après les graphes $S=f(\text{nombre de quadrats})$ (Fig.2) établis à partir de la méthode de ré-échantillonnage de Jackniffe. Seules les parcelles La Friche et Pré étang 5-6, d'une surface relativement importante et de forme allongée, ont reçu deux dispositifs centraux. Pour les marges de parcelles, le rectangle mesure cette fois 25 x 1m et est disposé "à cheval" sur la clôture et 5 quadrats sont choisis uniformément de chaque coté de cette limite de parcelle. Deux parcelles, Haut des Vignes 4 et Moine, n'ont pas eu de relevés floristiques de la végétation de bordure pour des raisons diverses : végétation déjà broutée donc trop rase pour permettre une détermination, la haie est très dense et largement développée sur la parcelle. Finalement, 180 quadrats ont permis de recenser la végétation des centres de parcelles, et 250 traitent de la végétation des marges de ces prairies.

L'abondance, en terme de pourcentage de sol recouvert, de chaque

espèce est estimée visuellement. Les espèces avec un recouvrement estimé à moins de 5% sont notées uniquement comme espèces présentes. Les relevés ont débutés le 18 avril et se sont terminés le 26 mai. La nomenclature taxonomique suit celle de *Flora Europaea* (Tutin et al., 1964-1980).

Les relevés floristiques réalisés en 2004 l'ont été à partir d'un protocole tout à fait différent (Mehay, 2004). Les parcelles recensées (Tableau 1) ont été parcourues en "zig-zag", mi-mai début juin, et les espèces déterminées sont notées et chacune se voit affectée d'une valeur rendant compte de son abondance : 10 pour les espèces dominantes, 4 pour les espèces sous-dominantes, et 1 pour les autres espèces. Contrairement à la méthode des quadrats précédemment développée, ces relevés ne sont pas exhaustifs (Mehay, 2004).

2.4 Traitement statistique des relevés floristiques

L'analyse des richesses spécifiques a été réalisée par des ANOVA, proc glm de SAS (SASv9.1, 2002-2003). Les comparaisons de moyennes *a posteriori* sont effectuées par le test de Tukey. Le seuil α utilisé dans l'ensemble de ces analyses est de 5%. Afin de vérifier que les parcelles retenues au sein de chaque classe correspondent effectivement à des répétitions, une ANOVA est réalisée sur la richesse spécifique par quadrat, au sein de chaque classe. Une ANOVA est réalisée entre les différentes classes. Pour chaque parcelle possédant au moins 10 relevés de la flore de bordure, l'ANOVA permet la comparaison des richesses floristiques centrale et marginale. La diversité spécifique est aussi étudiée, et est calculée grâce à l'indice de Shannon-Weaver (Shannon and Weaver, 1949) (équation 1):

$$(1) \quad H' = -\sum_i p_i \log_2 p_i$$

où p_i est la proportion de l'espèce i dans chaque quadrat.

Les espèces dont le recouvrement est inférieur à 5% sont intégrées dans le calcul de l'indice de Shannon en leur attribuant arbitrairement une abondance de 1%. Les résultats sont traités de la même façon que la richesse spécifique.

Pour chaque comparaison réalisée, les conditions d'application de l'ANOVA sont vérifiées (homoscédasticité et normalité des résidus). En ce qui concerne les relevés de végétation des bords de parcelle, ils seront utilisés pour des comparaisons parcelle par parcelle, avec la végétation centrale, ainsi que pour une comparaison globale. Par contre, aucune comparaison entre classe ne sera réalisée.

Une analyse de similitude entre les relevés 2004 disponibles et les relevés effectués cette année sera réalisée grâce au calcul d'indices de similitude de Sorensen (Sorensen, 1948 *in* Amiaud, 1998) (équation 2) et de Jaccard (Jaccard, 1912 *in* Hyvönen et al., 2003) (équation 3):

$$(2) \quad I_s = \frac{2c}{a+b}$$

$$(3) \quad S_j = \frac{c}{a+b-c}$$

où a est le nombre d'espèces dans le relevé A, b le nombre d'espèces dans le relevé B, et c le nombre d'espèces communes aux relevés A et B. Ainsi, plus la valeur des indices est proche de 1 et plus les deux relevés comparés sont similaires.

2.5 Etude des patrons spatiaux de distribution d'espèce

2.5.1 Choix des espèces

Le choix s'est basé sur des caractéristiques fonctionnelles des espèces présentes sur le domaine du Joly : le cycle de vie, le mode de dissémination des semences, leur persistance dans le sol ainsi que sur leur stratégie (d'après Grime et al., 1988). Les espèces retenues, ainsi que leurs caractéristiques fonctionnelles sont rassemblées dans le tableau 2 suivant.

Tableau 2. Espèces herbacées prairiales retenues pour l'étude des patrons spatiaux et quelques unes de leurs caractéristiques fonctionnelles (d'après Grime et al., 1988).

Espèces retenues	Cycle de vie	Dispersion des semences	Persistance de la banque de semences	Stratégie*
<i>Achillea millefolium</i> L.	Pérenne (clonale)	Anémochore	Faible	C-S-R / C-R
<i>Lolium perenne</i> L.	Pérenne	Anémochore	Faible	C-R / C-S-R
<i>Taraxacum officinale</i> Weber	Pérenne	Anémochore	Faible	R / C-S-R
<i>Plantago lanceolata</i> L.	Pérenne (clonale)	Barochore	Faible	C-S-R
<i>Cirsium arvense</i> (L.) Scop.	Pérenne	Zoochore	Forte	C
<i>Convolvulus arvensis</i> L.	Pérenne (clonale)	Zoochore	Forte	C-R
<i>Dactylis glomerata</i> L.	Pérenne	Zoochore - Barochore	Faible	C-S-R

* C: espèce compétitive; S: espèce tolérante au stress; R: espèce rudérale, tolérante aux perturbations.

2.5.2 Méthode d'échantillonnage et traitement statistique

L'échantillonnage a été réalisé dans l'une des parcelles de chaque classe : Haut des Vignes 4 (classe 1), Domvallier 5 (classe 2), La Friche Est (classe 3) et Joly 15 (classe 4). Dans chacune de ces parcelles, deux transects perpendiculaires de 20 m sont disposés en bordure de parcelle. Ils sont orientés N-S / E-W afin de voir si le vent dominant (Ouest) a une incidence sur les patrons de distribution. La disposition à proximité de la bordure de parcelle permettra d'identifier l'influence de celle-ci sur la distribution de l'espèce. Des quadrats contigus carrés de 10 cm sont utilisés pour relever l'abondance de ces espèces, données qui seront converties en présence/absence pour le traitement statistique. Ce dernier est réalisé sous le logiciel Passage (Rosenberg, 1998-2004).

Plusieurs méthodes sont disponibles pour traiter ces données. Le choix a été fait d'utiliser la méthode Three-Terms Local Quadrat Variance (3TLQV) (Dale, 2000). Cette méthode est moins sensible aux tendances globales que la méthode Two-Terms Local Quadrat Variance (TTLQV) et plus précise c'est-à-dire qu'elle minimise la différence entre l'échelle véritable du phénomène et le pic observé (Dale, 2000; Perry et al., 2002). Le logiciel Passage donne graphiquement et numériquement les échelles des patrons détectés, ces échelles étant proportionnelles à la dimension du quadrat.

Ce logiciel permet également d'estimer l'échelle des taches formées par l'espèce étudiée par la méthode New Local Variance (NLV) (Dale, 2000), méthode ici mise en œuvre.

3 Résultats

3.1 Etude des richesses et diversité spécifiques intra-classes (2006)

Tout d'abord, du fait de leur forme allongée, deux parcelles ont reçu deux dispositifs de relevés de végétation centrale, Etang 5-6 et La Friche. La comparaison de la richesse spécifique moyenne, pour chaque parcelle, ne mène pas à la même conclusion. Dans l'Etang 5-6, les richesses spécifiques moyennes ne sont statistiquement pas différentes ($F_{1,18}=0,54$; $P=0,47$; $n=20$) entre les deux dispositifs. La richesse spécifique moyenne par quadrat est de 8,9 espèces.

Au contraire, l'analyse statistique des dispositifs de La Friche montre une différence significative de la richesse spécifique entre le rectangle Est et le rectangle Ouest ($F_{1,18}=35,63$; $P<0,0001$; $n=20$). La partie Ouest de cette parcelle présente une richesse spécifique moyenne légèrement supérieure : 7,6 espèces en moyenne par quadrat contre 5,9 dans la partie Est. Les conclusions sont identiques lorsque les diversités spécifiques sont étudiées ($F_{1,18}=1,77$; $P=0,1997$; $n=20$ et $F_{1,18}=21,37$; $P=0,0002$; $n=20$ respectivement pour Etang 5-6 et la Friche).

Ainsi, Etang 5-6 sera considérée dans la suite des analyses comme une seule et même parcelle alors que La Friche sera divisée en deux nouvelles parcelles, La Friche Est et La Friche Ouest.

Ensuite, une analyse de la richesse spécifique de la végétation du centre de parcelle est effectuée dans chaque classe afin de vérifier l'homogénéité des parcelles constitutives de chacune de ces classes. Ceci permet de vérifier que les parcelles retenues dans chaque classe constituent effectivement des réplicats.

Dans la classe 1, les richesses spécifiques moyennes s'échelonnent de 7,1 espèces à 8,9 espèces par quadrat (tableau 3). L'analyse statistique montre une différence significative ($F_{4,55}=3,16$; $P=0,0209$; $n=60$), celle-ci ne concernant que les parcelles ayant des valeurs extrêmes. La classe 1 peut donc être considérée comme relativement homogène pour la richesse spécifique de la végétation centrale. Des résultats analogues sont obtenus pour la classe 2 ($F_{5,54}=4,47$; $P=0,0018$; $n=60$) avec des richesses spécifiques moyennes allant de 8,7 à 11,2 espèces par quadrat (tableau 3). La classe 4 quant à elle, est statistiquement homogène ($F_{1,18}=1,06$; $P=0,3163$; $n=20$). Par contre, la classe 3 semble quant à elle bien plus hétérogène ($F_{3,36}=18,23$; $P<0,0001$; $n=40$). Les richesses spécifiques moyennes par quadrat s'échelonnent de 5,9 à 9,9 espèces (tableau 3). En effet, une parcelle, la Friche Est, a une richesse spécifique moyenne nettement plus faible (5,9 espèces) que les 3 autres.

Tableau 3. Richesses spécifiques moyennes (S) et diversités spécifiques moyennes (H') de la végétation au centre des parcelles et en bordure de celles-ci ("n.s." indique l'absence d'une différence significative entre le centre et le bord; "-" indique une absence de données).

