HAL
open science

Conséquences de la mise en place des bandes enherbées sur l'évolution de la flore adventice

Stéphane Cordeau

To cite this version:

Stéphane Cordeau. Conséquences de la mise en place des bandes enherbées sur l'évolution de la flore adventice. Sciences agricoles. Université de Bourgogne, 2010. Français. NNT : 2010DIJOS098 . tel-00556817v2

HAL Id: tel-00556817

https://theses.hal.science/tel-00556817v2

Submitted on 21 Mar 2016

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.

UNIVERSITE DE BOURGOGNE
INSTITUT NATIONAL DE LA RECHERCHE AGRONOMIQUE

THÈSE

Pour obtenir le grade de
DOCTEUR EN SCIENCES DE L'UNIVERSITE DE BOURGOGNE
Discipline : Agronomie et Ecologie
Ecole Doctorale : Environnements - Santé - STIC

par

Stéphane CORDEAU

le 10 décembre 2010

Conséquences de la mise en place des bandes enherbées sur l'évolution de la flore adventice

Directeur de thèse : Xavier REBOUD
Co-encadrant de thèse : Bruno CHAUVEL

Jury :

Dr. Nathalie MACHON, Directeur de recherche (MNHN Paris)	Rapporteur
Pr. Sylvain PLANTUREUX, Professeur (INPL Nancy)	Rapporteur
Dr. Aude ERNOULT, Maître de conférence (Université de Rennes 1)	Examinateur
Dr. Christian GARY, Directeur de recherche (INRA Montpellier)	Examinateur
Dr. Jon MARSHALL, Expert agro-écologie (Marshall Agroecology Ltd)	Examinateur
Pr. François BRETAGNOLLE, Professeur (Université de Bourgogne)	Président
Dr. Bruno CHAUVEL, Chargé de recherche (INRA Dijon)	Co-encadrant

REMERCIEMENTS

Au moment de conclure une belle histoire, il est toujours bon de regarder derrière soi. Cette thèse est le fruit de beaucoup, je les en remercie vivement.

A mon chef, Bruno Chauvel.

Bruno, quel mal fou à te mettre dans une case : chef, « co-directeur », membre du jury, du comité de pilotage, collègue, parfois stagiaire sur le terrain effectivement, agriculteur quand je te forçais à conduire le tracteur, conseiller, ami, père, … sauf mon amie !! Même si pour toi, être remercié de ce que tu fais avec la plus belle des générosités qui soient t'es impossible à entendre, il le faut bien. Sans nul doute, la personne que je suis aujourd'hui est le fruit de mon passage sous ton aile. Je m'arrêterai là, les mots se bousculent et la gorge se serre. Après les innombrables conseils que tu m'as donnés, je me permets de t'en donner un : Passe ton HDR !

A l'équipe qui m'a encadré.

Xavier Reboud, pour avoir soutenu cette thèse bien avant mon arrivée et pour ton esprit de synthèse appréciable lors des réunions où nous faisions de la Science.

Sandrine Petit, quasi co-co-directrice de thèse officieuse et directrice de communication scientifique : que de conseils je l'espère fructueux. J'ai appris beaucoup à tes côtés. Merci !

Fabrice Dessaint, dont la passion pour les stats ne pouvait que m'envahir au point de ne plus pouvoir résister à la tentation d'en discuter avec toi. Ta disponibilité sans pareil et ta patience, sans parler de tes compétences m'ont beaucoup aidé.

Aux membres du jury.

Merci à Nathalie Machon et Sylvain Plantureux d'avoir accepté d'être les rapporteurs de mes travaux. Merci également aux autres reviewers non anonymes, Aude Ernoult, Christian Gary et François Bretagnolle.

To Jon Marshall.

After two years of reading your scientific papers, learning from your experience, I met you in Lleida (Spain) and then in Kaposvar (Hungary). After around one hour of discussion during the gala diner, I had the courage to invite you for my PhD defense, and astonishingly you said it would be an honor for you. Let me assure you, Jon Marshall, that the honor is mine.

Aux membres de mon comité de pilotage de thèse.

Emmanuelle Porcher, Christian Bockstaller, Raymond Reau, Rémi Wattier, Didier Le Cœur, Vincent Bretagnolle, ces trois réunions et les nombreux conseils que vous m'avez donnés m'ont été très bénéfiques. Je me suis senti évoluer à chacune de nos rencontres et vous n'y êtes pas étranger. Merci !

A mes collègues, de BGA et de l'INRA.

Jean Philippe, tes apparitions dans le bureau de Bruno ponctuées de ta joie de vivre et d'exercer ton métier me donne aujourd'hui la certitude que j'aimerai être à ta place. Juste un conseil ? Passe ton HDR !

De nombreuses parties de ma thèse n'aurait pas vues le jour sans l'appui et le soutien de beaucoup d'entre vous. Sabrina et Nathalie G., vos conseils m'ont été d'une grande aide dans la phase finale. Je remercie les secrétaires, Claudine, Sandrine et Emmanuelle, pour leur patience et leur gentillesse à mon égard. Aborder l'administratif à vos côtés en serait presque un plaisir. Non quand même pas ... Je pense aussi très particulièrement à François, Florence et Claude, disponibles et se vouant corps et âmes au travail dans le souci de la perfection, du moment que la pause de 10h est « campagnarde ». Emilie, Luc, Hugues, Arnaud, Annick, toujours de très bons conseils et dont la passion vous qualifie. Je n'oublie pas tous les thésards et CDD du labo, dont le petit coup de main ponctuel sur le terrain ravive l'envie, et dont le soutien dans la dernière ligne

droite rappel que l'on est dans la même barque et que lorsqu'il s'agit de ramer, vous êtes là.

Aux agriculteurs.

De Chizé et de Fenay, et ceux que j'ai eu en formation, je n'oublie pas, que sans vos champs, je n'aurai que peu de données et que sans votre expérience et nos échanges je serai l'ignorant que vous avez connu en janvier 2008.

Aux stagiaires.

Je remercie les stagiaires que j'ai (co-) encadrés : Ernest Konguere, Kelly N'Guyen, Quentin Aurousseau, Estelle Kydjian. J'ai récolté à vos côtés bien plus que des données pour ma thèse : l'envie d'encadrer encore d'autres étudiants.

A Isabelle, Etienne, Rémi.

La famille entière ne peut être étrangère au fait qu'un Chauvel trône actuellement sur mes remerciements. Vous m'avez accueilli comme votre grand frère et toi Isabelle, comme ton fils. J'ai passé des moments fabuleux avec vous. Quitter Dijon serait pour moi un calvaire si je devais ne plus vous revoir. Je pars donc sans crainte.

A mes amis.

Nico, David, Peio, Pierre, Ams : avec vous j'ai conquis des titres : double champion de ski INRA, double champion de foot INRA. Ce qui est sûr aujourd'hui c'est que Pierre de Coubertin n'est pas né à Dijon.

A ma famille.

On dit toujours que c'est grâce à ses parents que l'on est ce que l'on est. C'est peu de le dire, et souvent plus facile que de l'écrire. Papa, maman, vous me connaissez comme si vous m'aviez fait, et vous savez combien je suis mauvais dans l'exercice d'expression orale de mes sentiments. Sachez aujourd'hui que je ne serai pas l'ombre de moi-même sans votre soutien de parents infatigables. Vous m'avez tout donné, de la curiosité, à la générosité, en passant par la passion et l'ambition de réussir les objectifs que l'on se fixe. Je sais que je suis cet homme-là, grâce à vous.

Florent (mon frérot), c'est marrant comme avec l'âge j'arrive même à me reposer sur toi maintenant. Tu m'as été d'une grande aide dans les coups de mou qu'un tel exercice impose. Merci !

Amélie (ma sœurette), tu as osé me faire pleurer en me demandant d'être le parrain de ma princesse Manon. Quand je vous vois tous les trois avec Pierre-Henri, je me dis : « quel désespoir de vivre loin de sa famille ». Heureusement, votre soutien indéfectible me réconforte. Manon ? Tu as des parents supers. Et un tonton aussi … !

Tonton Guy, Tata Sylvie, vous m'avez fait partager très jeune votre passion d'agriculteur et l'envie d'aller plus loin. Sachez que vous n'êtes pas étranger au fait que j'écrive aujourd'hui ces mots.

A mon amie.

Audrey, il n'y aurait pas assez de lignes dans ce bottin pour décrire avec précision ce que tu as apporté à ma vie, tant personnelle que professionnelle. Ton soutien sans faille, la fierté que tu as de moi et la sagesse de tes conseils font de toi une femme formidable. Avant que je laisse partir les mots qui nous appartiennent et que j'aurai bien le temps de te faire partager, je voulais te dire que je te dois beaucoup.

PREFACE

« *On peut affirmer qu'il n'y a pas d'agronomie sans ce souci de confrontation au réel, à ce qui se passe dans les conditions du milieu cultural, celui de l'agriculture* ».

Michel Sébillote, 1974.
Agronomie et agriculture, analyse des tâches de l'agronome.
Cahier Orstom, série «Biologie»,
24 : 3-25.

« *Les étudiants doivent « parcourir » des parcelles, les voir évoluer au fil du temps, comparer des cultures de la même espèce végétale en différents lieux. Comment comprendre autrement les rôles respectifs du temps et du climat sur une culture, par exemple ? C'est sur le terrain que l'on mesure la difficulté du test des théories et des modèles en agronomie, parce que l'on perçoit physiquement, et c'est irremplaçable, la complexité des objets étudiés !* »

Michel Sébillote, 2006.
Préface du livre « L'agronomie aujourd'hui ». 2006.
T. Doré, M. Le Bail, P. Martin, B. Ney, J. Roger-Estrade.
Edition Quæ.

Michel Sébillote, illustre professeur de l'INA P-G, a été un grand agronome. Même si j'ai usé les bancs de l'INA P-G en écoutant passionnément ses successeurs, je n'ai pas eu la chance de le connaître.

Mais à y réfléchir, mes regrets s'estompent quand je réalise que je côtoie et connais ceux qui l'ont inspiré : les agriculteurs. A mon tour, je m'inspire d'eux. Ils m'ont fait « percevoir physiquement, et c'est irremplaçable, la complexité » de leur très beau métier et l'intérêt qu'ils ont pour leurs terres. Je leur dois mon parcours, je leur dédie ce document :

A André, mon grand-père,

A Guy, mon parrain,

Si mon grand-père m'a mis le pied à l'étrier, mon parrain m'a quant à lui appris à trotter puis à galoper. Bien leur en a pris, je sais aujourd'hui d'où je viens … et où je vais.

PREAMBULE

Ce travail de thèse, mené de janvier 2008 à fin 2010 s'insère à l'interface des thématiques de recherche de l'Unité Mixte de Recherche (UMR) Biologie et Gestion des Adventices de l'INRA de Dijon. En effet, pour 2007-2010, les thématiques de l'UMR portent sur les mécanismes qui affectent le maintien, la diminution, l'adaptation ou la dispersion des populations adventices. La diversité des traits de vie des espèces et leur organisation dans le paysage agricole forment les deux programmes cadres qui structurent cette approche. D'autre part, ce projet de thèse a permis, au sein de l'opération structurante « agro-écologie de la parcelle cultivée » portée par le centre INRA de Dijon dans le cadre de l'Institut Buffon, d'initier des interactions avec d'autres équipes du centre de Dijon.

Nos travaux ont bénéficié de l'appui de deux programmes ANR dans lesquels l'UMR BGA est engagée. Tout d'abord le programme ECOGER « Ecologie pour la gestion des écosystèmes et de leurs ressources » a traduit pour l'INRA la montée en puissance des thématiques de l'agro-écologie (au sens large, c'est-à-dire incluant les milieux forestiers, les prairies, les milieux d'interface, ...). Dans le cadre des travaux de cette thèse, le programme ECOGER a notamment soutenu notre exploration des bandes enherbées de la zone atelier « Plaine & Val de Sèvres » du CNRS de Chizé (79). Ensuite, le programme ADVHERB « Gestion agro-écologique de la flore adventice dans des systèmes à bas niveaux d'herbicides », a développé des recherches en collaboration avec divers laboratoires français selon plusieurs axes, dont deux approchent la thématique « bande enherbée ». En effet, le projet traite d'écologie des paysages et des territoires sur des questions relatives à l'effet de l'agencement, dans l'espace et dans le temps, des entités susceptibles d'améliorer la fonctionnalité des écosystèmes (dans ce projet des combinaisons de systèmes de culture et l'insertion d'espaces semi-naturels ou de surfaces pérennes). De plus, il traite des services fournis par les agro-écosystèmes, pour préciser les coûts et bénéfices agro-écologiques associés à la flore adventice, notamment en termes de ressources trophiques pour les autres composantes de la biodiversité. Le programme ADHVERB a notamment encouragé notre exploration de la zone d'étude INRA de Fénay (21) et le prolongement de nos expérimentations sur le site expérimental INRA d'Epoisses (21).

GRILLE DE LECTURE

Nous avons fait de choix d'écrire ce document à partir d'une série d'articles publiés, soumis ou en préparation. Deux chapitres ne seront pas présentés sous forme de publications. Ces documents forment une progression cohérente de notre travail et des questions que nous avons choisies d'aborder. Le document sera donc composé d'une introduction permettant de comprendre les objectifs des travaux et les questions de recherche. Par la suite, chaque chapitre se rapportant à un thème sera composé d'articles ou d'articles de colloque. Des résumés de congrès et des posters seront présentés en annexe. Ce document s'achèvera par une discussion générale nourrie de perspectives, pour partie déjà initiées (articles issus de travaux en collaboration).

LISTE DES ARTICLES ET ARTICLES ANNEXES

Article 1	Mise en place des bandes enherbées : quels ressentis et quelles craintes malherbologiques de la part des agriculteurs. XIIIème colloque international sur la biologie des mauvaises herbes. 8 au 10 septembre 2009. Dijon (France). Article de communication orale.	**p. 38**
Article 2	Farmers' fears and agro-economic evaluation of the sown grass strips in France. Sous presse. *Agronomy for Sustainable Development*.	**p. 50**
Article 3	Relative importance of farming practices and landscape context on the weed flora of sown grass strips. *Agriculture, Ecosystems and Environment,* Vol. 139, pp. 595-602, 2010.	**p. 73**
Article 4	Aptitude à la levée et à l'installation d'adventices dans des bandes enherbées. 21ème conférence du COLUMA – Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. 8 et 9 décembre 2010. Dijon. Article de communication et poster.	**p. 131**
Article 5	Consequences of the establishment of sown grass strips for plant diversity in adjacent habitats. En voie de soumission à *Basic and Applied Ecology*	**p. 147**
Article 6	Vegetation changes induced by the establishment of sown grass strips. En voie de soumission à *Journal of Applied ecology*	**p. 167**
Article 7	L'exportation des foins contribue-t-elle à exporter des semences. 21ème conférence du COLUMA – Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. 8 et 9 décembre 2010. Dijon (France). Article de communication et poster.	**p. 207**
Annexe 1	Qu'est-ce que les bandes enherbées ? Conséquences environnementales et biologiques. 2008. *Bourgogne Nature, revue scientifique de la Société des Sciences Naturelles de Bourgogne*. 7, 97-108	
Annexe 2	Field boundary: an atypic area and flora. IALE (UK) annual conference: "Landscape Ecology and Conservation". 8-10 september 2008, Cambridge (UK). Résumé de communication et poster	
Annexe 3	Les bandes enherbées : un milieu riche quoi que l'on y fasse ! 5ème Colloque d'Ecologie Végétale – ECOVEG5. 8-10 avril 2009, Gembloux (Belgique). Résumé de communication orale et deux diapositives issues de la présentation.	
Annexe 4	Sown grass field margin strips: such a rich and biodiverse habitat! 3rd Workshop of the EWRS Working Group: Weeds and Biodiversity, 12-13 March 2009, Lleida (Spain). Résumé de communication et poster.	
Annexe 5	Sown grass strips: opportunity or threat for the management of weeds in arable landscapes. 16th Symposium of the European Weed Research Society. 12-15 July, Kapsovar, (Hungary). Résumé de communication orale.	
Annexe 6	Les bandes enherbées comme habitat potentiel pour les criquets dans les paysages agricoles intensifs : analyse des interactions avec le couvert végétal. Rapport scientifique de l'UMR Biologie & Gestion des Adventices, Dijon.	
Annexe 7	Bandes enherbées : quelle flore, quels prédateurs, quelle prédation ? 2009. XIIIème colloque international sur la biologie des mauvaises herbes. 8 au 10 septembre 2009. Dijon (France). Résumé de communication et poster.	

SOMMAIRE

Introduction générale **1**

A. L'agriculture moderne : de nouveaux objectifs **2**

A.1. Une agriculture nourricière 2

A.2. Constat environnemental et écologique 2

A.3. Quels nouveaux objectifs ? 3

A.4. Avec quels moyens ? 4

A.4.1. Le volontarisme des agriculteurs 4

A.4.2. La contractualisation et des compensations financières pour innover 4

A.4.3. Les mesures obligatoires pour pérenniser 6

B. Les bandes enherbées : un nouvel habitat du paysage ? **8**

B.1. Qui dit habitat, dit habitant : la flore adventice 8

B.2. Ecologie du paysage : des compartiments qui échangent 8

B.2.1. Définition et intérêt de la discipline 8

B.2.2. Les éléments du paysage 9

B.3. Que nous apprennent certains éléments du paysage ? 10

B.3.1. Les champs cultivés 10

B.3.2. L'enherbement anti-érosif en vigne 11

B.3.3. Prairie 12

B.3.4. Bords de champ incultes : « Conservation headland » 12

B.3.5. Les espaces hors champs de bordures 13

B.3.6. Les bandes enherbées 16

B.3.7. Les bandes enherbées : un cocktail intriguant 16

B.4. Les adventices des bandes enherbées : double statut 17

C. Les communautés des plantes adventices : théories agronomiques et écologiques **19**

C.1. Structure des communautés 19

C.2. L'écologie des communautés végétales 20

C.2.1. Du pool total d'espèce à la communauté 20

C.2.2. Les traits : du concept à l'utilisation 21

C.2.3. Les types fonctionnels 22

C.3. L'agronomie : support de fond de l'étude des communautés arables 24

C.3.1. Itinéraire technique : l'effet du présent 24

C.3.2. La rotation et le stock semencier : effet de l'historique cultural 25

D. Références de l'introduction **26**

Objectifs de la thèse **33**

Chapitre I Evaluation de la mise en place des bandes enherbées pour dégager les craintes perçues par les agriculteurs ... 36

A. Introduction du chapitre ... 37

B. Article 1 Mise en place des bandes enherbées : quels ressentis et quelles craintes malherbologiques de la part des agriculteurs ? ... 38

B.1. Résumé ... 39

B.2. Mots-Clés: ... 39

B.3. Summary ... 39

B.4. Key words: ... 39

B.5. Introduction ... 40

B.6. Matériels et méthodes ... 41

B.7. Résultats ... 42

B.7.1. Evaluation économique de la mesure « bande enherbée » ... 42

B.7.2. Perception et ressenti de la mise en place des bandes enherbées ... 46

B.8. Discussion ... 46

B.9. Remerciements ... 48

B.10. Bibliographie ... 48

C. Article 2 Farmers fears and agro-economic evaluation of sown grass strips in France. ... 50

C.1. Abstract ... 51

C.2. Keywords ... 51

C.3. Introduction ... 52

C.4. Materials and methods ... 53

C.4.1. Study area ... 53

C.4.2. Interviews with farmers ... 53

C.5. Practices on sown grass strips ... 54

C.5.1. Economic evaluation ... 54

C.5.2. Weed risk evaluation ... 55

C.6. Results and discussion ... 57

C.6.1. Farmer's perception of sown grass strips ... 57

C.6.2. Economic evaluation ... 58

C.6.3. Weed risk evaluation ... 59

C.7. Conclusion ... 61

C.8. Acknowledgements ... 61

C.9. Références ... 62

D. Conclusion du chapitre ... 70

Chapitre II Structuration de la flore pour comprendre les règles d'assemblage des espèces ... 71

A. Introduction du chapitre ... 72

B. Article 3 Relative importance of farming practices and landscape context on the weed flora of sown grass strips ... 73

B.1. Abstract: ... 74
B.2. Keywords: ... 74
B.3. Introduction ... 75
B.4. Materials and Methods ... 76
B.4.1. Vegetation data ... 76
B.4.2. Data analysis ... 77
B.5. Results ... 79
B.5.1. Variability between sown grass strips ... 79
B.5.2. Variability within sown grass strips ... 80
B.6. Discussion ... 81
B.6.1. Effects of farming practices ... 81
B.6.2. Role of landscape mosaic ... 82
B.7. Acknowledgements ... 83
B.8. Références ... 84
C. Conclusion du chapitre ... 95

Chapitre III Caractéristiques biologiques des espèces adventices permettant leur développement et leur maintien dans les bandes enherbées ... 96
A. Introduction du chapitre ... 97
B. Traits nécessaires aux adventices pour se maintenir au cours de la succession végétale des bandes enherbées : une approche fonctionnelle ... 98
B.1. Introduction ... 98
B.2. Matériels et Méthodes ... 100
B.2.1. Relevés floristiques ... 100
B.2.2. Traits des espèces ... 101
B.2.3. Analyse des données ... 102
B.3. Résultats ... 104
B.3.1. Analyse globale ... 104
B.3.2. Groupes fonctionnels selon l'âge de la bande enherbée ... 107
B.4. Discussion et conclusions ... 113
C. Les espèces annuelles : exploration des causes de leur déclin dans les bandes enherbées ... 116
C.1. Introduction ... 116
C.2. De la plantule à la fructification : aptitude à tolérer la compétition, à fructifier avant le broyage ou à le tolérer.. 118
C.2.1. Matériels et Méthodes ... 119
C.2.2. Résultats ... 124
C.2.3. Discussion et conclusion ... 129
C.3. De la semence à la plantule : aptitude à germer en surface ... 130
D. Article 4 Aptitude à la levée et à l'installation d'adventices dans des bandes enherbées. ... 131
D.1. Résumé ... 132
D.2. Mots-clés ... 132

D.3. Summary ... 132
D.4. Key words ... 132
D.5. Introduction ... 133
D.6. Matériels et méthode ... 133
D.7. Résultats ... 135
D.7.1. Estimation de la levée ... 135
D.7.2. Estimation de la croissance ... 136
D.8. Discussion ... 137
D.9. Conclusion ... 138
D.10. Remerciements ... 138
D.11. Bibliographie ... 138
E. Conclusion du chapitre ... 141
F. Références du chapitre ... 142

Chapitre IV Conséquences spatiales de l'introduction des bandes enherbées ... 145
A. Introduction du chapitre ... 146
B. Article 5 Consequences of the establishment of sown grass strips for plant diversity in adjacent habitats. .. 147
B.1. Abstract: ... 148
B.2. Keywords: ... 148
B.3. Introduction ... 149
B.4. Materials and Methods ... 150
B.4.1. Study area and selection process of fields ... 150
B.4.2. Flora surveys ... 150
B.4.3. Data analysis ... 151
B.5. Results ... 152
B.5.1. Accumulation of β-diversity ... 152
B.5.2. Impacts on the adjacent habitats ... 152
B.5.3. Edge-zone width ... 153
B.6. Discussion ... 153
B.6.1. Impact on diversity at the field level ... 153
B.6.2. Boundaries protected by sown grass strips ... 154
B.6.3. Ecological status of transitions ... 154
B.6.4. Impact on adjacent fields ... 155
B.7. Conclusions ... 156
B.8. Acknowledgements ... 156
B.9. Références ... 157
C. Article 6 Vegetation changes induced by the establishment of sown grass strips. ... 167
C.1. Abstract: ... 168
C.2. Keywords: ... 168
C.3. Introduction ... 169

C.4. Materials and Methods 170
C.4.1. Vegetation data 170
C.4.2. Data analysis 171
C.5. Results 172
C.5.1. Impact on the weed assemblage of weeds in adjacent habitats 172
C.5.2. Patterns of plant distribution 173
C.6. Discussion 175
C.6.1. Which adjacent habitats were impacted by the presence of sown grass strips (H1)? 175
C.6.2. Did the sown grass strips impact the patterns of species distribution (H2.1, 2.2)? 176
C.7. Conclusion 177
C.8. Acknowledgements 177
C.9. Références 178
D. Conclusion du chapitre 186

Chapitre V Dynamique de la flore adventice sous l'effet de divers modes de gestion 187
A. Introduction du chapitre 188
B. Effets des pratiques de gestion traditionnelles ou innovantes sur la flore adventice 189
B.1. Introduction 189
B.2. Matériels et Méthodes 191
B.2.1. Situation et historique des bandes enherbées 191
B.2.2. Mode de gestion des bandes enherbées 191
B.2.3. Relevés floristiques 193
B.2.4. Analyse des données 194
B.3. Résultats 195
B.3.1. Effets du milieu et du mélange semé 195
B.3.2. Effets des modes de gestion sur la richesse spécifique 196
B.3.3. Dynamique de la flore sous l'effet des modes de gestion 197
B.4. Discussion et conclusion 204
C. L'exportation des foins exporte-t-elle des semences ? 206
D. Article 7 Le ramassage des foins dans les bandes enherbées contribue-t-il à exporter des semences ? 207
D.1. Résumé 208
D.2. Mots-clés 208
D.3. Summary 208
D.4. Key words 208
D.5. Introduction 209
D.6. Matériels et méthode 210
D.6.1. Bandes enherbées étudiées 210
D.6.2. Modes de gestion 210
D.6.3. Quantification et identification des semences 210
D.6.4. Analyse des données 211

D.7. Résultats 211
D.7.1. Quantification des semences 211
D.7.2. Identification des semences 213
D.8. Discussion 214
D.9. Conclusion 215
D.10. Remerciements 215
D.11. Bibliographie 215
E. Conclusion du chapitre 218
F. Références du chapitre 219

Conclusion générale et perspectives 221
A. Les adventices des bandes enherbées : des noms, des traits, des types fonctionnels 222
B. Les adventices et les bandes enherbées : des services écosystémiques 223
B.1. Intérêt de la mise en place de bandes enherbées pour le maintien des populations de criquets 224
B.2. Les bandes enherbées : quelle flore, quels prédateurs, quelle prédation ? 224
B.3. Les populations microbiennes du sol, de la bande enherbée au champ : intérêt du couvert semé et de la flore adventice. 225
C. Les bandes enherbées : quel habitat ? Quel rôle dans le paysage agricole ? 226
D. Les Agriculteurs : gestionnaire des bandes enherbées et de leur biodiversité 227
E. Bandes enherbées : Opportunité ou Crainte pour la gestion des adventices dans l'agro-écosystème ? 228
F. Références de la conclusion générale 230

Annexes 232

INTRODUCTION GÉNÉRALE

A. L'AGRICULTURE MODERNE : DE NOUVEAUX OBJECTIFS

A.1. Une agriculture nourricière

Depuis tout temps, l'activité agricole assure principalement l'alimentation humaine. Au lendemain de la seconde guerre mondiale, accusant un retard considérable sur les pays les plus développés, la France est en situation de pénurie alimentaire et va demander à son secteur agricole de la nourrir. Pour augmenter sa productivité, le secteur va connaître un développement rapide et une amélioration drastique de ses techniques de production.

Des gains de productivité sont obtenus par la mécanisation. Armer les agriculteurs de tracteurs et d'outils de travail du sol, leur permet de travailler une plus grande surface en moins de temps. La mécanisation a réduit la pénibilité des conditions de vie et de travail des agriculteurs. L'optimisation de l'espace, par le remembrement notamment, servira cette cause du « travailler plus grand, plus vite ». Les généticiens et sélectionneurs proposeront des nouvelles variétés dans l'objectif d'augmenter les rendements et la résistance aux maladies et aux ravageurs. Les industries agrochimiques, développant les produits phytosanitaires (par ex. herbicides, fongicides, insecticides) ont permis, par un effort considérablement moindre, de réduire les populations de bioagresseurs des cultures. La perte de fertilité des sols, liée à l'exportation de matière première, a été comblée par l'utilisation d'engrais chimiques, azotés notamment qui ont permis d'exploiter le potentiel de croissance et de remplissage des grains des plantes cultivées.

De cette révolution agricole productiviste naîtra le concept d'agriculture intensive, basée sur la maximisation du volume de production au regard des moyens employés. Cette définition est parfois controversée dans certains domaines de l'agriculture. Le désherbage semble avoir été toujours intensif. Même si la technique a évolué vers une baisse de la pénibilité (autrefois manuelle, puis mécanisée, puis chimique), le désherbage manuel était une pratique très intensive.

A.2. Constat environnemental et écologique

A la fin des années 1960, l'agriculture française a rempli son objectif premier : la France est autosuffisante sur le plan alimentaire. Elle le dépasse même dans les années 1970, où la surproduction entraîne la France à exporter puis à limiter sa production par diverses mesures réglementaires. Mais après plusieurs décennies de production intensive, des constats alarmants sont tirés sur l'effet des pratiques agricoles sur l'environnement dans toute l'Europe (Benton *et al.*, 2002 ; Robinson & Sutherland, 2002 ; Stoate *et al.*, 2009).

A travers l'Europe et en France, on constate une érosion hydrique importante des sols (Montanarella *et al.*, 2003). En Europe, les parcelles agricoles perdent en moyenne 1 tonne de terre par hectare et par an, sans compter les épisodes orageux qui peuvent exporter de 40 tonnes à 100 tonnes de terre lors d'épisodes pluvieux exceptionnels. De plus, on remarque que l'utilisation non raisonnée des pesticides a provoqué la contamination des sols et des eaux souterraines (Benoît et Papy, 1997; Tilman *et al.*, 2002; Arias-Esévez *et al.*, 2008). L'intensification des pratiques agricoles, la simplification des succession de cultures, couplées à la simplification

du paysage (perte de 740 000 km de haie entre 1976 et 1982, Le Coeur *et al.*, (2002)) ont entraîné une perte de diversité dans les communautés animales et végétales dans les agro-écosystèmes.

Malgré quelques constats précoces (Aymonin, 1976 ; Chancellor, 1985), la littérature plus récente démontre que la diversité végétale a diminué de manière drastique dans les milieux cultivés (Andreasen *et al.*, 1996; Sutcliffe et Kay, 2000 ; Baessler et Klotz, 2006 ; Fried *et al.*, 2009). En France, entre 1974 et 2007, le nombre d'espèces végétales est réduit de 44% et leur abondance (nombre d'individus par espèce) de 66% (Fried, 2007). En Argentine, l'intensification des pratiques, la simplification des méthodes de désherbage, associées au non travail du sol, a divisé par deux la richesse spécifique en moins de 10 ans, opérant de plus un changement de flore par la diminution des espèces annuelles (Poggio, 2010). En Allemagne (Meyer *et al.*, 2010), des relevés espacés de 50 ans montrent une chute drastique de la diversité fonctionnelle des communautés végétales, de la présence et de l'abondance des espèces rares, alors que certaines espèces monocotylédones augmentent (par ex. *Anisantha sterilis* et *Alopecurus myosuroides*). Les modifications des pratiques, et notamment l'augmentation importante des quantités d'engrais azotés apportées (multipliées par 10 entre 1950 et 1990 en France, (Agreste, 2001)) ont contribué à la disparition ou à la régression des espèces oligotrophes (par ex. *Teucrium botrys, Galeopsis angustifolia, Legousia* spp., *Iberis amara*), ont favorisé le maintien ou l'extension d'espèces nitrophiles (par ex. *Poa annua, Rumex obtusifolius, Taraxacum officinale, Senecio vulgaris, Matricaria perforata*), et ont favorisé indirectement les espèces les plus compétitrices par l'augmentation de leur biomasse (Fried, 2007).

A.3. Quels nouveaux objectifs ?

Fort de ce constat, l'agriculture européenne, sous l'impulsion des politiques agricoles (la Politique Agricole Commune – PAC – notamment) revêt de nouvelles ambitions. L'agriculture devra produire tout en préservant la qualité des sols, de l'eau, limitant l'érosion de la biodiversité, façonnant le paysage sans le dégrader, limitant les pollutions atmosphériques, le tout dans un contexte de changement climatique.

> « Le sol est un capital, un capital précieux, mais précaire. C'est un capital organique qui obéit aux lois de la vie. Il faut donc gérer le sol, non en spéculateur, non en mineur de terre, non en nomade qui se dit après moi le déluge, mais en *pater familias* ».
> André Siegfried (1949)

Il s'agit de produire durablement : le principe de durabilité vise à limiter les effets négatifs des pratiques agricoles sur l'environnent, en préservant les ressources sol, air et eau tout en maintenant un revenu agricole compétitif. Le concept d'intensification écologique de l'agro-écosystème vise alors à produire des matières premières à l'aide de systèmes agricoles durables, plus économes en intrants et moins préjudiciables pour l'environnement. C'est une manière de produire qui souhaite, par une meilleure compréhension du fonctionnement de l'agro-écosystème en exploiter ses ressources sans les détruire et souhaite rompre avec les pratiques qui considéraient le milieu comme inerte, sur lequel on pouvait ajouter en intrants ce que l'on exportait en production.

Ainsi, tout en gardant sa fonction originelle de producteur, l'agriculteur va rapidement revenir à ses racines de gestionnaire de tous les éléments du paysage, utilisant l'espace de production de manière plus hétérogène, en établissant par exemple des zones agricoles à hautes valeurs environnementales et des zones non cultivées.

A.4. Avec quels moyens ?

A.4.1. Le volontarisme des agriculteurs

La culture en bandes est l'un des exemples les plus illustratifs du remodelage d'un paysage agricole pour palier à un problème environnemental majeur : l'érosion des sols. Aux Etats-Unis notamment, en alternant des cultures différentes sur des bandes de 10 à 50 mètres de large, disposées à la perpendiculaire de la pente des parcelles, l'écoulement de l'eau est ralenti, et les sillons des outils de travail du sol ou des cultures sarclées obligent l'eau à s'infiltrer.

> « Le vigneron bourguignon, qui dans sa hotte, remontait sa terre du bas de la parcelle où elle avait été entraînée par l'eau, pour la remettre à la partie supérieure, avait aussi conscience des conséquences de l'érosion, il intervenait dans la mesure de ses moyens ». Jacques Greco (1979)

Le principe d'alterner une bande de sol nu avec une bande végétalisée est repris en viticulture. La vigne étant souvent implantée sur des coteaux, le sol s'érode très facilement. C'est pour sa fonction anti-érosive notamment – outre l'amélioration de la portance et la compétition pour l'eau – que, dans certains vignobles, les viticulteurs ont implanté dans l'inter-rang (ou un inter-rang sur deux) des couverts de graminées (Carsoulle, 1995).

Malgré quelques exemples d'actions volontaires de la part des agriculteurs, motivées par la nécessité de changer leurs pratiques, il s'avère que les changements de pratiques agricoles ont souvent été initiés par les politiques agricoles qu'elles soient nationales, ou transcriptions nationales de la PAC, et maintenus par une législation complexe et stricte.

A.4.2. La contractualisation et des compensations financières pour innover

A.4.2.1. Le cas de la France

La réforme de la PAC de 1992, instaure le gel des terres passé dans le langage courant sous le nom de « jachères ». A cette date en France, 400 000 ha de terres arables sont retirés de la production et l'on estime à l'époque que cette surface pourrait rapidement monter à 1 million d'hectares (Viaux et Bodet, 1992). Les jachères peuvent être annuelles, temporaires ou permanentes. En France, 12% des terres sont gelées en 1994 (Tronche, 1994), plaçant la France juste derrière l'Angleterre (14%). Cette pratique oblige l'agriculteur à réorganiser sa production sur son exploitation agricole en plaçant ces surfaces en jachère prioritairement sur des terres peu productives (Fasterding et Plankl, 1992) ou peu accessibles depuis le siège de son exploitation. Cette mesure est subventionnée par la PAC par des aides compensant la perte de surface (aides compensatoires).

En juin 1992[1], la PAC encourage les pratiques respectueuses de l'environnement par un régime d'aides financières qui compense les pertes de revenus engendrées par la réalisation de ces pratiques. Parmi les 2 220 mesures proposées, les agriculteurs se voient verser des aides pour, par exemple, diminuer ou annuler l'utilisation des engrais et/ou des pesticides. En Europe en 1998, près d'un hectare sur cinq est couvert par des programmes agri-environnementaux (IFEN, 1999). Toujours basées sur la contractualisation ou l'indemnisation des agriculteurs, les Opérations Locales Agri-Environmentales (OLAE, de 1991 à 1998), les Contrats Territoriaux d'Exploitation (CTE, de 2000 à 2002) et les Contrats Agriculture Durable (CAD, de 2004 à 2007) feront place aux Mesures Agri-Environnementales Territorialisées (en 2007) sur des zones particulières (en priorité Natura 2000 ou bassin versant exposé aux pollutions azotées).

A.4.2.2. Tour d'horizon des mesures en Europe

La Suisse, ne faisant pas parti de l'Europe, possède sa propre appellation : Surface de Compensation Ecologique (SCE, Lambelet-Haueter et al., 1998). Ces surfaces rentrent dans les Prestations Ecologiques Requises (PER) et sont donc prérequises pour percevoir les aides directes. Les agriculteurs peuvent choisir parmi 17 types de surfaces, parmi lesquelles les prairies extensives, les bandes cultivées de manière extensive, les jachères florales, les haies, les tas d'épierrage. Les surfaces en compensations écologiques suisses doivent atteindre 7% de la surface de l'exploitation agricole. Les agriculteurs sont subventionnés à la hauteur de 1940€/ha de jachères fleuries et 970€/ha pour implanter des prairies permanentes extensives. En 2005, 57 000 ha étaient en compensation écologique en Suisse (Agridea, 2008).

A travers l'Europe, la transcription nationale des réformes européennes successives de la PAC a conduit à des pratiques très variées comme en Grande Bretagne où plusieurs programmes se chevauchent. Les mesures agro environnementales initiées il y a quelques décennies étaient très attractives pour permettre l'adhésion des agriculteurs.

En 1987, 22 zones agricoles nommées « Environmentally Sensitive Area » (ESA) nécessitant une protection particulière pour leur paysage ou leur flore et faune sauvage ont été définies. Les agriculteurs sont contractualisés sur 10 ans par le gouvernement et reçoivent des aides pour mettre en œuvre des pratiques respectueuses de l'environnement aux objectifs très variés. En 2005 l'« Environmental Stewardship » est lancé par le « Department for Environment, Food and Rural Affairs ». C'est un programme à deux niveaux qui contractualisent les agriculteurs sur cinq ans à différents niveaux[2] suivant des critères géographiques ou d'utilisation des pesticides.

---

[1] Reglement (CEE) 2078/92

[2] « Entry Level Stewardship » (ELS) pour les tous les agriculteurs, « Organic Entry Level Stewardship » (OELS) pour les exploitations en agriculture biologique et « Upland Entry Level Stewardship » (UELS) pour les agriculteurs des collines et des montagnes

Par un système de points cumulés selon les pratiques réalisées, les agriculteurs peuvent percevoir des aides (62£/ha[3]) de « Natural England » s'ils atteignent un seuil de points. Parmi les choix possibles, on peut mentionner l'entretien des fossés, des haies, la protection des arbres des champs, des bandes tampons en herbe (2, 4 ou 6 m de large) en bordure des champs ou des prairies, des bandes de 12 m de large en bordure des cours d'eau, des bandes à carabes (Thomas *et al.*, 2002), des îlots pour les alouettes (skylark plots), des bandes cultivées non fertilisées ou non récoltées (« Conservation headlands », *cf.* partie B.3.4 de cette introduction). En 2009, grâce à la diversité et la pertinence des propositions qui sont faites aux agriculteurs, plus de 66% du territoire anglais est couvert par des contrats, variant de 61% dans le sud à 81% dans le nord-est de l'Angleterre (Natural England, 2009)

Les mesures agri-environnementales anglaises prennent des formes très variées dans le paysage agricole.

A.4.3. Les mesures obligatoires pour pérenniser

En 1991, la lutte contre les pollutions azotées d'origine agricole est aussi une préoccupation majeure. La **directive européenne « nitrates »**[4] vise à réduire les taux de nitrates dans les eaux. Pour cela, la France a défini des zones vulnérables aux pollutions azotées de toutes origines (chimique, effluents d'élevage, …) et des cours d'eau sensibles à l'eutrophisation. Chaque agriculteur de ces zones est alors soumis à une réglementation départementale définie dans les Plans d'Action Zones Vulnérables[5]. Cette réglementation prévoit notamment la mise en place de bandes d'herbe d'une largeur variable selon les départements en bordure des cours d'eau et l'enherbement pérenne du sol autour des points de captage de l'eau potable. Ces zones vulnérables existent également dans de nombreux pays en Europe, dont l'Angleterre[6] mais les pratiques demandées sont uniquement liées au calendrier d'épandage et à la quantité d'engrais, à la période de pâturage des animaux, et ne comprennent pas la mise en place de bandes d'herbe.

Le versement des aides est conditionné notamment par la mise en place d'une surface en couvert environnemental : les bandes enherbées.

En 2003, la réforme de la PAC introduit, en même temps que le découplage des aides, le principe de conditionnalité. Au lieu de percevoir des subventions proportionnelles à leur production et en lien avec la culture, les agriculteurs européens percevront des aides découplées de leur production. Si le Royaume-Uni, les Pays-Bas et l'Italie choisissent un découplage total, en France, le découplage est au départ partiel (75%). Désormais, non seulement les aides ne sont plus liées à la quantité produite, mais leur versement est conditionné par la réalisation de pratiques respectant les Bonnes Conditions Agro-environnementales (BCAE) : c'est **l'éco-conditionnalité**. La BCAE n°1 s'intitule « **mise en place d'une Surface en Couvert Environnemental** » (SCE), plus connue sous l'appellation « **bandes enherbées** ».

---

[3] 92£/ha en agriculture biologique
[4] 91/676/CEE du 12 décembre 1991
[5] 4ème PAZV lancé en 2009
[6] Nitrate Vulnerable Zone

L'annexe 1 détaille la réglementation liée à la mise en place et à l'entretien des bandes enherbées. Il mentionne notamment que l'entretien est obligatoire et que la mise en place des bandes enherbées, représentant 3% de la surface des exploitations, n'est pas compensée financièrement.

En 2010, la bande enherbée sera une « particularité topographique »

Comme c'est déjà le cas en Suisse ou en Angleterre, la PAC 2010 va intégrer dans la surface déclarée d'une exploitation agricole de nombreux éléments du paysage, (*cf.* partie A.4.2.2). En effet, depuis plusieurs années, des agriculteurs, contractualisés pour la plupart, volontaires pour d'autres, ont réimplanté des haies, semé des jachères faunistiques (ou faune sauvage), mellifères (ou apicoles) et/ou fleuries. La PAC 2010 rassemble ces éléments du paysage sous le terme « particularités topographiques ». Aucune compensation financière n'est versée aux agriculteurs, mais ces éléments leur permettent de diversifier leurs types de surface non cultivées. Ainsi, la PAC établit des équivalences vis-à-vis d'une surface en couvert environnemental (par ex. 1ha de jachère mellifère = 2ha de SCE, 1ha de jachère faune sauvage = 1ha de SCE, 1m linéaire de haie = 100m² de SCE, 1m linéaire ou de périmètre de murets = 50m² de SCE).

Les bandes enherbées sont mises en place en 2005 de manière généralisée et obligatoire. Dès lors, des questions émergent. Dans la suite de l'introduction, l'exploration de la littérature suscitera des questions relatives aux adventices, aux bandes enherbées et à la relation étroite qu'elles pourraient entretenir.
Ces questions seront matérialisées en gras. Parmi l'ensemble de ces questions, un cadrage sera réalisé dans la partie « Objectifs de la thèse » qui suivra l'introduction.

B. LES BANDES ENHERBÉES : UN NOUVEL HABITAT DU PAYSAGE ?

L'évolution des pratiques agricoles, encouragée par les réformes des politiques agricoles et environnementales, a conduit les agriculteurs à réorganiser leur lieu de production et à introduire dans le paysage des éléments plus variés. Des similarités et des différences existent entre ces éléments et les bandes enherbées. Elles existent tant sur leur définition (législation qui les encadre) que sur leurs modes de gestion par l'homme (souvent agriculteur). Ces deux aspects vont définir en partie la flore que ces éléments du paysage hébergent, influencer sa dynamique spatio-temporelle et orienter les fonctions que peuvent réaliser ces habitats pour la flore et pour la biodiversité associée à la présence de cette flore.

B.1. Qui dit habitat, dit habitant : la flore adventice

La flore des champs cultivés rassemble environ 1200 espèces (Jauzein, 2001). La désignation adventice regroupe l'ensemble des plantes qui se développent spontanément dans des milieux que l'homme modifie (Godinho, 1984). Ainsi, on conçoit très vite avec cette définition, que dans une parcelle cultivée, les adventices regroupent l'ensemble des espèces autre que l'espèce cultivée. Dans ce document les termes « adventice » et « flore spontanée » seront utilisés sans distinction, bien qu'il en existe dans le cas des bandes enherbées.

B.2. Ecologie du paysage : des compartiments qui échangent

B.2.1. Définition et intérêt de la discipline

Pour prendre en considération « les échanges entre les éléments du paysage » …

L'écologie du paysage étudie la dynamique des communautés des écosystèmes et conçoit l'écosystème ici agricole (agro-écosystème) comme une matrice d'éléments. Cette matrice est appelé mosaïque et se définit comme l'agencement non aléatoire dans l'espace d'éléments du paysage (Baudry, 1989), qui dans le cas présent peuvent faire plusieurs hectares.

Les éléments du paysage sont observés pour leur histoire, leurs évolutions naturelles et celles induites par les activités humaines. L'intérêt de cette discipline est qu'elle considère les échanges entre les éléments du paysage et permet de raisonner à plusieurs échelles d'observations : du compartiment bande enherbée, à la parcelle et ses bordures (*i.e.* la parcelle étendue, Fried (2007)), jusqu'au paysage entier (*i.e.* zone d'étude). Ainsi cette discipline nous apparaît fondamentale pour comprendre dans quelles mesures l'ajout d'un élément du paysage tel que les bandes enherbées modifie la répartition des communautés végétales.

B.2.2. Les éléments du paysage

Le paysage est ici considéré comme le lieu où coexistent au moins deux écosystèmes différents. Ainsi, la co-présence d'écosystèmes très différents va faire coexister de manière complexe dans l'espace des communautés végétales différentes. L'hétérogénéité de l'utilisation des terres qui caractérise un agro-écosystème sous-entend la présence d'éléments de nature différente (parcelle de culture, haie, bois, prairies, …) mais sous-entend également la présence de zone de connexions, de transitions, de lisières entre ces éléments ou au contraire des zones de barrières. ⇨ **Quel habitat représente les bandes enherbées, implantées dans un champ, entre une bordure et une zone cultivée ? Et quelle flore peut abriter cet élément interstitiel ?**

Chaque espèce végétale n'occupe pas qu'un seul compartiment du paysage. La plupart des espèces rencontrées dans les champs peuvent également se retrouver dans les bordures ou dans les habitats rudéraux (Marshall, 1989 ; Wilson *et al.*, 1995). Greaves et Marshall (1987) définissent divers compartiments dans le paysage agricole (Figure 1).

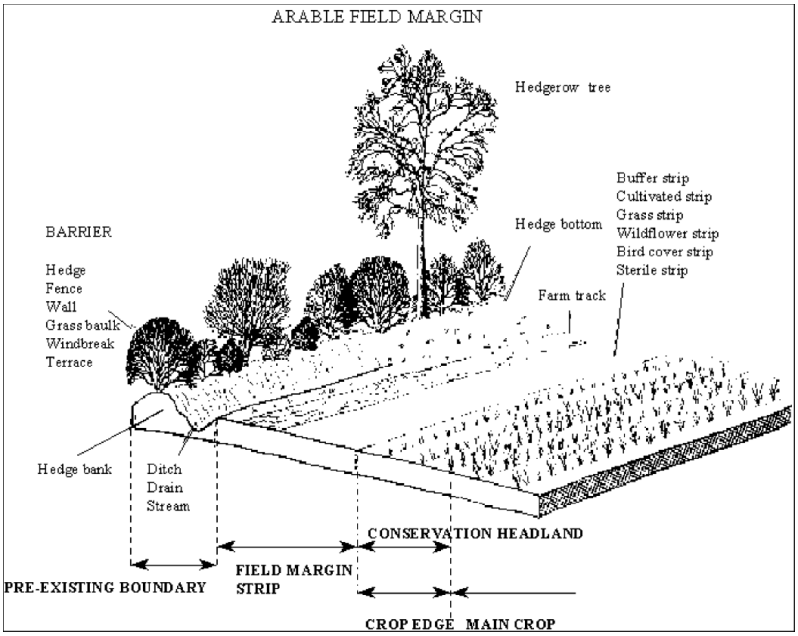


Figure 1 : Différents éléments du paysage (Marshall et Moonen, (2002) d'après Greaves et Marshall, (1987))

Ces auteurs distinguent :

- la zone centrale du champ perturbée annuellement par les pratiques culturales,
- les contours du champ ou fourrières que l'on appellera aussi bord de champ, perturbés aussi par les pratiques culturales mais parfois doublement, lié aux manœuvres agricoles,
- l'interface, définie comme la bande de terre nue située entre le premier rang de semis et la zone non perturbée,
- les bandes installées sur le bord du champ, par ex. bande enherbée, bande fleurie, …

– les bordures des champs situées en dehors des limites de la parcelle, par ex. fossé, haie, bordure herbacée,…

L'effet bordure va se matérialiser par l'apport d'espèces de la bordure sur le champ.

L'écologie du paysage va s'appuyer sur cette segmentation en compartiments pour observer leurs interactions spatiales. Les habitats d'interface sont intéressants écologiquement car ils subissent l'influence des habitats adjacents et vont donc héberger des espèces communes et des espèces qui leur sont propres. Ainsi, l'effet d'une bordure herbacée va se matérialiser par l'apport d'espèces de la bordure (zone pérenne) sur le champ (zone perturbée). Cette zone de transition entre deux communautés est dénommée écotone (Forman, 1995; Dutoit *et al.*, 2007). ⇨ **La bande enherbée est-elle un écotone ? Augmente-t-elle l'effet bordure ?**

B.3. Que nous apprennent certains éléments du paysage ?

L'exploration de la littérature n'a pas pour objectif d'être exhaustive. Nous ne souhaitons pas décrire toutes les particularités des habitats. Nous allons comparer divers éléments du paysage aux bandes enherbées pour en dégager les similitudes et les différences, afin d'émettre des hypothèses sur le fonctionnement *a priori* des bandes enherbées et sur les communautés qu'elles pourraient héberger.

B.3.1. Les champs cultivés

La parcelle agricole est très perturbée par les pratiques agricoles. Le poids de l'homme dans les trajectoires des communautés est important (Booth et Swanton, 2002 ; Fried *et al.*, 2007) au regard des milieux naturels. En effet le milieu est très artificialisé par des pratiques culturales et dominé par une espèce semée (parfois deux ou plus en association). Ainsi, les perturbations faites par les pratiques culturales vont déterminer la communauté végétale adventice. ⇨**Quel sera le poids des pratiques (de mise en place et de gestion) sur la structuration de la flore des bandes enherbées ?**

La majeure partie de la communauté adventice se localise dans la banque de semences du sol (stock semencier). On estime que 10% du potentiel adventice s'exprime chaque année (Rahman *et al.*, 2006). Le stock de semences est temporellement et spatialement dynamique. En effet, la quantité de semences viables décroît au cours du temps, plus ou moins rapidement selon les espèces et leurs caractéristiques (Chadoeuf *et al.*, 1984; Dessaint *et al.*, 1997). De plus, en France, la quasi-totalité des parcelles subit un travail du sol plus ou moins profond qui réorganise les semences dans les différents horizons du sol (Roger-Estrade *et al.*, 2001). L'aptitude à germer et à lever varie avec la profondeur d'enfouissement des semences (Lonchamp, 1976 ; Bliss et Smith, 1985) en lien avec les conditions environnementales (humidité, teneur en oxygène ⇨ **Quel sera le rôle du stock semencier sur la flore des bandes enherbées sachant que le sol ne sera plus perturbé ?**

Le facteur le plus structurant de l'assemblage des espèces dans les champs semble être la culture (Fried *et al.*, 2008) qui englobe les effets de différents types de pratiques. Tout d'abord la période de semis (par ex. automne pour le blé, printemps pour le pois ou été pour le tournesol et le maïs) détermine si la communauté adventice de

départ sera automnale ou printanière-estivale, bien que certaines espèces aient plusieurs cohortes dans l'année (*Raphanus raphanistrum, Spergula arvensis, Sonchus asper ou Anagallis arvensis*). Le type de culture détermine aussi la date de fermeture du couvert et donc les conditions de lumière au sol (Hallgren *et al.*, 1999). La culture détermine le programme herbicide associé et le niveau de fertilisation qui structurent fortement l'assemblage des espèces (Andersson et Milberg, 1998). L'apport d'engrais azoté favorise les espèces adventices nitrophiles (Storkey *et al.,* 2010) et a contribué à la diminution de la diversité des communauté d'adventices (Fried, 2007). De plus, l'épandage d'engrais azoté modifie le développement des plantes produisant par exemple plus de semences (Wright, 1993). ⇨ **Sur les bandes enherbées, quel sera l'effet du couvert semé sur le développement de la flore spontanée ? De la période de semis ? Du relâchement de la pression herbicide ? De l'arrêt de l'apport d'engrais ?**

B.3.2. L'enherbement anti-érosif en vigne

La vigne est une culture pérenne, haute sur pied et ne couvrant pas le sol. Ainsi, de nombreuses adventices s'y développent (Delabays *et al.*, 2005; Clavien et Delabays, 2006) dont certaines peuvent être problématiques (Lercerf et Tailliez-Lefebvre, 2007). Maillet (1992) estime que près de 20% de la flore de France d'être rencontrées en vigne.

Même si la culture est pérenne, des pratiques culturales sont réalisées sur le rang et plus souvent sur l'inter-rang et influent sur la composition spécifique (Maillet, 1992 ; Wilmanns, 1993). Cependant certaines parcelles ne sont plus travaillées sur la totalité des inter-rangs et le travail mécanique sur le rang est parfois difficile (Gaviglio, 2007) sur des parcelles à fort dénivelé où le sol est souvent érodé par l'écoulement de l'eau (Ferrero *et al.*, 2002). La portance y est faible et les besoins de traction importants. Ainsi, pour ces raisons, certains viticulteurs choisissent d'enherber les inter-rangs de leur vigne.

La végétation peut se régénérer d'elle-même (enherbement naturel) ou être semée. Une végétation spontanée permet une couverture aussi importante qu'un couvert semé mais le couvert se ferme moins rapidement (Delabays *et al.*, 2006). Cependant la couverture n'est pas permanente et diminue en hiver du fait de la sénescence des plantes annuelles à la fin de leur cycle. Dans le cas d'un semis de graminées (Delabays *et al.*, 2006), on observe une compétition entre les espèces spontanées et semées. Le semis d'orge des rats (*Hordeum murinum*) permet d'obtenir une couverture végétale rapide, un mulch important qui étouffe et qui a un effet allélopathique sur le développement des adventices. De plus, l'espèce se ressème très bien d'elle-même. Le brome des toits (*Bromus tectorum*) se ressème mal de lui-même et sa couverture diminue au cours du temps. Ainsi des espèces adventices vivaces apparaissent rapidement (*Taraxacum* officinale et *Plantago* sp.). ⇨ **Quelle sera l'influence du type de couvert semé sur la flore spontanée et sur sa dynamique temporelle ?**

Le mode de gestion est un facteur qui structure la flore spontanée et modifie le taux de couverture végétale (Lososová *et al.*, 2002). En effet, les rangs travaillés par des outils superficiels présentent un nombre total d'espèces plus faible et un nombre d'espèces annuelles plus important que les rangs où un mulch végétal est

laissé au sol. Le mulch favorise l'apparition des espèces vivaces et des espèces à rosettes. ⇨**Quel sera l'effet de l'enlèvement des résidus de fauche (foins) sur les bandes enherbées ?**

B.3.3. Prairie

La prairie est une parcelle implantée en espèces fourragères (une ou plusieurs en mélange, graminées ou légumineuses) de façon temporaire ou permanente. Bien que la flore des prairies soit influencée par le paysage environnement (Gaujour, 2010), nous n'étudierons ici uniquement l'effet des pratiques réalisées dans la parcelle. Nous n'aborderons pas non plus l'effet du pâturage très détaillé par Gaujour (2010).

Dans les prairies, le rôle du stock semencier est faible dans l'explication de la flore observée, bien qu'il soit capital pour la régénération de la flore dans les premières années. La faible similarité entre le stock semencier et la flore (Lopez-Mariño *et al.*, 2000 ; Bossuyt *et al.*, 2006) peut s'expliquer par le fait que la prairie est un milieu où le sol est non perturbé (quand elle n'est pas pâturée). Les semences persistent dans le sol mais ne peuvent germer et lever. C'est ainsi que Zimmergren, (1980) observe une large proportion d'espèces annuelles rudérales dans le stock semencier de prairies permanentes. Pour autant, même si le stock semencier contient beaucoup d'espèces non observées en végétation (Amiaud et Touzard, 2004), il n'en reste qu'il contient une communauté potentielle d'espèces qui pourraient lever si la prairie était labourée. Certaines prairies étant temporaires, la notion de persistance des semences est primordiale. ⇨ **Le stock semencier aura-t-il aussi peu d'importance sur les bandes enherbées âgées (3 ans) ? En fonction de l'âge d'une bande enherbée, quelle flore se développerait si l'agriculteur retournait cette bande ?**

La fauche des prairies permanentes (fréquence et date) affecte la végétation. En effet, la date de la première coupe est importante car une fauche précoce peut limiter la production semencière. A l'inverse, une fauche tardive permet à la végétation de se développer, étouffant les plantules sous le couvert (Smith et Haukos, 2002). L'intensité de la fauche affecte également la flore, en favorisant les espèces en rosettes comme *Taraxacum officinale* ou les graminées du genre *Poa* (Carlen *et al.*, 1998). La fauche favorise les espèces capables de réémettre des feuilles rapidement et dont les méristèmes de croissance sont situés en dessous de la hauteur de fauche. L'exportation des foins permet de donner accès à la lumière aux plantules. Cependant exporter des foins peut exporter des semences, parfois utilisés pour réensemencer des prairies (Wells *et al.*, 1986; Jones *et al.*, 1995). ⇨ **Quel sera l'effet des modes de gestion en bandes enherbées ? De leur fréquence ? De la date d'intervention ? L'enlèvement des foins exporte-t-il des semences, conduisant au déclin de certaines espèces ?**

B.3.4. Bords de champ incultes : « Conservation headland »

L'aménagement de zones incultes dans les contours du champ est une mesure agro-environnementale britannique (*cf.* partie A.4.2.2 ; Sotherton *et al.*, 1991). La gestion des mauvaises herbes y est réglementée (Sherott, 2001). Cette mesure a par la suite été généralisée à plusieurs pays (par ex. Suisse, Belgique (de Longueville *et al.*, 2007), Danemark). C'est une bande d'une largeur de 10 mètres qui ne reçoit pas d'application de pesticide, mais qui est inculte ou ensemencée avec des mélanges fleuris ou de graminées et entretenue

parfois par broyage. Même si ces éléments sont temporaires, ils sont cependant moins perturbés que le centre de la parcelle.

La végétation y est diversifiée (de Snoo, 1997) et varie en fonction perturbations réalisés sur le sol (Critchley *et al.*, 2006). Il apparaît qu'en fonction du mélange, de l'âge, du régime de fauche ou de l'application d'herbicides lors de la mise en place, la composition floristique varie très largement (Smith et Macdonald, 1992; Smith *et al.*, 1993). ⇨ **La flore observée évoluera-t-elle avec l'âge de la bande enherbée ? L'introduction d'une perturbation du sol par un outil peut-elle favoriser une flore différente ?**

Même si ces bandes sont riches en espèces adventices des champs il semble que ces surfaces ne favorisent pas l'entrée des espèces dans la parcelle (Smith *et al.*, 1994 ; Smith *et al.*, 1999). Smith *et al.* (1999) concluent que le risque agronomique est bien plus faible qu'avec des bordures de champs dégradées par les dérives des produits phytosanitaires. Le fait de semer un couvert fleuri (Smith *et al.*, 1994 ; West *et al.*, 1997) ou uniquement de graminées (West *et al.*, 1997) diminue la dispersion des espèces de la bordure vers le champ, même pour des espèces qualifiées d' « agressives » par les auteurs comme *Cirsium arvense, Elytrigia repens* (Marshall, 1990), *Galium aparine* ou *Bromus sterilis*. ⇨ **Les bandes enherbées peuvent-elles représenter un risque malherbologique en favorisant la dispersion d'adventices vers le champ ?**

B.3.5. Les espaces hors champs de bordures

Les bordures de champs représentent un élément clé du paysage agricole car elles remplissent des rôles multiples (Marshall et Moonen, 2002 ; Borin *et al.*, 2010) tant environnementaux (par ex. limiter les pollutions ou l'érosion), agronomique (brise vent), pour la conservation ou la dispersion d'espèces (refuge, corridor …) ou sociaux (par ex. promenade, chasse, tourisme, esthétisme du paysage).

Il existe une très grande variété de bordures de champs qui permet d'y observer une importance variabilité d'espèces, comme des espèces messicoles ou rudérales, des espèces typiques des milieux perturbés, des espèces des prairies, des bois ou des milieux aquatiques. Mais toutes ces espèces ne se retrouvent pas dans les mêmes types de bordures, et de nombreuses études ont montré l'importante du type de bordures dans la structuration de la flore qui y est observée (Hegarty *et al.*, 1994 ; Marshall et Arnold, 1995 ; Walker *et al.*, 2006). De plus, la diversité floristique d'une bordure de champs est en relation avec le contexte paysager qui l'entoure (Sosnoskie *et al.*, 2007). ⇨ **Selon les agriculteurs, quelles fonctions remplissent les bandes enherbées ? ⇨ Quelle sera l'influence du type de bordures adjacentes sur la structuration de la flore adventice des bandes enherbées ?**

Les bordures de champs englobent l'ensemble des espaces en dehors des limites de la parcelle cultivée. Dans ce sens strict, illustré par Greaves et Marshall (1987) (Figure 1), la bande enherbée n'est pas une bordure de champ car elle est semée dans la parcelle cultivée. ⇨ **La végétation des bandes enherbées va-t-elle évoluer vers une flore similaire à leur bordure adjacente ?**

B.3.5.1. Les bordures boisées

Les haies sont des rangées d'arbres ou arbustes qui séparent les champs et construites de la main de l'homme (Burel, 1996). Les haies représentent un élément linéaire où on y rencontre entre 300 et 500 espèces végétales (Rozé, 1978 ; Hooper *et al.*, 1987) dont certaines ne se retrouvent jamais dans le champ (Bunce et Hallam, 1993). La plupart des espèces sont pérennes (Marshall et Arnold, 1995), inadaptées à tolérer les perturbations et plutôt sciaphiles. ⇨ **Les bandes enherbées adjacentes à des haies vont-elles héberger une flore différente de celle implantées dans un paysage ouvert ?**

Burel (1996) mentionne que l'étude des haies ne doit pas être dissociée de l'étude du système agricole de la parcelle. En effet, la végétation de la strate herbacée des haies est influencée par l'application d'herbicide dans la parcelle (Boutin *et al.*, 1994). Même si Boatman (1994) n'observe aucun changement de la composition floristique, il semble que *Bromus sterilis* et *Galium aparine* soient des espèces particulièrement avantagées par l'azote. Le type de parcelle adjacente (prairie ou culture intensive) modifie la richesse (Hegarty *et al.*, 1994 ; Hald, 2002). Certains auteurs mentionnent que l'entretien de la strate herbacée est le facteur le plus structurant (Bunce *et al.*, 1994) alors que Le Coeur (1996) démontre que l'entretien semble minime au regard de la structure de la haie. ⇨ **Les pratiques dans la parcelle ont-elles une influence sur la flore des bandes enherbées ? Ainsi, la bande enherbée présente-t-elle une flore différente entre son côté adjacent à la parcelle et son coté adjacent à la bordure ?**

B.3.5.2. Les bordures herbacées

Les bordures herbacées très présentes dans les paysages ouverts sont souvent considérées comme des zones refuges (Smart *et al.*, 2002 ; Fried *et al.*, 2007 ; Gardarin *et al.*, 2007). Les bordures herbacées hébergent une flore plus héliophile comparée aux bordures boisées (Di Pietro, 2005). La flore est plus riche et composée de types biologiques différents du centre de la parcelle (**Annexe 2**). ⇨**Le changement de flore de la bande enherbée à la parcelle sera-t-il aussi marqué que de la bordure à la parcelle ?**

Les pratiques dans la parcelle cultivée, notamment les apports d'engrais azotés diminuent la diversité floristique de la bordure de champ (Kleijn et Verbek, 2000), modifiant également la biomasse végétale des bordures. On rencontre dans les bordures des espèces du champ tant pérennes (par ex. *Elytrigia repens*) que des annuelles dicotylédones. Ainsi, des flux d'espèces sont observables entre le champ et sa bordure. Même s'il est généralement admis que les bordures de champs alimentent le champ en espèces adventices, très peu d'études ont tenté de démontrer la dispersion des espèces et de la quantifier l'effet bordure (Marshall, 1985b ; Petit *et al.*, 2010). Les travaux de Marshall, (1985b) et Marshall (1989) montrent que les patrons de distribution des espèces de la bordure vers le centre du champ varient selon les espèces considérées (Figure 2). En effet certaines espèces sont limitées à la bordure de champ quand d'autres le sont au centre du champ. En revanche, certaines espèces dispersent effectivement depuis la bordure, diminuent en occurrence en allant vers l'intérieur du champ ou montrent un pic de présence dans le bord du champ. Wilson *et al.*, (1995) montrent des patrons similaires sur les espèces dicotylédones, où la majorité des espèces décroissent du bord vers le centre du champ.

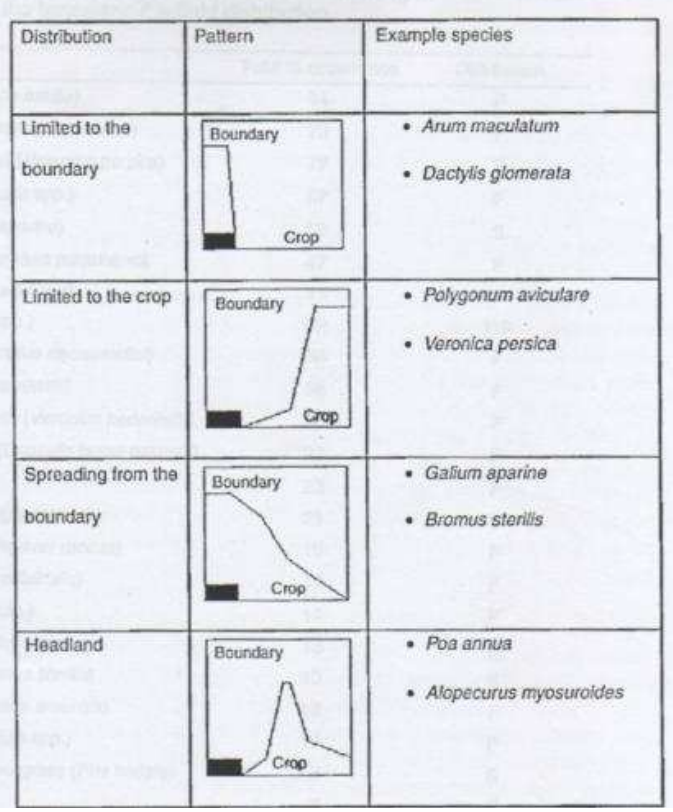


Figure 2 : Différents types de patrons de distribution d'espèces de la bordure au centre du champ. (Marshall, 2004) adapté de Marshall (1985a) et Marshall (1989).

⇨ La mise en place des bandes enherbées modifiera-t-elle les patrons de dispersion des espèces ?

B.3.5.3. Les bords de routes

Avec le développement des voies de circulation, les bords de routes représentent une part grandissante des espaces hors champs. De plus, les routes fragmentent le paysage agricole et les bords de routes ont souvent été considérés comme des corridors (Tikka *et al.*, 2001; Smart *et al.*, 2006) ou des refuges (Way, 1977; Tikka *et al.*, 2000) pour de nombreuses espèces végétales. **⇨ La bande enherbée est-elle un corridor ?**

S'Ils ne sont pas entretenus par l'agriculteur lui-même, les bords de route entretenus par un broyage présentent un nombre d'espèce plus important que les bords non broyés (Hovd et Skogen, 2005). Les broyages empêchent cependant les espèces de fleurir ou de disperser leurs semences (Jantunen *et al.*, 2007) et une gestion annuelle augmente la production de semences, comparé à deux broyages. Le maximum de diversité peut être atteint par un broyage (Vainio *et al.*, 2001) ou deux quand la période de croissance est plus longue (Parr et Way, 1988). **⇨La fréquence des interventions peut-elle modifier la composition de la flore des bandes enherbées ?**

B.3.5.4. Les fossés et leurs berges

Les berges des fossés ont été étudiées, à l'image des bordures champs, pour observer si les pratiques culturales et notamment l'épandage d'engrais et de d'herbicides dans la parcelle modifiait la flore présente. Il semble qu'aux Pays-Bas, 95% des agriculteurs interviewés désherbent spécifiquement les bords de champs (de Snoo et van der Poll, 1999). Quand le bord du champ de blé n'est pas désherbé la fréquence d'occurrence et l'abondance de quelques espèces dicotylédones comme *Ranunculus repens*, *Thlaspi arvense*, *Rumex crispus* et *Papaver rhoeas* augmentent (de Snoo et van der Poll, 1999) alors qu'aucun n'effet n'est observable sur les espèces

monocotylédones. De plus, il semble que l'application d'azote modifie la composition floristique (Melman et Verkaar, 1991).

⇨ Quel sera l'effet des pratiques culturales de la parcelle sur la flore des bandes enherbées ?

B.3.6. Les bandes enherbées

La législation française régulant la mise en place et l'entretien des bandes enherbées est largement décrite dans l'**Annexe 1**. Les bandes d'herbe implantées en milieu de parcelle visant à limiter l'érosion du sol sur des voies d'écoulement préférentiel de l'eau (ravines) ne seront pas étudiées dans ce travail de thèse.

Les bandes enherbées sont implantées quasi exclusivement en bordure des parcelles, et prioritairement le long des cours d'eau. Elles sont semées à l'intérieur de la parcelle et doivent couvrir 3% de la surface de l'exploitation agricole (voir Annexe 1 pour plus de détails sur le mode de calcul). Les agriculteurs ne perçoivent pas de compensations financières pour leur mise en place et leur entretien. ⇨ **Quel est le ressenti environnemental, agronomique, sociétal ou économique des agriculteurs ? Combien coûte la mise en place et l'entretien de ces bandes ?**

Ces bandes sont pérennes. Elles sont semées avec des mélanges de graminées ou graminées-légumineuses (liste des espèces dans l'**Annexe 1**), facteur structurant la communauté végétale (Westbury *et al.*, 2008). L'épandage d'engrais et l'application de produits phytosanitaires y sont proscrits, même si leur intérêt, en addition des fauches, a été démontré pour la gestion des adventices lors de l'établissement de cette bande (Marshall, 1992; Marshall et Nowakowski, 1994a; Marshall et Nowakowski, 1994b). La gestion de la végétation se fait par broyage (de Cauwer *et al.*, 2005) ou par fauche avec exportation des foins (de Cauwer *et al.*, 2006). ⇨ **La bande enherbée représente-t-elle un risque malherbologique pour les agriculteurs qui voit en elle un réservoir de mauvaises herbes ?**

La mise en place d'un tel élément du paysage augmente la diversité floristique des bordures préexistantes qui ne sont plus exposées aux dérives des produits phytosanitaires et semble n'avoir que peu d'impact sur la flore des premiers mètres du champ et aucune sur la flore du centre du champ (Marshall, 2009).

B.3.7. Les bandes enherbées : un cocktail intriguant

Cette revue de la littérature nous montre que d'un point de vue agronomique et écologique, les bandes enherbées peuvent être vues comme un cocktail des nombreux éléments déjà existants dans le paysage (Figure 3).

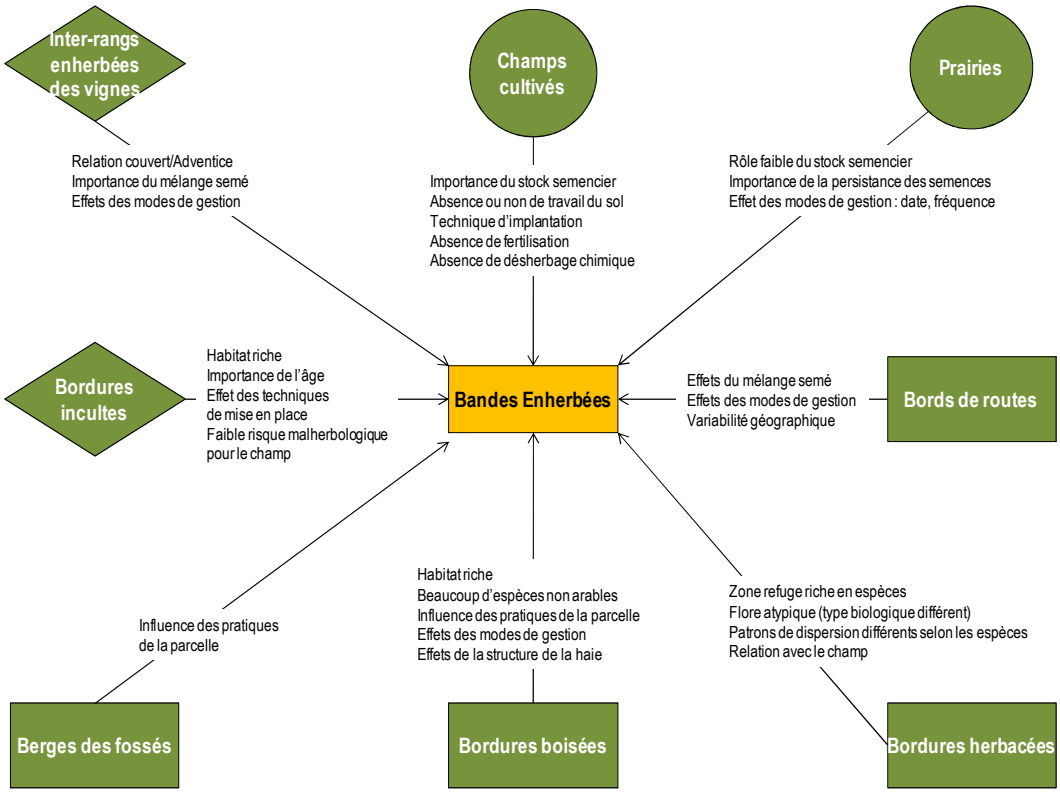


Figure 3 : Revue des similarités entre les bandes enherbées et quelques éléments du paysage (rond : parcelle entière ; losange : bande de culture ; rectangle : bordure de champs)

En effet la bande enherbée peut s'apparenter à :

- une bande prairiale, mais uniquement en bordure de champs et conduite sans intrant,
- une parcelle cultivée en non travail du sol, mais implantée en graminées pour plusieurs années et sans intrant,
- une bande anti-érosive de vigne mais non désherbée chimiquement et où l'herbe peut être exportée,
- un « conservation headland » mais semé uniquement en graminée et pérenne dans le temps,
- une bordure de champ, une bordure herbacée du pied des haies, un bord de route mais semée sur cinq mètres de large et dans la parcelle sur un stock semencier d'espèces des champs.

B.4. Les adventices des bandes enherbées : double statut

La fonction environnementale originelle d'une bande enherbée (**Annexe 1**) est de limiter l'érosion (Otto *et al.*, 2008) et les pollutions diffuses (Patty *et al.*, 1997)). Mais les fonctions secondaires qu'un tel habitat peut remplir, à l'échelle de la parcelle ou du paysage, sont nombreuses. La mise en place des bandes semées, en graminées, en bord de champ, sans produit phytosanitaire peut engendrer des conséquences aussi positives que négatives. Les adventices paraissent être un objet d'étude intéressant pour étudier cette balance qui transparaît déjà dans la définition du terme « adventice » et dans le statut qu'on leur attribue.

Le mot adventice vient du latin *adventium* qui signifie « supplémentaire ». Bournerias, (1969) les définit comme « tous les végétaux qui se développent accidentellement dans les cultures ». Bailly, (1980) définit les mauvaises herbes comme des « plantes indésirables là où elle se trouvent », qui deviendra la définition AFNOR. Déjà en 1949, Hamel et Dansereau réservaient le terme adventice aux éléments de la flore « qui sont un fléau dans les champs cultivés» alors qu'elles sont aussi décrites comme des « plantes dont on n'a pas encore découvert les vertus ». De Candolle (1832) les décrit comme « toutes les herbes qui naissent d'elles-mêmes dans les terrains cultivés pour d'autres » et qui « sont réputées mauvaises herbes, quelle que puisse être d'ailleurs leur utilité ».

Se mêlent derrière cette appellation plusieurs visions des adventices, en qui en font un parfait objet d'étude pour explorer les compromis entre agriculture et biodiversité (Kelly *et al.*, 1996 ; Lutman *et al.*, 2003 ; Henle *et al.*, 2008 ; Petit *et al.*, 2010).

Dans la parcelle cultivée, les adventices ont longtemps été uniquement considérées comme nuisibles, vision dictée par la compétition qu'elles exercent sur la plante cultivée, occasionnant des pertes de rendement (Oerke *et al.*, 1994) et donc des pertes économiques (Dhaliwal *et al.*, 2004). Même si une littérature importante a tenté de caractériser la nuisibilité des adventices (Martin *et al.*, 1987 ; Caussanel, 1989 ; Swinton *et al.*, 1994), cette caractérisation n'en reste pas moins une vision anthropocentrée. Ainsi, l'autre visage des adventices, décrite par la littérature plus récente nous montre que les adventices fournissent potentiellement des services à l'agro-écosystème. Etant imbriquée dans ou à la base de nombreuses chaînes trophiques, les adventices sont décrites comme étant à la base d'une biodiversité plus large (Marshall *et al.*, 2003).

Le double statut des adventices est intéressant car, les bandes enherbées pourraient avoir *a priori* plusieurs statuts :

(i) **La face « compétiteur nuisible »** des adventices nous amène à considérer les bandes enherbées comme un **réservoir de mauvaises herbes** en bordure des champs. Non désherbée et implantée sur un bord de champ déjà riche en adventice, la bande enherbée peut alors engendrer un **risque malherbologique** pour la parcelle adjacente.

(ii) **La face « support de biodiversité »** des adventices nous amène alors à penser que la flore des bandes enherbées peut bénéficier d'une part, de la proximité avec la bordure du champ, de la faible pression de sélection exercée par l'absence d'herbicide et enfin de la pérennité des bandes enherbées. La bande enherbée pourrait **héberger une flore riche et diverse** et constituer une **zone refuge** pouvant maintenir ou augmenter la biodiversité à l'échelle du paysage et rendre de nombreux services à l'écosystème agricole.

C. LES COMMUNAUTÉS DES PLANTES ADVENTICES : THÉORIES AGRONOMIQUES ET ÉCOLOGIQUES

La fraction de l'ensemble des espèces que l'on observe dans une portion d'espace et de temps, forme une communauté écologique. Il s'agit d'un assemblage plus ou moins durable d'espèces qui tolèrent les mêmes conditions environnementales sans préjuger d'interactions interdépendantes et complexes entre espèces, ni de propriétés liées à une organisation particulière (Underwood, 1986). Même si, dans le milieu perturbé telle que la parcelle agricole la définition de communauté peut sembler erronée, nous définirons, dans ce document la communauté végétale comme l'ensemble des espèces végétales rencontrées dans une zone réduite mais homogène de l'espace (habitat) à un moment donné (période de relevé floristique). Nous ne distinguerons pas les termes « communauté » et « assemblage d'espèces ».

C.1. Structure des communautés

Dans les articles qui suivront dans les chapitres, certains descripteurs de la communauté seront couramment utilisés, dont il s'agit ici de donner une définition.

La richesse spécifique correspond au nombre d'espèces constituant la communauté. Certains taxa seront nommés au niveau du genre, soit par l'impossibilité d'identifier l'espèce au stade plantule (par ex. certaines graminées) soit parce que les espèces forment un complexe hybride empêchant une identification certaine (par ex. *Lolium* sp.). Ainsi, on ne distinguera pas la richesse taxonomique de la richesse spécifique.

La composition spécifique correspond à l'identité des espèces constituant la communauté, c'est-à-dire la liste des espèces présentes.

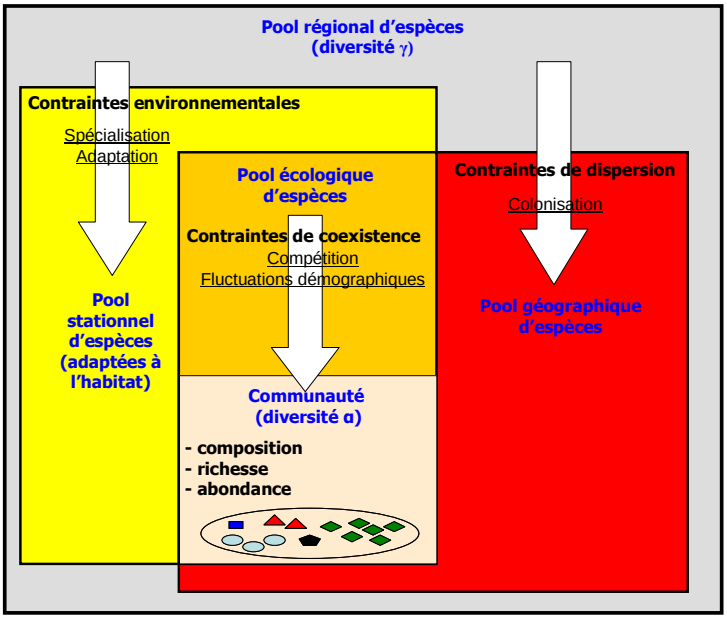
L'abondance se définit comme l'importance de chaque espèce. Cette quantité sera mesurée par deux critères que sont le nombre d'individus ou le recouvrement de chaque espèce. Dans les milieux pérennes où les espèces vivaces sont nombreuses, il est parfois impossible de savoir si deux phytomères (unités végétatives) proches forment ou non le même individu. En conséquence le nombre d'individus sera évalué par le nombre d'unités végétatives aériennes. Le recouvrement est une estimation visuelle de la surface qu'occupe une espèce dans le quadrat, que l'on déclinera en classe de recouvrement selon la méthode de Braun-Blanquet (Mueller-Dombois et Ellenberg, 1974). Bien que ces classes désignent des pourcentages de recouvrement (par ex. classe 2 : de 5 à 25% ou classe 5 : >75%), leur signification est identique à la méthodologie proposée par Tansley et Chip (1926), séparant la végétation en 5 classes (1 : rare, 2 : occasionnel, 3 : fréquent, 4 : abondant, 5 : dominant).

C.2. L'écologie des communautés végétales

C.2.1. Du pool total d'espèce à la communauté

C.2.1.1. Pools d'espèces et filtres

Selon les plus récentes estimations, il existe de 300 000 à 350 000 espèces végétales dans le monde (Millennium Ecosystem Assessment, 2005) et si la flore de France comptabilisait environ 3 000 (Coste, 1937), environ 5 000 espèces sont comptabilisées aujourd'hui (Duhautois et Hoff, 2000). De nombreux filtres (ou contraintes) viennent sélectionner le pool d'espèces (Figure 4) qui peuvent, dans une région donnée, coloniser, s'établir, se développer, se reproduire, … dans un habitat donné. Sous-ensemble du pool régional, le pool stationnel regroupe les espèces capables de s'établir et se développer dans les conditions environnementales qu'impose le milieu. Le pool géographique rassemble les espèces capables de coloniser le milieu.



L'intersection des deux ensembles rassemble donc des espèces capables de coloniser un site, de s'y établir et de s'y maintenir, et est définie comme le pool écologique. Par la suite, du fait des processus de coexistence, certaines espèces ne persisteront pas dans la communauté végétale.

Figure 4 : Pools d'espèces (bleu) dont la composition spécifique est déterminée par les processus de co-existence (souligné). Tiré de (Fried, 2007), adapté de (Belyea et Lancaster, 1999)

C.2.1.2. Processus de coexistence

L'écologie des communautés végétale étudie notamment les processus qui conduisent à la formation des communautés. Plusieurs processus pilotent la coexistence des espèces (Figure 4) au sein de ce que l'on a défini comme étant une communauté végétale.

– La spécialisation décrit la tolérance physiologique des espèces aux conditions du milieu (par ex. température, fertilité du sol, pH, lumière). Elle permet d'identifier les espèces spécialistes (ayant des exigences restreintes) qui se caractérisent par une niche réduite (Hutchinson, 1957). A l'opposé, les espèces généralistes ont une niche potentielle très large, leur permettant de s'adapter à des conditions environnementales très variées. Même si les espèces adventices des champs sont tolérantes aux larges conditions du milieu leur permettant d'être présentes dans les espaces hors champ, leur amplitude de niche peut varier (Fried, 2007). **⇨ Quelles contraintes les bandes enherbées imposent-elles aux espèces ? Quelles sont les types d'espèces qui peuvent tolérer les conditions de vie dans la bande enherbée ?**

– Les interactions interspécifiques s'opèrent par la rencontre dans un espace restreint d'individus d'espèces différentes dans la même période de temps. Même si ces interactions peuvent être positives (facilitation), la compétition est une interaction négative car les deux organismes souhaitent utiliser les mêmes ressources (par ex. lumière). ⇨ **Quel degré de compétition est exercé par la flore semée sur la flore spontanée ?**

– La colonisation d'un habitat résulte de l'échange d'individus entre communautés. Même si nous ferons allusion à certains mécanismes de dispersion des semences, cet aspect sera peu étudié dans ce document.

– Les fluctuations démographiques sont des variations de l'abondance des espèces qui décrivent la dynamique des populations. Ces variations résultent du recrutement et de la mortalité des individus.

C.2.1.3. Variation spatiale de la communauté

La variabilité spatiale de la communauté existe car certaines espèces s'agrègent en patch quand d'autres sont plus dispersées. Ainsi, la diversité de la communauté est partitionnée en plusieurs composantes, correspondant à des échelles d'observations différentes.