Parcelle	Classe	S _{centre}	S _{bord}	P	H' _{centre}	H' _{bord}	P
Etang 5-6	1	8.9	9.60	n.s.	2.48	2.43	n.s.
Haut des Vignes 4	1	7.1	-	-	2.17	-	-
Joly 2 haut	1	8.3	12.65	0.0001	2.17	2.64	0.0163
Joly 8-9 bas	1	7.9	7.75	n.s.	2.40	2.09	n.s.
Murget 2	1	7.4	4.90	<0.0001	2.30	1.45	<0.0001
Domvallier 3	2	10.7	9.70	n.s.	2.56	2.38	n.s.
Domvallier 5	2	8.1	10.40	0.0178	2.31	2.43	n.s.
Haut des Vignes 1	2	10.2	8.45	0.0147	2.45	2.22	n.s.
Haut des Vignes 2	2	11.2	10.05	n.s.	2.85	2.13	0.0002
Marchande 12	2	10.6	12.10	n.s.	2.45	2.43	n.s.
Murget 42	2	9.7	11.50	n.s.	2.56	2.92	0.0451
Domvallier 6	3	8.3	12.65	0.0004	2.24	2.81	0.0116
Justice 122	3	9.9	10.50	n.s.	2.63	2.72	n.s.
Friche Est	3	5.9	9.70	0.0001	1.77	2.38	0.0009
Friche Ouest	3	7.6	9.65	0.0346	2.30	2.43	n.s.
Joly 15	4	10.6	16.20	0.0041	1.47	3.23	0.0001
Moine	4	11.7	-	-	2.64	-	-

Lorsque les diversités spécifiques sont analysées de la même façon, l'homogénéité de la classe 1 est conservée ($F_{4,55}=2,54$; $P=0,0501$; $n=60$, le test de Tukey ne montrant aucune différence de diversité spécifique entre les parcelles de cette classe). La classe 2 quant à elle reste relativement homogène ($F_{5,54}=4,31$; $P=0,0022$; $n=60$), la faible probabilité provenant certainement de la valeur élevée pour la parcelle Haut des Vignes 1 ($H'=2,45$). En ce qui concerne la classe 3, une hétérogénéité nettement significative est mise en évidence aussi sur cette grandeur écologique. Enfin, la classe 4 avec seulement

deux parcelles, est hétérogène pour la diversité spécifique ($F_{1,18}=90,94$; $P<0,0001$; $n=20$). Malgré des tapis végétaux visuellement très proches, ceci peut s'expliquer par les faibles abondances d'un nombre important d'espèces sur Joly 15 (par rapport à Moine) ce qui diminue rapidement la valeur de l'indice de Shannon-Weaver, plus sensible aux espèces "rares" du fait de sa formule en log. Cette classe sera tout de même considérée comme homogène. Par contre, le problème de l'hétérogénéité de la classe 3 demeure et les analyses suivantes étant réalisées avec l'ensemble des parcelles des 4 classes, il faudra conserver en mémoire ce détail.

3.2 Etude comparative des végétations centrale et marginale (2006)

Une analyse préliminaire globale effectuée sur l'ensemble des parcelles montre une différence significative de richesse spécifique moyenne (par quadrat) entre le bord et le centre des parcelles ($F_{1,428}=18$; $P<0,0001$; $n=430$), les quadrats en bordure comportant en moyenne 10,3 espèces et les quadrats centraux 9,1. Une différence existe également entre la diversité spécifique en bordure ($H'=2,44$) et au centre des parcelles ($H'=2,34$), cette différence n'étant toutefois pas significative statistiquement ($F_{1,428}=1,428$; $P=0,0908$, $n=430$), mais la tendance demeure en faveur des bordures.

Lorsque l'analyse est exécutée parcelle par parcelle, sur les 15 prairies permanentes dont la végétation marginale a été relevée, seules 8 d'entre elles montrent une différence statistiquement significative de la richesse spécifique (tableau 3). De plus, cette différence n'est pas toujours en faveur de la bordure comme l'illustre Murget 2.

Lorsque l'analyse est réalisée sur les diversités spécifiques moyennes par quadrat du centre et de la bordure des prairies, une différence significative apparaît dans seulement 7 parcelles (tableau 3), cette différence étant soit en faveur de la végétation du centre soit en faveur de la végétation de la bordure de parcelle. C'est la parcelle Moine qui présente la diversité spécifique centrale la plus élevée ($H'=2,64$) et Joly 15 la plus faible ($H'=1,47$). En ce qui concerne les marges de prairies, la diversité spécifique moyenne la plus importante est relevée sur Joly 15 ($H'=3,23$) et la plus faible sur Murget 2 ($H'=1,45$). Le cas de Murget 2, où diversité et richesse spécifiques sont supérieures dans le centre de la parcelle, peut s'expliquer, en partie, par la nette dominance dans la bordure échantillonnée, d'*Elymus repens* (L.) Gould.

3.3 Etude des richesses et diversité spécifiques inter-classes (2006)

La comparaison des richesses spécifiques moyennes par quadrat entre les 4 classes montre une différence statistiquement significative ($F_{3,176}=22,25$; $P>0,0001$; $n=180$) (Fig. 4). L'ordre des classes suivant la richesse spécifique moyenne par quadrat est le suivant : classe 4 ($S_{moy}=11,15$ espèces), classe 2 ($S_{moy}=10,1$ espèces), classe 1 ($S_{moy}=8,1$ espèces), classe 3 ($S_{moy}=7,9$ espèces). La classe 4 est constituée de parcelles de fauche recevant de faibles quantités d'intrants minéral et organique voir aucun intrant en ce qui concerne la parcelle Joly 15. A l'inverse, les parcelles de la classe 3 intensivement pâturées et/ou recevant de grandes quantités d'azote minéral présentent une richesse spécifique moyenne par quadrat minimale.

La comparaison de la diversité spécifique moyenne par quadrat de cette végétation centrale entre les différentes classes indique également des différences statistiquement significatives ($F_{3,176}=9,16$; $P<0,0001$; $n=180$) (Fig. 4). Les diversités spécifiques moyennes sont de 2,06 espèces pour la classe 4, 2,23 espèces pour la classe 3, 2,30 espèces pour la classe 1 et 2,53 espèces pour la classe 2. Ce sont donc les parcelles les plus intensément fauchées qui ont une diversité spécifique minimale, alors qu'elles ont la richesse spécifique la plus importante.

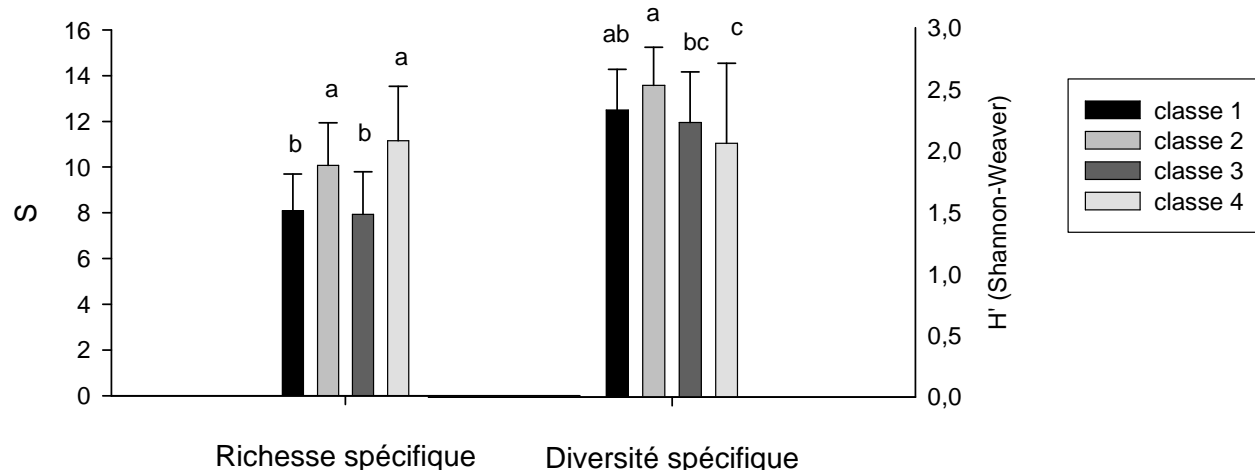


Figure 4. Richesses (S) et diversités (H') spécifiques des 4 classes (moyenne+ écart-type).

3.4 Etude comparative de la végétation 2004 vs 2006

Compte-tenu de la différence des méthodes d'échantillonnage employées, les relevés 2006 comportent systématiquement un nombre plus réduit d'espèces que les relevés 2004, excepté dans July 2 haut. Ceci explique donc majoritairement les faibles valeurs des indices de Sorensen et de Jaccard obtenues. Les valeurs des richesses spécifiques et des indices sont résumées dans le tableau 4.

Tableau 4. Richesse spécifique, pour 8 parcelles, dans les relevés floristiques de 2004 et 2006, et nombre d'espèces communes à ces deux séries de relevés, et valeurs des indices de similitude I_s et S_j .

Parcelle	Classe	Nombre d'espèces			I_s	S_j
		relevés 2004	relevés 2006	en commun		
Haut des Vignes 4	1	18	16	10	0.59	0.42
July 2 haut	1	17	21	14	0.74	0.58
July 8-9 haut	1	21	18	10	0.51	0.34
Domvallier 6	3	25	19	8	0.36	0.22
Friche	3	31	14	8	0.36	0.22
Justice 122	3	29	23	15	0.58	0.41
July 15	4	34	22	14	0.50	0.33
Moine haut	4	27	22	15	0.61	0.44

3.5 Etude des patrons spatiaux de distribution d'espèces prairiales

Toutes les espèces n'ont pas été observées sur l'ensemble des transects. Le Cirse des champs (*Cirsium arvense* (L.) Scop.) n'a par exemple jamais été observé sur les transects, quelle que soit la parcelle. Le Ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.) était présent sur l'ensemble des deux transects établis à la Friche, d'où l'absence de patron et donc l'absence de graphe. Le Pissenlit officinale (*Taraxacum officinale* L.) est la seule espèce sur les 7 étudiées qui a permis une étude sur l'ensemble des parcelles. Les échelles des patrons mis en évidence par le logiciel Passage sont résumées dans le tableau 5.

Les figures suivantes (Fig. 5, Fig. 6 et Fig. 7) illustrent le cas de *Plantago lanceolata* L. dans la parcelle July 15, suivant le transect N-S. La figure 5 présente le profil de présence/absence (1/0 respectivement) de l'espèce le long du transect et la figure 6 montre les pics de variance indiquant les échelles des patrons spatiaux de distribution du Plantain lancéolé dans cette parcelle. Cependant, malgré des pics très nets, les échelles données ne semblent pas se retrouver visuellement sur le profil. Quant à la figure 7, devant permettre l'estimation de la taille des taches de Plantain lancéolé, aucun pic net apparaît.

Tableau 5. Echelles des différents patrons spatiaux mis en évidence par la méthode 3TLQV pour l'ensemble des transects ((1) = espèce absente ; (2) = espèce omniprésente).

Espèce	Transect	Haut des Vignes 4 classe 1	Domvallier 5 classe 2	Friche classe 3	July 15 classe 4
<i>Achillea millefolium</i>	N-S	(1)	53	(1)	29 / 65
	E-W	(1)	53	(1)	25 / 66
<i>Lolium perenne</i>	N-S	11.5 / 23	12 / 23 / 47	(2)	14 / 61
	E-W	5.5 / 20.5 / 30	7 / 47	(2)	9
<i>Traxacum officinale</i>	N-S	63	32.5 / 43 / 65	16 / 58	6 / 16.5 / 62
	E-W	8 / 59	5 / 54	17.5	31
<i>Plantago lanceolata</i>	N-S	(1)	56	(1)	11.5 / 37 / 57
	E-W	(1)	20 / 40 / 62	(1)	12.5 / 55.5
<i>Cirsium arvense</i>	N-S	(1)	(1)	(1)	(1)
	E-W	(1)	(1)	(1)	(1)
<i>Convolvulus arvensis</i>	N-S	(1)	(1)	(1)	11 / 58
	E-W	(1)	(1)	(1)	5 / 59 / 65
<i>Dactylis glomerata</i>	N-S	8 / 34	34 / 49	(1)	6 / 24 / 46 / 63
	E-W	6 / 44	4 / 20 / 46	(1)	6 / 45

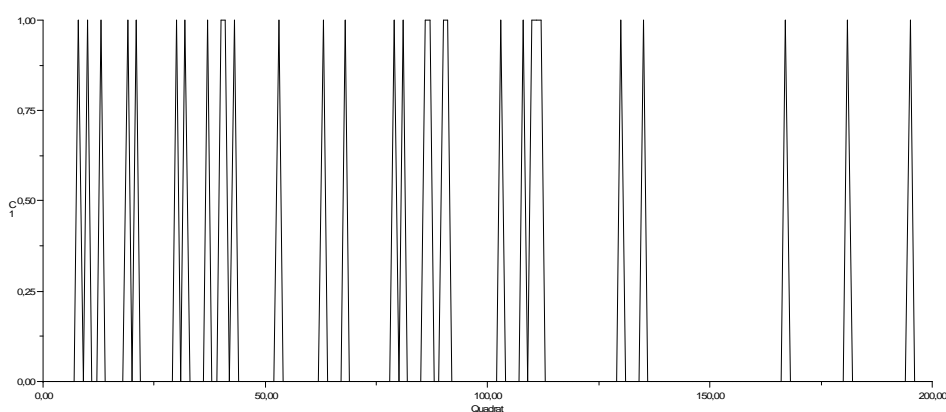


Figure 5. Profil de présence/absence (1/0 respectivement) de *Plantago lanceolata* le long du transect N-S dans July 15.