La composante α correspond à la diversité locale à l'intérieur du site (quadrat). La composante β décrit la variabilité spatiale de la diversité, regardant les différences entre les sites (bandes enherbés). La composante γ est la diversité totale. Cette approche permet d'identifier l'échelle la plus pertinente pour décrire et gérer la diversité des communautés végétales de toutes les bandes enherbées observées. Cela permet de comprendre à qu'elle échelle un changement de pratique a un effet sur la diversité (Gabriel *et al.*, 2006). ⇨ **Est-ce que la mise en place de la bande enherbée augmente la diversité végétale ? A quelle échelle ? De la parcelle ? De la parcelle et ses bordures ? Du paysage ?**

La communauté végétale que l'on observera en réalisant un relevé floristique est donc composée d'espèces. A l'exception de quelques botanistes, les noms des espèces ne sont pas toujours informatifs. De plus, ils renvoient parfois à un pool régional d'espèces et rendent difficile la comparaison de sites différents.

C.2.2. Les traits : du concept à l'utilisation

Un trait peut être défini comme une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique d'une espèce mesurable à l'échelle d'un individu sans référence faite à l'environnement ou à un autre niveau d'organisation (Violle *et al.*, 2007).

Le trait lui-même est une caractéristique de l'espèce, qui ne fait pas référence aux conditions du milieu. En revanche, les valeurs que prend le trait d'une espèce varient avec les conditions du milieu. Ainsi, l'utilisation des traits au lieu du nom des espèces présente l'avantage qu'ils ont une valeur explicative car ils sont potentiellement en relation directe avec les filtres environnementaux qui ont sélectionnés les espèces et structurés la

communauté que l'on observe (Figure 5). ⇨ **Quels sont les traits permettant le développement et le maintien des espèces spontanées dans les bandes enherbées ?**

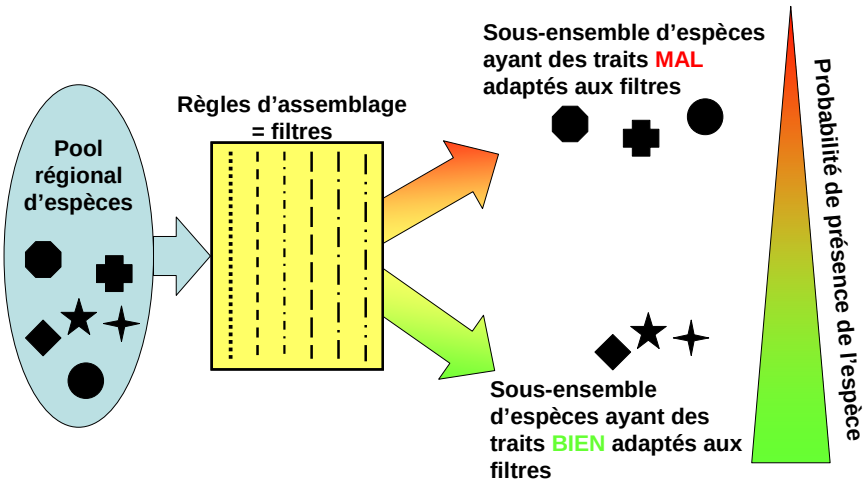


Figure 5 : A partir d'un pool régional, assemblage d'espèces ayant les traits adaptés aux filtres environnementaux. Tiré de (Fried, 2007), adapté de (Weiher et Keddy, 1999).

C.2.3. Les types fonctionnels

Les groupes fonctionnels permettent de regrouper les espèces qui ont des traits communs. Plusieurs classifications fonctionnelles seront utilisées tout au long de ce travail.

C.2.3.1. Classification de Raunkiær

La classification de Raunkiær (1934) sépare les espèces en types biologiques (Figure 6) à partir de critères morphologiques (position hivernale des méristèmes de croissance ou organe de survie) déterminant l'adaptation des plantes à passer la saison défavorable (Raunkiær, 1934). Les géophytes ont leur organe de survie sous la surface du sol, les hémicryptophytes à la surface du sol. Enfin les thérophytes sont des espèces annuelles, qui passent l'hiver sous forme de semences déposées à la surface du sol.

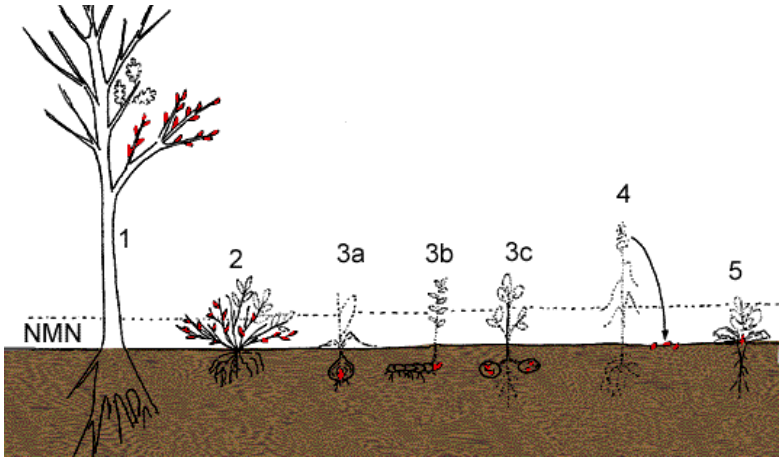


Figure 6 : les types biologiques des espèces végétales selon la classification de Raunkiær (1934). En marron le sol. En rouge, les organes de survie (méristèmes de croissance). La ligne pointillée représente le niveau moyen de neige (NMN). On distingue alors, les espèces vivaces, 1 : phanérophyte ; 2 : chaméphyte ; 3 : géophyte dont 3a : géophyte à bulbe, 3b : géophyte à rhizome, 3c : géophyte à tubercule ; 5 : hémicryptophyte ; et les espèces annuelles, 4 : thérophyte.

Cette classification est souvent utilisée hors de sa fonction première. Par exemple, dans les milieux pérennes et fauchés comme les bandes enherbées, cette classification peut être utile. ⇨ **Quels types de Raunkiaer seront les plus adaptés à la fauche (perturbation) ?**

C.2.3.1. Stratégie d'établissement de Grime

Selon Grime (1979), deux gradients environnementaux représentés par les niveaux de stress et les niveaux de perturbation (Figure 7), limitent la présence des végétaux. Seules des combinaisons d'intensités modérées de ces facteurs permettent l'établissement d'une végétation. Il existe trois stratégies végétales principales en réponse à différents facteurs environnementaux : la compétition (C), le stress (S), et la perturbation (R).

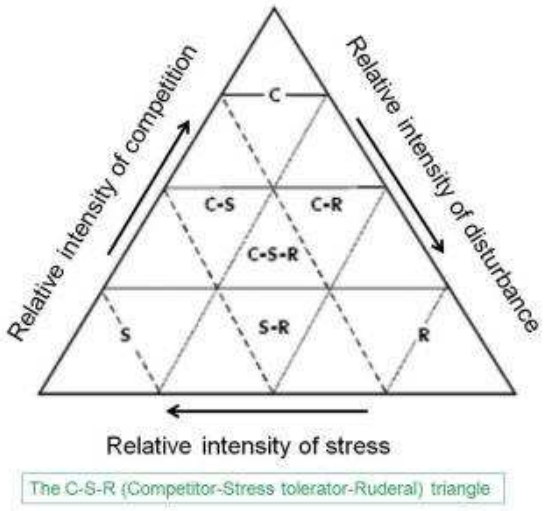


Figure 7 : triangle de Grime définissant la stratégie d'établissement des espèces selon leur degré de tolérance au stress (S), à la compétition (C) et à la perturbation (R).

La compétition désigne la capacité des plantes à utiliser et entrer en concurrence pour les ressources (eau, azote …) ou pour l'espace. Le stress correspond à tout facteur abiotique qui va entraîner une limitation de la croissance des végétaux (manque de lumière, de ressources trophiques …). La perturbation est définie comme tout facteur susceptible d'entraîner une destruction partielle ou totale de biomasse, comme par le broyage.

A chacun de ces trois facteurs correspond un type de stratégie développée par les plantes du fait de compromis physiologiques fondamentaux :

– Les espèces compétitrices (C) sont des espèces pérennes à forte stature, à croissance forte, produisant peu de graines. Ces espèces dominent les milieux productifs et peu perturbés, sans limitation de ressource du fait de leur forte capacité d'acquisition des ressources souterraines et aériennes et de leur forte aptitude à la compétition.

– Les espèces tolérantes au stress (S) ont une croissance lente et une faible allocation à la reproduction. Elles dominent les milieux physiquement contraints, c.-à-d. peu perturbés et peu productifs.

– Les espèces rudérales (R) ont une durée de vie courte, une croissance rapide, une forte allocation vers la reproduction et une forte aptitude à la colonisation. Elles dominent les milieux perturbés et potentiellement productifs.

⇨ Quelle stratégie permet aux espèces de se maintenir dans les bandes enherbées sachant qu'elles sont semées avec un couvert de graminées (compétition), entraînant un manque de lumière (stress), et entretenues par broyage (perturbation) ?

C.2.3.2. Indicateurs écologiques d'Ellenberg

Les indicateurs d'Ellenberg (Ellenberg *et al.*, 1992) ont été très largement utilisés pour permettre de caractériser un milieu (Diekmann, 2003). Ces indicateurs notent les espèces sur une échelle numérique pour caractériser, par exemple, les préférences écologique pour la lumière (L, de 1 : sciaphile à 9 : héliophile), l'humidité édaphique (F, de 1 : xérophile à 12 : hygrophile), ou aux éléments nutritifs (N, de 1 : oligotrophe à 9 : nitrophile).

Ces indicateurs sont très utiles en l'absence de connaissance sur l'historique d'entretien d'un habitat. La flore est l'expression intégrée de ce passé et permet de révéler les conditions environnementales dans lesquelles elle se développe. Cependant, certaines espèces ont une tolérance large aux conditions écologiques. Ainsi, il est plus judicieux d'utiliser plusieurs espèces car le chevauchement des tolérances des espèces donnera une mesure précise des caractéristiques de l'habitat. Ainsi, il suffit de pondérer la valeur indicatrice d'une espèce par son abondance. **⇨ Es-ce que les bandes enherbées favoriseront des espèces plus hydrophiles, moins nitrophiles et plus sciaphiles, étant donné qu'elles sont implantées en bordure des cours d'eau, où l'apport d'azote est interdit et où le couvert végétal peut être plus dense ?**

C.3. L'agronomie : support de fond de l'étude des communautés arables

Bien que les concepts écologiques soient très utilisés dans notre étude, il n'en reste pas moins que les bandes enherbées sont des terres arables et implantées par les agriculteurs, à l'intérieur des parcelles. Ce sont des zones non productives mais gérées par des techniques culturales selon certains objectifs comme la limitation des infestations de mauvaises herbes. Ainsi, les sciences agronomiques proposent certains concepts qui constituent la toile de fond de notre approche. L'agronomie *sensu stricto* a pour objet d'étude la parcelle cultivée où l'agriculteur raisonne ses techniques culturales dans le but de produire (Sébillotte, 1978; Doré *et al.*, 2006).

C.3.1. Itinéraire technique : l'effet du présent

L'itinéraire technique se définit comme une combinaison logique et ordonnée des techniques mises en œuvre sur une parcelle en vue d'obtenir une production (Sébillotte, 1974 ; Sébillotte, 1978).

Ainsi, si l'on considère la bande enherbée comme une micro-parcelle, l'agriculteur va mettre en place un itinéraire technique, composé de technique de reprise du précédent cultural (par ex. déchaumage), de préparation du sol (par ex. hersage, labour), de semis (par ex. combiné, direct), de choix de mélanges d'espèces à semer, … ⇨ **Quels est le poids des pratiques de mise en place sur la structure des communautés des bandes enherbées ? L'âge des bandes enherbées réduit il l'importance de ces pratiques ?**

Après implantation de la micro-parcelle « bande enherbée », l'agriculteur n'a plus qu'à l'entretenir. Il choisira (i) son mode de gestion, (ii) sa fréquence annuelle (caractérisant l'intensité de gestion), et (iii) la date des opérations. ⇨ **Quelle est l'importance des pratiques de gestion sur la structure des communautés ? Une fréquence de broyage élevée défavorise-t-elle les espèces annuelles ? La date du premier broyage est-elle plus importante que la fréquence des broyages pour le maintien des espèces annuelles ?**

C.3.2. La rotation et le stock semencier : effet de l'historique cultural

La rotation est la succession dans le temps des cultures implantées sur une parcelle. Quand l'objet d'étude est la flore adventice, l'analyse des effets des successions culturales est complexe. En effet, considérer une succession culturale, c'est également considérer des pratiques liées aux cultures mises en place les années précédentes (par ex. la date de semis pour la levée (Chauvel *et al.*, 2001; Colbach *et al.*, 2005)). Le stock semencier du sol est révélateur de la gestion passée des adventices mais également de la rotation pratiquée.

Dans le cas des bandes enherbées, la rotation pratiquée avant la mise en place de la bande enherbée va déterminer le stock semencier initial, et le potentiel d'espèces pouvant germer la première année. ⇨ **Est-ce que la rotation pratiquée sur la parcelle permet d'expliquer en partie la communauté adventice des bandes enherbées ?**

D. RÉFÉRENCES DE L'INTRODUCTION

Agreste (2001) Fertilisation azotée minérale : assagissement à la fin des années 80. Agreste Cahiers, 2, 3-10.

Agridea (2008) La compensation écologique dans l'exploitation agricole (http://www.agridea-lausanne.ch/files/lacompensationecologique.pdf). (.

Amiaud, B. & Touzard, B. (2004) The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in old embanked marshlands of Western France. Flora, 199, 25-35.

Andersson, T. N. & Milberg, P. (1998) Weed flora and the relative importance of site, crop, crop rotation, and nitrogen. Weed Science, 46, 30-38.

Andreasen, C., Stryhn, H. & Streibig, J. C. (1996) Decline of flora in Danish arable fields. Journal of Applied Ecology, 33, 619–626.

Arias-Esévez, M., Lopez-Periago, E., Martinez-Carballo, E., Simal-Gandara, J., Merut, J. C. & Garcia-Rio, L. (2008) The mobility and degradation of pesticides in soils and the pollution of ground water resources. Agriculture Ecosystems and Environment, 123, 247-260.

Aymonin, G. G. (1976) La baisse de la diversité spécifique dans la flore des terres cultivées. Vème colloque International sur la Biologie, l' Ecologie et la Systématique des mauvaises herbes (, pp. 195-204. Dijon (France).

Baessler, C. & Klotz, S. (2006) Effects of changes in agricultural land use on landscape structure and arable weed vegetation in the last 50 years. Agriculture Ecosystems and Environment, 115, 43–50.

Bailly, R. (1980) Guide pratique de défense des cultures, Le Caroussel, ACTA, edn.

Baudry, J. (1989) Interactions between agriculture and ecological systems at the landscape level. Agriculture Ecosystems and Environment, 27, 119-130.

Belyea, L. R. & Lancaster, J. (1999) Assembly rules within a contingent ecology. Oikos, 86, 402-416.

Benoît, M. & Papy, F. (1997) Pratiques agricoles et qualités de l'eau sur le territoire alimentant un captage. L'eau dans l'espace rural-production végétale et qualité de l'eau (C. Riou, R. Bonhomme, P. Chassin, A. Neveu & F. Papy), pp. 323-338. Inra, Paris (France).

Benton T. 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.

Bliss, D. & Smith, H. (1985) Penetration of light into soil and its role in the control of seed germination. Plant Cell and Environment, 8, 475–483.

Boatman, N. D. (1994) Field margins - Integrating agriculture and conservation. pp. 404. BCPC, Farham.

Booth, B. D. & Swanton, C. J. (2002) Assembly theory applied to weed communities. Weed Science, 50, 2-13.

Borin, M., Passoni, M., Thiene, M. & Tempesta, T. (2010) Multiple functions of buffer strips in farming areas. European Journal of Agronomy, 32, 103-111.

Bossuyt, B., Butaye, J. & Honnay, O. (2006) Seed bank composition of open and overgrown calcareous grassland soils - a case study from Southern Belgium. Journal of Environmental Management, 79, 364-371.

Bournerias, M. (1969) Plantes adventices. Encyclopedia universalis, repris dans le IIIe Colloque sur la biologie des mauvaises herbes, 13 décembre (Seine-et-Oise), 259-260.

Boutin, C., Jobin, B. & Desgranges, J. L. (1994) Modifications of field margins and other habitats in agricultural areas of Quebec, Canada, and effects on plants and birds. Field margins: integrating agriculture and conservation. Proceedings of a symposium held at Coventry, UK, 18-20 April 1994. (, pp. 139-144. British Crop Protection Council (BCPC), Farnham UK.

Bunce, R. G. H. & Hallam, C. J. (1993) The ecological significance of linear features in agricultural landscapes in Britain. Landscape ecology and agroecosystems (R. G. H. Bunce, L. Ryszkowski & M. G. Paoletti), pp. 11-19. Boca Raton, Lewis.

Bunce, R. G. H., Howard, D. C., Barr, C. J., Cummins, R. C., French D, N. D. & Boatman, W., (1994) Botanical diversity in british hedgerows. Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation, 43-52.

Burel, F. (1996) Hedgerows and their role in agricultural landscapes. Critical review in plant sciences, 15, 169-190.

Carlen, C., Darbellay, C. & Gex, P. (1998) Effets à long terme de la fumure et de la fréquence des coupes sur une prairie permanente en montagne. Revue suisse d'agriculture, 30, 215-221.

Carsoulle J. 1995. L'enherbement permanent du vignoble. Phytoma – La Défense des Végétaux, 478, 38-41.

Caussanel, J. P. (1989) Nuisibilité et seuil de nuisibilité des mauvaises herbes dans une culture annuelle : situation de concurrence bispécifique. Agronomie, 9, 219-240.

Chadoeuf, R., Barralis, G. & Lonchamp, J. P. (1984) Evolution du potentiel semencier de mauvaises herbes annuelles dans un sol cultive. 7ème colloque international sur l'écologie, la biologie et la systématique des mauvaises herbes (, pp. 63-70.

Chancellor, R. J. (1985) Changes in the weed flora of an arable field cultivated for 20 years. Journal of Applied Biology, 22, 491-501.

Chauvel, B., Guillemin, J. P., Colbach, N. & Gasquez, J. (2001) Evaluation of cropping systems for management of herbicide-resistant populations of blackgrass (Alopecurus myosuroides Huds.). Crop Protection, 19, 127-137.

Clavien, Y. & Delabays., N. (2006) Inventaire floristique des vignes de Suisse romande : connaître la flore pour mieux la gérer. Revue suisse de viticulture, arboriculture et horticulture, 38, 335-341.

Colbach, N., Dürr, C., Roger-Estrade, J. & Caneill, J. (2005) How to model the effects of farming practices on weed emergence. Weed Research, 45, 2-17.

Coste, H. a. (1937) Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrées limitrophes. (.

Critchley, C. N. R., Fowbert, J. A. & Sherwood, A. J. (2006) The effects of annual cultivation on plant community composition of uncropped arable field boundary strips. Agriculture, Ecosystems & Environment, 113, 196-205.

de Candolle, A.-P. (1832) Physiologie végétale, Bréchet jeune edn., Paris.

de Cauwer, B., Reheul, D., D'Hooghe, K., Nijs, I. & Milbau, A. (2005) Evolution of the vegetation of mown field margins over their first 3 years. Agriculture, Ecosystems & Environment, 109, 87-96.

de Cauwer, B., Reheul, D., Nijs, I. & Milbau, A. (2006) Impact of field margin vegetation and herbage removal on ingrowing and anemochorous weeds. Communications in agricultural and applied biological sciences, 71.

de Longueville, F., Tychon, B., Oger, R. & Ozer, P. (2007) Conception d'une méthode destinée à promouvoir l'implantation de bandes herbeuses extensives dans les prairies permanentes en Wallonie. Biotechnology, Agronomy, Society and Environment, 11, 19–26.

de Snoo, G. R, (1997) Arable flora in sprayed und unsprayed crop edges. Agriculture Ecosystems and Environment, 66, 223-230.

de Snoo, G. R. & van der Poll, R. J. (1999) Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. Agriculture Ecosystems & Environment, 73, 1-6.

Delabays, N., Clavien, Y., Mermillod, G. & Emery, S. (2005) La flore des vignes : entre richesse botanique et mauvaises herbes. Revue suisse de viticulture, arboriculture et horticulture, 37, 49-51.

Delabays, N., Spring, J. L. & Mermillod, G. (2006) Study of cover crops in vineyards with weakly competitive species: botanical and weed aspects. Revue suisse de viticulture, arboriculture et horticulture, 38, 343-354.

Dessaint, F., Chadoeuf, R. & Barralis, G. (1997) Nine years' soil seed bank and weed vegetation relationships in an arable field without weed control. Journal of Applied Ecology, 34, 123-130.

Dhaliwal, G. S., Koul, O. & Arora, R. (2004) Integrated pest management : retrospect and prospect. Integrated pest management: potential, constraints and challenges (O. Koul, G. S. Dhaliwal & G. W. Cuperus). Cabi Publishing, Wallingford.

Di Pietro, F. (2005) Agriculture and biodiversity: assessing the contribution of agricultural and structural parameters to field margins plant diversity. A case study in a crop field region (Centre region, France). Sustainable land Use in Intensively Used Agricultural Regions (B. Meyer, C,), pp. 140-151. Leipzig.

Diekmann, M. (2003) Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. Basic and Applied Ecology, 4, 493–506.

Doré, T., Le Bail, M., Martin, P., Ney, B. & Roger-Estrade, J. (2006) L'Agronomie aujourd'hui. Quae.

Duhautois L. & Hoff M. (2000). Les données de l'environnement IFEN 54. P.4 http://www.ecomed.fr/fichiers/flore_france.pdf

Dutoit, T., Buisson, E., Gerbaud, E., Roche, P. & Tatoni, T. (2007) The status of transitions between cultivated fields and their boundaries: ecotones, ecoclines or edge effects? Acta Oecologica-International Journal of Ecology, 31, 127-136.

Ellenberg, H., Weber, H. E., Dull, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. (1992) Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica, 18, 1-248.

Fasterding & Plankl (1992) The impact of the European community's set-aside policy in Germany. Proceedings of a symposium in set-aside (, pp. 269-274. BCPC, Cambridge University.

Ferrero, A., Lisa, L., Parena, S., Sudiro, S. & dolina, D. (2002) Run-off and soil erosion from tilled and controlled grass-covered vineyards in a hillside catchment. Northern European FRIEND Project 5 Conference (ERB). Slovakia.

Forman, R. T. T. (1995) Land Mosaics: the Ecology of Landscapes and Regions. Cambridge University Press, Cambridge.

Fried, G. (2007) Variations spatiales et temporelles des communautés adventices des cultures annuelles en France. Thèse de l'université de Bourgogne.

Fried, G., Girod, C., Jacquot, M. & Dessaint, F. (2007) répartition de la flore adventice à l'échelle d'un paysage agricole : analyse de la diversité des pleins champs et des bordures. Conférence du COLUMA - journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes (afpp), pp. 245-254. afpp, Dijon.

Fried, G., Norton, L. R. & Reboud, X. (2008) Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agriculture, Ecosystems & Environment, 128, 68-76.

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F. & Reboud, X. (2009) Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biological Conservation, 142, 238-243.

Gabriel, D., Roschewitz, I., Tscharntke, T. & Thies, C. (2006) Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture. Ecological Applications, 16, 2011-2021.

Gardarin, A., Tremoy, M., Bretagnolle, F. & Chauvel, B. (2007) Répartition de la flore adventice à l'échelle d'un paysage : gradient écologique des espèces observées. Conférence du COLUMA - journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes (afpp). Dijon.

Gaujour, E. (2010) Evaluation des sources d'especes et des determinants de la diversite vegetale des parcelles agricoles. Thèse, INPL Sciences Agronomiques - E.N.S.A.I.A.

Gaviglio, C. (2007) Quelles stratégies pour l'entretien mécanique des vignes ? XXème Conférence du COLUMA. Journées Internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes (. AFPP, Dijon (France).

Godinho, I. (1984) Les definitions d' "adventice" et de "mauvaises herbes". Weed Research, 24, 121-125.

Greaves, M. P. & Marshall, E. J. P. (1987) Field margins: definitions and statistics. Field margins (J. M. Way & P. W. Greig-Smith), pp. 3-10. British Crop Protection Council, London.

Hald, A. B. (2002) Impact of agricultural fields on vegetation of stream border ecotones in Denmark. Agriculture, Ecosystems & Environment, 89, 127-135.

Hallgren, E., Palmer, M. W. & Milberg, P. (1999) Data diving with cross-validation: an investigation of broad-scale gradients in Swedish weed communities. Journal of Ecology, 87, 1037-1051.

Hamel, A. & Dansereau, P. (1949) L'aspect ecologique du probleme des mauvaises herbes. Bull. Serv. Biogeogr. Univers montreal, 5, 1-43.

Hegarty, C. A., McAdam, J. H. & Cooper, A. (1994) Factors influencing the plant-species composition of hedges - Implications for management in environmentally sensitive areas. Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation, 227-234.

Henle, K., Alard, D., Clitherow, J., Cobb, P., Firbank, L., Kull, T., McCracken, D., Moritz, R. F. A., Niemela, J., Rebane, M., Wascher, D., Watt, A. & Young, J. (2008) Identifying and managing the conflicts between

agriculture and biodiversity conservation in Europe-A review. Agriculture, Ecosystems & Environment, 124, 60-71.

Hooper, M. D., WAY, J. M. & Greig-Smith, P. W. (1987) Conservation interest of plants in field margins. BCPC Mongraph, 35, 49-52.

Hovd, H. & Skogen, A. (2005) Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. Agriculture, Ecosystems & Environment, 110, 257-265.

Hutchinson, G. E. (1957) Concluding remarks. Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology, 22, 415-427.

IFEN (1999) 1993-1998 - Premier bilan des mesures agri-environementales européennes . Les données de l'environnement. Lettre thématique mensuelle de l'institut francais de l'environnement, 50.

Jantunen, J., Saarinen, K., Valtonen, A. & Saarnio, S. (2007) Flowering and seed production success along roads with different mowing regimes. Applied Vegetation Science, 10, 285-292.

Jauzein, P. (1995) Flore des champs cultivés. SOPRA-INRA Ed.

Jauzein, P. (2001) Biodiversité des champs cultivés : l'enrichissement floristique. Dossier de l'environnement de l'INRA, 21, 43-64.

Jones, G. H., Trueman, I. C. & Millett, P. (1995) he use of hay strewing to create species-rich grasslands. I. General principles and hay strewing versus seed mixes. Land Contamination and Reclamation, 3, 104–107.

Kelly, T. C., Lu, Y. & Teasdale, J. (1996) Economic-environmental tradeoffs among alternative crop rotations. Agriculture Ecosystems and Environment, 60, 17-28.

Kleijn, D. & Verbek, M. (2000) Factors affecting the species composition of arable field boundary vegetation. Journal of Applied Ecology, 37, 256-266.

Lambelet-Haueter C. Mosimann E., Delabays N. 1998.Les surfaces de compensation écologique (SCE) en grandes cultures: présentation et gestion. Revue suisse d'agriculture. 30, (6), dossier, P.11.

Le Coeur, D. (1996) La végétation des éléments linéiares non cultivés des paysages agricoles : identification à plusisuers échelles spatiales, des facteurs de la richesse et de la composition floristiques des peuplements. Thèse, Univ. Rennes 1 - UFR Science de la Vie et de l'Environement.

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 & Environment, 89, 23-40.

Lercerf, N. & Tailliez-Lefebvre, D. (2007) Désherbage de la vigne sur flore difficile : état des lieux et solutions des coopératives du réseau OptiCoop. XXème Conférence du Columa (AFPP). Dijon (France).

Lonchamp, J. P. (1976) Influence de la profondeur d'enfouissement sur la germination de deux adventices des cultures. Ve colloque international sur l'ecologie et la biologie des mauvaises herbes (, pp. 319-328. Dijon.

Lopez-Mariño, A., Luis-Calabuig, E., Fillat, F. & Bermudez, F. F. (2000) Floristic composition of established vegetaion and the soil seed bank in pasture communities under different traditional management regimes. Agriculture Ecosystem and Environment, 78, 273-282.

Lososová, Z., Danihelka, J. & Chytrý, M. (2002) Seasonal dynamics and diversity of weed vegetation in tilled and mulched vineyards. Biologia, Bratislava, 57, 47-55.

Lutman, P. J., Boatman, N. D., Brown, V. K. & Marshall, E. J. P. (2003) Weeds : their impact and value in arable ecosystems. British Crop Protection Conference - Int. Cong. Crop Sci. Technol. (BCPC), pp. 219-226. BCPC, Glasgow.

Maillet, J. (1992) Constitution et dynamique des communautés de mauvaises herbes des vignes de france et des rizières de camargue., Université de Montpellier II.

Marshall, E. J. P. (1985a) Weed distributions associated with cereal field edges - some preliminary observations. Aspects of applied biology, 49-58.

Marshall, E. J. P. (1985b) Weed distributions associated with cereal field edges - some preliminary observations. Aspects of applied biology, 9, 49-58.

Marshall, E. J. P. (1989) Distribution patterns of plants associated with arable field edges. Journal of Applied Ecology, 26, 247-257.

Marshall, E. J. P. (1990) Interference between sown grasses and the growth of rhizome of Elymus repens (couch grass). Agriculture, Ecosystems & Environment, 33, 11-22.

Marshall, E. J. P. (2004) Agricultural landscapes: field margin habitats and their interaction with crop production. Journal of Crop Improvement, 12, 365-404.

Marshall, E. J. P. (2009) The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. Weed Research, 49, 107-115.

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

Marshall, E. J. P., Brown, V. K., Boatman, N. D., Lutman, P. J. W., Squire, G. R. & Ward, L. K. (2003) The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Research, 43, 77-89.

Marshall, E. J. P. & Moonen, A. C. (2002) Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. Agriculture Ecosystems and Environment, 89, 5-21.

Marshall, E. J. P. & Nowakowski, M. (1994a) The effects of fluazifop-P-butyl and cutting treatments on the establishment of sown margin strips. Field margins - Integrating agriculture and conservation (N. D. Boatman), pp. 307-312. British Crop Protection Council, Thornton Heath (UK).

Marshall, E. J. P. & Nowakowski, M. (1994b) Establishment and management of herb rich field margins. Hedgerow management and nature conservation (T. Watt & B. G.P.), pp. 154-156. Wye College Press, Wye (UK).

Marshall, E. J. P., Nowakowski M. (1992) Herbicides and cutting treatments for establishment and management of diverse field margin strips. Aspects of applied biology, 29, 425-430.

Martin, R. J., Cullis, B. R. & McNamara, D. W. (1987) Prediction of wheat yield loss due to competition by wild oats (Avena spp.). Australian Journal of Agricultural Research, 38, 487-499.

Meyer, S., Krause, B., Wesche, K. & Leuschner, C. (2010) Changes in central german arable weed communities over the last 50 years – a semi-quantitative study. 15th European Weed Research Society Symposium (. EWRS, Kaposvár (Hungary).

Millennium Ecosystem Assessment (2005) Ecosystems and human wellbeing: biodiversity synthesis. World Resources Institute, Washington, DC (USA).

Montanarella, L., van Rompaey, A. & Jones, R. (2003) Soil erosion risk in Europe. (, pp. 15. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability.

Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1974) Aims and methods of vegetation ecology. Aims and methods of vegetation ecology. (Ed John Wiley & Sons., New York USA. 547pp

Natural England (2009) Agri-environment schemes in England 2009 - A review of results and effectiveness. (, pp. 120.

Oerke, E. C., Dehne, H. W., Schonbeack, F. & Weber, A. (1994) Crop production and crop protection. Elsevier Science, Amsterdam, Netherlands.

Otto, S., Vianello, M., Infantino, A., Zanin, G. & Di Guardo, A. (2008) Effect of a full-grown vegetative filter strip on herbicide runoff: Maintaining of filter capacity over time. Chemosphere, 71, 74-82.

Parr, T. W. & Way, M. (1988) Management of roadside vegetation: long-term effects of cutting. Journal of Applied Ecology, 25, 1073-1087.

Patty, L., Real, B. & Gril, J. J. (1997) The use of grassed buffer strips to remove pesticides, nitrate and soluble phosphorus compounds from runoff water. Pesticide Science, 49, 243-251.

Petit, S., Boursault, A., Le Guilloux, M., Munier-Jolain, N. & Reboud, X. (2010) Weeds in agricultural landscapes. A review. Agronomy for Sustainable Development, online.

Poggio, S. L. (2010) Impacts of recent agricultural intensification on the weed communities of wheat crops in the Rolling Pampa Argentina. 15th European Weed Research Society Symposium (. EWRS, Kaposvár.

Rahman, A., James, T. K. & Grbavac, N. (2006) Correlation between the soil seed bank and weed populations in maize fields. Weed Biology and Management, 6, 228-234.

Raunkiær, C. (1934) The life forms of plants and statistical plant geography. (collected translated papers of C. Raunkiaer). Oxford University Press, Oxford (UK).

Robinson R. & Sutherland W. (2002). Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. Journal of Applied Ecology 39: 157-176.

Roger-Estrade, J., Colbach, N., Leterme, P., Richard, G. & Caneill, J. (2001) Modelling vertical and lateral weed seed movements during mouldboard ploughing with a skim-coulter. Soil & Tillage Research, 63, 35-49.

Rozé, F. (1978) Etude analytique et comparative de la végétation des haies et talus en Bretagne. Université de Rennes 1.

Sébillotte, M. (1974) Agronomie et agriculture. Essai d'analyse des tâches de l'agronome. Cahiers ORSTOM, série Biol., 3, 3-25.

Sébillotte, M. (1978) Itinéraire technique et évolution de la pensée agronomique. C.R. Académie Française de l'Agriculture, 64, 906-914.

Sherott, A. P. (2001) Weed control decisions under agri-environmental scheme management in England. Proc Brit Crop Prot. Conf – Weeds (BCPC). Brighton, UK.

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 landscapes in Britain? Agriculture Ecosystems & Environment, 91, 73-87.

Smart, S. M., Marrs, R. H., Le Duc, M. G., Thompson, K. E. N., Bunce, R. G. H., Firbank, L. G. & Rossall, M. J. (2006) Spatial relationships between intensive land cover and residual plant species diversity in temperate farmed landscapes. Journal of Applied Ecology, 43, 1128–1137.

Smith, H., Feber, R. E., Johnson, P., McCallum, K., Plesner Jensen, S., Younes, M. & Macdonald, D. W. (1993) The Conservation Management of Arable Field Margins. English Nature Science (E. Nature). Peterborough, UK.

Smith, H., Feber, R. E. & MacDonald, D. W. (1994) The role of the wildflower seed mixtures in field margin restauration. field margin : integrating agriculture and conservation (N. D. Boatman), pp. 289-294. British crop protection council, Warmick.

Smith, H., Firbank, L. G. & Macdonald, D. W. (1999) Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. Biological Conservation, 89, 107-111.

Smith, H. & Macdonald, D. W. (1992) The impacts of mowing and sowing on weed populations and species richness in field margin set-aside. Set-aside: proceedings of a symposium organised by the British Crop Protection Council, held at Cambridge University, 15-18 September 1992. (, pp. 117-122. British Crop Protection Council.

Smith, L. M. & Haukos, D. A. (2002) Floral diversity in relation to playa weatland area and watershed disturbance. Conservation Biology, 16, 964-974.

Sosnoskie, L. M., Luschei, E. C. & Fanning, M. A. (2007) Field Margin Weed-Species Diversity in Relation to Landscape Attributes and Adjacent Land Use. Weed Science, 55, 129–136.

Sotherton, N. W., Firbank, L. G., Carter, N., Darbyshire, J. R. & Potts, G. R. E. (1991) Conservation headlands: a practical combination of intensive cereal farming and conservation. ®elds. Blackwell Scienti®c, Oxford (Great Britain).

Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N. D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G. R., Rakosy, L. & Ramwell, C. (2009) Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. Journal of Environmental Management, 91, 22-46.

Storkey, J., Moss, S. R. & Cussans, J. W. Using Assembly Theory to Explain Changes in a Weed Flora in Response to Agricultural Intensification. Weed Science, 58, 39-46.

Sutcliffe, O. L. & Kay, Q. O. N. (2000) Changes in the arable flora of central southern England since the 1960s. Biological Conservation, 93, 1-8.

Swinton, S. M., Buhler, D. D., Forcella, F., Gunsolus, J. L. & King, R. P. (1994) Estimation of crop yield loss due to interference by multiple weed species. Weed Science, 42, 103-109.

Tansley, A. G. & Chip, T. F. (1926) Aims and methods in the study of vegetation. Whitefriars Press, London (UK).

Thomas, S. R., Noordhuis, R., Holland, J. M. & Goulson, D. (2002) Botanical diversity of beetle banks and comparison with conventional arable field margins in southern UK. Agriculture Ecosystems and Environment, 93, 403-412.

Tikka, P. M., Högmander, H. & Koski, P. S. (2001) Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. Landscape Ecology, 16, 659–666.

Tikka, P. M., Koski, P. S., Kivelä, R. A. & Kuitunen, M. T. (2000) Can grassland plant communities be preserved on road and railway verges? Applied Vegetation Science, 3, 25-32.

Tilman, D., Cassman, K. G., Matson, P. A., Naylor, R. & Polasky, S. (2002) Agricultural sustainability and intensive production practices. Nature, 418, 671-677.

Tronche, N. (1994) Les chiffres clés de la jachère en Europe. Perspectives agricoles, 193.

Underwood, A. J. (1986) What is a community? Patterns and processes in the history of life (D. M. Raup & D. Jablonski), pp. 351-367. Springer, Berlin-Heidelberg (Germany).

Vainio, K., Kekäläinen, H., Alanen, A. & Pykälä, J. (2001) Traditional rural biotopes in Finland - Final report of the nationwide inventory. (In Finnish with English summary). Finnish Environment Institute, Helsinki.

Viaux, P. & Bodet, J.-M. (1992) Set-aside in France: how to use French regulation? Set-aside Symposium (J. Clarke), pp. 243-248. British Crop Protection Council Cambridge University.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. (2007) Let the concept of trait be functional! Oikos, 116, 882-892.

Walker, M., Dover, J., Sparks, T. & Hinsley, S. (2006) Hedges and Green Lanes: Vegetation Composition and Structure. Biodiversity and Conservation, 15, 2595-2610.

Way, J. M. (1977) Roadside verges and conservation in Britain. Biological Conservation, 12, 65–74.

Weiher, E. & Keddy, P. A. (1999) Assembly rules as general constraints on community composition. Ecological assembly rules: perspectives, advances, retreats (E. Weiher & P. A. Keddy). Cambridge University Press, Cambridge (UK).

Wells, T. C. E., Frost, A. & Bell, S. A. (1986) Wild Flower Grasslands from Crop-Grown Seed and Hay Bales. Nature Conservancy Council (N. C. Council). Peterborough (UK).

West, T. M., Marshall, E. J. P. & Arnold, G. M. (1997) Can sown field boundary strips reduce the ingress of aggressive field margin weeds? Brighton crop protection conference: weeds. (B. c. p. council), pp. 985-990. Brighton crop protection council, Brighton, UK.

Westbury, D. B., Woodcock, B. A., Harris, S. J., Brown, V. K. & Potts, S. G. (2008) The effects of seed mix and management on the abundance of desirable and pernicious unsown species in arable buffer strip communities. Weed Research, 48, 113-123.

Wilmanns, O. (1993) Plant strategy types and vegetation development reflecting different forms of vineyard management. Journal of Vegetable Science, 4, 235-240.

Wilson, B. J., Wright, K. J., Brain, P., Clements, M. & Stephens, E. (1995) Predicting the competitive effects of weeds and crop density on weed biomass, weed seed production and crop yield in wheat. Weed Research, 35, 265-278.

Wright, K. J. (1993) Weed seed production as affected by crop density and nitrogen application. Brighton crop protection conference (, pp. 275-280.

Zimmergren (1980) The dynamics of seed banks in an area of sandy soil in southern Sweden. Botaniska Notiser, 133, 633-664.

OBJECTIFS DE LA THÈSE

Dans les champs cultivés, la flore adventice (ou flore spontanée) fait l'objet d'une littérature abondante alimentée par les agronomes et plus récemment par les écologues (ou agro-écologues). Les bordures de champs, habitats semi-naturels, ont également été scrutées (**Annexe 1 et Annexe 2**) car elles sont essentielles au maintien des ressources naturelles dans l'agro-écosystème.

Indirectement les politiques agricoles ont peut-être créé un habitat intermédiaire : les bandes enherbées. Dans le contexte actuel où l'agriculture est en profond changement, les bandes enherbées apparaissent comme un terrain de science idéal pour observer une controverse (i) en nourrissant une autre (ii).

i. **bonne ou mauvaise herbe :** l'agriculteur peut gérer les populations de mauvaises herbes dans ses bandes enherbées pour limiter les infestations fortes car il considère cet habitat comme un réservoir qui peut augmenter le risque malherbologique pour ses parcelles attenantes, ou, maintenir un niveau de biodiversité floristique élevé dans ces habitats de bordures car elle est le support d'une biodiversité plus large qui contribue à fournir des services à l'agro-écosystème.

ii. **production ou protection :** l'agriculteur peut produire sur l'ensemble de son territoire, sans geler un seul hectare de terre, afin de maximiser son revenu sur la surface la plus grande possible, ou, produire en gelant une partie de son territoire d'exploitation en zones non cultivées pour maximiser les services éco-systémiques qui deviendront des ressources pour l'agro-écosystème.

Derrières ces choix, de nombreuses questions sont posées. Outre l'aspect environnemental (que nous ne revisiterons pas dans ce travail), identifier les menaces ou les opportunités de mettre en place des bandes enherbées dans le paysage agricole, pour la gestion des populations de mauvaises herbes, sous-tend d'explorer cet habitat, sa flore adventice et les relations qui lient ces deux entités. Les objectifs de ce travail de thèse sont donc de :

(i) Evaluer la mise en place de la mesure agro-environnementale « bande enherbée » pour dégager les craintes principales perçues par les agriculteurs.
Bande enherbée : des craintes ? pourquoi ? ➡**Chapitre 1**

(ii) Décrire la structuration de la flore et comprendre les règles d'assemblage des espèces dans cet habitat implanté à l'interface du champ et de la bordure.
Bande enherbée : quels filtres ? ➡**Chapitre 2**

(iii) Analyser les caractéristiques biologiques des espèces qui leur permettent de se développer et de se maintenir dans les bandes enherbées.
Bande enherbée : quels traits sont favorisés ? ➡**Chapitre 3**

(iv) Evaluer les conséquences spatiales de l'introduction des bandes enherbées (zone d'effet, risque de dispersion, …).
Bande enherbée : quelles fonctions pour la flore … ? ➡**Chapitre 4**

(v) Etudier les dynamiques temporelles de la flore spontanée sous l'effet des modes de gestion.
Bande enherbée : quels leviers de gestion ? ➡**Chapitre 5**

Le chapitre 1 aborde l'évaluation de la mesure agri-environnementale. Cinq années après la mise en place des bandes enherbées, quel est le degré d'acceptation ou les craintes émises par les agriculteurs vis à vis de la mesure ? (**Article 1**). Il s'agira d'évaluer la mesure sur certains critères (malherbologique, économique) qui sont *a priori* les motifs d'une acceptabilité faible par les agriculteurs, pour entrevoir les raisons de ces craintes (**Article 2**).

Le chapitre 2 dresse une description de la flore des bandes enherbées, par l'étude de la richesse floristique (**Annexe 3**), des espèces les plus fréquentes (**Annexe 4**), de leur rapport de dominance par l'examen des abondances décrites dans l'**Article 2**. Il vise à comprendre quels sont les filtres qui structurent l'assemblage des espèces dans les bandes enherbées (**Article 3**). Il s'agit d'appréhender le poids qu'exercent les activités humaines vis-à-vis du paysage dans l'assemblage des espèces.

Après avoir aperçu la structuration des communautés végétales des bandes enherbées et d'avoir identifié les filtres qui agissaient, **le chapitre 3** permet de définir, par une approche trait et groupe fonctionnel, les caractéristiques essentielles aux espèces pour se développer et se maintenir dans les bandes enherbées. Nous étudierons, de manière plus ciblée, le cas des espèces annuelles tout au long de leur cycle de vie par deux approches : de la graine au stade plantule par une expérimentation sous serres (**Article 4**) et du stade plantule au stade fructification par une transplantation in situ d'adventices annuelles.

Le chapitre 4 abordera la variabilité spatiale de la flore. A l'échelle de la parcelle, connaissant la répartition des espèces de la bordure au champ, nous observerons les modifications spatiales qu'occasionne la mise en place des bandes enherbées. Les bandes enherbées peuvent modifier la structure de la flore dans les compartiments adjacents (**Article 5**). De plus, l'ajout de ces éléments apparentés à aux bordures de champs peuvent augmenter l'effet bordure (**Article 5**). Enfin, les bandes enherbées peuvent modifier les patrons de distribution des espèces sur le transect bordure-plein champ (**Article 6**) induisant ou non un risque malherbologique. Ces études permettront de définir le rôle que joue la bande enherbée pour les espèces adventices : refuge, source d'alimentation du champ, rôle pour la flore de la bordure …

A ce stade, la connaissance des espèces qui se développent dans les bandes enherbées et des traits caractéristiques des espèces permet de poser la question du devenir des espèces. **Le chapitre 5** visera à déterminer dans quelle mesure les modes de gestion, quasi seul levier de gestion de la flore adventice pour l'agriculteur, influence la dynamique temporelle des communautés. Nous observerons l'influence du milieu, de diverses pratiques de gestion. Nous verrons dans quelles mesures certaines pratiques peuvent potentiellement influencer les populations d'espèces annuelles (**Article 7**).

La conclusion sera en partie alimentée par un résumé de présentation de synthèse (**Annexe 5**). Puis elle ouvrira des perspectives de recherche dont certaines ont été initiées : sur les relations flore – insectes phytophages (criquets) des bandes enherbées (**Annexe 6**), sur la disponibilité en graines dans les bandes enherbées pour la prédation (**Annexe 7**) et sur la relation entre la flore adventice et la flore microbienne des bandes enherbées.

CHAPITRE I

EVALUATION DE LA MISE EN PLACE DES BANDES ENHERBÉES POUR DÉGAGER LES CRAINTES PERÇUES PAR LES AGRICULTEURS

Bande enherbée : des craintes - pourquoi ?

A. INTRODUCTION DU CHAPITRE

Les bandes enherbées ont été mises en place pour leur plus large partie en 2005. Comme nous l'avons vu en introduction de ce document, en France, leur mise en place ne fait suite à aucune compensation financière. De plus, même si la suppression de 3% de surface cultivable supprime des charges de production pour l'agriculteur, la mise en place et l'entretien des bandes enherbées peut entrainer un cout économique (perte de surface, cout de semis et d'entretien). Enfin, étant donné que cette surface n'est plus désherbée depuis plusieurs années, de nombreuses espèces spontanées peuvent s'y développer et représenter une crainte malherbologique pour l'agriculteur. Ce chapitre vise donc à enquêter des agriculteurs sur leur ressentis vis-à-vis des bandes enherbées pour dégager les principales craintes. Il s'agira par la suite de vérifier ces craintes par une évaluation des bandes enherbées sur deux critères : les adventices et le cout économique. Ces critères peuvent être liés dans la mesure où une infestation forte d'adventice peut entrainer un surcout de gestion (ici par broyage).

Ce chapitre est rédigé sous forme de deux articles qui utilisent des jeux de données différents.

La communication dans le colloque sur la biologie des mauvaises herbes (Dijon – 2009) utilise un jeu de données sur trois régions géographiques alors que l'article sous presse dans la revue *Agriculture for Sustainable Development* détaille plus précisément les données sur deux régions de grandes cultures.

Article 1

Cordeau S., Gibot-Leclerc S. & Chauvel B. 2009. Mise en place des bandes enherbées : quels ressentis et quelles craintes malherbologiques de la part des agriculteurs ? XIIIème Colloque International sur la Biologie des Mauvaises Herbes. Dijon (France) – 8 - 10 Septembre 2009. 16-27. CD Rom N° ISBN 978-2-950550-17-0. Communication orale

Article 2

Stéphane Cordeau, Xavier Reboud, Bruno Chauvel. 2010. Farmers fears and agro-economic evaluation of sown grass strips in France.
Sous presse. *Agronomy for Sustainable Development. Accepté le 12/08/2010 (http://www.agronomy-journal.org/index.php?option=com_forthcoming&Itemid=18)*

B. ARTICLE 1

MISE EN PLACE DES BANDES ENHERBÉES :

QUELS RESSENTIS ET QUELLES CRAINTES

MALHERBOLOGIQUES DE LA PART DES AGRICULTEURS ?

Cordeau S., Gibot-Leclerc S. & Chauvel B. 2009.

XIIIème Colloque International sur la Biologie des Mauvaises Herbes. Dijon (France)
8 - 10 Septembre 2009, p 16-27.

CD Rom N° ISBN 978-2-950550-17-0. Communication orale.

Mise en place des bandes enherbées : Quels ressentis et quelles craintes malherbologiques de la part des agriculteurs

S. Cordeau*, S. Gibot-Leclerc* et B. Chauvel*

*INRA, UMR 1210 Biologie et Gestion des Adventices, F-21000 Dijon, France

stephane.cordeau@dijon.inra.fr

B.1. Résumé

Obligatoires depuis 2005, les bandes enherbées (surfaces en couvert environnemental) ont été mises en place pour des raisons environnementales. Mais celles-ci peuvent aussi offrir un refuge pour les mauvaises herbes, à l'image des bordures de champs. La question posée est de connaître le ressenti environnemental, économique et agronomique des agriculteurs sur cette mesure agricole environnementale. Quelles sont leurs principales inquiétudes ? Combien coûte la réalisation de cette mesure ? Quelles mauvaises herbes rencontrent-t-ils dans les bandes enherbées et quel est, selon leur avis, le risque malherbologique pour les parcelles proches ? Dans deux zones géographiques, 51 agriculteurs ont été enquêtés. Les enquêtes ont permis d'établir deux profils économiques : d'une part les bandes enherbées en bord de grandes cultures d'autre part celles en bord de prairie. La perte varie de 110€/ha sur une prairie à 708€/ha en maïs. Malgré ces estimations, 68.6% des agriculteurs estiment n'avoir aucun impact sur le revenu de l'exploitation. De plus, 41.7% des agriculteurs comprennent le rôle environnemental de la mesure. Enfin, les deux tiers des agriculteurs questionnés estiment avoir des problèmes d'adventices sur leurs bandes enherbées dont la moitié avec des risques de dispersion vers les parcelles voisines. Bien que la flore des bandes enherbées soit composée majoritairement d'espèces adventices des champs, il n'est pas possible de savoir si ces espèces pourront se disperser depuis la bande vers l'intérieur de la parcelle.

B.2. Mots-Clés:

bandes enherbées, zone tampon, enquête, ressenti, adventices

B.3. Summary

Establishment of sown grass field margin strips: farmers' perception and fears of weed risks

French farmers have had to sow grass strips along watercourses for environmental reasons since 2005. This new habitat, like all field margins, could be a refuge for weeds. The aim of this study is to understand the environmental, economic and agronomic perception of farmers relating to this measure. How much does it cost to set up and manage grass strips? What are the main fears? Which weed species farmers found in sown grass strip, and what's the weed-risk for the adjacent crop? First of all, the study was based on 51 farmers who were interviewed. The farmers came from two geographical zones. The economic evaluation interviews of the government measure showed two grass strips profiles: on the one hand the one along the crop fields; and on the other hand the one along grasslands. Farmers lost from 110€/ha with a grass strip in grassland from 708€/ha in a maize field. Despite of these estimations, 68.6% of the interviewed farmers observed no impact on the economic result of the farm. 41.7% of farmers understood the environmental objectives of the measure. Finally, two thirds of farmers said they had problems with weed species in their grass strips. Half of them expressed a fear concerning the weed-risk dispersion from the strip into the field.

B.4. Key words:

sown grass field margin strips, buffer zone, interview, perception, weed species

B.5. Introduction

Depuis plusieurs dizaines d'années, des changements majeurs s'opèrent en agriculture, principalement sous l'impulsion des réformes successives de la Politique Agricole Commune (PAC). La mise en place des jachères, ou gel des terres agricoles pour limiter la production, a été un de ces changements majeurs qui a conduit les agriculteurs à gérer autrement leur territoire (Barrué-Pastor, 1993). Depuis peu, la réglementation en termes de gel des terres a changé. En effet, outre les gels de terre volontaires ou contractualisés (jachère faune sauvage, apicole, gel industriel), une seule mesure reste obligatoire et réglementée : les bandes enherbées ou « surface en couvert environnemental ». En effet, la prise de conscience des dégâts que l'intensification de l'agriculture a provoqués sur l'environnement, a amené la mise en place de pratiques ou de dispositifs réglementaires pour le respect des Bonnes Conditions Agro-Environnementales (BCAE). Les bandes enherbées sont un de ces dispositifs réglementaires à visée environnementale (BCAE n°1, site du ministère).

Deux mesures ont impulsé la mise en place des bandes enherbées. Dans un premier temps, suite à la définition en France de « zones vulnérables aux pollutions azotées », la directive « nitrate » (directive nitrate 91/676/CEE, lutte contre les pollutions azotées) a permis la mise en place de bandes d'herbes semées le long des cours d'eau où sur des zones de captage d'eau potable. Dans un second temps, La réforme de la PAC en 2003 a instauré le principe de conditionnalité des aides qui vise à attribuer ces mêmes aides aux agriculteurs qui réaliseront des pratiques ou auront des installations répondant à des exigences réglementaires. Ainsi, un gel environnemental ou « surface en couvert environnemental » a été imposé aux agriculteurs. Cette mesure vise à protéger la ressource « EAU » en limitant la dérive des produits phytosanitaires dans les eaux superficielles, créant une zone tampon. De plus, elle permet d'intercepter par sédimentation les produits phytosanitaires des eaux de ruissellement (Tollner et al., 1976), leur permet de s'infiltrer dans le sol, voire même d'être dégradés. Il a été montré que 90 à 99% de la quantité totale des produits phytosanitaires quittant une parcelle agricole était interceptée par une bande enherbée (Souiller et al., 2002). Dans un second temps, les bandes enherbées permettent de protéger la ressource « SOL » en limitant l'érosion hydrique des sols, qui exporte chaque année en moyenne en Europe 1 t/ha de terre, pouvant aller jusqu'à 100t/ha dans des cas extrêmes (Montanarella et al., 2003). Ainsi 84 à 99 % des matières en suspension, responsables de la turbidité de l'eau, sont retenues par les bandes enherbées (Gry, 2006).

Pour satisfaire à ces objectifs environnementaux, la mise en place et l'entretien des bandes enherbées sont très réglementés. En effet, elles doivent représenter 3% de la surface agricole utile (SAU) moins la surface déclarée en herbe. Elles se matérialisent le plus souvent par des bandes d'herbe de 5m de large (et minimum 5 ares), implantées en priorité le long des cours d'eau, et/ou en bordures du champ. Si aucun cours d'eau ne borde les parcelles de l'agriculteur, il est tenu d'implanter les bandes enherbées à des endroits judicieux (ruptures de pente, emplacement de ravines, bas de pentes, zone de captage d'eau, coin de parcelle, bordure de bois, …). S'il veut déroger à cette mesure, il a la possibilité d'implanter 10% de sa surface en culture industrielle (blé éthanol, colza diester, …). Les espèces semées sont un mélange de graminées ou de graminées-légumineuses offrant une plus grande pérennité du couvert. Un couvert végétal doit être visible durant la période du 1er mai au 31 août. Les bandes enherbées doivent être entretenues, par broyage ou fauche permettant, dans ce dernier cas, l'exportation des foins.

Bien que les objectifs premiers, ayant conduit à la mise en place des bandes enherbées, soient environnementaux, la mise en place d'un nouvel élément dans le paysage agricole, d'une « trame verte » le long des cours d'eau, peut avoir des conséquences secondaires très diverses, tant agronomiques, écologiques, sociologiques que paysagères (Bernard et al., 1998). Les bandes enherbées peuvent donc permettre d'entretenir un réservoir de petits gibiers et s'avèrent être des sites d'hivernage privilégiés pour l'avifaune pendant une période où les sols cultivés sont laissés nus (Maillet et al., 2005 ; Soltner, 2001). D'un point de vue agronomique,

elles pourraient potentiellement être un réservoir de mauvaises herbes, de maladies (Moreau et Grolleau, 1993) mais aussi d'auxiliaires prédateurs ou de pollinisateurs. Concernant la flore, il est important de rappeler que les bandes enherbées sont implantées en bordures de champs, largement décrites comme hébergeant une flore adventice riche et abondante (Fried et al., 2009). De plus, c'est un milieu stable dans le temps où aucun travail du sol ne viendra perturber le milieu. Enfin, la pression de sélection exercée par les herbicides où les fertilisants n'est pas autorisée sur les bandes enherbées et seules des actions mécaniques (fauche, broyage) sont permises. Ainsi, les bandes enherbées représentent un milieu à priori favorable au maintien d'espèces adventices dans les paysages agricoles.

Les bandes enherbées présentent donc plusieurs visages : un premier réglementaire, obligatoire, contraignant, obligeant l'agriculteur à réorganiser son territoire de production, imposé en contrepartie des compensations que l'agriculteur percevait par ailleurs précédemment ; un second, économique, car la mise en place et l'entretien des bandes enherbées à des endroits contraints (le long des cours d'eau), où les terres sont souvent productives, riches et/ou humides, a un coût. En effet ces bandes sont le plus souvent implantées sur des sols généralement profonds et fertiles par l'accumulation de sédiments, souvent irrigables et donc à potentiel agronomique élevé (Carpy-Goulard et al., 2006). ; un troisième plus pratique, la bordure permettant à l'agriculteur de faciliter certains travaux agricoles ; un quatrième écologique, permettant à la faune et la flore de trouver un habitat pérenne pour se maintenir ou disperser (fonction corridor) ; et un dernier agronomique où les bandes enherbées agissent comme des refuges d'espèces auxiliaires ou des réservoirs d'espèces adventices et/ou envahissantes pouvant utiliser cet espace pour se maintenir avant de disperser à l'intérieur de la parcelle agricole adjacente.
Cette étude vise à connaître les différents ressentis des agriculteurs quatre ans après la mise en place des bandes enherbées. Quel est le ressenti environnemental, économique et agronomique des agriculteurs sur cette mesure environnementale ? Quelles sont leurs principales inquiétudes ? Quelles sont les conséquences économiques, agronomiques et malherbologiques attendues ?

B.6. Matériels et méthodes

Cette étude est basée sur des enquêtes réalisées auprès d'agriculteurs enquêtés sur deux zones : une partie de la vallée de la Saône partant de Dampierre-sur-Salon jusqu'à Pontailler-sur-Saône (Franche-Comté) et la plaine sud de Niort autour de Chizé (Poitou-Charentes). Les 51 exploitations enquêtées sont de type polyculture-élevage pour 66,7% et de type polyculture céréalière pour 31,4% d'entre elles. Quarante cinq pour cent des exploitations ont une SAU de 100 à 200 ha. L'enquête compte 4 grandes parties : (i) des informations générales relatives à la typologie de l'exploitation, (ii) les pratiques (itinéraires techniques) appliquées aux bandes enherbées (mise en place et entretien) afin de pouvoir estimer le coût de la mesure. Des questions ouvertes ont par la suite permis (iii) d'estimer leurs connaissances de la règlementation et (iv) leurs ressentis sur l'impact de la mesure sur le revenu de l'exploitation agricole et sur le risque malherbologique que représentait les bandes enherbées.

L'analyse statistique des enquêtes a été réalisée grâce au logiciel de traitement statistique Sphinx après recodage des questions ouvertes en questions à choix multiples. Les itinéraires techniques d'implantation et d'entretien des bandes enherbées ont permis d'explorer la diversité des pratiques dans la diversité des types d'exploitation. Le calcul précis des coûts n'est pas possible, vu la diversité des moyens de production disponibles sur les exploitations (tracteurs, outils, surface, main d'œuvre). Une estimation des coûts a été faite en utilisant le barème d'entraide 2008, permettant d'estimer le passage (motorisation comprise) d'un outil agricole. Le prix du blé et du maïs est celui de l'année 2006, moyenne nationale délivrée par Agreste (2008). Les prix des semences des mélanges ont été obtenus en faisant la moyenne des prix annoncés par les principales coopératives des deux zones étudiées. Enfin, les coûts sont détaillés en tenant compte du manque à gagner lié à la présence de la bande enherbée (réduction de la surface de production de blé, maïs, herbe), de la modification des charges ainsi

que de la réduction des produits récoltés.. L'indépendance des variables a été testée par des tests d'indépendance du Khi² (ou table de contingence) sur les effectifs croisés.

B.7. Résultats

Compte tenu des enquêtes réalisées chez les agriculteurs des deux zones, deux grands types de bandes enherbées ont été dégagés : celles implantées sur une parcelle en culture annuelle (blé, maïs, …) et les bandes enherbées déclarées sur des parcelles déjà en herbe (prairies). De plus, ces enquêtes ont fait ressortir deux grands types de pratiques, pouvant être en lien avec le type d'exploitation : exportation des foins pour leur valorisation en alimentation animale (type polyculteur-éleveur) et non-exportation des foins (type céréalier). Ainsi, six *scenarii* ont été évalués : les bandes enherbées implantées sur une parcelle en prairie, en blé ou en maïs et pour chacune, celles entretenues par broyage sans exportation des foins ou par fauchage avec valorisation des foins. L'année de mise en place (année N) l'implantation et l'entretien seront pris en compte. Lors des années suivantes (années N à N+x), seul l'entretien sera considéré. L'exemple d'une parcelle précédemment cultivée en blé a été pris pour illustrer la démarche (tableaux 1 à 4). Le tableau 5 résume les coûts pour les 6 *scenarii*. Les tableaux 1 à 4 sont construits de manière à observer les produits en plus (case A) générés par l'implantation d'une bande enherbée en lieu et place d'une culture de blé, les produits en moins (case B), les charges en plus (case C) et les charges en moins (case D). L'évaluation du coût total est la balance entre les puits et les charges. Ainsi, si le total est négatif, l'implantation et/ou l'entretien d'une bande enherbée génère(nt) une perte d'argent, et inversement, si le signe est positif c'est un gain.

B.7.1. Evaluation économique de la mesure « bande enherbée »

Le tableau 1 montre que sur une parcelle en blé, l'année N, l'implantation et l'entretien par broyage génère une perte de 604€/ha. Malgré la réduction des charges de mécanisation et de l'usage d'intrants sur l'hectare de bande enherbée considéré, la perte est principalement due au manque à gagner de la production de blé sur cette surface. De plus, l'achat de semences « jachères environnementales » a un coût conséquent (150€/ha semé à 15kg/ha de semences prairiales). Ainsi, seul le coût des semences est pris en compte, et non le coût d'implantation (labour, semis, roulage). Pour l'entretien, le broyage est peu coûteux, mais l'herbe n'est pas exportée et ne peut être valorisée en alimentation animale par exemple.

Tableau 1 : Evaluation du coût d'implantation (année N) des bandes enherbées sur une parcelle précédemment cultivée en blé, avec un entretien par broyage sans valorisation de l'herbe (MO : main d'œuvre)
Table 1: Cost evaluation to set up grass strips (year N) in a preceding wheat field with a management by mowing without grass export (MO: workforce)

Produits en plus (A)	Coût €/ha	Charges en plus (C)	Coût €/ha
		Semences bandes enherbées	150
		Broyage 2 ha/h * 50€/h * 2 passages	50

Produits en moins (B)	Coût €/ha	Charges en moins (D)	Coût €/ha
Primes (aides couplées)	83	Engrais	130
Récolte	830	Epandage engrais (traction, gasoil, MO) : 2 passages	16
		Produits phytosanitaires (herbicides, insecticides, fongicides)	180
		Passage pulvérisateur (traction, gasoil, MO) : 4 passages à 12 €/ha	48
		Passage moissonneuse (gasoil, MO)	85
		Semences culture	50
Total produits (A - B) =	**-913 €**	**Total charges (C - D) =**	**-309 €**

Total (A - B) - (C - D) = -604€

Si l'herbe est valorisée (tableau 2), la bande est donc entretenue par fauchage en remplacement du broyage. Comme en prairie, la fauche oblige donc un ou plusieurs fanage(s), un andainage et un pressage du foin. Malgré ces charges en plus, la production de foin est un gain d'argent. La production de foin, faite ici sans fertilisant (du fait de la réglementation des bandes enherbées) a été modérée de 30%. Ainsi la valorisation du foin permet de diminuer la perte occasionnée l'année N à 435 €.

Tableau 2 : Evaluation du coût d'implantation (année N) des bandes enherbées sur une parcelle précédemment cultivée en blé, avec un entretien par fauchage et valorisation de l'herbe (MO : main d'œuvre)
Table 2: Cost evaluation to set up grass strips in a preceding wheat field (year N) with a management by mowing with grass export (MO: workforce)

Produits en plus (A)	Coût €/ha	Charges en plus (C)	Coût €/ha
Foin produit sans fertilisant		Semences bandes enherbées	150
(-30% de production de 337€)	235.9	Faucheuse (traction, gasoil, MO)	44
		Faneuse (traction, gasoil, MO) x 2	30
		Andaineuse (traction, gasoil, MO)	25
		Pressage (traction, gasoil, MO) : 4 €/balle avec 4,5 balles à l'hectare	18

Produits en moins (B)	Coût €/ha	Charges en moins (D)	Coût €/ha
Primes (aides couplées)	83	Engrais	130
Récolte	830	Epandage engrais (traction, gasoil, MO) : 2 passages	16
		Produits phytosanitaires (herbicides, insecticides, fongicides)	180
		Passage pulvérisateur (traction, gasoil, MO) : 4 passages à 17 €/ha	48
		Passage moissonneuse (gasoil, MO)	85
		Semences culture	50
Total produits (A - B) =	**-677 €**	**Total charges (C - D) =**	**-242 €**

Total (A - B) - (C - D) = -435 €

Dans l'évaluation du coût de la mesure lors des années qui suivent l'implantation (années N+1 à N+x), l'entretien des bandes est pris en compte. Les différents travaux du sol réalisés sur la parcelle (labour, semis, …) seront considérés comme charges à déduire de la surface en couvert environnemental. En effet, le tableau 3 montre que ces charges en moins vont diminuer la perte occasionnée par la présence de la bande enherbée. Ces travaux mécaniques du sol sont coûteux à l'hectare, tant en carburant qu'en temps de travail et occasionnent environ 102€/ha de charges en moins. L'achat des semences a également disparu des charges en plus, car la bande est installée, diminuant ainsi les charges en plus de 150€/ha. Ainsi, l'année N+1, la bande enherbée occasionne une perte de 356€/ha principalement due au manque à gagner en production de blé et balancée par les charges de mécanisation en moins. Le broyage reste toujours une pratique peu coûteuse (50 €/ha pour l'année).

Tableau 3 : Evaluation du coût d'entretien par broyage sans valorisation de l'herbe (année N+1 à N+x) des bandes enherbées sur une parcelle précédemment cultivée en blé. (MO : main d'œuvre)

Table 3: Cost evaluation to manage grass strips by mowing without grass export (from year N+1 to year N+x), previously set up in a wheat field (MO: workforce).

Produits en plus (A)	Coût €/ha	Charges en plus (C)	Coût €/ha
		Broyage 2 ha/h * 50€/h * 2 passages	50

Produits en moins (B)	Coût €/ha	Charges en moins (D)	Coût €/ha
Primes (aides couplées)	83	Engrais	130
Récolte	830	Produits phytosanitaires (herbicides, insecticides, fongicides)	180
		Passage pulvérisateur (traction, gasoil, MO) : 4 passages à 12 €/ha	48
		Passage charrue (traction, gasoil, MO)	57
		Passage semoir combiné (traction, gasoil, MO)	45
		Passage rouleau (traction, gasoil, MO)	12
		Passage moissonneuse (traction, gasoil, MO)	85
		Semences culture	50
Total produits (A - B) =	**-913**	**Total charges (C - D) =**	**-557**

Total (A - B) - (C - D) = -356 €

Comme lors de l'année d'implantation, la valorisation de l'herbe permet de générer des produits en plus (foin) et des charges en plus (fanage, andainage, pressage) lors de l'année N+1 (tableau 4). Les autres rubriques étant identiques au tableau 3, la perte occasionnée par l'entretien d'une bande enherbée en année N+1 s'élève à 187 €/ha.

Tableau 4 : Evaluation du coût d'entretien par fauche avec valorisation de l'herbe (année N+1 à N+x) des bandes enherbées sur une parcelle précédemment cultivée en blé (MO : main d'œuvre)

Table 4: Cost evaluation to manage grass strips by mowing with grass export (from year N+1 to year N+x), previously set up in a wheat field (MO: workforce).

Produits en plus (A)	Coût €/ha	Charges en plus (C)	Coût €/ha
Foin produit sans fertilisant		Passage faucheuse (traction, gasoil, MO)	44
(-30% de production de 337€)	235.9	Passage andaineur (traction, gasoil, MO)	25
		Passage faneuse (traction, gasoil, MO) x2	30
		Pressage (traction, gasoil, MO) : 4 €/balle avec 4,5 balles à l'hectare	18

Produits en moins (B)	Coût €/ha	Charges en moins (D)	Coût €/ha
Primes (aides couplées)	83	Engrais	130
Récolte	830	Produits phytosanitaires (herbicides, insecticides, fongicides)	180
		Passage pulvérisateur (traction, gasoil, MO) : 4 passages à 12 €/ha	48
		Passage charrue (traction, gasoil, MO)	57
		Passage semoir combiné (traction, gasoil, MO)	45
		Passage rouleau (traction, gasoil, MO)	12
		Passage moissonneuse (traction, gasoil, MO)	85
		Semences culture	50
Total produits (A - B) =	**-677 €**	**Total charges (C - D) =**	**-490 €**

Total (A - B) - (C - D) = -187 €

L'exemple d'une bande enherbée implantée sur une parcelle précédemment cultivée en blé a été pris pour illustrer la démarche. Le Tableau 5 illustre les 6 scénarios envisagés. En année N, sachant que la perte est principalement due au manque à gagner en production de la culture en place (blé, maïs, foin en prairie), la perte est plus élevée sur une parcelle en maïs (732€ avec valorisation de l'herbe et 871 € sans valorisation). Lors de l'année N+1, la perte est également occasionnée par le manque à gagner de production, très peu balancée par les baisses de charges de mécanisation. Ainsi la perte est une nouvelle fois plus élevée en maïs.

Si la bande est implantée sur une prairie déjà en place, il n'y a aucun coût lié à l'implantation de la bande enherbée (150 €/ha de semences en moins). Ainsi, avec valorisation de l'herbe, la perte liée à l'implantation de la bande enherbée s'élève à 110 € en année N et également en année N+1. Seul le coût lié à l'entretien est comptabilisé dans les charges en plus, balancé par les charges en moins (fertilisant et charge de mécanisation lié à l'exportation des foins de la prairie). L'agriculteur perd également les primes à l'herbe sur la surface considérée (100 €/ha). La moindre production de foin liée à la non utilisation de fertilisant (-30% de la production) a également été comptabilisée. Dans le scénario où l'herbe est valorisée, les pratiques de l'agriculteur restent identiques (fauchage, fanage, andainage, pressage). Dans le scénario sans valorisation, ces charges sont enlevées et remplacées par des charges en plus de broyage, moins coûteuse. Cependant le manque à gagner en production d'herbe augmente la perte de 110 €/ha à 280 €/ha.

Tableau 5 : Evaluation des coûts d'implantation et d'entretien en fonction de la culture précédente et le mode d'entretien (valorisation ou non de l'herbe).
Table 5: Cost evaluation to set up and to manage grass strips, relating to the crop previously cropped in the field and to the way of management

	Avec valorisation de l'herbe			Sans valorisation de l'herbe		
	Prairie	Blé	Maïs	Prairie	Blé	Maïs
Implantation et entretien (Année N)	-110 €	-435 €	-732 €	-279 €	-604 €	-871 €
Entretien (Année N+1)	-110 €	-187 €	-454 €	-279 €	-356 €	-653 €
Cout calulé sur 4 ans	-110 €	-249 €	-524 €	-279 €	-418 €	-708 €

Malgré ces estimations, 68,6% des agriculteurs interrogés estiment qu'il n'y a pas eu d'impact direct sur le revenu d'exploitation, 25,5% observant une baisse (5,9% de non réponse). Il n'existe pas de dépendance entre le système d'exploitation (polyculture-élevage, céréalier) et l'impact sur le revenu (χ^2=2,08 ; p(Monte-Carlo)=0,0748 ; ddl=1). Pour les exploitants qui mentionnent que le revenu a baissé, cette baisse vient principalement d'une perte de production (15,7% des réponses) et très peu (2%) de l'investissement en matériel (82,4% de non réponse). La baisse de revenu vient donc d'une diminution des produits (manque à gagner en production, tableaux 1, 2, 3 et 4) et non pas d'une augmentation des charges d'exploitation. En effet, pour 92,6% des agriculteurs, le matériel était déjà présent sur l'exploitation. Outre l'investissement dans un broyeur, le matériel utilisé pour la mise en place et l'entretien des bandes enherbées n'est pas spécifique. Toutefois, la réglementation imposant une certaine largeur minimale (5 m) et parfois maximale (10 m), le matériel déjà présent sur l'exploitation pouvait être un inconvénient. Pourtant, sur les 35 agriculteurs qui ont répondu, 74% disent ne pas avoir eu de problème à la mise en place des bandes enherbées. Pour ceux qui en ont eu, la raison principale était la largeur des outils. Pour pallier à ce problème, ils ont, en majorité (81,8%), adapté la bande enherbée à la largeur de leurs outils.

B.7.2. Perception et ressenti de la mise en place des bandes enherbées

Selon les agriculteurs enquêtés, les bénéfices principaux de cette mesure sont, dans l'ordre d'importance, sociétal (31,3%), environnemental (29,7%) et très peu agronomique (12,5%). Plus du quart n'y voit aucun bénéfice. Pour l'aspect sociétal, ils pensent que la mise en place des bandes enherbées peut permettre d'améliorer leur image auprès des non-agriculteurs (villageois, famille…). De plus certains mentionnent l'utilisation des bandes enherbées par les promeneurs, chasseurs, pêcheurs, … Cependant, interrogés sur l'opinion de leur entourage, 32,4% pensent que les non-agriculteurs ne sont pas assez informés par rapport à cette mesure environnementale et qu'ils ne se rendent pas forcement compte de ce que font les agriculteurs.

Mais, l'enquête du ressenti environnemental a montré que 27,3 % des agriculteurs mentionnaient la protection des cours d'eau contre les dérives de produits phytosanitaires ou d'engrais granulés (rôle de zone tampon), que 5,5% citent leur rôle dans la limitation de l'érosion. En revanche, 50% doutent de l'efficacité des bandes enherbées et ne comprennent pas la pertinence de la mesure d'un point de vue environnemental.

La réglementation exacte est également mal connue des agriculteurs enquêtés, 46,9% la connaissant partiellement et 9.4% nullement. La moitié n'en connaît que les grandes lignes (largeur, surface). En revanche, ils savent que l'information est disponible auprès de diverses sources et 9,4% savent où la chercher. Parmi ces sources, ils citent le plus couramment les réunions avec l'administration (26,2%), les plaquettes du ministère que les agriculteurs reçoivent chez eux (21,4%) et les réunions avec la coopérative (19%).

D'un point de vue agronomique, et plus particulièrement sur les conséquences de la mise en place des bandes enherbées, la moitié des exploitants n'ont aucune crainte et n'ont fait aucune observation quant aux conséquences sur les cultures adjacentes. En revanche, pour l'autre moitié, les craintes portent sur les adventices et les ravageurs (limaces et ragondins). Concernant les adventices, ceux qui ont des craintes, considèrent la bande enherbée comme un réservoir potentiel de mauvaises herbes pouvant, pour un tiers d'entre eux, disperser vers la parcelle. Ainsi, selon eux, l'impasse technique quand la bande laisse apparaître beaucoup d'adventices est un problème.

B.8. Discussion

L'étude a permis de recueillir le ressentis de 51 agriculteurs. Quarante cinq pour cent des exploitations enquêtées ont une SAU de 100 à 200 ha, ce qui est au dessus de la SAU moyenne des exploitations françaises (77ha, selon Agreste (2008)). Plus de 10% étaient des grosses exploitations (SAU > 300ha). Malgré la diversité des types d'exploitations, les réponses émises par les agriculteurs ne sont pas influencées par la taille de l'exploitation, le type de système de production. En revanche, le lieu d'implantation des bandes enherbées est clairement dépendant du système de production de l'exploitation ; la quasi-totalité des éleveurs ayant des prairies le long des cours d'eau, la mise en place des bandes enherbés a été réalisée sur ces parcelles déjà en herbe. Ainsi, les agriculteurs possédant des prairies en bord de cours d'eau perçoivent mieux la mesure, allant même jusqu'à proposer des améliorations.

La vision des agriculteurs sur les bandes enherbées a clairement changé depuis 2005, première année d'obligation d'implantation. Au début, leur principale inquiétude était économique. Avec cette étude, nous pouvons démontrer que la mesure a effectivement un coût, mais qu'il est recevable par la majorité des agriculteurs enquêtés. La plus forte perte estimée par cette étude, c'est-à-dire une bande enherbée implantée sur une parcelle en maïs, sans valorisation de l'herbe est de 708€/ha/an, calculée sur 4 ans. Ainsi si on considère des exploitations sans prairie, dont la SAU varie de 50 à 300ha, la surface en couvert environnemental (3%) varie

donc de 1,5ha à 9ha. Ainsi, le coût pour une exploitation et par an varie de 1062€ à 6372€. De plus, cette estimation qui maximise les pertes, peut être modulée si on intègre le coût de la bande enherbée vis-à-vis de la rotation pratiquée sur la parcelle. Ainsi, ce coût ne peut avoir d'incidence forte sur le revenu d'une exploitation.

Pour autant, dans nombreux pays d'Europe, les dispositifs agro-environnementaux sont contractualisés et réalisés par les agriculteurs en contrepartie de compensations financières. Legast et al., (2009) décrivent l'accompagnement technique et le financement délivrés à des agriculteurs belges pour l'implantation de bandes de céréales extensives avec introduction d'espèces messicoles. De plus, la sociologie appliquée à l'agriculture s'est longuement attardée sur la perception et l'acceptation des politiques agricoles par les agriculteurs. De nombreuses études illustrent que l'adhésion des agriculteurs aux mesures agro-environnementales est plus élevée si elles sont motivées par des compensations financières (van der Meulen et al. 1996 ; Sullivan et al., 1996 ; Wossink et van Wenum, 2003 ; Herzon et Mikk, 2007 ; Defrancesco et al., 2008).

Outre l'aspect économique, la moitié des agriculteurs voient dans les bandes enherbées un risque malherbologique. Le tiers d'entre eux, observent même une dispersion de mauvaises herbes vers la parcelle cultivée. Des relevés floristiques réalisés sur 77 bandes enherbées ont recensé 187 espèces végétales (Cordeau et al., 2009) en Côte d'Or et sur le dispositif enquêté dans les Deux-Sèvres. Une partie de cette flore observée a été semée (poacées et légumineuses souvent en mélange). Parmi ces espèces semées, il est possible de trouver le ray-grass (Lolium sp.), le dactyle aggloméré (*Dactylis glomerata* L.), des fétuques (*Festuca rubra* L., *Festuca arundinacea* Schreb., *Festuca pratensis* Huds.), des trèfles (*Trifolium campestre* Schreb., *Trifolium repens* L.) et de la luzerne (*Medicago sativa* L.). Si on pondère le nombre de fois qu'une espèce est présente dans un mélange par le pourcentage qu'elle occupe dans le mélange, *Lolium sp*. est l'espèce majoritairement semée dans les bandes enherbées (42%), suivi de la fétuque élevée (30%) et de la fétuque rouge (20%). Le trèfle blanc est le plus fréquent, bien que les légumineuses soient minoritaires car ajoutées au mélange. En dehors des espèces semées, sur les 77 bandes enherbées, environ 26 espèces adventices en moyenne ont été observées par bande. Le nombre d'espèces n'est pas structuré par le type de bordure préexistante en marge des bandes enherbées ni par l'âge des bandes enherbées. En effet, dès la première année, la richesse spécifique est très élevée due à la germination des graines présentes dans le stock semencier. Dans les jachères, Gasquez (1993) mentionne que seules les espèces dont les graines sont présentes préalablement dans le stock semencier lèveront. Seules quelques espèces anémochores (pissenlit, chardon, seneçon) peuvent aussi apparaître sur ces nouvelles zones.

Cordeau et al. (2009) montrent également que 59,6% des espèces ont été vues dans moins de 10% des bandes. Parmi ces espèces on trouve notamment des messicoles rares comme le miroir de Vénus (*Legousia speculum-veneris* (L.) Chaix). Marshall (2009) corrobore ces observations et conclue même que les bandes enherbées peuvent être une menace pour les espèces rares du fait de la compétition exercée par les espèces semées qui peuvent limiter les germinations des espèces annuelles.

La flore des bandes enherbées est composée à 89.9% par des espèces qualifiées d'adventices dans les parcelles cultivées (Cordeau et al., 2009). Les autres sont des espèces des milieux humides ou des fossés (*Dipsacus follunum* L.), des ligneux (*Fraxinus excelsior* L.) ou des espèces des bordures (*Actium lappa* L.*, Alcea rosea* L.). Les bandes enherbées sont implantées, de part leur flore, s'apparentent très largement aux autres bordures de champs très largement décrites (Fried et al., 2009 ; Marshall, 2009 ; Dutoit et al., 1999 ; Hovd, 2005). En effet les espèces les plus fréquentes dans les bandes enherbées sont également les plus communes des parcelles cultivées. Mais ceci ne signifie par pour autant que les espèces des bandes enherbées dispersent vers l'intérieur de la parcelle. Marshall (2009) montre que les bandes enherbées influencent légèrement la flore des premiers mètres de la parcelle, mais n'ont aucune influence sur la flore du plein champ. En revanche elles jouent un rôle protecteur de la flore de la bordure pré-existante et augment la diversité dans ces dernières. Seuls

des travaux réalisés à l'aide de transects pourront permettre de répondre à la question de la dispersion des espèces adventices des bordures vers les parcelles cultivées.

B.9. Remerciements

Les auteurs tiennent à témoigner leur gratitude et leur reconnaissance aux étudiants de SupAgro Dijon, E. Furne, M. Lecomte, E. Nourry, M. Planchais et B. Sornay, pour leur travail d'enquête et d'analyse. Les travaux menés dans la Vallée de la Saône, faisaient partie intégrante de leur formation d'ingénieur agronome.

B.10. Bibliographie

AGRESTE. septembre 2008. Coûts de production blé et maïs : 2006. Les dossiers, (2).

BARRUÉ PASTOR, M. 1993. Les grandes étapes de la PAC et l'intégration progressive de la problématique environnementale. In C.-U. CNRS (ed) Réforme de la PAC et environnement : intégration croissante, résonnances et contradictions, à propos du gel des terres.).

BERNARD, J. L., GRANVAL, P. & PASQUET, G. 1998. . Tomorrow, the field margins to reconcile agriculture, hunting and the environment Phytoma, La défense des végétaux, (502), 6-11.

CARPY-GOULARD, F., DANIEL, K., KEPHALIACOS, C., MOSNIER, C., RIDIER, A. & VAN DE MOORTEL, C. 2006. Conditionnalité des aides directes : Impact de la mise en oeuvre de certaines BCAE et de la mesure de maintien des pâturages permanents. Notes et études économiques, (25), 137-164.

CORDEAU, S. & CHAUVEL, B. 2009. Sown grass field margin strips: such a rich and biodiverse habitat! . Proceedings of the 3rd Workshop of the EWRS Working Group: Weeds and Biodiversity, Lleida (Spain), 74-75.

CORDEAU, S., DESSAINT, F. & CHAUVEL, B. 2009. Les bandes enherbées : un milieu riche quoi que l'on y fasse ! résumés du 5ème Colloque d'Ecologie des communautés végétales – ECOVEG5, Gembloux (Belgique), 20.

DEFRANCESCO, E., GATTO, P., RUNGE, F. & TRESTINI, S. 2008. Factors affecting farmers' participation in agri-environmental measures: A northern Italian perspective. Journal of Agricultural Economics, 59(1), 114-131.

DUTOIT, T., GERBAUD, E. & OURCIVAL, J. M. 1999. Field boundary effects on soil seed banks and weed vegetation distribution in an arable field without weed control (Vaucluse, France). Agronomie, 19(7), 579-590.

FRIED, G., PETIT, S., DESSAINT, F. & REBOUD, X. 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biological Conservation, 142(1), 238-243.

GASQUEZ, J. 1993. Les adventices en jachère. Les dossiers de l'environnement de l'INRA, 9, 101-104.

GRY, L. 2006. Jachères et bandes enherbées, la PAC met en valeur les couverts environnementaux. Semences et progrès, (126), 23-41.

HERZON, I. & MIKK, M. 2007. Farmers' perceptions of biodiversity and their willingness to enhance it through agri-environment schemes: A comparative study from Estonia and Finland. Journal for Nature Conservation, 15(1), 10-25.

HOVD, H. & SKOGEN, A. 2005. Plant species in arable field margins and road verges of central Norway. Agriculture, Ecosystems & Environment, 110(3-4), 257-265.

LEGAST, M., BODSON, B. & MAHY, G. 2009. La biodiversité végétale est de retour dans nos champs : le cas des mesures agro-environnementales en région wallone (Belgique). 5ème colloque d'Ecologie des communautés végétales. (Gembloux (Belgique)).

MAILLET-MEZERAY, J. 2005. Tout savoir sur les bandes enherbées. Perspectives agricoles, (315), 23-41.

MARSHALL, E. J. P. 2009. The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. Weed Research, 49(1), 107-115.

MINISTÈRE DE L'ALIMENTATION DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE. 2009. http://agriculture.gouv.fr/sections/thematiques/europe-international/politique-agricole-commune/module_pac_dpu/la-conditionnalite/.).

MONTANARELLA, L., VAN ROMPAEY, A. & JONES, R. 2003. SOIL EROSION RISK IN EUROPE. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability).

MOREAU, J. P. G., G. 1993. Les nouvelles jachères un risque pour les cultures avoisinantes ? Les dossiers de l'environnement de l'INRA, 9, 71-72.

SOLTNER, D. 2001. Bandes enherbées et autres dispositifs bocagers).