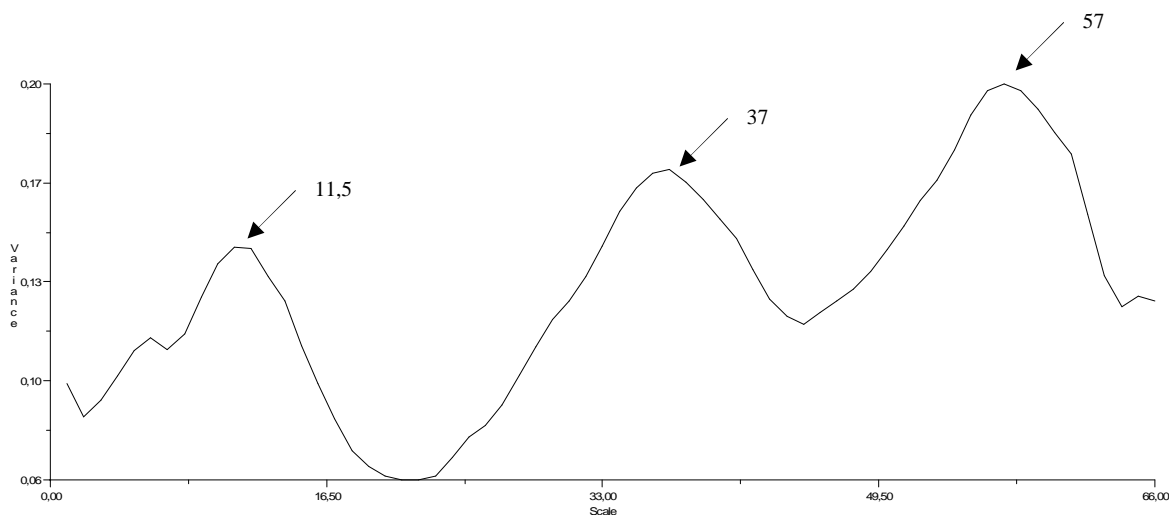


Figure 6. Patrons spatiaux de distribution de *Plantago lanceolata* dans July 15 le long du transect N-S obtenus par la méthode 3TLQV.

L'ensemble des graphes donnant la variance en fonction de l'échelle sont fournis en annexe I. Pour *Achillea millefolium*, l'analyse met en avant des patrons d'échelle identique entre le transect N-S et le transect E-W dans les parcelles July 15 et Domvallier 5. L'orientation ne semble pas influencer sa

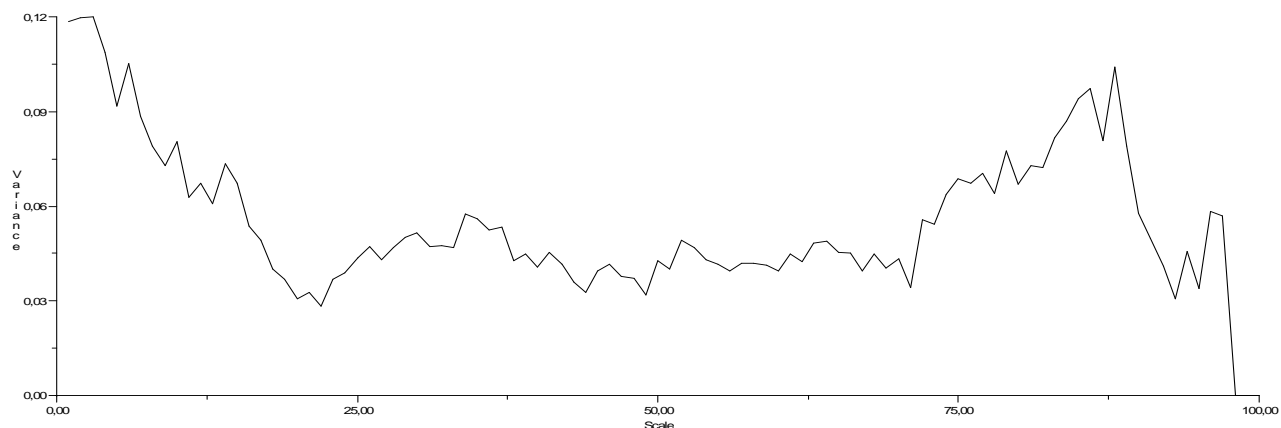


Figure 7. Graphe obtenu par la méthode NLV indiquant la taille des taches composant les patrons spatiaux de *Plantago lanceolata* dans July 15 le long du transect N-S.

distribution, malgré l'anémochorie de cette espèce. Deux patrons sont détectés dans July 15, exploitées de façon très extensive, alors qu'un seul l'est dans Domvallier 5, parcelle pâturée et recevant de l'azote organique en assez grande quantité. Pour *Lolium perenne*, un patron d'échelle 12 environ, semble se retrouver sur les transects N-S de 3 parcelles. Mais par contre rien de similaire n'est obtenu pour les transects E-W correspondants, ce qui laisserait supposer l'influence de l'orientation sur la dispersion de cette espèce anémochore. De plus, un second patron (échelle = 23) est mis en évidence dans Haut des Vignes 4 et Domvallier 5 qui sont exploitées de façon intensive (par rapport à July 15).

Quant à *Taraxacum officinale*, pas de patron commun entre le transect N-S et le transect E-W, mais un patron très large (échelle \approx 62) ressort sur l'ensemble des transects N-S. L'orientation, notamment des vents dominants d'Ouest lors de la maturation des semences, pour cette espèce purement anémochore et très représentative des espèces à sélection r (produire beaucoup de propagules contenant peu de réserves), joue donc bien un rôle dans la distribution des individus.

Les analyses semblent montrer un patron assez large (échelle \approx 59) également chez *Plantago lanceolata* sur les transects des deux parcelles où l'espèce est présente.

Le cas de *Convolvulus arvensis* montre des graphes nettement différents entre les deux transects de July 15 ce qui pourrait laisser supposer un rôle de l'orientation sur sa dispersion.

Enfin, chez le Dactyle aggloméré, un patron d'échelle spatiale d'environ 46 se dessine sur tous les transects excepté le transect N-S dans Haut des Vignes 4. Aussi, un patron d'échelle très faible (4 ou 6) s'esquisse sur 4 transects. La similitude entre les deux transects de chaque parcelle n'est quant à elle pas évidente.

4 Discussion

Les analyses réalisées entre les parcelles de chacune des 4 classes sur les richesses et diversités spécifiques moyennes confirment les choix de parcelles pour les classes 1, 2 et 4 mais elles ont mis en évidence une hétérogénéité relativement importante au sein de la classe 3. Cette hétérogénéité ne s'explique pas par une différence dans les pratiques introduites dans l'ACP (Fig. 2). Les parcelles retenues dans les classes 1, 2 et 4 peuvent donc bien être considérées comme des répliqués, mais par contre, un soin particulier devra être porté à l'interprétation des résultats relatifs à la classe 3.

4.1 Contribution des bords de parcelle

Les bords de parcelle constituent des écotones soumis, en agriculture conventionnelle, aux pulvérisations des produits phytosanitaires ainsi qu'aux apports d'engrais, mais dans des mesures moindres que la parcelle elle-même. Les études relatives à la comparaison de ces espaces non productifs avec le centre des parcelles correspondantes montrent des abondances et des richesses spécifiques plus élevées en bordure des parcelles (Kleijn and Verbeek, 2000; Le Coeur et al., 2002; Aude et al., 2003; Aude et al., 2004; Hole et al., 2005; Petersen et al., 2006) cette différence étant plus marquée pour le mode de production conventionnel (Elsen, 2000; Aude et al., 2003; Hole et al., 2005). A titre d'exemple, Aude et al. (2004) ont obtenu un écart de 10 espèces herbacées entre les haies soumises aux pratiques biologiques et les haies soumises à l'agriculture conventionnelle. Cependant, ces études traitent majoritairement du cas des champs cultivés. Dans le cas des prairies de Mirecourt, il existe une différence significative entre la richesse spécifique de la végétation centrale (10,3 espèces) et celle de la végétation marginale (9,1 espèces). En se restreignant à cette analyse, on peut supposer que ces bords de parcelle sont susceptibles de se comporter comme des refuges pour les espèces herbacées (Bischoff and Mahn, 2000; Smart et al., 2002) absentes de la parcelle du fait de l'intensification des pratiques agricoles. Ainsi, il serait possible que ces espèces réinvestissent le milieu de la prairie suite à l'extensification que constitue la conversion à l'agriculture biologique. Cependant, lorsque l'analyse est réalisée parcelle par parcelle, seules 8 d'entre-elles montrent une différence significative de richesse spécifique et pas toujours dans le sens d'une richesse supérieure en bordure : Murget 2 par exemple présente une bordure très nettement dominée par *Elymus repens* (L.) Gould ce qui explique majoritairement le sens de la différence; Haut des Vignes 1 est également une parcelle où la végétation est plus riche au centre, mais aucun élément semble l'expliquer.

Les résultats sont identiques lorsque l'analyse traite des diversités spécifiques. Globalement, la diversité spécifique semble plus importante en bordure de parcelle qu'au centre. Cependant, pour la richesse comme pour la diversité spécifique, il faut noter que l'effectif de relevés de bordure (n=250) est bien plus important que l'effectif de relevés réalisés sur la végétation centrale (n=180).

Il faudrait envisager une étude plus approfondie des deux végétations (de bordure et centrale), notamment par des calculs d'indices de similitude et par une augmentation du nombre de relevés centraux. Cependant, il faut noter que certaines espèces herbacées distribuées le long des clôtures sont indésirables au centre des parcelles telles que *Urtica dioica* L., *Anthriscus sylvestris* (L.) Hoffm., *Rubus fruticosus* L.. L'apparition de nouvelles espèces au centre de la parcelle en provenance de la marge de celle-ci n'est souhaitable que si elle améliore la valeur pastorale de la prairie, sinon, l'augmentation de la richesse spécifique est à éviter. Ceci entretient notamment la polémique sur la corrélation positive entre richesse spécifique et productivité des prairies (Schmid, 2002).