SOUILLER, C., COQUET, Y., POT, V., BENOIT, P., RÉAL, B., MARGOUM, C., LAILLET, B., LABAT, C., VACHIER, P. & DUTERTRE, A. 2002. Dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé: mise en évidence des processus mis en jeu par simulation de ruissellement et infiltrométrie (Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Partie 1). Etude et gestion des sols, 9(4), 269-285.

SULLIVAN, S., MCCANN, E., DEYOUNG, R. & ERICKSON, D. 1996. Farmers' attitudes about farming and the environment: A survey of conventional and organic farmers. Journal of Agricultural & Environmental Ethics, 9(2), 123-143.

TOLLNER, E. W., BARFIELD, B. J., HAAN, C. T. & KAO, T. Y. 1976. Suspended sediment filtration capacity of simulated vegetation. Transactions of the Asae, 19(4), 678-682.

VAN DER MEULEN, H. A. B., SNOO, G. R. D. & WOSSINK, G. A. A. 1996. Farmers' Perception of Unsprayed Crop Edges in the Netherlands. Journal of Environmental Management, 47(3), 241-255.

WOSSINK, G. A. A. & VAN WENUM, J. H. 2003. Biodiversity conservation by farmers: analysis of actual and contingent participation. European Review of Agricultural Economics, 30(4), 461-485.

C. ARTICLE 2

FARMERS FEARS AND AGRO-ECONOMIC EVALUATION OF SOWN GRASS STRIPS IN FRANCE.

Cordeau S., Reboud X. and Chauvel B. 2010.

Sous presse. Agronomy for Sustainable Development. Accepté le 12/08/2010

(http://www.agronomy-journal.org/index.php?option=com_forthcoming&Itemid=18)

Farmers' fears and agro-economic evaluation of the sown grass strips in France

Stéphane Cordeau, Xavier Reboud and Bruno Chauvel*

INRA, UMR1210, Biologie et Gestion des Adventices, F-21000 Dijon, France

*Corresponding author: Bruno CHAUVEL

INRA, UMR1210, Biologie et Gestion des Adventices, F-21065 Dijon cedex, France

Tel: +33 3 80 69 30 39 - Fax: +33 3 80 69 32 62 - E-mail: chauvel@dijon.inra.fr

C.1. Abstract

Since 2005 farmers have been under the obligation to set up sown grass strips along watercourses in order to limit pesticide drift and soil erosion French. They have parcelled out their fields, set aside 3% of their farm size and managed grass without herbicide. Consequently, this environmental measure could cause farmers fears like economic losses and weed infestations of their field margins. Here, we set the farmers' perception alongside our evaluation of sown grass strips on these two points. Firstly, we used the interviews with 29 farmers in two different French regions. Secondly we performed economic evaluations based on the loss of gross margin when farmers replaced crop by grass. Finally, flora relevés in the sown grass strips of the farmers (N=66) allowed us to evaluate the weed risk. Our results showed that two thirds of interviewed farmers thought that sown grass strips affected their farm revenue and represented a weed risk. Concerning economy, we showed that farmers lost from 358 to 853€/ha the year of installation and from 126 to 641€/ha the next years. The loss is linked with the loss of crop production, and less with grass management cost. At the farm level and taking into account the characteristics of the surveyed farms, 3% of sown grass strips decreased the farm revenue by 7%. Concerning the weed risk, the farmers' perception was linked with the presence of some competitive perennial (e.g. *Cirsium arvense*) or wind-dispersing (e.g. *Asteraceae*) weed. Sown grass strips with high weed species richness (median 26 species), or with dominance of non-sown species (16.7% of sown grass strips) did not affect the farmers' perception. In our study, the economic loss was weak and acceptable at the farm level. Furthermore, sown grass strips were biodiverse landscape features with low weed risk. With long term considerations, the economic fears could decrease whereas the weed risk could increase.

C.2. Keywords

field margin, weed risk, gross margin, agri-environmental measure, farmers' acceptance

C.3. Introduction

Reforms of European and national agricultural policies have generated changes in the arable landscape. Agricultural reforms have encouraged farmers to reorganize and manage differently their fields by diversifying crop rotations or stopping some cultural practices detrimental to the environment (straw burning). Since the Common Agricultural Policy (CAP) reform in 2003, 5-m wide sown grass strips have been the only compulsory type of set-aside. Their environmental functions have been largely explored. They act as buffer zones between fields and watercourses by limiting pesticide drift (de Snoo and de Wit, 1998) and reducing soil erosion (Montanarella et al., 2003). Moreover, these new elements of the arable landscape could in many ways enhance auxiliaries (Marshall and Moonen, 2002), acting, for instance, as a refuge for pest predators (Sotherton, 1985), crop pollinators and farmland birds (Vickery et al., 2004). However, they have long been known to be a source of crop infestation of different pests, such as molluscs (Frank, 1998), viruses (Henry et al., 1993) or weeds (Marshall, 1989). In this sense, sown grass strips could cause farmers' fears. This agri-environmental policy compels farmers to parcel out their fields. Therefore, sown grass strips could be considered as new microfields where farmers try to minimise economic losses and limit weed development.

Concerning the economic aspects, sown grass strips could be considered as microfields where an annual crop is replaced by perennial grasses which sometimes are exported for cattle feeding. These non-cropped microfields account for 3% of the farm size. French farmers do not receive compensation payment to set up sown grass strips even if it has often been identified as making the farmers' acceptance of agri-environmental measures easier (Herzon and Mikk, 2007; Defrancesco et al., 2008). Moreover, farmers have to sow a mixture of recommended species. In spite of the reduction in operating costs (no pesticide, no soil tillage), farmers have to spend money so as to manage their sown grass strips, since they are under the obligation to mow the grass at least once a year in order to control the development of woody species. Therefore, despite the saving of pesticides and tillage, sown grass strips could potentially represent a cost for farmers because of the loss of production and the cost of management (Carpy-Goulard et al., 2006).

Concerning the weeds, farmers manage them in order to limit weed infestation. In fact, the unique selection pressure on weed is the mowing of the sown grass strips and it seems to change the community in terms of composition, promoting pernicious species (Westbury et al., 2008). Moreover, sown grass strips have been installed on the field margins, which are known to harbour many weeds (Marshall, 1989; Fried et al., 2009). Finally, sown grass strips could become a refuge for weeds due to the ban on pesticide and fertilizer use. The multitude of seeds or buds contained in the seed bank could raise the number and abundance of weed species (Amiaud and Touzard, 2004).

The farmers' fears over weed risk and economic cost still need to be quantified and set alongside to economic evaluations or field observations. Moreover, in addition to economic (Hooks et al., 1983) or agronomic aspects, the behaviour of the growers must be taken into account in the process of adoption of innovations. Through interviews with farmers, the first aim of this work was to know whether sown grass strips caused economic and agronomic fears to farmers. Secondly, the consequences of the establishment of sown grass strips were evaluated by studying two criteria: (i) the economic cost of sown grass strips and (ii) its potential weed risk. Using cost estimations of the farmers' practices and weed surveys in their sown grass strips, we have tried to estimate the loss of gross margin when farmers replace crops by grass and to describe the weed flora harboured by sown grass strips.

C.4. Materials and methods

C.4.1. Study area

The study was carried out in two agricultural landscapes (Fig. 1a) located in western France (site 1 - Zone Atelier CNRS "Plaine & Val de Sèvres", Fig. 1b) and eastern France (site 2, Fig. 1c) so as to explore different farm types and cropping systems (Tab. I). No significant gradient in the soil (clay loam soils and deep marly soils) and weather was detected within either studied area. On Site 1, fields are mainly devoted to autumn cereals (i.e. 70% of fields) and a few to maize. Few fields were devoted to temporary meadows (alfalfa and ray-grass). On Site 2, fields are devoted to autumn cereals (i.e. 42%) and oilseed rape (c.a. 13%). A total of 29 farmers (Site 1: N=22; Site 2: N=7) were interviewed. Sixteen of them were polyculture-breeding farmers and 13 were cereal farmers. The major part (89.6%) was constituted by quite big farms in comparison with the average size of large-scale arable French farms (i.e. 65 ha).

C.4.2. Interviews with farmers

C.4.2.1. Farmers' perception of sown grass strips

We interviewed 33 farmers about their perception of the economic and weed-related risks linked to sown grass strips. Interviews focused on two yes/no questions dealing with the economic cost perception – "Do the sown grass strips impact your farm revenue?" – and with the weed risk perception – "Have you encountered weed problems in your sown grass strips?" In addition, farmers tried to identify the origin of the loss of revenues and mentioned weed species which emerged in their sown grass strips, assuming they migrate through landscape elements (from the boundary to the sown grass strip, from the sown grass strip to the field, etc.). With Khi-2 tests on crossed tables of strength (table of contingency), we tried to find out whether there was a relationship between the farmers' answers and farm descriptors (farm size and cereal or breeding farm) and between the farmers' answers and their installation and management practices on sown grass strips.

C.5. Practices on sown grass strips

Farmers were interviewed about their practices so as to estimate the cost of installing and managing sown grass strips and to show links between their perceptions, their practices and weed indicators. We identified 5 setting-up variables and 2 management variables (Tab. II). The installation variables were: strip age (1 to 5 years), mouldboard ploughing (yes or no), sowing type (conventional: sowing drill only; combined: sowing drill combined with harrow; direct: sowing directly with superficial soil tillage), sowing period (autumn or spring) and sown seed mixture (GL: grasses and legumes; GFrLp: grass mixtures with *Festuca rubra* L. and *Lolium perenne* L.; GFa: grass mixtures dominated by *Festuca arundinacea* L.). The sown grass strips were mainly sown with two or three species, among which *Lolium perenne*, *Dactylis glomerata* L., *F. rubra*, and *F. arundinacea* L., sometimes associated with legumes such as *Trifolium repens* L. or *Medicago sativa* L. Considering the frequency of occurrence *L. perenne* was the most frequent sown species (42% of the sown grass strips). Some of these species will be considered as spontaneous species if they were not sown (e.g. *Dactylis glomerata, Trifolium repens)*. The management variables were: mowing pratices (cutting with or without removal of cuttings) and mowing frequency (1 to 3). The interviews revealed that the majority of sown grass strips were ploughed and sown with sowing drill combined with harrow (Tab. II). Then, sown grass strips were generally cut with or without removal of the cuttings, most often twice a year.

C.5.1. Economic evaluation

The main combination of practices was firstly evaluated with 6 scenarios (Tab. III). Scenarios were built in relation to the crop replaced by grass (winter wheat or winter barley, winter oilseed rape, maize) and in relation to the grass management (with or without removal of cuttings). During the first year, farmers intalled their sown grass strips and managed them. During the following years, they only managed them. Consequently, the economic evaluation of each scenario was estimated in the first year and in the following years.

The economic evaluation was based on the comparison of gross margins between the crop and the sown grass strips, the gross margin being defined as the difference between the sale of products and the operating costs. The crop production represents an income in the estimation of the crop gross margin while hay represents a potential income (Tab. III scenarios 2, 4 and 6) in the estimation of the gross margin of the sown grass strip. The production cost includes mechanization (soil tillage, sowing, pesticide and fertilizer application, harvesting) and input (seeds, pesticides, fertilizers) costs. The mowing costs was calculated for two cuttings (25€/h each). Moreover, the removal costs included wilting (2x30€/ha), raking up (25€/ha) and baling (18€/ha) costs. The quantity of hay was estimated using the interviews with farmers, and its value was reduced by 30 % (Gokkus et al., 1999; Schellberg et al., 1999) because of its low quality (no fertilizer).

The loss of gross margin in each scenario was integrated in two typical rotations operated on both sites (Tab. III). Combined with the grass management (with or without removal of cuttings), the loss of gross margin was estimated in four cropping systems (Tab. III). Finally, the loss of gross margin in the cropping systems was estimated at the farm level. We considered a 168-ha farm (average farm size on both sites), including 5.04ha of sown grass strips, where the farmer set up the cropping systems 1 and 3 (Tab. III) on two thirds and on one third of his farm area respectively. We decided to evaluate this case because all the practices and cropping systems could occur in all surveyed farms.

C.5.2. Weed risk evaluation

C.5.2.1. Flora surveys

In june and july 2008, flora surveys were conducted on 46 and 20 sown grass strips on Sites 1 and 2 respectively. Flora assessments were carried out on both sites with two complementary methods. Firstly, the presence and abundance of species on 5 pairs of 0.36-m² plots 25 metres apart (Fig. 1d) were noted. Plots were located one metre from the boundary or from the crop edge. The abundance was visually estimated adapting Braun-Blanquet cover abundance method (Mueller-Dombois and Ellenberg, 1974) to sown grass strips. The cover percentage of each species was considered with the following scale intervals: 5 by more than 75% of cover of the plot; 4 by between 50% and 75%; 3 by between 25% and 50%; 2 by between 5% and 25%; 1 by less than 5%; 0.1 by more than 2 individuals with insignificant cover; 0.01 by 1 individual with insignificant cover. Secondly, species were listed walking across a 500-m² area of the sown grass strip (5 metres by 100 metres, from the first to the last pair of plots). Plants were identified and named using available floras (Fournier, 1947; Jauzein, 1995), except for a few taxa for which small seedling size needed the identification at genus level (*Bromus* spp., *Cardamine* spp., *Carduus* spp., *Carex* spp., *Lolium* spp., *Luzula* spp., *Mentha* spp., *Melilotus* spp., *Rubus* spp.). The description of biological characteristics (life form, life span, potential frequency in field) was based on the flora of cultivated fields (Jauzein, 1995).

Sown species were extracted from our dataset and considered as an explanatory variable (cover percentage of sown species, sown mixture). The dataset only contains non-sown species named weeds.

C.5.2.2. Indicators of the weed risk

Three weed risk indicators were used so as to set the farmers' perception with regard to our flora relevés: presence of particular weed species (e.g. potentially competitive or high dispersing weed), weed species richness and weed species cover abundance. Firstly, the ranking list of the weeds mentioned most frequently by the farmers was set alongside the ranking list of the weeds most frequently found in our surveys, using Kendall rank correlation coefficient. Secondly, we tried to explain the variability in the weed species richness of the sown grass strips by the installation and management

practices, using Kruskal-Wallis tests. The normality of the distribution of the weed species richness was previously tested (Shapiro–Wilk test, W=0.9626, *P*=0.022). Finally, the abundance of weed species was illustrated using a dominance ratio defined as:

$$\text{Weed dominance ratio} = \log 10\left(\frac{\text{total cover of weed species}}{\text{total cover of sown species}}\right)$$

Thus, this dominance ratio is positive when the weed species dominate the sown species. We tried to explain the variability in the dominance ratio of the sown grass strips by the installation and management practices, using one-way ANOVA. The normality of the values distribution of the dominance ratio was previously tested (Shapiro–Wilk test, W=0.9791, *P*=0.3296). Then we tested whether sown grass strips (for which weed-related problems were reported by the farmers) showed higher weed species richness or/and higher dominance ratio, using Mann-Whitney test and one-way ANOVA respectively.

A potential difference on weed species richness between the two sites was tested using Mann-Whitney test. No significant effect was found on weed richness (H=0.103, *P*=0.7483). More than two thirds of the observed species on each site (90 species) were common to the two sites. Therefore, the data sampled on both sites were pooled. Dataset analyses were carried out with Past software version 1.87b (Hammer et al., 2001).

C.6. Results and discussion

C.6.1. Farmer's perception of sown grass strips

C.6.1.1. Decrease of farm revenue

Concerning the economic point of view, 63.6% of the farmers (N=21) thought that sown grass strips affect their farm revenue, whereas 36.4% (N=12) observe no impact on their revenue. The economic point of view was not linked with the farm type (Khi2-test on contingency table, *P*(no assoc)=0.1691) or with the farm size (Mann-Whitney test, T=113.5, *P*=0.6534). More generally, interviewed farmers regret that France is the only European country which does not compensate them for environmental measures through compensatory payment. In fact, the success and durability of agri-environmental measures depend on the farmers' acceptance (Burton et al., 2008). Farmers are willing to implement agri-environmental measures in exchange for compensatory payment to do it (Herzon and Mikk, 2007; Defrancesco et al., 2008). Farmers said that the decrease in their revenue came from the loss of production (17.3% of answers) or from investments in new equipment (3.4% of answers). However, most of the farmers (79.3%) were not able to explain the source of the loss. In fact, interviews and economic evaluation conducted by the French Ministry of Agriculture (Carpy-Goulard et al., 2006) showed that the losses are caused by the management of sown grass strips, the reduction in the crop area and the cost of installation (e.g. grass seed mixture). These authors mentioned that the time allocated to manage sown grass strips could increase with weed infestation.

C.6.1.2. Weed risk

The interviews indicated that 69.7% of the farmers (N=23) encountered weed problems in their sown grass strips. Sown grass strips for which weed-related problems were reported by the farmers were mainly sown in spring (Khi2-test on contingency table, *P*(no assoc)<0.01) and were less frequently managed every year (Khi2-test on contingency table, *P*(no assoc)<0.05). No relationship was shown with the others variables (e.g. mowing practices, age, mixture). Farmers mainly mentioned perennial and competitive weeds *e.g. Cirsium arvense* (65.2% of the farmers having weed problems), that could decrease the crop yield in their fields (Donald and Khan, 1996). Besides, they mentioned 26 weed species among which several are very frequent in sown grass strips (Tab. IV) e.g. *Elytrigia repens, Convolvulus arvensis*, *Bromus sterilis* and *Taraxacum sect. Vulgaria,* and high dispersing weeds (e.g. *Asteraceae*). Concerning weed dispersion, farmers feared that sown grass strips would become a source of crop infestation and help weed to disperse into the adjacent field. All farmers suggested dissemination of weeds through landscape features. In fact, 15.2% of the farmers thought that species could come from the field. However, 69.6% thought that weed species could also disperse from the

boundary to the sown grass strip, and 51.5%, from the sown grass strip to the cultivated area. This point is not evaluated in this paper, but studies showed long-distance dispersal by wind for some *Asteraceae* species and others by seed rain (de Cauwer et al., 2008). The literature shows that margins have little influence on the weed flora of crop edges and no impact on the flora of field cores (Marshall, 2009), even if in our study farmers' fears were related to the presence of some perennial and wind-dispersing weed species.

C.6.2. Economic evaluation

Only one case (scenario 1, Tab III, i.e. sown grass strip replacing winter wheat without removal of cuttings) was fully detailed (Tab. V). The others were summed up in Tab. VI. During the first year, farmers installed sown grass strips, which generally did not require investment in new equipments (e.g. plough, harrow, sowing drill).

The gross margin in wheat production was estimated at 159 euros (€) per ha (Tab. V, (A) = (1)-(2)). After farmers replaced wheat by sown grass strips the gross margin is negative (Tab. V, (B) = (3)-(4) = -282€/ha) because of the absence of revenue (Tab. V, (3)). Consequently, for the first year, the loss of gross margin was estimated at -441€/ha (Tab. V, (B)-(A)), mainly because of the loss of wheat production. The reduction in operating costs (e.g. pesticides and fertilizers), from 681€ to 282€, is not sufficient to compensate for the loss of production and the additional operating costs (seed mixture, 130€/ha; cutting, 50€/ha). This loss largely depends on the prices of agricultural goods, which can fluctuate over the years. Furthermore, the farmers could loss more money if they install sown grass strips in field previously cropped with high-value-added crop (e.g. sugar beet). Concerning the impact on the farm revenue, about 15% of the farmers thought that the loss of revenue came from the loss of production. This perception was proven by our economic evaluation.

The estimation of the wheat gross margin still remained identical during the second year (Tab. V, (C)). The operating costs in the sown grass strip decreased (Tab. V, (8) = 50€/ha). Nevertheless, the loss of gross margin remained negative during the second year (Tab. V, (D)-(C) = -209€/ha). The installation of sown grass strips in a cultivated field implies a loss of gross margin in all the scenarios that varied from -126 to -853€/ha/year (Tab. VI). So, considering the loss of gross margin within the rotation (Tab. VI), farmers lost money in all evaluated cropping systems. The loss varied from 371€/ha/year for the oilseed rape/wheat/barley rotation without removal of cuttings to 712€/ha/year for a monoculture of maize without removal of cuttings.

Even if it makes the loss of gross margin less severe (i.e. by 83€/ha/year), hay-making seems to be economically non-viable (Shield et al., 1996) because of the low quality of the forage (produced without fertilizers) that decreases year after year (de Cauwer et al., 2006). Besides, in some cases farmers had

to rent or purchase new equipment and hay making could exclusively be performed by polyculture-breeding farmers.

Let us consider an average-sized farm (5.04ha of sown grass strips), where the farmer set up the cropping systems 1 and 3 (Tab. III) on two thirds and one third of his farm area respectively. The farmer has earned 60 813€/year since 2005. But now, with 3% of sown grass strips, he loses 2457€/year and earns 58 990€/year from the rest of his farm (i.e. 168-5.04=162.96ha), so he earns 56 533€/year. Consequently, 3% of sown grass strips decreased his revenue by 7.04%. The economic losses seemed to be important but were weak in comparison to crop yield losses caused by insects (Lerin, 1995), by hailfall (Changnon, 1971) or by harvesters (Sausse et al., 2006). At the farm-scale level, sown grass strips had low economic impact but management practices in sown grass strips could hinder the farm planning. Moreover, the presence of a sown grass strip adjacent to a field could be beneficial for some aspects e.g. decreasing the costs for pest control by enhancing auxiliaries populations (Marshall and Moonen, 2002) or increase the soil quality (reduction of erosion). However, these positive effects could be balanced by negative ones e.g. presence of ergot on grasses (Bailey and Gossen, 2005).

C.6.3. Weed risk evaluation

C.6.3.1. Presence of some weed species

In the 66 sown grass strips, 167 taxa were identified. The most frequent species (Tab. IV) were perennials (*Elytrigia repens* (L.) Nevski, *Verbena officinalis* L.), including geophytes (*Cirsium arvense* (L.) Scop.) or hemicryptophytes (*Taraxacum* Sect. *Vulgaria* Dahlst., *Crepis vesicaria* L., *Rumex obtusifolius* L.), some were anemochores such as *Asteraceae* species (*Sonchus asper* (L.) Hill, *Picris hieracioides* L., *Picris echioides* L., *Lactuca serriola* L.), grasses (*Dactylis glomerata* L., *Arrhenatherum elatius* (Willd.) Dumort.) and creeper plants (*Convolvulus arvensis* L., *Calystegia sepium* (L.) Brown, *Rubus* spp.). We showed that sown grass strips harboured as many grasses as forbs, whereas – as shown by Marshall and Arnold (1995) – forbs are in a majority in field-core areas.

Considering the life form, 41.0% of the recorded non-sown species were hemicryptophyte plants and 43.3% therophyte plants. Besides, 44.0% were annual plants. Comparing with other habitats of the landscape, there were fewer annual species in sown grass strips than in fields (e.g. 88%, Fried et al., 2009), crop edges (e.g. 73%, Fried et al., 2009) or herbaceaous boundaries (e.g. 79%, Walker et al., 2007). However, annual plants were more frequent in sown grass strips than in perennial habitats like set-asides (e.g. 5-20%, Nemeth, 2001). Besides, 87.3% of the species observed in the strips can also be found as weeds in fields, 50.0% of them being frequently found in fields. Among rare or non-arable plants, we observed common species of moist habitats (ditches or river banks) like *Dipsacus follunum* L., *Phragmites australis* (Cav.) Steudel. or boundary-specific species like *Arctium lappa* L., *Salvia*

pratensis L., *Galium mollugo* L., *Achillea millefolium* L. and *Sambucus ebulus* L. No invasive species were observed and only a few individuals of one segetal weed (*Legousia speculum-veneris* (L.) Chaix) were observed in a sown grass strip on Site 1.

Among the 20 most frequent species (Tab. IV), *Cirsium arvense* was observed in all the sown grass strips of site 2 (Tab. IV), while 50.2% of the species were observed in fewer than 5 sown grass strips. Interviewed farmers actually mentioned the most frequent weed species found in sown grass strips as a significant problem. The ranking classification of the weed most frequently mentioned by the farmers (Tab. IV) were correlated with the ranking classification of frequencies of weed species occurrences in our surveys (Kendall's tau=0.3796, $P<0.01$).

C.6.3.2. Weed species richness

The median weed species richness was 26 species (quartile=22, third quartile=31) per 500m² of sown grass strip supporting a previous estimation of Critchley et al. (2006). Species richness varied from 6 to 50 weed species per sown grass strip. Sown grass strips for which farmers mentioned weed problems did not harbour more weed species than the others (Mann-Whitney test, $P=0.8796$).

Species richness in sown grass strips could be three times higher than in field areas (i.e. about 9 and 12 species in the field core and field edge respectively, (Fried et al., 2009)). We recorded high values as early as the first year (median=25, quartile=22, third quartile=31; Tab. VII). The high species richness of 1-year-old sown grass strips revealed that a multitude of seeds or buds were in the soil seed bank or dispersed by the wind from the boundaries. The ban of herbicide spraying allowed them to go past the seedling stage. Our results showed that the weed species richness did not increase with the age of sown grass strips, unlike set-asides (Forche, 1991) or mown and occasionally grazed grasslands (Jongepierova et al., 2004).

Moreover, in our study, the age, the sowing type, sowing period, sown mixture, mowing pratices and mowing frequency were found to have no effect on the weed species richness (Tab. VII). However, in experimental sown grass strips, de Cauwer et al. (2005) showed interactions between mowing treatments and sown mixtures. The mowing seemed to change the community in terms of composition, affecting pernicious or desirable species, depending on their biological traits (Westbury et al., 2008). However, the ploughing structured the weed species richness (Tab. VII), and the sown grass strips which were ploughed at the installation harboured 27 weed species (quartile=24, third quartile=34.5), whereas non-ploughed strips harboured 23 species (quartile=19, third quartile=31). The ploughing rise to the soil surface old seeds which were able to rapidly germinate. However, the effect of the ploughing seems relevant to be to studied only for one-year old grass strips, as the effects of all installation practices.

C.6.3.3. Relations between sown and weed species: Weed dominance ratio

The total plant cover averaged 77.3% (s.d.=14.9%) ranging from 23.4% to 98.7%. There were no sown grass strip with 100% of vegetation cover. Furthermore, 95% of sown grass strips had a total vegetation cover higher than 50%. We observed only one extreme case (i.e. 23.4%). Sown grass strips for which farmers mentioned weed problems did not show higher ratio dominance than the others (one-way ANOVA, df=1, F=0.19, *P*=0.66). The dominance of weed species was not structured by installation and management variables (Tab. VII), except for the age of sown grass strips (one-way ANOVA, df=4, F=3.47, *P*<0.05). In most sown grass strips (N=55), the very competitive sown grass species dominated the weed species (Fig. 2). The number of sown grass strips with positive weed dominance ratio increased over the time and fell down after 3 years. Farmers weed problems were not associated to strips showing dominance of non-sown species because farmers can manage them or could plough the grass strips to re-sow it. In that sense, they did not take into account the overall weed community but focused on some species.

C.7. Conclusion

Concerning weed risk, the results showed that the farmers' fears were linked with the presence of particular species, but not with a high richness or weed dominance. These three aspects and the views the farmers had on each of them suggested that they could accept high weed richness and the high biodiversity level it entails. Sown grass strips were set up for environmental reasons. In the process of innovations like sown grass strips, scientists and policy makers must study the consequences and the acceptability of their findings. Concerning cost of sown grass strips, they decrease the farmers' revenue even if they consider the losses as acceptable at the farm level. Moreover, field margins could be a highly biodiverse and acceptable habitat, keeping fields to produce crops. Sown grass strips could act in favour of flora and fauna biodiversity at the local or landscape level. However, the sown grass strips were set up for environmental purposes and farmers understood and accepted to lose 3% of their farm area to these objectives. Consequently, with long term considerations, the sown grass strips will have to keep their environmental functions to remain a sustainable measure and acceptable for farmers. However, the weed risk could increase over the time even if the economic fears could decrease.

C.8. Acknowledgements

This work was funded by grants from ANR Ecoger, ANR-STRA-1 08-02 and INRA. The authors thank Fabrice Dessaint, and Sandrine Petit for their help. We also thank Rémi Bonnot and the farmers of the two sites for their assistance in the sown grass strips surveys. We thank Jean-Luc Demizieux and the anonymous reviewers for their help in reviewing the manuscript.

C.9. Références

Amiaud, B., Touzard, B. (2004) The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in old embanked marshlands of Western France. Flora 199, 25-35. doi:10.1078/0367-2530-00129

Anonymous (2009) Barème d'entraide 2009 Nord Est : Evaluez le coût de vos matériels. Entraid' Est n°185 supplement.

Bailey K.L., Gossen B.D. (2005) Boundary areas and plant diseases, in: A.G. Thomas (Ed.) Field Boundary Habitats: Implications for Weed, Insect and Disease Management, Topics in Canadian Weed Science, Canadian Weed Science Soc, Soc Canadienne Malherbologie, Quebec, pp. 165-169.

Burton R.J.F., Kuczera C., Schwarz G. (2008) Exploring farmers' cultural resistance to voluntary agri-environmental schemes. Sociol. Ruralis 48, 16-37. doi: 10.1111/j.1467-9523.2008.00452.x

Carpy-Goulard F., Daniel K., Kephaliacos C., Mosnier C., Ridier A., van De Moortel C. (2006) Conditionnalité des aides directes : Impact de la mise en oeuvre de certaines BCAE et de la mesure de maintien des pâturages permanents. Notes et études économiques 25, 137-164.

Changnon S.A. (1971) Hailfall Characteristics Related to Crop Damage, J. Appl. Meteorol. 10, 270-274

Critchley C.N.R., Fowbert J.A., Sherwood A.J., Pywell R.F. (2006) Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. Biol. Conserv. 132, 1-11. doi:10.1016/j.biocon.2006.03.007

de Cauwer B., Reheul D., D'Hooghe K., Nijs I., Milbau A. (2005) Evolution of the vegetation of mown field margins over their first 3 years. Agric. Ecosyst. Environ. 109, 87-96. doi:10.1016/j.agee.2005.02.012

de Cauwer B., Reheul D., Nijs I., Milbau A. (2006) Dry matter yield and herbage quality of field margin vegetation as a function of vegetation development and management regime. NJAS Wagening. J. Life Sci. 54, 37-60. doi:10.1016/S1573-5214(06)80003-5

de Cauwer B., Reheul D., Nijs I., Milbau A. (2008) Management of newly established field margins on nutrient-rich soil to reduce weed spread and seed rain into adjacent crops. Weed Res. 48, 102-112. doi: 10.1111/j.1365-3180.2007.00607.x

de Snoo G.R., de Wit P.J. (1998) Buffer zones for reducing pesticide drift to ditches and risks to aquatic organisms. Ecotoxicol. Environ. Saf. 41, 112-118. doi:10.1006/eesa.1998.1678

Defrancesco E., Gatto P., Runge F., Trestini S. (2008) Factors affecting farmers' participation in agri-environmental measures: A northern Italian perspective. J. Agric. Econ. 59, 114-131. doi: 10.1111/j.1477-9552.2007.00134.x

Donald W.W., Khan M. (1996) Canada thistle (*Cirsium arvense*) effects on yield components of spring wheat (*Triticum aestivum*). Weed Sci. 44, 114-121.

Forche T. (1991) Changing vegetation and weed floras during set-aside and afterwards. Proc. Brighton Crop Prot. Conf. pp. 377-386.

Fournier P. (1947) Les quatre flores de France. Ed. 1990, Lechavalier, Paris.

Frank T. (1998) Slug damage and numbers of the slug pests, Arion lusitanicus and Deroceras reticulatum, in oilseed rape grown beside sown wildflower strips. Agric. Ecosyst. Environ. 67, 67-78. doi:10.1016/S0167-8809(97)00108-4

Fried G., Petit S., Dessaint F., Reboud X. (2009) Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biol. Conserv. 142, 238-243. doi:10.1016/j.biocon.2008.09.029

Gokkus, A., Koc, A., Serin, Y., Comakli, B., Tan, M., Kantar, F. (1999). Hay yield and nitrogen harvest in smooth bromegrass mixtures with alfalfa and red clover in relation to nitrogen application. Eur. J. Agron. 10, 145-151.doi:10.1016/S1161-0301(98)00061-6

Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D. (2001) Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontol. Elect. 4, 1-9.

Henry M., George S., Arnold G.M., Dedryver C.A., Kendall D.A., Robert Y., Smith B.D. (1993) Occurrence of barley yellow dwarf virus (BYDV) isolates in different farmland habitats in western France and south-west England. Ann. Appl. Biol. 123, 315-329.

Herzon I., Mikk M. (2007) Farmers' perceptions of biodiversity and their willingness to enhance it through agri-environment schemes: A comparative study from Estonia and Finland. J. Nat. Conserv. 15, 10-25. doi:10.1016/j.jnc.2006.08.001

Hooks G.M., Napier T.L., Carter M.V. (1983) Correlates of adoption behaviors - The case of farm technologies. Rural Sociol. 48, 308-323.

Jauzein P. (1995) Flore des champs cultivés. SOPRA-INRA, Paris.

Jongepierova I., Jongepier J.W., Klimes L. (2004) Restoring grassland on arable land: an example of a fast spontaneous succession without weed-dominated stages. Preslia 76, 361-369.

Lerin, J. (1995). Assessment of yield losses caused by insects in winter oilseed rape, a critical review. In IOBC/WPRS Working Group 'Integrated control in oilseed crops' held in Zurich, Switzerland, on 24-25 February 1994., pp. 95-101.

Marshall E.J.P. (1989) Distribution patterns of plants associated with arable field edges. J. Appl. Ecol. 26, 247-257.

Marshall E.J.P., Arnold G.M. (1995) Factors affecting field weed and field margin flora on a farm in Essex, UK. Landsc. Urban. Plann. 31, 205-216. doi:10.1016/0169-2046(94)01047-C

Marshall E.J.P., Moonen A.C. (2002) Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. Agric. Ecosyst. Environ. 89, 5-21. doi:10.1016/S0167-8809(01)00315-2

Marshall E.J.P. (2009) The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. Weed Res. 49, 107-115. doi: 10.1111/j.1365-3180.2008.00670.x

Montanarella L., van Rompaey A., Jones R. (2003) Soil erosion risk in Europe. European Commission report, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability, pp. 15.

Mueller-Dombois D., Ellenberg H. (1974) Aims and methods of vegetation. John Wiley & Sons, New-York.

Nemeth I. (2001) Weed flora of fields set-aside for a long period in Northern Hungary. Novenytermeles 50, 217-230.

Sausse C., D. Wagner, J.L. Lucas, A. Estragnat, O. Mangenot, B. Garric, R. Reau, C. Devaux, J. Champolivier, A. Messean. (2006) Estimate of losses at harvest of winter oilseed rape (*Brassica napus*) under varying conditions, OCL - Ol. Corps Gras, Lipides 13, 431-438.

Schellberg, J., Moseler, B.M., Kuhbauch, W., Rademacher, I.F. (1999). Long-term effects of fertilizer on soil nutrient concentration, yield, forage quality and floristic composition of a hay meadow in the Eifel mountains, Germany. Grass Forage Sci. 54, 195-207. doi: 10.1046/j.1365-2494.1999.00166.x

Shield I.F., Godwin R.J., Smith D.L.O. (1996) The costs of alternative methods of managing 'set-aside' land within the European Community. Soil Tillage Res. 37, 273-287. doi:10.1016/0167-1987(96)01007-0

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

Vickery J.A., Bradbury R.B., Henderson I.G., Eaton M.A., Grice P.V. (2004) The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. Biol. Conserv. 119, 19-39. doi:10.1016/j.biocon.2003.06.004

Walker K.J., Critchley C.N.R., Sherwood A.J., Large R., Nuttall P., Hulmes S., Rose R., Mountford J.O. (2007) The conservation of arable plants on cereal field margins: An assessment of new agri-environment scheme options in England, UK. Biol. Conserv. 136, 260-270. doi:10.1016/j.biocon.2006.11.026

Westbury D.B., Woodcock B.A., Harris S.J., Brown V.K., Potts S.G. (2008) The effects of seed mix and management on the abundance of desirable and pernicious unsown species in arable buffer strip communities. Weed Res. 48, 113-123. doi : 10.1111/j.1365-3180.2007.00614.x.

Figure 1. (a) Location of the studied areas in France. (b): Site 1 in the south of the Deux-Sèvres department; (c) Site 2 in the south of the Côte d'Or department of. The black dots in Fig. 1b and 1c show the sown grass strips sampled in 2008. Fig. 1d represents the sampling design in sown grass strips (in grey). The 10 plots (0.36-m²) are indicated by the black squares.

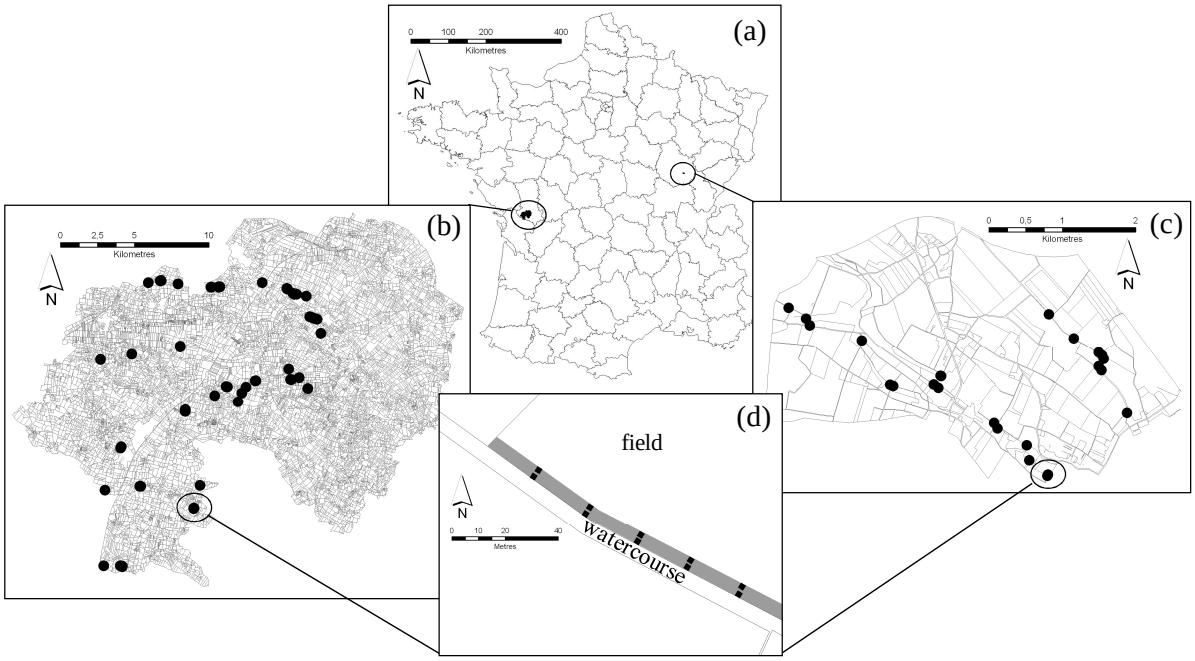


Table I. Description of sites and surveyed farms

	Site 1		Site 2	
Location	Chizé (Deux-Sèvres, Western France)		Fénay (Côte d'Or, Eastern France)	
Coordinates	46°11N 0°28W		47°13N 5°03W	
Site area	500 km² (19,000 fields)		8.9 km² (140 fields)	
Typical rotations	oilseed rape/wheat/barley oilseed rape/wheat/sunflower/wheat monoculture of maize		oilseed rape/wheat/spring barley	
Average area (ha) of farms on the site	80		130	
Orientation of the main production	**Cereal farms**	**Breeding farms**	**Cereal farms**	**Breeding farms**
Average size (s.d.) of surveyed farms	109 (58)	191 (167)	144 (83)	380
Number of interviewed farmers	7	15	6	1

Table II. Number of sown grass strips at each level of factors (installation and management variables) detailed by site. Legend: Sowing type: conventional= sowing drill only, combined= sowing drill combined with harrow, direct= sowing directly with superficial soil tillage; Sown seed mixture: GL= grasses and legumes, GFrLp= grass mixtures with F. rubra and L. perenne, GFa= grass mixtures dominated by F. arundinacea.

Factor	Level	Site 1 *(N=46)*	Site 2 *(N=20)*
Age (year)	1	2	5
	2	6	1
	3	23	11
	4	12	0
	>5	3	3
Ploughing	yes	28	17
	no	18	3
Sowing type	conventional	7	7
	combined	30	12
	direct	9	1
Sowing period	autumn	21	7
	spring	25	13
Sown seed mixture	GL	4	2
	GFrLp	20	6
	GFa	22	12
Mowing pratices	cutting with removal of cuttings	6	5
	cutting without removal of cuttings	40	15
Mowing frequency	1	14	5
	2	27	13
	3	5	2

Table III. Description of field scenarios (crop + removal of cuttings) and cropping systems (rotation of crops + removal of cuttings) economically evaluated.

	Crop	Removal of cuttings
scenario 1	winter wheat or winter barley	no
scenario 2	winter wheat or winter barley	yes
scenario 3	winter oilseed rape	no
scenario 4	winter oilseed rape	yes
scenario 5	maize	no
scenario 6	maize	yes
	Rotation	**Removal of cuttings**
cropping system 1	oilseed rape/wheat/barley	no
cropping system 2	oilseed rape/wheat/barley	yes
cropping system 3	maize/maize/maize	no
cropping system 4	maize/maize/maize	yes

Table IV. Frequency of occurrence (percentage on each site), averaged cover abundance (mean of cover percentage in the 10 plots) of weed species in the 46 and 20 sown grass strips (Site 1, Site 2 respectively), classified by their total frequency ranks (both sites). Percentage of weed species mentioned as problematic by farmers. Legend: *: no abundance because the species was not observed in plots but while walking across the sown grass strips.

				Site 1		Site 2	
Frequency rank	Taxa	Total frequency (%) of occurence	Farmers' citation (% of farmers)	Frequency (%) of occurence	Cover abundance if presence (%)	Frequency (%) of occurence	Cover abundance if presence (%)
1	*Cirsium arvense*	87.9	65.2	82.6	1.19	100.0	1.98
2	*Convolvulus arvensis*	86.4	13.0	89.1	0.82	80.0	0.60
	Sonchus asper	86.4	4.3	84.8	0.65	90.0	0.17
4	*Taraxacum* sect. *Vulgaria*	81.8	4.3	82.6	0.80	80.0	0.75
5	*Picris hieracioides*	75.8		82.6	1.64	60.0	0.18
6	*Rubus* spp.	65.2	8.7	67.4	0.16	60.0	0.01
7	*Picris echioides*	57.6		78.3	4.63	10.0	0.01
8	*Dipsacus follunum*	51.5		54.3	0.48	45.0	1.88
9	*Lactuca serriola*	47.0		54.3	0.13	30.0	0.00
10	*Arrhenatherum elatius*	45.5		54.3	2.69	25.0	8.37
	Cirsium vulgare	45.5	8.7	45.7	1.00	45.0	0.08
	Crepis vesicaria	45.5		52.2	0.20	30.0	0.00
	Verbena officinalis	45.5		56.5	0.16	20.0	0.01
14	*Calystegia sepium*	43.9		34.8	0.96	65.0	0.29
	Rumex obtusifolius	43.9	8.7	45.7	0.02	40.0	0.09
	Torilis arvensis	43.9		60.9	0.36	5.0	*
17	*Elytrigia repens*	42.4	8.7	41.3	3.27	45.0	0.86
18	*Bromus sterilis*	40.9	4.3	34.8	0.61	55.0	0.26
	Rumex crispus	40.9		47.8	0.01	25.0	0.01
20	*Daucus carota*	39.4		41.3	0.64	35.0	0.07
	Epilobium tetragonum	39.4		45.7	0.33	25.0	0.00

Table V. Cost estimation to install sown grass strips (first year) and to manage sown grass strips by cutting without removal of cuttings (first year and next year), in a preceding wheat field, based on the comparison of gross margins (€/ha) of wheat (A, C) and sown grass strip (B, D). Mowing costs was calculated for two cuttings per year. Gross margins were calculated as the difference between revenues (1, 3, 5 and 7) and operating costs (2, 4, 6 and 8). The loss of gross margin has been defined as the sown grass strip gross margin minus the wheat gross margin (i.e. (B)-(C) or (D)-(C)).

	Winter wheat				Sown grass strips			
	Revenues	cost (€/ha)	Operating costs	cost (€/ha)	Revenues	cost (€/ha)	Operating costs	cost (€/ha)
First year	* Wheat	840	† Ploughing	57			† Ploughing	57
			† Combined sowing	45			† Combined sowing	45
			‡ Crop seeds	120			‡ Sown grass strip seeds	130
			‡,† Fertilizers and fertilizer applications	146			† Cutting	50
			‡,† Pesticides and pesticide applications	228				
			† Harvesting	85				
	Total (1) =	840	Total (2) =	681	Total (3) =	0	Total (4) =	282
	wheat gross margin (A) = (1) - (2) = +159 €/ha				sown grass strip gross margin (B) = (3) - (4) = -282 €/ha			
	loss of gross margin = (B)-(A) = (-282)-(159) = -441 €/ha							
Next year	* Wheat	840	† Ploughing	57			† Cutting	50
			† Combined sowing	45				
			‡ Crop seeds	120				
			‡,† Fertilizers and fertilizer applications	146				
			‡,† Pesticides and pesticide applications	228				
			† Harvesting	85				
	Total (5) =	840	Total (6) =	681	Total (7) =	0	Total (8) =	50
	wheat gross margin (C) =(5)-(6) = +159 €/ha				sown grass strip gross margin (D) = (7)-(8) = -50 €/ha			
	loss of gross margin = (D)-(C) = (-50)-(159) = -209 €/ha							

Sources of costs:

*, average crop prices between 2000 and 2006 (French technical institutes dedicated to each crop: AGPM, Association Générale des Producteurs de Maïs and CETIOM, Centre Interprofessionnel des Oléagineux Métropolitains; personal communication).

†, equipment costs work sheet (Anonymous, 2009)

‡, data obtained from agricultural cooperatives of the two sites.

Table VI. Losses of gross margins (€/ha/year), in the first year and the next years, in the 6 scenarios, i.e. when sown grass strips replace winter wheat (or winter barley), oilseed rape or maize, with or without hay-making and export for cattle. Mowing and removal of cuttings were calculated for two cuttings per year. The removal costs included wilting (2x30€/ha), raking up (25€/ha) and baling (18€/ha) costs. The losses of gross margin were integrated within 3-year rotations, that is, one year of installation (first year cost) and 2 years of management (next year cost).

			Loss of gross margin (€/ha/year)	
	Crop	Removal of cuttings	First Year	Next Year
scenario 1	wheat or barley	no	-441	-209
scenario 2	wheat or barley	yes	-358	-126
scenario 3	oilseed rape	no	-696	-464
scenario 4	oilseed rape	yes	-613	-381
scenario 5	maize	no	-853	-641
scenario 6	maize	yes	-770	-558

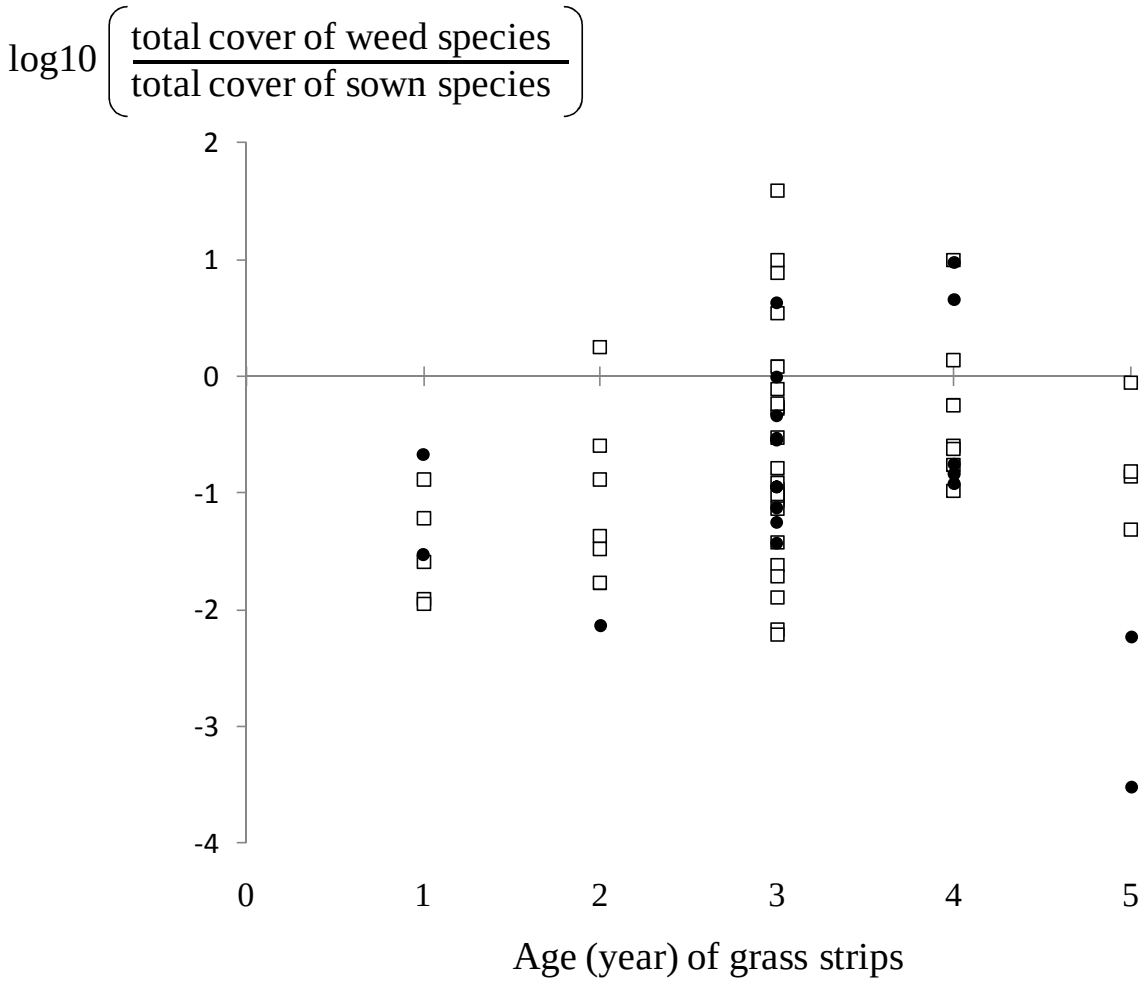
	Rotation	Removal of cuttings	Loss of gross margin (€/ha/year)
cropping system 1	oilseed rape/wheat/barley	no	-371
cropping system 2	oilseed rape/wheat/barley	yes	-288
cropping system 3	maize/maize/maize	no	-712
cropping system 4	maize/maize/maize	yes	-629

Table VII. Effects (P-value) of each installation and management variables (factors) on two indicators of weed species: weed species richness (number of weed species observed) and weed dominance ratio (i.e. the total abundance of all weed species were divided by the total abundance of the sown species, log10 transformed).

Factor	Weed species richness[a]	Weed dominance ratio[b]
Age	P=0.56	P<0.05
Ploughing	P<0.05	P=0.62
Sowing type	P=0.84	P=0.45
Sowing period	P=0.66	P=0.27
Sown seed mixture	P=0.42	P=0.16
Mowing pratices	P=0.79	P=0.39
Mowing frequency	P=0.21	P=0.98

[a] Kruskall-Wallis test; [b] one-way ANOVA

Figure2. Weed dominance ratio, i.e. the total cover percentage of weed species divided by the total cover percentage of sown species, log10 transformed, related to the age of sown grass strips. Sums of weed and sown species were performed per plot. On the graph, each point accounts for the average of the 10 plots performed per sown grass strip. Datasets were grouped using the farmers' answers to the yes-no question: "do you have weed problem in your sown grass strip?" (legend: black dot: no weed problem; white square: weed problems). All points above the X-axis represent sown grass strips where weed species dominated sown species in terms of abundance.



D. CONCLUSION DU CHAPITRE

Ce chapitre qui mêle des approches issues des sciences humaines et économiques et des sciences agronomiques, nous a permis de dégager les principales craintes des agriculteurs vis-à-vis des bandes enherbées : (i) que la suppression de 3% de leur surface arable soit une perte sèche économique non compensée par la baisse des charges de production ; (ii) que les bandes enherbées soient des réservoirs potentiels d'adventices dont leur proximité avec les parcelles adjacentes suscitent des craintes majeures.

(i) Notre évaluation économique montre que l'ensemble des scénarios testés présentent une perte de revenus assumés par l'agriculteur. Cependant, cette perte est raisonnable lorsqu'elle est évaluée à l'échelle de l'exploitation agricole et mis en regard des pertes économiques que peuvent engendrés des attaques de ravageurs ou des accidents climatiques. De plus, de nombreux bénéfices de ces bandes enherbées n'ont pas été pris en comptes dans cette évaluation : pour l'environnement (limitation de l'érosion, limitation des pollutions diffuses), pour le gain ou le maintien de la diversité floristique, faunistique, microfaunistique, pour le maintien de populations auxiliaires rendant des services écosystémiques pour l'agriculture (régulation de population de ravageurs). Ces coûts sont difficilement chiffrables, mais une évaluation plus large pourrait permettre de les prendre en compte. Enfin, la non mise en place des bandes enherbées est suivie par une diminution des aides financières perçues par les agriculteurs, qui pourrait également être prise en compte dans un scénario d'évaluation économique.

(ii) Enfin, notre évaluation malherbologique montre que les bandes enherbées hébergent une flore riche. Cependant, les craintes des agriculteurs ne semblent pas liées au fait qu'une bande enherbée présente une nombre important d'espèces (richesse élevée), ni liées au fait qu'elle présente une dominance d'adventices sur les espèces semées (abondance supérieure), mais semblent plus particulièrement liées à la présence d'espèces particulières qu'ils connaissent comme problématiques pour leur gestion dans les parcelles (le chardon de champs, les bromes, le gaillet gratteron, le chiendent rampant).

Cependant, les relevés floristiques ont permis d'observer une très grande diversité de situation d'une bande enherbée à l'autre, tant floristique, qu'en termes de gestion, de mélange semé par les agriculteurs ou de contexte paysager. Le chapitre suivant s'attachera à analyser cette diversité pour comprendre les règles d'assemblages d'espèces dans les bandes enherbées.

CHAPITRE II

STRUCTURATION DE LA FLORE POUR COMPRENDRE LES RÈGLES D'ASSEMBLAGE DES ESPÈCES

Bande enherbée : quels filtres ?

A. INTRODUCTION DU CHAPITRE

La diversité des espèces rencontrées sur les bandes enherbées est très importante. En effet comme nous l'avons observé dans la chapitre précédent, même si les bandes enherbées présentent une dominance des espèces semées sur les espèces adventices, la richesse adventice est très variable d'une bande enherbée à une autre ainsi que les assemblages d'espèces.

Dans ce chapitre nous souhaitons savoir quels sont les facteurs qui expliquent cette variabilité floristique. Nous avons de plus souhaité savoir quel était le poids relatif de chacun des facteurs, afin de hiérarchiser les filtres qui structurent l'assemblage des espèces dans les bandes enherbées.

Ce chapitre est rédigé sous forme d'un article accepté dans la revue *Agriculture Ecosystems and Environment.*

Article 3

Cordeau S., Reboud X. and Chauvel B. (2010). Relative importance of farming practices and landscape context on the weed flora of sown grass strips.
Agriculture, Ecosystems and Environment. Vol. 139, pp. 595-602.
doi:10.1016/j.agee.2010.10.002

B. ARTICLE 3

RELATIVE IMPORTANCE OF FARMING PRACTICES AND LANDSCAPE CONTEXT ON THE WEED FLORA OF SOWN GRASS STRIPS.

Cordeau S., Reboud X. and Chauvel B. (2010).

Agriculture, Ecosystems and Environment. Vol. 139, pp. 595-602.

Relative importance of farming practices and landscape context on the weed flora of sown grass strips

Stéphane Cordeau, Xavier Reboud, Bruno Chauvel*

INRA, UMR1210, Biologie et Gestion des Adventices, F-21000 Dijon, France

*Corresponding author: Bruno CHAUVEL

INRA, UMR1210, Biologie et Gestion des Adventices, 17 rue sully, BP 86510, F-21065 Dijon cedex, France

Tel: +33 3 80 69 30 39 - Fax: +33 3 80 69 32 62 – E-mail address: chauvel@dijon.inra.fr

B.1. Abstract:

The floristic composition of 62 sown grass strips located in two study areas was assessed over a two-year period and related to 12 variables describing farming practices, spatial variability and the landscape context. Differences in the composition of the weed communities were greater between the two study areas than between the two years. For sites 1 and 2 respectively, the factors that structured the species assemblage were landscape context (32.7 vs. 34.8 %), sown grass strip management (29.4 vs. 34.8 %), spatial variability (31.5 vs. 26.1 %) and practices in the adjacent field (19.9 vs. 19.3 %). Variability between sown-grass-strip floras was higher than variation within sown-grass-strip floras. However, the part of the sown grass strip adjacent to the boundary showed higher species richness and diversity. High species richness was due to the contribution of species unique to the boundary side.

B.2. Keywords:

field margin; linear semi-natural habitat; partial Canonical Correspondence Analysis; mosaic structure; spontaneous flora; spatial scale

B.3. Introduction

For more than 60 years agricultural practices in Europe have considerably increased productivity, but at the cost of marked ecological impacts (Stoate *et al.*, 2009). It is well established that plant diversity in cultivated fields has declined (Sutcliffe and Kay, 2000) in terms of both species number and individual density per species (Fried *et al.*, 2009). In order to counter the losses in plant diversity and their impacts on other trophic levels (Marshall *et al.*, 2003), numerous programs have been launched in Europe. In parallel, environmental problems such as erosion and diffuse pollution have led government agencies to legislate for landscape structures that would alleviate these risks. Since 2005, farmers in France have sown 3 % of their agricultural surface area with perennial grasses. In the French agricultural landscape this agri-environment scheme takes the form of 5-m-wide sown grass strips established in field margins, primarily along streams and rivers. It is legally forbidden to use pesticides or fertilisers in these sown grass strips and the only weed management technique allowed is mowing. Moreover, species mixes (grasses and/or legumes) are introduced and maintained for many years, providing both perennial cover and soil undisturbed mechanically. Many studies on field boundaries have shown that the flora observed is determined or influenced by landscape structure, agricultural practices in the field and boundary management practices (e.g. Boatman, 1994).

Firstly, a complex landscape mosaic often leads to a rise in the diversity of certain taxa (Gabriel *et al.*, 2005). Fields with high perimeter/area ratios enjoy longer boundaries that act as refuges for weeds (Fried *et al.*, 2009). The presence of certain species, however, seems to depend on the type of boundary (Marshall and Arnold, 1995; Walker *et al.*, 2006). As an illustration, shade-loving species are found more frequently at the bottom of hedge boundaries than in herbaceous boundaries (Boatman, 1994).

Secondly, numerous studies have shown that landscape effects may interact with effects of agricultural practices (e.g. Roschewitz *et al.*, 2005). The type of crop adjacent to the boundary and the herbicides used in the fields have an impact on the boundary flora (de Snoo, 1997; Marshall and Moonen, 2002). Crop rotation may affect the composition of the soil seedbank (Anderson and Milberg, 1998) with consequences for certain species over the first few years in sown grass strips. However, annual species are rapidly replaced by perennial species in perennial habitats (Critchley and Fowbert, 2000; de Cauwer *et al.*, 2006b) and succession may continue for more than five years. In this sense, the age of sown grass strips might partly explain their floristic composition.

Thirdly, some studies have shown that the boundary management practice and the sowing mixture may significantly affect the flora observed (Westbury *et al.*, 2008) – although other studies deny such effects

(Critchley *et al.*, 2006a) or contend that age tends to overwhelm the effect of the sowing mixture (de Cauwer *et al.*, 2005).

Finally, large differences in flora between fields with the same crop have been observed in various regions (Gabriel *et al.*, 2006) or within a single landscape.

Most studies have focused on the effect of one or two factors (landscape, agronomic or spatial), but Le Cœur *et al.* (1997) and Fried *et al.* (2008) attempted to identify the relative importance of all factors explaining species assemblage, considering hedges or grass boundaries and cultivated fields respectively. The present multifactorial study looks at sown grass strips and is original in two ways: (i) sown grass strips are an atypical habitat whose position in the landscape and agro-ecological characteristics might lie at the interface between the cultivated field and the boundary; (ii) the potential importance of environmental variables (landscape context, agronomic, spatial) is observed at two different levels: between and within sown grass strips. The main objective of the study is to rank the factors that structure the assemblage of weed species in sown grass strips.

B.4. Materials and Methods

The study was conducted in the "Plaine et Val de Sèvres" CNRS study area (Site 1 – 400 km², southern part of the Deux Sèvres department, 46°11'N, 0°28'W) and in the "Fenay" INRA study area (Site 2 – 8.9 km², southern part of the Côte d'Or department, 47°13'N, 5°03'E), in France. Most of the 19,000 fields at Site 1 were devoted to winter crops (70 %) in rotation with sunflower or spring barley over 3 or 4 years. A few fields, however, were cultivated with maize monocultures. The 140 fields annually surveyed at Site 2 were also cultivated with winter crops (42 % cereals and 13 % oilseed rape) in rotation with crops sown later (spring barley and sunflower). A random sampling of 42 sown grass strips was carried out at Site 1 while all sown grass strips were recorded (N=20) at Site 2. As sown grass strips must be established primarily along streams and rivers, sown grass strips were not randomly located at each site.

B.4.1. Vegetation data

Plant surveys were carried out in July, in 2008 and 2009 at Site 1 and in 2008 and 2010 at Site 2. A sown grass strip was defined as a 5-m-wide grass strip sown in the field by the farmer that is located between the boundary and the cultivated zone of the field. Surveys were then carried out in ten quadrats (each 0.36 m²) within the sown strip, five of which were placed 1 m away from the boundary and the other five placed 1 m away from the cultivated zone (i.e. field). The five pairs of quadrats were spaced 25 m apart along the strip. The presence of each plant species in each quadrat was recorded, and the frequencies of the species were used for analysis. Species were identified according to Hanf (1982) and

Jauzein (1995), except for certain taxa whose identification was possible at the level of genus only (*Bromus* sp., *Carex* sp., *Mentha* sp., *Rubus* sp.). Species sown by the farmer (N=7) and species found in under 1 % of the quadrats over the two years (N=40) were removed from the data.

Spatial description of the fields and surrounding landscape was carried out with digital maps of land use at both sites. Databases concerning land use of fields at Site 1 and Site 2 have been updated every year since 1995 and 2004 respectively. Four groups of qualitative and quantitative variables were chosen in order to account for the assemblage of species in sown grass strips (Table 1). Firstly, the structure of the landscape mosaic was defined by three variables: type of linear boundary adjacent to the sown grass strip, perimeter/area ratio of the field to which the sown grass strip belonged, and total length of all boundaries in a 200-m radius of the sown grass strip. Boundary length in a 200-m radius was significantly correlated with number of fields in a 200-m radius (Spearman correlation, $R=0.833$, $p<0.001$). Geographic information system software (ArcGis 9.2, ESRI) was used to measure landscape explanatory variables. Secondly, land use of the field to which the sown grass strip belonged was defined by three variables: type of crop adjacent to the sown grass strip in the year of the survey, and percentage of winter crops and percentage of maize in the years prior to the establishment of the sown grass strip. The third group of variables describes management practices conducted in the sown grass strip: the age and type of sown mix and the number of mowing operations per year. Finally, the last group comprises three spatial variables: latitude, longitude and soil type.

The sown grass strips varied between sites (Table 2). Indeed, most sown grass strips at Site 2 were adjacent to winter crops in both the year of the survey (AdjCrop) and the previous ones (Chiv). Maize was virtually absent from Site 2. Soil types were very different between the sites. At Site 1, sown grass strips were surrounded by a landscape mosaic with longer boundaries. Only the sown grass strip management variables (i.e. age, number of mowing operations per year and sowing mixture) did not seem to be associated with the site. Since the factors chosen to explain the presence of species varied so much between the sites, the two sites were studied separately.

B.4.2. Data analysis

A Detrended Correspondence Analysis (DCA) was performed with the software Past version 2.02 (Hammer *et al*., 2001) on the sown grass strip/species-frequency matrix (overall dataset) in order to observe the ecological gradient length (Legendre and Legendre, 1998) so as to detect any species associations between sites and/or years. DCA were also performed with the data sets for each site. All DCAs were performed by dividing the first axis into 26 segments. Dependency between qualitative

explanatory variables and sites was tested with a chi-square test (Table 2) on the contingency table (crossed table of sown grass strip strength).

Then, the whole data set (124 sown grass strips, i.e. 62 sown grass strips sampled in each of two different years; 125 weed species; 12 explanatory variables) was submitted to Canonical Correspondence Analysis (CCA) (ter Braak, 1986; Legendre and Legendre, 1998) performed using 'R' Software (R Development Core Team, 2009), as implemented in the Vegan package (Oksanen *et al*., 2010). Following the methodology of Lososova *et al*. (2004), both gross and net effects of the 12 explanatory variables on species composition were calculated. Separate CCAs each with a single explanatory variable were used to test gross effects. The effect of each particular variable after partitioning out the effect shared with the other explanatory variables (i.e. the net effect) was tested with a partial CCA (pCCA) with a single explanatory variable and the other 11 variables used as covariates. Significances were tested using 1000 permutations. The ratio of a particular eigenvalue to the sum of all eigenvalues (total inertia) was used as a rough measure of the proportion of variation explained by each factor. Effects of the four groups of factors were tested with the same method, that is, with four separate CCAs, each for a single group of explanatory variables (gross effect), and four pCCAs each with a single group of explanatory variables and the other groups used as covariates.

In order to further explore the potential influence of the study scale on the significance of each explanatory variable, the whole data set was separated into two parts: the 5 quadrats at the boundary side and the 5 at the field side. Firstly, DCA were performed with each side's data set. Then the same analyses (CCA and pCCA) were performed with single explanatory variables and groups of variables. The total number of weed species was related to the number of weed species uniquely found at the boundary side or at the field side of the sown grass strips. Linear regressions were performed with software Past version 2.02 (Hammer *et al*., 2001) and slopes were compared with analysis of covariance (one-way ANCOVA).

B.5. Results

The species richness averaged 13.4 species per sown grass strip (standard deviation: s.d.=5.3) and 3.3 species per quadrat (s.d.=2.3) with no difference between the two sites (F=1.55, p=0.13 and F=0.005, p=0.82 for sites and quadrats respectively). The surveys identified 165 species, 82 of which were common to the two sites. 51 species were found only at Site 1 and 22 species were found only at Site 2. The 5 most frequent species were *Convolvulus arvensis*, *Taraxacum officinale*, *Cirsium arvense*, *Picris hieracioides* and *Elytrigia repens*, which are all perennials. Fig. 1 shows that variability in the flora is higher between sites than across years (almost no overlap between the empty versus filled symbols). The ecological gradient length was 2.5 S.D units with the complete data set, 2.6 S.D units at site 1 and 2.5 S.D units at Site 2, justifying the use of CCA, which assumes unimodal responses.

B.5.1. Variability between sown grass strips

Fig. 2 shows the variation (detected by the CCA) in weed composition across the whole set of sown grass strips at Site 1. The first axis explained 25.3 % of the variation and was positively correlated with sown grass strip age, latitude and percentage of maize in the rotation and negatively correlated with perimeter/area ratio. The second axis explained 14.1 % of the variation. This axis was associated with grass strips sown with a grass/legume mix and opposed sown grass strips adjacent to hedges and streams or rivers to sown grass strips adjacent to dry ditches. It was negatively correlated with boundary length within a 200-m radius of the sown grass strip. Younger sown grass strips were associated with annual arable species such as *Anagallis arvensis*, *Kickxia spuria*, *Polygonum aviculare* and *Myosotis arvensis*. Perennial species such as *Prunella vulgaris*, *Ranunculus repens*, *Glechoma hederacea* and *Galium mollugo* were frequently found in sown grass strips adjacent to hedges and streams or rivers. The 12 explanatory variables explained 33.2 % of sown grass strip flora variability ("complete data set" in Table 3). Boundary type affected the flora more strongly than any other factor and it allowed the group of variables that characterise the landscape mosaic to explain 32.7 % of flora composition. Cultural practices in the field explained little of the flora and the adjacent crop had no significant effect (p=0.81).

Fig. 3 shows the variation in assemblages of species at Site 2. Axis 1 explained 28.6 % of the variability and separated sown grass strips established on shallow clayey soils from sown grass strips established on alluvial calcareous humic soils. Number of mowing operations per year and sown grass strip age were positively correlated with Axis 1. Axis 2 explained 16.7 % of the variability and was correlated with percentage of maize in the rotation, boundary length and – to a lesser extent – sown grass strip age. Thus, younger sown grass strips harboured annual arable species such as *Papaver rhoeas*, *Viola tricolor*, *Anagallis arvensis*, *Aphanes arvensis* or even *Poa annua*, whereas older sown grass strips

harboured perennial species such as *Poa pratensis*, *Plantago major*, *Plantago lanceolata* or *Arrhenatherum elatius*. As for the sown grass strips established in maize fields, some weed species were typical of the crop (e.g. *Amaranthus retroflexus*, *Echinochloa crus-galli*). At Site 2, the 12 variables explained 56.5 % of sown grass strip flora variability ("complete data set" at Table 4). The groups of the landscape variables and the farming practices in sown grass strips affected the flora more than any other groups of variables. Ranked in descending order, soil type, age and sown mix explained flora composition. The landscape variables and practices in the field have insignificant effects, excepted for the percentage of maize in the rotation.

B.5.2. Variability within sown grass strips

The whole data set was divided into two parts: the five quadrats at the field side and the five at the boundary side. There were significant differences between the two sides of the sown grass strip concerning specific richness and Shannon-Weaver diversity (Table 5). Differences in specific richness and diversity were not significantly correlated with sown grass strip age (Spearman correlation test on differences in specific richness and diversity respectively, Site 1: $p=0.10$ and $p=0.19$; Site 2: $p=0.41$ and $p=0.35$). Moreover, more species (Wilcoxon test, $Z=4.21$, $p<0.001$) were found uniquely at the boundary side (6.1 species, s.d.=3.5) than were uniquely found at the field side (3.8 species, s.d.=2.4). Fig. 4 shows that high species richness was achieved through a large number of species uniquely found at the boundary side or on both sides of the sown grass strip (not shown in Fig. 4 for clarity) rather than through a large number of species uniquely found at the field side. The boundary side slope ($a=0.38$) was higher (ANCOVA, $F=9.96$, $p<0.01$) than the field side slope ($a=0.21$) Furthermore, the percentage of species uniquely found at the boundary side was not significantly correlated with sown grass strip age (Spearman correlation, $p=0.32$) and was not related to boundary type (one way ANOVA, $F=1.52$, $p=0.20$). Seven species were never found at the boundary side among which were many annuals (*e.g. Capsella bursa-pastoris, Sinapis arvensis*) whereas nine species were never found at the field side among which were many perennials (*e.g. Angelica sylvestris, Salvia pratensis*).

DCA on data for each side of the strips showed a gradient length of 3.9 S.D units for the boundary-side and 4.0 S.D units for the field-side, justifying the use of CCA. Concerning Site 1, the whole set of 12 variables explained 29.9 vs. 30 % of the assemblage of species at the field side and at the boundary side respectively (Table 3). Landscape variables, principally boundary type, and management practices in the sown grass strips had more effect at the flora at the boundary side than at the field side. In contrast, practices in the adjacent field had more effect at the flora at the field side than at the boundary side. Concerning Site 2, the whole set of 12 variables explained 52.9 vs. 53.3 % of the variability in the

flora at the field side and at the boundary side respectively (Table 4). However regarding net effect, each group of variables explained the same percentage of flora variability.

B.6. Discussion

The analyses were carried out separately at both sites because it would have been impossible for us to explain the large differences in weed species communities with the factors available. The DCA showed that regional pools of species were different since, out of 165 species found, only 82 were common to the two sites. The analysis also showed that variability between the two sites (i.e."site" effect) was greater than variability between the two surveyed years (i.e. temporal variability). Geographical variability – often regarded as a major cause of flora variability (Lososova *et al.*, 1994; Critchley *et al.*, 2006a) – was thus important in this data. It can be noted that at Site 1, which is relatively large (400 km²), latitude (Lat) and longitude (Long) had significant effects, while at Site 2, which is smaller (8.9 km²), they had insignificant effects. Soil type, which varies geographically, was the third most important structuring factor as regards flora at both sites. Soil types had been defined from soil maps, based mainly on soil textures. The results of this study confirm the need to take into account the soil texture, which according to Fried *et al.* (2008) explains 20 % of field-flora variability. In the case of sown grass strips which are adjacent to particular linear habitats (streams and rivers, hedges, etc), differences in physico-chemical characteristics of the soil may be even more variable and modify flora composition (Hald, 2002; Critchley *et al*., 2006a).

B.6.1. Effects of farming practices

The results clearly showed that the flora in the sown grass strip was little affected by practices in the field, such as adjacent crop (AdjCrop, results showing winter crops vs. spring crops) in the year surveyed. The same result was obtained in the analysis of flora in the quadrats adjacent to the field. The underlying hypothesis that practices performed in the field, including herbicide or fertiliser use, might affect flora in the boundary (Boutin and Jobin, 1998) was not confirmed by this study. These results run counter to previous results that show that crop type (De Blois *et al.*, 2002) or herbicide drift from cereals may impoverish flora diversity, notably in the case of dicotyledonous species (De Snoo and van der Poll, 1999). In this study, sown grass strips established in maize (Cmais) and those established in fields mostly cultivated with winter crops (Chiv) were clearly separated from each other on the CCA graphs. Thus sown grass strips adjacent to maize harboured a few species specific to that crop: notably *A. retroflexus* and *E. crus-galli*. In contrast, winter weed species such as *Alopecurus myosuroides*, *P. rhoeas* and *Geranium rotundifolium* were more frequently found in sown grass strips where preceding crops were winter crops. However, rotation, which partly determines the seedbank (Debaeke *et al.*, 1990) and the weeds potentially able to emerge in sown grass strips, explained little about the flora

variability between sown grass strips – even though rotation was a significant factor in these analyses. Consequently, the sown grass strip age seemed to gradually nullify the effect of practices previously conducted in the field. Indeed, on annually disturbed soils emergence of seedlings represents no more than 10 % of the seeds present in the soil seedbank (Rahman *et al.*, 2006). In addition, rapid impoverishment of the soil seedbank (Dessaint *et al.*, 1997), along with the absence of disturbance in sown grass strips, leads us to think that the flora found in sown grass strips aged three years old or over is no longer related to the initial seedbank (Amiaud and Touzard, 2004). According to this hypothesis, rotation effects would be more marked in recently established sown grass strips than in the sown grass strips under consideration here, most of which are three years old.

This study showed that age is a significant factor explaining about 8-10 % of the flora. Many authors have noted a change in the flora over time, spurred by management practices (Thomas *et al*., 2002; de Cauwer *et al*., 2006a), and Critchley *et al*. (2006a) contend that age should not be further considered when sown grass strips are over two years old. While sowing mixture explained a large part of flora variability (about 15 %), number of mowing operations per year (NbrManag) was a very poor explanatory factor at Site 1 and insignificant at Site 2. While this contrasts with other studies that demonstrate significant effects of management practices, notably on dicotyledonous species (Schippers and Joenje, 2002; de Cauwer *et al*. 2005), this result concurs with that of one previous study (Critchley *et al*., 2006a). Numerous mowing operations might not be as intense a disturbance as hay removal (Westbury *et al.*, 2008) or scarification of the soil in sown grass strips (Critchley *et al.*, 2006b).

B.6.2. Role of landscape mosaic

This study showed that landscape variables, particularly adjacent-boundary type, were the most important determinants of weed species assemblage in sown grass strips. Such results concur with previous studies on field boundaries (Boatman, 1994; Marshall and Arnold, 1995). Le Cœur *et al.* (1997) noted that boundary type has greater influence on flora than management practices. Boundary type may affect – directly or indirectly – the presence of many species whose low frequency in sown grass strips led us to remove them from the data set. On the one hand a species particularly abundant in the boundary (e.g. *Sambucus ebulus*) can expand its habitat well into the sown grass strip (direct influence). On the other hand certain edge species (e.g. *Arum* sp., *Fragaria vesca*, *Verbascum thapsus*, *Aristolochia clematitis*, *Lysimachia nummularia*) can benefit from favourable conditions (e.g. high humidity level, shade, etc – indirect influence).

In this study perimeter/area ratio (RatioPA) was never significant and boundary length in a 200-m radius of the sown grass strip was significant only at Site 1. Field boundaries are described as refuges for

numerous species (Boutin and Jobin, 1998; Fried *et al*., 2009). The hypothesis according to which a high density of refuge zones around the sown grass strip promotes higher diversity, however, was apparently confirmed in the open fields at Site 1 only. Thus, according to this study, local landscape variables might have a more marked effect on flora than those describing a larger scale.

Flora variability did exist between the two sides of the sown grass strip. At both sites species richness (6.8 vs. 3.6 species) and Shannon-Weaver diversity were greater at the boundary side of the sown grass strip than at the field side. For sown grass strips with a high total number of species, a high number of species could be found at the boundary side only. Moreover, the species never observed at the field side were mainly perennial species whereas the species never observed at the boundary side were mainly annual species. This leads to two hypotheses regarding the origin of the species found at the boundary side only: either these species are typical of the first few metres of a cultivated field – and their presence is related to the initial seedbank, or these are species frequently found in undisturbed habitats (e.g. boundaries) – and they have spread from the boundary to the sown grass strip, expanding their habitat. As Marshall (2009) suggests about the risk of disappearance of segetal weed species, the first hypothesis does not seem to be confirmed. According to the second hypothesis, the number of species found solely at the boundary side might grow and then level off after a few years. Now in this study the percentage of species found solely at the boundary side was not correlated with age of sown grass strips and was independent of the types of boundaries as described earlier in this text. This underscores the fact that it is very important to describe the herbaceous layer adjacent to the sown grass strip, so as to know the species which might potentially spread within the sown grass strip (Marshall, 2004).

B.7. Acknowledgements

This study was funded by the ANR-ECOGER and ANR-STRA-1 08-02 schemes. The authors thank Fabrice Dessaint for invaluable advice on data analysis and technical (INRA) and temporary (CNRS) personnel for their help with the flora surveys. The authors thank Jean-Luc Demizieux, Sandrine Petit and Richard Gunton for their help in reviewing the manuscript. The authors are indebted to anonymous referees for their constructive suggestions to improve the paper.

B.8. Références

Amiaud, B., Touzard, B., 2004. The relationships between soil seed bank, aboveground vegetation and disturbances in old embanked marshlands of Western France. Flora 199, 25-35.

Andersson, T.N., Milberg, P., 1998. Weed flora and the relative importance of site, crop, crop rotation, and nitrogen. Weed Sci. 46, 30-38.

Bayer, 1992. Important Crops of the World and Their Weeds. Bayer, A.G. (Ed.), Leverkusen.

Boatman, N.D., 1994. Factors affecting the herbaceous flora of hedgerows on arable farms and its value as wildlife habitat. hedgerow management and nature conservation. Watt, T.A., Buckley, G.P. Eds, Wye, pp. 33-46.

Boutin, C., Jobin, B., 1998. Intensity of agricultural practices and effects on adjacent habitats. Ecol. Appl. 8, 544-557.

Critchley, C.N.R., Fowbert, J.A., Sherwood, A., J, Pywell, R.F, 2006a. Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. Biol. Conserv.132, 1-11.

Critchley, C.N.R., Fowbert, J.A., Sherwood, A.J., 2006b. The effects of annual cultivation on plant community composition of uncropped arable field boundary strips. Agric. Ecosyst. Environ. 113, 196-205.

de Blois, S., Domon, G., Bouchard, A., 2002. Factors affecting plant species distribution in hedgerows of southern Quebec. Biol. Conserv. 105, 355-367.

de Cauwer, B., Reheul, D., D'Hooghe, K., Nijs, I., Milbau, A., 2005. Evolution of the vegetation of mown field margins over their first 3 years. Agric. Ecosyst. Environ. 109, 87-96.

de Cauwer, B., Reheul, D., Nijs, I., Milbau, A., 2006a. Impact of field margin vegetation and herbage removal on ingrowing and anemochorous weeds. Commun. Agric. Appl. Biol. Sci. 71, 761-773.

de Cauwer, B., Reheul, D., D'Hooghe, K., Nijs, I., Milbau, A., 2006b. Disturbance effects on early succession of field margins along the shaded and unshaded side of a tree lane. Agric. Ecosyst. Environ. 112, 78-86.

de Snoo, G.R, 1997. Arable flora in sprayed und unsprayed crop edges. Agric. Ecosyst. Environ. 66, 223-230.

de Snoo, G.R., van der Poll, R.J., 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. Agric. Ecosyst. Environ. 73, 1-6.

Debaeke, P., Barralis, G., Marty, J.R., 1990. Effets de 13 années de rotations culturales irriguées ou non sur la flore adventice d'un blé d'hiver en région Toulousaine. II. Analyse de la flore levée hivernale. C.R. Acad. Agric. Fr. 76, 37-46.

Dessaint, F., Chadoeuf, R., Barralis, G., 1997. Nine years' soil seed bank and weed vegetation relationships in an arable field without weed control. J. Appl. Ecol. 34, 123-130.

Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agric. Ecosyst. Environ. 128, 68-76.

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., Reboud, X., 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biol. Conserv. 142, 238-243.

Gabriel, D., Roschewitz, I., Tscharntke, T., Thies, C., 2006. Beta diversity at different spatial scales: Plant communities in organic and conventional agriculture. Ecol. Appl. 16, 2011-2021.

Gabriel, D., Thies, C., Tscharntke, T., 2005. Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 7, 85-93.

Hald, A.B., 2002. Impact of agricultural fields on vegetation of stream border ecotones in Denmark. Agri. Ecosyst. Environ. 89, 127-135.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontol. Electronica 4, 1-9.

Hanf, M., 1982. Les adventices d'Europe. BASF Ed.

Jauzein, P., 1995. Flore des champs cultivés. SOPRA-INRA Ed.

Le Coeur, D., Baudry, J., Burel, F., 1997. Field margins plant assemblages: variation partitioning between local and landscape factors. Landsc. Urban Plan. 37, 57-71.

Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical Ecology. Ed. Elsevier.

Lososova, Z., Chytry, M., Cimalova, S., Kropac, Z., Otypkova, Z., Pysek, P., Tichy, L., 2004. Weed vegetation of arable land in Central Europe: gradients of diversity and species composition. J. Veg. Sci. 15, 415-422.

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

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

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., Ward, L.K., 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Res. 43, 77-89.

Marshall, E.J.P., 2004. Agricultural landscapes: field margin habitats and their interaction with crop production. Journal of Crop Improvement 12, 365-404.

Marshall, E.J.P., 2009. The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. Weed Res. 49, 107-115.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2010. Vegan: Community Ecology Package., R package version 1.17-2.

R Development Core Team, 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rahman, A., James, T.K., Grbavac, N., 2006. Correlation between the soil seed bank and weed populations in maize fields. Weed Biol. Manag. 6, 228-234.

Roschewitz, I., Gabriel, D., Tscharntke, T., Thies, C., 2005. The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. J. Appl. Ecol. 42, 873-882.

Schippers, P., Joenje, W., 2002. Modelling the effect of fertiliser, mowing, disturbance and width on the biodiversity of plant communities of field boundaries. Agric. Ecosyst. Environ. 93, 351-365.

Stoate, C., Baldi, A., Beja, P., Boatman, N.D., Herzon, I., van Doorn, A., de Snoo, G.R., Rakosy, L., Ramwell, C., 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe - A review. J. Environ. Manag. 91, 22-46.

Sutcliffe, O.L., Kay, Q.O.N., 2000. Changes in the arable flora of central southern England since the 1960s. Biol. Conserv. 93, 1-8.

ter Braak, C.J.F., 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. Ecology 67, 1167-1179.

Thomas, S.R., Noordhuis, R., Holland, J.M., Goulson, D., 2002. Botanical diversity of beetle banks effects of age and comparison with conventional arable field margins in southern UK. Agric. Ecosyst. Environ. 93, 403-412.

Walker, M., Dover, J., Sparks, T., Hinsley, S., 2006. Hedges and Green Lanes: Vegetation Composition and Structure. Biodivers. Conserv 15, 2595-2610.

Westbury, D.B., Woodcock, B.A., Harris, S.J., Brown, V.K., Potts, S.G., 2008. The effects of seed mix and management on the abundance of desirable and pernicious unsown species in arable buffer strip communities. Weed Res. 48, 113-123.

Table 1: Explanatory variables grouped according to the main factors described by them. General meaning and corresponding data categories (qualitative variable) or the ranges of values (quantitative variable).

Groups of variables	**Explanatory variables**	**Meaning**	**Levels or range of values**
Structure of the landscape context	RatioPA	Perimeter/area ratio	26.9 to 593.4 m^{-1}
	BoundaryLength	Length (m) of boundary in a 200-m radius of the sown grass strip	854.7 to 12 080 m
	BoundaryType	Type of boundary adjacent to the sown grass strip	2.0: watercourse 2.1: hedge + watercourse 1: dry ditch 1.1: hedge + dry ditch 0: woodland
Cultural practices in the field	Chiv	Percentage of winter crop (cereal, oilseed rape) in the rotation implemented in the adjacent field	0 to 100%
	Cmais	Percentage of maize in the rotation implemented in the adjacent field	0 to 100%
	AdjCrop	Crop implemented in the adjacent field the year of the survey	Winter: winter crops Spring: later sown crops
Practices in the sown grass strip	Age	Age of the sown grass strip (year)	1 to 7 years
	NbMowing	Number of mowing operations per year	1 to 3
	Mixture	Type of sown mix	Fa: mix dominated by *Festuca arundinacea* FrLp: mix of grasses dominated by *Festuca rubra* and *Lolium perenne* GL: mix of grasses and legumes
Location of sown grass strip	Long	Longitude	-0.54 to 5.09 °E
	Lat	Latitude	46.10 to 47.24°N
	Soiltype	Soil type	Gpmar: deep marly clay loam soil Gs: superficial calcareous clay loam soil ValCal: calcareous soil in valley AllHumCal: alluvial calcareous humic soil ALcal: deep clay loam soil Asupmar: shallow clayey soil

Table 2: Strength of sown grass strips detailed for each level of the qualitative explanatory variables. Means and standard deviations (s.d.) of quantitative explanatory variables, detailed by site. Meanings of variables are detailed in Table 1.