4.2 Effet des pratiques agricoles sur la richesse et la diversité spécifiques de la végétation du centre des prairies

L'analyse statistique des relevés floristiques des centres des parcelles montre une différence significative entre les quatre classes. La classe 4, pour laquelle les parcelles retenues sont fauchées et ne reçoivent que très peu d'azote voire pas du tout pour Joly 15, présente la richesse spécifique moyenne par quadrat la plus élevée avec 11,15 espèces (pour 0,25m²). Cette classe ne se distingue pas statistiquement de la classe 2 (10,1 espèces) qui se caractérise par des apports en azote organique assez élevés. Par contre, les classes 1 et 3, non différentes statistiquement (8,1 et 7,9 espèces respectivement), ont en commun des apports importants d'azote minéral. Cette analyse confirmerait donc l'effet négatif de l'azote minéral sur la

richesse spécifique, effet déjà largement mis en évidence par de multiples travaux (e.g. Hansen, 1996; Janssens et al., 1998; Elsen, 2000; Rajaniemi, 2002; Jacquemyn et al., 2003). En effet, ces apports ont la particularité d'entraîner l'augmentation de la proportion d'espèces nitrophiles aux dépens d'espèces peu ou pas nitrophiles telles que les légumineuses (Elsen, 2000) chez qui l'azote minéral inhibe le fonctionnement des nodosités racinaires impliquées dans l'assimilation du diazote atmosphérique (Hopkins, 2002).

La richesse spécifique végétale d'une prairie a une pléiade de rôles écologiques. Agronomiquement parlant, son importance est beaucoup plus discutée. Si de nombreuses études ont montré une corrélation positive entre la richesse spécifique et la productivité de la prairie permanente (Naeem et al., 1994; Tilman et al., 1996; 1997; Hector et al., 1999; Loreau, 2000; Loreau et al., 2001), ces conclusions sont encore aujourd'hui largement controversées (Schmid, 2002). L'argument le plus souvent cité pour expliquer cette corrélation est la complémentarité des niches écologiques fonctionnelles améliorant la performance collective (Tilman et al., 2001).

En s'intéressant à la diversité spécifique moyenne par quadrat, on observe une différence statistiquement significative entre les quatre classes. Et étonnamment, la classe 4 qui a la richesse spécifique la plus importante ($S=11,15$ espèces) est aussi la classe qui a la diversité spécifique la plus faible, $H'=2,06$. Il faut rappeler que la diversité spécifique est ici calculée à partir de l'indice de Shannon-Weaver (Shannon and Weaver, 1949) et que cet indice est très sensible aux espèces rares, celles-ci tirant les valeurs de l'indice vers le bas. Or il se trouve que la classe 4 est la classe qui dispose du plus grand nombre d'espèces dont l'abondance est inférieure à 5% (4,4 espèces; 3,4 espèces pour la classe 2; 2,2 espèces pour la classe 3 et enfin 1,95 espèces pour la classe 1; la différence étant statistiquement significative $F_{3,176}=11,53$; $P<0,0001$; $n=180$). Ceci peut donc expliquer, partiellement, la plus faible diversité spécifique de la classe 4. En ce qui concerne le classement, la classe 2 domine avec une diversité spécifique moyenne par quadrat de 2,53, elle est suivie de la classe 1 avec $H'=2,33$, puis la classe 3 avec $H'=2,23$ et enfin, la classe 4.

4.3 Comparaison des relevés réalisés en 2004 avec les relevés effectués en 2006

Les résultats obtenus avec les indices de similitude calculés indiqueraient des végétations différentes entre 2004 et 2006 pour les 8 parcelles disposant de relevés communs. Cependant, les protocoles de recensement sont très différents : en 2004, les relevés ne se voulaient pas exhaustifs contrairement à ceux de 2006, et de plus, en 2004 la totalité de la surface des parcelles a été parcourue alors que les relevés de 2006 portent sur une zone plus restreinte de la parcelle (et tout de même représentative de la majorité de la parcelle). Ainsi, il apparaît une richesse spécifique plus importante dans les relevés de 2004 dans 7 parcelles sur 8. La comparaison ainsi réalisée n'est donc pas exploitable de façon fiable.

Cependant, le dispositif mis en place cette année permettra le suivi du cortège floristique d'un nombre relativement important de parcelles de l'exploitation INRA de Mirecourt. Le choix de retenir 10 quadrats par rectangle semble suffisant si on se réfère au graphe de la richesse spécifique en fonction du nombre de quadrats (Fig. 2). L'amélioration qui pourra être apportée est l'ajout de dispositifs rectangulaires dans les parcelles permettant d'une part le calcul de richesses spécifiques totales moyennes, et d'autre part leur comparaison par des moyens statistiques. Aussi, ce dispositif permettra de faire un suivi sur le long-terme comme l'ont fait Bakker et Heerdt aux Pays-Bas (Bakker and Heerdt, 2005). Cette étude est l'une des seules disponibles traitant de la dynamique de la végétation prairiale suite à la conversion à l'agriculture biologique. Elle montre qu'indépendamment du type de sol, le tapis végétal se modifie considérablement.

Les espèces dicotylédones dont le pourcentage de recouvrement initial (au moment de la conversion à l'agriculture biologique) était de plus de 5% ont presque totalement disparues au bout de 11 ans. Les espèces avec un très faible pourcentage initial conservent cette abondance. Il apparaît que ces changements de la flore prairiale sont liés à une diminution de la fertilité azotée du sol (Bakker and Heerdt, 2005). Le Ray-grass anglais (*Lolium perenne* L.), espèce très présente sur le domaine de Mirecourt, a vu dans cette étude néerlandaise son abondance chuter nettement suite à l'extensification. A l'inverse, cette même espèce voit son abondance augmenter dans les cas d'intensification des pratiques agricoles (Buckingham et al., 2006). Par contre, la Houllque laineuse (*Holcus lanatus* L.) s'étend avec l'extensification des pratiques (Bakker and Heerdt, 2005), extension que certains auteurs (Buckland et al., 2001) attribuent dans d'autres travaux à une augmentation de la fertilisation azotée. Enfin, l'étude de Bakker et Heerdt (2005), met en évidence l'inertie de la matrice prairiale puisque les changements majeurs du cortège floristique ne se manifestent clairement qu'après plusieurs années, environ 5 ans. Ceci est à relier à la forte persistance de la fertilité résiduelle du sol (Janssens et al., 1998). Et de plus, aucune nouvelle espèce n'est apparue dans le tapis végétal.

Un autre facteur potentiellement important pour la dynamique de la végétation prairiale est le paysage. L'exploitation de Mirecourt dispose d'un système de polycultures-élevage dont les rotations culturales vont être augmentées suite à la conversion du mode de production. Ceci impliquera donc une modification de l'hétérogénéité du paysage. Le paysage "*est un niveau d'organisation des systèmes écologiques supérieur à l'écosystème; il se caractérise par son hétérogénéité et sa dynamique gouvernée pour partie par les activités humaines. Il existe indépendamment de la perception*" (Burel and Baudry, 1999). Il apparaît dans une étude que le paysage est plus hétérogène lorsque les parcelles sont en agriculture biologique que lorsqu'elles sont exploitées de façon conventionnelle (Mansvelt et al., 1998). Or l'hétérogénéité du paysage est très souvent impliquée dans la richesse spécifique des adventices des champs cultivés (Roschewitz et al., 2005). Cependant, le lien entre la richesse spécifique de la flore prairiale et l'hétérogénéité du paysage n'est pas mis en évidence (Krauss et al., 2004). Il paraît cependant important d'en tenir compte dans les prochaines années de la présente étude en mesurant l'hétérogénéité du paysage environnant les parcelles retenues. Il faudra alors s'intéresser à différentes échelles de mesure de cette hétérogénéité afin d'identifier son influence vis-à-vis de la richesse et de la diversité spécifiques (Baudry, com. pers.).

4.4 Patrons spatiaux de distribution d'espèces prairiales

L'essai mis en œuvre dans cette étude a permis d'esquisser quelques patrons pour certaines espèces. Il semble par exemple que l'Achillée millefeuille se disperse aléatoirement dans l'espace puisque les patrons sont similaires sur les deux transects. Cependant, deux patrons sont identifiés dans Joly 15, parcelle sous pratiques extensives, contre un seul dans Domvallier 5. On peut supposer que l'espèce est plus éparse dans cette parcelle, ou à l'inverse qu'elle est plus abondante dans Domvallier 5 du fait d'apports de matière organique (Ducercf and Thiry, 2003) sur cette dernière parcelle ce qui efface le plus petit patron spatial. Les espèces *Taraxacum officinale* et *Lolium perenne* par contre semblent avoir une distribution différente en fonction de l'orientation mais l'impact de l'intensification des pratiques agricoles est plus difficile à déterminer. Cependant, l'échelle importante du patron spatial de *T. officinale* peut être expliquée par la dissémination d'un grand nombre de semences anémochores (importance des vents dominants en fin de maturation des semences), c'est-à-dire par la sélection r mise en place chez cette espèce. Quant au Dactyle aggloméré, le plus petit patron peut s'interpréter par la dissémination barochore de ses semences.

Si quelques renseignements ont pu être tirés de ce travail, il est nécessaire de lui apporter des améliorations. La première amélioration concerne la longueur du transect utilisé. Elle était ici de 20 m, ce qui semble finalement trop peu pour identifier de façon fiable un patron spatial. Tout en conservant des quadrats contigus de 10 cm de côté, augmenter la distance du transect permettra de réaliser l'analyse avec un nombre plus important de quadrats. La méthode 3TLQV étant basée sur des mesures de variance (Dale et al., 2002), plus on augmentera le nombre de quadrats plus on augmentera la probabilité de distinguer un patron spatial s'il existe. Si on s'intéresse aux patrons à l'échelle d'une parcelle, il paraît indispensable que le transect traverse la totalité de cette parcelle. Un transect d'une longueur de l'ordre d'une centaine de mètres au minimum semblerait donc mieux adapté que celui employé ici. Des essais en prairie temporaire bi-spécifique pourraient permettre d'évaluer ce nouveau protocole. En effet, la proportion des semences est connue et la distribution de celles-ci dans le sol est normalement faite uniformément dans la parcelle. C'est ensuite la stratégie, plus ou moins compétitive, de chacune des deux espèces qui va structurer la communauté végétale en place. C'est après cette structuration que vont être dessinés les patrons de distribution des espèces. Une étude sur une prairie temporaire dans sa deuxième année d'exploitation est donc envisagée.

Aussi, il pourrait être judicieux de disposer des transects avec des angles différents que celui choisi dans cette étude (90°). Et si en plus, 4 ou 5 transects se coupant en leur milieu par exemple, sont utilisés dans l'étude, il sera possible d'esquisser des patrons spatiaux en 2 dimensions, ce qui permettra de tenir compte de l'anisotropie potentielle de ces patrons (Dale, 2000).

Enfin, la mise en place d'un recensement sur une surface et non plus sur des transects permettrait aussi de tenir compte de cette anisotropie potentielle des patrons spatiaux de distribution; cette méthodologie étant largement plus répandue que la méthode des transects dans la littérature (Roche, 1995; Perry et al., 2006). La détermination de l'aire de la surface à employer reste à définir mais il semble important, comme pour le cas des transects, d'utiliser des surfaces importantes, en liaison avec l'aire de la parcelle.

5 Conclusion

La comparaison de la richesse et de la diversité spécifiques de la végétation du centre des parcelles entre les quatre classes confirme l'effet négatif de l'azote minéral sur ces grandeurs écologiques largement relaté dans la littérature scientifique.