			Site 1	Site 2	
Type	Name	Level	Strength	Strength	Test ‡
Qualitative	AdjCrop	Winter	39	34	***
		Spring	45	6	
	BoundaryType	2	14	28	***
		2.1	32	6	
		1	16	4	
		1.1	10	2	
		0	12	0	
	SoilType	Valcal	40	0	***
		Gs	14	0	
		Gpmar	30	0	
		AllHumCal	0	24	
		Asupmar	0	8	
		ALcal	0	8	
	Mix	Fa	38	24	0.253
		FrLp	38	12	
		GL	8	4	
			Mean (s.d.)	Mean (s.d.)	Test †
Quantitative	NbrManag		1.8 (0.6)	1.9 (0.6)	0.89
	Age		3.7 (1.0)	3.8 (1.6)	0.96
	RatioPA		232 (124)	264 (107)	0.16
	Boundarylength		8281 (2090)	5500 (1693)	***
	Chiv		33.7 (29.5)	72.8 (18.2)	***
	Cmais		44.4 (38.9)	0.7 (3.2)	***

‡: chi-square test. ***: p-value<0.001, i.e. dependency between variables
†: differences between sites tested with T-test. ***: p-value<0.001. s.d.: standard deviation

Fig. 1: Detrended Correspondence Analysis (DCA) of flora surveys of sown grass strips: in 2008 (■) and 2009 (●) at Site 1 and in 2008 (□) and 2010 (○) at Site 2.

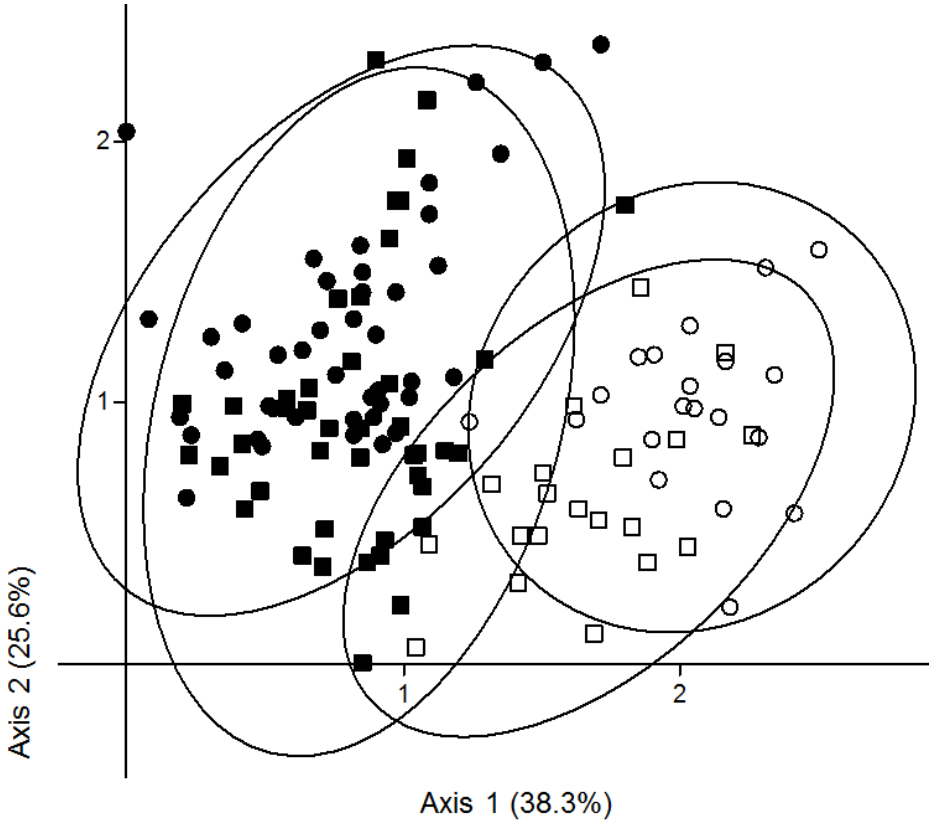


Fig. 2: Canonical correspondence analysis (CCA): impacts of environmental and management variables (a) on weed communities (b) of the site 1. Dots in graph (a) are sown grass strips. Variables (name and level) included in graph (a) are described in Table 1. The arrows indicate the direction and magnitude of responses. In graph (b) species codes are Bayer Codes (Bayer, 1992).

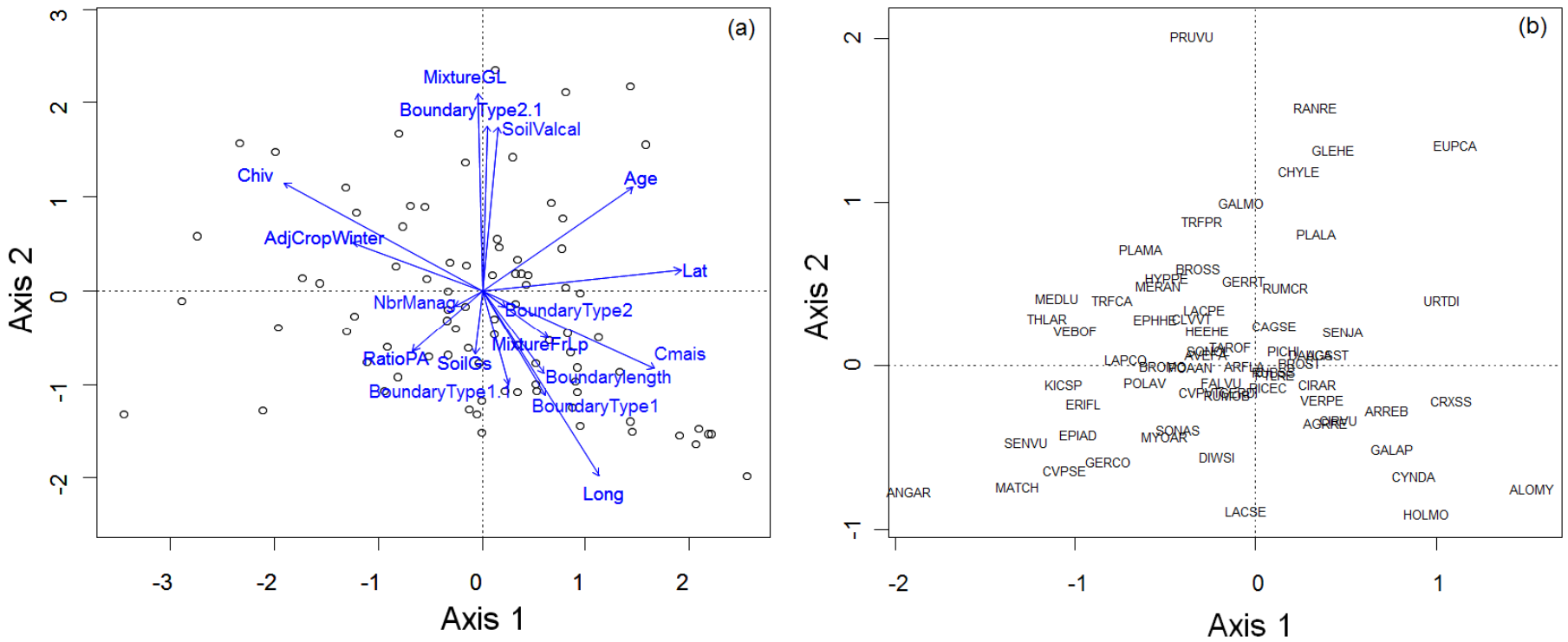


Table 3: Gross and net effect of factors on weed community composition in sown grass strips at Site 1. Meanings of variables are detailed in Table 1.

	Complete data set			Field-side data set			Boundary-side data set		
Factors	Gross effect	Net effect	p-value	Gross effect	Net effect	p-value	Gross effect	Net effect	p-value
All explanatory variables	**33.2%**			**29.9%**			**30.0%**		
Spatial	**31.5%**	**22.1%**	***	**31.3%**	**23.1%**	***	**28.8%**	**21.3%**	***
Long	**9.3%**	**5.3%**	**	**8.5%**	**6.5%**	**	**8.6%**	**4.3%**	0.08
Lat	**10.1%**	**6.1%**	***	**10.2%**	**5.6%**	*	**8.7%**	**6.2%**	***
SoilType	**13.7%**	**9.8%**	**	**13.3%**	**10.1%**	*	**13.2%**	**10.1%**	***
Landscape context	**32.7%**	**28.8%**	***	**32.7%**	**28.9%**	***	**34.2%**	**30.4%**	***
RatioPA	**5.1%**	**3.9%**	0.10	**5.2%**	**4.6%**	0.13	**5.5%**	**4.2%**	0.12
BoundaryLength	**7.0%**	**5.9%**	***	**5.3%**	**5.4%**	*	**8.1%**	**6.2%**	***
BoundaryType	**22.3%**	**18.4%**	***	**22.2%**	**19.9%**	**	**22.9%**	**18.7%**	***
Practices in the field	**19.9%**	**13.9%**	***	**21.2%**	**16.2%**	***	**18.2%**	**12.7%**	*
AdjCrop	**6.6%**	**2.5%**	0.81	**7.1%**	**3.2%**	0.73	**5.6%**	**2.5%**	0.90
Chiv	**10.9%**	**5.9%**	**	**9.5%**	**6.9%**	**	**9.7%**	**5.5%**	**
Cmais	**9.9%**	**4.7%**	*	**9.3%**	**5.7%**	**	**8.6%**	**4.2%**	0.10
Practices in the sown grass strips	**29.4%**	**24.4%**	***	**26.4%**	**22.6%**	***	**30.3%**	**26.1%**	***
Age	**8.6%**	**7.4%**	***	**7.6%**	**6.8%**	**	**8.5%**	**7.6%**	***
Mixture	**15.8%**	**12.9%**	***	**13.6%**	**12.0%**	***	**16.3%**	**13.3%**	***
NbrManag	**4.5%**	**5.3%**	**	**4.7%**	**4.8%**	0.08	**5.1%**	**6.4%**	***

Gross effect was calculated using separate CCAs, each with one explanatory variable. Net effect was estimated with partial CCAs performed using one explanatory variable or a group of explanatory variables with the others as covariates. Gross and net effects were estimated as the ratio between a particular eigenvalue and the sum of all eigenvalues. P-values associated with permutation tests on pCCAs were as follows: * $p<0.05$, ** $p<0.01$, *** $p<0.001$.

Fig. 3: Canonical correspondence analysis (CCA): impacts of environmental and management variables (a) on weed communities (b) at Site 2. Dots in graph (a) are sown grass strips. Variables (name and level) included in graph (a) are described in Table 1. The arrows indicate the direction and magnitude of responses. In graph (b) species codes are Bayer Codes (Bayer, 1992).

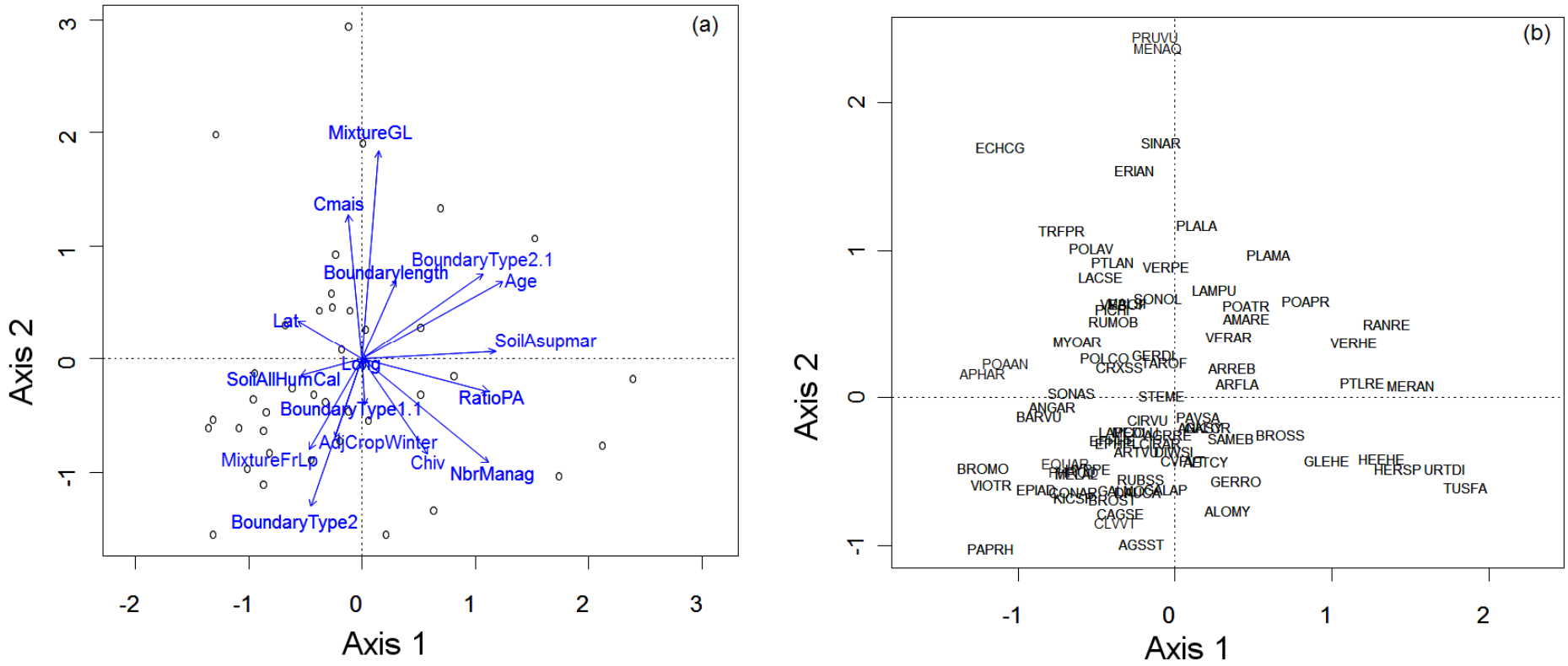


Table 4: Gross and net effect of factors on weed community composition in sown grass strips at Site 2. Meanings of variables are detailed in Table 1.

	Complete data set			Field-side data set			Boundary-side data set		
Factors	Gross effect	Net effect	p-value	Gross effect	Net effect	p-value	Gross effect	Net effect	p-value
All explanatory variables	**56.5%**			**52.9%**			**53.3%**		
Spatial	**26.1%**	**21.1%**	***	**25.4%**	**19.8%**	*	**26.1%**	**22.5%**	***
Long	**6.2%**	**5.1%**	0.05	**6.6%**	**4.5%**	0.20	**5.8%**	**5.9%**	*
Lat	**8.1%**	**4.7%**	0.09	**6.8%**	**4.3%**	0.27	**8.0%**	**5.6%**	*
SoilType	**13.1%**	**10.7%**	**	**12.2%**	**10.4%**	*	**13.2%**	**11.2%**	**
Landscape context	**34.8%**	**24.1%**	**	**39.0%**	**26.0%**	**	**32.7%**	**26.1%**	**
RatioPA	**6.9%**	**4.6%**	0.12	**7.2%**	**5.3%**	0.10	**6.9%**	**5.3%**	0.07
BoundaryLength	**6.0%**	**4.9%**	0.11	**6.8%**	**3.0%**	0.74	**5.7%**	**5.9%**	*
BoundaryType	**20.8%**	**12.6%**	0.12	**25.7%**	**15.2%**	*	**18.7%**	**13.6%**	0.09
Practices in the field	**19.3%**	**16.4%**	**	**18.6%**	**15.9%**	*	**19.4%**	**16.7%**	*
AdjCrop	**5.3%**	**3.7%**	0.36	**5.5%**	**4.0%**	0.40	**4.8%**	**3.5%**	0.56
Chiv	**6.9%**	**3.7%**	0.35	**6.2%**	**3.4%**	0.63	**6.9%**	**4.2%**	0.32
Cmais	**9.5%**	**6.7%**	**	**8.8%**	**6.0%**	*	**9.6%**	**7.3%**	**
Practices in the sown grass strips	**34.8%**	**22.9%**	***	**32.1%**	**22.7%**	**	**32.2%**	**22.8%**	**
Age	**9.2%**	**9.9%**	***	**8.4%**	**9.0%**	***	**8.8%**	**8.7%**	***
Mixture	**16.7%**	**9.9%**	*	**14.7%**	**9.8%**	0.09	**15.3%**	**10.5%**	*
NbrManag	**7.3%**	**5.1%**	0.06	**8.3%**	**7.1%**	*	**6.6%**	**4.9%**	0.13

Gross effect was calculated using separate CCAs, each with one explanatory variable. Net effect was estimated with partial CCAs performed using one explanatory variable or a group of explanatory variables with the others as covariates. Gross and net effects were estimated as the ratio between a particular eigenvalue and the sum of all eigenvalues. P-values associated with permutation tests on pCCAs were as follows: * $p<0.05$, ** $p<0.01$, *** $p<0.001$.

Fig. 4: Number of weed species uniquely observed at the boundary side (□) or at the field side (×) of the sown grass strip, related to the total number of weed species in the sown grass strip, with linear regression lines.

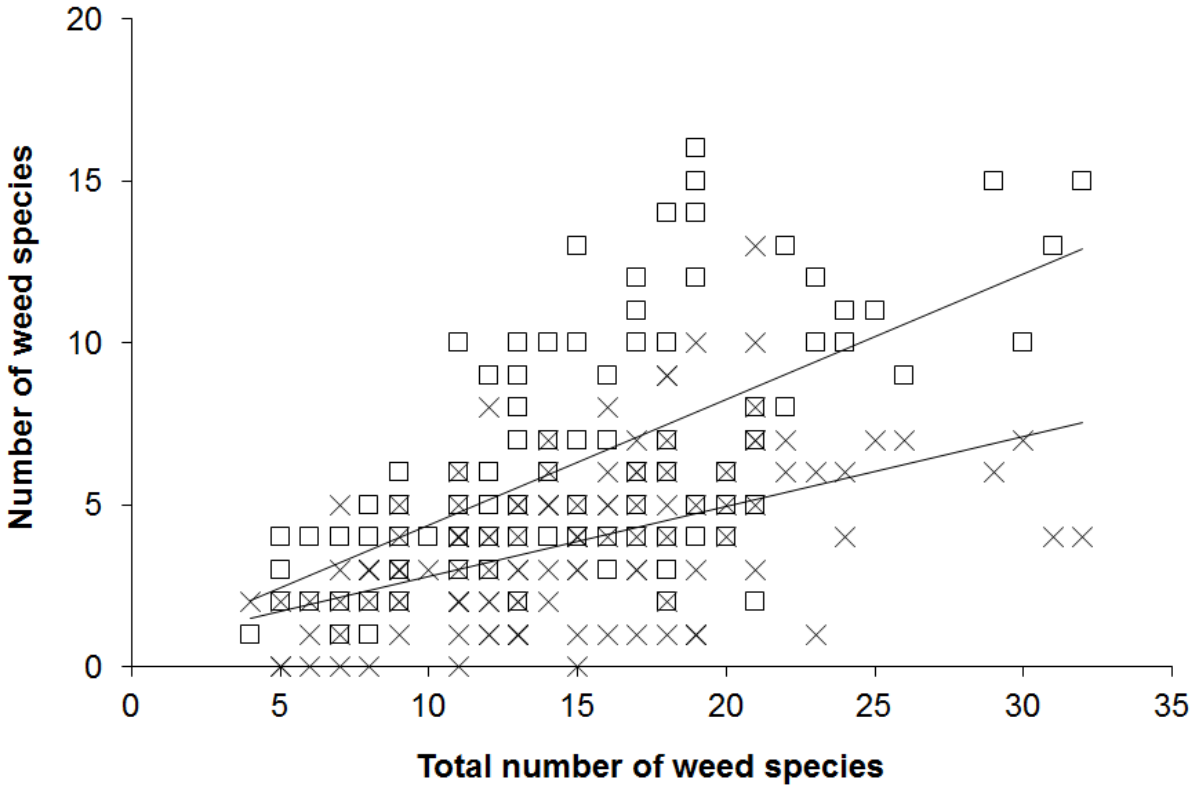


Table 5: Comparison of species richness and Shannon-Weaver diversity index, between the boundary-side and the field-side of the sown grass strips.

		Boundary-side	Field-side	
		Mean (s.d.)	Mean (s.d.)	Test †
Site 1	Weed species richness	9.6 (4.9)	7.9 (4.1)	*
	Shannon-Weaver Diversity	2 (0.52)	1.8 (0.54)	***
Site 2				
	Weed species richness	11.2 (3.8)	7.7 (4.1)	**
	Shannon-Weaver Diversity	2.2 (0.39)	1.7 (0.62)	**

† Wilcoxon test. p-value: * $p<0.05$, ** $p<0.01$, *** $p<0.001$.
s.d.=standard deviation.

C. CONCLUSION DU CHAPITRE

Ce chapitre a permis de mettre en lumière que les facteurs qui expliquent le plus la variabilité floristique sont le type de bordure adjacent, le type de sol et le mélange semé par l'agriculteur. Cependant, la flore n'est pas homogène au sein d'une bande enherbée. Le coté adjacent à la bordure présente une richesse et une diversité plus importante que le coté adjacent à la parcelle. Ainsi, selon le coté de la bande enherbée considéré, les facteurs les plus explicatifs de la variabilité de la flore ne sont pas les mêmes. En effet, les pratiques dans la parcelle adjacente ont plus d'effet sur la flore coté parcelle que sur la flore coté bordure, alors que le type de bordure a plus d'effet sur la flore coté bordure que coté parcelle.

Nous mettons en évidence que l'âge des bandes enherbées a un faible pouvoir explicatif de l'assemblage des espèces. Ceci signifie que des bandes enherbées de même âge présente une flore très différente. Cependant, ceci ne signifie pas que la flore d'une bande enherbée donnée ne va pas évoluer au cours du temps sous l'effet des pressions de sélection exercées (modes de gestion par exemple).

Dans le chapitre suivant, l'étude portera plus précisémement sur l'évolution de la flore au cours de la succession végétale par l'étude des caractéristiques biologiques des espèces des bandes enherbées.

CHAPITRE III

CARACTÉRISTIQUES BIOLOGIQUES

DES ESPÈCES ADVENTICES

PERMETTANT LEUR DÉVELOPPEMENT ET LEUR MAINTIEN

DANS LES BANDES ENHERBÉES

Bande enherbée : quels traits sont favorisés ?

A. INTRODUCTION DU CHAPITRE

Les relevés floristiques qui ont constitué le matériel scientifique des deux premiers chapitres, ne sont que des photographies instantanées de la flore, prises le jour du relevé floristique. Cependant, comme nous l'avons dit en introduction et confirmé dans le chapitre précédent, les bandes enherbées sont semées sur un bord de champ, dont le stock semencier de départ est variable suivant les situations. Ainsi, une espèce peut être présente dans une bande enherbée par l'expression du stock semencier, ou parce qu'elle possède les caractéristiques biologiques importantes ou nécessaires pour son maintien à travers la succession végétale.

Dans ce chapitre nous allons tenter de d'élucider les caractéristiques biologiques des espèces qui sont adaptées aux filtres mentionnés dans le chapitre précédent par une approche fonctionnelle.

Ce chapitre est rédigé en deux parties dont une comporte un article de colloque :

- Traits nécessaires aux adventices pour se maintenir au cours de la succession végétale des bandes enherbées : une approche fonctionnelle.
- Les espèces annuelles : exploration des causes de leur déclin dans les bandes enherbées
  - De la plantule à la fructification : aptitude à tolérer la compétition, à fructifier avant le broyage ou à le tolérer
  - De la semence à la plantule : aptitude à germer en surface

Article 4

Reibel C., Guillemin J.P., Cordeau S. et Chauvel B. 2010. Aptitude à la levée et à l'installation d'adventices dans des bandes enherbées. 21ème conférence du COLUMA, Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. AFPP. Dijon, 8-9 décembre 2010.

B. TRAITS NECESSAIRES AUX ADVENTICES POUR SE MAINTENIR AU COURS DE LA SUCCESSION VEGETALE DES BANDES ENHERBEES : UNE APPROCHE FONCTIONNELLE

B.1.Introduction

L'étude de la végétation d'un habitat à travers les groupes fonctionnels des espèces qui la composent s'est largement répandue ces dernières décennies (Grime, 1974 ; Lavorel et Garnier, 2002). En effet, le concept de groupe fonctionnel propose d'assembler les espèces dont la réponse aux facteurs environnementaux est similaire. Les espèces qui composent un même groupe fonctionnel possèdent des traits ou caractéristiques biologiques similaires. Un trait peut être défini comme une caractéristique morphologique, physiologique ou phénologique d'une espèce mesurable à l'échelle d'un individu sans référence faite à l'environnement ou à tout autre niveau d'organisation (Violle *et al.*, 2007). On distingue les traits de réponse des espèces aux facteurs de l'environnement et les traits d'effets des espèces sur les processus écosystémiques (Lavorel et Garnier, 2002).

L'assemblage des espèces d'un habitat est la résultante de la sélection exercée dans le passé par de nombreux filtres environnementaux. Ainsi, l'observation des traits ou caractéristiques biologiques propres à chaque groupe fonctionnel permet d'identifier les caractéristiques importantes pour le succès écologique des espèces. De plus, cet assemblage évolue au cours du temps (Brown et Southwood, 1987 ; Dolle *et al.*, 2008). Même si la trajectoire de la succession végétale dépend de la composition initiale de la végétation (Facelli et Pickett, 1990) ou du stock semencier, les caractéristiques biologiques des espèces adaptées à leur maintien changent au cours de la succession (Dolle *et al.*, 2008), comme cela a été démontré sur les prairies naturelles (Kahmen, 2004 ; Kahmen et Poschlod, 2004 ; Lindborg et Eriksson, 2005). Ainsi des stratégies différentes peuvent s'observer pour des stades précoces ou avancés de la succession (Bazzaz, 1979).

Dans l'écosystème particulier que représente l'agro-écosystème, le poids des activités humaines (pratiques culturales), l'intensité et la fréquence des pressions de sélection a favorisé le développement d'un très grand nombre d'adaptations chez les espèces végétales. Le grand nombre d'habitats différents définis par les caractéristiques du milieu et les modes de gestion différenciés permettent l'occurrence d'espèces présentant des traits et des combinaisons de traits très variés.

Dans les milieux cultivés, la réponse des espèces aux nombreuses perturbations anthropiques a été étudiée pour identifier les traits ou caractéristiques biologiques responsables de la défaillance ou du succès de certaines espèces ayant conduit à leur régression ou à leur augmentation au cours des

dernières décennies (Smart *et al.*, 2005 ; Fried *et al.*, 2009). Les espèces annuelles, présentes majoritairement dans les champs sont tolérantes aux nombreuses perturbations (R-stratégie) et présentent un potentiel de croissance élevé pour exploiter les hauts niveaux de fertilité. Pour arriver à maturité (production d'organes de survie – semences, bulbilles, rhizomes) en une période de quelques semaines à quelques mois avant que la culture ne soit récoltée, la dynamique de ces espèces est très rapide et peut répondre à des pressions de sélection très variées. Les pratiques agricoles ont favorisé par exemple plutôt des espèces nitrophiles et adaptées pour supporter de fortes perturbations (par ex. résistance aux herbicides, persistance dans le stock semencier … (Fried *et al.*, 2009)).

Les espèces des espaces hors champs de l'agrosystème (par ex. bordure herbacée) sont majoritairement pérennes, compétitrices ou tolérantes aux stress (C- et CS-stratégie (Critchley *et al.*, 2006)). Les fauches répétées favorisent les espèces à cycle court, qui par leur port rampant ou la position de leur organe de survie (par ex. hemicryptophytes à rosette, Poacées) évitent la fauche. L'aptitude à se développer sous un couvert (espèces sciaphiles) ou en milieux humides (espèces hydrophiles) peut être sélectionnée en fonction des habitats linéaires adjacents (haie, rivière …).

Dans cette étude, nous proposons d'étudier les caractéristiques biologiques des espèces que l'on rencontre sur un habitat situé à l'interface entre une bordure herbacée et une parcelle : les bandes enherbées. Nous souhaitons vérifier les hypothèses suivantes :

Hyp1 : les espèces les plus fréquemment rencontrées dans un habitat forment un (des) groupe(s) fonctionnel(s) ayant des traits ou caractéristiques biologiques adaptés à leur établissement et/ou leur maintien.

Hyp2 : les traits ou caractéristiques biologiques adaptés pour des stades jeunes de la succession végétale seront différents pour des stades plus avancés.

Les bandes enherbées étant entretenues uniquement par fauche (les applications d'herbicides et de fertilisants sont interdites), les espèces doivent pouvoir contourner cette perturbation par un port adapté ou un cycle de vie court. De plus, les bandes enherbées sont implantées en bordure des cours d'eau pouvant favoriser les espèces les plus hydrophiles. La flore spontanée se développe dans un couvert d'espèces prairiales vivaces semées par l'agriculteur et le sol n'est plus perturbé par un travail du sol. Nous émettons l'hypothèse que l'ensemble de ces conditions devrait rapidement sélectionner les espèces ayant une stratégie de type compétitrice et filtrer les espèces de type R (rudérale).

Enfin, les bandes enherbées restent en place pour de nombreuses années. Nous émettons l'hypothèse que les traits des espèces les plus adaptées à cet habitat évolueront avec l'âge des bandes enherbées.

Selon notre hypothèse, les bandes enherbées les plus jeunes devraient héberger majoritairement des espèces précédemment rencontrées dans le bord du champ et issues du stock de semences (par ex. thérophytes, nitrophiles) tandis que les bandes enherbées les plus âgées hébergeraient en plus grand nombre des espèces communément rencontrées dans les bordures ou les habitats stabilisés provenant des milieux proches (par ex. vivaces, compétitrices, espèces méso-xérophiles, hémicryptophytes, à cycle court).

B.2. Matériels et Méthodes

B.2.1. Relevés floristiques

Cette étude utilise les relevés floristiques réalisés dans le cadre d'une étude précédente (Cordeau *et al.*, 2010), décrite dans les chapitres 1 et 2. Dans cette étude, 75 bandes enherbées ont été suivies sur deux années et sur deux zones d'études (Table 1). L'âge des bandes enherbées (en années depuis le semis) a été identifié par des enquêtes auprès des agriculteurs.

Table 1 : Nombre de bandes enherbées étudiées sur le site 1 (Ouest de la France) et sur le site 2 (Est de la France) selon leur âge lors du relevé floristique.

	2008		2009	2010	
Age (ans)	Site1	Site2	Site1	Site2	Total
1	2	5	-	-	7
2	4	1	2	-	7
3	23	11	4	5	43
4	12	-	23	1	36
5	2	-	12	11	25
>6	1	3	3	3	10
x	7	4	7	4	22
Total	51	24	51	24	150

x : âge inconnu

Les repousses des cultures (blé, colza, tournesol, lin) ont été retirées du jeu de données car leur présence ne peut s'expliquer que par le précédent cultural pour des bandes enherbées jeunes.

D'après les méthodologies de Liira *et al.*, (2008) et Fried *et al.*, (2009), nous utiliserons la fréquence ($Freq_{sp}$) et l'abondance ($Abond_{sp}$) de chaque espèce en leur attribuant un score ($Score_{sp}$) selon l'équation suivante :

$$Score_{sp} = \left(\frac{\sum_{1}^{n_{site1}} (Freq_{sp} \times Abond_{sp})}{n_{site1}} + \frac{\sum_{1}^{n_{site2}} (Freq_{sp} \times Abond_{sp})}{n_{site2}} \right) \div 2$$

où, $Freq_{sp}$ est la fréquence (%) d'occurrence de l'espèce dans les 10 quadrats de la bande enherbée, $Abond_{sp}$ est l'abondance moyenne (% de couverture) de l'espèce sur les 10 quadrats de la bande enherbée, n_{site1} et n_{site2} est le nombre de bandes enherbées respectivement sur les sites 1 et 2.

Ce score permet d'éviter que la fréquence d'une espèce ne soit dépendante de l'effort d'échantillonnage réalisé dans chaque site (Table 1).

B.2.2. Traits des espèces

Nous avons sélectionné huit traits ou caractéristiques biologiques listés dans la Table 2.

Table 2 : Description des traits ou caractéristiques biologiques et de leurs attributs

Trait (sources)	**Signification**	**Attributs**	**Données manquantes**
L (Ellenberg *et al.*, 1992 ; Julve, 1998)	Ellenberg-L : Valeur indicatrice de la préférence pour la lumière	4-6 ; 7 ; 8-9	0%
F (Ellenberg *et al.*, 1992;Julve, 1998)	Ellenberg-F : Valeur indicatrice de la préférence pour l'humidité édaphique	2-4 ; 5-6 ; 7-9 ; X	0%
N (Ellenberg *et al.*, 1992;Julve, 1998)	Ellenberg-N : Valeur indicatrice de la préférence pour l'azote	2-3 ; 4-6 ; 7-9 ; X	0%
Raunkiaer (Klotz *et al.*, 2002)	Type biologique de Raunkiaer : position des organes de survie	G: géophyte; H : hémicryptophyte; T : thérophyte P : phanérophyte	0%
Grime (Klotz *et al.*, 2002)	Stratégie d'établissement de Grime : tolérance au stress, à la compétition et à la perturbation C : compétitive, S: stress-tolérante, R : rudérale	C ; CR ; CS ; CSR ; R	0%
Size (Fournier, 1947)	Taille des espèces (cm) : compétition et évitement du broyage	<15; 15-50; 50-100 >100	0%
Fruct (Coste, 1937;Bardet *et al.*, 2008)	Saison de fructification importante : capacité à produire des semences avant le broyage	Large : toute l'année; spr to aut : printemps-automne; spr to sum : printemps-été; summer : été	0%
Nb.Coty (Fournier, 1947)	Classification botanique : tolérance au broyage (position des méristèmes de croissance)	D : dicotylédone M : monocotylédone	0.8%†

† : *Equisetum arvense* a été classé comme donnée manquante car elle était la seule ptéridophyte.

Premièrement, les traits ont été choisis pour traduire l'affinité des espèces aux conditions du milieu. Les indicateurs écologiques pour la lumière (L), la nitrophilie (N) et l'humidité édaphique (F) proposés par (Ellenberg *et al.*, 1992) sont en lien direct avec les filtres environnementaux qui vont agir. Une bande enherbée sans apport d'engrais pourrait défavoriser les espèces nitrophiles (Haas et Streibig, 1982) et la pénétration de la lumière dans le couvert est directement en lien avec le développement et donc le

taux de couverture des adventices (Kleijn et van der Voort, 1997). Enfin les bandes enherbées sont implantées en bordure de cours d'eau où les conditions hydriques peuvent jouer le rôle de filtre pour des espèces moins exigeantes en termes d'humidité.

Deuxièmement, les traits ou types fonctionnels sont sélectionnés pour explorer l'aptitude des espèces à être compétitives dans le couvert semé. La taille des espèces (hauteur de la plante dans le couvert) est un trait directement lié à la compétition avec le couvert (Franzen, 2004). Lors des relevés floristiques la hauteur du couvert était estimée à 50 cm. Les stratégies d'établissement de Grime (1979) traduisent la capacité des espèces à tolérer la compétition (C-stratégie). De plus, l'arrêt de la perturbation du sol peut défavoriser les espèces rudérales (R-stratégie).

Enfin, les traits ou types fonctionnels des espèces présentes sur les bandes enherbées ont été sélectionnés pour décrire l'aptitude des espèces à contourner ou tolérer la plus forte de pression de sélection exercée sur les espèces : le broyage. La petite taille de la plante illustre les stratégies d'évitement du broyage (hauteur de coupe : 15 cm) tandis que les espèces monocotylédones dont les méristèmes végétatifs ne sont pas ou peu affectées, supportent certainement plus la perte de biomasse aérienne (tolérance à la perturbation). Les types biologiques de Raunkiaer par exemple, peuvent être mis en relation avec le broyage car les espèces thérophytes ont l'obligation de produire des semences viables avant le broyage pour se maintenir à moins qu'elles ne puissent fructifier toute l'année (espèces à période de germination indifférente telles que *Poa annua* ou *Senecio vulgaris*) alors que les géophytes et les hémicryptophytes vivaces ou bisannuelles peuvent maintenir leur appareil végétatif. La perte de biomasse aérienne pour des espèces annuelles arrivées à un stade phénologique avancé (floraison ou fructification) peut entraîner la senescence de la plante sans reprise de végétation (Meiss *et al.*, 2008).

B.2.3. Analyse des données

B.2.3.1. Analyse globale

Pour les analyses, le groupe composé de *Hedera helix, Clematitis vitalba, Rubus fruticosus et Solanum dulcamara* a été retiré du jeu de données car les caractéristiques biologiques de ces espèces étaient très similaires (c.-à-d. dicotylédone phanérophyte, C-stratégie, taille >100cm). Elles formaient donc à elles seules un groupe fonctionnel dans toutes les analyses qui ne permettaient pas d'expliquer la large variabilité de leur fréquence d'occurrence (respectivement, 23.3%, 8.6%, 68.7%, 4.7%).

Deux approches seront utilisées pour l'analyse :

(i) La première approche examine les scores médians des attributs de chaque trait ou caractéristique biologique par des tests de Kruskal-Wallis. Les attributs nécessaires à une espèce pour

être présente et prépondérante dans la communauté doivent montrer un score élevé. Même si cette analyse permet de mettre en avant les traits les plus importants à prendre en compte, elle ne permet pas de mettre en évidence les diverses stratégies possibles (c.-à-d. combinaison de traits ou caractéristiques biologiques). De plus, elle n'explore pas la cascade de traits possible décrite par Violle *et al.*, (2007), liée à la succession des filtres ayant permis aux espèces d'être présentes.

(ii) La seconde approche consiste à regrouper *a priori* les espèces en groupes fonctionnels et à identifier *a posteriori* les groupes fonctionnels présentant des scores élevés. La matrice espèces/traits est soumise à une Analyse des Correspondances Multiples (ACM), qui est une extension des analyses en composantes principales pour des variables discrètes (Tenenhaus et Young, 1985). L'ACM est réalisée avec le package Ade4 (Dray et Dufour, 2007) sous le logiciel R (R Development Core Team, 2010). La distance euclidienne entre les espèces dans l'espace multivarié de l'ACM a été utilisée pour conduire une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) par la méthode de Ward (Ward, 1963). La CAH nous permet d'identifier des groupes clairement séparés (distance euclidienne importante) et non redondants (séparés sur un dendrogramme). Des tests exact de Fisher sont ensuite réalisés avec le package FactoMineR (Husson *et al.*, 2010) du logiciel R afin d'identifier les traits ou caractéristiques biologiques significativement associés à la construction des groupes. Afin de tester si l'attribut est sous- ou sur-représenté, un test sur les proportions d'espèces dans chaque attribut est réalisé pour chaque groupe fonctionnel. On détermine ainsi si l'attribut du trait considéré contribue plus ou moins fortement à agréger ou à séparer les espèces par le signe et la significativité de la valeur du test. La comparaison des scores médians des groupes fonctionnels est testée par un test de Kruskal-Wallis.

B.2.3.2. Analyse temporelle

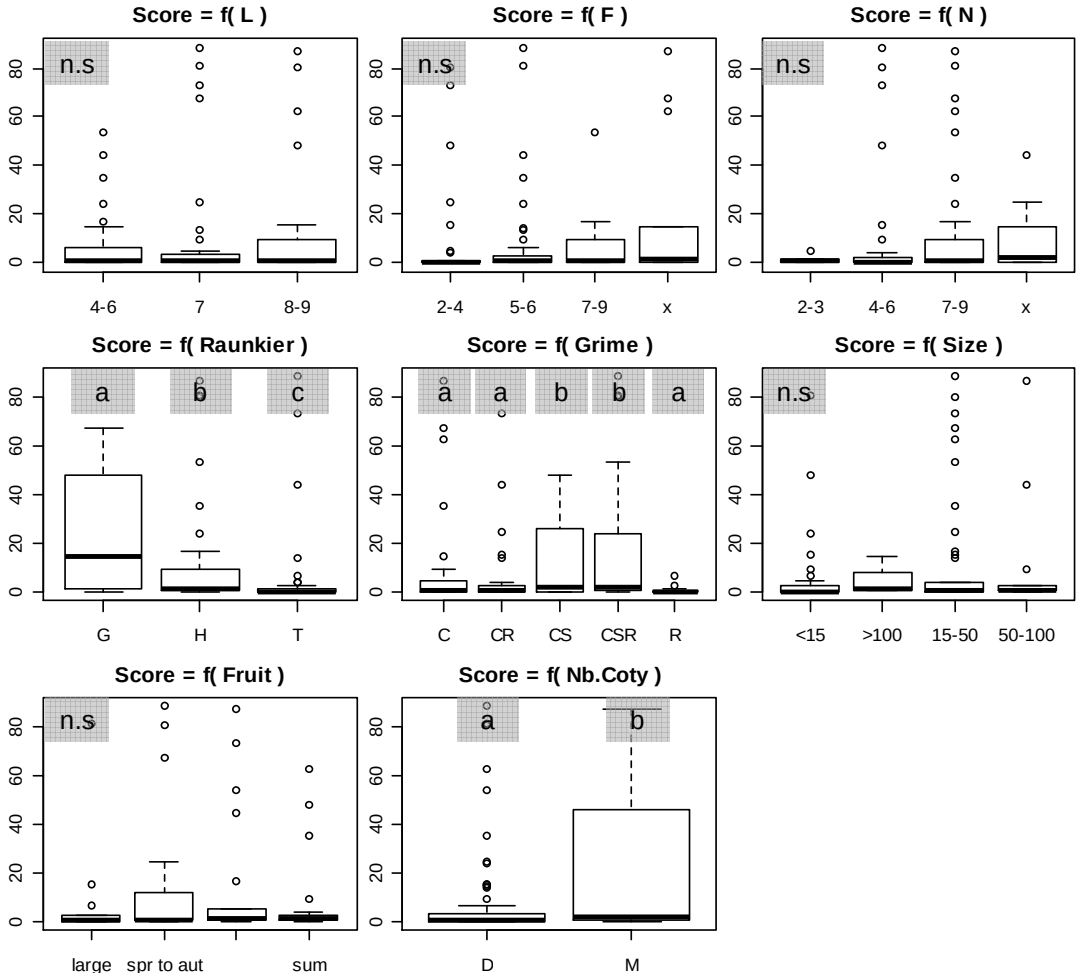
Pour tester Hyp2, selon laquelle les traits ou types fonctionnels varient au cours de la succession végétale, le jeu de données global a été divisé en six sous-jeux de données selon l'âge des bandes enherbées (Table 1). Les analyses successives permettront de tester l'hypothèse selon laquelle la flore des bandes enherbées évolue d'une communauté d'espèces typiquement rencontrées dans les champs cultivés vers une communauté d'espèces liées aux milieux stabilisés comme les bordures. La proportion d'individus selon la longueur de leur cycle de vie – annuelle, bisannuelle, vivace (Klotz *et al.*, 2002) – et la fréquence de l'espèce dans les champs cultivés (Jauzein, 1995) seront calculées sur les six sous-jeux de données. Ces caractérisations représentent un condensé des caractéristiques précédemment décrites (Table 2).

B.3.Résultats

B.3.1. Analyse globale

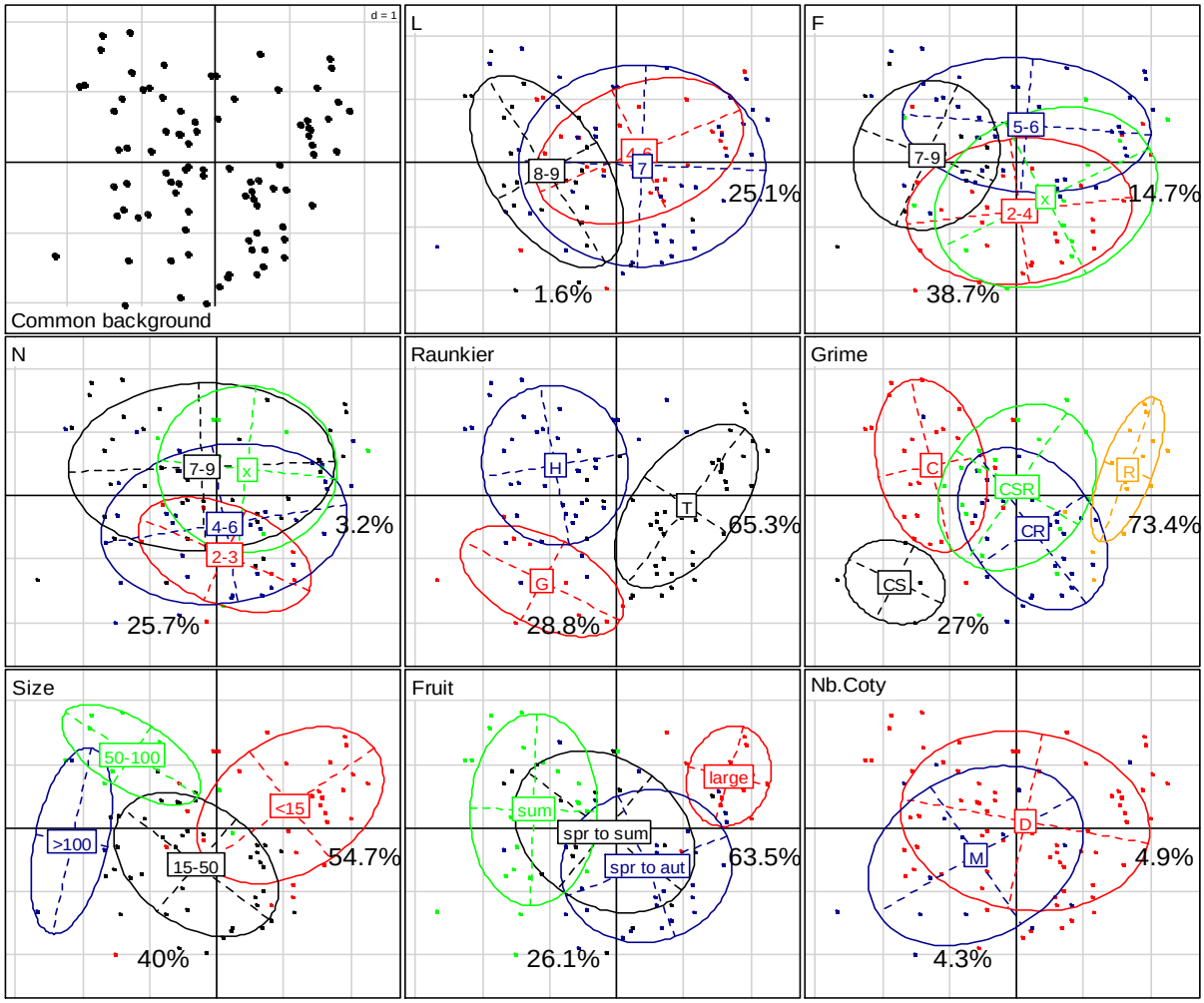
La Figure 1 présente la relation entre le score des espèces et les attributs de chaque trait. Il apparaît que l'appartenance botanique (Nb.Coty : test de Kruskal-Wallis, H=4.0617, df = 1, p-value = 0.04), le type de Raunkiaer (H= 17.3757, df = 2, p-value = 0.0001) et la stratégie de Grime (H= 15, df = 4, p-value = 0.004) permettent de différencier significativement le score des espèces. En effet, on observe que le score médian est plus élevé pour des espèces monocotylédones que pour des espèces dicotylédones, pour des espèces de types CS, CSR ou C que pour des espèces de types CR ou R et pour des espèces géophytes que pour des espèces hémicryptophytes et thérophytes.

Figure 1 : Scores selon les attributs de chaque trait ou caractéristiques biologique. Les attributs sont définis dans la Table 2



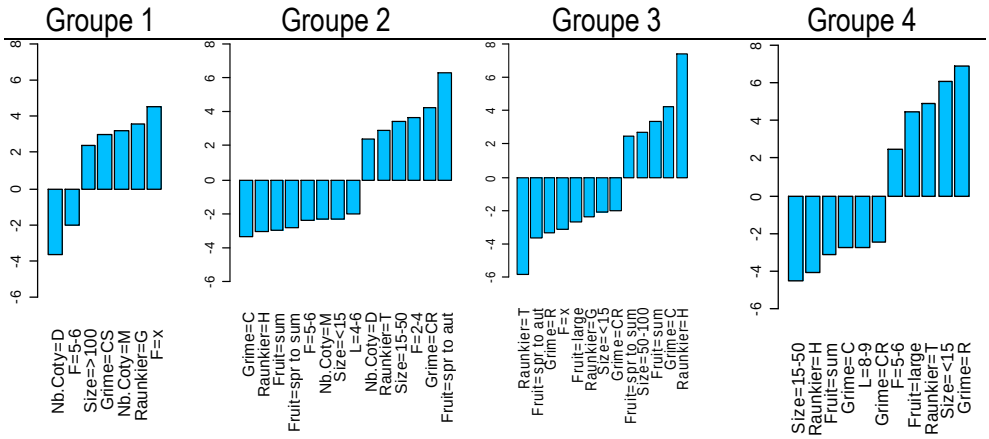
La Figure 2 représente la répartition des espèces dans l'espace multidimensionnel de l'ACM. Les cinq premiers axes représentent 47,3% de la variation des espèces. L'axe 1 (expliquant 14.5% de la variabilité) est principalement corrélé au type de Raunkiaer, aux stratégies de Grime, à la taille et à la période de fructification. Il sépare les espèces géophytes-hémicryptophytes, C ou CS, grande (>100 ou 50-100 cm), à fructification précoce, des espèces thérophytes, rudérales et petites à fructification tardive ou étalée dans le temps. L'axe 2 (9.1%) est principalement corrélé à F-Ellenberg et à la taille des espèces. Il sépare les espèces intermédiaires ou hydrophiles potentiellement plus hautes que le couvert (50-100cm) des espèces moins exigeantes en termes d'humidité dans le couvert (15-50cm). Il n'existe pas de combinaison d'attributs permettant d'expliquer un score faible ou élevé. En effet, le score des espèces n'est expliqué par aucun des cinq premiers axes de l'ACM (Anova sur les axes 1 à 5, p-value>0.05).

Figure 2 : Analyse des correspondances multiples (ACM) sur la matrice espèces/traits. Les attributs sont décrits dans la Table 2.



La classification ascendante hiérarchique réalisée avec les axes 1 et 2 permet d'identifier quatre groupes fonctionnels. Les principales caractéristiques (traits et attributs associés) sont décrites dans la Table 3. Le score médian des groupes est significativement différent entre groupes fonctionnels (test de Kruskal-Wallis, H = 11.7674, df = 3, p-value = 0.008).

Table 3 : Groupes fonctionnels et attributs ayant permis de les discriminer. Sur les graphiques des v.tests, les barres positives et négatives indiquent les attributs ayant permis d'agréger ou de séparer les espèces. La hauteur des barres et les p-values entre parenthèses atteste du degré de discrimination. p-value * : <0.05, ** :<0.01, *** : <0.001.

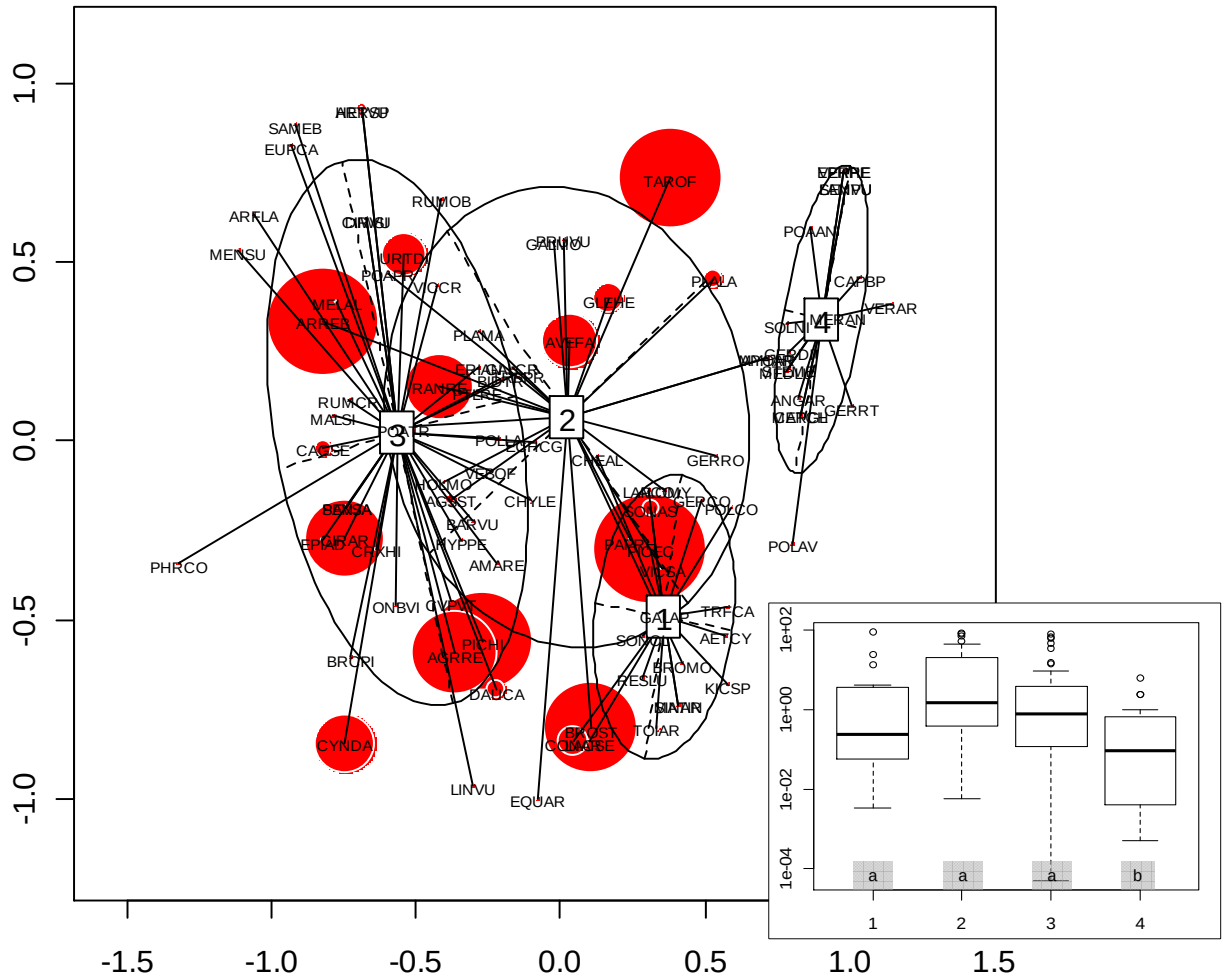


Trait	p-value†	Groupe 1	Groupe 2	Groupe 3	Groupe 4
L	*				
F	***	x (***)	2-4 (***)		5-6 (*)
N	0.48				
Raunkiaer	***	G (***)	T (**)	H (***)	T (***)
Grime	***	CS (**)	CR (***)	C (***)	R (***)
Size	***	>100 (*)	15-50 (***)	50-100 (**)	<15 (***)
Fruit	***		spr to aut (***)	sum (***) spr to sum (*)	large (***)
Nb.Coty	**	M (**)	D (*)		

†: Test exact de Fisher pour comparer la répartition des attributs dans les groupes fonctionnels

La Figure 3 représentant les groupes fonctionnels, montre que le groupe 4, composé d'espèces thérophytes, rudérales, de petites tailles (Table 3) présente un score médian plus faible que les autres.

Figure 3 : Groupes fonctionnels (1, 2, 3, 4) représentés dans l'espace multivarié de l'analyse des correspondances multiples. Les espèces sont codés par leur code Bayer (Bayer, 1992). La taille des points rouges est corrélée avec le score de l'espèce. Boxplot des scores (échelle logarithmique) selon les groupes fonctionnels. Les lettres identiques indiquent que les groupes ne sont pas significativement différents (test deux à deux de Mann-Whitney).



B.3.2. Groupes fonctionnels selon l'âge de la bande enherbée

La Table 4 montre que les espèces ayant les scores les plus élevés varient selon l'âge de la bande enherbée. Dès la première année, les espèces vivaces dominent (*Cirsium arvense, Convolvulus arvensis*) mais certaines espèces qui vont devenir prépondérantes par la suite sont absentes. Des évolutions très variables sont observées suivant les espèces : certaines deviennent de plus en plus dominantes au cours des années (*Taraxacum officinale*) tandis que d'autres décroissent (*Avena fatua, Sonchus asper*). Certaines espèces restent dominantes sur la période d'étude (*Picris echioides*, *Picris*

hieracioides, *Elytrigia repens*). Parmi ces 20 espèces ayant les scores les plus élevés, on ne dénombre que très peu d'espèces annuelles (*Bromus sterilis*, *Avena fatua* et *Sonchus asper*).

Table 4 : Rang des scores des espèces (codées par leur code Bayer (Bayer, 1992)) selon l'âge de la bande enherbée.

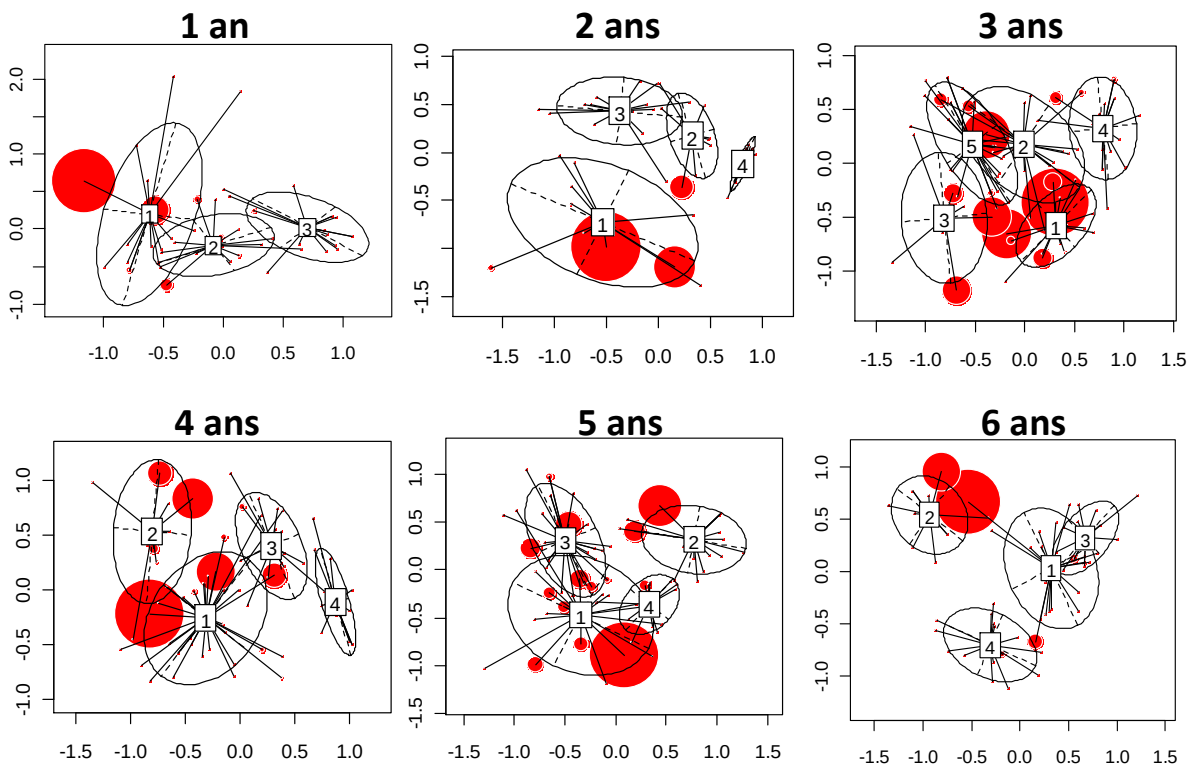
Espèce	Code Bayer	1 an	2 ans	3 ans	4 ans	5 ans	>6 ans
Picris echioides	PICEC	8	20	1	4	12	11
Arrhenatherum elatius	ARREB	-	5	9	1	5	13
Taraxacum officinale	TAROF	22	13	10	12	2	1
Picris hieracioides	PICHI	3	12	2	3	11	3
Bromus sterilis	BROST	28	-	23	19	1	52
Elytrigia repens	AGRRE	13	1	4	2	8	17
Cirsium arvense	CIRAR	1	14	6	6	9	6
Ranunculus repens	RANRE	-	-	3	24	6	19
Cynodon dactylon	CYNDA	-	15	5	5	7	-
Avena fatua	AVEFA	18	34	69	56	-	-
Urtica dioica	URTDI	-	-	11	28	3	27
Convolvulus arvensis	CONAR	2	3	7	7	19	5
Glechoma hederacea	GLEHE	-	-	26	9	4	14
Poa trivialis	POATR	-	-	18	18	10	8
Daucus carota	DAUCA	44	11	12	8	17	16
Plantago lanceolata	PLALA	-	-	14	14	15	2
Calystegia sepium	CAGSE	-	16	16	13	20	7
Sonchus asper	SONAS	5	9	8	16	30	23
Heracleum sphondylium	HERSP	-	-	42	69	13	-
Agrostis stolonifera	AGSST	-	-	15	10	31	-

Le nombre de groupes fonctionnels que l'on peut clairement distinguer dans les communautés adventices varie selon l'âge de la bande enherbée (Figure 4). Cependant, certains groupes identifiés précédemment sur l'analyse globale et les attributs ayant permis de les discriminer restent identiques (Table 5).

i. Pour les bandes enherbées âgées d'un an, il n'existe aucune relation directe significative entre un trait et le score des espèces (test de Kruskal-Wallis, p-value>0.05 pour tous les traits). La classification ascendante hiérarchique identifie trois groupes (Figure 4). Le groupe 1 rassemble des espèces compétitrices qu'elles soient géophytes ou hémicryptophytes (Table 5). L'espèce majeure de ce groupe est *Cirsium arvense* (Score=35.2). Le groupe 2 rassemble des espèces de types CR comme *Convolvulus arvensis* également dominante, alors que le groupe 3 rassemble les espèces thérophytes, rudérales de petite taille. Il n'y a pas de différence significative entre les scores médians de ces trois groupes (Table 5, p-value=0.11) car outre ces espèces dominantes, l'ensemble des espèces sont en faible abondance. Malgré une abondance relative plus faible que celle des espèces vivaces (Figure 5 A), les espèces annuelles montrent des scores similaires aux espèces vivaces. L'ensemble des espèces

est constitué pour moitié des espèces communément ou très communément rencontrées dans les champs (Figure 5 B), issues du stock semencier ou à partir d'organes de survie végétatifs (racines, rhizomes ...).

Figure 4 : Groupes fonctionnels des espèces selon l'âge des bandes enherbées. La surface des points rouges est proportionnelle au score de l'espèce.



ii. Sur les bandes enherbées de deux ans, les différents types biologiques de Raunkiaer présentent des scores médians différents (test de Kruskal-Wallis test, H=11.9, df = 2, p-value = 0.003). Les espèces géophytes ont des scores plus élevés que les espèces hémicryptophytes et thérophytes. L'approche fonctionnelle distingue 4 groupes : les géophytes monocotylédones, les hémicryptophytes compétitrices et les thérophytes scindées en deux groupes selon leur taille. Le score médian du groupe 4 est significativement plus petit que celui des autres (H = 9.1565, df = 3, p-value = 0.02).

iii. Les bandes enherbées de trois ans présentent des espèces dont le type de Raunkiaer est également structurant (test de Kruskal-Wallis test, H = 8.533, df = 2, p-value = 0.01) avec les espèces géophytes qui montrent des scores plus élevés que les hémicryptophytes et que les thérophytes. Les groupes fonctionnels ont les mêmes caractéristiques que pour des bandes installées depuis deux ans avec les espèces hémicryptophytes (groupe 5) ou géophytes (groupe 4) qui sont potentiellement de

plus grande taille (*Cirsium vulgare, Dipsacus fullonum*), mais on voit apparaître un groupe très distinct d'espèces monocotylédones oligotrophes comme *Holcus mollis* ou *Bromus hordeaceus*. Les scores médians sont significativement différents avec le groupe 3 dont le score est plus élevé que les autres et le groupe 4 à score plus faible. On se rend compte qu'il n'y a pas de différence dans les scores médians entre le groupe 1 composé de dicotylédones thérophytes plutôt sciaphiles et le groupe 5 composé d'hémicryptophytes compétitrices plutôt héliophiles.

iv. Les bandes enherbées de 4 ans présentent les mêmes groupes fonctionnels que les bandes de deux ans, où l'on observe des distinctions majeures entre les types de Raunkiaer (H = 16.4081, df = 2, p-value = 0.0002) mais aussi entre les stratégies de Grime (H = 16.6637, df = 4, p-value = 0.002). En effet, on remarque que les groupes 3 et 4 englobent des espèces principalement thérophytes mais différentes par leur stratégie d'établissement et leur taille. Cependant, même si les scores médians sont significativement différents entre groupes (Table 5) ils ne diffèrent pas entre les groupes 3 et 4 et montrent des espèces moins dominantes (Figure 4).

v. et vi. Pour les bandes de 5 ans, les types fonctionnels importants semblent être l'appartenance botanique, (H=3.8635, df = 1, p-value = 0.04), le type biologique de Raunkiaer (H= 20.9856, df = 2, p-value <0.0001) et la stratégie de Grime (H= 21.9227, df = 4, p-value = 0.0002) alors qu'aucun des traits étudiés ne structure les scores pour des bandes de 6 ans. On remarque sur la Figure 4 que tous les groupes fonctionnels sont composés de une à trois espèces dominantes. Pour les bandes enherbées de 6 ans, outre *Plantago lanceolata* et *Taraxacum officinale* qui dominent car ces espèces sont vivaces et de petite taille, les groupes montrent des scores homogènes. Chaque groupe comporte des espèces qui arrivent à se maintenir dans les bandes enherbées.

Finalement, la proportion des types de cycle de vie (Figure 5 A) varie entre les bandes de 1 et 2 ans par une perte des espèces bisannuelles remplacées par des espèces pluriannuelles. On note cependant que la proportion de plantes annuelles augmente en 2ème année pour stagner puis décroître après la 3ème année. Enfin, en première année, on observe des espèces communément rencontrées dans les champs. En revanche, dès la 3ème année, elles vont être remplacées par des espèces assez rarement rencontrées dans les champs et par des espèces provenant de milieux non cultivés (Figure 5 B).

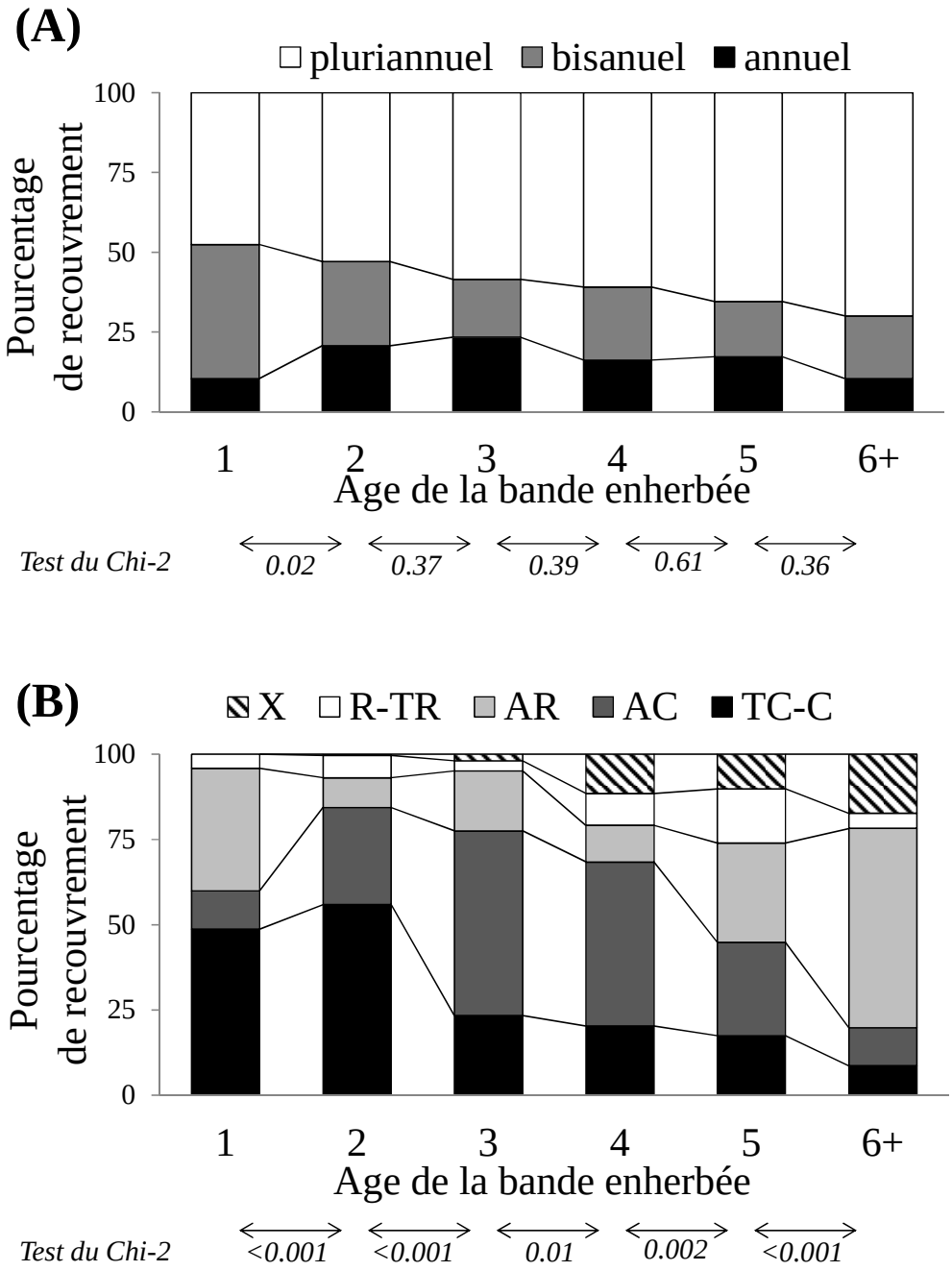
Table 5 : Traits ou caractéristiques biologiques et attributs utilisés pour la partition des espèces en groupes fonctionnels selon l'âge de la bande enherbée. Les p-values entre parenthèses attestent du degré de discrimination. p-value ; * : <0.05, ** :<0.01, *** : <0.001.

Âge		L	F	N	Raunkiaer	Grime	Size	Fruit	Nb.Coty	p-value†
1 an	**p-value‡**	**	*	*	***	***	***	***		**0.11**
	Groupe 1				H (**), G (**)	C (***)		sum (**)		
	Groupe 2					CR (**)	15-50 (*)	spr to sum (***)		
	Groupe 3	4-6 (**)	5-6 (*)			R (***)	<15 (**)	large (**)		
2 ans	**p-value‡**		**		***	***	***	***	***	**0.02**
	Groupe 1				G (***)	CS (*)			M (***)	
	Groupe 2				T (*)	CR (***)	15-50 (***)	spr to aut (***)		
	Groupe 3				H (***)	C (*)		sum (*)		
	Groupe 4				T (***)	R (***)	<15 (***)	large (*)		
3 ans	**p-value‡**	***	***	*	***	***	***	***	***	**0.04**
	Groupe 1	2-4 (***), 7(*)	x (**)		T (*)	CR (**)	15-50 (**)	spr to aut (***)	D (*)	
	Groupe 2	4-6 (*)		2-3 (*)				spr to sum (***)	M (**)	
	Groupe 3				G (***)	CS (**), C(*)	>100 (**)	sum (*)		
	Groupe 4				T (***)	R (***)	<15 (***)	large (***)		
	Groupe 5	8-9 (***)			H (***)	C (**)	50-100 (***)	sum (***)		
4 ans	**p-value‡**	**			***	***	***	***	*	**0.002**
	Groupe 1	8-9 (***)			H (***)	CSR (***), C(**)	50-100 (*)			
	Groupe 2				G (***)	CS (***)	>100 (**)	sum (**)	M (*)	
	Groupe 3	4-6 (*)			T (***)	CR (***)	15-50 (*)			
	Groupe 4				T (***)	R (***)	<15 (***)	large (***)		
5 ans	**p-value‡**	***	*	*	***	***	***	***	***	**0.11**
	Groupe 1	4-6 (*)	7-9 (*)		G (***)	CS (*)	>100 (*), 15-50 (*)	spr to aut (*)	M (***)	
	Groupe 2			x (*)	T (**)	R (***)	<15 (***)	large (***)	D (*)	
	Groupe 3	8-9 (***)			H (***)	C (***)	50-100 (***)	sum (*)		
	Groupe 4		2-4 (*)		T (***)	CR (***)	15-50 (**)	spr to sum (***)		
>6 ans	**p-value‡**	*	***	**	***	***	***	***		**0.24**
	Groupe 1				H (***)	CSR (*)	15-50 (**)			
	Groupe 2			x (**)	T (**)	R (***)	<15 (***)	large (***)		
	Groupe 3			7-9 (**)		C (***)	50-100 (***), >100 (*)	sum (*)		
	Groupe 4		2-4 (***)		T (***)	CR (***)	15-50 (*)	spr to aut (***)		

† : Tests de Kruskal-Wallis pour comparer les scores médians des groupes fonctionnels

‡ : Tests exacts de Fisher pour comparer la répartition des attributs dans les groupes fonctionnels

Figure 5 : Pourcentage de recouvrement (% moyen par bande) selon la durée de leur cycle de vie des espèces (A) (Klotz *et al.*, 2002) et leur fréquence dans les champs cultivés (B) (Jauzein, 1995) dans les 6 sous-jeux de données correspondant à l'âge de la bande enherbée. X: jamais rencontrée dans les champs, R-TR: rare ou très rare, AR: relativement rare mais pouvant être localement abondante, AC: relativement commune et abondante, TC-C: commune ou très commune. Les tests du Ch-2 comparent la distribution des données dans les classes entre 2 jeux de données.



B.4. Discussion et conclusions

L'approche fonctionnelle avait pour objectif de tester les hypothèses écologiques selon lesquelles (i) les espèces dominantes dans un habitat constituent un (des) groupe(s) fonctionnel(s) ayant des traits ou caractéristiques biologiques adaptés à leur établissement et/ou leur maintien (Hyp1) ; (ii) les traits ou caractéristiques biologiques adaptés pour des stades jeunes de la succession végétale seront différents pour des stades plus avancés (Hyp2).

Le choix d'utiliser des indices de type « score » prenant en compte l'abondance semble justifié dans une approche regardant plusieurs stades de l'évolution des bandes enherbées. En effet, une abondance élevée peut permettre à une espèce de résister à un phénomène d'extinction (Eriksson et Jakobsson, 1998). De plus, la dispersion de traits dans la communauté peut changer de direction (sur- ou sous-dispersion) selon que l'on prenne ou non l'abondance en compte (Schamp *et al.*, 2008).

Dans l'analyse globale, il s'avère que les types biologiques de Raunkiaer, la stratégie d'établissement (Grime, 1979) et la classification botanique (mono vs. dicotylédones) sont les caractéristiques biologiques qui définissent le score des espèces dans les bandes enherbées. En effet, nous montrons que les espèces géophytes présentent des scores plus élevés que les hémicryptophytes et que les thérophytes. La classification de Raunkiaer illustrait à l'origine la position des organes de survie dans la période défavorable, donc l'hiver en référence à la hauteur de la couche de neige. Mais cette classification est robuste car la période défavorable dans notre cas est la période de broyage. Ainsi, ce résultat nous montre que la fauche, en enlevant la biomasse aérienne des espèces, favorisent les espèces dont les organes de survie ne peuvent être atteints au moment du broyage (rosettes, rhizomes, …).

Cette approche directe nous montre également que les espèces de stratégie C (ou CSR, CS) ont des scores plus élevés que les espèces de stratégie R (ou CR). Cependant, la théorie de Grime (1979) définit la perturbation comme une perte partielle ou totale de biomasse. Selon la théorie (r-K) de MacArthur (1962) et de MacArthur et Wilson (1967), des hauts niveaux de perturbation (fréquence de broyage élevée dans notre cas d'étude) vont favoriser les espèces à cycle court, à taux de croissance élevé et qui produisent beaucoup de petites semences à forte dispersion. A l'inverse, de faibles niveaux de perturbation (broyage peu fréquent) favoriseront des espèces pérennes à plus faible capacité de dispersion. D'un point de vue écologique, il est aisé de comprendre que la fauche répétée diminue le niveau de compétition dans le couvert végétal d'autant plus qu'il est composé d'espèces non clonales. *Dactylis glomerata*, espèce semée, ne pourra pas étendre sa touffe cespiteuse s'il est fauché quatre

fois par an à 10 cm de hauteur. Ceci laisse donc potentiellement la possibilité aux espèces à cycles courts de s'installer pour autant qu'elles aient le temps de finir leur cycle (production de semences viables) avant la date du broyage. L'intensité de la perturbation et sa fréquence de retour auront donc un effet majeur sur la composition future de la communauté végétale présente dans la bande enherbée (Schippers *et al.*, 2001).

Dans le cas particulier des bandes enherbées, quel régime de broyage adopter et pour quels objectifs de gestion ?

– Broyer une fois par an et laisser la compétition réguler les espèces au risque de voir diminuer la richesse spécifique ou l'abondance par la disparition des plantes peu compétitrices ?

– Broyer souvent pour diminuer la compétition mais au risque de ne jamais permettre aux espèces annuelles de produire des semences viables ?

Nous montrons également que les espèces monocotylédones présentent des scores plus élevés que les espèces dicotylédones. Ce résultat confirme les résultats de l'étude de Pywell *et al.*, (2003) qui montre que la capacité à faire face à une perte de biomasse aérienne est supérieure chez les espèces monocotylédones. En effet, elles peuvent avoir des formes clonales de croissance qui diminuent leur probabilité de mortalité. De plus, la position plus basse de leur méristème de croissance leur permet de tolérer mieux une défoliation par les actions mécaniques.

L'approche par les groupes fonctionnels nous a permis de comprendre qu'il n'y a pas une seule stratégie idéale pour le développement des espèces dans les bandes enherbées (validant Hyp1). Toutefois, il existe la stratégie thérophyte rudérale qui semble particulièrement défavorable. Cela confirme qu'il est difficile, pour une espèce qui doit obligatoirement produire des semences viables avant le broyage, de se maintenir dans les bandes enherbées.

En revanche, nous montrons que pour des bandes nouvellement implantées, aucune stratégie ne prévaut. En effet, la bande enherbée est implantée sur le bord du champ sur une zone où existe un stock semencier composé majoritairement d'espèces annuelles, rudérales et communes des parcelles cultivées (Figure 5). C'est la raison pour laquelle elles sont encore très fréquemment rencontrées. Cependant, dès la deuxième année, l'alternance compétition (par le couvert) / perturbation (par le broyage) défavorise les espèces devant obligatoirement fructifier (résultat validant Hyp2). De plus, les espèces rudérales sont faiblement compétitrices et produisent peu de semences dans un couvert très compétiteur (Franzen, 2004).

Il est difficile d'identifier des traits rédhibitoires au point d'empêcher tout développement d'une espèce donnée. L'utilisation du concept de niche potentielle versus niche réalisée (Colwell et Futuyma, 1971 ; Fried *et al.*, 2010), permet de connaître facilement les espèces potentiellement aptes à occuper le milieu mais absentes. Dans les bandes enherbées, il est à noter que le groupe fonctionnel des espèces thérophytes est présent pour tous les âges des bandes enherbées de notre étude. En effet, nous montrons également que ce groupe fonctionnel est composé d'espèces de petite taille (<15 cm) donc peu affectées par le broyage et ayant une fructification étalée sur l'année, parfois même accompagnée d'une croissance indéterminée. C'est le cas de *Veronica persica* (Photo 1) ou d'*Anagallis arvensis* qui sont très fréquentes en bandes enherbées mais en faible abondance.

Photo 1 : *Veronica persica* dans une bande enherbée broyée

En effet, pour co-évoluer dans une communauté où la compétition est importante, les espèces doivent avoir des traits suffisamment divergents pour coexister dans la même niche, c'est-à-dire être suffisamment proches pour exploiter une même niche avec le même degré de compétition (Scheffer et van Nes, 2006). Ainsi, la taille des espèces est importante (Pronk *et al.*, 2007) et peut expliquer que *Taraxacum officinale* soit une espèce majoritaire dans les bandes enherbées de six ans. Outre le fait qu'elle est une espèce hémicryptophyte vivace, elle n'occupe pas la même strate herbacée que d'autres espèces plus grandes.

Mais l'exemple de *Taraxacum officinale* nous montre également que parmi les caractéristiques biologiques qui déterminent la présence d'une espèce dans un habitat, la capacité à disperser efficacement ses semences semble être importante (Gaston et Kunin, 1997). Nous observons la présence de nombreuses espèces *Asteraceae* anémochores telles que *Sonchus asper*, *Picris hieracioides*, *Lactuca serriola*. Cependant, cette caractéristique n'a pas été prise en compte dans notre étude.

C. LES ESPÈCES ANNUELLES : EXPLORATION DES CAUSES DE LEUR DÉCLIN DANS LES BANDES ENHERBÉES

C.1. Introduction

L'approche par les groupes fonctionnels a permis de mettre en avant que les espèces vivaces, de par leur biologie, sont plus adaptées à survivre dans un couvert semé qui exerce une forte compétition. Elles tolèrent également plus facilement le broyage qui représente une forte pression de sélection en termes d'aptitude à pouvoir remobiliser des réserves pour reformer de nouveaux organes aériens. En effet, une espèce comme *Cirsium arvense*, considérée comme un cas particulier, illustre la stratégie de beaucoup d'espèces vivaces, réalimente les organes de survie souterrains en même temps qu'elles développent leur partie aérienne (Moore, 1975 ; Heimann et Cussans, 1996 ; Pekrun et Claupein, 2004 ; Tiley, 2010). Cependant, il ne faut pas généraliser cette stratégie comme la seule efficace. Certaines espèces annuelles sont fréquemment rencontrées dans les bandes enherbées (*Sonchus asper, Veronica persica, Polygonum aviculare, Bromus sterilis, Geranium dissectum, …),* parfois avec des taux de couverture non négligeables (Smith *et al.*, 1999). Cependant, il s'avère que les espèces annuelles régressent avec l'âge des bandes enherbées.

Les espèces annuelles ont un cycle de vie qui leur impose de produire des semences viables pour pouvoir maintenir leurs populations et de germer et lever la saison suivante (Figure 6). La synthèse des relations entre les pratiques culturales et le développement des adventices dans les champs cultivés dans des modèles mathématiques considère très souvent la phase de germination comme une phase cruciale du cycle d'une plante (Colbach *et al.*, 2006 ; Colbach, 2010 ; Gardarin *et al.*, 2010). En effet, si la semence située dans le stock semencier ne peut pas germer (conditions non favorables) ou lever (semence enfouie trop profondément), l'adventice ne pourra se développer et exercer de compétition avec la culture. La semence peut aussi rester dormante dans le sol dans l'attente de conditions favorables qui permettront son développement.

Toutefois, à long terme, une espèce annuelle doit obligatoirement fructifier pour augmenter ses chances de pouvoir maintenir sa population. Certains modèles montrent même que c'est une phase cruciale (Colbach *et al.*, 2010). Ce raisonnement nous intéresse pour plusieurs raisons :

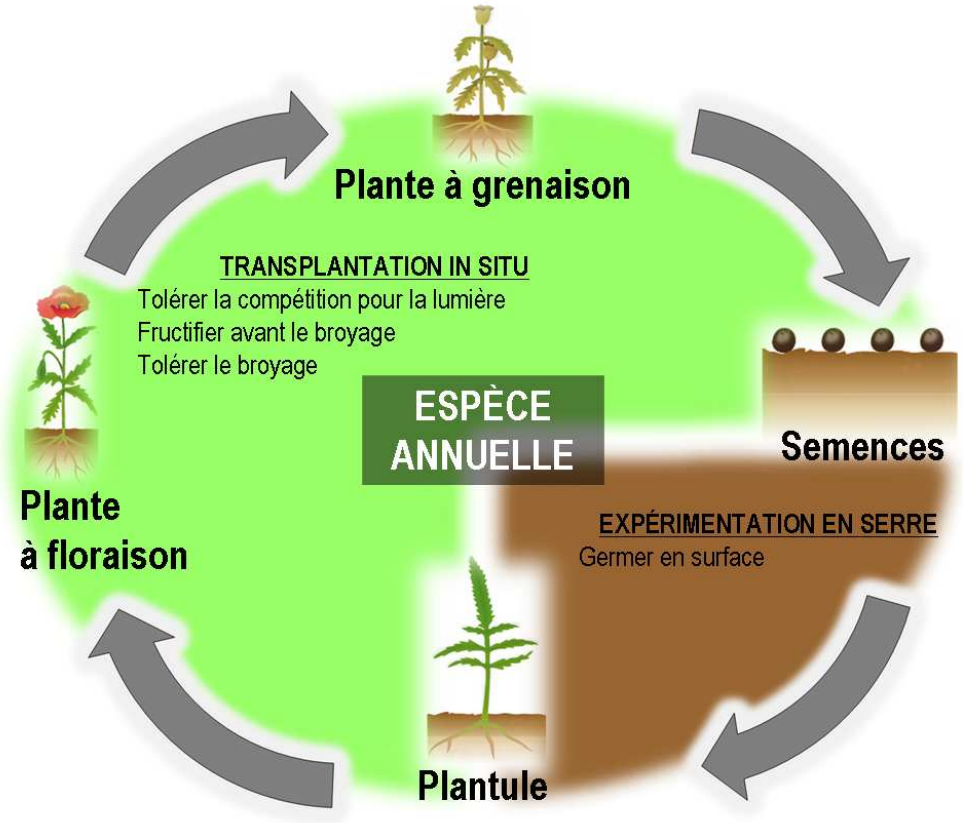
(iii) nous avons réalisé des relevés floristiques à des périodes où les espèces sont en floraison ou en fructification, à l'exception des espèces estivales rencontrées en végétation. Ainsi, la fréquence des espèces que nous calculons sur la base de nos relevés de flore prend en compte majoritairement les espèces à des stades avancés.