Le protocole mis en place pour suivre la dynamique de la végétation à l'échelle du territoire de l'exploitation agricole du domaine INRA de Mirecourt semble correct. Il tient compte d'un nombre de parcelles relativement important, 17 parcelles sur environ 60, sachant que sur ces 60 parcelles un certain nombre présente une hétérogénéité importante du tapis végétal, due à la topographie par exemple, ce qui les rend difficilement utilisables pour cette étude. La classification de ces parcelles en quatre classes, à partir des pratiques mises en œuvre avant la conversion à l'agriculture biologique, permettra d'expérimenter l'impact de certaines pratiques agricoles sur la flore prairiale telles que le nombre de fauches, le type de matière organique apportée (lisier, fumier frais, fumier composté), la quantité épandue. Aussi, les différents dispositifs rectangulaires où sont réalisés les relevés floristiques sont repérés géographiquement par GPS (ainsi que par des mesures de terrain) ce qui permettra de réaliser les relevés floristiques tous les ans dans les mêmes rectangles. Ceci permet donc le suivi du cortège floristique sur le long-terme. Le choix de retenir dix quadrats parmi la centaine contenue dans chaque rectangle paraît suffisant pour connaître la richesse spécifique totale du centre de la parcelle. Cependant, une amélioration envisagée consiste à augmenter le nombre de rectangles dans chaque parcelle, pour la végétation centrale mais également pour la végétation des bords de parcelles.

La comparaison des relevés réalisés cette année avec ceux effectués en 2004 n'a pas pu permettre la mise en évidence de modifications du cortège floristique compte tenu des différences de protocoles. Les relevés 2006 constituent donc les relevés "t₀" pour le suivi de la dynamique de végétation prairiale après conversion à l'agriculture biologique du domaine du Joly. L'étude de Bakker et Heerd (2005) a montré l'inertie de la matrice prairiale ce qui laisse supposer qu'aucune modification du tapis végétal n'a due se produire depuis la conversion relativement récente de Mirecourt (octobre 2004). Les changements prévisibles dans les années à venir, d'après la littérature, sont la diminution de l'abondance des graminées, l'augmentation de l'abondance des espèces peu nitrophiles notamment des légumineuses. Une augmentation de la richesse spécifique est aussi envisageable.

L'étude du paysage environnant les parcelles étudiées, particulièrement son hétérogénéité, pourra peut-être fournir des informations quant à son incidence sur la richesse et la diversité spécifiques de la flore prairiale. C'est dans ce but que la végétation des bords de parcelles a été relevée. Les bords de parcelle pouvant contribuer à l'hétérogénéité du paysage, ils auront alors une importance non négligeable compte-tenu de leur rôle de refuge potentiel pour certaines espèces herbacées susceptibles d'investir la parcelle suite à l'extensification des pratiques.

Références

- Agencebio 2005. L'agriculture biologique en France.
<http://www.agencebio.org/pageedito.asp?idpage=38>
- Albrecht, H. 2005. Development of arable weed seedbanks during the 6 years after the change from conventional to organic farming. *Weed Research* 45, 339-350.
- Altieri, M.A. 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 19-31.
- Amiaud, B. 1998. Dynamique végétale d'un écosystème prairial soumis à différentes modalités de pâturage. Exemple des communaux du marais Poitevin. Thesis of doctorat, Université Rennes 1, France.
- Anderson, R.L. 2004. Impact of subsurface tillage on weed dynamics in the Central Great Plains. *Weed Technology* 18, 186-192.
- Aude, E., Tybirk, K., Bruus Pedersen, M. 2003. Vegetation diversity of conventional and organic hedgerows in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 99, 135-147.
- Aude, E., Tybirk, K., Michelsen, A., Ejrnaes, R., Hald, A.B., Mark, S. 2004. Conservation value of the herbaceous vegetation in hedgerows - does organic farming make a difference ? *Biological Conservation* 118, 467-478.
- Bakker, J.P., Heerd, G.N.t. 2005. Organic grassland farming in the Netherlands : a case study of effects on vegetation dynamics. *Basic and Applied Ecology* 6, 205-214.
- Beecher, N.A., Jonhson, R.J., Brandle, J.R., Case, R.M., Young, L.J. 2002. Agroecology of birds in organic and nonorganic farmland. *Conservation Biology* 16, 1620-1631.
- Bengtsson, A., Ahnström, J., Weibull, A.-C. 2005. The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance : a meta-analysis. *Journal of Applied Ecology* 42, 261-269.
- Benton, T.G., Bryant, D.M., Cole, L., Crick, H.Q.P. 2002. Linking agricultural practice to insect and bird populations : a historical study over three decades. *Journal of Applied Ecology* 39, 673-687.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D. 2003. Farmland biodiversity : is habitat heterogeneity the key ? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182-186.
- Bischoff, A., Mahn, E.-G. 2000. The effects of nitrogen and diaspore availability on the regeneration of weed communities following extensification. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 237-246.

-
- Bond, W., Grundy, A.C. 2001. Non-chemical weed management in organic farming systems. *Weed Research* 41, 383-405.
- Bongers, T., Meulen, H.v.d., Korthals, G.W. 1997. Inverse relationship between the nematode maturity index and plant parasite index under enriched nutrient conditions. *Applied Soil Ecology* 6, 195-199.
- Buckingham, d.L., Peach, W.J., Fox, D.S. 2006. Effects of agricultural management on the use of lowland grassland by foraging birds. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 112, 21-40.
- Buckland, S.M., Thompson, K., Hodgson, J.G., Grime, J.P. 2001. Grassland invasions : effects of manipulations of climate and management. *Journal of Applied Ecology* 38, 301-309.
- Burel, F., Baudry, J. 1995. Social, aesthetic and ecological aspects of hedgerows in rural landscapes as a framework for greenways. *Landscape and Urban Planning* 33, 327-340.
- Burel, F., Baudry, J. 1999. *Ecologie du paysage - Concepts, méthodes et applications*. Tec&Doc, Paris.
- Campbell, N.A. 1995. *Biologie*. De Boeck, Québec.
- Carrere, P. 2003. *Fonctionnement de l'écosystème prairial pâturé. Les Fourrages en AB dans le Massif Central.*, Tulle-Naves.
- Chamberlain, D.E., Wilson, J.D., Fuller, R.J. 1999. A comparison of bird populations on organic and conventional farm systems in southern Britain. *Biological Conservation* 88, 307-320.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J. 2000. Local extinctions and changes in species richness of lowland farmland birds in England and Wales in relation to recent changes in agricultural land-use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 78, 1-17.
- Chamberlain, D.E., Fuller, R.J., Bunce, R.G.H., Duckworth, J.C., Shrubbs, M. 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal of Applied Ecology* 37, 771-788.
- Clark, M.S. 1999. Ground beetle abundance and community composition in conventional and organic tomato systems of California's Central Valley. *Applied Soil Ecology* 11, 199-206.
- Dale, M.R.T. 2000. *Spatial pattern analysis in plant ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Dale, M.R.T., Dixon, P., Fortin, M.-J., Legendre, P., Myers, D.E., Rosenberg, M.S. 2002. Conceptual and mathematical relationships among methods for spatial analysis. *Ecography* 25, 558-577.
- Diepeningen, A.D.v., Vos, O.J.d., Korthals, G.W., Bruggen, A.H.C.v. 2006. Effects of organic versus conventional management on chemical and biological parameters in agricultural soils. *Applied Soil Ecology* 31, 120-135.
- Ducarf, G., Thiry, C. 2003. *Les plantes bio-indicatrices - Guide de diagnostic des sols*. PromoNature, Briant.
- Elsen, T.v. 2000. Species diversity as a task for organic agriculture in Europe. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 77, 101-109.
- EU 1991. Règlement (CEE) n°2092/91 du conseil du 24 juin 1991 concernant le mode de production biologique de produits agricoles et sa présentation sur les produits agricoles et les denrées alimentaires. 97.
- EU 2005. *Organic farming in the European Union - Facts and figures*.
http://europa.eu.int/comm/agriculture/qual/organic/facts_en.pdf
- Eurostat 2005. *Agricultural statistics - Quarterly bulletin*. 77.
- Feber, R.E., Firbank, L.G., Jonhson, P.J., McDonald, D.W. 1997. The effects of organic farming on pest and non-pest butterfly abundance. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 64, 133-139.
- Freemark, K.E., Kirk, D.A. 2001. Birds on organic and conventional farms in Ontario : partitioning effects of habitat and practices on species composition and abundance. *Biological Conservation* 101, 337-350.
-

- Gounot, M. 1969. Méthode d'étude quantitative de la végétation. Masson & Cie, Paris.
- Grime, J.P., Hodgson, J.G., Hunt, R. 1988. Comparative plant ecology-A functional approach to common British species. Chapman & Hall, Ipswich, Suffolk.
- Guét, G. 2003. Mémento d'agriculture biologique. Agridécisions, Paris.
- Hansen, S. 1996. Effects of manure treatment and soil compaction on plant production of a dairy farm system converting to organic farming practices. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 56, 173-186.
- Hector, A., Schmid, B., Beierkuhnlein, C., Caldeira, M.C., Diemer, M., Dimitrakopoulos, P.G., Finn, J.A., Freitas, H., Giller, P.S., Good, J., Harris, R., Högberg, P., Huss-Danell, K., Joshi, J., Jumpponen, A., Körner, C., Leadley, P.W., Loreau, M., Minns, A., Mulder, C.P.H., O'Donovan, G., Otway, S.J., Pereira, J.S., Prinz, A., Read, D.J., Scherer-Lorenzen, M., Schulze, E.-D., Siamantziouras, A.-S.D., Spehn, E.M., Terry, A.C., Troumbis, A.Y., Woodward, F.I., Yachi, S., Lawton, J.H. 1999. Plant diversity and productivity experiments in European grasslands. *Science* 286, 1123-1127.
- 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.
- Hopkins 2002. *Physiologie végétale*. De Boeck, Bruxelles.
- Hyvönen, T., Ketoja, E., Salonen, J., Jalli, H., Tiainen, J. 2003. Weed species diversity and community composition in organic and conventional cropping of spring cereals. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 97, 131-149.
- Jacquemyn, H., Brys, R., Hermy, M. 2003. Short-term effects of different management regimes on the response of calcareous grassland vegetation to increased nitrogen. *Biological Conservation* 111, 137-147.
- Janssens, F., Peeters, A., Tallwin, J.R.B., Bakker, J.P., Bekker, R.M., Fillat, F., Oomes, M.J.M. 1998. Relationship between soil chemical factors and grassland diversity. *Plant and Soil* 202, 69-78.
- Kleijn, D., Verbeek, M. 2000. Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. *Journal of Applied Ecology* 37, 256-266.
- Krauss, J., Klien, A.-M., Steffan-Dewenter, I., Tscharrntke, T. 2004. Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation* 13, 1427-1439.
- Krebs, J.R., Wilson, J.D., Bradbury, R.B., Siriwardena, G.M. 1999. The second Silent Spring ? *Nature* 400, 611-612.
- Kromp, B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture : a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 74, 187-228.
- Le Coeur, D., Baudry, J., Burel, F., Thenail, C. 2002. Why and how we should study field boundary biodiversity in an agrarian landscape context. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 89, 23-40.
- Loreau, M. 2000. Biodiversity and ecosystem functioning : recent theoretical advances. *Oikos* 91, 3-17.
- Loreau, M., Naeem, S., Inchausti, P., Bengtsson, J., Grime, J.P., Hector, A., Hooper, D.U., Huston, M.A., Raffaelli, D., Schmid, B., Tilman, D., Wardle, D.A. 2001. Biodiversity and ecosystem functioning : current knowledge and future challenges. *Science* 294, 804-808.
- Mansvelt, J.D.v., Stobbelaar, D.J., Hendriks, K. 1998. Comparison of landscape features in organic and conventional farming systems. *Landscape and Urban Planning* 41, 209-227.
- McLaughlin, A., Mineau, P. 1995. The impact of agricultural practices on biodiversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 55, 201-212.
- Mehay, V. 2004. Typologie des prairies de deux territoires agricoles : un outils de gestion des populations des campagnols. MST Aménagement et Environnement, Université de Metz, 50p + annexes.