(iv) Contrairement au champ, la bande enherbée ne subit, après son implantation, aucun désherbage pouvant détruire les plantules après levée. Ainsi, après l'installation d'une bande enherbée, où la

flore émerge du stock semencier, seules leurs aptitudes à tolérer la compétition pour la lumière (Schippers et Kropff, 2001), à finir leur cycle avant le broyage ou à tolérer ou éviter le broyage (Smith *et al.*, 1999 ; Klimesova *et al.*, 2008) peuvent les favoriser (Figure 6).

Afin d'approcher les caractéristiques communes des espèces les plus fréquemment rencontrées dans les bandes, deux approches seront utilisées (Figure 6) : une transplantation *in situ* de plantules suivies jusqu'à leur fructification, et une expérimentation en serre. Transplanter au stade plantule permet d'éviter la perte trop importante de plantes au moment du stade germination-levée dont les causes sont parfois difficilement identifiables.

Figure 6 : Cycle de vie d'une espèce annuelle indiquant des conditions nécessaires pour maintenir sa population dans une bande enherbée. TYPES D'EXPERIMENTATION réalisées pour étudier ces aptitudes.



C.2. De la plantule à la fructification : aptitude à tolérer la compétition, à fructifier avant le broyage ou à le tolérer

Le concept de « trait » est un outil privilégié pour décrire les interactions entre organismes et facteurs du milieu (Violle *et al.*, 2007). Si le trait en lui-même est indépendant du milieu (par ex. surface foliaire), la valeur de ce trait fait référence aux conditions du milieu (par ex. surface foliaire = 1.2 cm²). De plus, la variabilité de réponse des espèces sur certains traits sera analysée pour comprendre leur capacité à tolérer des conditions environnementales différentes (bandes enherbées *vs.* parcelles cultivées)

La démarche de cette étude réside dans la transplantation d'espèces adventices annuelles dans les bandes enherbées et dans les parcelles adjacentes. Le suivi du développement des plantes (mesure de traits), dans des conditions de croissance différenciées, et ce jusqu'au broyage des bandes enherbées, permettra d'identifier la variabilité de réponse des différentes espèces aux conditions du milieu, leur stade de développement au moment du broyage et leur taux de mortalité induit par le broyage.

Concernant le développement des espèces du stade plantule au stade fructification (phase en vert sur la Figure 6), nous émettons les hypothèses suivantes :

<u>Sur les traits :</u>

Hyp1 : Les espèces les plus fréquemment rencontrées dans les bandes enherbées ont une plus grande variabilité quant à leur aptitude à capter la lumière (surface foliaire), leur efficience à la transformer en carbone (SLA, surface foliaire spécifique). De ces facteurs dépendront l'aptitude à croître dans un couvert compétitif, c'est-à-dire en hauteur pour continuer à capter la lumière et/ou augmenter sa biomasse.

<u>Sur la phénologie avant le broyage :</u>

Hyp2.1 : Les espèces les plus grandes sont plus aptes à tolérer la compétition pour la lumière et atteignent plus fréquemment le stade de la fructification.

Hyp2.2 : Les espèces annuelles les plus rencontrées dans les bandes enherbées iront plus fréquemment à fructification.

<u>Sur la mortalité induite par le broyage :</u>

Hyp3.1 : Les espèces monocotylédones tolèrent mieux le broyage

Hyp3.2 : Les espèces plus petites tolèrent mieux le broyage

Hyp3.3 : Les espèces les plus fréquentes tolèrent mieux le broyage.

C.2.1. Matériels et Méthodes

C.2.1.1. Design de l'expérimentation

Huit espèces annuelles à germination hivernale-printanière (Mamarot, 2003) ont été choisies selon trois critères : la taille (Fournier, 1947), la classification botanique (monocotylédones *vs.* dicotylédones) et leur fréquence observée dans les bandes enherbées (d'après nos relevés floristiques réalisés en Côte d'Or). Ces caractéristiques sont résumées dans la Table 6.

Table 6 : Caractéristiques des espèces annuelles transplantées

Nom latin	*Veronica persica*	*Poa annua*	*Sonchus asper*	*Bromus sterilis*	*Capsella bursa-pastoris*	*Vulpia myuros*	*Centaurea cyanus*	*Alopecurus myosuroides*
Code bayer‡	VERPE	POAAN	SONAS	*BROST*	*CAPBP*	VLPMY	CENCY	*ALOMY*
Fréquente dans les bandes enherbées	oui	oui	oui	oui	non	non	non	non
Taille	petite	petite	grande	grande	petite	petite	grande	grande
Classification botanique (superclasse)	Di-cotylédone	Mono-cotylédone	Di-cotylédone	Mono-cotylédone	Di-cotylédone	Mono-cotylédone	Di-cotylédone	Mono-cotylédone
Famille botanique	Scrophulariacées	Poacées	Astéracées	Poacées	Crucifères	Poacées	Astéracées	Poacées
Période de germination†	Indifférente	Indifférente	A - P	A - (P)	A - P	A – (P)	A – (P)	A – (P)

† A : levée en automne ; P : levée au printemps ; (P) levée plus faible au printemps
‡ d'après (Bayer, 1992)

Les plantes utilisées dans cette expérimentation sont issues de semences achetées auprès de la société HerbiSeed. L'habitat d'origine des plantes sur lesquelles ces semences ont été récoltées n'est pas connu. Après germination en enceinte climatisée (25°C 14h d'éclairage jour, 15°C 10h d'éclairage nuit), les plantules ont été repiquées dans des mini pots (mélange terre sable) en serre (18°C jour, 12°C nuit – éclairage naturel). En mars 2009, les plantules des différentes espèces ont été transplantées sur le terrain au bout d'un mois de croissance en serre dans trois types d'habitats (Figure 7) choisis *a priori* par rapport à leur degré d'ouverture (ou de couverture végétale).

Dans le milieu « bande enherbée » semé en 2006 avec *Dactylis glomerata* (40%), *Festuca rubra* (40%) et *Lotus corniculatus* (20%), deux zones ont été différenciées : une zone non broyée (T) pour la seconde année consécutive avec une végétation bien développée et une zone (1B) subissant un broyage annuel (en juin). La parcelle cultivée en blé d'hiver (P) est considérée comme un habitat de référence car l'objectif est de comprendre le développement des espèces dans des habitats plus compétitifs et plus fermés (bandes enherbées). Aucun apport d'engrais ou épandage d'herbicide n'a été réalisé sur la zone d'expérimentation de la parcelle cultivée. Ces trois habitats diffèrent au cours du temps par la quantité de rayonnement disponible au sol (Figure 8), mesurée par huit capteurs au sol par modalité et quatre capteurs au-dessus du couvert. Les trois blocs de chaque modalité sont spatialement espacés et nous émettons l'hypothèse que les communautés végétales

(adventices ou semées) sont similaires (c.-à-d. espèces semées qui dominent, ratio d'abondance entre les espèces semées identiques).

Figure 7 : Plan de transplantation des huit espèces (code bayer) dans les trois habitats (T : bande enherbée témoin non broyée, 1B : bande enherbée broyée 1 fois par an, P : parcelle en blé) répété en 3 blocs. Chaque bloc comporte 24 plantules de chaque espèce.

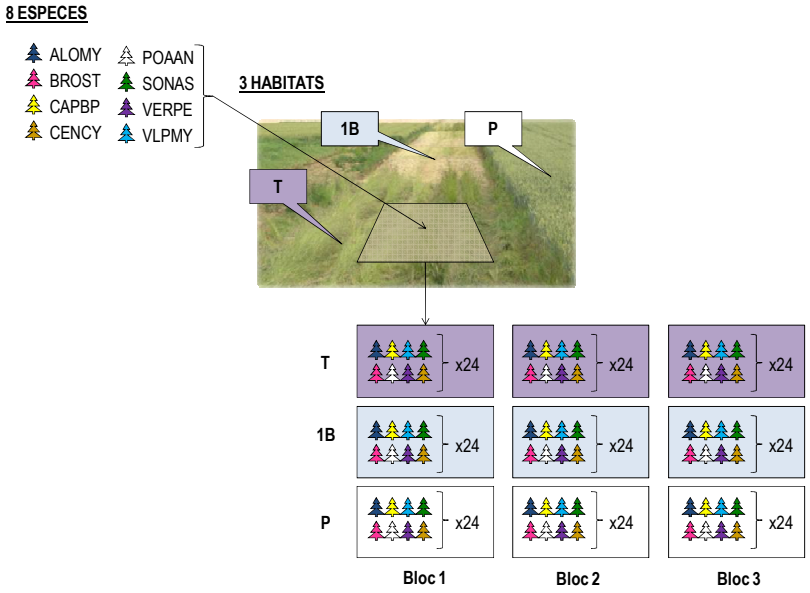
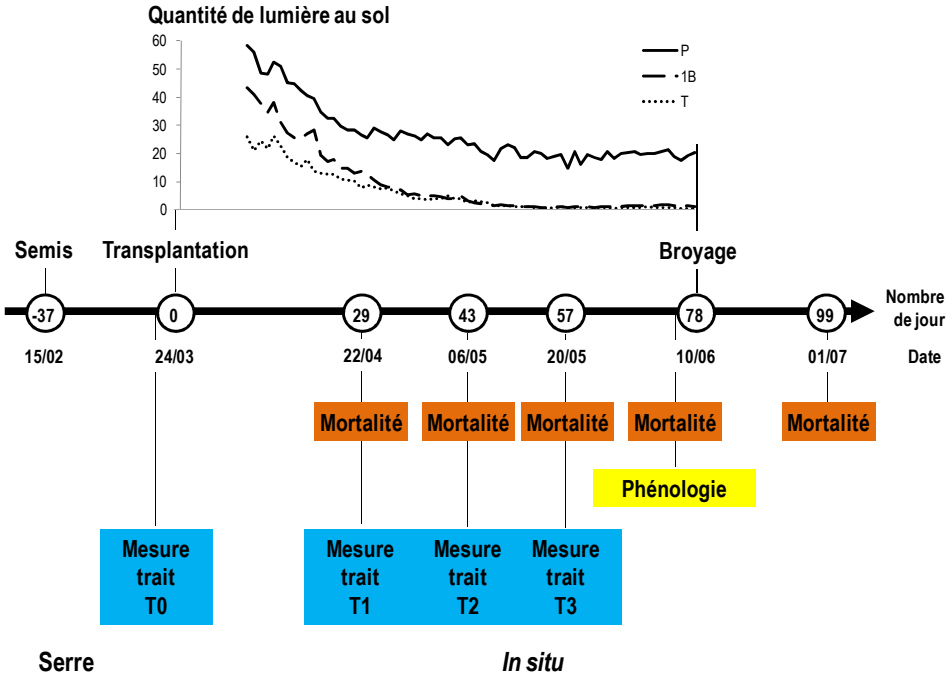


Figure 8 : Planning des étapes de manipulations des plantes et de mesures (trait, mortalité, phénologie). Quantité de lumière au sol dans les différents habitats exprimée en pourcentage de la quantité de lumière au-dessus du couvert.



Dans chaque bloc, 24 plantules de chaque espèce ont été transplantées le 24 mars 2009 (Figure 7) et aléatoirement disposées dans chaque bloc. Dans les bandes enherbées, le repiquage des plantules a été réalisé

en creusant un emplacement à l'emporte-pièce, dans laquelle la plantule est repiquée en ajoutant de la terre fine. Les plantes transplantées sont espacées de 20 cm pour assurer leur indépendance spatiale. Au moment du repiquage, la hauteur du couvert dans la modalité (T) est d'environ 40 cm, d'environ 15 cm dans (1B) et le blé dans la parcelle (P) était au stade épi 1cm. Ainsi, prenant en compte le risque de mortalité au repiquage, 2400 plantules sont transplantées (Figure 8).

C.2.1.2. Traits mesurés, phénologie et mortalité

Un mois après la transplantation et par la suite tous les 15 jours (trois campagnes de mesure au total), des mesures destructives de traits sont effectuées sur un échantillon de 12 plantes prélevées au hasard par modalité (Figure 8). A chaque campagne de mesure (Figure 8, T1, T2, T3), l'état de développement toutes les plantes encore en place sur l'essai est vérifié (vivante, morte, prédatée). A chaque campagne de mesure, nous avons quantifié pour les plantes prélevées :

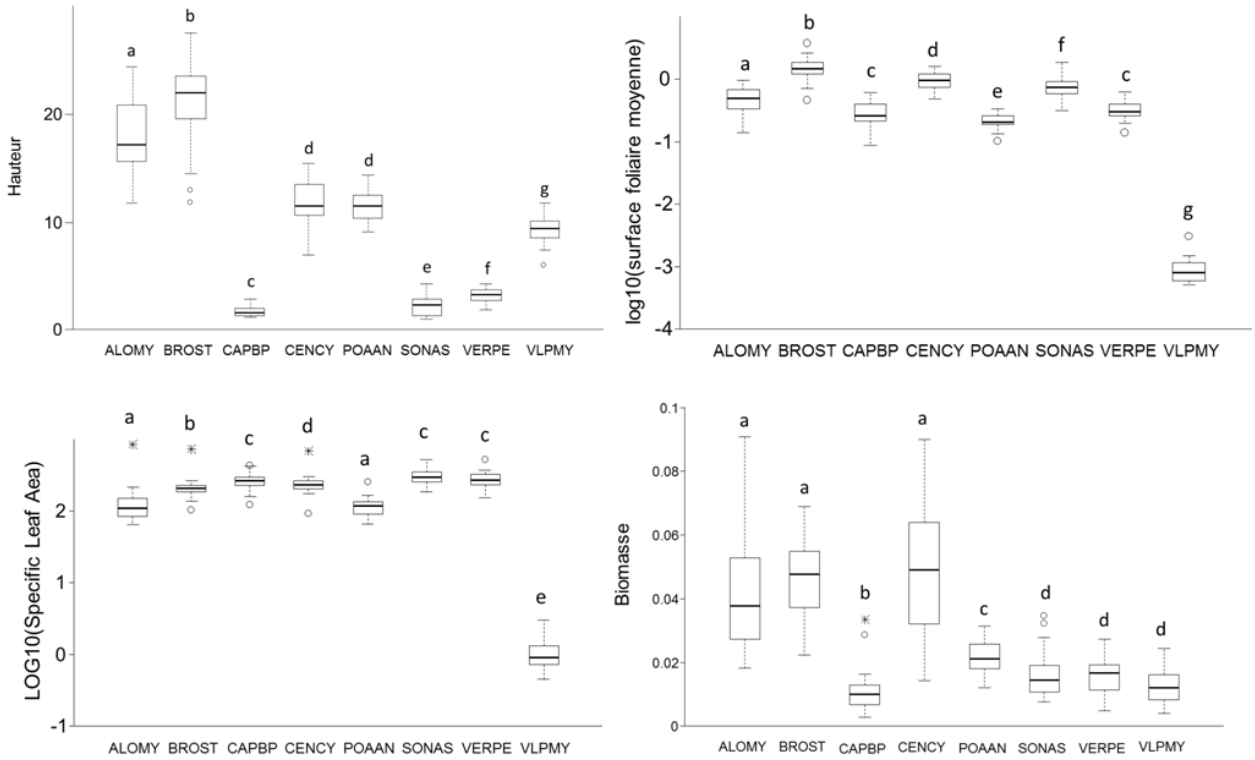
- la hauteur (longueur maximale mesurée de la base à l'extrémité de la tige la plus longue, selon (Cornelissen *et al.*, 2003),
- la surface moyenne d'une feuille (c.-à-d. la surface foliaire totale divisée par le nombre de feuilles),
- la surface foliaire spécifique (SLA, c.-à-d. la surface foliaire totale des feuilles divisée par leur biomasse totale (Garnier *et al.*, 2001),
- la biomasse aérienne sèche totale de la plante.

A T0 (Figure 8), la mesure a été faite sur 36 plantules/espèces juste avant la transplantation sur le terrain. La variabilité intraspécifique observée des traits est plus faible que la variabilité interspécifique (Figure 9).

Avant le broyage (10 juin 2009), l'état de développement de toutes les plantes encore en place a été vérifié afin de noter leur état global (vivante, morte, prédatée) et leur stade phénologique (végétatif, floraison, fructification).

Le broyage a été réalisé dans les modalités bandes enherbées après 116 jours de croissance dont 78 après transplantation. Environ un mois après le broyage (jour 99, Figure 8), la même opération a été réalisée.

Figure 9 : Variabilité intraspécifique (date T0 - hauteur de la boite à moustache) et interspécifique (comparaison entre les espèces par des tests de Kruskal-Wallis et tests deux à deux de Mann-Whitney) des traits (mesurés à T0 sur 36 plantules) pour les huit espèces (codées selon (Bayer, 1992)).



C.2.1.3. Analyse des données

A chaque date de mesures des traits, les différences des valeurs de traits de chaque espèce entre les habitats sont analysées par des tests de rang de Kruskal-Wallis car la normalité n'est pas validée (à T0 test de Shapiro-Wilk, Hauteur : W=0.91, p<0.0001 ; Surface Moyenne : W=0.86, p<0.0001 ; SLA : W=0.92, p<0.0001 ; Biomasse : W=0.87, p<0.0001).

Deux variables de sortie sont utilisées pour caractériser la réussite d'une plante dans son habitat :

- **La proportion de plantes à fructification.** Certaines espèces n'étant pas parvenue au stade fructification, les différences entre habitats pour chaque espèce sont analysées par des tests du Chi-2 sur les tableaux de contingence (tableau croisé des effectifs selon les stades phénologiques).

- **le taux de mortalité induite par le broyage.** Pour identifier la mortalité uniquement induite par le broyage et non par la sénescence naturelle, nous avons quantifié les plantules qui n'étaient pas dans un stade avancé (fructification). La mortalité induite par le broyage est donc calculée comme la variation du taux de mortalité :

$$Var_t\%mort_{sp} = \frac{t\%mort_{sp,A} - t\%mort_{sp,D}}{t_A - t_D}$$

où, $t\%mort_{sp,A}$ est le taux de mortalité d'une espèce un mois après le broyage, $t\%mort_{sp,D}$ le taux de mortalité d'une espèce avant le broyage, $t_A - t_D$ le temps écoulé entre ces deux dates.

Les espèces les plus affectées par le broyage montreront un $Var_t\%mort$ plus grand. Les données des taux de variation seront comparées par ANOVA (test de normalité, Shapiro-Wilk, W=0.97, p=0.37).

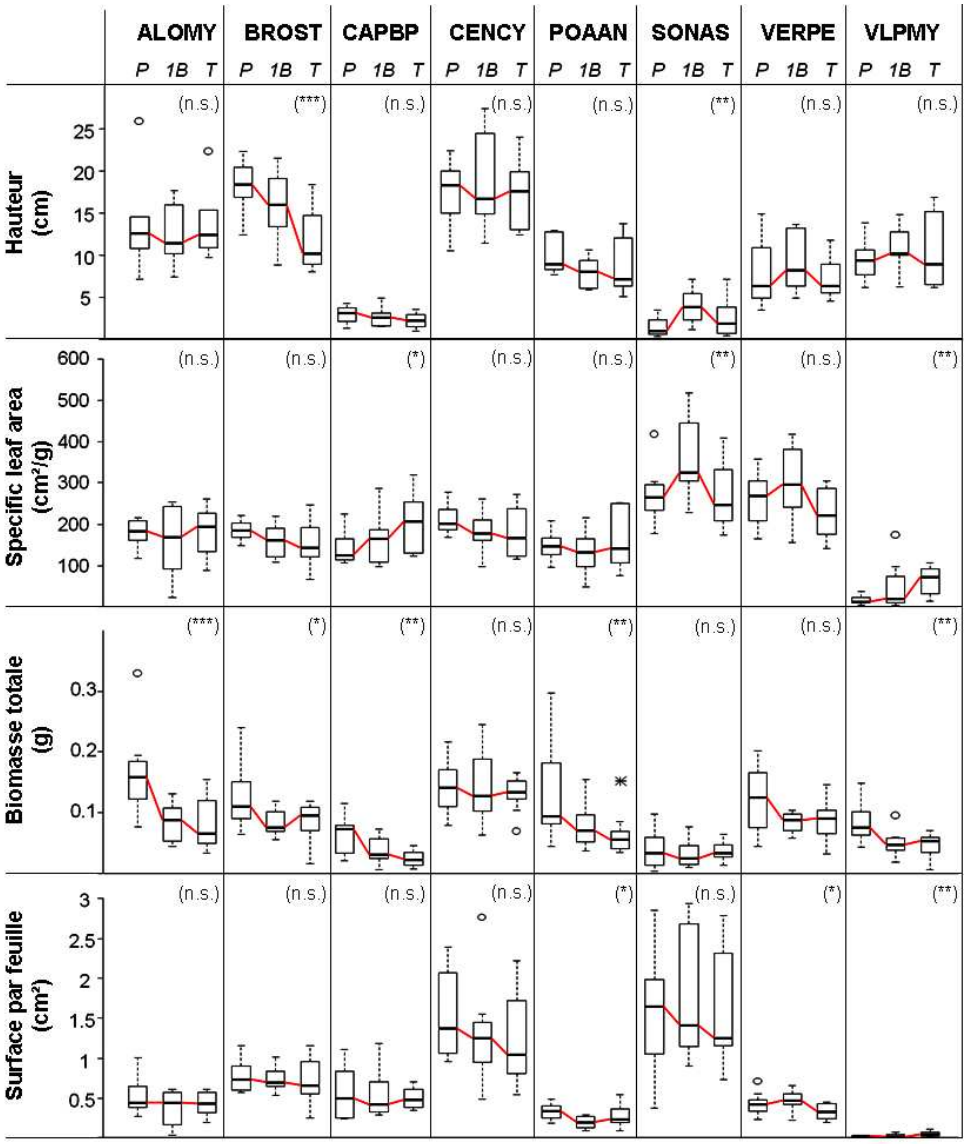
Des tests de corrélations de Kendall seront réalisés pour savoir si l'habitat affecte le classement des espèces selon ces deux critères.

C.2.2. Résultats

C.2.2.1. De la plantule à la fructification

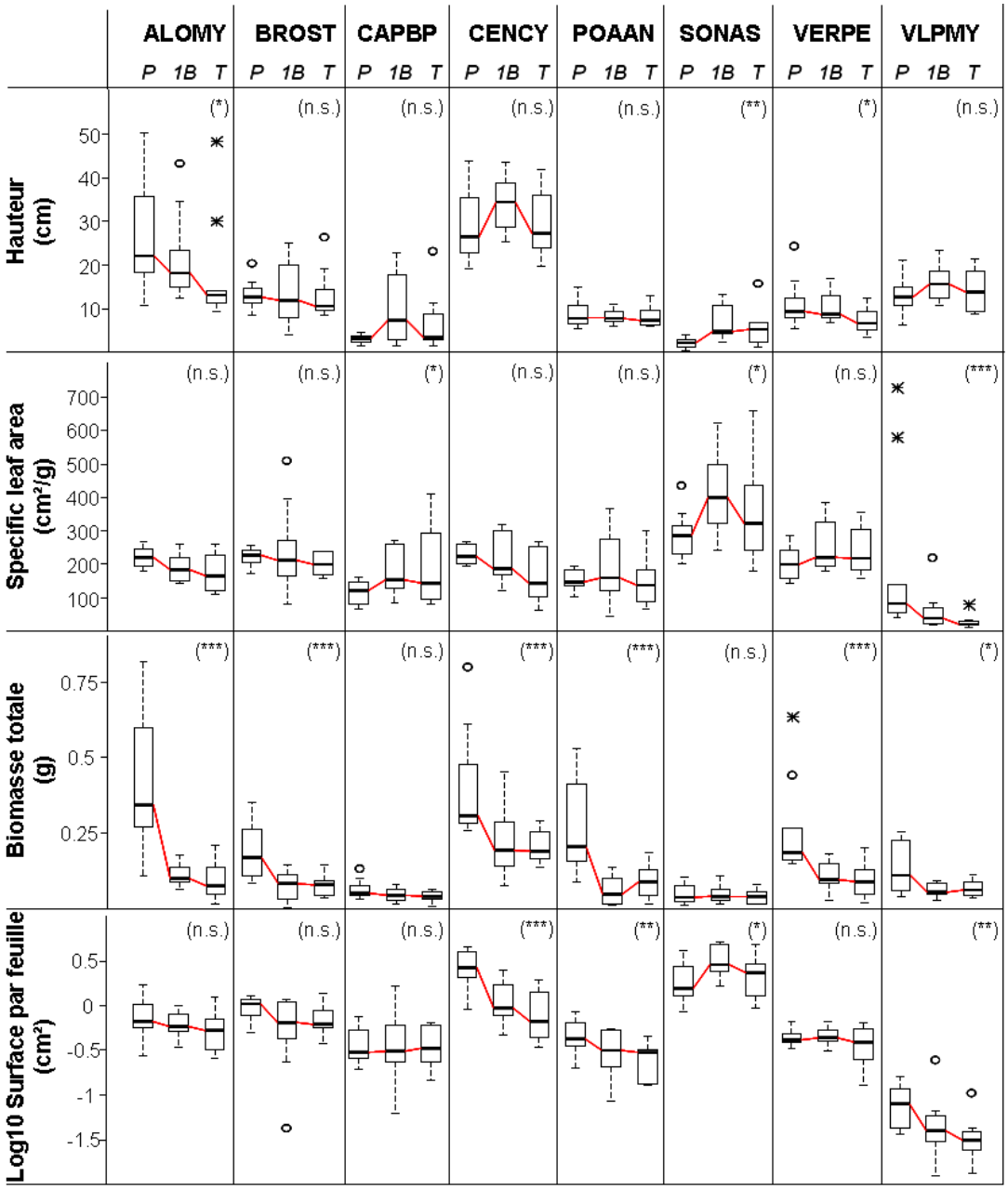
Dès la première date de mesure (T1), 29 jours après la transplantation, des différences de hauteur sont significatives chez certaines espèces telle que *B. sterilis* (Figure 10) avec une taille plus élevée dans la modalité (P) que dans les bandes enherbées alors que *S. asper* est plus grand dans les bandes enherbées (1B). La SLA est plus élevée quand le milieu est fermé (T *vs.* 1B et P) pour les espèces de petite taille (*C. bursa-pastoris* et *V. myuros*). Une variabilité importante de la biomasse est observée selon les espèces avec une croissance plus importante en (P) sauf pour les grandes dicotylédones (*Centaurea cyanus* et *S. asper*). On remarque une très grande variabilité de la surface foliaire moyenne chez *C. cyanus* et *S. asper* et une plus grande surface foliaire chez deux des petites espèces (*Veronica persica* et *Vulpia myuros*) dans les habitats les plus fermés (1B) et (T).

Figure 10 : Variabilité des valeurs de traits des différentes espèces 29 jours (T1) après leur transplantation dans les trois habitats selon les différents traits des plantes (mesurés sur 12 plantes). ○ et ✳ : valeurs 1.5 fois et 3 fois supérieures ou inférieures à la hauteur de la boite. Comparaison des valeurs médianes entre habitats par des tests de Kruskal-Wallis : n.s.: non significatif, * : p<0.05, ** : p<0.01, *** : p<0.001.



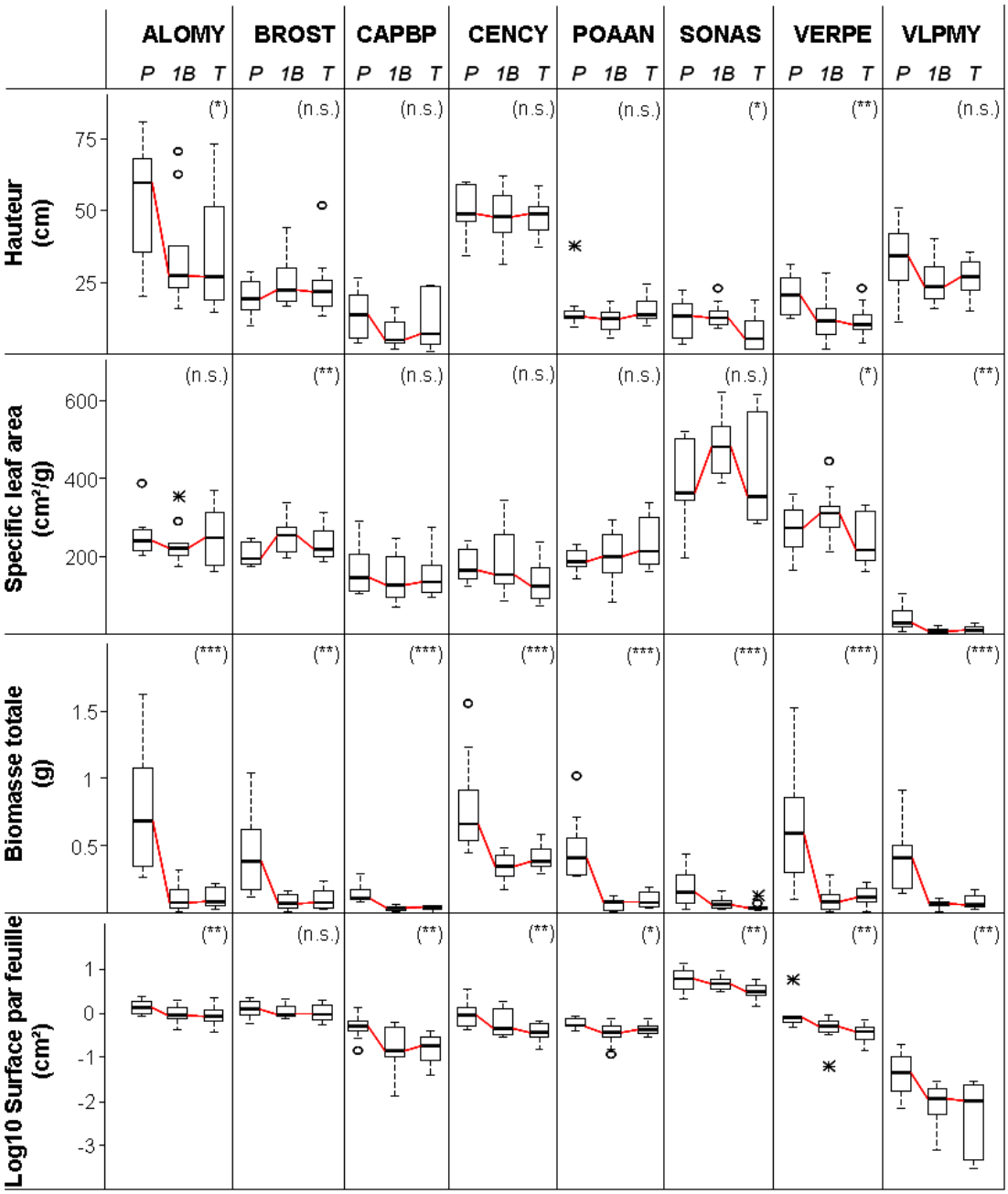
A partir du 43ème jour (T2) après la transplantation (Figure 11), les espèces répondent de manière très différente aux conditions de milieu. Les Poacées montrent une tendance à se développer de façon plus importante en (P) avec une tendance qui est très nette pour *A. myosuroides*. La réponse des dicotylédones est plus variable en fonction des traits étudiés. *V. persica* et *C. bursa-pastoris* montrant une bonne aptitude à se développer dans les modalités bandes enherbées. A la date T2, la croissance de la plante en hauteur n'est pas corrélée avec la biomasse pour *V. myuros, C. cyanus* et *C. bursa-pastoris*. En termes de biomasse, la parcelle cultivée (P) reste le milieu le plus favorable pour les différentes annuelles étudiées alors que des réponses très variables sont observées dans la réponse en terme de surface foliaire spécifique (SLA).

Figure 11 : Variabilité des valeurs de traits des différentes espèces 43 jours (T2) après leur transplantation dans les trois habitats selon les différents traits d'histoire de vie des plantes (mesurés sur 12 plantes). ○ et ✳ : valeurs 1.5 fois et 3 fois supérieures ou inférieures à la hauteur de la boite. Comparaison des valeurs médianes entre habitats par des tests de Kruskal-Wallis : n.s. : non significatif, * : p<0.05, ** : p<0.01, *** : p<0.001.



Au 59ème jour (T3) (Figure 12), les différences sont devenues très importantes selon les modalités. La croissance en terme de biomasse et de surface foliaire unitaire est supérieure pour toutes les espèces dans le champ (P) par rapport aux modalités dans les bandes enherbées. La hauteur des plantes n'est plus significative que pour *A. myosuroides, S. asper et V. persica* (taille supérieure en (P)). En associant les différents traits, *A. myosuroides et V. myuros* montrent un développement supérieur en (P) alors que *P. annua*, *S. asper* et *B. sterilis* ne semblent particulièrement défavorisées dans les bandes enherbées. *Centaurea cyanus* montre des valeurs de traits similaires dans les bandes enherbées et dans la parcelle (P) pour sa hauteur et la SLA.

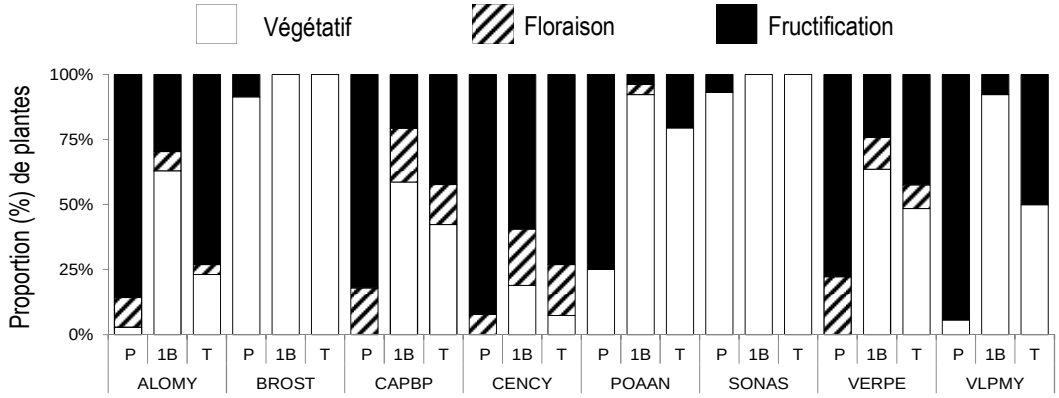
Figure 12 : Variabilité des valeurs de traits des différentes espèces 57 jours (T3) après leur transplantation dans les trois habitats selon les différents traits d'histoire de vie des plantes (mesurés sur 12 plantes). ○ et ✳ : valeurs 1.5 fois et 3 fois supérieures ou inférieures à la hauteur de la boite. Comparaison des valeurs médianes entre habitats par des tests de Kruskal-Wallis : n.s.: non significatif, * : p<0.05, ** : p<0.01, *** : p<0.001.



C.2.2.2. Stade phénologique avant le broyage

Avant le broyage, les plantes ne sont pas au même stade de développement (Figure 13) selon la modalité (Chi-2 sur les tableaux de contingence, Cramer's V(1B)=0.43, p<0.0001 ; V(T)=0.48, p<0.0001 ; V(P)=0.63, p<0.0001) ou l'espèce considérée. Aucune plante de *Bromus sterilis* (V=0.23, p=0.06) et de *S. asper* (V=0.19, p=0.28) n'est parvenue au stade fructification dans les bandes enherbées (T, 1B) et très peu des plantes de ces deux espèces ont commencé à produire des semences dans les parcelles. Seule *C. cyanus* montre le même stade d'avancement dans les trois modalités (V=0.19 ; p=0.07). Les autres espèces annuelles de l'étude ont une réponse similaire avec un cycle plus avancé dans (P) par rapport à (T) et un retard plus important en (1B). A l'opposé, *S. asper et B. sterilis* montrent des périodes végétatives très longues précédant la période de fructification.

Figure 13 : Proportion de plantes des différentes espèces dans les différents habitats selon leurs stades phrénologiques (observées après 116 jours de croissance dont 78 dans les différents milieux).



Si l'on classe les espèces selon leur pourcentage de plantes à fructification, *C. cyanus* est la plante la plus avancée dans les bandes enherbées et la 2ème dans la parcelle. Le type de milieu n'a aucun effet sur le classement des espèces (Kendall Tau, 1B *vs*. T : r=0.85, p=0.003 ; 1B *vs.* P : r=0.61, p=0.03 ; T *vs.* P : r=0.76, p=0.008).

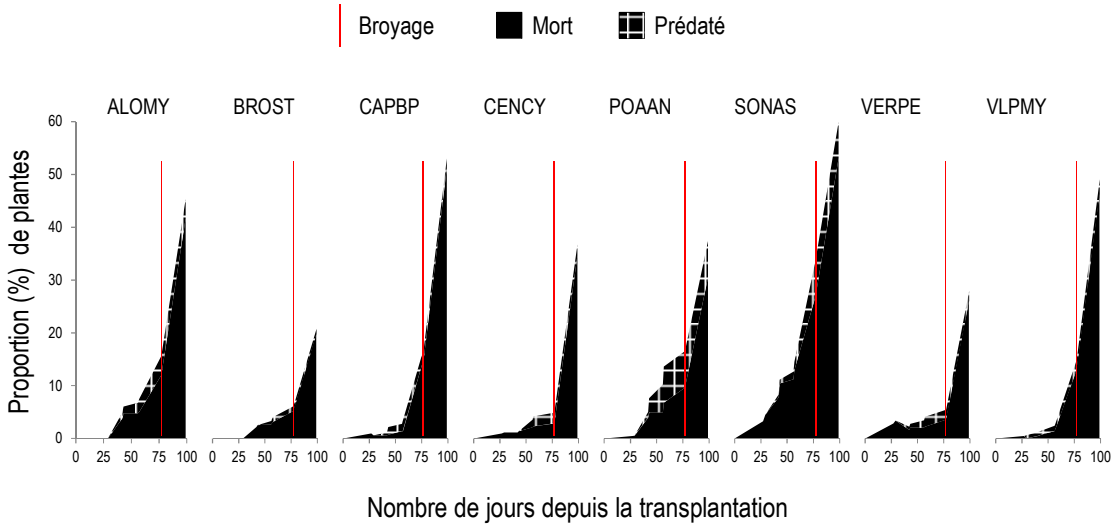
Les plantes des petites espèces (82% des plantes) fructifient plus fréquemment celles des grandes (51%) dans les parcelles (V=0.42, p<0.0001) alors qu'aucune différence n'est observée dans les bandes enherbées. Les espèces dicotylédones (de 31% à 61%, selon l'habitat) fructifient plus que les espèces monocotylédones (de 10% à 66%) et ce dans tous les habitats (V(P)=0.22, V(1B)=0.36, V(T)=0.31, p<0.0001). Enfin, toutes les espèces choisies *a priori* pour leur absence dans le bandes enherbées (de 32% à 89%) fructifient plus que les espèces «fréquentes» (de 8% à 46%) et ce dans tous les habitats (V(P)=0.52, V(1B)=0.35, V(T)=0.51, p<0.0001).

C.2.2.3. Mortalité après le broyage

Aucune mortalité n'est observée dans la modalité « parcelle » à la date du broyage des bandes enherbées. De plus, même un mois après le broyage, aucune plante n'est morte. La variation de mortalité induite par le broyage est nette (Figure 14). On se rend compte que même si la mortalité des plantes était conséquente avant le

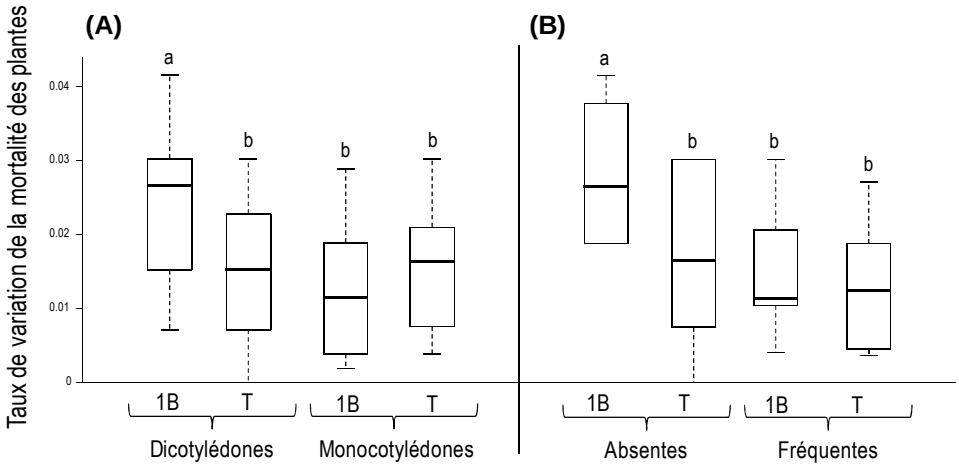
broyage pour certaines espèces (*S. asper*, *P. annua*), le broyage augmente de manière drastique la mortalité (par ex. *C. cyanus*). En effet, *C. cyanus* est la seule espèce ayant une variation de la mortalité significativement plus élevée (one-way ANOVA, p=0.01) dans 1B (broyé) que dans T (non broyé, c.-à-d. mortalité naturelle). Il n'existe aucune différence de la variation du taux de mortalité entre les espèces dans l'habitat T (F=1.45, df=7, p=0.25) alors qu'il en existe dans les bandes 1B (F=3.47, df=7, p=0.01). *C. cyanus* tolère moins bien le broyage que *B. sterilis* et *P. annua*. Le broyage semble avoir le même effet quelle que soit la taille potentielle des différentes espèces (F=1.71, df=3, p=0.17).

Figure 14 : Evolution de la mortalité (naturelle ou par prédation) des plantes de chaque espèce (% du nombre de plantes à chaque date), sans distinction de l'habitat (1B et T, car aucune mortalité dans P).



En revanche, les espèces monocotylédones (Figure 15A) et celles fréquemment observées (Figure 15B) souffrent moins du broyage (F=3.85, df=3, p=0.01 ; F=6.38, df=3, p=0.001) que les dicotylédones et les espèces jamais vues dans les bandes enherbées.

Figure 15 : Taux de variation de la mortalité induite par le broyage en fonction de l'habitat (1B, T) et selon que les espèces soient regroupées selon leur classe botaniques (A) ou leur fréquence dans les bandes enherbées (B). Comparaison par one-way ANOVA et tests deux à deux de Tukey.



C.2.3. Discussion et conclusion

Dans la discussion de la partie A de ce chapitre, nous avions mentionné que la présence des espèces dans un habitat était conditionnée par la capacité de l'espèce à produire des semences viables (Gaston et Kunin, 1997). La transplantation que nous avons réalisée nous permet d'étudier la capacité de se développer dans un habitat en s'affranchissant des probabilités d'atteindre ces habitats. Nous avons choisi d'implanter quatre espèces absentes des bandes enherbées (selon nos relevés floristiques), c'est-à-dire de les implanter dans un habitat qui leur est *a priori* défavorable.

Nos résultats montrent que certaines espèces répondent très rapidement aux conditions du milieu (HYP1 partiellement validée) notamment en modifiant leur biomasse (*A. myosuroides*). D'autres au contraire, comme *C. cyanus*, ne modifient ni leur taille ni leur capacité à transformer la lumière captée (SLA). Ceci suggère que *C. cyanus* est un bon compétiteur car la SLA est un bon prédicteur de la performance des phytomères dans un habitat où la compétition est importante (Violle *et al.*, 2009), même si d'autres auteurs mentionnent sa grande variabilité (Wilson *et al.*, 1999). Cependant, la SLA est un trait qui varie beaucoup selon la hauteur des plantes voisines de la plante transplantée

La hauteur avait été choisie pour caractériser la capacité des espèces à tolérer la compétition. Nos résultats montrent que les espèces les plus petites fructifient plus fréquemment que les grandes (Hyp2.1 invalidée) et que les espèces les plus grandes ne souffrent pas plus du broyage (taux de mortalité égal) que les petites (Hyp3.2 invalidée). En effet, la capacité d'établissement dans un milieu est difficile à relier à quelques traits car elle est très « contexte dépendant » (Leishman, 1999). Elle dépend de la taille et de l'identité des voisins. Même si la définition de la hauteur, qu'elle soit végétative ou de fructification, semble simple, la pratique montre que sa mesure est difficile et que l'interprétation de ce qu'est la hauteur d'une espèce est ambiguë. Comment considérer la hauteur d'espèces rampantes, à envergure large (*V. persica*) qui, dans une parcelle cultivée couvrent le sol et dans une bande enherbée monte dans le couvert ? L'invalidation de nos hypothèses réside dans cette ambiguïté car *S. asper* n'a émis aucun fruit, restant au stade de rosette dans les bandes enherbées quand *C. bursa-pastoris* développait sa hampe florale pour émettre des semences.

Nous avions émis les hypothèses que les espèces que nous avions fréquemment rencontrées dans les bandes enherbées fructifieraient plus fréquemment (Hyp2.2) et tolèreraient mieux le broyage (Hyp3.3). Les espèces les plus fréquentes fructifient moins que les espèces non observées dans les bandes enherbées (Hyp2.2 invalidée) car *S. asper* et *B. sterilis* sont restées au stade végétatif, même dans les parcelles, et que les individus de *C. cyanus* sont allés majoritairement à la fin de leur cycle. En revanche les espèces fréquentes tolèrent mieux le broyage (Hyp3.3) notamment *Poa annua* et *B. sterilis* qui sont des espèces monocotylédones (Hyp3.1 validée). Ce dernier résultat conforte donc l'hypothèse émise par (Pywell *et al.*, 2003) selon laquelle la position des méristèmes de croissance plus bas leur permettrait de re-développer des feuilles plus rapidement.

Il s'avère donc que chez les espèces annuelles, les monocotylédones sont favorisées si elles n'ont pas pu émettre de semences alors que les petites espèces fructifient plus que les grandes si le broyage ne les détruit pas.

C.3. De la semence à la plantule : aptitude à germer en surface

Nous avons vu précédemment que certaines espèces considérées *a priori* comme « perdantes » et/ou jamais observées en bandes enherbées (par ex. *Centaurea cyanus*) avaient finalement au cours de leur cycle de vie de la plantule à la fructification, pu se maintenir et se développer dans les bandes enherbées. Cependant, pour toutes les espèces, l'aptitude à disperser les semences ne garantit pas qu'elles puissent aisément germer et s'installer.

En effet, bien que les conditions de germination-levée aient été largement étudiées pour des semences enfouies dans le sol, l'aptitude des espèces à germer lorsque les semences sont laissées en surface (par ex. système en semis direct et dans notre cas les bandes enherbées) sont encore mal connues. Une expérimentation en serre, reprenant les mêmes huit espèces transplantées, a été menée pour étudier l'aptitude à germer en surface, avec ou sans la présence d'un couvert végétal. Dans l'article qui suit, seuls les résultats sur quatre espèces seront présentés.

D. ARTICLE 4

APTITUDE À LA LEVÉE ET À L'INSTALLATION D'ADVENTICES DANS DES BANDES ENHERBÉES.

Reibel C., Guillemin J.P., Cordeau S. et Chauvel B. 2010.

21ème conférence du COLUMA, Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. AFPP. Dijon, 8-9 décembre 2010.

Aptitude à la levée et à l'installation d'adventices dans des bandes enherbées.

C. REIBEL [(1)], J.-P. GUILLEMIN.[(1)] , S. CORDEAU [(2)] et B. CHAUVEL [(2)]

[(1)]AgroSup, UMR1210 BGA, AgroSup-INRA-UB, 26 bd Docteur Petitjean
BP 87999, 21079 Dijon Cedex, France.
c.reibel@agrosupdijon.frc.reibel@agrosupdijon.fr ; jp.guillemin@agrosupdijon.fr
[(2)]INRA, UMR1210 BGA, AgroSup-INRA-UB, 17 rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon Cedex, France.
stephane.cordeau@dijon.inra.fr ; chauvel@dijon.inra.fr

D.1. Résumé

Les bandes enherbées peuvent héberger des espèces adventices des cultures. Quelles sont les réelles potentialités d'installation de telles espèces dans ces bordures de champ ? Les espèces susceptibles de s'installer dans ce nouveau type de milieu doivent présenter des caractéristiques biologiques particulières comme être capables de germer à la surface du sol et de s'accommoder de la présence d'un couvert végétal très compétitif. En effet une bordure herbacée est un milieu sans travail du sol avec un couvert permanent d'espèces choisies pour leur aptitude à couvrir le milieu. La levée et la croissance précoce de quatre adventices (*Bromus sterilis*, *Alopecurus myosuroides*, *Centaurea cyanus* et *Veronica persica*) ont été évaluées expérimentalement en serre. Les résultats montrent que la levée n'est pas ou peu altérée par la présence d'un couvert végétal. Par contre la concurrence exercée par le couvert sur la croissance est différente d'une espèce à une autre. Nos résultats confirment l'aptitude de *Bromus sterilis* à se développer dans les bordures et la difficulté de *Centaurea cyanus* à pouvoir s'y installer.

D.2. Mots-clés

levée, croissance, bordure herbacée, adventices

D.3. Summary

Ability of seedling emergence and plant establishment of weeds in sown grass strips

Sown grass strips could harbour arable weed species. What are the real potential establishment of these species in boundaries? The weed species which could emerge in this new habitat have to be able to germinate at the soil surface and to make the best of a competitive grassy cover. In effect, a herbaceous boundary is an undisturbed habitat where grass species were sown for their ability to cover the ground. The emergence and the early growth of four weed species (*Bromus sterilis*, *Alopecurus myosuroides*, *Centaurea cyanus* et *Veronica persica*) were measured in greenhouse. The results showed that seedling emergence was not related to the presence of grass cover. However, the grass cover competition affected differently the weed growth. Our results confirmed that *Bromus sterilis* was able to grow in herbaceous boundaries and that *Centaurea cyanus* had difficulties to withstand competition at the seedling stage.

D.4. Key words

seedling emergence, growth, field margin, weed

D.5. Introduction

Dans le cadre de l'évolution de la Politique Agricole Commune (PAC), il est prévu actuellement de mettre en place des « surfaces en couvert environnemental », appelées communément bandes enherbées. Elles ont pour objectifs de protéger les eaux superficielles contre les risques de pollution diffuses par les nitrates et les pesticides et de limiter l'érosion des sols (Cordeau et Chauvel, 2008). Dans les agro écosystèmes, il est considéré que ces habitats semi-naturels pourraient constituer des zones favorables au maintien de la diversité végétale (Marshall, 2002 ; Walker *et al.,* 2006) mais pourraient aussi entraîner des risques phytosanitaires pour les cultures voisines. Les bordures de champs pourraient être d'une part un refuge pour certaines espèces adventices (Boatman, 1994) et d'autre part une source d'infestation des parcelles par des adventices (les bromes par exemple) habituellement peu ou non présentes dans la parcelle (Jauzein, 2001). Ainsi, pour connaître les caractéristiques des espèces communément présentes dans les bandes enherbées, il est donc important d'étudier leur cycle de vie et leur comportement dans ces habitats.

La phase germination-levée est une période cruciale du cycle d'une mauvaise herbe annuelle pour le succès de son développement. La relation entre la profondeur d'enfouissement des semences et le succès de la levée des adventices a fait l'objet de nombreux travaux (voir revue Gardarin *et al.*, 2009). Les conditions du milieu (lumière, disponibilité en oxygène, …) variant avec la profondeur de sol, il est généralement observé une diminution du pourcentage de germination et de levée pour les semences les plus enfouies (Lonchamp, 1976 ; Bliss et Smith, 1985). Par contre, l'aptitude des mauvaises herbes à se développer à partir de semences posées sur la surface du sol a été moins étudiée (Peters *et al.*, 2000 ; Jensen, 2009) dans la mesure où la quasi totalité des parcelles agricoles fait généralement l'objet d'un travail du sol (réduit ou profond) qui dispose les semences à des distances plus ou moins importantes de la surface du sol. La mise en place dans le paysage agricole de zones à rôle environnemental où le sol n'est pas travaillé pendant des durées plus ou moins longues, met en avant l'intérêt de développer des connaissances sur l'aptitude des espèces annuelles à pouvoir débuter leur cycle à partir de semences posées sur la surface du sol.
De plus, la présence d'un couvert végétal permanent constitue une autre caractéristique de ces habitats de bordure. Les adventices présentes dans ces milieux se trouvent ainsi dès leur levée en concurrence avec des espèces semées plusieurs années auparavant. Il est donc important d'évaluer les capacités des espèces annuelles à s'installer dans un couvert déjà bien développé.

L'expérimentation vise à apporter une première série de réponses sur la capacité d'implantation et de survie d'espèces annuelles dans des couverts non travaillés en se focalisant sur la phase germination-levée ainsi que sur les premiers stades de développement. Cette étude vient en complément d'expérimentations réalisées dans le cadre d'une thèse sur l'évolution spatio-temporelle de la flore adventice des bandes enherbées.

D.6. Matériels et méthode

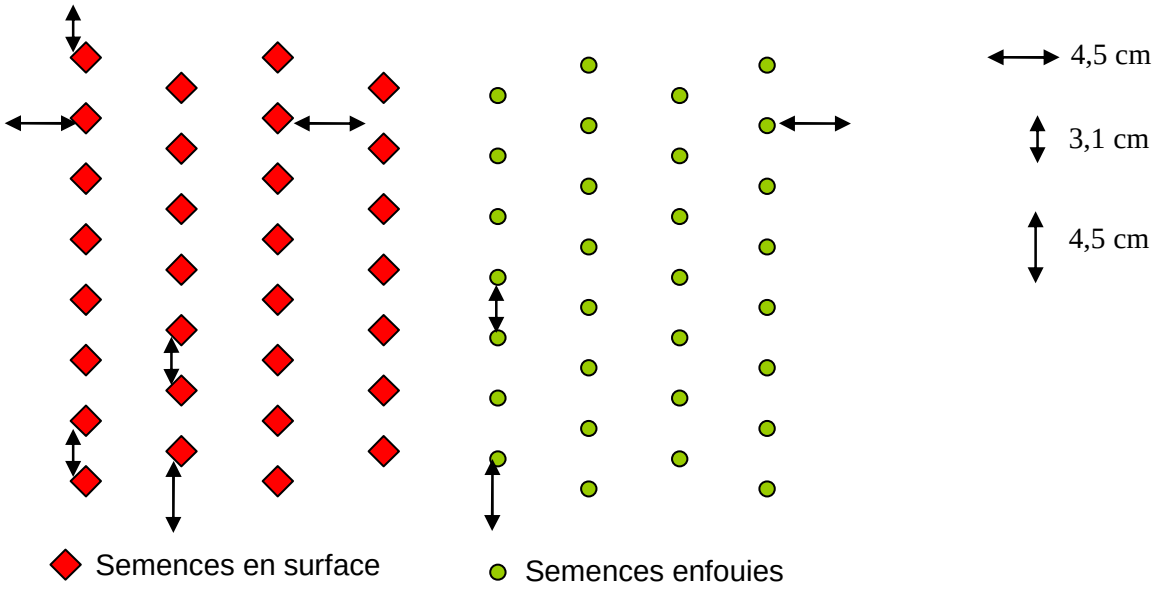
Quatre espèces d'adventices annuelles ont été testées. Il s'agit du brome stérile (*Bromus sterilis* L.), du vulpin des champs (*Alopecurus myosuroides* Huds.), du bleuet (*Centaurea cyanus* L.) et de la véronique de Perse (*Veronica persica* Poir.). Les semences utilisées ont été récoltées ont été achetées auprès de la société HerbiSeed. L'expérimentation a été mise en place durant les mois d'octobre et novembre 2009 et a été réalisée en serre sans éclairage complémentaire.

Deux caractéristiques importantes des bandes enherbées sont testées, le couvert végétal et la position de la semence dans le sol. L'effet « couvert végétal » est décliné en deux traitements : sol nu (absence de couvert - SN) et sol semé avec un couvert de ray grass (*Lolium multiflorum*, variété starter - SC). L'effet « profondeur d'enfouissement des semences » est décliné en deux traitements : semences à la surface du sol (Surf.) et semences enfouies à 0,5 cm (Enf.), profondeur considérée comme n'engendrant pas de gêne à la germination et à la levée des adventices (Gardarin *et al.*, 2009). Ainsi quatre modalités ont été mises en place pour chacune des quatre espèces adventices (SN x Surf. ; SN x Enf. ; SC x Surf. ; SC x Enf.). Chaque modalité a été répétée trois fois.

Le support de culture est constitué d'un mélange de terre/sable (1:1 ; v:v) et placé dans des bacs de 8 L (28,5 x 42 cm). L'apport d'eau est quotidien, la disponibilité en eau a été non limitante. Il n'a eu aucun apport de solution nutritive.

Pour le traitement « sol semé avec un couvert de ray grass » (SC), le ray grass a été semé « à la volée » au début de l'expérimentation à la densité de 600 graines/m^2 environ 15 jours avant le semis des adventices. Les semences d'adventices ont été disposées quand le ray grass avait atteint le stade de 2-3 feuilles. A partir du moment où les semences d'adventices ont été mises en place, l'expérimentation a duré 6 semaines.
Dans chaque terrine, quel que soit le traitement « couvert végétal », une espèce d'adventice a été disposée aux deux profondeurs d'enfouissement. La terrine a été divisée en deux avec d'un côté les semences d'adventices en surface et de l'autre côté les semences enfouies à 0,5 cm (Figure 1). Pour chaque profondeur (Surf. / Enf.), 30 semences ont été utilisées par terrine (1 semence par emplacement) pour un total de 60 semences par terrine. Les semences ont été disposées sur 4 lignes et en quinconce (deux lignes de 7 semences et deux lignes de 8 semences) séparées de 4,5 cm.

Figure 1 : Disposition des semences d'adventice dans une terrine (une espèce par terrine)
(Weed seed arrangement in container (one species per container))



Un contrôle quotidien de la germination et de la levée a été effectué. Une semence de dicotylédone (*Centaurea cyanus* et *Veronica persica*) est considérée comme « levée » quand les deux cotylédons sont visibles. Pour les monocotylédones (*Bromus sterilis* et *Alopecurus myosuroides*), une plante est considérée levée quand la 1ère feuille est visible (environ 1 cm). A la fin de l'expérimentation, la biomasse sèche aérienne de cinq plantes par répétition a été mesurée (15 plantes par espèce adventice et par modalité).

L'analyse de variance a été utilisée pour tester les effets des modalités sur la levée et la biomasse aérienne. Les pourcentages de levée (p) ont été transformés en arcsinus ($p' = \arcsin(\sqrt{p})$) avant d'être analysés. Les données non transformées sont placées dans le tableau II. Le risque de première espèce a été fixé à 5%. Si l'analyse de variance met en évidence des différences entre modalités, le test de Tukey a été mis en œuvre pour constituer des groupes homogènes.

D.7. Résultats

D.7.1. Estimation de la levée

Le type de couvert végétal « sol nu » (SN) et « sol semé avec un couvert de ray grass » (SC) n'a aucun effet sur le niveau de levée des quatre espèces d'adventices testés (le brome stérile, le vulpin, le bleuet et la véronique de Perse) (Tableau I). Le même type de résultat est observé pour la profondeur d'enfouissement des semences (Surf. / Enf.) (Tableau I).

Tableau I : Effet du couvert végétal et de la profondeur d'enfouissement des semences sur la levée des adventices (Effect of herbaceous cover type and burial depth of seeds on seedling emergence of weeds)

	Somme des carrés	Degré de liberté	F	P
Brome stérile *(Bromus sterilis)*				
Effet « Couvert »	0,00387	1	0,312	0,591
Enfouissement des semences	0,06228	1	5,03	0,055
Effet « Couvert » x Enfouissement des semences	0,02811	1	2,27	0,170
résidus	0,09905	8		
Vulpin *(Alopecurus myosuroides)*				
Effet « Couvert »	0,00224	1	0,069	0,799
Enfouissement des semences	0,00585	1	0,181	0,682
Effet « Couvert » x Enfouissement des semences	0,01784	1	0,552	0,479
résidus	0,25860	8		
Bleuet *(Centaurea cyanus)*				
Effet « Couvert »	0,00011	1	0,023	0,884
Enfouissement des semences	0,00081	1	0,176	0,686
Effet « Couvert » x Enfouissement des semences	0,04736	1	1,032	0,339
résidus	0,03670	8		
Véronique de Perse *(Veronica persica)*				
Effet « Couvert »	0,09572	1	5,26	0,051
Enfouissement des semences	0,00327	1	0,179	0,683
Effet « Couvert » x Enfouissement des semences	0,03590	1	1,97	0,198
résidus	0,14543	8		

Les taux de levée sont variables d'une espèce à une autre (tableau II). Le niveau moyen de levée varie de 93.3% pour le brome stérile à 38,3%.pour le vulpin Le niveau de levée de la véronique de Perse est de 73,3% et celui du bleuet de 55,3%. En présence d'un couvert, seule la véronique de perse présente une meilleure levée pour les semences en surface par rapport aux semences enfouies.

Tableau II : Pourcentage de levée des quatre espèces adventices testées (Percentage of seedling emergence of the four weed species)

	Absence d'un couvert		Présence d'un couvert	
	Semence en surface	Semence enfouie	Semence en surface	Semence enfouie
Brome stérile	98,9	97,9	91,1	95,5
Vulpin	43,3	37,8	33,3	39
Bleuet	57,8	54,4	52,2	56,7
Véronique de Perse	77,8	72,2	84,4	59

D.7.2. Estimation de la croissance

Pour les quatre espèces adventicesd'adventice, la biomasse aérienne des plantules est modifiée par le type de couvert et d'enfouissement des semences (Tableau III). De plus pour le bleuet et la véronique de Perse, il y a interaction entre les deux traitements (Tableau III).

Tableau III : Effet du couvert végétal et de la profondeur d'enfouissement des semences sur la croissance des adventices six semaines après le semis
(Effects of herbaceous cover type and seed burial depth on shoot growth of weeds, six weeks after sowing)

	Somme des carrés	Degré de liberté	F	P
Brome stérile *(Bromus sterilis)*				
Effet « Couvert »	470,96	1	29,31	< 0,001
Enfouissement des semences	2889,2	1	186,04	< 0,001
Effet « Couvert » x Enfouissement des semences	0	1	0,0001	0,992
résidus	899,78	8		
Vulpin *(Alopecurus myosuroides)*				
Effet « Couvert »	152,36	1	15,94	< 0,001
Enfouissement des semences	755,51	1	79,07	< 0,001
Effet « Couvert » x Enfouissement des semences	4,982	1	0,521	0,473
résidus	535,09	8		
Bleuet *(Centaurea cyanus)*				
Effet « Couvert »	1960,6	1	76,31	< 0,001
Enfouissement des semences	964,49	1	37,54	< 0,001
Effet « Couvert » x Enfouissement des semences	334,46	1	13,02	< 0,001
résidus	1438,8	8		
Véronique de Perse *(Veronica persica)*				
Effet « Couvert »	12,01	1	10,20	0,002
Enfouissement des semences	122,64	1	104,2	< 0,001
Effet « Couvert » x Enfouissement des semences	6,43	1	5,46	0,023
résidus	65,95	8		

La présence d'un couvert végétal sur les quatre espèces d'adventice exerce une compétition sur la croissance aérienne (Tableau IV). L'effet est d'autant plus prononcé pour trois des espèces testées (le brome stérile, le vulpin et le bleuet) que les plantes sont issues de levée de surface (Tableau IV). On observe bien les biomasses aériennes les plus faibles pour la modalité semence en surface en présence d'un couvert végétal (Tableau IV).
Les espèces adventices ne sont pas sensibles de la même façon au couvert végétal et à l'enfouissement des semences. Les graminées (brome stérile et vulpin) et la véronique de Perse sont très sensibles à la présence d'un couvert (Tableau IV). La véronique de Perse est doublement affectée quand il y a présence d'un couvert et que les semences sont à la surface du sol. Par contre pour le bleuet, la situation est différente ; la croissance aérienne est d'autant plus réduite que les semences sont en surface (Tableau IV).
La meilleure croissance aérienne est obtenue pour les quatre espèces d'adventices pour la modalité absence de couvert végétal et semence enfouie (Tableau IV).

Tableau IV : Biomasse aérienne (mg) par plante des 4 espèces adventices six semaines après le semis
(Shoot biomass (mg) per plant of the four weed species, six weeks after sowing)

	Absence d'un couvert		Présence d'un couvert	
	Semence en surface	Semence enfouie	Semence en surface	Semence enfouie
Brome stérile	19,13a	24,75a	5,03c	10,62b
Vulpin	8,85a	12,61a	2,33c	4,95b
Bleuet	5,29bc	21,44a	1,99c	8,70b
Véronique de Perse	2,87b	4,42a	0,67c	0,91c

Par espèce, les valeurs suivies par des lettres différentes sont significativement différentes.

D.8. Discussion

Les évolutions des systèmes agricoles sont actuellement importantes et se traduisent par des modifications des pratiques culturales ou de l'utilisation de l'espace agricole dont les conséquences sur les populations d'adventices sont généralement mal connues et peu prévisibles. La réduction de la profondeur ou l'absence du travail du sol a par exemple favorisé les adventices à faible dormance comme les espèces « graminée annuelle » (Debaeke et Orlando, 1994) dont les densités ont fortement augmenté provoquant une utilisation mal raisonnée des herbicides antigraminées foliaires. La mauvaise utilisation de ces herbicides a conduit à la sélection de populations de graminées adventices résistantes (Gasquez, 2000).

La réduction voire l'abandon du travail du sol est actuellement une tendance forte liée en partie à des préoccupations environnementales. Dans les parcelles cultivées, le développement des techniques culturales de non travail du sol s'explique aussi par un certain nombre d'avantages économiques comme la réduction du temps de travail et les économies de carburants (Labreuche et Baudart, 2006). Au bord des parcelles cultivées, ce sont essentiellement des préoccupations de protection des eaux de surface qui ont été à l'origine de la mise en place des bandes enherbées qui doivent constituer des zones tampons entre cours d'eaux et parcelles cultivées. Les premiers inventaires de flore réalisés sur ces milieux montrent une richesse spécifique plus importante que dans les parcelles cultivées avec une augmentation de la proportion des espèces pluriannuelles (Cordeau et Chauvel, 2009). L'évolution de la flore adventice, et plus particulièrement des espèces annuelles dans les zones agricoles dont le sol est peu ou plus travaillé, fait l'objet d'un certain nombre de questions aussi bien d'un point de vue de la gestion que de la diversité des communautés végétales (Cordeau *et al.*, 2009).

Dans cette étude, les quatre espèces considérées sont des espèces à faible dormance comme l'indiquent les taux de germination importants de 40 de 90% pour des semences récoltés 2 à 3 mois avant l'expérimentation. Pour ces espèces, il n'a pas été observé d'effet de la présence d'un couvert végétal et de l'enfouissement des semences sur la levée. Ainsi ces espèces sont potentiellement aptes à commencer leur cycle de développement. Par contre la présence d'un couvert végétal et l'enfouissement des semences ont une forte influence sur la croissance aérienne des adventices. Les espèces que l'on trouve communément dans des bandes enherbées (brome stérile et véronique de Perse ; Marshall, 2004) seraient surtout sensibles à la compétition exercée par la présence d'un couvert. Le couvert testé dans l'expérimentation correspond à l'année d'implantation de la bande enherbée. Dans la majorité des situations, l'effet de la compétition exercée par le couvert est encore plus marqué, en effet les bandes enherbées restent implantées plusieurs années. Le couvert est donc beaucoup plus dense que celui que nous avions dans l'expérimentation. De plus, certaines graminées semées sont très couvrantes et tapissent le sol (par ex. la fétuque rouge, *Festuca rubra* L.) et doivent probablement exercer une compétition plus forte.

Pour le bleuet moins présent dans ce type d'habitat (Cordeau, observation personnelle), la croissance aérienne est fortement réduite pour les plantes issues de semences se trouvant à la surface du sol. Pour cette espèce, la levée se produit plus tardivement et la durée de la levée est allongée pour les plantes issues de semences présentes à la surface du sol.

L'aptitude à lever et se développer à partir de semences posées à la surface du sol est certainement l'un des facteurs qui sélectionne les adventices capables de s'installer dans ces zones non agricoles, comme cela a déjà été observé pour l'ambroisie à feuilles d'armoise (Guillemin *et al.,* 2008). De plus, le sol des bandes enherbées, implantées depuis plusieurs années, est tassé ; il est donc probable que cette caractéristique diminue encore le contact sol-graine, et gêne l'implantation et la croissance des espèces annuelles. Afin de favoriser les espèces annuelles, la surface du sol doit être perturbée (Critchley *et al.*, 2006). Un autre aspect est à prendre à compte, la survie des semences à la surface du sol. En effet dans les bandes enherbées, la majorité des semences restent à la surface. Jensen (2009) a montré pour certaines adventices dont le vulpin que la survie des semences à la surface du sol est plus réduite. De même, les semences à la surface du sol peuvent voir leur dormance modifiée comme dans le cas du brome stérile (Peters *et al.*, 2000).

D.9. Conclusion

Les zones agricoles pour lesquelles les sols ne sont plus travaillés suscitent des craintes quant au devenir de la flore adventice annuelle. Dans le cas des adventices annuelles, cette étude montre que si l'aptitude à lever en surface est une condition nécessaire à leur survie, une capacité forte à supporter la compétition avec le couvert établi lors des premiers stades de développement est aussi une caractéristique nécessaire au maintien de l'espèce dans ce type d'habitat.

D.10. Remerciements

Les auteurs remercient le personnel des serres de l'INRA de Dijon pour l'arrosage quotidien de l'expérimentation Ce travail a été rendu possible grâce à un financement obtenu dans le cadre du Réseau Mixte Technologique « Gestion de la flore adventice en grande culture ».

D.11. Bibliographie

Bliss D., Smith H., 1985 - Penetration of light into soil and its role in the control of seed germination. *Plant Cell and Environment*, 8, 475–483.

Boatman N.D., 1993 - Selective control of *Bromus sterilis* in field boundaries with fluazifop-P-butyl. 1993 Brighton Crop Protection Conference - Weeds, vol. 1. Brighton. British Crop Protection Council. pp. 349-354.

Boatman N.D., Blake K.A., Aebischer N.J., Sothcrton N.W. 1994 - Factors affecting the herbaceous flora of hedgerows on arable farms and its value as wildlife habitat. In: Watt, T.A., Buckley, G.P. (Eds.) Hedgerow Management and Nature Conservation. Wye College Press, Wye, pp. 33-46.

Cordeau S., Chauvel B. 2008 - Qu'est-ce que les bandes enherbées ? Conséquences environnementales et biologiques. *Bourgogne Nature*, 7, 97-108.

Cordeau S., Chauvel B. 2009 - Sown grass field margin strips: such a rich and biodiverse habitat! *3rd Workshop of the EWRS Working Group: Weeds and Biodiversity*, 12-13 Mars 2009, Lleida (Espagne), 74-75.

Cordeau S., Gibot-Leclerc S., Chauvel B. 2009. Mise en place des bandes enherbées : quels ressentis et quelles craintes malherbologiques de la part des agriculteurs ? XIIIème Colloque International sur la Biologie des Mauvaises Herbes, AFPP, Dijon, France, 16-27.

Critchley C.N.R., Fowbert J.A., Sherwood A.J., Pywell R.F., 2006 - Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation*, 132, 1-11.

Debaeke P, Orlando D., 1994 - Simplification du travail du sol et évolution de la flore adventice : conséquences pour le désherbage à l'échelle de la rotation. In: Monnier G. TG, Lesaffre B. ed. Simplification du Travail du sol. Paris, 16 mai 1991. INRA.

Gardarin A., Dürr C., Colbach N., 2009 - Which model species for weed seedbank and emergence studies? A review. *Weed Research*, 49, 177-130.

Gasquez J., 2000 - Extension des graminées adventices résistantes aux antigraminées foliaires en France. XIème Colloque International sur la Biologie des Mauvaises Herbes; AFPP, Dijon, France, 485-92.

Guillemin J.-P., Reibel C., Chauvel B., 2008 - Impact de l'enfouissement sur l'émergence des semences de l'ambroisie à feuilles d'armoise. Colloque Européen des acteurs et des décideurs de la lutte contre l'ambroisie ? Aix les bains, France. http://www.ambroisie.info/img/posters_colloque_2008/Guillemin_germinationz.jpg

Jauzein P., 2001 - Biodiversité des champs cultivés : l'enrichissement floristique. In S. Le Perchec, P. Guy & A. Fraval (dir.). Agriculture et biodiversité des plantes. Dossier de l'environnement de l'INRA, 21, 43-64.

Jensen P.K., 2009 - Longevity of seeds of four annual grass and two dicotyledon weed species as related to placement in the soil and straw disposal technique. *Weed Research*, 49, 592–601.

Labreuche J., Baudart C., 2006 - Charges de mécanisation - des opportunités à saisir et à peser. *Perspectives Agricoles*; 325, 23-34.

Lonchamp J-P., 1976 - Influence de la profondeur d'enfouissement sur la germination de deux adventices des cultures d'automne: *Veronica hederaefolia* L. et *Viola tricolor* L. Vème Colloque International sur l'Ecologie et la Biologie des Mauvaises Herbes, ANPP, Dijon, France), 319-328.

Marshall E.J.P., 2002 - Introducing field margin ecology in Europe. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 89, 1-4.

Marshall E.J.P. 2004 - Agricultural landscapes: field margin habitats and their interaction with crop production. *Journal of Crop Improvement*, 12, 365-404.

Peters N.C.B, Atkins H.A., Brain P., 2000 - Evidence of differences in seed dormancy among populations of *Bromus sterilis*. *Weed Research*, 40, 467–478.

Walker M., Dover J., Sparks T., Hinsley S., 2006 - Hedges and Green Lanes: Vegetation Composition and Structure. *Biodiversity and Conservation*, 15, 2595-2610.

AFPP –VINGTIÈME ET UNIÈME CONFÉRENCE DU COLUMA
JOURNÉES INTERNATIONALES SUR LA LUTTE
CONTRE LES MAUVAISES HERBES
DIJON – 8 et 09 DÉCEMBRE 2010

APTITUDE À LA LEVÉE ET À L'INSTALLATION D'ADVENTICES DANS DES BANDES ENHERBEES

C. REIBEL [(1)], J.-P. GUILLEMIN [(1)], S. CORDEAU [(2)] et Bruno CHAUVEL [(2)]
[(1)] AgroSup, UMR1210 BGA, Agrosup-INRA-UB, 26 bd Docteur Petitjean BP 87999, 21079 Dijon
[(2)] INRA, UMR1210 BGA, 17 rue Sully, BP 86510 Dijon CEDEX, France

« Surfaces en couvert environnemental » de la Politique Agricole Commune = bandes enherbées
Habitats semi-naturels non désherbés avec sol non travaillé

hébergent
des espèces adventices
des cultures

Maintien de la diversité végétale ← | → **Risques phytosanitaires** pour les cultures voisines

Quelles sont les réelles potentialités d'installation d'espèces adventices annuelles dans les bandes enherbées?

Caractéristiques des bandes enherbées testées :

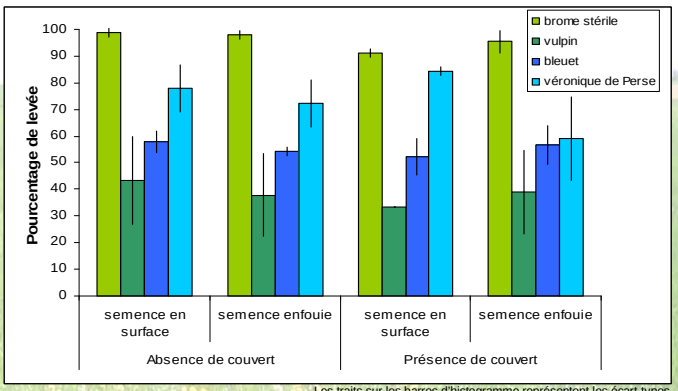
- ⇨ **Couvert végétal** : présence ou absence d'un couvert de ray grass (couvert de l'année d'implantation)
- ⇨ **Enfouissement des semences** : semences à la surface du sol ou enfouies à 0,5 cm.

4 espèces adventices : brome stérile, vulpin, bleuet et véronique de Perse
Semences récoltées deux ou trois mois avant l'expérimentation. Mesures de biomasse après 5 semaines en serres.

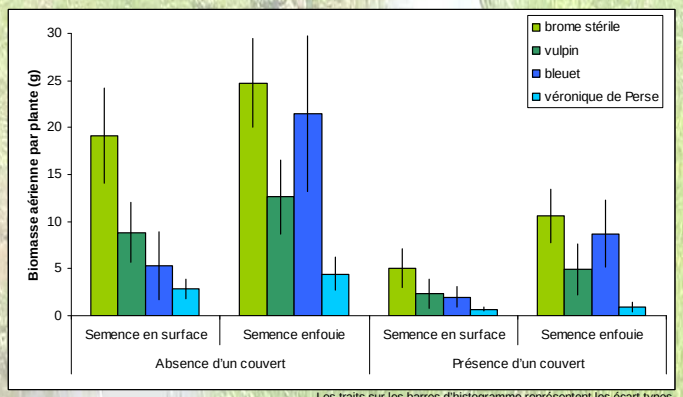
Germination - Levée

Les taux de germination et levée sont variables entre les espèces.

La présence du couvert végétal et la position de la semence n'ont aucun effet sur le niveau de levée des quatre espèces.



Les traits sur les barres d'histogramme représentent les écart-types



Les traits sur les barres d'histogramme représentent les écart-types

Croissance des plantules

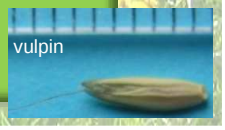
La présence du couvert végétal diminue la biomasse aérienne des plantules des quatre espèces

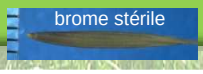
Les plantes issues de germination de surface présentent une biomasse réduite.

L'effet du couvert est plus prononcé pour les plantules de brome stérile, de vulpin et de bleuet, issues de levée de surface.

L'aptitude à lever à partir de semences posées à la surface du sol est l'un des facteurs qui sélectionne les adventices annuelles capables de s'installer dans ces zones non agricoles.

De plus une forte capacité à tolérer la compétition du couvert lors des premiers stades de développement est aussi une caractéristique nécessaire à l'installation de l'espèce dans ce type d'habitat.





E. CONCLUSION DU CHAPITRE

Nous avons mis en évidence qu'il n'existait pas une stratégie donnée qui soit particulièrement favorable au point qu'une espèce adventice soit assurément présente et/ou abondante dans les bandes enherbées. En effet, de manière générale, l'abondance d'une espèce est conditionnée par son système reproducteur, son investissement dans la reproduction, sa capacité à disperser, son polymorphisme génétique, sa capacité de compétition et sa capacité à utiliser les ressources du milieu (Gaston et Kunin, 1997). Il s'avère que dans les bandes enherbées, la stratégie d'établissement, la position des organes de survie (type biologique de Raunkiaer) et la classification botanique (mono vs. dicotylédones) résument pour grande partie les caractéristiques des espèces favorisées : stratégies de Grime de type C ou CS, un cycle pluriannuel et appartenant souvent au groupe des monocotylédones.

A partir de nos données, les relations Traits/Espèces pourraient faire l'objet d'études plus approfondies pour mettre en relation directement les espèces aux conditions environnementales par des méthodes de types RLQ (Dray et Legendre, 2008). Cette méthodologie permet de mettre en lien trois matrices intimement liées : la matrice L des données écologiques (*n* sites et *p* taxons), la matrice R des données de milieu (*n* sites et *m* variables environnementales) et la matrice Q de données biologiques (*s* traits sur *p* taxons). Cela reviendrait à coupler les analyses menées dans le chapitre 2 sur l'importance relative des facteurs environnementaux aux analyses menées sur les traits et groupes fonctionnels dans cette partie. Cela permettrait d'introduire une finesse d'analyse supplémentaire dans la variabilité des traits selon des degrés de perturbation (nombre de fauches, exportation ou non des résidus de fauche, …).

L'approche par les traits nous a amené à conclure sur les stratégies des espèces quant à leur capacité à occuper l'habitat bande enherbée. Désormais, nous souhaitons savoir si ces espèces prépondérantes peuvent disperser vers l'habitat « parcelle » et ainsi induire un risque malherbologique dans la parcelle.

F. RÉFÉRENCES DU CHAPITRE

Bardet, O., Fedoroff, E., Causse, G. & Moret, J. (2008) Atlas de la flore sauvage de Bourgogne. Parthénope, Muséum national d'Histoire naturelle.

Bayer (1992) Important Crops of the World and Their Weeds. Bayer, A.G. (Ed.), Leverkusen.

Bazzaz, F. A. (1979) The Physiological Ecology of Plant Succession. Annual Review of Ecology and Systematics, 10, 351-371.

Brown, V. K. & Southwood, T. R. E. (1987) Secondary succession: patterns and strategy. Colonisation, Succession and Stability. British Ecological Society Symposium (A. J. Gray, M. J. Crawley & P. J. Edwards), pp. pp. 315–337. Blackwell Scientific, Oxford.

Colbach, N., Darmency, H. & Tricault, Y. (2010) Identifying key life-traits for the dynamics and gene flow in a weedy crop relative: Sensitivity analysis of the GENESYS simulation model for weed beet (Beta vulgaris ssp vulgaris). Ecological Modelling, 221, 225-237.

Colwell, R. K. & Futuyma, D. J. (1971) On the Measurement of Niche Breadth and Overlap. Ecology, 52, 567-576.

Cornelissen, J. H. C., Lavorel, S., Garnier, E., Diaz, S., Buchmann, N., Gurvich, D. E., Reich, P. B., ter Steege, H., Morgan, H. D., van der Heijden, M. G. A., Pausas, J. G. & Poorter, H. (2003) A handbook of protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. Australian Journal of Botany, 51, 335-380.

Coste, H. a. (1937) Flore descriptive et illustrée de la France, de la Corse et des contrees limitrophes. (.

Critchley, C. N. R., Fowbert, J. A., Sherwood, A. J. & Pywell, R. F. (2006) Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. Biological Conservation, 132, 1-11.

Dolle, M., Bernhardt-Romermann, M., Parth, A. & Schmidt, W. (2008) Changes in life history trait composition during undisturbed old-field succession. Flora, 203, 508-522.

Dray, S. & Dufour, A. B. (2007) The ade4 package: implementing the duality diagram for ecologists. . Journal of Statistical Software, 22, 1-20.

Dray, S. & Legendre, P. (2008) Testing the species traits-environment relationships: the fourth-corner problem revisited. Ecology, 89, 3400-3412.

Ellenberg, H., Weber, H. E., R, R. D., Wirth, V., Werner, W. & Paulißen, D. (1992) Zeigewerte von Pflantzen in Mitteleuropa. Scripta Geobotanica. (E. Goltze), pp. 260p.

Eriksson, O. & Jakobsson, A. (1998) Abundance, distribution and life histories of grassland plants: a comparative study of 81 species. Journal of Ecology, 86, 922-933.

Facelli, J. M. & Pickett, S. T. A. (1990) Markovian chains and the role of history in succession. Trends in Ecology and Evolution, 5, 27-30.

Fournier, P. (1947) Les quatre flores de France. LECHEVALIER Ed. 1990.

Franzen, D. (2004) Plant species coexistence and dispersion of seed traits in a grassland. Ecography, 27, 218-224.

Fried, G., Chauvel, B. & Reboud, X. (2009) A functional analysis of large-scale temporal shifts from 1970 to 2000 in weed assemblages of sunflower crops in France. Journal of Vegetation Science, 20, 49-58.

Fried, G., Petit, S. & Reboud, X. (2010) A specialist-generalist classification of the arable flora and its response to changes in agricultural practices. BMC Ecology, 10, 20.

Garnier, E., Shipley, B., Roumet, C. & Laurent, G. (2001) A standardized protocol for the determination of specific leaf area and leaf dry matter content. Functional Ecology, 15, 688-695.

Gaston, K. J. & Kunin, W. E. (1997) Rare-common differences: an overview. Kunin WE & Gaston KJ.

Grime, J. P. (1974) Vegetation classification by reference to strategies. Nature, 250, 26-31.

Grime, J. P. (1979) Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons, New York, USA.

Haas, H. & Streibig, J. C. (1982) Changing patterns of weed distribution as a result of herbicide use and other agronomic factors. Herbicide resistance in

Plants, (H. M. LeBaron & J. Gressel), pp. 57-79. John Wiley & Sons, New York, USA.

Heimann, B. & Cussans, G. W. (1996) The importance of seeds and sexual reproduction in the population biology of Cirsium arvense - a literature review. Weed Res., 36, 493-503.

Husson, F., Josse, J., Le, S. & Mazet, J. (2010) FactoMineR: Multivariate Exploratory Data Analysis and Data Mining with R. R package version 1.14. (.

Jauzein, P. (1995) Flore des champs cultivés. SOPRA-INRA Ed.

Julve, P. (1998) Baseflor. Index botanique, écologique et chorologique de la Flore de France. Version 28/09/2010. Programme Catminat. http://perso.wanadoo.fr/philippe.julve/catminat.htm.

Kahmen, S. (2004) Plant trait responses to grassland management and succession. Plant trait responses to grassland management and succession, 122 pp.

Kahmen, S. & Poschlod, P. (2004) Plant functional trait responses to grassland succession over 25 years. Journal of Vegetation Science, 15, 21-32.

Kleijn, D. & van der Voort, L. A. C. (1997) Conservation headlands for rare arable weeds: the effects of fertilizer application and light penetration on plant growth. Biological Conservation, 81, 57-67.

Klotz, S., Kühn, I., Durka, W. & [Hrsg.] (2002) BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde, 38 - Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

Lavorel, S. & Garnier, E. (2002) Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits: revisiting the Holy Grail. Functional Ecology, 16, 545-556.

Leishman, M. R. (1999) How well do plant traits correlate with establishment ability? Evidence from a study of 16 calcareous grassland species. New Phytologist, 141, 487-496.

Liira, J., Schmidt, T., Aavik, T., Arens, P., Augenstein, I., Bailey, D., Billeter, R., Bukacek, R., Burel, F., De Blust, G., De Cock, R., Dirksen, J., Edwards, P. J., Hamersky, R., Herzog, F., Klotz, S., Kuhn, I., Le Coeur, D., Miklova, P., Roubalova, M., Schweiger, O., Smulders, M. J. M., Van Wingerden, W., Bugter, R. & Zobel, M. (2008) Plant functional group composition and large-scale species richness in European agricultural landscapes. Journal of Vegetation Science, 19, 3-14.

Lindborg, R. & Eriksson, O. (2005) Functional response to land use change in grasslands: Comparing species and trait data. Ecoscience, 12, 183-191.

MacArthur, R. H. (1962) Some generalized theorems of natural selection. Proc. Natl. Acad. Sci. USA, 48, 1893-1897.

MacArthur, R. H. & Wilson, E. O. (1967) The theory of island biogeography. Princeton Univ. Press.

Mamarot, J. (2003) Mauvaises herbes des cultures. Acta.