-
- Mulder, C., Zwart, D.d., Wijnen, H.J.v., Schouten, A.J., Breure, A.M. 2003. Observational and simulated evidence of ecological shifts within the soil nematode community of agroecosystems under conventional and organic farming. *Functional Ecology* 17, 516-525.
- Naeem, S., Thompson, L.J., Lawler, S.P., Lawton, J.H., Woodfin, R.M. 1994. Declining biodiversity can alter the performance of ecosystems. *Nature* 368, 734-737.
- Perry, J.L.W., Miller, B.P., Enright, N.J. 2006. A comparison of methods for the statistical analysis of spatial point patterns in plant ecology. *Plant Ecology* in press,
- Perry, J.N., Liebhold, A.M., Rosenberg, M.S., Dungan, J., Mriti, M., Jakomulska, A., Citron-Pousty, S. 2002. Illustrations and guidelines for selecting statistical methods for quantifying spatial pattern in ecological data. *Ecography* 25, 558-577.
- Petersen, S., Axelsen, J.A., Tybirk, K., Aude, E., Vestergaard, P. 2006. Effects of organic farming on field boundary vegetation in Denmark. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 113, 302-306.
- Pfiffner, L., Luka, H. 2003. Effects of low-input farming systems on carabids and epigeal spiders - a paired farm approach. *Basic and Applied Ecology* 4, 117-127.
- Rajaniemi, T.K. 2002. Why does fertilization reduce plant species diversity ? Testing three competition-based hypotheses. *Journal of Applied Ecology* 90, 316-324.
- Roche, P. 1995. L'analyse spatiale des données écologiques: théorie et application à la végétation en Provence calcaire. *Ecologie* 26, 17-32.
- Roschewitz, I., Gabriel, D., Tschamtkke, 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.
- Rosenberg, M.S. 1998-2004.
- SASv9.1 2002-2003. SAS Institut Inc., Cary, NC, USA.
- Schmid, B. 2002. The species richness-productivity controversy. *Trends in Ecology and Evolution* 17, 113-114.
- Shah, P.A., Brooks, D.R., Ashby, J.E., Perry, J.N., Woiwod, I.P. 2003. Diversity and abundance of the coleopteran fauna from organic and conventional management systems in southern England. *Agricultural and Forest Entomology*. 5, 51-60.
- Shannon, C., Weaver, W. 1949. *The mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- Shutler, D., Mullie, A., Clark, R.G. 2000. Bird communities of prairie uplands and wetlands in relation to farming practices in Saskatchewan. *Conservation Biology* 14, 1441-1451.
- Siegrist, S., Schaub, D., Pfiffner, L., Mäder, P. 1998. Does organic agriculture reduce soil erodibility ? The results of a long-term field study on loess in Switzerland. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 69, 253-264.
- Smart, S.M., Bunce, R.G.H., Firbank, L.G., Coward, P. 2002. Do field boundaries act as refugia for grassland plant species diversity in intensively managed agricultural landscape in Britain ? *Agriculture, Ecosystems and Environment* 91, 73-87.
- Smith, R.S., Shiel, R.S., Bardgett, R.D., Millwards, D., Corkhill, P., Rolph, G., Hobbs, P.J., Peacock, S. 2003. Soil microbial community, fertility, vegetation and diversity as targets in the restoration management of a meadow grassland. *Journal of Applied Ecology* 40, 51-64.
- SPADv6.0.1 1982-2006. SPAD, Paris, France.
- Stoate, C., Boatman, N.D., Borralho, R.J., Rio Carvalho, C., Snoo, G.R.d., Eden, P. 2001. Ecological impacts of arable intensification in Europe. *Journal of Environmental Management* 63, 337-365.
- Stohlgren, T.J., Falkner, M.B., Schell, L.D. 1995. A modified-Whittaker nested vegetation sampling method. *Vegetatio* 117, 113-121.
- Tilman, D., Wedin, D., Knops, J. 1996. Productivity and sustainability influenced by biodiversity in grassland ecosystems. *Nature* 379, 718-720.
-

-
- Tilman, D., Knops, J., Wedin, D., Reich, P.B., Ritchie, M., Siemann, E. 1997. The influence of functional diversity and composition on ecosystem processes. *Science* 277, 1300-1302.
- Tilman, D., Reich, P.B., Knops, J., Wedin, D., Mielke, T., Lehman, C. 2001. Diversity and productivity in a long-term grassland experiment. *Science* 294, 843-845.
- Tutin, T.G., Heywood, V.H., Burges, N.A., Valentine, D.H., Walters, S.M., Webb, D.A. 1964-1980. *Flora Europaea*. Press C.U.s, Cambridge, London, New-York, Melbourne.
- UNEP 2006. Rio Declaration on Environment and Development.
<http://www.unep.org/Documents.multilingual/Default.asp?DocumentID=78&ArticleID=1163>
- Verhulst, J., Baldi, A., Kleijn, D. 2004. Relationship between land-use intensity and species richness and abundance of birds in Hungary. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 104, 465-473.
- Viaux, P. 1999. Une 3ième voie en Grande Culture - Environnement, Qualité, Rentabilité. Agridécisions, Paris.
- Waldhardt, R., Simmering, D., Albrecht, H. 2003. Floristic diversity at the habitat scale in agricultural landscapes of Central Europe - summary, conclusions and perspectives. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 98, 79-95.
- Weibull, A.-C., Bengtsson, J., Nohlgren, E. 2000. Diversity of butterflies in the agricultural landscape : the role of farming system and landscape heterogeneity. *Ecography* 23, 743-750.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., Jennings, N.V. 2004. Abundance and species richness of nocturnal insects on organic and conventional farms : effects of agricultural intensification on bat foraging. *Conservation Biology* 18, 1283-1292.

Annexe I

Ensemble des graphes obtenus par la méthode 3 TLQV, regroupés par espèce.

Achillea millefolium L.

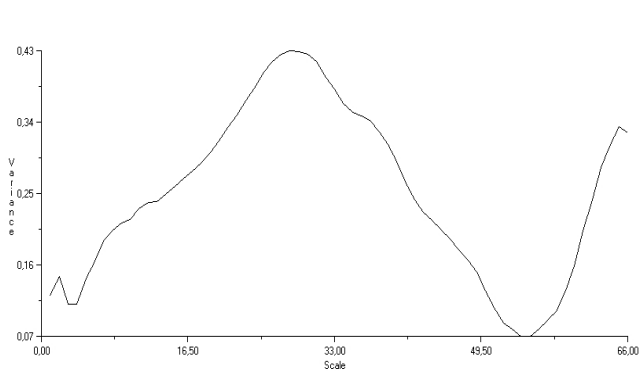


Figure 1. Joly 15, transect N-S

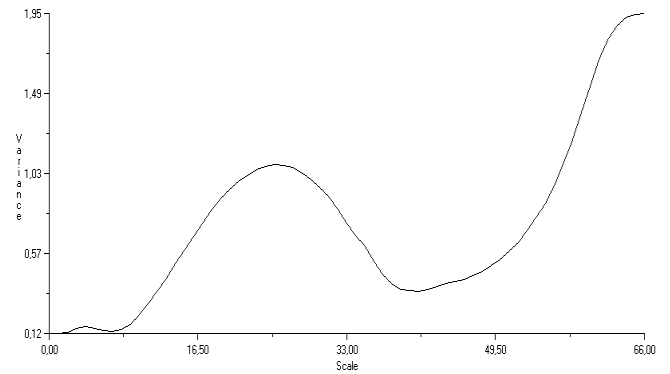


Figure 2. Joly 15, transect E-W

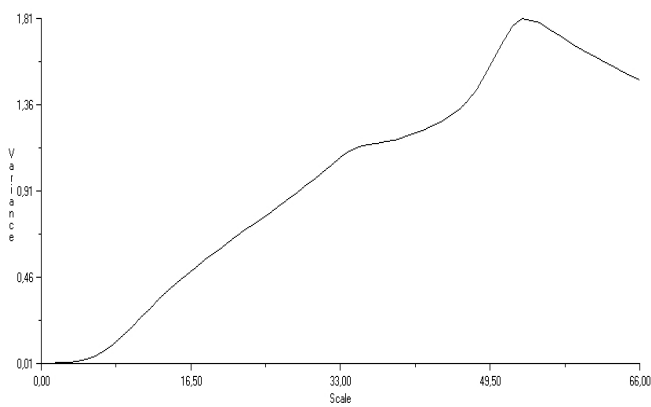


Figure 3. Domvallier 5, transect N-S

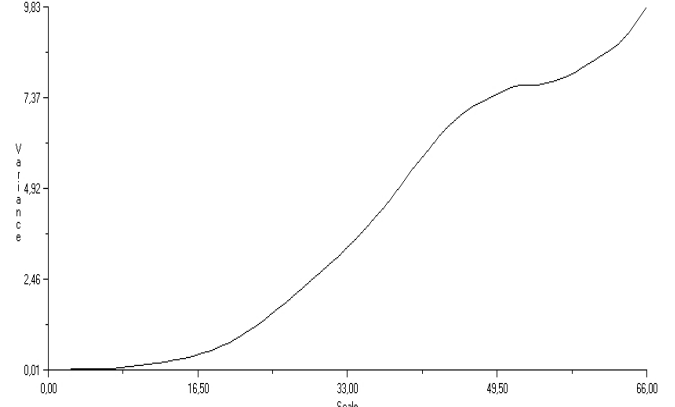


Figure 4. Domvallier 5, transect E-W

Convolvulus arvensis L.

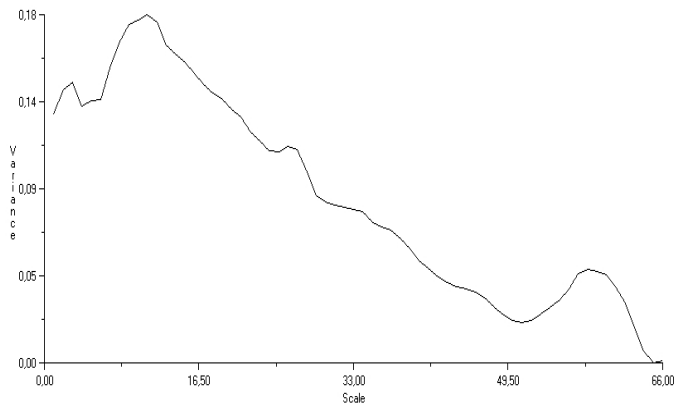


Figure 5. Joly 15, transect N-S.

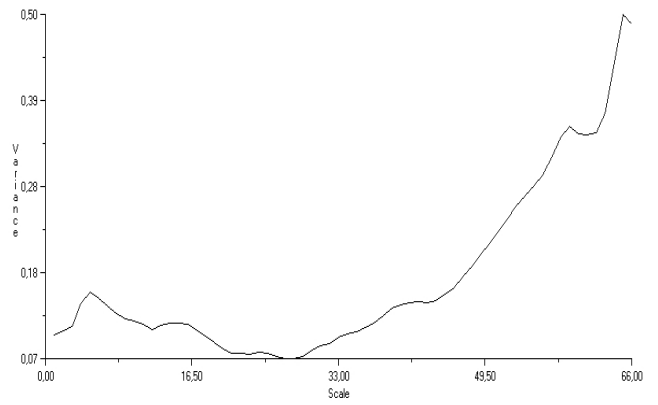


Figure 6. Joly 15, transect E-W.

Dactylis glomerata L.