Meiss, H., Munier-Jolain, N., Henriot, F. & Caneill, J. (2008) Effects of biomass, age and functional traits on regrowth of arable weeds after cutting. Journal of Plant Diseases and Protection, 493-499.

Moore, R. J. (1975) The biology of canadian weeds. 13. Cirsium arvense (L.) Scop. Canadian Journal of Plant Science, 55, 1033-1048.

Pekrun, C. & Claupein, W. (2004) The effect of stubble tillage and primary tillage on population-dynamics of Canada thistle (Cirsium arvense) in organic farming. Zeitschrift Fur Pflanzenkrankheiten Und Pflanzenschutz-Journal of Plant Diseases and Protection, 483-490.

Pronk, T. E., Schieving, F., Anten, N. P. R. & Werger, M. J. A. (2007) Plants that differ in height investment can coexist if they are distributing non-uniformly within an area. Ecological Complexity, 4, 182-191.

Pywell, R. F., Bullock, J. M., Roy, D. B., Warman, L. I. Z., Walker, K. J. & Rothery, P. (2003) Plant traits as predictors of performance in ecological restoration. Journal of Applied Ecology, 40, 65-77.

R Development Core Team (2010) R: A Language and Environment for Statistical Computing. (. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Schamp, B. S., Chau, J. & Aarssen, L. W. (2008) Dispersion of traits related to competitive ability in an old-field plant community. Journal of Ecology, 96, 204-212.

Scheffer, M. & van Nes, E. H. (2006) Self-organized similarity, the evolutionary emergence of groups of similar species. Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, 103, 6230-6235.

Schippers, P. & Kropff, M. J. (2001) Competition for light and nitrogen among grassland species: a simulation analysis Functional Ecology, 15, 155-164.

Schippers, P., van Groenendael, J. M., Vleeshouwers, L. M. & Hunt, R. (2001) Herbaceous plant strategies in disturbed habitats. Oikos, 95, 198-210.

Smart, S. M., Bunce, R. G. H., Marrs, R., LeDuc, M., Firbank, L. G., Maskell, L. C., Scott, W. A., Thompson, K. & Walker, K. J. (2005) Large-scale changes in the abundance of common higher plant species across Britain between 1978, 1990 and 1998 as a consequence of human activity: Tests of hypothesised changes in trait representation. Biological Conservation, 124, 355-371.

Smith, H., Firbank, L. G. & Macdonald, D. W. (1999) Uncropped edges of arable fields managed for biodiversity do not increase weed occurrence in adjacent crops. Biological Conservation, 89, 107-111.

Tenenhaus, M. & Young, F. W. (1985) An analysis and synthesis of multiple correspondence analysis, optimal scaling, dual scaling, homogeneity analysis ans other methods for quantifying categorical multivariate data. Psychometrika, 50, 91-119.

Tiley, G. E. D. (2010) Biological Flora of the British Isles: Cirsium arvense (L.) Scop. . Journal of Ecology, 98, 938-983.

Violle, C., Garnier, E., Lecoeur, J., Roumet, C., Podeur, C., Blanchard, A. & Navas, M. L. (2009) Competition, traits and resource depletion in plant communities. Oecologia, 160, 747-755.

Violle, C., Navas, M. L., Vile, D., Kazakou, E., Fortunel, C., Hummel, I. & Garnier, E. (2007) Let the concept of trait be functional! Oikos, 116, 882-892.

Wilson, P. J., Thompson, K. & Hodgson, J. G. (1999) Specific leaf area and leaf dry matter content as alternative predictors of plant strategies. New Phytologist, 143, 155-162.

CHAPITRE IV

CONSÉQUENCES SPATIALES DE L'INTRODUCTION DES BANDES ENHERBÉES

Bande enherbée : quelles fonctions pour la flore ?

A. INTRODUCTION DU CHAPITRE

Jusqu'à lors, nous nous sommes attachés à observer la bande enherbée uniquement. Nous souhaitons savoir si la mise en pace de cette bande d'herbe en lieu et place du bord du champ va modifier la répartition de la diversité floristique entre les éléments du paysage.

Nous avons vu dans les chapitres 1 et 2 que les bandes enherbées sont des habitats riches dont près de 90% des espèces présentes sont des espèces des adventices des champs cultivés. Les espèces prépondérantes sont des espèces vivaces car vous avons vu dans le chapitre 3 qu'elles avaient les caractéristiques biologiques adaptées aux conditions de vie dans les bandes enherbées et adaptées pour tolérer les pressions de sélection.

La connaissance de l'habitat bande enherbée et des espèces qui y sont présentes nous amène à observer la bande enherbée comme un élément du paysage en interaction avec les éléments adjacents. Ces éléments peuvent d'échanger des espèces. Ainsi, la bande enherbée peut permettre de maintenir ou augmenter la diversité floristique des bordures qu'elle protège. Cependant, elle peut être une source d'espèce adventice pour la parcelle adjacente. De plus, la connaissance de la biologie des adventices nous amène à émettre l'hypothèse que la bande enherbée ne se jouera pas le même rôle écologique selon les espèces. Ainsi, nous étudierons les patrons de distributions des adventices de la bordure vers le centre du champ, pour observer dans quelle mesure, la mise en place d'une bande enherbée créé un risque malherbologique.

Ce chapitre est rédigé sous la forme de deux articles en voie de soumission.

Les travaux portent d'une part sur la modification la structure de la flore dans les compartiments adjacents à la bande enherbée (**Article 5**) et sur les patrons de distribution des espèces sur le transect bordure-plein champ (**Article 6**) avec l'étude du possible risque malherbologique.

Article 5

Cordeau S., Petit S., Reboud X. and Chauvel B. Consequences of the establishment of sown grass strips for plant diversity in adjacent habitats.
En voie de soumission. Revue visée : *Basic and Applied Ecology*

Article 6

Cordeau S., Petit S., Reboud X. and Chauvel B. Vegetation changes induced by the establishment of sown grass strips.
En voie de soumission. Revue visée : *Journal of Applied Ecology*

B. ARTICLE 5

CONSEQUENCES OF THE ESTABLISHMENT OF SOWN GRASS STRIPS FOR PLANT DIVERSITY IN ADJACENT HABITATS.

Cordeau S., Petit S., Reboud X. and Chauvel B.

En voie de soumission. Revue visée : *Basic and Applied Ecology*

Consequences of the establishment of sown grass strips for plant diversity in adjacent habitats

Stéphane Cordeau, Sandrine Petit, Xavier Reboud, Bruno Chauvel*

INRA, UMR1210, Biologie et Gestion des Adventices, F-21000 Dijon, France

*Corresponding author: Bruno CHAUVEL

INRA, UMR1210, Biologie et Gestion des Adventices, 17 rue sully, BP 86510, F-21065 Dijon cedex, France

Tel: +33 3 80 69 30 39 - Fax: +33 3 80 69 32 62 – E mail address: chauvel@dijon.inra.fr

B.1. Abstract:

Sown grass strips were established on field margins with a grass mixture intended to produce environmental benefits. This strategy could potentially raise the diversity in the boundary by protecting it from agricultural practices, or it could be a source of weed dispersal from the sown grass strip to the field. This study evaluates the impact of a 5-m-wide sown grass strip on (i) the weed richness, abundance and diversity of the adjacent habitats (boundary and field) and on (ii) the edge-zone's width into the field. We surveyed the flora with continuous transects from the boundary toward the center of the field from opposite sides of the same fields. The establishment of sown grass strips did not increase the β-diversity but distributed it differently according to the landscape habitat. The presence of sown grass strips did not increase the species richness, total abundance or diversity (Shannon index) in the boundary whereas these indicators decreased in the crop edge (-10.9 species and -86.4 individuals/1.25m²) and the field margin (-3.6species and -9.6 individuals/1.25m²). With the presence of sown grass strips, the edge-zone width decreased from 6.5m to 1.5m and from 12m to 1m considering the species richness and the diversity, respectively. It increased from 2.5 to 3.5 considering the total abundance. Even when the sown grass strips were recently established (i.e., 3-4 years), they decreased the spreading of weeds into the field and modified the ecological status of the boundary habitat.

B.2. Keywords:

field margin strip, agri-environment scheme, ecotone, edge effect, weed ingress, species richness, Shannon index, abundance.

B.3. Introduction

In agricultural landscapes, field boundaries represent an important network between a wide range of habitats, including hedges, grassy boundaries, ditches and roadside verges. While the richness and abundance of weed communities decreases in fields (Sutcliffe & Kay 2000), field boundaries are often perceived as a potential refuge for many species (Fried, Petit, Dessaint & Reboud 2009; Smart, Bunce, Firbank & Coward 2002). However, many of these semi-natural habitats have been lost to field enlargement or have been degraded (e.g., by pesticide drifts or accumulation of nitrogen at the bottoms of hedge rows) by intensive agricultural practices. Consequently, many agri-environmental plans have been initiated to protect water resources and to maintain and enhance biodiversity in arable landscapes (Vickery, Bradbury, Henderson, Eaton & Grice 2004). In European countries, boundaries have been extended within a few metres of the crop edge. These plans are subsidized to encourage biodiversity conservation and to increase ecosystem services. Non –agricultural strips are mechanically and/or chemically managed with wildflower or grass species mixtures (Pywell, Warman, Hulmes, Hulmes, Nuttall et al. 2006).

In France, farmers have sown grass strips at the edges of fields adjacent to streams and rivers to retain pesticide drifts and limit soil erosion. These 5-m-wide strips sown with grass mixtures are not sprayed with herbicides and are only managed by mowing. They were intended as refuges for arable weed species that are only barely managed in the fields; they could later become a source of weed infestation in the adjacent crops. While many studies have been conducted to show the impacts of field practices on boundary plant diversity, there are currently few data on the impacts of edge strip on the weed communities within fields. Although (De Cauwer, Reheul, Nijs & Milbau 2008) showed that sown grass strips could be a barrier to seed dispersal, most studies address plant spreading. (West, Marshall & Arnold 1997) showed that strips limit the ingress into fields of the annuals *Galium aparine* and *Bromus sterilis* and the perennials *Cirsium arvense* and *Elytrigia repens*, without preventing it. However, these studies showed high variability in species behavior and the studies were performed within the first three years after establishment, although species turnover continues for more than five years (Critchley & Fowbert 2000).

In farmland, edge effects have been evaluated in some studies, with a focus on particular plant species (Rew, Froud-Williams & Boatman 1996; Wilson & Aebischer 1995) or on the overall community (Marshall 1989, 2009). Edge effects are often observed using linear transects with plots located at different distances from the boundary (Fried, Girod, Jacquot & Dessaint 2007; Gardarin, Tremoy, Bretagnolle & Chauvel 2007; Marshall 2009; Wilson et al. 1995), but the width of the edge effect is not measured. The edge effect on plant communities varies according to landscape context (Ting & Shaolin 2008). To counter this bias, (Marshall 2009) compared selected paired fields located as close together as possible with and without sown grass strips. Despite these precautions, (Marshall 2009) concluded that the high flora variability observed between the fields is explained by the impact of crop type on weed communities (Fried, Norton & Reboud 2008; Marshall 1994).

Our goal was to determine the impact of established sown grass strips on the structure of the plant communities (species richness, abundance, and diversity) of adjacent habitats (boundary and field) by measuring the width of

the edge effect. We (i) studied the same landscape context; (ii) compared two field sides (with and without sown grass strips) located at opposite sides of the same field to avoid cropping system effects and bias due to tillage orientation; (iii) selected two winter crops to perform surveys during the same period; and (iv) carried out flora surveys with continuous transects from the boundary to the centre of the field to observe transitions.

Using this approach, we addressed the following hypotheses:

H1: The establishment of sown grass strips enhances species richness and diversity in the adjacent boundary without an increase in total abundance.

H2: The sown grass strips modify the width of the edge effect on the field.

B.4. Materials and Methods

B.4.1. Study area and selection process of fields

The study was conducted in the Fenay INRA study area (8.9 km², southern part of the Côte d'Or department, 47°13'N, 5°03'E), France. The 140 fields that are surveyed annually are cultivated with winter crops (42% cereals and 13% oilseed rape) in rotation with late-sown crops (spring barley and sunflower). Fields were selected according to three criteria of the surrounding landscape: (i) a sown grass strip on one side; (ii) a herbaceous boundary at the opposite side of the sown grass strip; and (iii) the same landscape elements (e.g., hedge, woodland) and soil characteristics on both sides. We selected five fields of winter cereals and five fields of oilseed rape for the flora surveys.

B.4.2. Flora surveys

In each field, we assessed flora from mid-March to mid-April, 2009, with transects from the boundary to the center of the field (30 meters - Figure 1). As previously defined (Greaves and Marshall, 1987), each field was divided into four zones: the herbaceous boundary (i.e., outside the field limits), the sown grass strip, the crop edge and the field (i.e., the area with soil tillage composed of the field margin and field core area). A sown grass strip is defined as a 5-m-wide grass strip located between the boundary and the field. The crop edge is the first disturbed area adjacent to the boundary (at the boundary side, or "B-side") or adjacent to the sown grass strip (at the sown-grass-strip side, or "SGS-side") without crops.

Five 25-m spaced transects were located on both sides of each field (Figure 1). Each transect was composed of adjacent 0.25-m² plots, with 2 plots in the boundary, 10 plots in the sown grass strips (only on the SGS side), 1 plot in the crop edge, and 60 plots in the tilled area (from the field margin to the field core). Plots were located in the boundary (-1 to 0 m and -6 to -5 m without and with a sown grass strip, respectively), in the sown grass strip (-5 to 0 m), in the crop edge (0 m) and in the field core area (0 to 30 m). A transect is composed of 73 or 63 plots (SGS-side and B-side, respectively), and 680 plots were surveyed per field. In each plot, we listed the non-sown species and counted the number of phytomers (i.e., individuals for annual species and aerial units for perennial

species). We identified sown species (i.e., crops in the field and grasses and legumes in sown grass strips) by interviewing farmers. Species were identified according to (Hanf 1982) and (Jauzein 1995), except for certain species that could be identified at the level of genus only (*Bromus* spp., *Amaranthus* spp., *Conyza* spp.) or that were not identified at the species level for simplification (*Carex* sp., *Rubus* sp., *Lolium* sp., *Valerianella* sp., *Arum* sp., *Calamintha* sp., *Cardamine* sp., *Allium* sp.).

B.4.3. Data analysis

The percentage of empty plots per field varied from 0% to 79%. The average percentage of empty plots varied according to zone (one-way ANOVA, $F=4.76$, $p<0.05$), but not according to crop (one-way ANOVA, $F=0.14$, $p=0.71$). For both field sides, the five plots located at the same distance from the crop edge were averaged for the rest of the analysis.

To observe the distributions of non-sown species, the overall species pool (γ-diversity) was partitioned between β-between-crop diversity and β-between-zone diversity.

Three floristic indicators were chosen: species richness, diversity (Shannon index) and total plant abundance, averaged per zone. To separate the field margin (first metre of the disturbed zone) from the field core area, the field was divided into three equal parts, i.e., from 0.5 to 10 m, 10.5 to 20 m and 20.5 m to 30 m. The averaged values of the indicators from both sides were compared with a paired T-test. The comparisons were repeated with subsets of the data by crop. Finally, the crop effect between sides was tested with Kruskal-Wallis tests or with ANOVA if normality criteria were met.

The edge-zone width was calculated with the continuous two-phase linear regression method (Nickerson, Facey & Grossman 1989), as used by (Fox, Taylor, Fox & Williams 1997). For each transect, the species richness from the crop edge to the field core was divided into two successive adjacent groups (e.g., 0 to 1.5 m (group 1) and 2 m to 30 m (group 2); then 0 to 2 m (group 1) and 2.5 to 30 m (group 2);…; then 0 to 12 m (group 1) and 12.5 m to 30 m (group 2)). At each step, linear regressions were performed on each group. We defined the division point when the sum of the error sum of squares for groups 1 and 2 were minimized and with at least one significant linear regression. The edge-zone width is the distance of the division point from the crop edge. The edge-zone width of each field side was calculated for species richness (β- and α-diversity), Shannon diversity index and total abundance.

B.5. Results

A total of 129 different non-sown species (γ-diversity) were identified in the boundaries, sown grass strips, crop edges and areas of the ten sampled fields. The β-between-zone diversity was 102 (79.1%) species in the boundaries, 78 (60.5%) species in the sown grass strips, 73 (56.6%) species in the crop edges and 83 (64.3%) species in the fields. The β-between-crop diversity was 93 (72.1%) species in oilseed rape fields and 111 (86%) in winter cereal fields. In the boundaries and in the sown grass strips, the most frequent species (Table 1) were all perennial except *Veronica persica*, whereas annual species were dominant in the fields with some perennial weed species, such as *Elytrigia repens*, *Galium aparine* and *Cirsium arvense*. The crop edges harboured both life-cycle types.

B.5.1. Accumulation of β-diversity

Considering the B-side (Figure 2), the β-diversity of the field core area (20-30 m) averaged 37.5% of the total diversity. The successive addition of the following 10 metres (i.e., 10-30 m and then 0-30 m) on average raised the β-diversity of 3.0 species (i.e. +25.2%) and 5.3 species (+30.8%), respectively. The β-diversity per field reached 17.2 (72.6%) species. In contrast, on the SGS-side, the β-diversity increased more slowly. The subsequent additions of 10 meters added to the field core area 2.4 (+26.7%) and 3.6 (+28.6%) species, respectively. The β-diversity per field reached 12.6 (46.8%) species. The crop edge added 2.0 species (+10.4%) on the B-side, while 2.7 (+17.6%) new species were observed on the SGS-side. The sown grass strip raised the β-diversity by, on average, 7.6 species (+33.2%). At this stage, the β-diversity was 19.2 species on the B-side and 22.9 species on SGS-side with no other differences between sides (paired T-test, $t=1.41$, $p=0.19$). Finally, the boundary added 4.5 species (+19%) on the B-side and 4.0 (+14.9%) species on the SGS-side.

B.5.2. Impacts on the adjacent habitats

Firstly, the presence of a sown grass strip did not modify the species richness of the adjacent boundary with the total data set as much as it did with data subsets by crop (Table 2). However, the species richness of the crop edge and the field margin (0.5 m to 10 m) were smaller on the SGS-side than on the B-side. We observed the same pattern of results in oilseed rape except for the influence of sown grass strips on the field margin richness ($p=0.06$). No effect was observed on the flora of the field core areas. The type of crop did not affect the difference in species richness between the two sides.

Secondly, the presence of sown grass strips did not affect the diversity of any of the adjacent habitats, with the exception of the crop edge (total data set and cereal data subset). The field-to-field variability was high, as determined by the standard deviation of the Shannon diversity index, particularly for oilseed rape fields, where no effect was observed. The type of crop did not affect the difference in diversity between the two field sides.

Finally, with the presence of sown grass strips, the total abundance of plants was lower in the crop edge and in the field margin (0.5 to 10 m), as well as in all fields and in cereal fields only. However, the total abundance was stable in the boundary and in the field core area. No crop effect was observed, except for the influence of the

sown grass strip on the field margin, where the difference between the B-side and SGS-side remained negative and larger than in the cereal crops.

B.5.3. Edge-zone width

The distributions of the species richness (Figure 3), diversity (Figure 4) and total abundance (Figure 5) of non-sown species were used to calculate the edge-zone width (Table 3), which quantifies the impact of sown grass strips on weed ingress. The species richness (Figure 3) drastically decreased along two meters of the sown grass strip. At the interface of the crop edge, the species richness increased. Consequently, the richness decreased more rapidly across the first meter of the transect on the SGS-side. The edge-zone was reduced, on average, from 6.5 to 1.5 m with the presence of a sown grass strip (Table 3). On both sides, the boundary habitats (i.e., boundary and sown grass strip) did not affect weed richness at 7 m into the field.

The distribution of diversity (Figure 4) was similar to that of species richness. On the SGS-side, it decreased rapidly within the sown grass strip and reached the same level as observed in the field. Diversity increased at the crop edge. On the B-side, the diversity slowly decreased from the crop edge to the field's middle. In fact, the diversity level was higher in the field margin without a sown grass strip than it was in the sown grass strip itself. The edge-zone width was reduced from 12 m to 1 m by the presence of the sown grass strip (Table 3).

The distribution of the total abundance (Figure 5) showed that the abundance is lower at the SGS-side by the first plot. Sown grass strip plots showed higher abundance than did the field margin of the B-side. However, in the tilled zone, the total abundance was lower with a sown grass strip than without one, but decreased more slowly along the transect. Consequently, the edge-zone width was 2.5 m on the B-side and 3.5 m on SGS-side.

B.6. Discussion

We evaluated the impacts of the establishment of sown grass strips established in farmland on the distribution of flora richness, abundance and diversity and showed potential changes in the ecological functions of margin habitats. Transects are generally considered a useful tool to describe edge influences. They can be used to detect boundary effects on soil characteristics (Li, He, Li, Wen & He 2007), animal communities (Zeithaml, Pižl & Sklenicka 2009) and plant communities (Dutoit, E. & Ourcival 1999). We chose to conduct flora surveys with continuous transects because of the patchy distributions of weed populations (Cardina, Johnson & Sparrow 1997) and because the effects of grass strips are not well understood.

B.6.1. Impact on diversity at the field level

If field margins are to be advocated for as a means of increasing diversity in farmland, we should first recall that sown grass strips were introduced in France with the primary objective of protecting water resources. Our study indicates that sown grass strips does not favor high diversity in the plant community and suggests that without the development and introduction of some farming practices (Marshall & Nowakowski 1995; Smith, Feber, Morecroft,

Taylor & Macdonald 2010) current practices will continue to limit diversity by reducing the habitat of margin weeds (Marshall 2009). The presence of a sown grass strip along the boundary did not increase the β-diversity at the field level. Without sown grass strips, the largest part of the total diversity observed per field was supplied by the field margin, the crop edge and the boundary. However, with sown grass strips, the highest diversity was supplied by sown grass strips themselves because they decreased the diversity in field margins and crop edges. Consequently, the β-diversity was similar on both sides of the field but distributed differently between habitats, invalidating H1.

B.6.2. Boundaries protected by sown grass strips

Even when protected by a 5-m-wide strip, the adjacent boundary did not show higher species richness, abundance or diversity of non-sown species (H1 invalidated). A few additional species were sown grass species (*Dactylis glomerata*, *Lolium sp*. or *Festuca rubra*), which extended their habitats from the sown grass strips to the boundary and the first few meters of field, where they are easily managed (Marshall & Moonen 1997). These results conflict with the findings of (Marshall 2009), who showed higher diversity in boundaries protected by 6-m buffer strips. However, (Marshall 2009) mentions that higher diversity was obtained by a higher presence of polycarpic species. Based on our diversity, abundance and species richness indicators, we did not find that the two types of boundaries (boundary alone and boundary protected by sown grass strip) harboured different species. However, considering potential wet conditions on the SGS-side (streams and rivers) we can put forward the hypothesis those plant communities are different at both sides.

Some species seemed to disperse from the boundary to the first few meters of the sown grass strips and from the boundary to the field. The boundary was the richest zone (33 non-sown species) with the highest abundance (300 individuals per 1.25 m² plot), comprised of mainly perennial species. We hypothesized that there was no room for new species and too much competition for their establishment. Even if there is evidence that farming practices, particularly herbicide spraying, could damage the boundary flora, we found that the cropped field margins on the sides without sown grass strips showed high levels of richness (9.5 species) and abundance (28.4 individuals). This finding indicates that farmers do not manage their field margins more intensively with or without sown grass strips and could explain why sown grass strips do not enhance diversity in the boundaries they protect.

B.6.3. Ecological status of transitions

The crop edges acted as ecotone which did not dwindle species when the crop edge was adjacent to a boundary. Species dispersed from the boundary to the field and, to a lesser extent, from the field to the boundary. They harboured both boundary and field plant communities, with higher diversity (Shannon index) than the adjacent plots. The definition of ecotone varies according to the author (e.g., (Dutoit, Buisson, Gerbaud, Roche & Tatoni 2007; Gerbaud 2002)). We defined an ecotone as a zone between two adjacent ecosystems with a very small area and mixed characteristics of the two adjacent ecosystems (Di Castri, Hansen & Holland 1988). More precisely, our crop edges that were adjacent to the boundary and field corresponded to “constraint ecotones” as defined by (Vanpeene-Bruhier 1998), which are more influenced by farmers’ practices than by environmental

factors. When sown grass strips were set up along boundaries, the crop edges showed increased species richness, diversity and total abundance, but these elevated values resulted from the presence of arable weed species. In effect, the sown grass strips drastically decreased the levels of richness, diversity and total abundance, and the adjacent crop edges were not an ecotone but a plot similar to the field plots.

The first meters of the sown grass strips harboured species that came from the boundary, but the properties of the two habitats were very similar. This finding could be defined as an edge effect (Wilson et al. 1995). As defined in studies of birds by (Frochot 1987; Frochot & Lobreau 1987), the sown grass strips could not be considered an ecotone. They acted as a barrier that isolated the fields from the boundaries. They did not prevent pollen exchanges or zoochore seed dispersion (Cousens & Mortimer 1995), but they limited vegetative spread and could limit seed dispersion (De Cauwer et al. 2008). They harboured species observed in both the field and the boundary because (i) they had been established on the field margin, i.e., on a seed bank with arable weed species and (ii) they were adjacent to boundaries. This view has to be moderated by the young age of the surveyed sown grass strips (around 4 years). In the long term, a sown grass strip can spread beyond a boundary of 5 m. We did not present results on species traits, but plant patterns are highly dependent on life span and dispersion mode.

B.6.4. Impact on adjacent fields

The sown grass strips showed higher total abundance than the field margins, even though the sown grass strips also decreased the diversity and the richness of the plant community. The strips were never sprayed with herbicides and were mowed once or twice a year. Consequently, there are fewer and less frequent disturbances in the sown grass strips than in the field (e.g., tilling, sowing, chemical or mechanical weeding).

Despite this, the sown grass strips limit weed ingress into adjacent fields. Considering species richness, they reduced the edge-zone width from 6.5 to 1.5 m, validating H2. This finding provides evidence that sown grass strips are not a source of new species in fields and that the weed risk is weak and sometimes null. If we hypothesize that farmers manage the boundary side as lightly as the sown-grass-strip side, then a barrier effect exists. The barrier effect is even more pronounced if farmers manage weeds less along the field margins adjacent to sown grass strips to avoid damage to the sown cover. A high field-to-field variability in the sown grass strip effect, unrelated to crop, was observed. The edge effect was invisible or difficult to observe when a field showed a low level of weed abundance and was obvious when there was a high level of weed abundance.

Our study showed that sown grass strips reduced the edge effect by 5 m (species richness: 6.5 to 1.5). Considering the management of weed species on a larger scale, farmers took out of production a strip 5 m wide to decrease the weed ingress for 5 m without decreasing weed abundance; these grass strips choked the diversity of field margins. The competition between weeds and crop plants was only quasi-evaluated by assessing the density of weed species, which could cause a decrease in yield (Cousens 1985). Therefore, sown grass strips set up on field margins with diverse flora do not favor biodiversity; however, even with high weed abundance, sown grass strips can decrease the weed risk to adjacent fields.

B.7. Conclusions

The sown grass strips did not increase the diversity at the field level but modified the distribution of plants. They limited the plant dispersion from the boundary to the field. Considering species richness and diversity, they reduced the edge-zone width. However, they maintained a high level of abundance compared to the crop field margins. Recently taken out of production, the field margin strips that were sown with grass mix seem to modify the ecological function of margin habitats without increasing plant dispersion into the adjacent fields.

B.8. Acknowledgements

This study was funded by the ANR-STRA-1 08-02 schemes. We would like to thank the farmers of Fenay for allowing us to perform flora surveys on their fields. The authors thank the three anonymous scientific proofreaders of the AJE Company for his help in reviewing the manuscript.

B.9. Références

Cardina, J., Johnson, G.A., & Sparrow, D.H. (1997). The nature and consequence of weed spatial distribution. Weed Science, 45, 364-373.

Cousens, R. (1985). A simple model relating yield loss to weed density. Annals of Applied Biology, 107, 239-252.

Cousens, R., & Mortimer, M. (1995). Dynamics of weed populations. Cambridge University Press.

Critchley, C.N.R., & Fowbert, J.A. (2000). Development of vegetation on set-aside land for up to nine years from a national perspective. Agriculture Ecosystems & Environment, 79, 159-174.

De Cauwer, B., Reheul, D., Nijs, I., & Milbau, A. (2008). Management of newly established field margins on nutrient-rich soil to reduce weed spread and seed rain into adjacent crops. Weed Research, 48, 102-112.

Di Castri, F., Hansen, A.J., & Holland, M.M. (1988). A new look at ecotones : emerging international projects on landscape boundaries. International Union of Biological Sciences.

Dutoit, T., Buisson, E., Gerbaud, E., Roche, P., & Tatoni, T. (2007). The status of transitions between cultivated fields and their boundaries: ecotones, ecoclines or edge effects? Acta Oecologica-International Journal of Ecology, 31, 127-136.

Dutoit, T., E., G., & Ourcival, J.-M. (1999). Field boundary effects on soil seed banks and weed vegetation distribution in an arable field without weed control (Vaucluse, France). Agronomie, 19, 57-590.

Fox, B.J., Taylor, J.E., Fox, M.D., & Williams, C. (1997). Vegetation changes across edges of rainforest remnants. Biological Conservation, 82, 1-13.

Fried, G., Girod, C., Jacquot, M., & Dessaint, F. (2007). répartition de la flore adventice à l'échelle d'un paysage agricole : analyse de la diversité des pleins champs et des bordures. In: afpp (Ed.), Conférence du COLUMA - journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes (pp. 245-254). Dijon: afpp.

Fried, G., Norton, L.R., & Reboud, X. (2008). Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agriculture, Ecosystems & Environment, 128, 68-76.

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., & Reboud, X. (2009). Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biological Conservation, 142, 238-243.

Frochot, B. (1987). Synergism in bird communities : a method to measure edge effect. Acta Oecologica, 8, 253-258.

Frochot, B., & Lobreau, J.P. (1987). Etude quantitative de l'effet de la lisière sur les populations d'oiseaux : définitions et principes méthodologiques. La Terre et la Vie-Revue d'écologie, Suppl. 4, 7-15.

Gardarin, A., Tremoy, M., Bretagnolle, F., & Chauvel, B. (2007). Répartition de la flore adventice à l'échelle d'un paysage : gradient écologique des espèces observées. In: afpp (Ed.), Conférence du COLUMA - journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. Dijon.

Gerbaud, E. (2002). Dynamics of plant communities in disturbed ecosystems : the case of arable weed species in an extensive agricultural context (Parc naturel régional du Luberon, South-Eastern France). Aix-Marseille: Univ. Aix-Marseille I.

Hanf, M. (1982). Les adventices d'Europe. Basf.

Jauzein, P. (1995). Flore des champs cultivés. SOPRA-INRA Ed.

Li, L., He, X., Li, X., Wen, Q., & He, H.S. (2007). Depth of edge influence of the agricultural-forest landscape boundary, Southwestern China. Ecological Research, 22, 774–783.

Marshall, E., Arnold, GM. (1994). Weed seed banks in arable fields under contrasting pesticide regimes. Annals of Applied Biology, 125, 349-360.

Marshall, E.J.P. (1989). Distribution patterns of plants associated with arable field edges. Journal of Applied Ecology, 26, 247-257.

Marshall, E.J.P. (2009). The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. Weed Research, 49, 107-115.

Marshall, E.J.P., & Moonen, C. (1997). Patterns of plant colonisation in extended field margin strips and their implications for nature conservation. In: A. Cooper, & J. Power (Eds.), Species dispersal and land use processes (pp. 221-228). Ulster (UK): Sixth Annual IALE (UK) Conference.

Marshall, E.J.P., & Nowakowski, M. (1995). Successional changes in the flora of a sown field margin strip managed by cutting and herbicide application. Brighton crop protection conference: weeds. Proceedings of an international conference, Brighton, UK, 20-23 November 1995. (pp. 973-978).

Nickerson, D.M., Facey, D.E., & Grossman, G.D. (1989). Estimating Physiological Thresholds with continuous 2-phase regression. Physiological Zoology, 62, 866-887.

Pywell, R.F., Warman, E.A., Hulmes, L., Hulmes, S., Nuttall, P., Sparks, T.H., Critchley, C.N.R., & Sherwood, A. (2006). Effectiveness of new agri-environment schemes in providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. Biological Conservation, 129, 192-206.

Rew, L.J., Froud-Williams, R.J., & Boatman, N.D. (1996). Dispersal of Bromus sterilis and Anthriscus sylvestris seed within arable field margins. Agriculture, Ecosystems and Environment, 59, 107-114.

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 landscapes in Britain? Agriculture Ecosystems & Environment, 91, 73-87.

Smith, H., Feber, R.E., Morecroft, M.D., Taylor, M.E., & Macdonald, D.W. (2010). Short-term successional change does not predict long-term conservation value of managed arable field margins. Biological Conservation, 143, 813-822.

Sutcliffe, O.L., & Kay, Q.O.N. (2000). Changes in the arable flora of central southern England since the 1960s. Biological Conservation, 93, 1-8.

Ting, Z., & Shaolin, P. (2008). Spatial scale types and measurement of edge effects in ecology. Acta Ecologica Sinica, 28, 3322-3333.

Vanpeene-Bruhier, S. (1998). Transformations des paysages et dynamique de la biodiversité végétale. Les écotones, un concept clé pour l'étude des végétations post-culturales. L'exemple de la commune d'Aussois (Savoie). Grenoble: CEMAGREF.

Vickery, J.A., Bradbury, R.B., Henderson, I.G., Eaton, M.A., & Grice, P.V. (2004). The role of agri-environment schemes and farm management practices in reversing the decline of farmland birds in England. Biological Conservation, 119, 19-39.

West, T.M., Marshall, E.J.P., & Arnold, G.M. (1997). Can sown field boundary strips reduce the ingress of aggressive field margin weeds? In: BCPC (Ed.), Weeds (pp. 985-990). Brighton: Brighton Crop Protection Council.

Wilson, P.J., & Aebischer, N.J. (1995). The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge. Journal of Applied Ecology, 32, 295-310.

Zeithaml, J., Pižl, V., & Sklenicka, P. (2009). Earthworm assemblages in an ecotone between forest and arable field and their relations with soil properties. Pesquisa Agropecuaria Brasileira, 44, 922-926.

Figure 1: Location and definitions of zones (boundary, crop edge, field, sown grass strips) and transects segmented into 63 plots on the boundary side and 73 plots on the sown-grass-strip side. Numbers in parentheses are the number of 0.25-m² plots per transect.

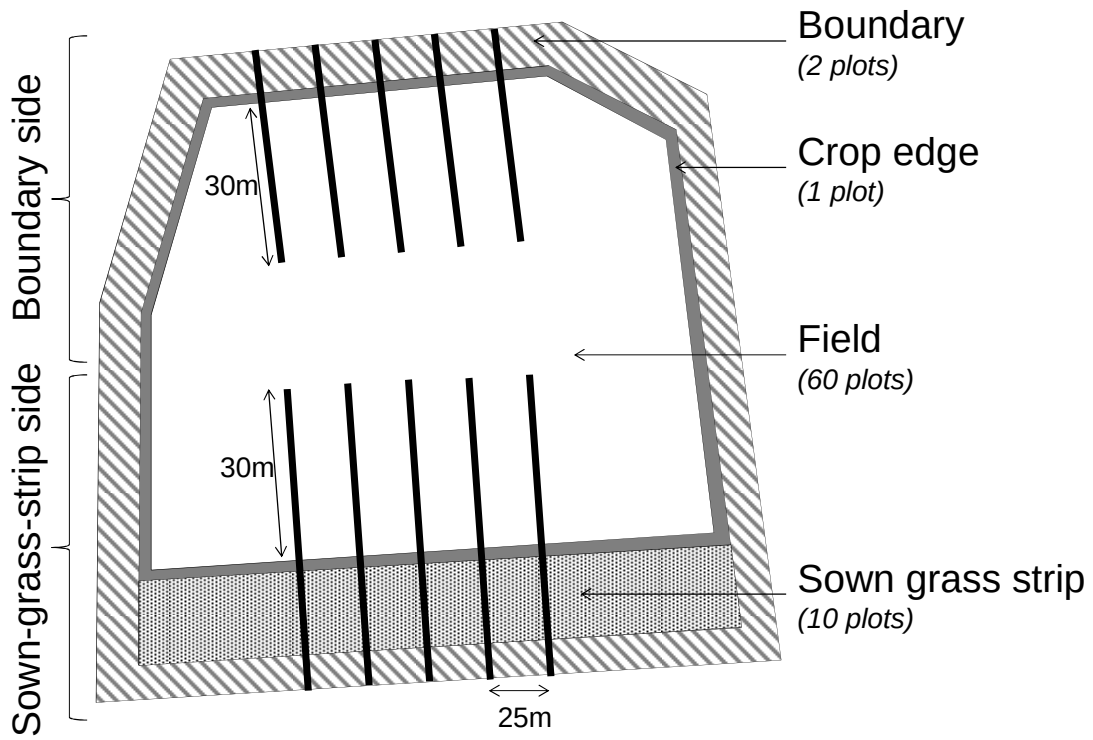


Table 1: Ten most frequent non-sown species sorted in descending order (percentage of occurrence) in each zone (A: annual species; P: perennial species)

Boundary		%	Sown grass strip		%	Crop edge		%	Field core		%
Elytrigia repens	P	58	*Arrhenatherum elatius*	P	74	*Elytrigia repens*	P	36	*Alopecurus myosuroides*	A	61
Arrhenatherum elatius	P	52	*Taraxacum officinale*	P	66	*Alopecurus myosuroides*	A	32	*Fallopia convolvulus*	A	56
Bromus sp.	A	45	*Elytrigia repens*	P	62	*Bromus sp.*	A	30	*Polygonum aviculare*	A	51
Rubus sp.	P	43	*Cirsium arvense*	P	60	*Cirsium arvense*	P	28	*Papaver rhoeas*	A	46
Taraxacum officinale	P	40	*Trifolium repens*	P	58	*Lolium sp.*	P	27	*Sinapis arvensis*	A	42
Dactylis glomerata	P	39	*Bromus sp.*	A	52	*Fallopia convolvulus*	A	20	*Elytrigia repens*	P	41
Veronica persica	A	35	*Poa pratensis*	P	32	*Polygonum aviculare*	A	20	*Cirsium arvense*	P	35
Lolium sp.	P	33	*Daucus carota*	P	30	*Veronica persica*	A	20	*Veronica persica*	P	34
Poa pratensis	P	31	*Glechoma hederacea*	P	30	*Veronica hederifolia*	A	16	*Galium aparine*	P	33
Festuca rubra	P	28	*Picris hieracioides*	P	30	*Galium aparine*	A	13	*Aethusa cynapium*	P	32

Figure 2: Species richness (averaged per field) partition between the four levels of organization of the agricultural landscape. 20-30 m, 10-20 m, 0-10 m were in the field; crop edge (CE); sown grass strip (SGS); boundary (B). Circles above box plots indicate values higher than 1.5 times the box height.

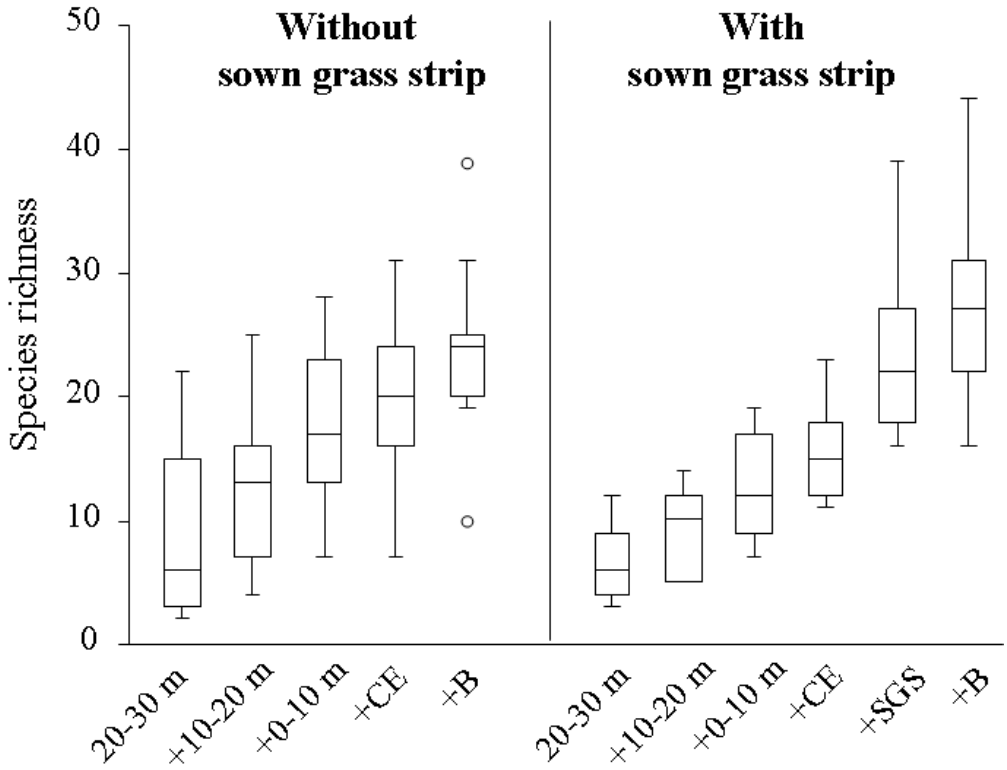


Table 2: Comparison of mean values (standard deviation) of specific richness, diversity (Shannon index) and total abundance per zone (mean value per 1.25-m² sample) according to the presence of a sown grass strip. Comparison with the total data set (10 fields) and with subsets according to crops (5 fields for each one). The sown grass strip effect (†) and crop effect (‡) were tested on the difference between both sides of the same field. *: p-value<0.05, ***: p-value<0.001

	Total		Cereal		Oilseed rape		Test ‡
	Mean (s.d.)	Test †	Mean (s.d.)	Test †	Mean (s.d.)	Test †	
Specific richness							
Boundary		0.24		0.19		0.52	0.60
with	34.3 (8.6)		36.7 (10.3)		32 (7.9)		
without	31.4 (11.7)		31.9 (11.2)		30.9 (13.4)		
Crop edge		*		***		*	0.60
with	18.1 (7.4)		20.6 (9.3)		15.6 (4.6)		
without	29 (12.7)		33.8 (12.6)		24.2 (12)		
Field 0-10 m		*		*		0.06	0.34
with	5.9 (3.6)		7.5 (4.2)		6.2 (4.8)		
without	9.5 (5.6)		12.6 (9.7)		7.8 (6.1)		
Field 10-20 m		0.37		0.83		0.28	0.75
with	4.0 (3.8)		4.6 (3.6)		4.5 (4.6)		
without	4.3 (3.6)		5.9 (4.9)		3.9 (2.5)		
Field 20-30 m		0.38		0.69		0.06	0.91
with	4.6 (5.3)		5.8 (4)		5.7 (6.8)		
without	5.6 (5.8)		8.7 (6.8)		4.8 (4.1)		
Diversity							
Boundary		0.45		0.71		0.39	0.91
with	1.92 (0.36)		2.02 (2.17)		1.82 (1.84)		
without	1.78 (0.3)		1.89 (1.84)		1.67 (1.68)		
Crop edge		*		*		0.39	0.80
with	1.51 (0.47)		1.65 (1.56)		1.38 (1.35)		
without	1.85 (0.32)		2.03 (1.95)		1.67 (1.62)		
Field 0-10 m		0.42		0.14		0.95	0.67
with	0.88 (0.42)		1.02 (0.89)		0.75 (0.66)		
without	1.08 (0.46)		1.27 (1.27)		0.89 (1.07)		
Field 10-20 m		0.84		0.77		0.18	0.29
with	0.57 (0.46)		0.73 (0.6)		0.41 (0.36)		
without	0.66 (0.42)		0.73 (0.48)		0.58 (0.36)		
Field 20-30 m		0.67		0.36		0.06	0.24
with	0.57 (0.5)		0.78 (0.73)		0.36 (0.25)		
without	0.59 (0.52)		0.62 (0.45)		0.56 (0.49)		
Total abundance							
Boundary		0.79		0.64		0.29	0.46
with	291.1 (59.7)		290.6 (50.3)		291.5 (74.1)		
without	316.7 (120.6)		278.1 (95.6)		355.3 (141)		
Crop edge		**		**		*	0.60
with	74.1 (44.6)		78.6 (44.1)		69.6 (49.7)		
without	160.5 (122.8)		198.6 (148.5)		122.4 (90.7)		
Field 0-10 m		*		*		0.77	*
with	18.8 (16.1)		23.7 (16.1)		13.9 (16.3)		
without	28.4 (26.5)		40.7 (31.7)		16 (13.8)		
Field 10-20 m		0.87		0.51		0.79	0.25
with	10 (14.9)		7.7 (6.6)		12.3 (21)		
without	7.6 (8.2)		10.3 (11.2)		5 (2.8)		
Field 20-30 m		0.09		0.13		0.38	0.07
with	15.2 (27.6)		10.7 (10.6)		19.7 (39.4)		
without	14.2 (16)		18.9 (19.6)		9.4 (11.6)		

† T-test, with paired samples (difference between 'with' and 'without')

‡ Kruskal-Wallis test (specific richness) and one-way ANOVA (diversity) with paired samples (difference between 'with' and 'without')

Figure 3: Distribution of the non-sown species richness (α-diversity) in relation to the distance from the crop edge at the field side without (square) and with (circle) a sown grass strip. Species richness is the mean number per 0.25-m² plot surveyed on five transects per field side in ten fields. Striped symbols were located outside the field borders. The first two were located inside the boundary. For calculation of the edge-zone width, the division of the data into two groups (empty versus filled symbols) was moved progressively. Regressions on the two groups were performed, and the division point was the point where the sum of the error sums of squares of the two groups was the smallest, with at least one significant linear regression. Fitted lines are linear regressions on the empty symbols.

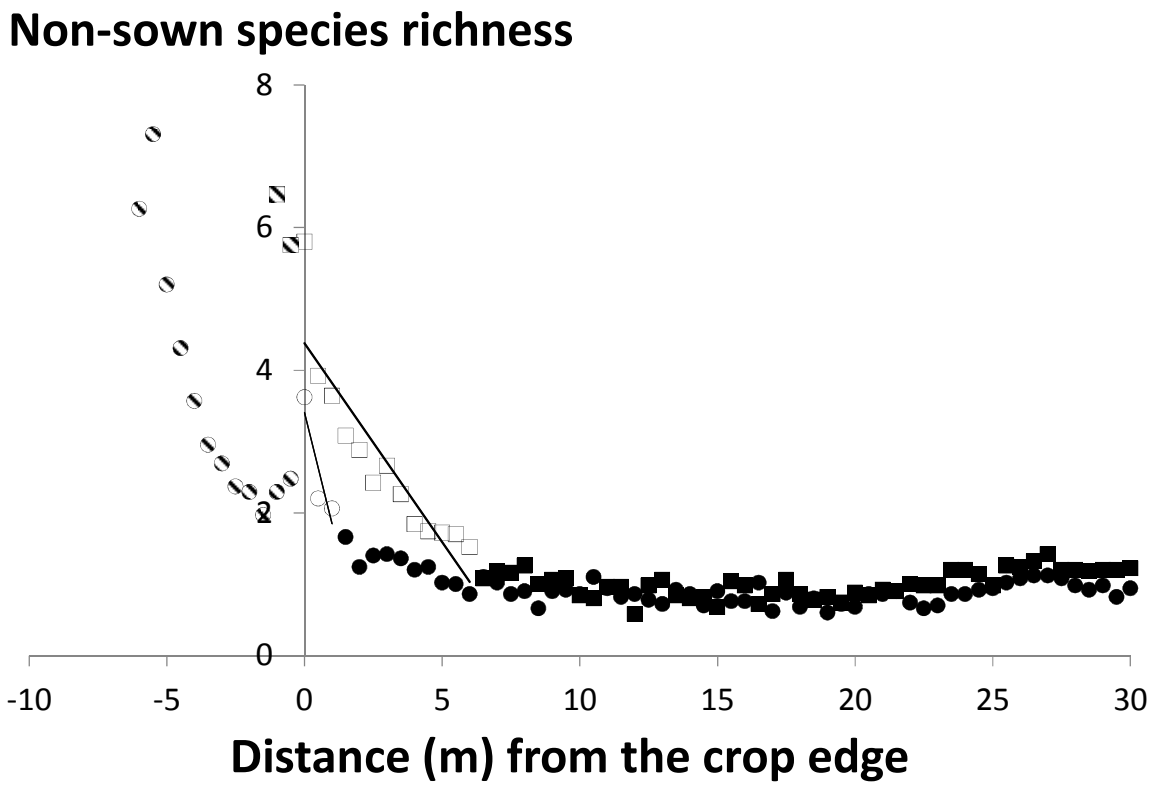


Figure 4: Distribution of the Shannon diversity index in relation to the distance from the crop edge on the field side without (square) and with (circle) a sown grass strip. Diversity index is the mean number per 0.25-m² plot surveyed on five transects per field side in ten fields. Striped symbols were located outside of the field borders. The first two were inside the boundary. For calculation of the edge-zone width, the division of the data into two groups (empty versus filled symbols) was moved progressively. Regressions on both groups were performed, and the division point was the point where the sum of the error sums of squares of the two groups was the smallest, with at least one significant linear regression. Fitted lines are linear regressions on the empty symbols.

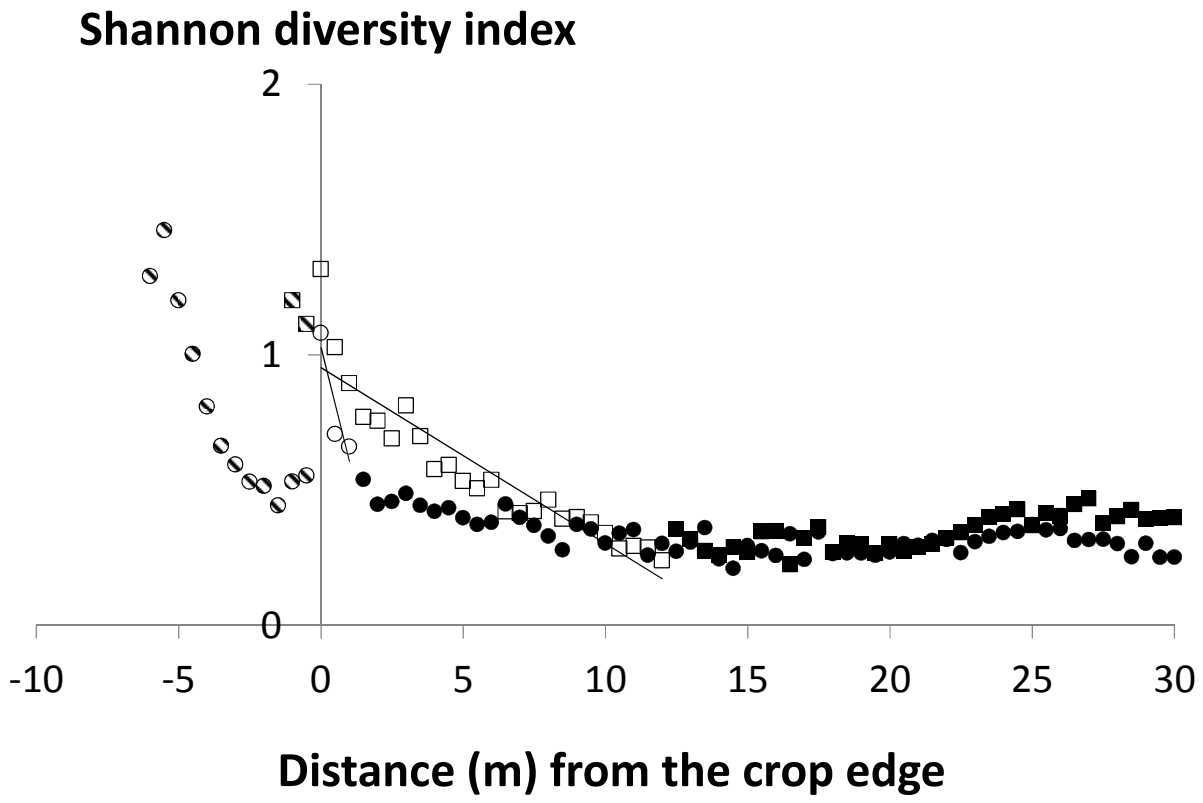


Figure 5: Distribution of the total abundance in relation to the distance from the crop edge on the field side without (square) and with (circle) a sown grass strip. Total abundance is the mean number per 0.25 m² per field side in ten fields. Striped symbols were located outside of the field borders. The first two symbols were inside the boundary. For calculation of the edge-zone width, the division of the data into two groups (empty versus filled symbols) was moved progressively. Regressions on the two groups were performed, and the division point was the point where the sum of the error sums of squares of the two groups was the smallest, with at least one significant linear regression. Fitted lines are linear regressions on the empty symbols.

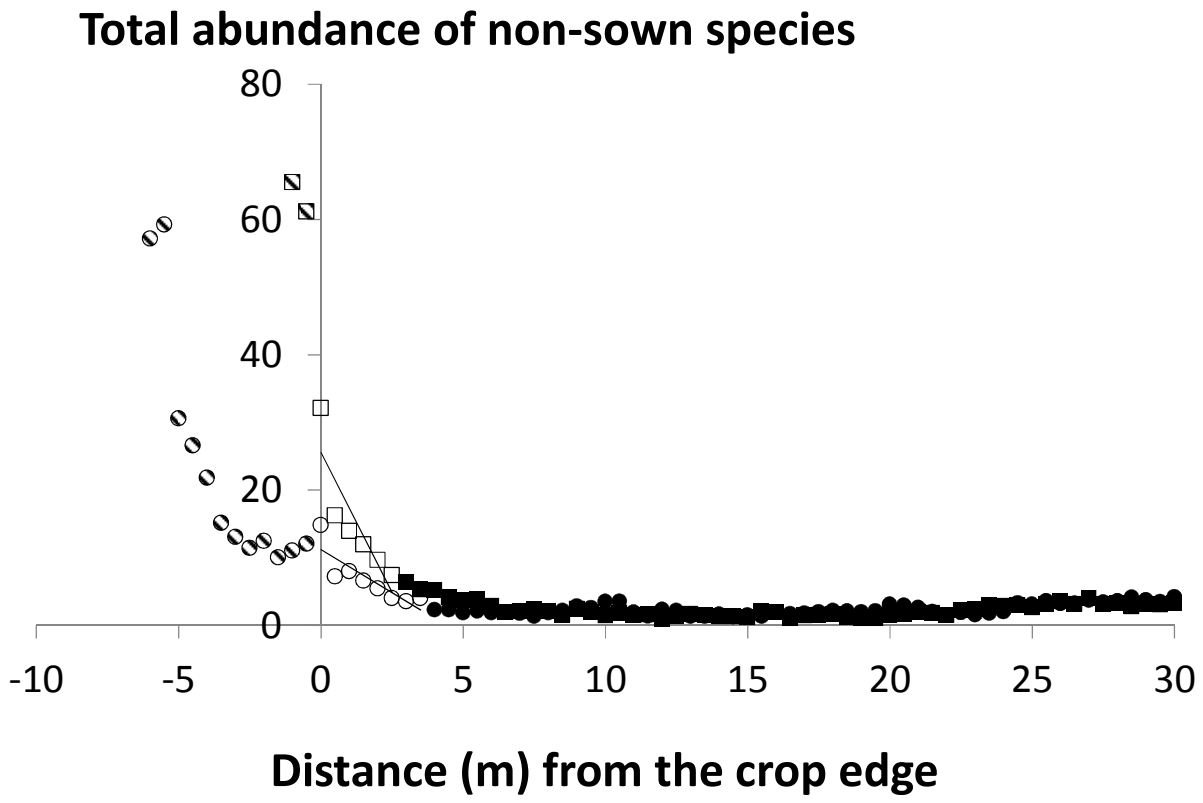


Table 3: Effects of the establishment of a sown grass strip at the field margin on the edge-zone width. Edge-zone width was defined as the distance of the division point of the species richness along the transect (Figure 3, Figure 4 and Figure 5) from the crop edge and calculated with the total species pool (β-diversity, total) or by transect (α-diversity, total). The edge-zone width was then calculated with data subsets corresponding to each crop. R-squared and P-values of the linear regression of plots in the edge-zone (empty symbol in Figure 3, Figure 4 and Figure 5). *: p-value<0.05, ***: p-value<0.001.

	Without sown grass strip				With sown grass strip			
	edge-zone width	line equation	r^2	P	edge-zone width	line equation	r^2	P
β-diversity	4.5		0.85	***	2.5		0.97	***
α-diversity	6.5	y=-0.6x+4.38	0.82	***	1.5	y=-1.6x+3.41	0.90	***
Diversity	12	y=-0.007x+0.95	0.53	*	1	y=-0.42x+1.03	0.83	***
Total abundance	2.5	y=-8.29x+25.58	0.77	***	3.5	y=-2.54x+11.17	0.73	***

C. ARTICLE 6

VEGETATION CHANGES INDUCED BY THE ESTABLISHMENT OF SOWN GRASS STRIPS.

Cordeau S., Petit S., Reboud X. and Chauvel B.

En voie de soumission. Revue visée : *Journal of Applied ecology*

Vegetation changes induced by the establishment of sown grass strips

Stéphane Cordeau, Sandrine Petit, Xavier Reboud, Bruno Chauvel*

INRA, UMR1210, Biologie et Gestion des Adventices, F-21000 Dijon, France

*Corresponding author: Bruno CHAUVEL

INRA, UMR1210, Biologie et Gestion des Adventices, 17 rue sully, BP 86510, F-21065 Dijon cedex, France

Tel: +33 3 80 69 30 39 - Fax: +33 3 80 69 32 62 – E-mail address: chauvel@dijon.inra.fr

C.1. Abstract:

The establishment of 5-m wide sown grass strips was evaluated to identify their impacts on the assemblage of weed species in adjacent habitats (boundary and field) and on the patterns of weed species distribution. Flora surveys were performed with continuous transects from the boundary to the field core and located at the opposite sides of the same field (*i.e.*, with and without a sown grass strip). The results showed that the presence of sown grass strips affected the assemblage of the weed in the boundaries as well as in the crop edges and field margins. Even with a high field-to-field variability, the sown grass strip effect always significantly explained the weed species assemblage in boundaries (23.6 %), crop edges (28.4 %), field margins (8.1 %) but was mainly non-significant for field cores. The establishment of sown grass strips eliminated the flora transition between boundary and field. Beyond 1m into the field, plots adjacent to the sown grass strip showed the same weed assemblage as in the field core, whereas without a sown grass strip the field margin communities were different within the first five metres. Finally, the presence of sown grass strips modified the patterns of non-sown species distribution. Sown grass strips enlarged the habitat of boundary species (*Plantago lanceolata, Arrhenatherum elatius, Carex* sp.) and limited the spread of species into the field (*e.g.*, *Elytrigia repens*) more than it enhanced it, certain species were even favoured (*e.g.*, *Cirsium arvense, Bromus* sp.). Finally, they acted as a buffer zone for arable species (*Alopecurus myosuroides, Viola tricolor, Capsella bursa-pastoris*), not allowing them to extend their habitat from the fields to the boundaries. With short-term consideration, even if the establishment of sown grass strips set arable surfaces aside, they seemed to be an opportunity to enlarge the habitat for many plant species and to decrease weed risk.

C.2. Keywords:

weed species, distribution patterns, field margin, clustering, seriation, buffer strip, transect, species assemblage

C.3. Introduction

The arable landscape was commonly divided into different habitats. These habitats had previously been defined (Greaves and Marshall, 1987). The boundary is located out of the field limits, including a large range of landscape elements (*e.g.*, herbaceous boundaries, hedges, ditches). The crop field margin strip is a cultivated or perennial strip established in the field with grasses or/and wildflower mixes or remains sterile (*i.e.*, with an unsprayed crop or spontaneous species). Between the boundary and the first crop sowing row, the disturbed sterile strip is the headland and could be generalized to the crop edge. Concerning the field, many studies separate the field margin (first metre of the crop) from the field core because the field margin could interact with boundary habitats. Each compartment could harbour different species and play many roles for them (Marshall and Moonen, 2002; Petit *et al.*, 2010).

Fields are devoted to crop production and weed management aims to limit the high level of weed competition on crops. However, even if farming practices in fields could impact plant diversity in field boundaries (de Snoo and van der Poll, 1999), they provided an important network in the landscape, which created refuges for weed species. In addition, weeds could support a larger diversity (Marshall *et al.*, 2003).

Consequently, in order to maintain high levels of diversity in agricultural landscapes and to limit the environmental impact of farming practices, many agri-environment schemes focused on field margins were set up through Europe. In France, sown grass strips were established on the first five metres of the field margins as a buffer strip in order to reduce pesticide drifts and soil erosion. In these strips, both sown and non-sown species are only managed by mowing. In France, farmers manage their sown grass strips in order to maintain their environmental functions, but also with the aim of limiting weed infestation. Farmers were afraid that they were going to increase the weed risk by establishing 5-m wide unsprayed strips at the edge of their fields whose potentially negative effects had already been demonstrated for other communities (Humbert *et al.*, 2006).

Field margins and crop edges have been identified as harbouring a higher plant diversity than the field cores (*e.g.*, (Fried et al., 2009)). Moreover, the boundaries (grassy boundaries, hedges, ditches, road verges) have often been considered as a haven for arable weed and grassland species (Smart et al., 2002) or for boundary species which could disperse into the first few metres of the field (Marshall, 1989; Wilson and Aebischer, 1995). Consequently, the boundaries and field margins are often perceived by landowners as a source of crop infestation (Marshall and Smith, 1987; Mante and Gerowitt, 2009) and the management they receive is dictated by the perception farmers have of them.

The distribution of weeds on arable land is spatially heterogeneous (Marshall, 1988; Rew *et al.*, 1996a; Dieleman and Mortensen, 1999) and distribution patterns vary a lot between species. Some species are limited to the herbaceous boundary (*e.g.*, grassland species like *Dactylis glomerata*), whereas arable weeds are clearly restricted to the field core (*e.g.*, *Viola arvensis*). In the case of sown edges, sown species may disperse in the first few metres of the crop (Marshall and Moonen, 1997) but could be easily controlled with regular tillage.

Numerous studies measure the edge effect in terms of biodiversity, focusing on competitive species (Rew et al., 1996b), rare arable species (Dutoit et al., 1999) or forbs (Wilson and Aebischer, 1995) or considering the overall community (Dutoit *et al.*, 2007; Marshall, 2009). Assemblages of plant communities varied in fields (Fried et al., 2008), field edges (Le Coeur et al., 1997) and sown grass strips. The evaluation of the impact of the establishment of a new habitat in the landscape is necessary to measure the potential modification of the plant communities.

This work aimed at evaluating the impact of the establishment of a 5-m wide grass strip in the field margin on the plant communities of transition between boundaries and fields. Flora surveys carried out with continuous transects from the herbaceous boundary to the field centre allowed to accurately identify the changes due to the introduction of a sown grass strip, both in terms of plant assemblage and distribution patterns of biological traits of spontaneous species.

We hypothesized that:

H1: Sown grass strips impacted the assemblage of species in adjacent boundaries as well as in crop edges and field margins. However it did not impact the field core communities.

H2.1 (Figure 1): The sown grass strips enlarged the habitat of boundary species, maintained the species growing in the previous field margin and, consequently, enhanced crop infestation.

H2.2 (Figure 1): The sown grass strips acted as a filter limiting the spread of boundary species and did not enhance the crop infestation as they decreased the occurrence of arable and field margin species.

C.4. Materials and Methods

C.4.1. Vegetation data

Flora surveys were performed in 10 fields, among which five were cropped with winter cereals and five with oilseed rape. The fields were located in a study area in the Côte d'Or department (Eastern France 5° 03' E, 47° 13'N). The effect of the establishment of sown grass strips was assessed with ten transects located at the two opposite sides of the same field (Figure 2) to avoid effects of cropping system and soil tillage orientation. Five transects were laid out perpendicularly from the boundary to the centre of the cultivated areas and spaced 25m apart to ensure they were spatially independent (Dutoit et al., 1999). Each transect comprised 0.25-m² plots located continuously across the different compartments. Each of the transects located at the sown-grass-strip side (SGS-side) comprised two plots in the boundary (n° 1 and 2), 10 plots in the sown grass strip (n°3 to 12), one in the crop edge (n° 13) and 60 in the first 30 m of the field (n°14 to 73). At the boundary side (B-side, *i.e.*, without a sown grass strip), the transect comprised 63 plots.

The presence and number of individuals of spontaneous species were recorded in each plot. Crop volunteers (N=2) were removed from the dataset because their occurrence was strongly explained by the preceding crops.

Moreover, species found fewer than four times were removed from the dataset (N=26 species). Our nomenclature followed (Jauzein, 1995).

Changes in species distribution along the transects were explored adopting a trait-based approach with the life history strategies based on the CSR model (Grime, 1979). Data were extracted from the BiolFlor data base (Klotz et al., 2002) and synthesized as the frequency of individuals of each strategy class. Chi-square tests were performed on the distribution of proportions of individuals in each class to compare the plots located at the same distance from the boundary at both sides.

C.4.2. Data analysis

The dataset was divided into five sub-datasets according to compartments: boundary, crop edge, field 0-10m, field 10-20m, field 20-30m. After establishing that detrended correspondence analysis gradient length was higher than 2 S.D.-units (Legendre and Legendre, 1998), Canonical Correspondence Analysis (CCA) confirmed that the flora variability was higher between fields than between transects and than between plots in all compartments (Table 1).

After establishing that detrended correspondence analysis gradient length in each field was higher than 2 S.D.-units (Legendre and Legendre, 1998), 50 CCAs (*i.e.*, 1 CCA per field and per compartment) were performed to quantify the gross effect (GE) and net effect (NE) of the side on the weed assemblage. The net “side” effect was tested with partial CCA (pCCA) after partitioning out the “plot location” effect used as a covariate. Gross effect (CCA) and net effect (pCCA) were calculated as the ratio of a particular eigenvalue to the sum of all eigenvalues (total inertia). CCAs and pCCAs were performed using ‘R’ Software (R Development Core Team, 2009), as implemented in the Vegan package (Oksanen et al., 2010). Significances were tested by 1000 permutation tests.

To quantify the similarity between plots, a matrix of Bray-Curtis distances (*i.e.*, taking into account presence/absence and abundance of species) was built with the software Past version 2.02 (Hammer et al., 2001).

Seriation was performed to show the impact of sown grass strips on the patterns of non-sown species distribution. The seriation attempted to reorganize the plot/species matrix to concentrate the presences along the diagonal. The seriation was confined to only reorganizing species (*i.e.*, rows). A Monte Carlo simulation tested differences between the final matrix and 30 random ones. The seriation matrix being based on presence/absence, the average abundance of species was drawn with a grey gradient.

C.5. Results

A total of 101 different spontaneous species (non sown) were identified (γ-diversity). At the boundary and sown-grass-strip sides respectively, 70 and 67 species were observed in boundaries, 60 and 44 in crop edges, 60 and 28 in 0-10m field margins, 36 and 28 in 10-20m fields, 37 and 27 in 20-30m fields. The sown grass strip harboured 69 spontaneous species.

C.5.1. Impact on the weed assemblage of weeds in adjacent habitats

The presence of sown grass strips significantly explained 23.6 % and 28.4 % of the flora variability between surveys in the boundary and crop edge respectively (Table 2). The side effect was significant for the ten field surveyed. Even if it was highly significant, the side effect decreased in the field margin (*i.e.*, first 10 metres). In addition, in the field core area (*i.e.*, 10 to 20 m and 20 to 30 m from the crop edge) the side effect was less important and became insignificant for 5 and 6 fields over the 10 fields in the 10-20 m and 20-30 m field compartments respectively.

The communities in boundaries not adjacent to a sown grass strip were more diverse (DCA ecological gradient = 6.2 S.D. units) than in boundaries adjacent to a sown grass strip (3.7 S.D. units). Boundaries harboured the same species, except for species well adapted to wet conditions (*e.g.*, *Carex* sp.*, Cruciata laevipes, Galium mollugo, Urtica dioica*), grassland species (*e.g.*, *Salvia pratensis, Dactylis glomerata*) and grassy species sown in adjacent sown grass strips (*e.g.*, *Festuca rubra, Festuca pratensis)*, which only occurred in boundaries protected by sown grass strips. Only a few arable species were observed in the boundaries not adjacent to a sown grass strip (*e.g.*, *Papaver rhoeas, Polygonum aviculare*).

The first and second axes of the DCA (Figure 3) summed up 59.3 and 23.4 % of the flora variability. Across the sown grass strip, the species assemblage was gradually dissimilar. Indeed, Figure 3 showed that the species assemblage gradually changed from plot n° 3 (adjacent to boundary) to plot n°7 (in the middle of the sown grass strip). The species assemblages in plots n°8 to 12 were similar. Figure 3 showed that the presence of sown grass strips affected the assemblage of weeds in crop edges and field margins. Firstly, the gap between the two boundary plots and the crop edge plot was larger at the SGS-side than at the B-side. The transition in the weed assemblage at the SGS-side was sharp. Indeed, the crop edge harboured boundary species spreading from the sown grass strips (*e.g.*, *Ranunculus repens, Dactylis glomerata, Trifolium repens*), inducing the gap between plots n°12, 13 and 14. Secondly, even if the species assemblage gradually changed across the field margin on either side, the species assemblage was dissimilar in the field margin according to sides. The field cores harboured the same weed assemblages composed by arable species (*Alopecurus myosuroides, Viola tricolor, Capsella bursa-pastoris*).

Bray-curtis similarities between plots firstly showed that without sown grass strips, the boundary plots were similar to the crop edge plots (50 %) and to the first 3 metres in the field margin plots (35 %). The plots in the field core were dissimilar to the others (<15 %). Secondly, at the SGS-side, even if the plots of the sown grass strips

were similar to those located in the adjacent boundaries (>40 %), the field margin compartment disappeared. In effect, the sown grass strips and their adjacent crop edges harboured quite dissimilar communities (<25 %). The first next plot in the field harboured even more dissimilar communities (<15 %). Beyond, along the transect, the communities were similar to those of the field core (>45 %). Thirdly, at both sides, plots located in the tractor wheel tracks, which harboured species adapted to soil compaction (*e.g., Equisetum arvense*) and often showed lower richness and abundance, were dissimilar (35 %) to the field core plots. Finally, the boundary communities on both sides were dissimilar to each other (25 %).

C.5.2. Patterns of plant distribution

The Figure 4 showed that the different compartments harboured species with different C-S-R strategies. The proportion of the different strategies was strongly influenced by the sown grass strip. In boundaries adjacent to sown grass strips (Figure 4), competitor species were dominant while (Figure 4) on the other side, different strategies coexisted. Results suggested that species in sown grass strips showed large ability to compete or tolerate stress. Then ruderal species were gradually eliminated in the sown grass strips and disappeared in the adjacent field margin. The sown grass strips significantly impacted the distribution of the proportion of plants in the CSR classes, except for certain plots located in the tractor wheel tracks (about 16 m from the boundary). Indeed, in these plots, two species, *Cirsium arvense* and *Elytrigia repens*, were observed at both sides. (Figure 5)

The patterns of spontaneous species distribution were shown in Figure 5. The species were not randomly distributed across plots (Monte carlo test, Z score=-8.62, p(random)<0.0001) and six overall patterns of species can be distinguished.

- **Species observed only at the sown-grass-strip side**

This group consisted of grassland species (*e.g.*, *Festuca pratensis, Vicia sativa, Trifolium pratense),* ruderal species (*e.g.*, *Artemisia vulgaris, Conyza sumatrensis, Linaria vulgaris*) and species well adapted to wet areas (*e.g.*, *Eupatorium cannabinum, Calystegia sepium*). It can be observed that the previous habitat of these species (*i.e.*, adjacent boundary) was potentially enlarged by a 5-m width with the establishment of sown grass strips.

- **Boundary species extending their habitats**

This group consisted mostly of perennial species that were observed only at the SGS-side, but never in the sown grass strip with hemicryptophyte species (*e.g.*, *Arrhenatherum elatius, Senecio jacobaea, Plantago major, Plantago lanceolata, Cirsium vulgare*), species well adapted to wet areas (*e.g.*, *Cruciata laevipes, Ranunculus repens*) and grassland species (*e.g.*, *Salvia pratensis*). These species occurred in both boundaries and enlarged their habitats at the SGS-side. Their abundance often increased in boundaries and they consequently spread from the boundaries to the sown grass strips, but did not spread into the field. The abundance of *Arrhenatherum elatius,* for example, was enhanced in boundaries (+3.2 individuals/0.25-m²) and disfavoured in the crop edges (-3 individuals/0.25-m²).

- **Species increasing their occurrence in the field**

This group consisted mostly of perennial species (*e.g.*, *Elytrigia repens*, *Cirsium arvense*) and arable therophyte species (*e.g.*, *Bromus* sp., *Veronica hederifolia, Myosotis arvensis, Veronica persica*). The sown grass strips enhanced their presence in the field. The presence of a sown grass strip increased the abundance of *Cirsium arvense* in the boundaries (+0.5 individuals/0.25-m²), and in the crop edges (+2.4 individuals/0.25-m²). In the case of *Elytrigia repens,* this grass seemed to be favoured in no-tilled habitats, but its abundance decreased by 9.2 individuals/0.25-m² and 2.4 individuals/0.25-m² in the crop edges and field margins respectively.

- **Arable species: species mostly present in the tilled area**

This group consisted mostly of therophyte arable species (*e.g.*, *Alopecurus myosuroides, Polygonum aviculare* in cereals and *Sinapis arvensis, Capsella bursa-pastoris* in oilseed rape). The sown grass strips did not modified their distribution patterns in fields. However, at the B-side, they spread from the field to the boundary, whereas at the SGS-side they were only located in the disturbed zone (*i.e.*, crop edge, field margin and field core).

- **Species whose occurrence decreased in the field**

Most of them were annual species (*e.g.*, *Anagallis arvensis, Aethusa cynapium, Sonchus asper, Viola arvensis*) or grasses (*e.g.*, *Dactylis glomerata*, *Lolium* sp.). Among these species, many were ruderals (Figure 4) and were not adapted to life conditions in sown grass strips. Consequently, their occurrence decreased in the field. Secondly, they were CSR or CR species (Figure 4) and had often been observed in sown grass strips, but the sown grass strips acted as a filter for many of them.

- **Species observed only at the boundary side**

Among these species, a lot of perennial species (*Pastinaca sativa, Fragaria vesca, Galactites elegans*) never occurred in the boundaries adjacent to the sown grass strips. These three species seemed less adapted to shade or moist life conditions. Indeed, Ellenberg light value was 8, 7 and 9 and Ellenberg humidity value was 3, 5 and 2 for *Pastinaca sativa, Fragaria vesca* and *Galactites elegans* respectively.

C.6. Discussion

Our goal was to assess the flora changes (*i.e.*, changes in the plant communities, weed ingress and patterns of plant distribution) induced by the establishment of a sown grass strip with surveys performed on both sides of the same field, with and without a sown grass strip.

C.6.1. Which adjacent habitats were impacted by the presence of sown grass strips (H1)?

In this study, the boundaries that were not adjacent to a sown grass strip harboured a large variability of plant species. Indeed, the immediate surrounding context of these boundaries was highly variable (*e.g.*, road, grassy way, woodland, etc.), which explained the high level of flora variability (Gabriel et al., 2005). In contrast, boundaries adjacent to the sown grass strips harboured a less diverse flora and contained species adapted to wet areas (*e.g.*, *Cruciata laevipes, Galium mollugo*) or grassland species (*e.g.*, *Festuca pratensis*), the latter being sown in the adjacent sown grass strips.

In the sown grass strip, plots n°3, 4, 5 and 6 seemed to account for a transition between the boundary and the field. The flora changed gradually without characteristic species of this transition. However, the R species were replaced by C and CSR species. The colonization of species from the boundary to the sown grass strip will certainly increase with the age of the sown grass strip. However, the surveyed sown grass strips were rather young (2 to 4 years) to investigate this hypothesis.

This study showed that the assemblage of weed species in field margins adjacent to sown grass strips gradually changed plot by plot, which led to a sharp dissimilarity between flora communities of fields and boundaries. Indeed, we noted that many species disappeared in the sown grass strips, thus were not observed in the field. On both sides of the field (with or without a sown grass strip) semi-natural habitats (*i.e.*, boundary and sown grass strip) modified the communities of the crop edges (Figure 2). However, the species of these assemblages were different.

Consequently, the side effect explained 28.4 % of the flora in the crop edges and 8.1 % of the flora in the field margins. However, the side effect was less often significant on the flora in the cores of the fields. These results are consistent with previous studies (*e.g.* Marshall, 2009). The similarities between plots based on Bray-Curtis index allowed us to measure that, without sown grass strips, the flora of the first five metres of the field was similar to the boundary flora (35 %). However, with a sown grass strip, the crop edge was dissimilar to the boundary (<25 %) and harboured species commonly observed in the field.

The field-to-field variability of the flora was high (*i.e.*, explaining from 17.2 to 29.1 % of the overall flora variability), as showed by Marshall (2009). It was partly due to differences between crops (winter cereals *versus* oilseed rape) and also to differences in the weed density in the fields. Thus, these results showed that it was important to compare both situations with and without a sown grass strip in the same field. Nevertheless, the sown grass strip effect was indeed very difficult to observe where the weed species were not abundant. Furthermore, the

comparison of both sides of a field did not always differentiate the effect of the sown grass strip from the effect due to the flora heterogeneity in the field. Indeed, we showed that the transect location explained from 2.7 to 4.3 % of the overall flora variability. The weed species were unevenly distributed and, consequently, the weed community was not expected to be homogeneous within a field. Moreover, weed patches are reported to be stable under herbicide treatment conditions (Barroso et al., 2004). Thus, some species were encountered mostly at the SGS-side while they were absent from this habitat (*e.g.*, *Polygonum lapathifolium, Myosotis arvensis, Atriplex patula*). Thus, their presence cannot be explained by the presence of the sown grass strip, but by the heterogeneity of the flora in the field (Izquierdo et al., 2009) instead.

C.6.2. Did the sown grass strips impact the patterns of species distribution (H2.1, 2.2)?

Three main distribution patterns were previously identified by (Marshall, 1985): (i) species located in the field being able to exploit disturbed zones in the boundary; (ii) species located only in the boundary; and (iii) species harboured by the boundary and spreading from them to the field margin. These overall patterns were also observed in our study. However, the distribution patterns for many species changed.

Our surveys along the transect from the boundary to the core of the field allowed us to show that, without a sown grass strip between these two habitats, certain species dispersed in both directions. Indeed, certain boundary species dispersed to the field and arable species also dispersed to the boundary. This result confirms all of our hypotheses (Figure 1).

The results showed that the sown grass strip acted as a buffer zone for many species, reducing their spread in both directions (H2.2). The boundaries lost their role of refuge for arable annual species (H2.1 white arrows in Figure 1, are not validated). Ruderal annual species (*Papaver rhoeas*, *Viola arvensis, Torilis arvensis*) and even competitive annual species (*e.g.*, *Galium aparine)* could not survive in this habitat because of the competition induced by sown species and because of the disturbance induced by repeated mowing operations. Thus, sowing a 5-m-wide grass strip in a field margin with a high level of weed species induced the suppressing of plant diversity. However, with a long-term consideration, boundary species could colonize the entire width of the sown grass strip. Thus, the older sown grass strips could then be regarded as widened field margins (H2.1). Although not all the species were affected by the presence of the sown grass strip (*e.g.*, generalist or CSR species that tolerate larger environmental conditions), the addition of a sown grass strip enlarged the habitat of boundary species by 5 metres. Even if certains species dispersed into the first few metres of the field (*Trifolium repens, Festuca rubra, Ranunculus repens*) they did not pose a real threat for farmers and could be easily managed (Marshall and Moonen, 1997).

Plant species have several modes of primary dispersal and other factors cause a secondary dispersion. In this study, the comparison of the two opposite sides of a field eliminated the seed dispersal by the soil tillage equipment (Howard *et al.*, 1991; Roger-Estrade *et al.*, 2001). The non-tillage and the mowing in the sown grass strip tended to favour species that can spread by roots located on the soil surface (*e.g.*, *Ranunculus repens,*

Potentilla reptans) or in the ground (*e.g.*, *Cirsium arvense*). But even if the sown grass strips were composed by many *Asteraceae* species that disperse by wind (*e.g.*, *Picris hieracioides, Taraxacum officinale*), these species are little adapted to disturbances occurring in fields (validating H2.2).

The sown grass strip also modified the abundance of many species along the transect. Even if some species showed high abundance within the sown grass strip, their presence in the field was not enhanced by the sown grass strip (*e.g.*, *Elytrigia repens, Bromus sterilis*). However, the most alarming example (validating H2.1) was *Cirsium arvense,* increasing both in frequency (+32 %) and abundance (+2.4 individuals/0.25m²).

The presence of a sown grass strip seemed to reduce the dispersal of species into the field because it was established in the field margin, exactly where the flora transition between the boundary and field commonly occurred. The sown grass strip acted as a filter for annual species because the undisturbed soil disfavoured ruderal species (R strategy) and favoured competitive species (C strategy). It seemed that crop strips less intensively managed as conservation headlands in England are more suited for maintaining or promoting plant biodiversity. (West et al., 1997) indicated that wildflower sown mixes were as effective for suppressing weed species as sown grass species whereas (Smith et al., 1994) showed conflicting results.

C.7. Conclusion

Our goal was to show vegetation changes induced by the establishment of sown grass strips. The results showed that the sown grass strips eliminated the role of refuge played by the boundary by protecting them from the spreading of arable species. Moreover, they limited the spread of many boundary species into the field. However, the establishment of a 5-m-wide strip at places of transitions between boundary and field modified the patterns of plant species distribution.

C.8. Acknowledgements

This study was funded by the ANR-STRA-1 08-02 schemes. We would like to thank the farmers of the study area for allowing us to perform flora surveys in their fields. The authors thank Jean-Luc Demizieux for his help in reviewing the manuscript.

C.9. Références

Barroso, J., Fernàndez-Quintanilla, C., Ruiz, D., Hernaiz, P., Rew, L., 2004. Spatial stability of Avena sterilis ssp. ludoviciana populations under annual applications of low rates of imazamethabenz. Weed Research 44, 178-186.

Bayer, 1992. Important Crops of the World and Their Weeds. Bayer, A.G. (Ed.), Leverkusen.

de Snoo, G.R., van der Poll, R.J., 1999. Effect of herbicide drift on adjacent boundary vegetation. Agriculture Ecosystems & Environment 73, 1-6.

Dieleman, Mortensen, 1999. Characterizing the spatial pattern of Abutilon theophrasti seedling patches. Weed Research 39, 455-467.

Dutoit, T., Buisson, E., Gerbaud, E., Roche, P., Tatoni, T., 2007. The status of transitions between cultivated fields and their boundaries: ecotones, ecoclines or edge effects? Acta Oecologica-International Journal of Ecology 31, 127-136.

Dutoit, T., Gerbaud, E., Ourcival, J.M., 1999. Field boundary effects on soil seed banks and weed vegetation distribution in an arable field without weed control (Vaucluse, France). Agronomie 19, 579-590.

Fried, G., Norton, L.R., Reboud, X., 2008. Environmental and management factors determining weed species composition and diversity in France. Agriculture, Ecosystems & Environment 128, 68-76.

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., Reboud, X., 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biological Conservation 142, 238-243.

Gabriel, D., Thies, C., Tscharntke, T., 2005. Local diversity of arable weeds increases with landscape complexity. Perspect. Plant Ecol. Evol. Syst. 7, 85-93.

Grime, J.P., 1979. Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons, New York, USA.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica 4, 1-9.

Howard, C.L., Mortimer, A.M., Gould, P., Putwain, P.D., 1991. The dispersal of weeds: seed movement in arable agriculture. Brighton crop protection conference: weeds. Brighton crop protection council, pp. 821-828.

Humbert, J.-Y., Beerli, C., Jacot, K., 2006. Effets des ourlets semés sur les campagnols et les taupes. Revue suisse d'Agriculture 38 285-290, .

Izquierdo, J., Blanco-Moreno, J.M., Chamorro, L., Gonzalez-Andujar, J.L., Sans, F.X., 2009. Spatial distribution of weed diversity within a cereal field. Agron. Sustain. Dev. 29, 491-496.

Jauzein, P., 1995. Flore des champs cultivés. SOPRA-INRA Ed.

Klotz, S., Kühn, I., Durka, W., [Hrsg.], 2002. BIOLFLOR - Eine Datenbank zu biologisch-ökologischen Merkmalen der Gefäßpflanzen in Deutschland. Schriftenreihe für Vegetationskunde 38 - Bonn: Bundesamt für Naturschutz.

Le Coeur, D., Baudry, J., Burel, F., 1997. Field margins plant assemblages: variation partitioning between local and landscape factors. Landscape and Urban Planning 37, 57-71.

Legendre, P., Legendre, L., 1998. Numerical Ecology. ed. Elsevier.

Mante, J., Gerowitt, B., 2009. Learning from farmers' needs: Identifying obstacles to the successful implementation of field margin measures in intensive arable regions. Landscape and Urban Planning 93, 229-237.

Marshall, E.J.P., 1985. Weed distributions associated with cereal field edges - some preliminary observations. Aspects of Applied Biology 9, 49-58.

Marshall, E.J.P., 1988. Field-scale estimates of grass weed populations in arable land. Weed Research 28, 191-198.

Marshall, E.J.P., 2009. The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. Weed Research 49, 107-115.

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., Ward, L.K., 2003. The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Research 43, 77-89.

Marshall, E.J.P., Moonen, A.C., 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. Agriculture, Ecosystems & Environment 89, 5-21.

Marshall, E.J.P., Moonen, C., 1997. Patterns of plant colonisation in extended field margin strips and their implications for nature conservation. In: Cooper, A., Power, J. (Eds.), Species dispersal and land use processes. Sixth Annual IALE (UK) Conference, Ulster (UK), pp. 221-228.

Marshall, E.J.P., Smith, B.D., 1987. Field margin flora and fauna: interaction with agriculture. In: Way, J.M., Greig-Smith, P.W. (Eds.), Field Margins. British Crop Protection Council, UK, pp. 23–33.

Marshall, J.P., 1989. Distribution patterns of plants associated with arable field edges. Journal of applied Ecology 26, 247-257.

Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Wagner, H., 2010. Vegan: Community Ecology Package., R package version 1.17-2.

Petit, S., Boursault, A., Le Guilloux, M., Munier-Jolain, N., Reboud, X., 2010. Weeds in agricultural landscapes. A review. Agron. Sustain. Dev., online.

R Development Core Team, 2009. R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.

Rew, L.J., Cussans, G.W., Mugglestone, M.A., Miller, P.C.H., 1996a. A technique for mapping the spatial distribution of Elymus repots, with estimates of the potential reduction in herbicide usage from patch spraying. Weed Research 36, 283-292.

Rew, L.J., Froud-Williams, R.J., Boatman, N.D., 1996b. Dispersal of Bromus sterilis and Anthriscus sylvestris seed within arable field margins. Agriculture, Ecosystems and Environment 59, 107-114.

Roger-Estrade, J., Colbach, N., Leterme, P., Richard, G., Caneill, J., 2001. Modelling vertical and lateral weed seed movements during mouldboard ploughing with a skim-coulter. Soil & Tillage Research 63, 35-49.

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 landscapes in Britain? Agriculture Ecosystems & Environment 91, 73-87.

Smith, H., Feber, R.E., MacDonald, D.W., 1994. The role of the wildflower seed mixtures in field margin restauration. In: Boatman, N.D. (Ed.), field margin : integrating agriculture and conservation. British crop protection council, Warmick, pp. 289-294.

West, T.M., Marshall, E.J.P., Arnold, G.M., 1997. Can sown field boundary strips reduce the ingress of aggressive field margin weeds? In: BCPC (Ed.), Weeds. Brighton Crop Protection Council, Brighton, pp. 985-990.

Wilson, P.J., Aebischer, N.J., 1995. The distribution of dicotyledonous arable weeds in relation to distance from the field edge. Journal of applied Ecology 32, 295-310.

Figure 1 : Assumptions on the impact of the establishment of a sown grass strip on the plant distribution

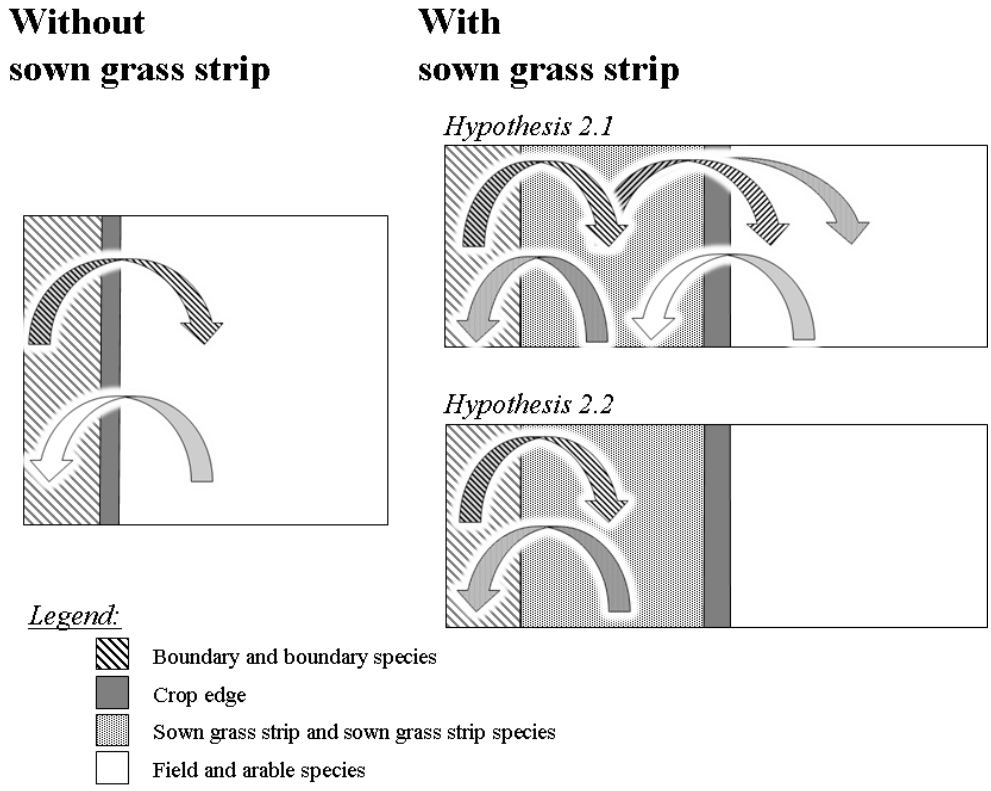


Figure 2 : localization and definition of compartments (boundary, crop edge, field, sown grass strip) and transects segmented into 63 plots at the boundary side and 73 at the sown-grass-strip side. Numbers between brackets are the number of 0.25-m² plots per transect.

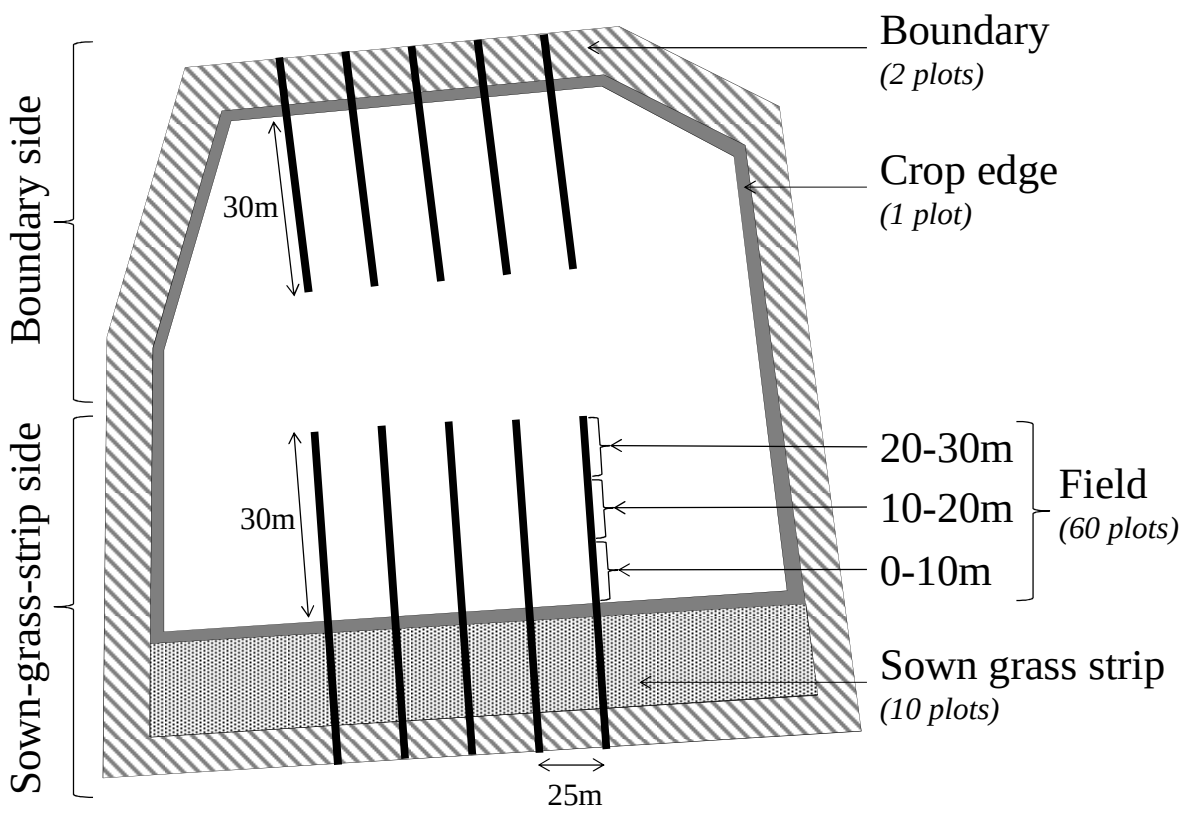


Table 1 : Effects of field, transect and plot location on the weed species assemblages in different habitats.

	Effect	p-value
Boundary		
Field	19.6 %	***
Transect	4.3 %	**
Plot	0.5 %	0.26
Crop edge		
Field	29.1 %	***
Transect	4.3 %	0.99
Plot	-	-
Field 0-10m		
Field	18.5 %	***
Transect	2.5 %	***
Plot	0.6 %	***
Field 10-20m		
Field	17.2 %	***
Transect	2.7 %	***
Plot	0.9 %	***
Field 20-30m		
Field	20.2 %	***
Transect	3.4 %	***
Plot	0.5 %	***

Partial CCAs using one factor with the other two as covariates.
Effect: ratio between a particular eigenvalue and the sum of all eigenvalues
-: Null effect, only one plot per crop edge

Table 2 : Gross and net effect of the presence of sown grass strips (side effect) on weed community composition of each compartment. Figures between brackets indicate the number of fields where P-values associated with permutation tests were * p<0.05, ** p<0.01, *** p<0.001 or n.s.: non-significant.

	Average side effect	Standard deviation	p-value
Boundary			
Gross effect	23.6 %	7.5	*** (7), ** (3)
Net effect	20.1 %	11.3	*** (9), ** (1)
Crop edge			
Gross effect	28.4 %	5.2	** (8), * (2)
Net effect	-	-	-
Field 0-10m			
Gross effect	8.1 %	2.4	*** (10)
Net effect	7.2 %	3.2	*** (10)
Field 10-20m			
Gross effect	5.3 %	1.2	*** (4), ** (1), n.s. (5)
Net effect	5.1 %	1.2	*** (4), ** (1), n.s. (5)
Field 20-30m			
Gross effect	8.7 %	2.3	*** (4), n.s. (6)
Net effect	8.6 %	2.5	*** (4), n.s. (6)

Gross effect: CCA using the “Side” factor.
Net effect: partial CCAs using “Side” factor with “plot location” as covariates.
Gross and net effects: ratio between a particular eigenvalue and the sum of all eigenvalues
-: Null effect, only one plot per crop edge

Figure 3 : Detrended Correspondence Analysis (DCA) with averaged plots protected (filled symbols) or not (empty symbols) by 5-m wide sown grass strips (crosses). Plots number=plot location from the boundary to the field core. Species codes refer to Bayer Codes (Bayer, 1992).

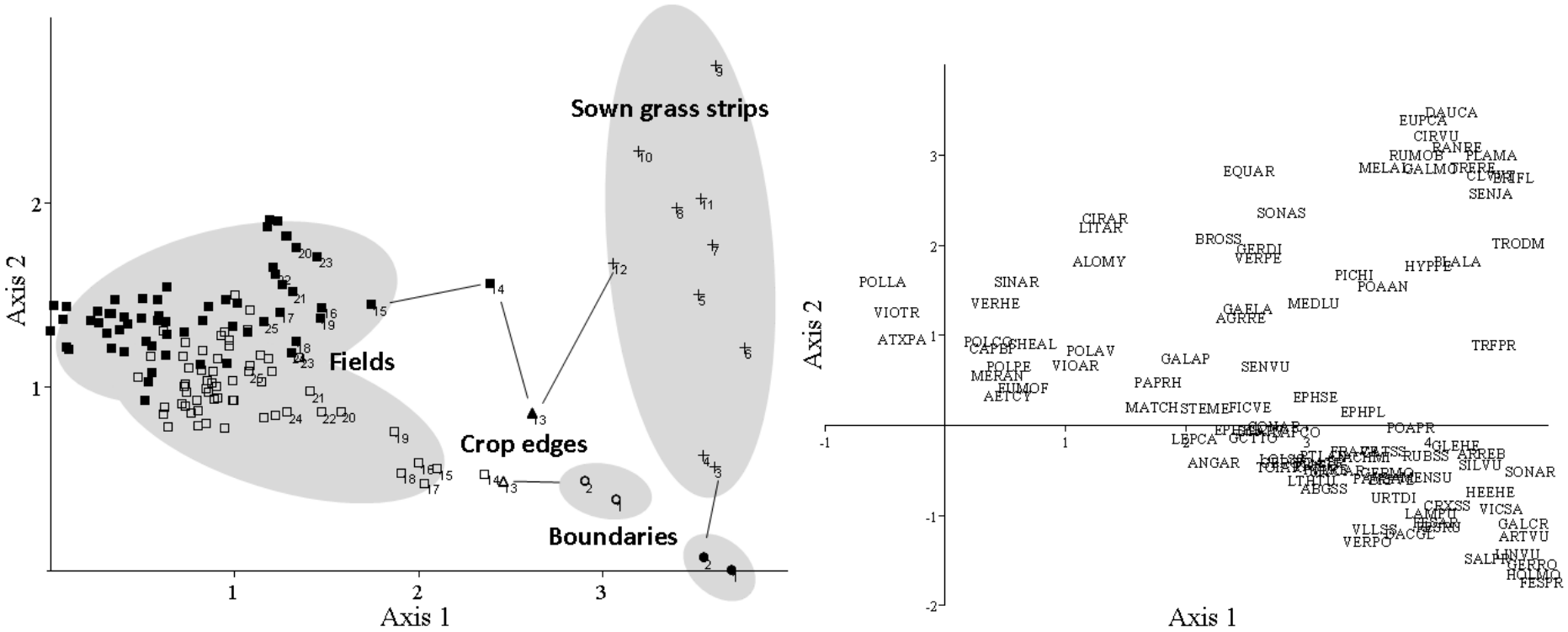


Figure 4 : Averaged proportions (%) of plant strategy of non-sown species (R : ruderal, CSR : competitor – stress tolerator - ruderal, CR: competitor – ruderal, C: competitor) related to the distance from the boundary, at the field side with and without a sown grass strip.

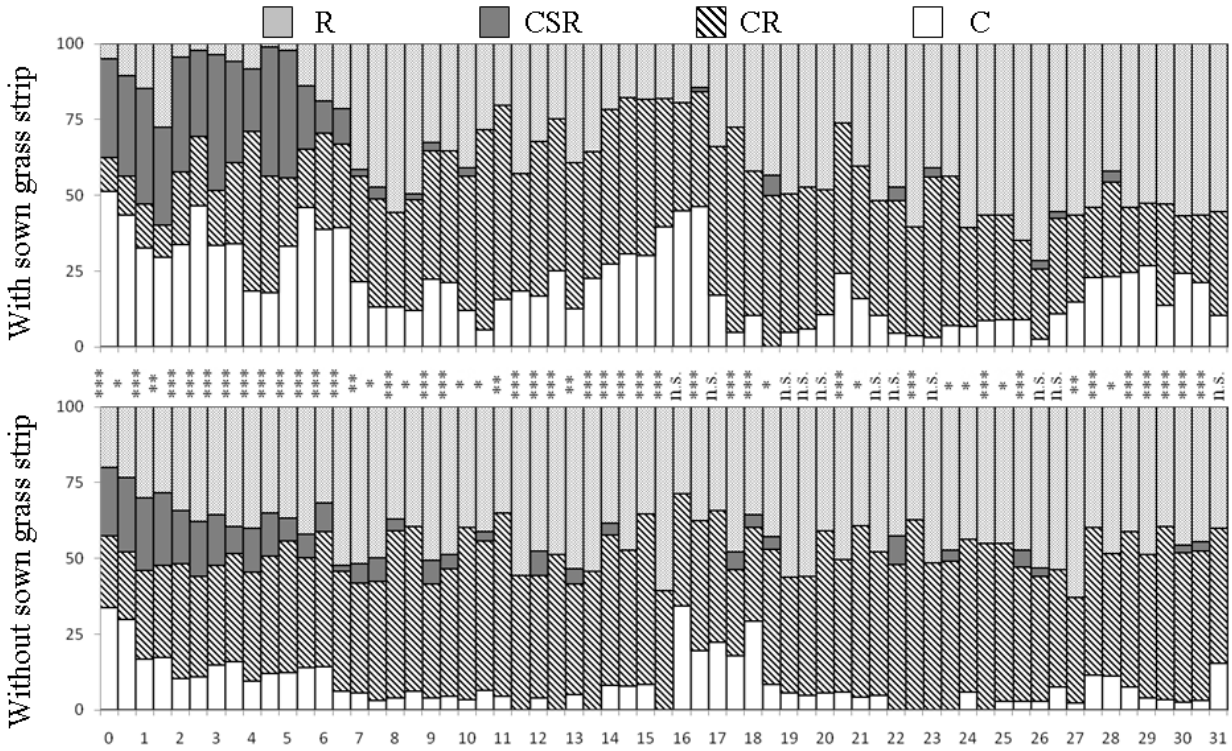
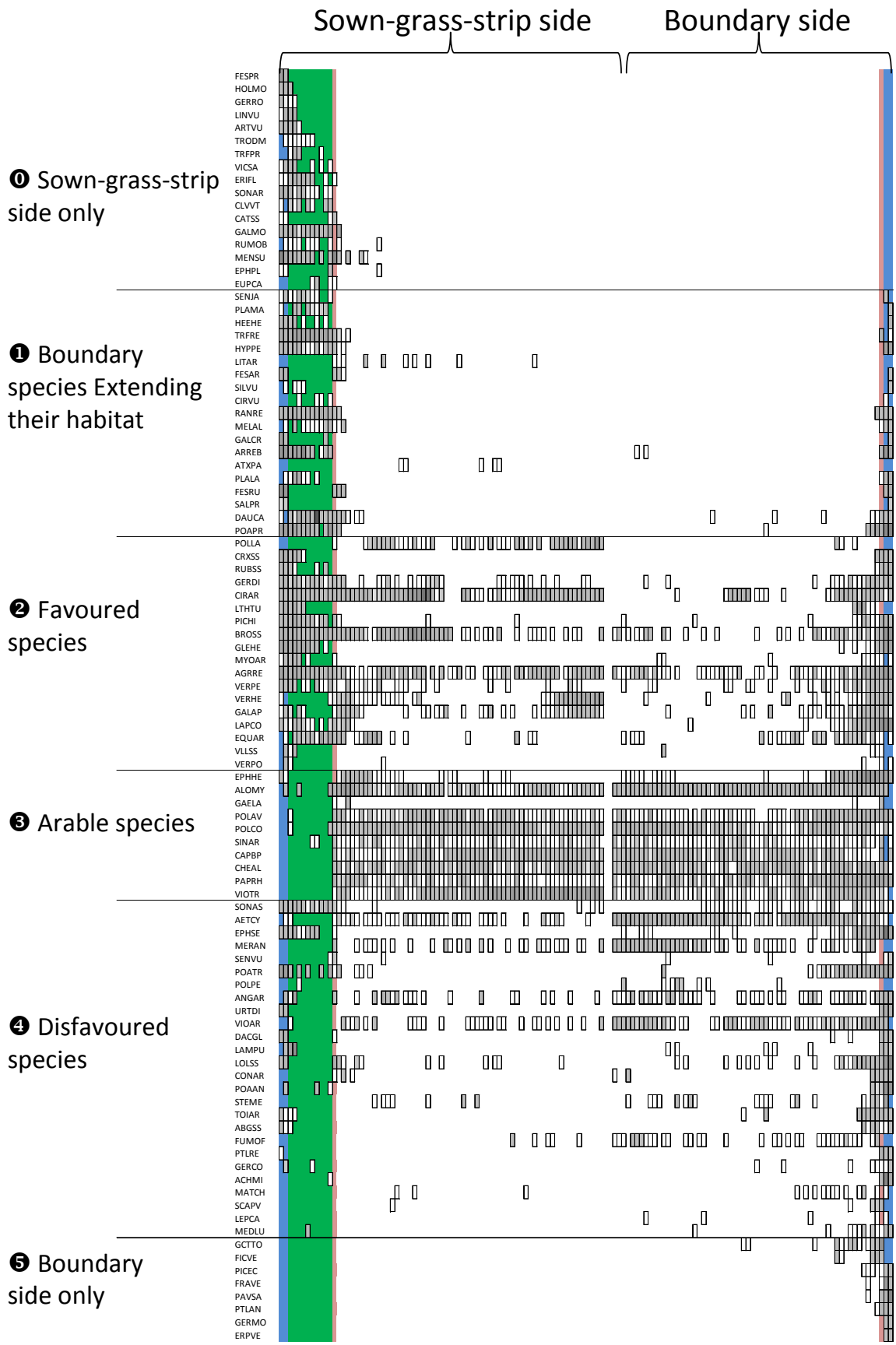


Figure 5 : Distribution of non-sown species (Bayer Codes (Bayer, 1992)) along the transects. Seriation on presence/absence matrix: non-sown species in rows and plots in columns with the averaged abundance (grey gradient).

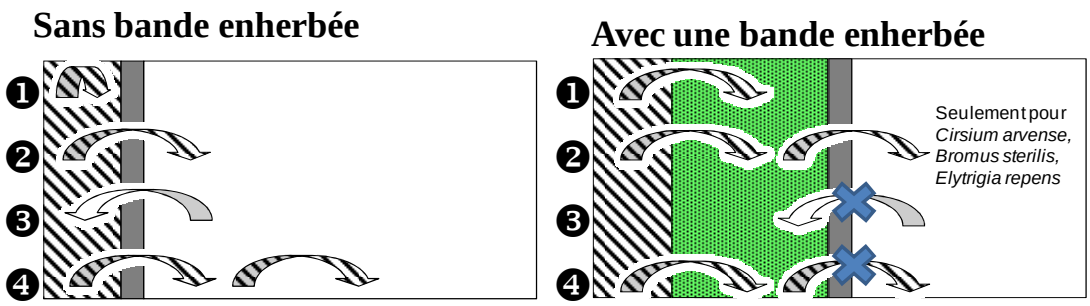


D. CONCLUSION DU CHAPITRE

La mise en place des bandes enherbées sur le bord du champ a modifié la répartition de la flore entre les éléments du paysage (Article 5). En effet, bien que la bande enherbée ne permette pas d'augmenter la diversité totale d'espèces, elle diminue la richesse et la diversité des adventices dans l'interface et le bord du champ. En effet, cette bande d'herbe compétitive a été implantée à l'endroit même où préexistait une transition floristique entre la bordure et le champ. Cette transition existe toujours de la bordure vers la bande enherbée, mais la flore change de manière brutale de la bande enherbée au champ. La mise en place d'une bande enherbée réduit la zone d'influence de la bordure sur le champ de 6.5 m à 1.5 m pour la richesse et de 12 m à 1 m pour la diversité. Ainsi, la bande enherbée semble être une zone tampon, un filtre à la dispersion des espèces dans la parcelle, sans pour autant augmenter la diversité des bordures.

Cependant, la bande enherbée ne joue pas le même rôle selon les espèces étudiées (Article 6). On distingue ainsi 4 groupes d'espèces (Figure 6). La bande enherbée a permis l'extension de 5 m de l'habitat pour les espèces des bordures des champs (❶). Elle favorise cependant la dispersion de quelques espèces (❷) qui est flagrante en terme d'abondance pour le chardon des champs, le brome stérile et le chiendent rampant. La mise en place de 5 mètre d'herbe élimine aux bordures leur rôle d'habitat de substitution (❸) car les espèces, majoritairement annuelles sont progressivement éliminées (pour les raisons identifiées dans le chapitre 3). Enfin, la bande enherbée est un filtre pour de nombreuses espèces de bordures qui voient leur abondance et leur présence décroître sur le transect bordure-champ (❹).

Figure 6 : conclusions des hypothèses émises dans la figure 1 de l'article 6 sur les rôles des bordures de champs avec ou sans la présence d'une bande enherbée.



Ces conclusions émanent d'observations faites sur des bandes enherbées d'âge relativement similaires. Or les communautés adventices (décrites dans le chapitre 1 et 2) qui sont principalement structurés par le contexte paysager (chapitre 2) peuvent évoluer au cours du temps selon divers mécanismes (décrits dans le chapitre 3 : mortalité, tolérance au broyage, …). Ainsi les pratiques de gestion de l'agriculteur semblent être un moyen de piloter la dynamique de la flore en agissant directement ou indirectement sur les ressources permettant à ces espèces de s'établir.

CHAPITRE V

DYNAMIQUE DE LA FLORE ADVENTICE

SOUS L'EFFET DE DIVERS MODES DE GESTION

Bande enherbée : quels leviers de gestion ?

A. INTRODUCTION DU CHAPITRE

La bande enherbée est semée avec un mélange que l'agriculteur choisi et va être dès lors entretenu par broyage avec ou sans exportation des foins. D'après les enquêtes réalisées dans le chapitre 1, cette pratique est traditionnellement réalisée. Cependant, sa fréquence de réalisation peut sélectionner des espèces différentes. En effet nous avons montré dans le chapitre 3 que certaines espèces annuelles ne toléraient pas le broyage. Ainsi, il semble que les pratiques de gestion influence la trajectoire de la flore dans les bandes enherbées.

Dans ce chapitre nous allons observer l'impact de la gestion des bandes enherbées sur la dynamique de la flore adventice.

Ce chapitre est rédigé en deux parties comportant des résultats d'une expérimentation réalisée sur le site INRA d'Epoisses et un article de colloque qui sera présenté sous forme de poster à Dijon (COLUMA 2010) :

A. Effets de pratiques de gestion traditionnelles ou innovantes sur la flore adventice

B. L'exportation des foins exporte-t-elle des semences ?

Cordeau S., Aurousseau Q., Cadet É., et Chauvel B. 2010. Le ramassage des foins dans les bandes enherbées contribue-t-il à exporter des semences ? 21ème conférence du COLUMA, Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. AFPP. Dijon, 8-9 décembre 2010.

B. EFFETS DES PRATIQUES DE GESTION TRADITIONNELLES OU INNOVANTES SUR LA FLORE ADVENTICE

B.1. Introduction

Les bandes enherbées sont implantées à des endroits définis par la réglementation (bords de rivière principalement). Mises en place dans un objectif environnemental, ces bandes ont pour objectif par la présence d'un couvert végétal important de stopper et/ou de limiter les flux vers les cours d'eau. Néanmoins, dans le contexte actuel de préservation de la biodiversité, la mise en place de ces linéaires mérite aussi d'être étudiée d'un point de vue de la communauté végétale et des facteurs pouvant favoriser la diversité végétale.

Le contexte paysager avoisinant ne peut être considéré comme un levier de gestion aisément manipulable par l'agriculteur, bien que les structures paysagères puissent changer pour des bandes enherbées implantées sur des parcelles différentes et qu'elles ont été identifiées comme important pour déterminer la composition floristique (Marshall et Arnold, 1995;Walker *et al.*, 2006 ; Chapitre 2 de la thèse).

En revanche, dans une optique de gestion de la communauté végétale, l'agriculteur peut adapter ses techniques d'implantation (dans la mesure des outils disponibles sur l'exploitation) et ses techniques de gestion. Plusieurs possibilités s'offrent à lui.

– *Semis ou régénération naturelle*

La crainte de laisser se développer des espèces spontanées considérées comme « mauvaises herbes » dans les parcelles cultivées (van der Meulen *et al.*, 1996), identifiée dans le chapitre 1 de cette thèse, conduit l'agriculteur à préférer semer la bande enherbée avec des mélanges d'espèces (principalement graminées ou graminées légumineuses) achetés à la coopérative, que de laisser la flore se régénérer d'elle-même à partir du stock semencier (enherbement naturel).

– *Techniques d'implantation*

De plus, toutes les techniques d'implantation relative à la mise en place habituelle des cultures (labour vs. non labour, semis direct vs. semis en combiné semoir-herse, roulage vs. non roulage, période de semis …) peuvent également être réalisées. Il ressort des enquêtes (chapitre 1), que l'agriculteur réalise, certainement par économie de temps, une implantation similaire à la culture qu'il souhaite implanter sur la parcelle.

– *Exportation des foins*

Etant donné qu'une surface de 3% de sa surface agricole est gelée pour des raisons environnementales et implantée en graminées fourragères, un agriculteur dans un système de polyculture-élévage a la possibilité de faire pâturer son troupeau ou de produire du foin pour son bétail. Mais la difficulté technique de faire paître des animaux ou de récolter du foin de qualité sur une bande de 5m de large et le respect des dates réglementaires de fauche conduisent les agriculteurs souvent à simplifier l'entretien par un ou plusieurs broyages sans exportation des foins.

– *Scarification de la surface du sol*

Enfin, étant donné que l'utilisation des herbicides est interdite sur cette surface, l'agriculteur peut réaliser un désherbage mécanique (par ex. par une herse étrille), créant, par scarification, une perturbation à la surface du sol.

De nombreuses études ont montré que le mode d'entretien des bandes enherbées est un facteur important et va influencer la possibilité de développement de nouvelles espèces spontanées. Initié dans les pays d'Europe du nord et notamment par les mesures agri-environnementales anglaises (Natural England : http://www.naturalengland.org.uk/), les études sur les modalités de mise en place et d'entretien des bordures de champs ont largement été focalisées sur la comparaison de bandes semées vs. non semées (Kleijn *et al.*, 1998; Warren *et al.*, 2002; de Cauwer *et al.*, 2005; de Cauwer *et al.*, 2006) ou sur le type de mélanges, graminées vs. mélanges fleuris (West et Marshall, 1995; Smith *et al.*, 1999; de Cauwer *et al.*, 2005; Critchley *et al.*, 2006; Westbury *et al.*, 2008).

D'une manière générale, il est souvent observé lors de la succession de végétation dans les bandes enherbées que la vitesse d'évolution de la communauté végétale est sous l'influence de l'enlèvement des résidus de fauche (de Cauwer *et al.*, 2005). Généralement, l'abondance des plantes annuelles va diminuer tandis que celle des espèces pérennes va augmenter (de Cauwer *et al.*, 2006). Les plantes dicotylédones spontanées annuelles sont remplacées par les plantes monocotylédones spontanées pérennes. Le hersage peut créer une perturbation en maintenant un certain degré d'ouverture du milieu ce qui peut entraîner la coexistence entre ces deux types d'espèces (Westbury *et al.*, 2008), mais peut aussi, en fonction des dates d'application, favoriser certaines plantes telles que *C. arvense* et *E. repens* qui sont considérés comme potentiellement nuisibles. De Cauwer *et al.*, (2006) ont montré que peu de temps après une telle perturbation mécanique, on peut observer une augmentation de diversité de la communauté marquée par un plus grand nombre de plantes dicotylédones annuelles spontanées installées sur les vides créés par le passage des outils (pourcentage de terre nue plus important).

Dans cette étude, nous avons fait le choix de restreindre les facteurs qui peuvent influencer la succession végétale. Etant donné que de nombreuses études ont déjà pris en compte les premières phases de la succession, les trois premières années en général (par ex. Kleijn *et al.*, 1998; de Cauwer *et al.*, 2005), nous avons choisi d'étudier des bandes enherbées semées en 2005 en graminées et légumineuses, entretenues depuis leur implantation par le même mode de gestion (broyage uniquement) et situées dans un paysage similaire (Domaine expérimental INRA d'Epoisses) sur un type de sol unique (argilo limoneux).

Notre objectif est d'étudier la diversité des dynamiques de flore sous l'effet de modes de gestion différenciés. Pour cela, nous avons choisi d'introduire divers modes de gestion traditionnellement utilisés par l'agriculteur (broyage, exportation des foins) et une technique « innovante » non utilisée par les agriculteurs (la scarification par hersage). Leur application seule ou en combinaison nous permettra d'explorer une large gamme de possibilités potentiellement réalisables par l'agriculteur. L'objectif de cette étude est non seulement de suivre sur une période de trois années l'évolution de la communauté végétale en place (espèces semées et espèces spontanées) mais aussi, par des pressions de sélections différenciées de provoquer des évolutions de cette flore.

B.2. Matériels et Méthodes

B.2.1. Situation et historique des bandes enherbées

Les bandes enherbées étudiées sont situées sur le site expérimental d'Epoisses de l'INRA de Bretenières. Semées à l'automne 2005 et suite à une levée irrégulière, elles ont été ressemées au printemps 2006. Situées sur sol limono-argileux, on distingue deux milieux différents caractérisés par la profondeur du sol et un gradient d'humidité : sec (S) et humide (H). Les bandes humides se trouvent en bordure de fossés et sont marquées par un sol plus profond (80 cm). Le milieu sec (20-30 cm) est bordé d'un chemin. Le mélange d'espèces semées avait été choisi en 2005 en fonction du milieu (préférence écologique des espèces semées) et comprend trois espèces en proportion différentes dont deux graminées et une légumineuse (Table 1).

Table 1 : Espèces présentes dans les mélanges semés, proportion de chaque espèce et densité de semis (en kg/ha)

Milieu	Espèces	Proportion	Densité (kg/ha)
S : Sec	*Dactylis glomerata*	40%	3
	Festuca rubra	40%	6
	Lotus corniculatus	20%	1
H : Humide	*Festuca pratensis*	40%	8
	Festuca arundinacea	40%	10
	Trifolium repens	20%	1

B.2.2. Mode de gestion des bandes enherbées

Entre leur mise en place et le début de l'étude en juin 2008, les bandes ont été entretenues cinq fois, par broyage sans enlèvement des résidus. Les broyages ont été effectués en juillet et en septembre 2006 puis en avril, juillet et septembre 2007. Conformément à la réglementation, les bandes ne reçoivent aucun apport de fertilisant et de pesticide depuis leur implantation.

L'expérimentation, débutée en juin 2008, est menée sur 675 m de bandes enherbées dans chaque milieu, découpée en section de 25 m. Trois modes de gestion sont étudiés :

- **Le broyage :** utilisé couramment par les agriculteurs, l'herbe est coupée à une hauteur de 10 à 15cm par un broyeur à paille attelé sur un tracteur avec poste de conduite inversé.
- **La fenaison :** après la coupe, les résidus végétaux (foins) sont andainés mécaniquement par un râteau soleil poussé. Ensuite, les foins sont exportés de la bande enherbée par aspiration avec un aspirateur à feuille de voirie. L'enlèvement des foins est complété par un ramassage à la main afin de limiter tout apport de matière organique.
- **La scarification :** après l'andainage, un passage à l'aide d'une herse étrille réglé de manière à rendre le travail des dents le plus agressif possible, entaille le sol en superficie (1 à 2cm) et crée des espaces vides en arrachant les mousses, des plantules récemment levées et en défoliant parfois certaines plantes. Cette pratique, innovante perturbe la surface du sol opérant une réouverture du milieu et un mélange des semences et de la terre superficielle.

Ces modes de gestion sont combinés et répétés une ou deux fois par an de façon à mettre en place six modalités de gestion (Table 2). Ce dispositif présente l'avantage de pouvoir comparer les modes de gestion entre eux mais également de quantifier l'ajout d'une technique à une autre. En effet, chaque modalité peut être considérée comme le témoin d'une autre : 1B est le témoin de 1BR pour observer l'enlèvement des résidus, qui est le témoin de 1BRS pour observer l'effet de la scarification.

Table 2 : Modalité de gestion réalisée sur les bandes enherbées (Broyage de l'herbe, Fenaison : exportation du foin après andainage, Scarification : hersage très agressif à la herse étrille)

Modalité	Broyage (B)†	Fenaison (R)†	Scarification (S)†
T	0	0	0
1B	1	0	0
1BR	1	1	0
1BRS	1	1	1
2B	2	0	0
2BR	2	2	0
2BRS	2	2	2

† : 1 : Intervention en juin. 2 : interventions en juin et septembre

Une modalité dite « témoin » (aucune intervention) est également ajoutée. Elle est mise en place pour caractériser le rôle des perturbations réalisées sur les autres modalités et pour simuler l'évolution d'un couvert vers une friche non entretenue. Ces modalités sont placées aléatoirement sur des tronçons de 25m de long (Figure 1). Chaque modalité est répétée quatre fois par milieu (H et S) sauf pour les bandes témoin (T) où par manque de place, seulement trois répétitions ont pu être mises en place.

B.2.3. Relevés floristiques

Dans chaque bande de 25 m de long, quatre relevés floristiques sont effectués dans des quadrats de 0.36m² (Figure 1). Ils sont placés en dehors du passage des roues du tracteur et des talons du broyeur de façon à éviter des endroits éventuellement perturbés par les outils mécaniques.

Chaque espèce présente dans le quadrat est répertoriée et son abondance est visuellement évaluée sur l'aire du quadrat et notée par des indices adaptés selon la méthode de Braun-Blanquet (Mueller-Dombois et Ellenberg, 1974) :

r : un individu présent de recouvrement insignifiant,

+ : recouvrement insignifiant de plusieurs plantes

1 : recouvrement de moins de 5%,

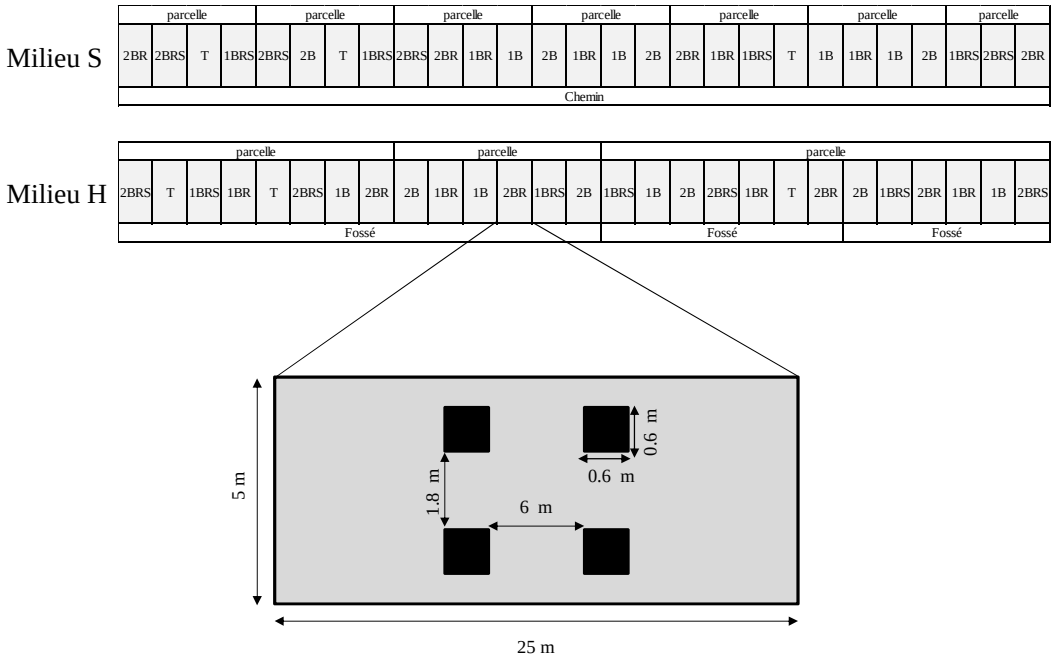
2 : recouvrement entre 6 et 25%,

3 : recouvrement entre 26 et 50%

4 : recouvrement entre 51 et 75%

5 : recouvrement de plus de 75%

Figure 1 : Plan d'expérimentation : répartition des différentes répétitions des modalités de gestion (décrite dans la Table 2) dans les milieux H et S, et emplacement des quadrats pour les relevés floristiques.



Les relevés ont été réalisés de juin 2008 à juin 2010 avant chaque opération d'entretien (c.-à-d. deux fois par an, 15 juin et 1er septembre) permettant d'obtenir 5 dates de relevés floristiques. Les espèces sont classées en 4 groupes fonctionnels : dicotylédones annuelles (DA) ou vivaces (DV) et monocotylédones annuelles (MA) ou vivaces (MV).

B.2.4. Analyse des données

On définit trois critères pour l'analyse de la flore spontanée :

- **La richesse spécifique** est le nombre total d'espèces adventices dans le quadrat (S). Les différences de richesse entre milieux ou modalités dans chaque milieu seront comparées par des tests de Kruskal-Wallis (Shapiro-Wilk W=0.95, p<0.001).
- **La diversité** est calculée selon l'indice de Shannon : $H' = -\sum_{i=1}^{S}\left(\frac{n_i}{N}\right)\ln\left(\frac{n_i}{N}\right)$, où n_i est l'abondance d'une espèce, N l'abondance totale. Les différences de diversité entre milieux ou modalités dans chaque milieu seront comparées par des tests de Kruskal-Wallis (Shapiro-Wilk W=0.95, p<0.001).
- **L'abondance totale** des adventices définit par le ratio du recouvrement adventice sur le recouvrement végétal tel que

$$Abondance_{adv} = \frac{\sum_{i=1}^{S_{adv}} \%recouv_{adv}}{\sum_{i=1}^{S_{adv}} \%recouv_{adv} + \sum_{i=1}^{S_{sem}} \%recouv_{sem}},$$

où le pourcentage de recouvrement d'une adventice ou d'une espèce semée est le centre de la classe qui lui était attribué. Ce pourcentage de couverture adventice sera transformé, $\arcsin\sqrt{Abondance}$, pour que les conditions de normalité des distributions soient atteintes (Shapiro-Wilk W=0.95, p=0.14).

Les relevés floristiques réalisés en juin 2008 (c.-à-d. au début de l'expérimentation, avant les premières gestions différenciées) sont analysés pour identifier des différences de composition de la flore entre les milieux (effet du mélange semé dans un milieu plus ou moins humide). Une analyse des correspondances redressées (Detrended Correspondance Analysis, DCA) est réalisée afin d'observer si les communautés des deux milieux H et S sont homogènes ou doivent être au contraire traitées de façon séparée.
Les relevés floristiques réalisés en septembre 2008 permettent uniquement d'analyser quatre modes de gestions différenciées (T, 1B, 1BR et 1BRS). Par conséquent, à cette date, les relevés 1B et 2B, 1BR et 2BR, et 1BRS et 2BRS sont compilés pour l'analyse des données.

La dynamique temporelle de la flore est quantifiée par la richesse et l'abondance des espèces selon les quatre groupes fonctionnels. Des tests du Chi-2 permettent de mettre en évidence des changements dans la répartition de la flore (ici l'abondance des espèces) dans ces groupes.

L'évolution de la similarité au cours de la succession (juin 2008 - juin 2010) entre les compositions floristiques des bandes enherbées est quantifiée par l'indice de Sorensen (Janson et Vegelius, 1981) : $C_s = \frac{2j}{a+b}$,

où j est le nombre d'espèces communes aux deux communautés, a et b le nombre d'espèces des communautés A et B. Cet indice varie de 0 à 1 quand les communautés sont composées d'espèces totalement différentes à totalement identiques.

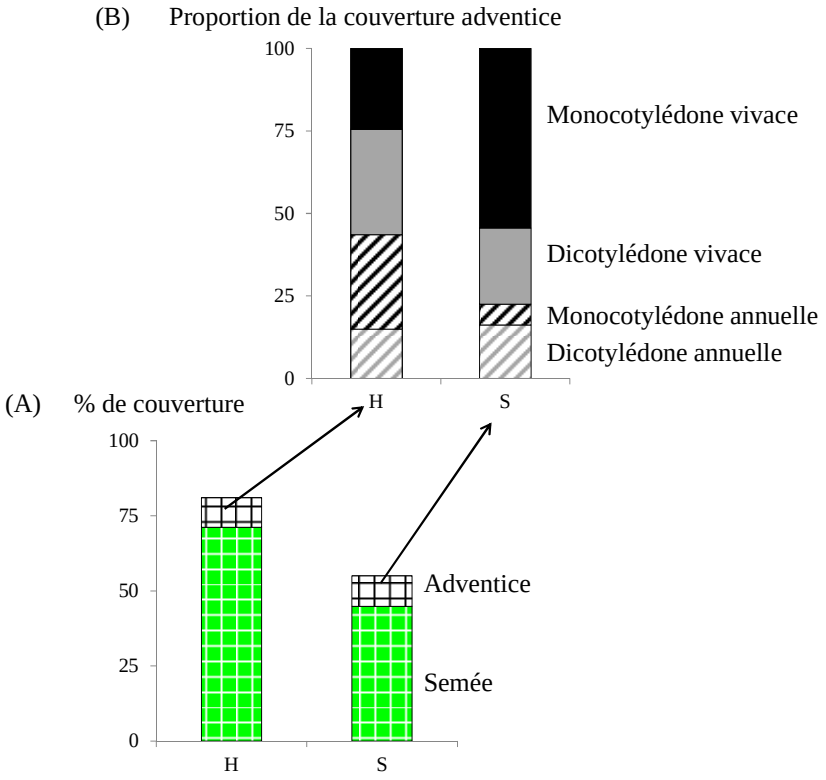
Les analyses sont réalisées à l'aide du logiciel Past version 2.02 (Hammer *et al.*, 2001).

B.3. Résultats

B.3.1. Effets du milieu et du mélange semé

Le milieu H présente une richesse spécifique (5.9 sp./quadrat ± 3.1) plus élevée (test de Kruskal-Wallis, H= 5.1, p<0.05) que le milieu S (5 sp./quadrat ± 2.6). La diversité de Shannon (H : 0.81 ± 0.51, S : 0.71 ± 0.43) n'est pas significativement différente entre les milieux (H=1.7, p=0.19). Cependant, il s'avère que le couvert végétal est moins couvrant dans les bandes S que H (Figure 2) et que par conséquent les adventices ont un taux de couverture(Figure3) plus élevé (one-way ANOVA, df=1, F=8.25, p<0.01) dans les bandes enherbées S (20.4% ± 13.1) que dans les bandes enherbées H (11.9% ± 10.1).

Figure 2 : Recouvrement total (moyenne par quadrats de 0.36m²) des espèces semées et adventices et proportion de couverture adventice occupée par les 4 groupes fonctionnels



Dans le milieu H, les quatre groupes fonctionnels sont d'importance similaire (Figure 2), les espèces MV sont plus abondantes dans le milieu S (Figure 2) au détriment principalement des espèces MA (test du Chi-2, df=3, Chi-2=26.9, p<0.001). Cette disparité de la flore est également observable au niveau du nombre total d'espèces. Respectivement sur les milieux H et S, 58 et 57 espèces adventices ont été recensées, dont seulement 29 sont communes aux deux milieux avec respectivement 29 et 28 espèces spécifiquement observées sur le milieu H et S. On observe ainsi sur la Figure 4 que les 27 sections de bandes enherbées hébergent une flore différente en fonction du milieu (H et S).

Figure 3 : Comparaison du recouvrement des adventices entre les milieux H et S en juin 2008 avant l'expérimentation (4 quadrats de 0.36m² sur chacune de 27 bandes enherbées par milieu)

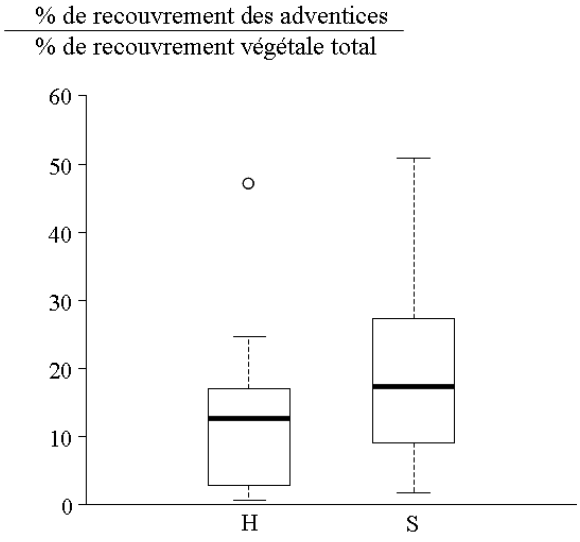
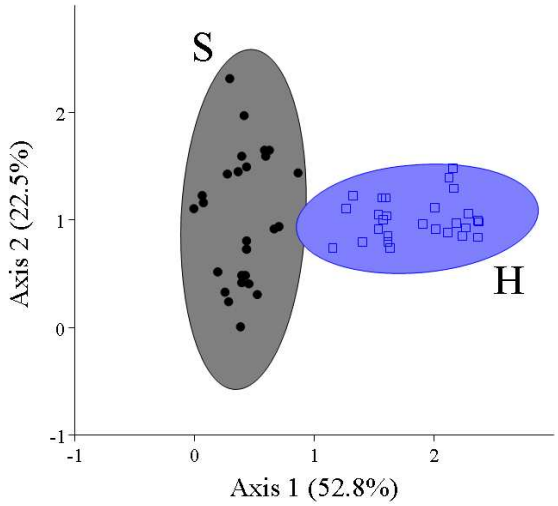


Figure 4 : Analyses des correspondances redressées (Detrended Correspondance Analysis, DCA) des relevés floristiques dans bandes enherbées des milieux S et H en juin 2008 avant l'expérimentation (4 quadrats de 0.36m² sur chacune de 27 bandes enherbées par milieu S et H).



B.3.2. Effets des modes de gestion sur la richesse spécifique

Pour les cinq dates de relevés floristiques, l'effet du mode de gestion a été testé sur chaque milieu (Figure 5). Avant la mise en place des gestions différenciées (juin 2008), les différentes sections des futures modalités ne sont pas significativement différentes. En septembre 2008, sur les deux milieux H et S, on observe que le broyage (1B), en comparaison du témoin (T), n'a pas augmenté significativement la richesse contrairement à l'enlèvement des résidus (1BR, 1BRS). La scarification du sol n'a pas d'effet sur le nombre d'espèces (1BR vs 1BRS).

Cependant, l'effet des modes de gestion n'apparaît plus sur le milieu H lors des relevés de flore en juin 2009 alors qu'il se complexifie sur le milieu S. Sur le milieu S, la mise en place de pratiques de gestion de manière générale augmente la richesse à l'exception de la modalité (1BRS). Si l'on compare les différents modes de gestion, l'enlèvement des résidus (1BR, 2BR) a tendance à augmenter le nombre d'espèces présentes alors que la scarification réalisée l'année précédente (en juin 2008 pour 1BRS) semble avoir diminué la richesse spécifique.

En septembre 2009, on observe que les modes de gestion n'ont pas les mêmes effets selon le milieu. Sur le milieu H, un broyage annuel (1B) diminue la richesse, en comparaison du témoin (T) et de toutes les autres modalités. Sur le milieu S, on observe les mêmes effets qu'en septembre 2008. La richesse augmente avec l'enlèvement des résidus et la fréquence des broyages (1BRS, 2BR, 2BRS).

Deux ans après avoir initié des modes de gestion différents selon les bandes enherbées (juin 2010), la richesse spécifique ne varie pas entre les différents modes de gestion. La richesse semble très faible (de 0 à 12 espèces/quadrats) quel que soit le mode de gestion choisi.

B.3.3. Dynamique de la flore sous l'effet des modes de gestion

B.3.3.1. Dynamique de la richesse, de l'abondance et de la diversité

Au cours des deux années de suivi de la flore adventice, la richesse et la diversité de Shannon diminue dans les deux milieux et ce quel que soit le mode de gestion (Table 3). Cependant, si on prend en compte les variations saisonnières de la flore (c.-à-d. entre les relevés floristiques de juin et de septembre), et que l'on compare les relevés effectués à des saisons identiques (c.-à-d. juin 2008, 2009 et 2010), certaines tendances sont visibles. Sur la modalité T (aucun entretien), une diminution significative en moyenne de 5.5 et 5.1 espèces par an est observée dans les milieux H et S sur notre période de relevés (Table 3). Même si une tendance générale à la diminution de la richesse de la communauté végétale est observée, les régressions ne sont pour autant que rarement significatives (modalités 1BR par exemple). Dans le milieu H, il semble même qu'excepté (1B), la diversité atteint des niveaux similaires entre les modes de gestion.

En revanche, l'abondance des adventices montre des variations très marquées en fonction des modes de gestion. Dans le milieu S, broyer une ou deux fois par an diminue l'abondance des adventices de manière linéaire, sans variation entre les saisons. L'enlèvement des résidus montre une tendance à augmenter l'abondance en septembre (par ex. 1BR sur le milieu H et S) d'autant plus quand il est suivi d'une scarification (par ex. 1BRS sur le milieu S).

Figure 5 : Comparaison de la richesse spécifique à chaque date de relevé floristique entre les modalités de gestion (détaillées dans la Table 2) opérées dans chaque milieu (détaillés dans la Table). P-value des tests de Kruskal-Wallis et comparaison deux à deux par des tests de Mann-Whitney (les lettres similaires indiquent des différences non significatives de la richesse).

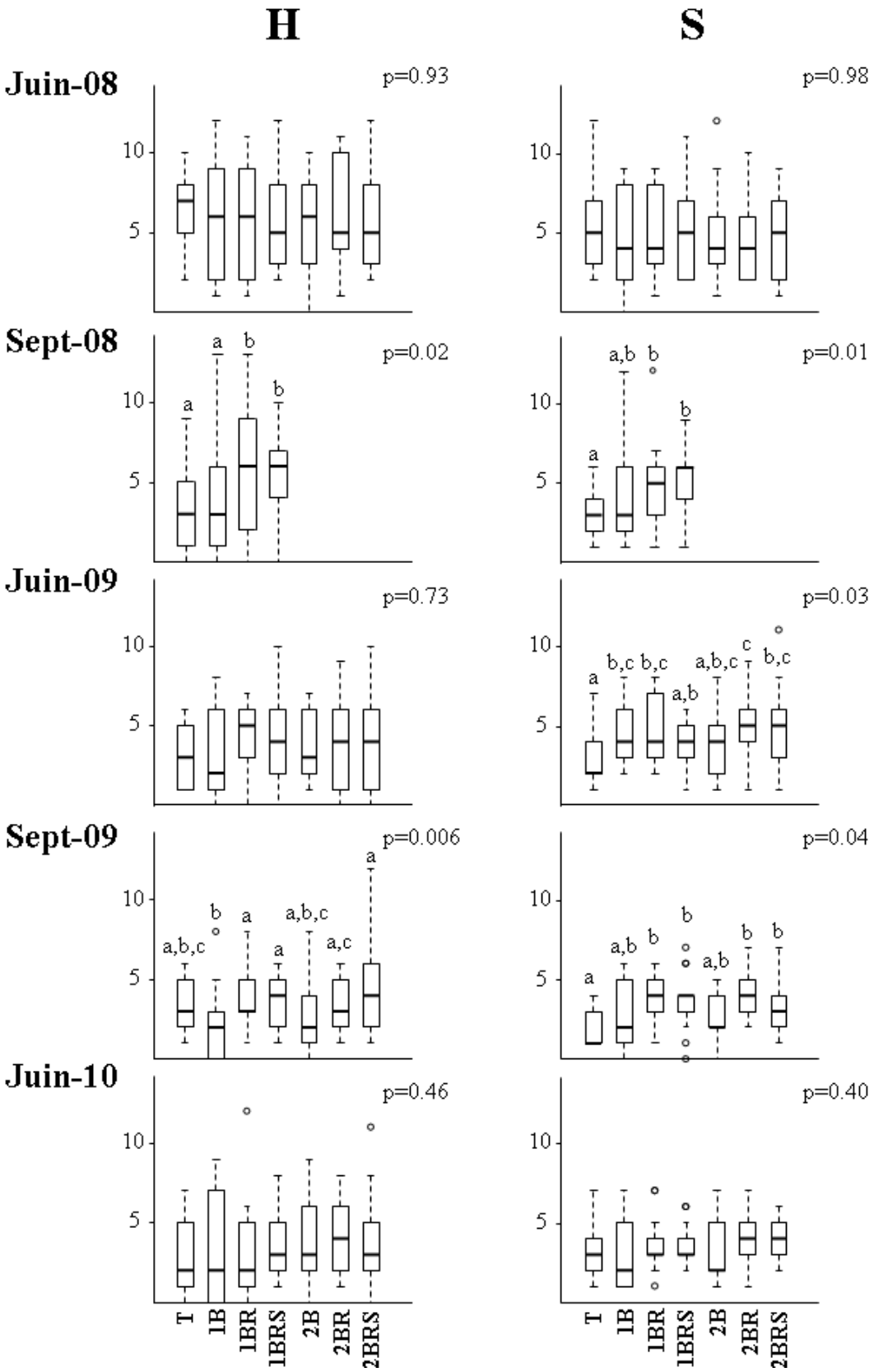


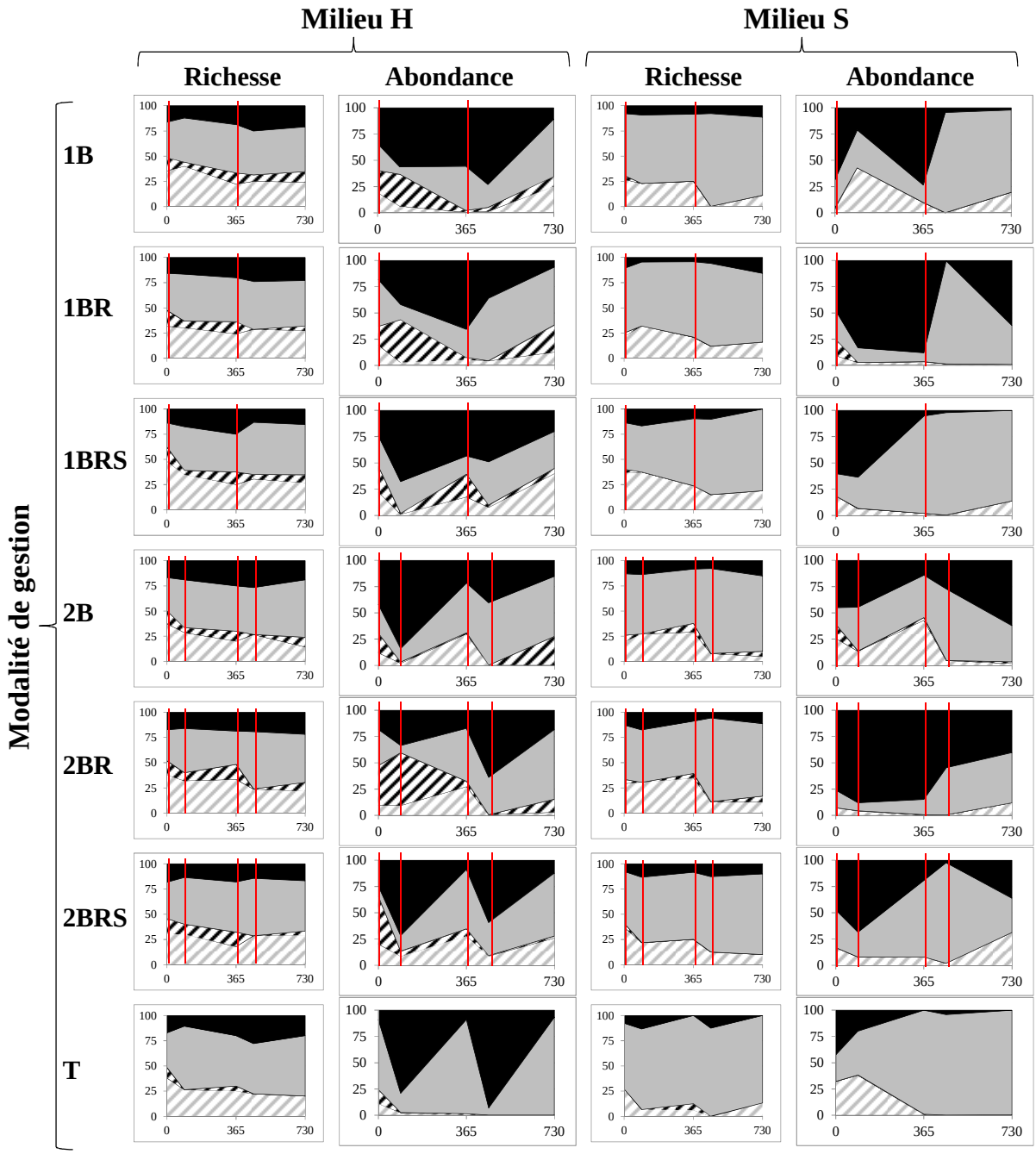
Table 3 : Richesse spécifique, diversité et abondance d'adventices (cumul des 4 quadrats de 0.36m², moyenné sur les répétitions) durant la succession (Juin 2008-Juin 2010) et régression linéaire, selon le milieu (H et S) et le mode de gestion (T, 1B, 1BR, 1BRS, 2B, 2BR, 2BRS). Les modes de gestion sont détaillés dans la Table 2.

Critère	Milieu	Modalité	juin-08	sept-08	juin-09	sept-09	juin-10	slope‡	p-value†
Richesse	H	T	15.3	9.0	10.0	8.0	6.3	-5.5	*
		1B	13.3	11.5	10.5	6.5	10.8	-6.2	
		1BR	14.5	14.3	11.0	10.3	8.5	-5.5	**
		1BRS	13.8	11.5	11.3	10.3	8.5	-4.4	
		2B	11.0	8.8	10.3	5.8	10.8	-4.4	
		2BR	13.5	11.5	11.5	9.3	11.0	-5.5	
		2BRS	14.5	14.0	10.8	11.0	10.5	-6.2	
	S	T	13.0	8.0	8.7	3.3	7.3	-5.1	*
		1B	12.3	11.0	10.8	7.0	8.3	-3.7	**
		1BR	12.3	10.5	11.0	8.5	9.0	-2.9	*
		1BRS	12.5	11.3	8.5	8.5	7.5	-4.0	**
		2B	12.3	10.0	10.8	6.5	10.0	-4.0	
		2BR	10.5	10.8	11.5	8.8	9.8	-5.1	
		2BRS	10.5	11.3	11.3	8.3	9.3	-3.7	
Diversité	H	T	1.63	1.14	0.71	1.04	0.74	-0.66	*
		1B	1.50	0.91	1.22	1.01	1.36	-0.66	
		1BR	1.17	1.40	1.26	1.04	1.09	-0.66	
		1BRS	1.45	1.27	1.13	1.29	1.23	-0.58	
		2B	1.15	1.27	1.17	0.90	1.23	-0.62	
		2BR	1.62	1.40	1.48	1.07	1.23	-0.58	
		2BRS	1.44	1.29	1.10	1.37	1.27	-0.55	
	S	T	1.56	1.04	0.81	0.55	1.23	-0.37	
		1B	1.33	1.41	1.22	0.79	1.04	-0.47	*
		1BR	1.37	1.05	1.25	1.09	1.24	-0.33	
		1BRS	1.63	1.54	0.86	1.09	1.01	-0.66	*
		2B	1.55	1.18	1.10	1.08	1.31	-0.58	
		2BR	1.25	1.14	0.99	0.98	1.52	-0.55	
		2BRS	1.23	1.37	1.32	0.98	1.41	-0.55	
Abondance	H	T	13.3	9.1	9.0	6.3	10.3	-8.0	
		1B	7.6	3.2	6.6	1.9	7.6	6.2	
		1BR	9.5	17.1	23.4	13.8	5.8	-17.2	
		1BRS	9.4	9.8	8.2	4.8	18.1	12.4	
		2B	11.5	14.1	8.8	13.0	15.0	12.0	
		2BR	22.5	21.0	14.2	13.4	14.3	-21.2	
		2BRS	9.9	16.0	7.9	10.6	9.4	-10.2	
	S	T	20.3	9.5	6.8	2.4	29.5	15.7	
		1B	26.5	11.0	6.2	6.1	9.0	-15.7	*
		1BR	10.2	16.0	4.5	9.7	11.5	-9.1	
		1BRS	17.7	24.4	4.8	11.8	21.6	-16.4	
		2B	21.7	12.9	6.2	3.7	8.8	-12.8	*
		2BR	22.4	19.6	11.2	7.7	11.9	-15.7	
		2BRS	24.2	15.2	7.6	9.4	14.9	-13.1	

† * < 0.05, ** < 0.01

‡ Pente de la régression : critère = f(nombre d'années)

Figure 6 : Dynamique du nombre d'espèces adventices (richesse, en % du nombre total d'espèce adventice) et de leur couverture (abondance, en % de l'abondance adventice totale), selon leur groupe fonctionnel (■ : monocotylédone vivace, ■ : dicotylédone vivace, ▨ : monocotylédone annuelle, ▨ : dicotylédone annuelle)au cours de la succession (en nombre de jours de Juin 2008 à Juin 2010). Traits rouges : dates d'intervention.



B.3.3.2. Dynamique des groupes fonctionnels

Lorsque l'on regroupe les espèces rencontrées selon des groupes fonctionnels (Figure 6), on remarque très peu de variation de la richesse spécifique de ces groupes et des effets plus marqués pour l'abondance. La richesse des espèces annuelles (DA) a tendance à diminuer au cours des années. Dans le milieu S, la diminution est marquée à partir de la 2ème année et l'enlèvement des foins une fois par an (1BR, 1BRS) maintient une richesse plus élevée d'espèces annuelles, alors que les modalités broyées deux fois (c.-à-d. 2B, 2BR et 2BRS) diminuent drastiquement les DA au profit des DV dans les deux milieux.

L'abondance des adventices varie au cours des saisons de manière plus marquée dans le milieu H que dans le milieu S (par ex. modalité T). En effet, dans le milieu S, les espèces DV couvrent rapidement tout le milieu et dès la deuxième année il n'y a plus de différences dans la répartition selon les groupes fonctionnels (Table 4). Il en est de même pour les modalités 2BR et 2BRS du milieu H où la flore varie de manière saisonnière mais retrouve une composition identique à la composition rencontrée précédemment à la même saison (indice de Sorensen= 0.73 et 0.75, Table 5). Les espèces MV et les espèces DA semblent particulièrement avantagées après une scarification du sol dans le milieu H.

Même si la composition des communautés change au cours des deux années sous l'effet des modes de gestion, il semble que l'absence de gestion ait induit l'effet le plus important quel que soit le milieu (Table 5), puisque seulement 50% et 49% des espèces se retrouvent deux ans après. Les similarités entre les communautés de juin 2008 et juin 2009 sont globalement plus faibles que celles constatées entre juin 2009 et juin 2010, montrant que l'application de modes de gestion différenciés a perturbé le milieu dès la première année, milieu qui tend à se stabiliser rapidement, plus rapidement sur le milieu H (indice de Sorensen plus élevé en 2009-2010) que sur le milieu S.

Table 4 : Similarité de la répartition des abondances des adventices dans les différents groupes fonctionnels (illustrées dans la Figure 6). P-value des tests du Chi2, * : <0.05, *** : <0.001.

Milieu	Modalité	de juin-08 à juin-09	de juin-09 à juin-10	de sept-08 à sept-09
H	T	***	***	*
	1B	***	***	***
	1BR	***	***	***
	1BRS	*	***	*
	2B	***	***	***
	2BR	***	0.29	***
	2BRS	***	0.67	**
S	T	***	0.75	***
	1B	0.07	***	***
	1BR	***	***	***
	1BRS	***	***	***
	2B	***	***	***
	2BR	0.08	***	***
	2BRS	***	***	***

Table 5 : Similarité de Sorensen (ratio du nombre d'espèces communes) entre deux communautés adventices à des dates différentes de la succession

Milieu H

Modalité	juin-08	sept-08	juin-09	sept-09	juin-10
T	0.54				
		0.57			
			0.50		
				0.68	
				0.63	
1B	0.57				
		0.60			
			0.60		
				0.53	
				0.80	
1BR	0.65				
		0.72			
			0.55		
				0.76	
				0.77	
1BRS	0.68				
		0.58			
			0.53		
				0.54	
				0.76	
2B	0.71				
		0.64			
			0.62		
				0.80	
				0.78	
2BR	0.63				
		0.67			
			0.56		
				0.63	
				0.73	
2BRS	0.67				
		0.64			
			0.57		
				0.63	
				0.75	

Milieu S

Modalité	juin-08	sept-08	juin-09	sept-09	juin-10
T	0.59				
		0.62			
			0.49		
				0.50	
				0.65	
1B	0.63				
		0.68			
			0.55		
				0.65	
				0.67	
1BR	0.64				
		0.57			
			0.58		
				0.62	
				0.71	
1BRS	0.57				
		0.59			
			0.58		
				0.63	
				0.60	
2B	0.70				
		0.50			
			0.58		
				0.65	
				0.67	
2BR	0.60				
		0.51			
			0.63		
				0.67	
				0.63	
2BRS	0.64				
		0.75			
			0.55		
				0.70	
				0.59	

B.4. Discussion et conclusion

Cette expérimentation possède l'originalité de ne pas étudier les premières phases de l'évolution de la végétation (juste après l'implantation) dont on sait, par de nombreuses études qu'elles sont capitales pour le devenir de la flore (par ex. Kleijn *et al.*, 1998; de Cauwer *et al.*, 2005). Ainsi, nous avions choisi d'explorer une bande enherbée âgée de 3 ans avec une la flore adventice déjà en place. Pour autant, cette expérimentation se place sur une échelle de temps courte (2 ans de modes de gestion différenciés). L'étude de l'effet des pratiques de gestion couplée à l'effet du milieu montre une faible variation de la richesse spécifique mais laisse apercevoir quelques différences selon la modalité et le type de milieu quant à l'abondance des espèces et à la similarité de la composition floristique au cours de la succession.

Les bandes enherbées sont un milieu avec une forte couverture végétale où les possibilités d'installation de nouvelles espèces sont réduites. Six années après l'implantation et bien que le pourcentage de sol nu puisse favoriser la diversité végétale (Greaves et Marshall, 1987) et permettre l'installation de nouvelles espèces (de Cauwer *et al.*, 2008), le couvert semé composé de graminées limite de façon importante le développement d'espèces adventices. Les graminées prairiales qui ont été semées apportent des conditions compétitives élevées (lumière, occupation de l'espace) et réduisent les possibilités de développement et d'installation de nouvelles espèces (Smith *et al.*, 1999).

En ce sens, quelques auteurs ont quantifié la richesse des bordures en relation avec la biomasse végétale. Grime, (1979) montre que dans un couvert de 720 g de biomasse/m², la richesse est de 30 espèces/0.25m². Kleijn *et al.*, (1997) montrent des richesses moyennes de 24 espèces/0.25m² pour des biomasses similaires quand dans une étude conjointe avec plusieurs collègues européens (Kleijn *et al.*, 1998), une richesse maximum de 19 espèces/m² est observée. Dans notre cas, la richesse par quadrat de 0.36m² est bien plus faible (environ 5 plantes/m²). Nous émettons l'hypothèse que le couvert est plus compétitif, car les bandes sont semées avec seulement trois espèces potentiellement de grande taille (*Festuca arundinacea, Festuca pratensis, Dactylis glomerata*) ou potentiellement très recouvrante (*Festuca rubra*). Nous avons prélevé la biomasse avant chaque opération de gestion (c.-à-d. à chaque relevé de flore) et ce facteur méritera d'être pris en compte.

De plus, il serait intéressant d'investiguer les relations entre les espèces semées. En effet, nous disposons de deux graminées et d'une légumineuse qui devrait être favorisée si la quantité d'azote dans le sol diminue (modalité BR). En effet, des études montrent que le taux de changement de la flore est réduit quand le sol est riche en nutriments, comme par exemple sur une bande nouvellement implantée sur une parcelle (Carson et Barrett, 1988). En revanche, d'autres auteurs montrent sur des prairies dont la fertilisation est stoppée, que la teneur en nutriment du sol n'influe pas sur la richesse (Pegtel, 1987).

L'état initial de la parcelle (c.-à-d. stock semencier du bord de champ) et le contexte avoisinant la bandes enherbées (bordures herbacées adjacentes) semblent tout de même crucial dans la détermination de la richesse maximale potentielle que peut abriter une bande enherbée, comme le précise Kleijn *et al.*, (1998). Ces espèces

peuvent provenir de propagules contenues dans le sol (stock de semences) ou bien de semences d'espèces anémochores (par ex. espèces de la famille des Astéracées). De Cauwer *et al.*, (2008) montrent que 82% à 99% des semences sont disséminées dans les quatre premiers mètres du champ. Dans le cadre de notre étude, nous avons également recensé les espèces présentes dans les bordures adjacentes à la bande enherbées. Il s'agira de regarder si la similarité entre les communautés des bandes enherbées et de leurs bordures est influencée par les modes de gestion.

Dans un couvert compétitif, la perturbation par le broyage permet de réduire la compétition. De plus, la proportion de sol nu est fonction de la réouverture du milieu permise par l'enlèvement des résidus après broyage mais aussi par la scarification par hersage (Westbury *et al.*, 2008). Les résultats de notre étude montrent une augmentation de richesse entre les bandes enherbées où le foin est exporté. Ces résultats confortent toutes les études à ce sujet. En effet il a été montré que la fauche avec enlèvement des résidus augmentait la richesse spécifique du couvert (de Cauwer *et al.*, 2005;Musters *et al.*, 2009). La perturbation favorise la mortalité de plantes et ouvre des espaces pour l'établissement des autres (Begon *et al.*, 1990). Mais la compétition exclut l'établissement d'espèces dont le taux de croissance est faible (Warren *et al.*, 2002). Ainsi, sur les bords de route, on observe que ces espèces sont favorisées par l'exportation de l'herbe (Persson, 1995). Enfin, la scarification des bandes enherbées favorise l'abondance des espèces monocotylédones vivaces et les dicotylédones annuelles comme le montre Westbury *et al.*, (2008) mentionnant plus particulièrement *Elytrigia repens* et *Sonchus spp.*

Dans notre étude, nous montrons que la richesse spécifique augmente juste après la première perturbation (septembre 2008). Ces résultats confortent de précédentes études (Grime, 1979; Schippers *et al.*, 2001; de Cauwer *et al.*, 2006). Cependant, les espèces annuelles sont très rapidement remplacées par des espèces vivaces (de Cauwer *et al.*, 2006). Nous montrons que même si la richesse spécifique des espèces annuelles est stable (ou en faible déclin dans le milieu S à partir de la deuxième année) leur abondance décroit de manière importante. En effet, des études confirment que le broyage modifie le ratio annuelles/pérennes des espèces présentes par une diminution des espèces annuelles (West et Marshall, 1995 ; Kleijn *et al.*, 1998 ; Asteraki *et al.*, 2004; Critchley *et al.*, 2006) à un taux élevé quand les résidus sont laissés sur place (de Cauwer *et al.*, 2005). Ainsi, après deux années de gestion, l'effet produit initialement par le changement de perturbation est annulé, comme montré par de Cauwer *et al.*, (2006).

De nombreux auteurs montrent que des évolutions importantes de la communauté végétale peuvent être observées sur les premières années de la succession. Kleijn *et al.*, (1998) mentionnent qu'il n'y a que 20% à 50 % des espèces initialement rencontrées sur les bordures âgées de trois ans. Notre étude montre que le milieu est plus stable durant les trois années suivantes. Même si un changement des communautés s'opère, d'autant plus marqué si la bande n'est pas gérée (T : indice de Sorensen = 0.50), le milieu se stabilise après 2 ans. La continuation des suivis floristiques sur le milieu S permettra de conforter les tendances actuellement observées.

C. L'EXPORTATION DES FOINS EXPORTE-T-ELLE DES SEMENCES ?

Dans la partie précédente nous avons vu que l'exportation de la matière végétale (foins) pouvait avoir une action indirecte sur la flore en favorisant l'ouverture du milieu. Cette réouverture conduit dans les mois qui suivent à une augmentation de la richesse spécifique qui s'estompe quand le couvert compétitif se referme. De plus, d'après l'étude de la littérature, cette opération peut également de manière indirecte influencer le taux de minéraux dans le sol, et ainsi affecter le taux de changement de la flore.

Dans cette partie basée sur un article de colloque, nous avons souhaité quantifier l'effet direct de l'exportation des foins sur l'exportation potentielle de semences. Si l'exportation des foins contribue à ouvrir le milieu, n'exporte-t-elle pas des semences d'espèces annuelles, dont leur maintien, déjà conditionné par leur aptitude à grainer avant le broyage se verra réduit par cette pratique.

D. ARTICLE 7

LE RAMASSAGE DES FOINS DANS LES BANDES ENHERBÉES CONTRIBUE-T-IL À EXPORTER DES SEMENCES ?

Cordeau S., Aurousseau Q., Cadet É., et Chauvel B. 2010.

21ème conférence du COLUMA, Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. AFPP. Dijon, 8-9 décembre 2010.

Le ramassage des foins dans les bandes enherbées contribue-t-il à exporter des semences ?

S. CORDEAU [(1)], Q. AUROUSSEAU [(2)], É. CADET [(1)] et B. CHAUVEL [(1)]

[(1)] INRA, UMR1210 BGA, AGROSUP-INRA-UB, 17 rue Sully, BP 86510, F-21065 Dijon Cedex, France.
stephane.cordeau@dijon.inra.fr ; ecadet@dijon.inra.fr ; chauvel@dijon.inra.fr
[(2)] LEGTA Quetigny, 21 bd Olivier-de-Serres, BP 42, F-21801 Quetigny. brigades21@msn.com

D.1. Résumé

Dans les bandes enherbées, prairies ou jachères, la flore spontanée (ou adventice) qui émerge au milieu des espèces semées est largement influencée par les modes de gestion. Les espèces annuelles disparaissent rapidement au profit d'espèces vivaces. L'exportation des foins agit de manière indirecte sur la flore en modifiant le milieu (accès à la lumière pour les semences et plantules, réduction des minéraux). Sur les bandes enherbées du domaine Expérimental INRA d'Époisses, nous avons évalué l'effet direct du ramassage des foins, qui en exportant des semences, diminue la réalimentation du stock semencier du sol et modifie la dynamique des espèces adventices. Cette étude montre que la quantité de semences produites sur les bandes enherbées est conséquente (22209±11603 semences/m²), et dépend du mélange d'espèces semées. Le ramassage des foins contribue à exporter plus des semences d'espèces semées (99,1%) que d'espèces adventices (0,9%). De plus, la proportion de semences qui reste au sol, au regard de celle qui est exportée par les foins varie de 19% à 51% en fonction du mélange semé. Après identification, la richesse spécifique des semences adventices au sol et dans les foins est identique, et la richesse totale ne varie pas en fonction du mélange semé.

D.2. Mots-clés

Mesures agri-environnementales, couverture herbacée, adventices annuelles, pluie de semences, stock semencier.

D.3. Summary

Can hay removal in sown grass strips contribute to seed exportation?

In sown grass strips, meadows or set-asides, the spontaneous flora (or weed species) emerging in a sown cover is largely related to management practices. Annual species rapidly disappear and are replaced by perennial species. Hay removal indirectly influences the flora composition, by modifying the habitat (exposure to light for seeds and seedlings, decrease in the mineral rate of the soil). In the experimental sown grass strips of INRA (Époisses site), we evaluated the direct effect of hay removal, which, by exporting seeds, could not replenish the soil seed bank and could modify the dynamic of weed species. This study shows that the level of seed production in sown grass strips was high (22209±11603 seeds/m²) and depended on the sown mixture. Hay removal contributed to export more sown species (99.1%) than weed species (0.9%). Moreover, the proportion of seeds in the soil with regard to the proportion exported with hay varied from 19% to 51% according to the sown mixture. After identification, the richness of weed species on the ground or in hay was similar and did not vary according to the sown mixture.

D.4. Key words

agri-environment schemes, plant cover, annual weeds, seed rain, soil seed bank.

D.5. Introduction

Les adventices des parcelles cultivées, de par la compétition qu'elles exercent sur la culture, ont toujours fait l'objet d'une gestion dans le but de limiter leur développement ainsi que leur production de semences. Cependant, de nombreuses études montrent qu'elles rendent aussi des services écosystémiques (*e.g.* Petit *et al.*, 2010). En effet, elles sont à la base de chaînes trophiques importantes. La biodiversité végétale des zones cultivées contribue ainsi à maintenir une biodiversité plus large (Marshall *et al.*, 2003) et notamment faunistique. La gestion des adventices en zones cultivées doit donc faire face à un compromis majeur : limiter les infestations fortes d'adventices pour produire tout en maintenant un niveau de biodiversité suffisant pour que les organismes qui en dépendent puissent exister.

Comparées au centre des parcelles, les bordures des champs sont connues pour héberger une plus grande diversité végétale (Smart *et al.*, 2002 ; Fried *et al.*, 2009). Un nouveau type de bordure de champ semble également propice au maintien des adventices dans le paysage agricole (Cordeau et Chauvel, 2008 ; Marshall, 2009). En effet, en France, des bandes enherbées ont été implantées le long des cours d'eau pour des raisons environnementales dans le but de limiter l'érosion hydrique et les pollutions diffuses. Ces bandes de cinq mètres de large sont semées en graminées (parfois graminées-légumineuses) et entretenues par l'agriculteur uniquement par broyage (ou fauche). Aucun produit phytosanitaire n'y est autorisé. Ainsi, étant installées pour plusieurs années, les bandes enherbées hébergent potentiellement de nombreuses adventices (Cordeau *et al.*, 2009a), dont la moitié d'espèces annuelles, et ce dès la première année. Ces bandes peuvent donc jouer un rôle de refuge pour la biodiversité végétale mais aussi de réservoir de mauvaises herbes, pouvant disperser depuis la bande vers la parcelle adjacente. La gestion des adventices dans les bandes enherbées aboutit donc au même compromis que pour leur gestion dans la parcelle. En revanche, sur ce type de milieu, les leviers dont dispose un agriculteur pour faire évoluer les communautés végétales vers l'objectif qu'il s'est fixé sont moins nombreux.

Même si la littérature montre que le type de mélange semé peut influencer la composition spécifique observée (Westbury *et al.*, 2008), les pratiques de gestion des bandes enherbées constituent le facteur principal de structuration de la communauté adventice. La fréquence des broyages sélectionne les espèces selon leur aptitude à redévelopper des feuilles. Si les espèces vivaces tolèrent très bien le broyage de par leurs organes de survie souterrains ou en rosettes, les espèces annuelles en revanche décroissent rapidement dans ces milieux (Critchley et Fowbert, 2000 ; de Cauwer, 2006 ; Cordeau *et al.*, 2010). Cependant, si un broyage précoce peut éviter que les espèces dispersent leurs semences, un broyage tardif favorisera une biomasse importante qui étouffera les plantules des espèces adventices. L'agriculteur peut aussi exporter le foin des bandes enherbées pour le valoriser en alimentation du bétail. Cette pratique agit de manière indirecte en donnant accès à la lumière aux semences pour germer et aux plantules pour se développer dans les espaces vides. Elle agit également de manière indirecte en exportant la matière organique qui ne se dégradera pas en minéraux. Enfin, la fenaison peut agir de manière directe en exportant des semences via les foins.

L'objectif de ce travail est d'évaluer, dans les bandes enherbées, (i) la quantité de semences que les foins exportent en comparaison de la fraction restée au sol et (ii) de quantifier la part de semences d'espèces adventices vis-à-vis des espèces semées. De plus, il s'agit de comprendre le rôle joué par le mélange semé, dans le ratio espèces adventices/espèces semées. Finalement, par l'identification des semences, nous connaîtrons les espèces à maturité qui ont pu grainer avant le broyage, celles exportées par les foins et celles qui sont restées au sol et pourront potentiellement germer.

D.6. Matériels et méthode

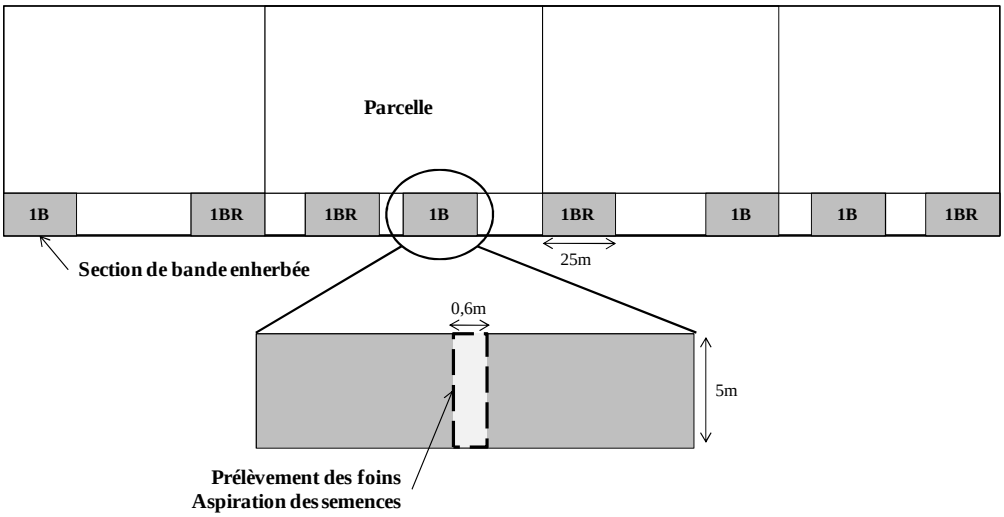
D.6.1. Bandes enherbées étudiées

L'expérimentation s'est déroulée en France (Bourgogne) sur le site expérimental du domaine INRA d'Époisses, à Bretenières (47°24N, 5°10E). Situées sur sols limono-argileux de profondeur variable, 1,125 hectares de bandes enherbées ont été implantées au printemps 2006 avec trois types de mélanges graminées-légumineuses vivaces. Le premier milieu (H) regroupe des bandes enherbées mises en place le long de fossés humides sur sol profond (90cm) avec *Festuca arundinacea* (40%), *Festuca pratensis* (40%) et *Trifolium repens* (20%). Le second milieu (I), regroupe des bandes enherbées mises en place le long de fossés secs pour leur moitié et entre deux parcelles pour le reste, sur sol moyennement profond (60cm), avec *F. pratensis* (40%), *Dactylis glomerata* (40%) et *T. repens* (20%). Enfin, le dernier milieu (S), regroupe des bandes enherbées mises en place le long d'un chemin caillouteux, sur sol superficiel (20-30cm), avec *D. glomerata* (40%), *Festuca rubra* (40%) et *Lotus corniculatus* (20%).

D.6.2. Modes de gestion

Entre le printemps 2006 et juin 2008, les bandes ont été entretenues par cinq broyages sans exportation des foins. Les broyages ont été effectués en juillet et en septembre 2006 puis en avril, juillet et septembre 2007. Conformément à la réglementation, les bandes ne reçoivent aucun apport de fertilisant et de pesticide depuis l'arrêt de la culture sur ces surfaces. Depuis juin 2008, deux modes de gestion sont réalisés annuellement en juin sur des sections de 25m de bandes enherbées. Les bandes sont soit broyées sans exportation des foins (modalité1B) soit broyées avec exportation des foins après andainage (1BR). Le broyage coupe l'herbe à une hauteur de 10 à 15cm. Chaque modalité de gestion est répétée quatre fois, réparties aléatoirement (Figure VII). Ces modes de gestion sont réalisés sur les trois milieux (H, I, S).

Figure VII : Prélèvement des foins et aspiration des semences au sol sur une bande enherbée avec quatre répétitions de chaque modalité (1B et 1BR)
(Hay sampling and seed suction on the ground on a sown grass strip with four replicates of each modality (1B and 1BR)



D.6.3. Quantification et identification des semences

Sur les quatre répétitions des deux modalités (1B et 1BR) des trois milieux (H, I et S), les foins ont été andainés manuellement après broyage sur une surface de 3m² et ramassés (Figure VII). Les foins ont été séchés à l'étuve (80°C – 48h) et battus mécaniquement pour retirer les semences des épis et séparer la paille des semences. Sur

la même surface d'échantillonnage, la fraction de semences qui était restée au sol a été aspirée à l'aide d'un aspirateur à feuilles (TCK ASB 2000 W).