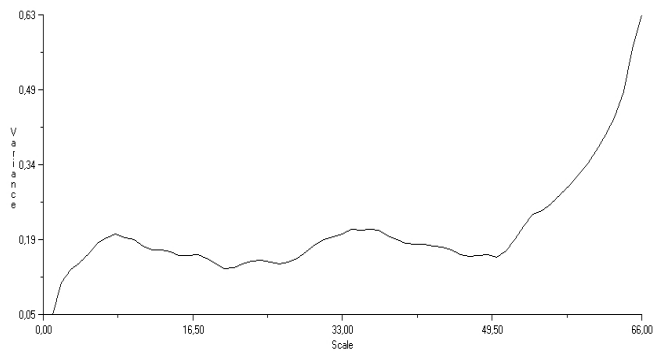


Figure 7. Haut des Vignes 4, transect N-S

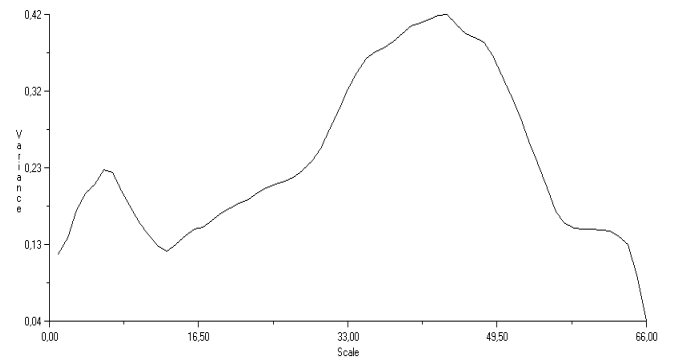


Figure 8. Haut des Vignes 4, transect E-W

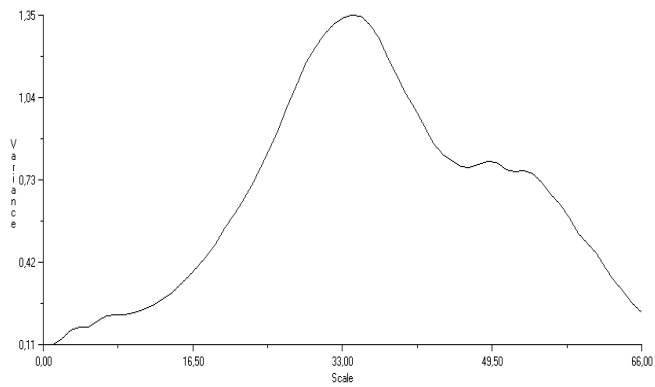


Figure 9. Domvallier 5, transect N-S

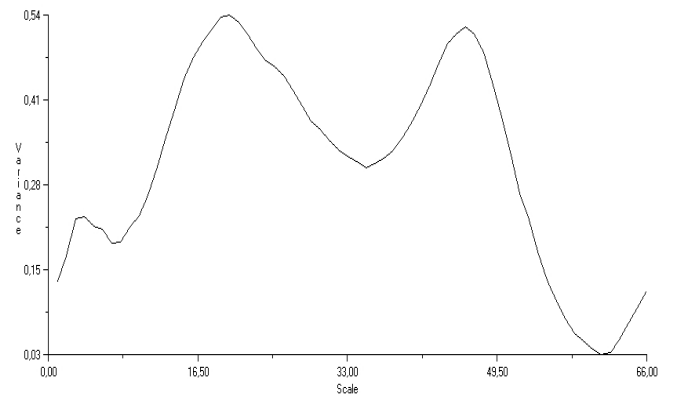


Figure 10. Domvallier 5, transect E-W

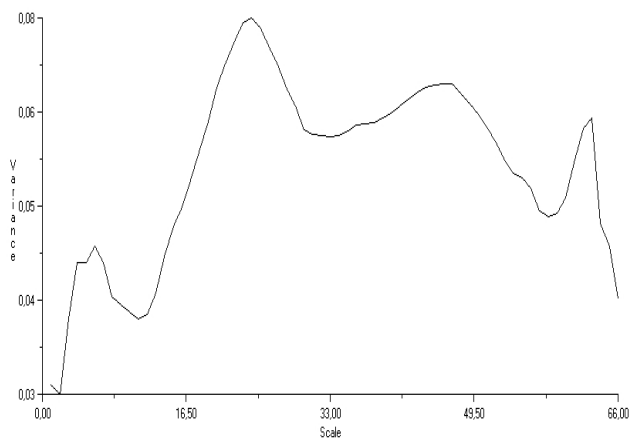


Figure 11. Joly 15, transect N-S

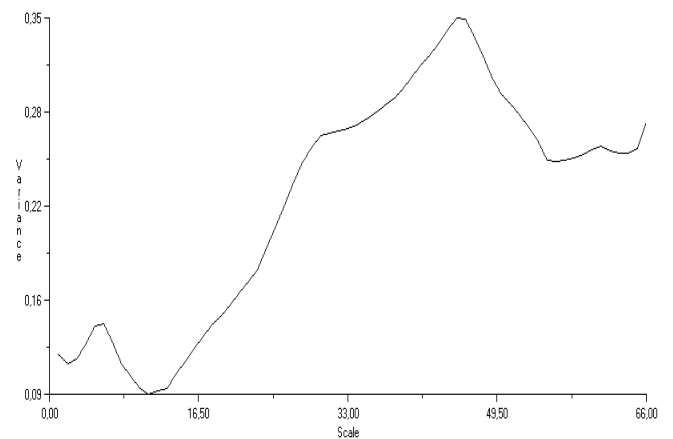


Figure 12. Joly 15, transect E-W

Lolium perenne L.

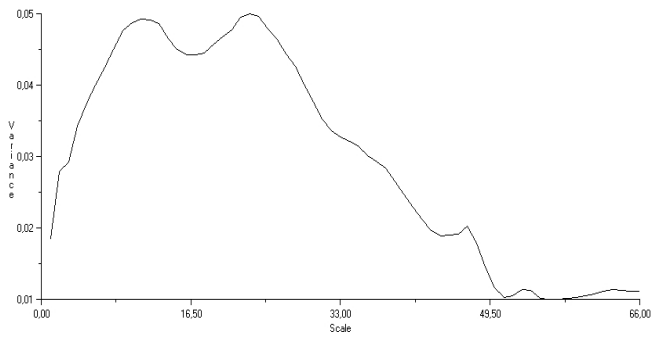


Figure 13. Haut des Vignes 4, transect N-S

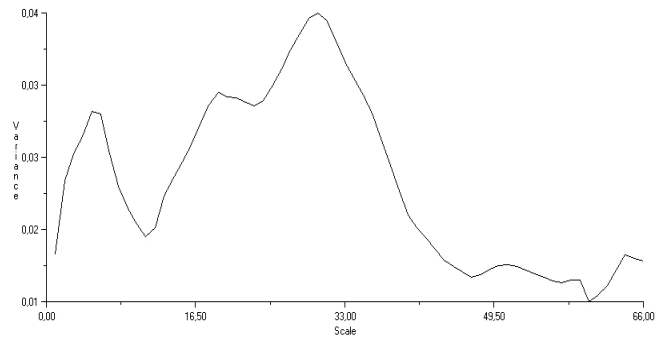


Figure 14. Haut des Vignes 4, transect E-W

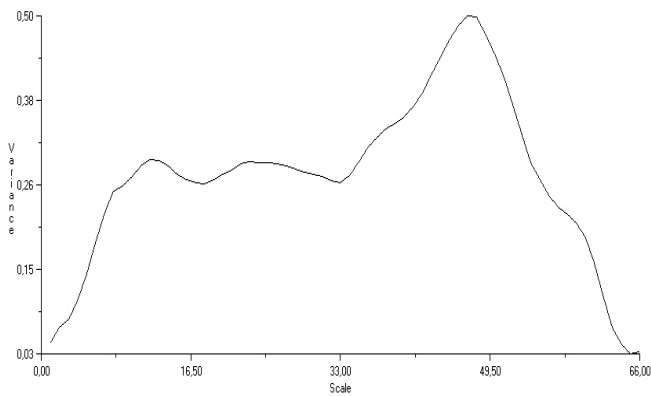


Figure 15. Domvallier 5, transect N-S

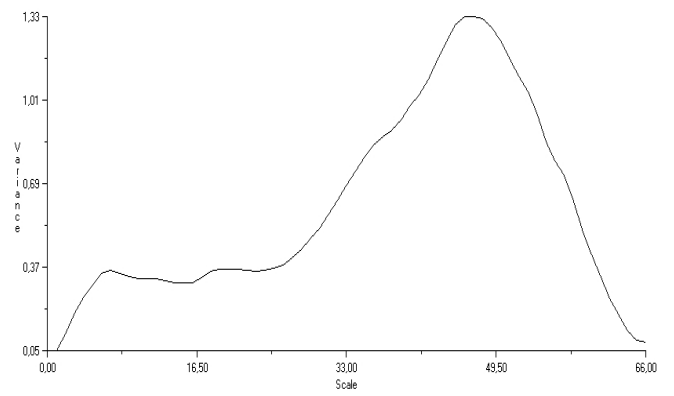


Figure 16. Domvallier 5, transect E-W

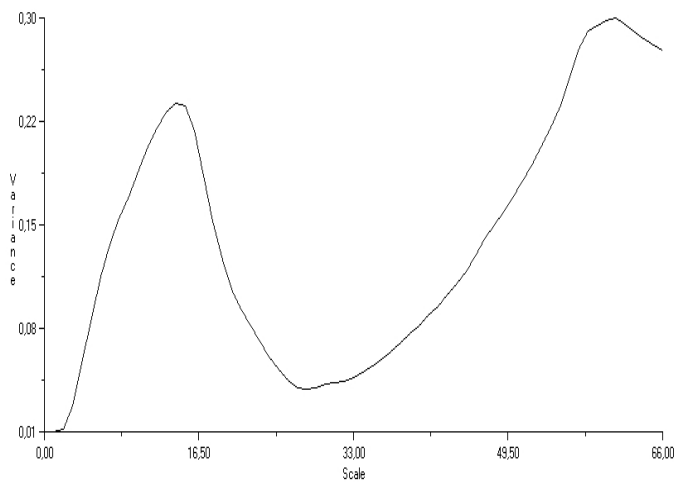


Figure 17. July 15, transect N-S

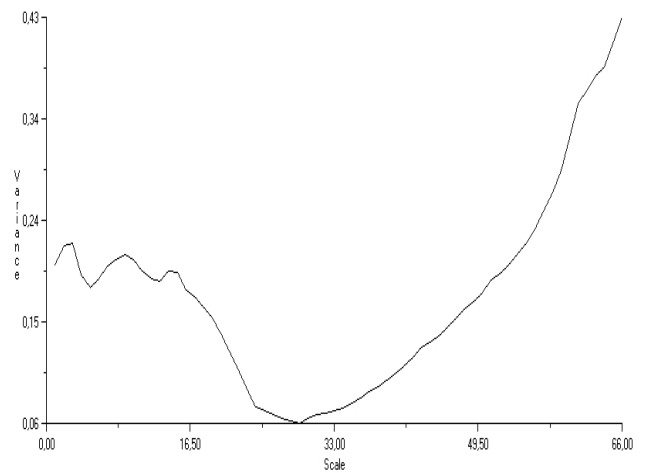


Figure 18. July 15, transect E-W

Taraxacum officinale Weber

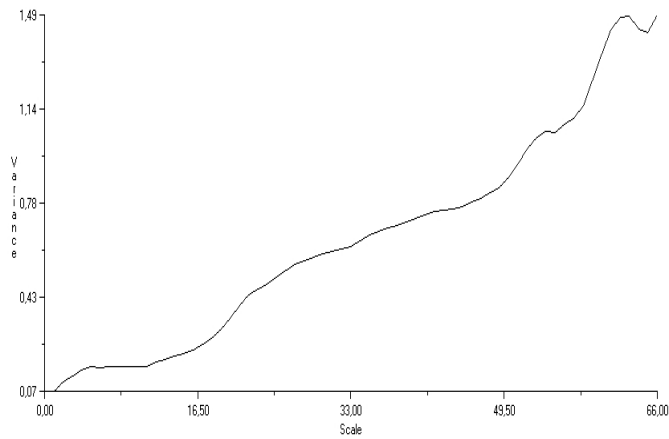


Figure 19. Haut des Vignes 4, transect N-S

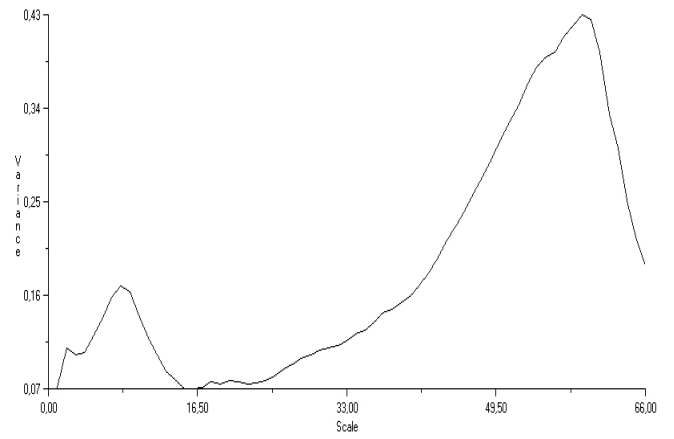


Figure 20. Haut des Vignes 4, transect E-W

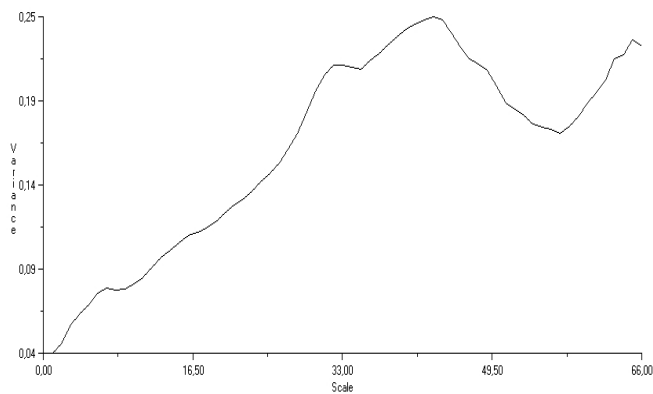


Figure 21. Domvallier 5, transect N-S

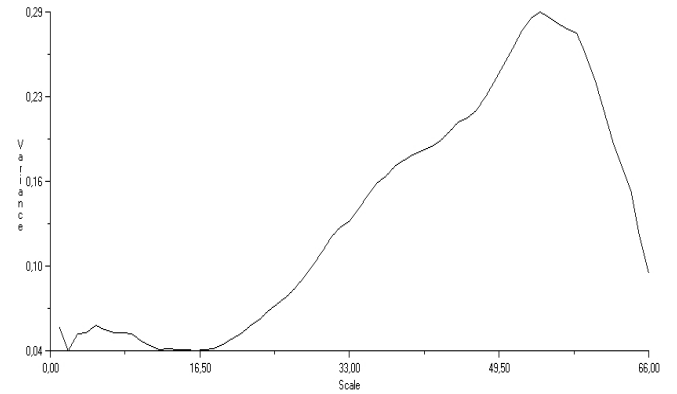


Figure 22. Domvallier 5, transect E-W

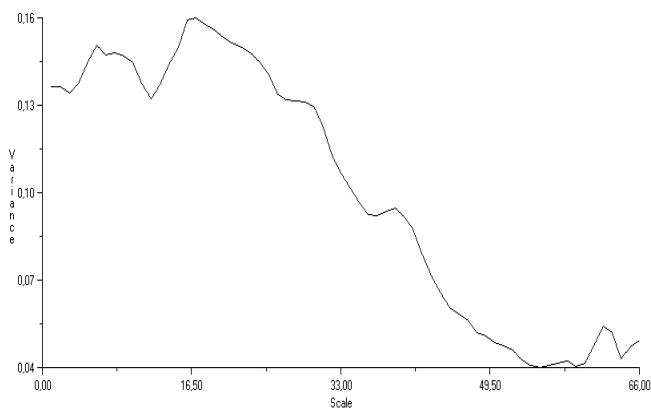


Figure 23. July 15, transect N-S

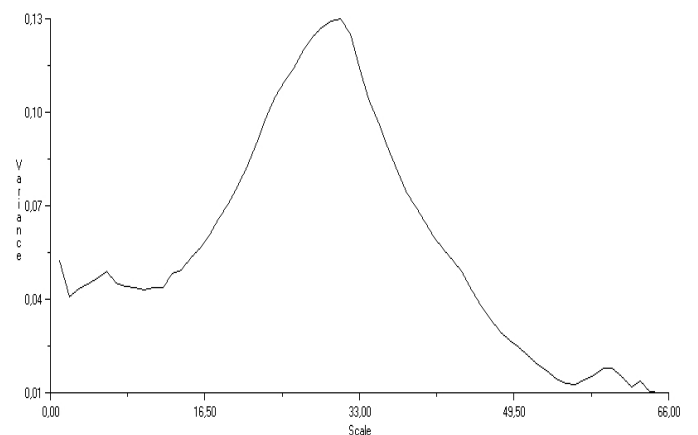


Figure 24. July 15, transect E-W

Taraxacum officinale Weber

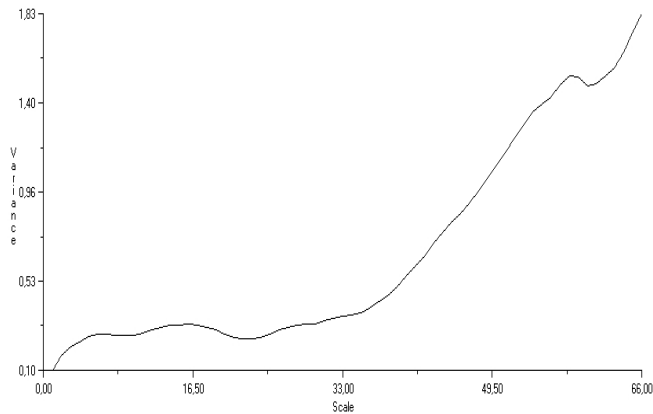


Figure 25. La Friche, transect N-S

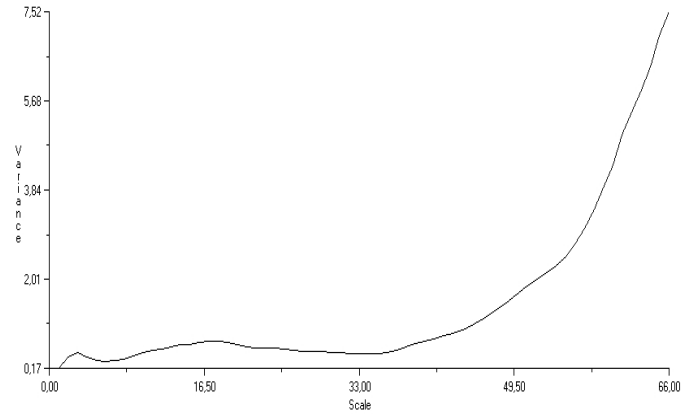


Figure 26. La Friche, transect E-W

Plantago lanceolata L.

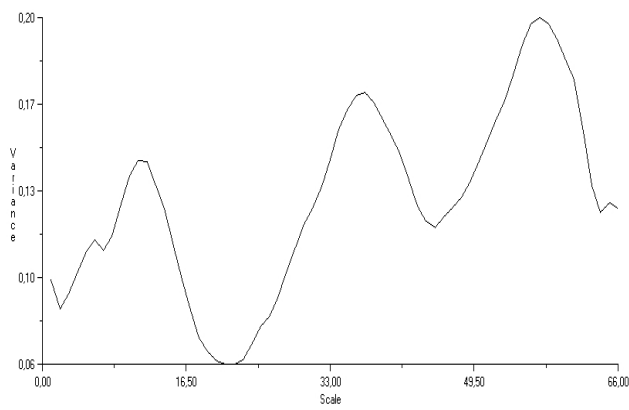


Figure 27. July 15, transect N-S

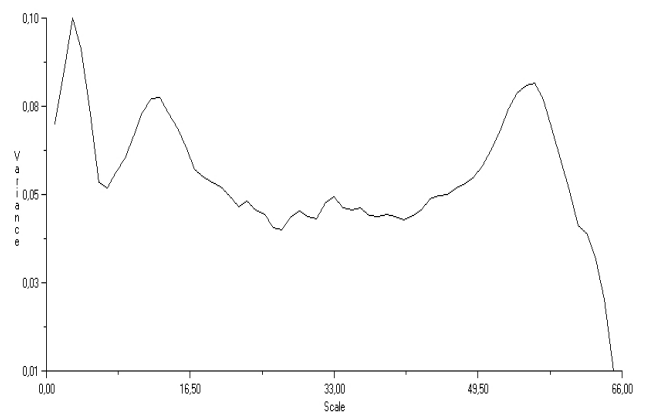


Figure 28. July 15, transect E-W

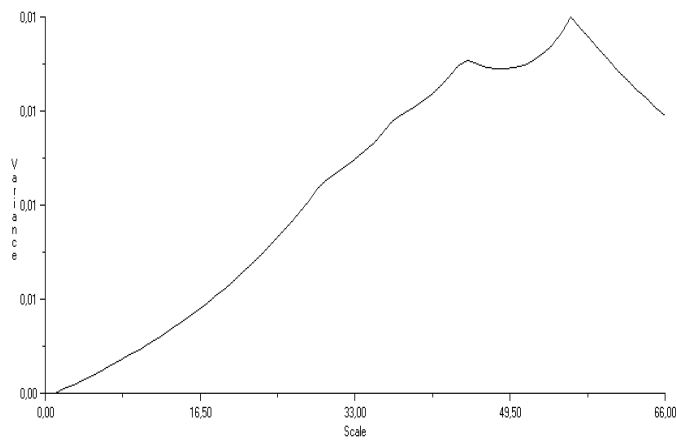


Figure 29. Domvallier 5, transect N-S

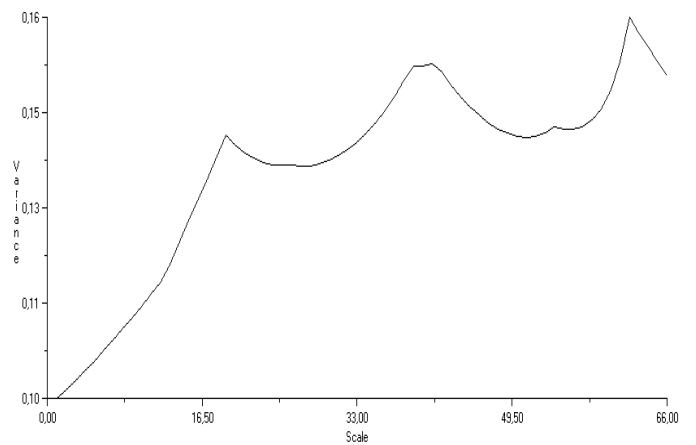


Figure 30. Domvallier 5, transect E-W