Pour le comptage des semences, 10% du poids total des échantillons ont été extraits. Les échantillons de semences des foins (Fs) et au sol (Ss) ont ensuite été triés sous la loupe binoculaire (grossissement x10) pour retirer les dernières particules de terres, cailloux et brins de pailles. La quantité totale de semences a été comptée au compteur automatique de graines (Pfeuffer Contador). Pour chaque échantillon, les espèces semées (*i.e. F. arundinacea, F. pratensis, F. rubra, D. glomerata*, *T. repens* et *L. corniculatus*) ont été séparées des espèces adventices. Les espèces adventices ont été dénombrées et identifiées au niveau de l'espèce (quand cela était possible) grâce à la carpothèque du laboratoire et à divers ouvrages botaniques (Montégut, 1970 ; Hanf, 1982).

D.6.4. Analyse des données

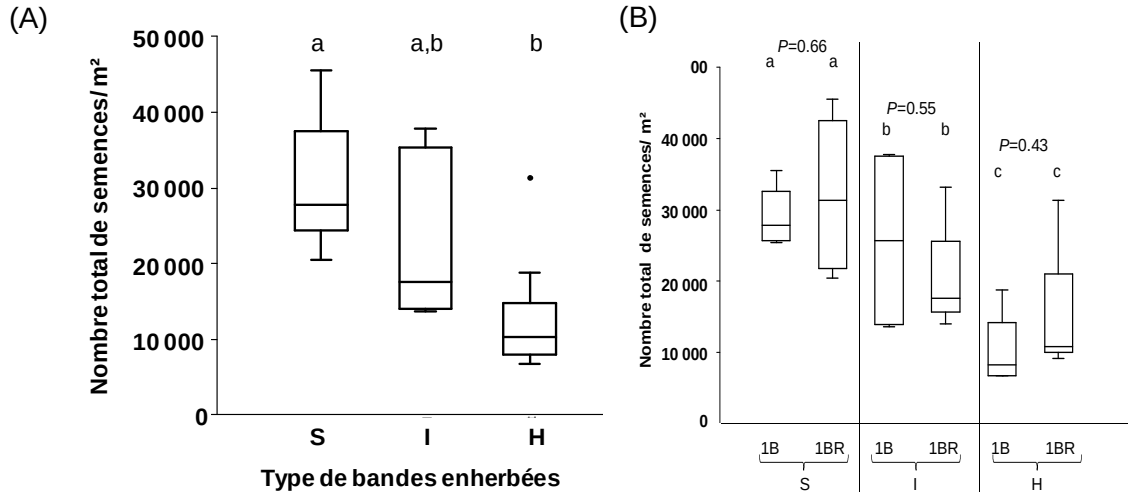
L'analyse des données a été faite avec le logiciel Past version 1.90 (Hammer *et al.*, 2001). La normalité de la distribution des données est testée par un test de Shapiro-Wilk. La comparaison des moyennes de quantités de semences a été réalisée à l'aide d'Anova. La comparaison d'échantillon apparié est faite par des tests de Wilcoxon.

D.7. Résultats

D.7.1. Quantification des semences

Il a été dénombré en moyenne 22209 semences/m² (écart type, s.d. = 11603) dans les bandes enherbées. Cette quantité varie en fonction du milieu (Figure VIII A). La production de semences est plus importante (Anova, F=7,13, p-value<0,01) dans les bandes enherbées S (30602, s.d. 8741) que dans les bandes enherbées H (12929, s.d. 8308). Cependant dans chaque type de bandes enherbées, la quantité de semences totales ne varie pas en fonction des modalités (Figure II B).

Figure VIII : Comparaison de la production semencière totale en fonction du milieu (A) et en fonction des modalités par milieu (B). Sur les boites à moustaches, les points matérialisent les valeurs supérieures à 1.5 fois la hauteur de la boite. Les données avec les mêmes lettres ne sont pas significativement différentes au seuil de 5%.
(Comparison of the total seed production between sown grass strip types (A) and between modality in each sown grass strip (B). On the box plot figures, the dots are values higher than 1.5 times the box plot height. Data with the same letter are not significantly different at alpha=0.05).



La normalité des distributions des quantités de semences a été testée dans chaque groupe. La quantité de semences observées dans les différents groupes (total, semées, adventices, Ss, Fs) n'était pas significativement différente entre les modalités 1B et 1BR (Tableau VI), malgré le fait que l'historique de gestion soit différent depuis juin 2008. Ainsi, pour la suite des analyses, les données des modalités 1B et 1BR seront regroupées.

Tableau VI : Nombre moyen de semences (écart type) entre les modalités 1B (broyage sans exportation des foins) et 1BR (broyage avec exportation des foins) dans les différents échantillons de semences, précédé d'un test de normalité de la distribution des données.
(Seed mean number (standard deviation) between management practices 1B (mowing without hay export) and 1BR (mowing with hay export) in each seed samples, preceding by normality tests).

		Modalités de gestion		
Type de semences	Normalité[a]	1B	1BR	Comparaison de moyenne[b]
Total	***P*=0,1496**	**21 719 (11 738)**	**22 698,6 (12 027,3)**	***P*=0,84**
semées	*P*=0,1453	21 566 (11 666)	22 545,3 (12 045,6)	*P*=0,84
adventices	*P*<0,01	152,3 (130,1)	153,3 (104,9)	*P*=0,62
Sol (Ss)	***P*<0,001**	**6 050,5 (2 971,1)**	**7 162 (4 950,5)**	***P*=0,56**
semées	*P*<0,001	5 998,5 (2 926,5)	7 078,7 (4 893,2)	*P*=0,56
adventices	*P*<0,001	51,9 (52,3)	83,3 (82,8)	*P*=0,13
Foin (Fs)	***P*<0,05**	**15 668,5 (10 664,7)**	**15 636,7 (12 002,1)**	***P*=0,81**
semées	*P*<0,05	15 568 (10 609,7)	15 466,8 (12 022,2)	*P*=0,81
adventices	*P*<0,001	100,6 (105,6)	70 (49)	*P*=0,81

[a] test de Shapiro-Wilk
[b] Anova si la *p*-value du test de normalité > 0,05, test de Kruskal-Wallis sinon

Plus de 99% des semences observées appartiennent aux espèces semées. Concernant la quantité totale de semences, le ratio « semées/adventices » est similaire entre les milieux. En revanche, la proportion de semence qui reste au sol – au regard de celle qui est exportée par les foins – varie en fonction du milieu (S : 19%, I : 30%, H : 51%).

Tableau VII : Proportion de semences dans les différents échantillons relatif au nombre total de semences dans chaque milieu.
(Proportion of seeds in each sample in relation to the total number of seeds per sown grass strip).

	Type de milieu			
Types de semences	S	I	H	test[a]
Total	**100,0**	**100,0**	**100,0**	
semées	99,4	99,0	99,1	P=0,31
adventices	0,6	1,0	0,9	P=0,31
Sol (Ss)	**18,7**	**53,2**	**33,6**	**P<0,001**
semées	18,5	52,8	33,1	P<0,001
adventices	0,2	0,4	0,5	P=0,09
Foin (Fs)	**81,3**	**46,8**	**66,4**	**P<0,001**
semées	80,9	46,2	66,0	P<0,001
adventices		0,6	0,4	P=0,61

[a] Anova à un facteur

D.7.2. Identification des semences

Parmi les 31 taxa identifiés (Tableau VIII) au niveau de l'espèce, 74,2 % sont des espèces dicotylédones, 64,5% sont des espèces thérophytes (donc annuelles) et 35,5% des espèces hémicryptophytes dont la quasi-totalité sont pérennes. Aucune semence n'appartient à des espèces géophytes.

Tableau VIII : Nombre moyen de semences/m² pour chaque espèce adventice dans les trois types de milieux (S, I, H) et selon qu'elles soient exportées par les foins (Foin) ou laissées au sol (Sol).
(Averaged number of seeds/m² of each weed species in the three types of sown grass strips (S, I, H) and under which are removed with hay (Foin) or left on the ground (Sol))

	Type de milieu					
	S		I		H	
Espèces	Foin	Sol	Foin	Sol	Foin	Sol
Aethusa cynapium	-	-	-	-	5.7	-
Alopecurus myosuroides	-	17.1	14.3	12.4	5.7	14.3
Anagallis arvensis	-	-	5.7	-	11.4	-
Arrhenatherum elatius subsp. bulbosus	5.7	2.9	-	2.9	7.6	8.6
Avena fatua	-	-	-	5.7	-	-
Bidens tripartita	-	-	5.7	-	-	2.9
Brachypodium pinnatum	-	-	-	-	-	2.9
Bromus sterilis	-	-	-	-	25.1	14.3
Capsella bursa-pastoris	-	-	-	2.9	-	-
Centaurea jacea	-	5.7	-	-	-	-
Chenopodium polyspermum	-	-	-	8.6	-	-
Daucus carota	5.7	-	-	-	-	-
Echinochloa crus-galli	-	2.9	-	-	-	-
Euphorbia platyphyllos	-	-	-	-	5.7	-
Galium aparine	-	7.1	-	11.4	-	-
Geranium columbinum	-	-	5.7	2.9	5.7	5.7
Lolium sp.	-	-	11.4	2.9	11.4	-
Medicago lupulina	-	12.9	-	-	-	-
Picris hieracioides	11.4	2.9	-	-	-	-
Plantago lanceolata	22.9	11.4	-	-	-	-
Poa pratensis	5.7	18.1	14.3	6.2	17.1	-
Polygonum lapathifolium	-	-	80.0	-	-	-
Polygonum persicaria	14.3	5.7	5.7	-	21.0	-
Rumex crispus	5.7	5.7	9.5	-	8.6	-
Silene latifolia subsp. alba	5.7	-	-	-	-	-
Sinapis arvensis	-	63.8	36.2	8.6	22.9	22.9
Solanum nigrum	5.7	5.7	5.7	-	-	-
Sonchus asper	5.7	17.1	13.3	11.4	11.4	-
Stellaria media	-	-	-	5.7	-	-
Taraxacum officinale gr.	15.2	4.3	-	-	5.7	-
Trifolium repens	-	5.7	-	-	-	-

Les proportions d'espèces dicotylédones (versus monocotylédones) et d'espèces thérophytes (versus hémicryptophytes) ne varient pas selon que les semences soient dans les foins ou restées au sol (Anova respective, F=0,0006, p-value=0,97 ; F=1,67, p-value=0,20), sauf sur le milieu S où il y a moins d'espèces hémicryptophytes sur le sol que dans les foins (Anova, F=13,7, p-value<0,01). Il s'avère que la richesse spécifique des semences au sol et dans les foins est identique (4,3 espèces/m², Wilcoxon test, p-value=0,88). La richesse spécifique totale (foin + sol) ne varie pas en fonction du milieu (Anova, F= 0,43, p-value=0,65). La diversité spécifique des compartiments (foin ou sol) de chaque milieu est similaire (Anova, F=1,82, p-value=0,13). Il semble qu'il y ait très peu de différence entre les communautés adventices au sol et dans les foins.

D.8. Discussion

La quantité de semences produite sur les bandes enherbées est de l'ordre de 23000 semences/m². Cependant, le nombre de semences adventices est très faible (environ 1 %). Cette proportion n'est pas étonnante au regard du pourcentage de couverture des espèces adventices en végétation (Cordeau *et al.*, 2010). Même si plus de 200 semences adventices /m² peuvent être comptabilisée, elles peuvent par la suite être prédatées ou ne pas germer. Ainsi, même si les foins ne sont pas exportés, il semble que la production semencière adventice qui pourrait reconstituer le stock semencier soit minime. De plus, la quantité importante de semences dans les foins des bandes enherbées est en adéquation avec de précédentes études sur les prairies (Smith *et al.*, 2002). Le foin des bandes enherbées pourrait également être récolté pour réensemencer des prairies ou d'autres bandes enherbées (Wells *et al.*, 1986 ; Jones *et al.*, 1995).

L'exportation des foins exporte donc beaucoup plus d'espèces semées que d'espèces adventices. Cependant, les espèces semées sont vivaces et n'ont pas besoin de se ressemer chaque année pour maintenir leur population. En revanche, les espèces annuelles doivent disperser leurs semences avant le broyage. Nos résultats montrent que les foins n'exportent pas plus d'espèces thérophytes que d'espèces hémicryptophytes. Dans le milieu S, semé avec *D. glomerata*, *F. rubra* et *L. corniculatus*, la proportion d'espèces hémicryptophytes (ici vivaces) est même plus élevée dans les foins.

Cependant, l'exportation des foins réduit en moyenne de plus de la moitié de la production semencière des adventices et diminue le potentiel de maintien des espèces annuelles dans les bandes enherbées, même si elles avaient eu le temps de terminer leur cycle. La littérature des milieux pérennes montrent en effet que les populations d'espèces annuelles régressent rapidement laissant place aux espèces vivaces (Critchley et Fowbert, 2000 ; de Cauwer, 2006 ; Cordeau *et al.*, 2010). Même si les milieux considérés dans ces études n'étaient pas broyés avec exportation des foins, on peut tout de même émettre l'hypothèse que la disparition des espèces annuelles serait encore plus drastique avec cette pratique.

Dans le but de maintenir les espèces annuelles dans un objectif de préservation de la diversité de la flore sauvage, il faudrait que le rôle indirect de l'exportation des foins (accès à la lumière pour les plantules) devienne prépondérant sur l'effet direct (exportation d'une partie de semences) en favorisant les semences restées au sol. Dans le cas des espèces annuelles, l'exportation des foins doit leur donner un avantage compétitif en début de cycle pour leur permettre de produire plus de semences, tout en tenant compte qu'une partie sera exportée. Pour cela, certains auteurs proposent de perturber la surface du sol par scarification pour mélanger la terre de surface avec les semences déposées au sol (Critchley *et al.*, 2006). Cette pratique permet effectivement aux espèces annuelles qui ont un faible pouvoir germinatif à la surface du sol (Reibel *et al.*, 2010), de lever, la semence étant mieux en contact avec le sol.

Le type de mélange semé sur les différents milieux semble jouer un rôle fort quand la proportion totale de semences exportées par les foins. Cette différence peut s'expliquer par la production semencière différente des espèces semées. Mais elle peut également s'expliquer par des conditions hydriques ou de compétition avec le couvert semé différentes. En effet, le gradient d'humidité entre les milieux S, I et H favoriserait le cycle de développement des espèces qui boucleraient leur cycle plus rapidement et pourraient alors disperser leurs semences.
Les proportions d'espèces adventices annuelles et dicotylédones identifiées sont supérieures à celles identifiées lors de relevés floristiques précédents sur des bandes enherbées (Cordeau *et al.*, 2009b). Cela semble cohérant avec le fait que les espèces vivaces et monocotylédones (ici dans leur majorité vivaces, *c.f.* Tableau III) n'ont pas nécessairement besoin d'émettre de semences pour maintenir leur population. Nous avons également observé après identification que la richesse spécifique ne variait pas en fonction du mélange semé, alors que de nombreuses études

mentionnent que le mélange semé modifie la flore adventices observées au stade végétatif (*e.g.* Westbury *et al.*, 2008). Ceci peut s'expliquer par le fait que certaines semences n'ont pas pu être identifiées à l'espèce, ne créant pas assez de variation entre les échantillons. De plus, de nombreuses espèces observées végétativement n'ont peut-être pas eu le temps de disperser leurs semences. Enfin, certaines espèces, aux semences trop petites (*Veronica persica, Papaver rhoeas*) ont pu échapper à notre technique de prélèvement des semences.

L'exportation des foins est donc une pratique que l'agriculteur doit choisir selon son objectif de gestion : gérer les populations de mauvaises herbes, maintenir une flore riche et biodiverse … Il devra prendre en compte que l'exportation des foins a un coût et peut être chronophage (Carpy-Goulard *et al.*, 2006 ; Bergot, 2009 ; Caillaud, 2009 ; Cordeau *et al.*, 2009b). Laisser les foins au sol, est souvent la solution la plus pratique et la moins coûteuse pour l'agriculteur. De plus, dans une optique de favoriser la diversité des différentes communautés de l'agrosystème, cette solution évite d'exporter une grosse quantité de semences qui pourrait être prédatée par des carabes ou des oiseaux (Cordeau *et al.*, 2009c ; Petit *et al.*, 2010).

D.9. Conclusion

Cette étude montre que la quantité de semences produites par les espèces végétales sur les bandes enherbées est conséquente mais la part des espèces adventices reste minime. L'exportation des foins contribue à exporter plus de semences d'espèces semées que d'espèces adventices. Cependant, en fonction du mélange semé, la quantité de semences semées exportées varie largement alors que la quantité d'espèces adventices reste constante. Les communautés semencières présentes dans les foins et celles restées au sol sont identiques en termes de richesse et de diversité. Cependant, il serait intéressant d'explorer plus en détails les traits des espèces adventices exportées et restées au sol (forme, poids, date de maturité …).

D.10. Remerciements

Ce travail a été financé par le projet ADVHERB (ANR-STRA-1 08-02). Les auteurs remercient les personnels du domaine expérimental INRA d'Epoisses pour la mise à disposition des bandes enherbées pour l'expérimentation, et plus particulièrement Claude Sarrazin pour la réalisation des broyages et Luc Biju Duval pour ses conseils lors de la mise en place de l'essai.

D.11. Bibliographie

Bergot, S., 2009 - Bandes enherbées : évaluer leur coût. In: La France agricole (Ed.), *La France Agricole* 3306, 23 octobre 2009.

Caillaud, L., 2009 - Bandes enherbées : ça coûte, mais c'est bon pour l'image et la nature. In: AgroDistribution (Ed.), *AgroDistribution* 198, octobre 2009.

Carpy-Goulard, F., Daniel, K., Kephaliacos, C., Mosnier, C., Ridier, A., van De Moortel, C., 2006 - Conditionnalité des aides directes : Impact de la mise en oeuvre de certaines BCAE et de la mesure de maintien des pâturages permanents. *Notes et études économiques* 137-164.

de Cauwer, B., Reheul, D., D'Hooghe, K., Nijs, I., Milbau, A., 2006 - Disturbance effects on early succession of field margins along the shaded and unshaded side of a tree lane. *Agriculture Ecosystems and Environment* 112, 78-86.

Cordeau, S., Chauvel, B., 2008. Qu'est-ce que les bandes enherbées ? Conséquences environnementales et biologiques. *Revue scientifique Bourgogne-Nature* 7, 97-108.

Cordeau, S., Dessaint, F., Chauvel, B., 2009a - Les bandes enherbées : un milieu riche quoi que l'on y fasse ! *Résumés du 5ème Colloque d'Ecologie des communautés végétales – ECOVEG5*, Gembloux (Belgique), 20.

Cordeau, S., Gibot-Leclerc, S., Chauvel, B., 2009b - Mise en place des bandes enherbées : quels ressentis et quelles craintes malherbologiques de la part des agriculteurs. In: AFPP (Ed.), *XIIIème colloque international sur la biologie des mauvaises herbes*. AFPP, Dijon (France), p. 24.

Cordeau, S., Meiss, H., Boursault, A., 2009c - Bandes enherbées : quelle flore, quels prédateurs, quelle prédation ? In: AFPP (Ed.), *XIIIème colloque international sur la biologie des mauvaises herbes*, Dijon (France).

Cordeau, S., Petit, S., Reboud, X., Chauvel, B., 2010 - Sown grass strips: opportunity or threat for the management of weeds in arable landscapes. In: EWRS (Ed.), *16th Symposium of the European Weed Research Society*, Kapsovar (Hungary).

Critchley, C.N.R., Fowbert, J.A., 2000 - Development of vegetation on set-aside land for up to nine years from a national perspective. *Agriculture Ecosystems and Environment* 79, 159-174.

Critchley, C.N.R., Fowbert, J.A., Sherwood, A.J., Pywell, R.F., 2006 - Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation* 132, 1-11.

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., Reboud, X., 2009 - Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? *Biological Conservation* 142, 238-243.

Hammer, Ø., Harper, D.A.T., Ryan, P.D., 2001 - Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. *Palaeontologia Electronica* 4, 1-9.

Hanf, M., 1982. Les adventices d'Europe. Basf.

Jones, G.H., Trueman, I.C., Millett, P., 1995 - The use of hay strewing to create species-rich grasslands. I. General principles and hay strewing versus seed mixes. *Land Contamination and Reclamation* 3, 104–107.

Marshall, E.J.P., 2009 - The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. *Weed Research* 49, 107-115.

Marshall, E.J.P., Brown, V.K., Boatman, N.D., Lutman, P.J.W., Squire, G.R., Ward, L.K., 2003 - The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. *Weed Research* 43, 77-89.

Montégut, J., 1970 - Clé de détermination des semences de mauvaises herbes. Laboratoire de Botanique, Ecole Nationale Supérieure d'Horticulture de Versailles, Versailles.

Petit, S., Boursault, A., Le Guilloux, M., Munier-Jolain, N., Reboud, X., 2010. Weeds in agricultural landscapes. A review. *Agronomy for Sustainable Development,* online.

Reibel, C., Guillemin, J.-P., Cordeau, S., Chauvel, B., 2010 - Aptitude à la levée et à l'installation d'adventices dans des bandes enherbées. In: AFPP (Ed.), *21ème Conférence du COLUMA - Journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes*. AFPP, Dijon (France).

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 landscapes in Britain? *Agriculture Ecosystems and Environment* 91, 73-87.

Smith, R.S., Shiel, R.S., Millward, D., Corkhill, P., Sanderson, R.A., 2002 - Soil seed banks and the effects of meadow management on vegetation change in a 10-year meadow field trial. *Journal of Applied Ecology* 39, 279-293.

Wells, T.C.E., Frost, A., Bell, S.A., 1986 - Wild Flower Grasslands from Crop-Grown Seed and Hay Bales. In: Council, N.C. (Ed.), *Nature Conservancy Council*, Peterborough (UK).

Westbury, D.B., Woodcock, B.A., Harris, S.J., Brown, V.K., Potts, S.G., 2008 - The effects of seed mix and management on the abundance of desirable and pernicious unsown species in arable buffer strip communities. *Weed Research* 48, 113-123.

Le ramassage des foins dans les bandes enherbées contribue-t-il à exporter des semences ?

Stéphane CORDEAU, Q. AUROUSSEAU, É. CADET, B. CHAUVEL
INRA, UMR1210 Biologie et Gestion des Adventices, DIJON
stephane.cordeau@dijon.inra.fr

Bande enherbée = refuge ou réservoir d'adventices

Compromis : - maintenir la biodiversité végétale
- limiter la dispersion d'adventices vers le champ

Gestion des adventices : par fauche avec ou sans exportation des foins

EXPORTATION DES FOINS

EFFET INDIRECT
↗ lumière au sol, ↘ éléments minéraux

EFFET DIRECT
exporte des semences ?

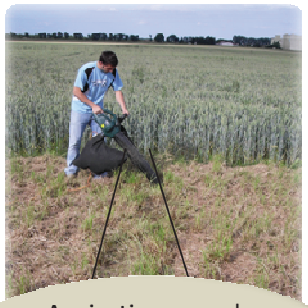
Quantifier et identifier les espèces exportées ou laissées au sol

Prélèvement du foin :
Semences exportées

INRA Epoisses (Bretenière, 21)

Trois types de bandes enherbées

Type de bande	Espèces semées
S : sec	*Dactylis glomerata*
	Festuca rubra
	Lotus corniculatus
I : intermédiaire	*Festuca pratensis*
	Dactylis glomerata
	Trifolium repens
H : humide	*Festuca arundinacea*
	Festuca pratensis
	Trifolium repens



Aspiration au sol :
Semences non exportées

comptage et identification des semences

RESULTATS

Production semencière : 22 209/m²
99,2% semée – 0,8% adventice

74,2 % dicotylédones
64,5 thérophytes (plantes annuelles)
35,5% hémicryptophytes (plantes pérennes)
Peu de différence de composition entre Foin et Sol

64,8% des semences

	Semée	Adventice
S :	80,9%	0,4%
I :	46,2%	0,6%
H :	66,0%	0,4%

35,2% des semences

	Semée	Adventice
S :	18,5%	0,5%
I :	52,8%	0,4%
H :	33,1%	0,5%

CONCLUSIONS

Production semencière conséquente, peu d'adventices

Divise par 2 la réalimentation du stock semencier adventice mais peut réduire les populations d'annuelles

Biologie Gestion Adventices

INRA

21ème conférence du COLUMA - 8 et 9 décembre 2010 - DIJON

E. CONCLUSION DU CHAPITRE

Ce chapitre avait pour objectif de comprendre dans quelles mesures l'agriculteur, par ses pratiques de gestion, pouvait orienter la dynamique de la flore adventice sur les bandes enherbées.

L'exploration de la littérature nous montre que la mise en place de mesures agro-environnementales et la gestion des bordures de champs au sens large, ont initié de nombreux travaux concernant les deux ou trois premières années de la succession végétale. Dans le cas des bandes enherbées, la végétation se développant durant les premières années est fortement liée aux choix de mise en place (semées vs. enherbement naturel, type de mélange semé, …). Cependant, pour des bandes enherbées âgées de plus de trois ans, initialement semées en graminées, nos résultats montrent que les critères de caractérisation de la structure des communautés floristiques (richesse, abondance, diversité, fréquence des espèces) ne permettent pas encore de mettre en évidence des différences entre les modes de gestion.

Une analyse préliminaire de nos résultats, basée sur une année de relevé floristique (2008) sur des bandes enherbées des sites de Fenay et Chizé, nous avait permis de présenter lors d'un congrès, une communication orale intitulée « *Les bandes enherbées : un milieu riche quoi que l'on y fasse !* » (Annexe 3). Cette communication montrait qu'il n'existait aucune stratégie de mise en place et de gestion unique pouvant permettre d'expliquer une richesse spécifique élevée dans les bandes enherbées. Nous avons donc émis l'hypothèse que l'effet des techniques de mise en place n'était plus quantifiable pour des bandes enherbées de 3 à 5 ans et que les pratiques de gestion pouvaient avoir un effet difficilement différenciable des effets « paysager », des effets « parcellaire », …

Dans ce travail, l'étude des modes de gestion sur des bandes enherbées plus âgées que dans la majeure partie des articles scientifiques cités, nous avons conforté de nombreuses conclusion précédemment établis, mais aussi approché plusieurs notions :

i. la stabilité des communautés adventices dans les bandes enherbées et leurs capacités à répondre à de nouvelles perturbations,
ii. les services écosystémiques rendus par la flore de ces bandes enherbées par la fourniture en graines,
iii. l'objectif de notre stratégie de gestion (par exemple, favoriser la diversité, ne pas induire de risuqes malherbologiques, …)

Ces points seront repris et développés dans la conclusion générale.

F. RÉFÉRENCES DU CHAPITRE

Asteraki, E. J., Hart, B. J., Ings, T. C. & Manley, W. J. (2004) Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. Agriculture Ecosystems & Environment, 102, 219-231.

Begon, M., Harper, J. L. & Townsend, C. R. (1990) Ecology: individuals, populations and communities. Ecology: individuals, populations and communities., 945 pp.

Carson, W. P. & Barrett, G. W. (1988) Succession in old-field plant communities: effects of contrasting types of nutrient enrichment. Ecology, 69, 984–994.

Critchley, C. N. R., Fowbert, J. A., Sherwood, A. J. & Pywell, R. F. (2006) Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. Biological Conservation, 132, 1-11.

de Cauwer, B., Reheul, D., D'Hooghe, K., Nijs, I. & Milbau, A. (2005) Evolution of the vegetation of mown field margins over their first 3 years. Agriculture, Ecosystems & Environment, 109, 87-96.

de Cauwer, B., Reheul, D., D'Hooghe, K., Nijs, I. & Milbau, A. (2006) Disturbance effects on early succession of field margins along the shaded and unshaded side of a tree lane. Agriculture Ecosystems and Environment, 112, 78-86.

de Cauwer, B., Reheul, D., Nijs, I. & Milbau, A. (2008) Management of newly established field margins on nutrient-rich soil to reduce weed spread and seed rain into adjacent crops. Weed Research, 48, 102-112.

Greaves, M. P. & Marshall, E. J. P. (1987) Field margins: definitions and statistics. Field margins (eds J. M. Way & P. W. Greig-Smith), pp. 3-10. British Crop Protection Council, London.

Grime, J. P. (1979) Plant strategies and vegetation processes. John Wiley & Sons, New York, USA.

Hammer, Ø., Harper, D. A. T. & Ryan, P. D. (2001) Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica, 4, 1-9.

Janson, S. & Vegelius, J. (1981) Measures of ecological association. Oecologia, 49, 371–376.

Kleijn, D., Joenje, W., Coeur, D. I. & Marshall, E. J. P. (1998) Similarities in vegetation development of newly established herbaceous strips along contrasting European field boundaries. Agriculture, Ecosystems & Environment, 68, 13-26.

Kleijn, D., Joenje, W. & Kropff, M. J. (1997) Patterns in species composition of arable field boundary vegetation. Acta Botanica Neerlandica, 46, 175-192.

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

Mueller-Dombois, D. & Ellenberg, H. (1974) Aims and methods of vegetation ecology. Aims and methods of vegetation ecology. (eds, pp. 547pp. John Wiley & Sons., New York USA.

Musters, C. J. M., van Alebeek, F., Geers, R., Korevaar, H., Visser, A. & de Snoo, G. R. (2009) Development of biodiversity in field margins recently taken out of production and adjacent ditch banks in arable areas. Agriculture Ecosystems & Environment, 129, 131-139.

Pegtel, D. M. (1987) Soil fertility and the composition of semi-natural grassland. Disturbance in grasslands, 51-66.

Persson, T. S. (1995) Management of roadside verges: vegetation changes and species diversity. PhD. Thesis. Report 82. Department of Ecology and Environmental reasearch, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala. (ed), pp. 87 pp.

Schippers, P., van Groenendael, J. M., Vleeshouwers, L. M. & Hunt, R. (2001) Herbaceous plant strategies in disturbed habitats. Oikos, 95, 198-210.

Smith, H., Feber, R. & MacDonald, D. (1999) Sown field margins: why stop at grass? Aspects of applied biology, 275-282.

van der Meulen, H. A. B., deSnoo, G. R. & Wossink, G. A. A. (1996) Farmers' perception of unsprayed crop edges in the Netherlands. Journal of Environmental Management, 47, 241-255.

Walker, M., Dover, J., Sparks, T. & Hinsley, S. (2006) Hedges and Green Lanes: Vegetation Composition and Structure. Biodiversity and Conservation, 15, 2595-2610.

Warren, J., Christal, A. & Wilson, F. (2002) Effects of sowing and management on vegetation succession during grassland habitat restoration. Agriculture Ecosystems and Environment, 93, 393-402.

West, T. M. & Marshall, E. J. P. (1995) Managing sown field margin strips on contrasted soil types in three Environmentally Sensitive Areas. Aspects of applied biology, 44, 269-276.

Westbury, D. B., Woodcock, B. A., Harris, S. J., Brown, V. K. & Potts, S. G. (2008) The effects of seed mix and management on the abundance of desirable and pernicious unsown species in arable buffer strip communities. Weed Research, 48, 113-123.

CONCLUSION GÉNÉRALE ET PERSPECTIVES

La dualité « bonnes *vs*. mauvaises » herbes offre un objet d'étude intéressant dans l'étude du compromis entre agriculture et biodiversité. Ainsi nous avons souhaité, dans cette thèse, axer notre étude sur les espèces adventices des bandes enherbées, zones linéaires artificielles semées majoritairement en bordure des parcelles, dans un paysage agricole, dont l'agriculteur en est le gestionnaire.

A. LES ADVENTICES DES BANDES ENHERBÉES : DES NOMS, DES TRAITS, DES TYPES FONCTIONNELS

La flore des bandes enherbées est constituée d'un mélange d'espèces provenant de milieux différents telles que le chardon des champs (*Cirsium arvense*), le liseron (*Convolvulus arvensis*), le laiteron rude (*Sonchus asper*), le pissenlit (*Taraxacum officinale*), le picris fausse-épervière (*Picris hieracioides*), la ronce (*Rubus* sp.), l'avoine à chapelet (*Arrhenatherum elatius*), le rumex à feuilles obtuses (*Rumex obtusifolius*) ou le cabaret des oiseaux (*Dipsacus follunum*). Ces espèces fréquentes (**Chapitres 1, 2 et 3**) sont principalement vivaces, qu'elles soient hémicryptophytes à rosettes ou géophytes. De plus, et c'est le cas pour les quelques espèces annuelles, ce sont des espèces qui sont aptes à faire face à la compétition imposée par les graminées semées. Il apparaît que la perturbation annuelle liée au broyage réalisé par l'agriculteur et la compétition des espèces semées sont les facteurs les plus structurants de ces communautés végétales (**Chapitres 3 et 5**).

Les bandes enherbées sont implantées sur les premiers mètres du bord de champ, zone où le stock semencier est habituellement plus riche en semences d'espèces annuelles (Marshall, 1989a). Mais nos résultats montrent qu'au cours de l'évolution de la bande enherbée, les espèces annuelles qui composent la communauté de départ, décroissent. De plus, Ullrich (2001) et Marshall (2009) mentionnent que les bandes enherbées peuvent être une menace pour le maintien des espèces messicoles. La littérature enrichie de nos résultats explique ce déclin par plusieurs faits. (i) La bande enherbée est implantée avec un couvert semé de graminées vivaces qui, très rapidement, ferment le milieu et exercent une compétition trop élevée pour certaines espèces (**Chapitre 3**). Le vulpin des champs (*Alopecurus myosuroides*), espèce annuelle très commune particulièrement favorisée par les systèmes de culture actuels (rotation courte de culture d'hiver, travail superficiel), n'est pas une espèce suffisamment compétitrice à certains de ses stades de développement pour se maintenir dans les bandes enherbées. (ii) Même si l'introduction de perturbations répétées (broyage) permet de diminuer l'intensité de la compétition, il semble que les espèces à faible taux de croissance n'ont pas le temps de profiter de la période post-perturbation pour se développer (Warren *et al.*, 2002). (iii) De plus, si la compétition pour la lumière favorise les espèces de grande taille, le broyage induit une perte de biomasse importante et la sénescence de beaucoup d'espèces annuelles. C'est le cas du bleuet (*Centaurea cyanus)* qui semble, au départ, se développer très favorablement, mais dont les plantes non arrivées à grenaison présentent un taux de mortalité très élevé. (iv) Même si certaines espèces annuelles parviennent à émettre des semences viables, il faut encore qu'elles aient l'aptitude à germer et à lever en surface car les bandes enherbées sont implantées de manière pérenne et le sol

n'est plus perturbé. Nous montrons effectivement que *C. cyanus*, l'espèce ayant le plus fréquemment atteint le stade de fructification, présente des semences non adaptées à germer en surface (**Chapitre 3**).

Après l'implantation des bandes enherbées, l'absence de pression de sélection exercée précédemment par les herbicides permet le développement d'une flore spontanée riche et très diverse, et ce dès la première année. Les bandes enherbées, dont la richesse et la diversité floristique se maintiennent au cours des années, peuvent favoriser l'expression de nombreux services écosystémiques.

B. LES ADVENTICES ET LES BANDES ENHERBÉES : DES SERVICES ÉCOSYSTÉMIQUES

Les adventices seraient à la base de nombreuses chaines trophiques et sont donc souvent identifiées comme support d'une diversité très large (Marshall *et al.*, 2003 ; Storkey et Westbury, 2007 ; Petit *et al.*, 2010). Ainsi, à travers l'Europe, de nombreuses mesures agro-environnementales ont été initiées pour encourager l'implantation d'habitats favorables au maintien des populations adventices dans le but de favoriser le maintien de populations d'insectes, de mammifères ou d'oiseaux. Ces mesures montrent des effets bénéfiques sur les invertébrés (Meek *et al.*, 2002) dont les carabes (Woodcock *et al.*, 2005 ; Hof et Bright, 2010). Pour certains taxons comme les oiseaux, il est important de prendre en compte la quantité et la qualité des habitats mis en place (Vickery *et al.*, 2002). Très peu d'études ont exploré la conséquence de la mise en place des bandes enherbées sur les populations de gibiers (Rands, 1987 ; Rands et Sotherton, 1987 ; Draycott, 2004) mais il apparaît que de tels habitats, de par leurs ressources en insectes et les possibilités de nidification offertes, peuvent, par une gestion adaptée, favoriser les populations de gibiers.

Les services rendus par la flore adventice des bandes enherbées n'étaient pas une question centrale de notre projet de thèse. Pour autant, il est apparu important, dans le contexte changeant de l'agriculture et dans l'élan donné aux nouvelles thématiques de recherche mêlant agronomie et écologie, de profiter de nos dispositifs et des connaissances qui en ressortent pour initier des collaborations sur ce sujet.

Ainsi, en perspective des résultats émanant directement de nos travaux, il est important de mentionner que nous avons initié d'autres travaux de recherches dans trois thématiques.

B.1. Intérêt de la mise en place de bandes enherbées pour le maintien des populations de criquets

Cette étude est menée en collaboration avec Isabelle Badenhausser (CEBC de Chizé) et spécialiste des criquets. L'étude a été menée sur les bandes enherbées de la zone atelier « plaine et val de Sèvres » décrites dans les **chapitres 1 et 2** notamment.

L'objectif de cette étude (**Annexe 6**) était d'établir le rôle potentiel joué par les bandes enherbées et la flore s'y développant dans le maintien des populations de criquets dans un paysage agricole. Pour se faire, nous avons choisi de mettre en lumière les caractéristiques des bandes enherbées qui pourraient agir positivement sur l'abondance des criquets par comparaison avec l'habitat prairial. Avec en moyenne 1,67 criquets m^{-2} dans les bandes enherbées contre 0,74 dans les prairies, notre étude montre que les bandes enherbées accueillent effectivement une densité plus importante de criquets que les prairies. Trois hypothèses explicatives non exclusives peuvent être avancées : la forme linéaire qui assurerait le contact entre la bande enherbée et de nombreux autres milieux adjacents (Mabelis *et al.*, 1994.), une biomasse végétale élevée favorable et une diversité végétale importante. Les criquets juvéniles ont une exigence en termes de nutrition pour assurer leur croissance et seraient donc particulièrement sensibles à la richesse végétale (Specht *et al.*, 2008). Les adultes nécessitent la présence de graminées dans le couvert et apprécient en particulier, d'après notre étude, *Festuca rubra*. Enfin, l'abondance des criquets semblerait aussi favorisée par la diversité de type biologique de la végétation des bandes enherbées (morphologie des espèces) qui pourrait offrir de nombreux refuges et/ou une meilleure exposition au soleil. L'attrait des bandes enherbées pour les criquets est donc être multiple.

Ces résultats nous ont amené à conduire une deuxième campagne de terrain, dont les résultats sont en cours d'écriture dans un article de recherche intitulé « *Are sown field margin strips suitable habitats for grasshoppers (Orthoptera: Acrididae) in agricultural landscapes?* » dans l'optique d'une soumission à *Journal of Insect Conservation*.

B.2. Les bandes enherbées : quelle flore, quels prédateurs, quelle prédation ?

Cette étude a fait l'objet d'une collaboration en interne avec deux autres doctorants de l'UMR BGA : Aline Boursault dont la thèse porte sur la prédation réalisée par les populations de carabes et Helmut Meiss qui travaille sur les régulations biologiques. Le dispositif a été mis en place sur le domaine INRA de Bretenières, sur l'expérimentation décrite dans le **chapitre 5**.

La richesse de la flore présente sur les bandes enherbées, la pérennité du milieu associée à la présence d'un couvert permanent d'espèces fourragères nous a amené à initier d'éventuels futurs travaux sur les relations entre la flore et les prédateurs de semences (les carabes) afin de quantifier les taux de prédation. L'étude préliminaire publiée dans un colloque (**Annexe 7**), avait pour objectif d'observer séparément ces trois composantes dans un même habitat (la bande enherbée) à une même période. Cette étude confirme que la diversité des carabes dans

les bandes enherbées est importante. Enfin, les taux de prédation varient en fonction des espèces considérées et ne varient pas entre les bandes fauchées et non fauchées.

B.3. Les populations microbiennes du sol, de la bande enherbée au champ : intérêt du couvert semé et de la flore adventice.

Cette étude a fait l'objet d'une collaboration avec l'équipe de microbiologie des sols de l'INRA de Dijon (Lionel Ranjard, Christophe Mougel, Samuel Dequiedt). L'étude, dont le dispositif pour l'étude de la flore est décrit dans le **chapitre 4**, a été menée conjointement sur les transects disposés de la bordure au centre du champ.

D'un point de vue écologique, il n'est plus à démontrer que le sol représente l'un des plus importants réservoirs de diversité biologique (Swift, 1999). Le sol est aussi le lieu de nombreux processus biologiques et écologiques et fournit donc un nombre important de services écosystémiques, notamment dans les cycles géochimiques, et la stabilité des sols. De nombreuses études ont montré l'impact des pratiques agricoles sur l'évolution des facteurs physico-chimiques du sol et donc sur la structuration de la flore microbienne des sols. De plus, la culture mise en place est un facteur structurant des communautés microbiennes. Les résidus de culture des Brassicacées, comme le colza, laisse au sol des glucosinolates dont les éléments de dégradation réduisent la croissance des populations microbiennes (Reau *et al.*, 2005). La mise en place de bandes enherbées dans le paysage agricole, semées avec un couvert de graminées et riche en adventices, suggère l'exploration de deux thématiques : (i) Quelles communautés microbiennes sont hébergées dans le sol présent sous la bande enherbée en comparaison des parcelles adjacentes cultivées en blé ou en colza ; la communauté des bandes enherbées semées en graminées est-elle plus similaire à celle d'une parcelle de blé qu'a une parcelle de colza ? (ii) Quel est le poids de la flore adventice dans la structuration de la flore microbienne ? Est-il possible de trouver des relations entre les indicateurs écologiques des espèces végétales (*par ex.* valeurs d'Ellenberg) et les fonctions assignées aux microbes des bandes enherbées ?

D'autres études complémentaires auraient pu être réalisées pour montrer toutes les modifications potentielles liées à l'insertion du compartiment « bandes enherbées » dans l'agrosystème. Par exemple, disposer dans le paysage agricole des bandes semées en graminées n'est pas sans poser de problèmes face à leur rôle potentiel de réservoir de communautés nuisibles pour les cultures avoisinantes. Le développement actuel de l'ergot du seigle (*Claviceps purpurea*) en est une bonne illustration de ce type de problématique (Mantle et Shaw, 1977 ; Raynal, 1992 ; Jacquin *et al.*, 2010). En effet, il est probable que l'augmentation de la densité de graminées dans le paysage agricole par l'introduction des bandes enherbées pour lesquelles la date de fauche peut favoriser le pathogène, puissent augmenter le risque phytosanitaire. On peut également mentionner le cas du zabre (*Zabrus tenebrioides*), insecte coléoptère ravageur nuisible à l'agriculture (Bassett, 1978 ; Kryazheva, 1978). Dans ce cas un déséquilibre graminées/dicotylédones dans la composition des bandes enherbées pourrait augmenter l'effet

réservoir pour les zabres et constituer une menace pour les parcelles voisines ainsi que pour les bandes enherbées elles-mêmes.

Outre la crainte de voir se développer des organismes nuisibles dans les bandes enherbées, l'introduction dans le paysage agricole d'un élément paysager si riche en espèces adventices pose la question du risque malherbologique pour les parcelles adjacentes.

C. LES BANDES ENHERBÉES : QUEL HABITAT ? QUEL RÔLE DANS LE PAYSAGE AGRICOLE ?

L'implantation des bandes enherbées a été réalisée en bordure du champ, là où la flore adventice est habituellement la plus riche et dense (Marshall, 1989b; Fried *et al.*, 2009, **Annexe 2**). Ainsi, ce compartiment passe brutalement d'une situation annuellement cultivée et perturbée par le travail du sol, désherbée et enrichie par des éléments minéraux ou organiques, à une situation moins perturbée (outre le broyage) où le sol n'est plus travaillé, sans engrais et ensemencé par des graminées pour plusieurs années. En introduction de ce document, nous avions établi une revue de divers habitats du paysage agricole pour en extraire les éléments servant à notre exploration et notre réflexion sur les bandes enherbées. Aujourd'hui, cinq années après sa mise en place dans le paysage agricole, à quoi ressemble cet élément du paysage ? Est-ce une bordure herbacée élargie de cinq mètres ? Est-ce une friche qui évolue, une prairie « jeune » ?

Nous avons montré que la flore évolue largement au cours de la succession végétale sous l'influence des modes de gestion, de la compétition qu'exerce le couvert semé, mais également par la non perturbation du sol limitant le développement de nombreuses espèces présentes dans le stock semencier. De plus, il apparait que le type de bordure adjacente est un des facteurs les plus structurants des communautés végétales des bandes enherbées (**Chapitre 2**), comme cela avait été montré pour d'autres types de bordures (Marshall et Arnold, 1995 ; Walker *et al.*, 2006). Les bandes les plus riches présentent un nombre élevé d'espèces spécifiquement rencontrées sur le côté de la bande enherbée adjacent à la bordure. De plus, la présence d'espèces communément rencontrées dans les zones plus humides (*Phragmites australis, Dispsacus follunum*) nous amène à penser que la bande enherbée est une bordure de champ qui s'élargit.

La présence d'une bande adjacente aux bordures constitue donc un habitat nouveau pour de nombreuses espèces des bordures, et pour les espèces présentes précédemment dans les premiers mètres du champ (**Chapitre 4**). Toutefois, elle constitue pour l'instant un filtre à la dispersion des espèces de la bordure vers le champ et diminue fortement l'influence de la bordure sur la flore de la partie cultivée du champ. En revanche, cette zone tampon, entre la parcelle et la bordure du champ, enlève aux bordures leur rôle de refuge pour certaines espèces.

Dans ces travaux, nous avons fait de choix d'étudier les relations spatiales entre la bande enherbée et ses compartiments adjacents perpendiculairement aux bordures. Outre cet aspect, il serait effectivement intéressant d'étudier, dans quelle mesure, la bande enherbée peut être un corridor pour certaines espèces, végétales ou animales (Vermeulen, 1994 ; Dymitryszyn et Gryuntal, 2004). Les bandes enherbées créent, à l'image des bordures de champs, un réseau d'éléments semi naturels importants dans le paysage. Malgré l'isolement de certaines bandes sur des portions particulières de fossés, les bandes enherbées de parcelles voisines sont généralement connectées. Outre leur rôle de refuge, on peut s'interroger sur leur rôle dans la dispersion de certaines espèces comme le font les bords de route ? Des travaux de modélisation indiquent que des surfaces de 15 à 20 % seraient nécessaires pour cumuler les fonctions environnementales et de diversité écologique des bandes enherbées (Rüter, 2009). Cette question pourrait être également traitée pour le cas des criquets, précédemment présenté.

Nos conclusions sont à replacer dans le contexte où les bandes enherbées sont encore jeunes. Il est plausible, qu'à plus long terme, la bande enherbée puisse se comporter comme une bordure de champ, dont le potentiel d'alimentation de la parcelle serait corrélé à la richesse et la densité d'espèces présentes dans la bande. Un tel cas de figure remettrait en balance les effets bénéfiques et potentiellement négatifs des bandes enherbées dont seul l'agriculteur est le gestionnaire.

D. LES AGRICULTEURS : GESTIONNAIRE DES BANDES ENHERBÉES ET DE LEUR BIODIVERSITÉ

Même si les enjeux auxquels une agriculture plus durable doit répondre nécessitent l'observation à une échelle large, par exemple le paysage (Petit *et al.*, 2010) ou le territoire, il n'en reste pas moins que l'unité de gestion sur lequel l'agriculteur agira restera *a priori* la parcelle ou son territoire d'exploitation. De plus, les bandes enherbées sont des zones, certes non cultivées, mais vouées, par la réglementation sur l'entretien minimal des terres, à ne pas devenir des friches dans l'objectif de redevenir potentiellement des terres rapidement cultivables.

Ainsi, le point de vue de l'agriculteur sur cette mesure environnementale reste capital pour que son acceptation soit totale. Or, les mauvaises herbes sont encore considérées, souvent à juste titre, comme néfastes à la production en quantité et/ou de qualité. A travers cette vision, l'éventualité que ces bandes enherbées, dont la mise en place a été rendue obligatoire sans compensation financière, induisent un risque malherbologique pour les parcelles adjacentes, reste la principale crainte des agriculteurs (Mante et Gerowitt, 2009 ; **Chapitre 1**). La littérature montre très largement que la participation des agriculteurs à de telles mesures est d'autant plus forte qu'elles sont soutenues financièrement (Herzon et Mikk, 2007 ; Defrancesco *et al.*, 2008). Dans le cas des bandes enherbées, nos enquêtes montrent que son acceptation tient au fait qu'elles sont mises en place pour des raisons environnementales sur lesquels un consensus existe.

Pour autant, nos travaux montrent que la mise en place et l'entretien des bandes enherbées ont un coût qui n'est pas négligeable lorsqu'il est considéré par hectare de bande enherbée (**Chapitre 1**). Cependant, à l'échelle de l'exploitation agricole, retirer 3% de la surface arable pour y implanter de l'herbe présente une perte économique moins grande que bons nombres d'évènements climatiques (Changnon, 1971 ; Lerin, 1995), d'accidents fongiques ou de dégâts entomologiques. De plus, bien qu'ils soient difficilement chiffrables, l'ensemble des services écosystémiques rendus par la flore des bandes enherbées peut permettre de contrebalancer cette perte économique sèche. Cependant, des conflits peuvent émerger lorsque que l'on souhaite atteindre conjointement les objectifs de protection de l'environnement et de maintien de la diversité des communautés.

L'implantation des bandes enherbées en France est liée à des raisons environnementales. La protection des eaux de surface et la limitation de l'érosion des sols sont les seules motivations affichées de leur présence. Ainsi, favoriser la biodiversité végétale sur les bandes enherbées, dans l'objectif final de favoriser une biodiversité plus large, rendant des services à l'agriculture et à l'agriculteur, peut nécessiter des moyens de gestion qui entrent en conflit avec les objectifs environnementaux. Par exemples, augmenter le nombre d'espèces annuelles, introduire des espèces messicoles, favoriser l'apparition d'espèces à fleur pour les pollinisateurs, de légumineuses pour l'alimentation azotée du couvert, peuvent diminuer l'efficacité de la bande enherbée dans son rôle de ralentisseur de l'écoulement de l'eau. Se pose également alors la question des plantes autorisées en semis sur les bandes et des conflits possibles entre la réglementation (interdiction de semer des légumineuses sur les bandes enherbées dans les zones vulnérables aux nitrates) et intérêts écosystémiques (rôle favorable des légumineuses dans la production de ressources pour les pollinisateurs).

E. BANDES ENHERBÉES : OPPORTUNITÉ OU CRAINTE POUR LA GESTION DES ADVENTICES DANS L'AGRO-ÉCOSYSTÈME ?

Nos travaux montrent que les bandes enherbées hébergent une flore plus riche et diverse que les parcelles cultivées, aussi riche que les bordures herbacées dont leur rôle est capital dans le maintien de la diversité floristique des bandes enherbées. Ces dernières sont un habitat pour de nombreuses espèces des bordures. Etant composées à 90% par des espèces adventices des champs émergeant d'un stock semencier sur lequel les bandes enherbées sont implantées, ces dernières constituent un refuge pour ces espèces, malgré la décroissance des espèces annuelles.

Nous avons montré également que les bandes enherbées limitent la dispersion des espèces adventices de la bordure vers le champ jouant le rôle de zone tampon entre ces habitats. Ainsi, les espèces sont contenues dans la bande enherbée dont le couvert semé et les modes de gestion imposent une alternance compétition-perturbation très inadaptée aux espèces des champs (**Chapitre 5**).

Le comportement des bandes enherbées face aux espèces de statuts divers (messicoles rares, mauvaises herbes, …) fait actuellement l'objet d'un projet de rédaction d'un **article de positionnement**, en collaboration avec des chercheurs étrangers. Le but est d'établir si, sous plusieurs climats, dans des situations agricoles variées, les bandes enherbées peuvent constituer une crainte ou une opportunité à la gestion des adventices. Dans notre cas, malgré la crainte émise quant au déclin des mauvaises herbes annuelles, les bandes enherbées sont une opportunité pour la gestion des adventices à l'échelle de la parcelle cultivée comme à celle du paysage. Cette conclusion a été présentée lors d'une communication orale lors du symposium de l'EWRS en Hongrie (**Annexe 5**).

F. RÉFÉRENCES DE LA CONCLUSION GÉNÉRALE

Bassett, P. (1978) damage to winter cereals by Zabrus tenebrioides (GOEZE) (Coleoptera - Carabidae). Plant Pathology, 27, 48-48.

Changnon, S. A. (1971) Hailfall Characteristics Related to Crop Damage. Journal of Applied Meteorology, 10, 270-274

Defrancesco, E., Gatto, P., Runge, F. & Trestini, S. (2008) Factors affecting farmers' participation in agri-environmental measures: A northern Italian perspective. Journal of Agricultural Economics, 59, 114-131.

Draycott, R. (2004) The importance of arable weeds in wild game bird diets. Arable weeds and biodiversity,,27-28 September 2004, http://qs.aqvs.co.uk/aab/images/draycott.pdf

Dymitryszyn, I. & Gryuntal, S. (2004) A tool of the species protection: the highway verges as an corridor for Carabids (Carabidae, Col.) movement in a strongly fragmented landscape. Annals of Warsaw Agricultural University, Horticulture (Landscape Architecture), 265-272.

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F. & Reboud, X. (2009) Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biological Conservation, 142, 238-243.

Herzon, I. & Mikk, M. (2007) Farmers' perceptions of biodiversity and their willingness to enhance it through agri-environment schemes: A comparative study from Estonia and Finland. Journal for Nature Conservation, 15, 10-25.

Hof, A. R. & Bright, P. W. (2010) The impact of grassy field margins on macro-invertebrate abundance in adjacent arable fields. Agriculture, Ecosystems & Environment, 139, 280-283.

Jacquin, D., Delos, M. & Reboud, X. (2010) L'ergot dépasse le seigle, cet ancien compagnon de l'homme ressort les griffes. PHYTOMA - La Défense des Végétaux, 633, 38-42.

Kryazheva, L. P. (1978) Principles of control of Zabrus tenebrioides. Zashchita Rastenii, 20-21.

Lerin, J. (1995) Assessment of yield losses caused by insects in winter oilseed rape, a critical review. In IOBC/WPRS Working Group 'Integrated control in oilseed crops' held in Zurich, Switzerland, on 24-25 February 1994. (, pp. 95-101.

Mabelis, A., Griffioen, R., Schroder, R. & Wingerden, W. (1994.) Grasshoppers in heathland fragments surrounded by woodland. Proceedings of the Section Experimental and Applied Entomology of the Netherlands Entomological Society (, pp. 115-121.

Mante, J. & Gerowitt, B. (2009) Learning from farmers' needs: Identifying obstacles to the successful implementation of field margin measures in intensive arable regions. Landscape and Urban Planning, 93, 229-237.

Mantle, P. G. & Shaw, S. (1977) Case-study of etiology of ergot disease of cereals and grasses. Plant Pathology, 26, 121-126.

Marshall, E. J. P. (1989a) Distribution patterns of plants associated with arable field edges. Journal of Applied Ecology, 26, 247-257.

Marshall, E. J. P. (2009) The impact of landscape structure and sown grass margin strips on weed assemblages in arable crops and their boundaries. Weed Research, 49, 107-115.

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

Marshall, E. J. P., Brown, V. K., Boatman, N. D., Lutman, P. J. W., Squire, G. R. & Ward, L. K. (2003) The role of weeds in supporting biological diversity within crop fields. Weed Research, 43, 77-89.

Marshall, J. P. (1989b) Distribution patterns of plants associated with arable field edges. Journal of Applied Ecology, 26, 247-257.

Meek, B., Loxton, D., Sparks, T., Pywell, R., Pickett, H. & Nowakowski, M. (2002) The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. Biological Conservation, 106, 259-271.

Petit, S., Boursault, A., Le Guilloux, M., Munier-Jolain, N. & Reboud, X. (2010) Weeds in agricultural landscapes. A review. Agronomy for Sustainable Development, online.

Rands, M. R. W. (1987) Hedgerow management for the conservation of partridges Perdix perdix and Alectoris rufa. Biological Conservation, 40, 127-139.

Rands, M. R. W. & Sotherton, N. W. (1987) The management of field margins for the conservation of gamebirds. British Crop Protection Council Monograph N°35: Field Margins (B. C. P. C. J. M. Way and P. W. Greig-Smith), pp. 95-104. Surrey, UK.

Raynal, G. (1992) Les ergots des graminées. Phytoma-La Défense des végétaux, 444, 67-69.

Reau, R., Bodet, J.-M., Bordes, J.-P., Dore, T., Ennaifar, S., Moussart, A., Nicolardot, B., Pellerin, S., Plenchette, C., Quinsac, A., Sausse, C., Seguin, B. & Tivoli, B. (2005) Effets allélopathiques des Brassicacées via leurs actions sur les agents pathogènes telluriques et les mycorhizes : analyse bibliographique. Partie 1. Oléagineux, Corps Gras, Lipides., 12, 261-271.

Rüter, S. E. (2009) Multifunctionnal grass strips – scenario-based modeling of habitat connectivity and water retention. European IALE conference : European landscapes in transformation challenges for landscape ecology and management. (J. Breuste, M. Kozova & M. Finka), pp. 223-227., Salzburg (Austria).

Specht, J., Scherber, C., Unsicker, S. B., Koehler, G. & Weisser, W. W. (2008) Diversity and beyond: plant functional identity determines herbivore performance. Journal of Animal Ecology, 77, 1047-1055.

Storkey, J. & Westbury, D. B. (2007) Managing arable weeds for biodiversity. Pest Management Science, 63, 517-523.

Swift, M. J. (1999) Integrating soils, systems and society. Nature & Resources, 35, 12-20.

Ullrich, K. S. (2001) The influence of wildflower strips on plant and insect (Heteroptera) diversity in an arable landscape. Doctor of Natural Sciences, Swiss Federal Institute of Technology Zürich.

Vermeulen, H. J. W. (1994) Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles carabidae. Biological Conservation, 69, 339-349.

Vickery, J., Carter, N. & Fuller, R. J. (2002) The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. Agriculture, Ecosystems & Environment, 89, 41-52.

Walker, M., Dover, J., Sparks, T. & Hinsley, S. (2006) Hedges and Green Lanes: Vegetation Composition and Structure. Biodiversity and Conservation, 15, 2595-2610.

Warren, J., Christal, A. & Wilson, F. (2002) Effects of sowing and management on vegetation succession during grassland habitat restoration. Agriculture Ecosystems and Environment, 93, 393-402.

Woodcock, B. A., Westbury, D. B., Potts, S. G., Harris, S. J. & Brown, V. K. (2005) Establishing field margins to promote beetle conservation in arable farms. Agriculture, Ecosystems & Environment, 107, 255-266.

ANNEXES

Annexe 1	Qu'est-ce que les bandes enherbées ? Conséquences environnementales et biologiques. 2008. *Bourgogne Nature, revue scientifique de la Société des Sciences Naturelles de Bourgogne*. 7, 97-108
Annexe 2	Field boundary: an atypic area and flora. IALE (UK) annual conference: "Landscape Ecology and Conservation". 8-10 september 2008, Cambridge (UK). Résumé de communication et poster
Annexe 3	Les bandes enherbées : un milieu riche quoi que l'on y fasse ! 5ème Colloque d'Ecologie Végétale – ECOVEG5. 8-10 avril 2009, Gembloux (Belgique). Résumé de communication orale et deux diapositives.
Annexe 4	Sown grass field margin strips: such a rich and biodiverse habitat! 3rd Workshop of the EWRS Working Group: Weeds and Biodiversity, 12-13 March 2009, Lleida (Spain). Résumé de communication et poster.
Annexe 5	Sown grass strips: opportunity or threat for the management of weeds in arable landscapes. 16th Symposium of the European Weed Research Society. 12-15 July, Kapsovar, (Hungary). Résumé de communication orale.
Annexe 6	Les bandes enherbées comme habitat potentiel pour les criquets dans les paysages agricoles intensifs : analyse des interactions avec le couvert végétal. Rapport scientifique de l'UMR Biologie & Gestion des Adventices, Dijon.
Annexe 7	Bandes enherbées : quelle flore, quels prédateurs, quelle prédation ? 2009. XIIIème colloque international sur la biologie des mauvaises herbes. 8 au 10 septembre 2009. Dijon (France). Résumé de communication et poster.

ANNEXE 1

QU'EST-CE QUE LES BANDES ENHERBÉES ?

CONSÉQUENCES ENVIRONNEMENTALES ET BIOLOGIQUES.

Cordeau S. et Chauvel B. 2008

Bourgogne Nature 7, 97-108.

Revue scientifique de la Société des Sciences Naturelles de Bourgogne.

Qu'est-ce que les bandes enherbées ? Conséquences environnementales et biologiques

How to define grass strip field margin? Environnemental and biological consequences

Stéphane CORDEAU* & Bruno CHAUVEL

INRA, UMR 1210 Biologie et Gestion des Adventices,
ENESAD, INRA, Université de Bourgogne, F-21065 Dijon Cedex, France
stephane.cordeau@dijon.inra.fr

Résumé :

La réforme de la Politique Agricole Commune de 2003 a instauré le principe de conditionnalité des aides à la production. Dès lors, elle oblige les agriculteurs à disposer des bandes enherbées en priorité le long des cours d'eau, pour limiter la dérive de produits phytosanitaires dans les eaux superficielles et pour diminuer l'érosion des sols. Cependant cette zone tampon semi-naturelle, implantée dans un paysage agricole monofonctionnel d'intérêt écologique aujourd'hui réduit (DI PIETRO, 2006) peut devenir un support crucial de biodiversité dans les agrosystèmes (MARSHALL & MOONEN, 2002). La flore annuelle ou pérenne, et la faune invertébrée et vertébrée (oiseaux, mammifères) que l'on peut retrouver dans les bandes enherbées, sont variées et abondantes. Elles varient avec la diversité structurelle des bandes. Elles permettent même des interactions positives entre la flore et la faune auxiliaires. La Côte-d'Or avec ses nombreux cours d'eau bordés de bandes enherbées, est un département propice pour découvrir cette biodiversité.

Abstract :

The reform of the Common Agricultural Policy (CAP) of 2003 established the principle of conditionality based on production aids. Therefore, farmers are requested to grow grass strips, in priority along the rivers, in order to minimize pesticide flows towards surface water and to reduce soil erosion. This semi-natural buffer zone, located in agricultural landscapes with limited diversity and ecological functionality (DI PIETRO, 2006), could be a crucial support for agro-biodiversity (MARSHALL & MOONEN, 2002). The annual or perennial flora, the vertebrate and invertebrate fauna (birds, mammals) found in the grass strips are rich and varies with the diversity of the structural arrangement of the strips. These grass strips can even increase positive interactions between the flora and fauna auxiliaries. The department of Côte-d'Or (Burgundy, Eastern France), with its numerous rivers surrounded by grass strips, is a favourable place to assess this biodiversity.

Mots clés, keywords :

bandes enherbées, bordures de champ, biodiversité, réglementation

grass strip, field margin, biodiversity, regulation

L'intensification accélérée de l'agriculture, rythmée par les réformes de la Politique Agricole Commune (PAC), s'est traduite par des changements importants des enjeux pour les agriculteurs. Suite aux réformes de la PAC en 2003 et 2005, les principales aides, qui dépendaient du niveau de production et du gel d'une partie des terres (jachères), seront maintenant attribuées aux agriculteurs s'ils répondent à des exigences réglementaires (principe de la conditionnalité des aides). L'une d'entre elles consiste en la mise en place d'une « surface en couvert environnemental », communément appelée « bandes enherbées ». Ses objectifs premiers sont de limiter la dérive de produits phytosanitaires dans les eaux superficielles (DANIELS & GILLIAM, 1996) et de limiter l'érosion des sols (MONTANARELLA *et al.*, 2003) en favorisant la sédimentation des éléments transportés (MORGAN, 1992). Cependant l'apparition de ce nouvel élément du paysage peut avoir des conséquences secondaires très diverses tant agronomiques, écologiques, sociologiques que paysagères (BERNARD *et al.*, 1998). Après un bref cadrage réglementaire, nous verrons que les bandes enherbées, déjà très étudiées en Europe du Nord, sont habitées par une flore et une faune potentiellement riches et abondantes.

Définition et réglementation

Directive « Nitrates » ou conditionnalité de la PAC

En 2003, dans le cadre de la directive « nitrates » (directive nitrates 91/676/CEE du 12 décembre 1991, lutte contre les pollutions liées à l'azote), certaines zones agricoles ont été identifiées comme vulnérables. Bon nombre de départements rendent obligatoire par arrêté préfectoral la mise en place d'une bande d'herbe le long des cours d'eau, d'une largeur allant de 10 à 15 mètres.

L'autre mesure, plus récente, et qui est la cause principale de la mise en place généralisée des bandes enherbées provient de la réforme de la PAC en 2003, applicable en 2005. Le gel des terres (mise en jachère), n'est désormais plus obligatoire mais se manifeste toujours sous différentes formes (gel agronomique, gel industriel, gel faune sauvage, … figure 1). Chacune de ces formes de gel peut se décliner suivant différentes modalités avec chacune leur réglementation, comme le gel faune sauvage que l'on peut retrouver sous forme de jachère fleurie, jachère apicole,… Mais, pour percevoir les aides complémentaires à la vente de sa production, tout agriculteur [*sauf les «petits producteurs» c'est-à-dire déclarant une production inférieure à 92 tonnes équivalent céréales, valeur evaluée selon le rendement de référence du département*] doit obligatoirement implanter une Surface en Couvert Environnemental (SCE) pour le respect des Bonnes Conditions Agro-Environnementales (BCAE).

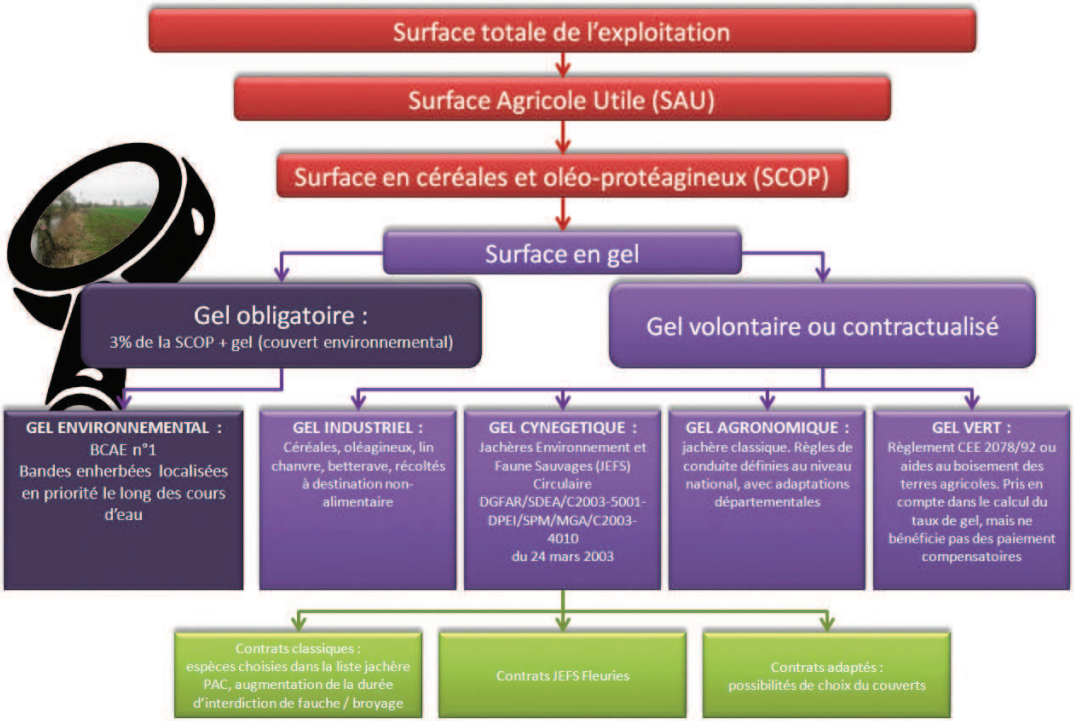


Figure I. : Représentation des différents types de gel des terres agricoles.

Localisations et caractéristiques des Surfaces en Couvert Environnemental (SCE)

Les SCE représentent 3% de la surface en céréales, oléo-protéagineux (colza, soja, tournesol), lin, chanvre, et gel de l'exploitation agricole. Elles se matérialisent le plus souvent en bandes d'une largeur minimum de 5 mètres et d'une superficie minimum de 5 ares. Les bandes enherbées peuvent être réparties sur l'ensemble de l'exploitation, mais doivent être mises en priorité sur le bord des cours d'eau. Les autres éléments fixes du paysage (haie, bois, chemin, digue,…), séparant la parcelle du cours d'eau sont considérés comme zone tampon et réduisent d'autant la largeur à implanter par l'agriculteur. Les cours d'eau obligatoirement concernés sont définis par un trait bleu plein sur les cartes IGN à 1/25000e les plus récentes. Par arrêté préfectoral, d'autres cours d'eau, en trait discontinu sur les cartes, peuvent être ajoutés. En se rappelant qu'un cours d'eau possède deux rives, il se peut

que la surface bordant les cours d'eau traversant une exploitation dépasse les 3% requis. Dans ce cas, l'agriculteur n'est pas tenu d'implanter plus de 3%, pouvant expliquer, dans certains cas, l'absence de bandes enherbées en bordure de rivière.

Si l'exploitation agricole n'est traversée par aucun cours d'eau, l'agriculteur doit tout de même satisfaire à cette mesure. Il est donc recommandé par les chambres d'agriculture ou les agences de l'eau de placer les bandes enherbées de manière pertinente (figure 2), en rupture de pente pour éviter l'érosion hydrique des sols, sur des zones d'alimentation de captages d'eau pour éviter l'infiltration de substances chimiques, etc...

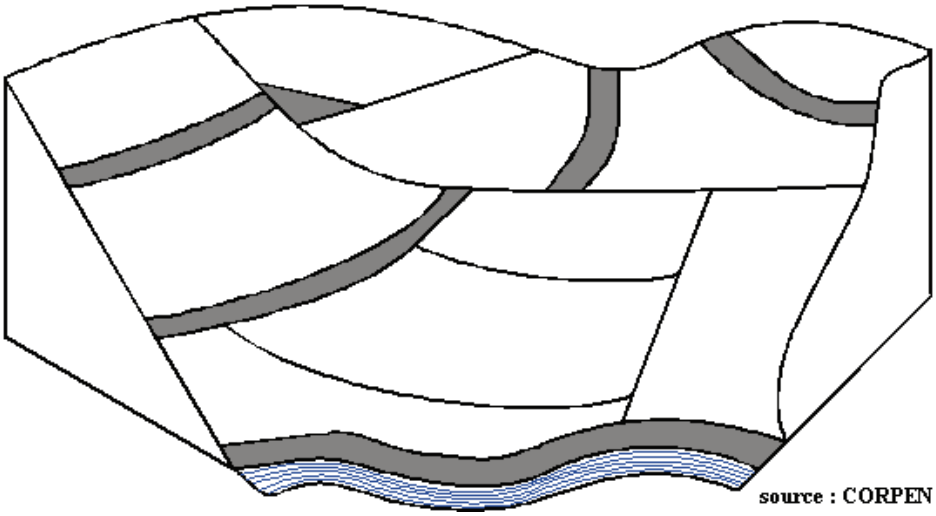


Figure 2 : Zones d'implantation de bandes enherbées, recommandées par le CORPEN (Comité d'ORientation pour des Pratiques agricoles respectueuses de l'ENvironnement). (source : CORPEN). Les bandes peuvent être disposées en rupture de pente, sur un chemin préférentiel d'eau de ruissellement, en bas de pente ou sur une zone de captage d'eau.

Espèces implantées et entretien

Les bandes enherbées sont rarement régénérées naturellement et sont quasi exclusivement semées, obligatoirement avant le 1er mai et maintenues au moins jusqu'au 31 août de l'année en cours. Elles peuvent donc en théorie être détruites et réimplantées chaque année, mais un couvert pluriannuel est plus efficace, moins coûteux et moins contraignant. La liste des 23 espèces préconisées est très encadrée et est définie par l'arrêté du 12 janvier 2005 (JO 19 janvier 2005, TABLEAU I). Les mélanges (graminées gazonnantes/graminées à croissance lente ou graminées/légumineuses) sont préconisés offrant une couverture et une pérennité du couvert plus grandes. L'implantation de légumineuses en bord de cours d'eau, largement réalisée par ailleurs (la luzerne, le lotier, la minette, le sainfoin et le trèfle blanc notamment), n'est pas autorisée dans les zones qualifiées de « vulnérables » par la directive nitrates. D'un point de vue réglementaire, les bandes enherbées ne reçoivent aucun fertilisant organique, minéral et ne subissent aucun traitement phytosanitaire, sauf dérogation accordée par la préfecture pour un traitement manuel localisé suite à l'expansion inquiétante d'une espèce (plantes envahissantes, insectes ravageurs, etc...).

Abréviations utilisées :

B.C.A.E. : Bonnes Conditions Agro-Environnementales
C.E.E. : Communauté Économique Européenne
C.N.R.S : Centre National de la Recherche Scientifique
D.D.A.F.: Direction Départementale de l'Agriculture et de la Forêt
I.G.N. : Institut Géographique National
I.N.R.A : Institut National de la Recherche Agronomique
J.O. : Journal Officiel
P.A.C. : Politique Agricole Commune
S.C.E. : Surfaces en Couvert Environnemental

Liste des espèces préconisées				
En bord de cours d'eau		En dehors de cours d'eau		
Hors zones vulnérables	En zones vulnérables	Objectif : favoriser les auxiliaires de culture et la biodiversité	Objectif : érosion	Objectif : Phytosanitaires et nitrates
Il est recommandé de mélanger les espèces figurant ci-dessous : (G) graminées, (A) Annuelles, (L) : Légumineuses				
Une ou plusieurs espèces listées prédominantes	Une ou plusieurs espèces listées prédominantes	Plusieurs espèces listées prédominantes dont une graminée prairiale et une légumineuse	Une ou plusieurs espèces listées prédominantes	Plusieurs espèces listées prédominantes dont 2 graminées fourragères
Luzerne (L)	Luzerne (L)	Luzerne (L)	Luzerne (L)	Luzerne (L)
Dactyle (G)	Dactyle (G)	Dactyle (G)	Dactyle (G)	Dactyle (G)
Fétuque des prés (G)	Fétuque des prés (G)	Fétuque des prés (G)	Fétuque des prés (G)	Fétuque des prés (G)
Fétuque élevée (G)	Fétuque élevée (G)	Fétuque élevée (G)	Fétuque élevée (G)	Fétuque élevée (G)
		Fétuque rouge (G) (A)		
Fléole des prés (G)	Fléole des prés (G)	Fléole des prés (G)	Fléole des prés (G)	Fléole des prés (G)
Lotier corniculé (L)		Lotier corniculé (L)	Lotier corniculé (L)	
Minette (L) - (A)				
Ray Grass anglais (G)		Ray Grass anglais (G)	Ray Grass anglais (G)	Ray Grass anglais (G)
Ray-grass hybride (G)		Ray-grass hybride (G)	Ray-grass hybride (G)	Ray-grass hybride (G)
Sainfoin (L)		Sainfoin (L)		
Trèfle blanc (L)		Trèfle blanc (L)	Trèfle blanc (L)	Trèfle blanc (L)
		Trèfle de perse (L) - (A)		
		Trèfle d'Alexandrie (L) -(A)		
		Vesce commune (L) - (A)		
		Vesce velue (L) -(A)		
		Vesce de Cerdagne (L) -(A)		
Brome cathartique (G)	Brome cathartique (G)	Brome cathartique (G)	Brome cathartique (G)	Brome cathartique (G)
Brome sitchensis (G)	Brome sitchensis (G)	Brome sitchensis (G)	Brome sitchensis (G)	Brome sitchensis (G)
		Serradelle (L) - (A)		
		Mélilot (L) - (A)		
				Pâturin (G)
		Couverts des MAE (0402, 1401,1403) biodiversité, cynégétiques ou fleuries. Couverts de gel environnement faune sauvage.		
Couvert implanté de manière pérenne ou, à défaut, couvert présent la plus grande partie de l'année : période d'implantation et de travail du sol limité au 15 février-1 mai, du 1 septembre au 15 octobre pour les espèces biodiversité				

Tableau 1 : Liste des espèces préconisées pour l'implantation de bandes enherbées (J.O. 19 janvier 2005)

Biodiversité des bandes enherbées

La diversité floristique et faunistique que nous allons détailler, s'explique entre autres, par l'impulsion des deux mesures environnementales vues précédemment. Il est important de noter que ces bandes enherbées ont été installées dans un but environnemental (DANIELS & GILLIAM, 1996) et qu'elles n'ont donc pas au départ d'objectifs de conservation ou d'augmentation de la biodiversité. Toutefois, l'installation de milieux stabilisés dans un paysage agricole (250 000 ha de bandes enherbées pouvant potentiellement couvrir les 500 000 km linéaire de cours d'eau en France), ne peut que contribuer à favoriser les espèces animales et végétales se développant dans les agrosystèmes (MARSHALL, 2002). Les bandes enherbées peuvent être aussi considérées comme des zones d'introduction d'adventices (BOATMAN, 1993 ; HOLLAND & FAHRIG, 2000), de ravageurs et de maladies (MARSHALL, 2002). Les conséquences peuvent être directes (JAUZEIN, 2000) ou indirectes (MARSHALL & MOONEN, 2002). Si des premières études sont en cours en France, la majorité des données actuelles proviennent des pays du nord de l'Europe et les rôles assignés aux bandes enherbées, observées depuis l'échelle parcellaire jusqu'au paysage, y sont très variés. Il est à noter également que très peu d'études portent exclusivement sur les bandes enherbées semées à objectif environnemental telles que nous les avons définies précédemment. Nous tirerons donc une partie de notre expérience de l'étude des bordures au sens large.

Flore

Du fait de pressions de désherbage plus faibles, les bandes enherbées semblent constituer des zones refuges pour des espèces adventices rares telles que certaines messicoles (FRIED *et al.*, 2007). Ces bandes, à l'échelle d'un paysage semblent avoir un rôle essentiel dans le maintien de la flore et de la faune sauvage (WAY & GREIG-SMITH, 1987 ; BOATMAN, 1994) et dans l'augmentation de la diversité biologique (MARSHALL & NOWAKOWSKI, 1991 ; SMITH *et al.*, 1994).

Biodiversité floristique rencontrée

De nombreuses espèces végétales semblent capables de s'adapter à ce milieu et la composition spécifique d'une bande enherbée est dépendante du mélange de semences de départ et des propriétés physico-chimiques du sol (CRITCHLEY *et al.*, 2006). Les espèces les plus couramment semées dans les milieux plutôt humides sont la fétuque des prés (*Festuca pratensis*), la fléole des prés (*Phleum pratense*), le lotier commun (*Lotus corniculatus*), le trèfle blanc (*Trifolium repens*), et le trèfle hybride (*Trifolium hybridum*). Dans les milieux plutôt secs, des espèces tolérantes à la sécheresse sont préférentiellement implantées comme la fétuque rouge (*Festuca rubra*), le lotier commun (*Lotus corniculatus*), le mélilot (*Melilotus albus*), le sainfoin (*Onobrychis viciifolia*) et le dactyle (*Dactylis glomerata*).

La diversité végétale dans les bordures enherbées dépend de nombreux facteurs et va évoluer, comme tout milieu naturel, au cours du temps. Il est généralement observé que les bordures semées ont une diversité spécifique plus importante, particulièrement si elles sont semées au printemps, en favorisant dans un premier temps les graminées (CRITCHLEY *et al.*, 2006). Les zones régénérées naturellement ont une couverture végétale moins importante, particulièrement si elle a été mise en place au printemps (WEST & MARSHALL, 1995). Au cours du temps, suivant le régime de fauche, l'importance du mode d'implantation s'estompe : les espèces annuelles laissent généralement place à une dominance d'espèces pérennes et la diversité floristique (présence et abondance) converge dans le temps sans lien réel avec le régime de fauche. (CAUWER *et al.*, 2005). Le fait d'enlever les résidus après le fauchage des bandes enherbées pour limiter l'augmentation du taux de matière organique, augmente l'abondance générale (CAUWER *et al.*, 2005).

Effets réciproques entre la bande enherbée et la parcelle adjacente

La flore des bordures des champs est largement influencée par les pratiques réalisées par les agriculteurs à l'intérieur de la parcelle. Le travail du sol, l'apport de pesticides et de fertilisants vont influencer plus ou moins directement la composition floristique des communautés des bordures (MARSHALL, 1992 ; KLEIJN & VAN DER VOORT, 1997). De même, le type d'exploitation agricole, laitière ou céréalière, ainsi que le type d'occupation du sol peuvent modifier la flore des bords de champs (DI PIETRO, 2006). Les bordures des exploitations laitières généralement plus fragmentées, sont associées aux espèces pérennes (*Taraxacum* spp., *Dactylis glomerata*, ...) et nitrophiles, notamment annuelles (*Lolium multiflorum, Poa annua, Crepis capillaris*,...). À l'inverse, les bordures d'exploitations céréalières plus grandes, sont peuplées par les adventices annuelles des cultures. De plus la flore des bordures herbacées peut aussi être structurée selon un gradient de distance au bois (espèces sciaphiles et espèces héliophiles) et selon un gradient de fertilité et d'humidité du sol (opposant les espèces nitrophiles aux espèces xérophiles) (DI PIETRO, 2006). L'ombre et l'humidité apportées par un bois ou une haie arborescente vont favoriser la présence d'espèces comme *Pulmonaria longifolia, Cucubalus baccifer, Arum maculatum*, mais aussi des espèces pérennes nitrophiles comme *Geum urbanum, Urtica dioica ou Roegneria canina*.

La bande enherbée joue un rôle direct dans la dispersion d'adventices compétitives, vers le couvert végétal voisin (MARSHALL & MOONEN, 2002). Par exemple, l'introduction de bandes enherbées ou de jachères fleuries limite la dispersion de l'avoine stérile (*Avena sterilis*) alors qu'une bande nue l'encourage (NOWAKOWSKI & MARSHALL, 1998). L'ambroisie à feuilles d'armoise (*Ambrosia artemisiifolia*), ainsi que toutes les adventices à grenaison tardive (*Amaranthus* spp., *Setaria* spp.) sont particulièrement favorisées par la réglementation des dates de fauche des jachères fleuries. Les bandes pérennes peuvent jouer le rôle inverse et diminuer la croissance et la dispersion des rhizomes du chiendent rampant (*Elytrigia repens*) (MARSHALL, 1990). Mais MARSHALL (2004) estime que le nombre d'espèces qui pose réellement un problème de dispersion depuis les bandes enherbées est limité. Des investigations menées dans des exploitations agricoles montrent

que seulement 4 des 23 adventices les plus abondantes, dispersent vers la parcelle. Parmi elles, on trouve le gaillet gratteron (*Galium aparine*) (WEST & MARSHALL, 1995) qui est particulièrement compétitif mais aussi le chiendent rampant (*Elytrigia repens*) et le brome stérile (*Bromus sterilis*).

La présence d'une bande enherbée adjacente à une haie a un effet positif sur la richesse spécifique de la végétation présente à la base de la haie (MOONEN & MARSHALL, 2001). Ceci est peut être dû à la pression phytosanitaire moins élevée que maintient cette zone tampon.

Faune

Invertébrés

Biodiversité rencontrée

L'implantation de bandes enherbées offre un nouvel habitat à divers invertébrés qui se maintenaient dans les bordures ou haies déjà existantes, agissant comme une zone refuge. En effet, la présence de bandes enherbées augmente le nombre de gastéropodes (MARSHALL, 1999 ; DEDOV *et al.*, 2006), comme *Arion lusitanicus* et *Deroceras reticulatum* sur la bande et jusqu'à un mètre dans la parcelle (FRANK, 1998). D'autres espèces peuvent être observées de façon plus occasionnelle comme *Arion fasciatus, Arion distinctus*, ou *Boettgerilla pallens* (FRANK, 1998). Les bordures peuvent aussi être un refuge et une source pour la ré-immigration des vers de terre. LAGERLOF *et al.* (2002) montrent que plusieurs espèces de vers (*Aporrectodea* spp., *Alollobophora chlorotica*, *Lombricus* spp.) étaient plus présents (en nombre et en biomasse) dans le champ cultivé que dans la bordure. Cependant, des perturbations importantes du sol et le manque de matière organique dans le champ peuvent être des facteurs de diminution des populations de vers de terre. Les araignées se servent des bandes enherbées pour passer l'hiver (LEMKE & POEHLING, 2002). MEEK *et al.* (2002) ont compté plus de deux fois plus de carabes, d'araignées, de papillons, de bourdons, de myriapodes et d'opilions (« faucheux ») dans les bordures que dans les champs adjacents. Enfin, contrastant avec les cultures adjacentes, les bandes enherbées contiennent plus de larves de papillon et de bourdon (CRITCHLEY *et al.*, 2006).

La zone refuge que constituent les bordures une partie de l'année, permet aux invertébrés de migrer vers la parcelle adjacente à une période plus favorable. L'émigration estivale d'araignées (LEMKE & POEHLING, 2002) et la dispersion des pucerons ont été étudiées et ont montré pour les pucerons une baisse significative des populations au-delà de 5 mètres à l'intérieur d'une parcelle de céréale adjacente à une bande de plantes herbacées et fleuries (MARSHALL, 1997).

Enfin, les bandes enherbées ou fleuries sont attractives pour la nourriture qu'elles apportent. Par leur disponibilité en pollen et en nectar, elles tendent à rehausser le nombre de syrphes (HARWOOD *et al.*, 1992). Les papillons comme le myrtil (*Maniola jurtina*) ou l'*Aphantopus hyperantus* et les bourdons visitent également les bandes enherbées, aussi régulièrement qu'elles soient semées ou régénérées.

Favoriser les auxiliaires

Un certain nombre d'invertébrés auxiliaires peut être rencontré sur les habitats non cultivés adjacents aux parcelles (VAN EMDEN, 1965 ; WRATTEN, 1988), pouvant aider à réduire les populations de ravageurs (HEITZMANN *et al.*, 1992) ou à polliniser les cultures adjacentes (OSBORNE & CORBET, 1994).

La prédation des pucerons a été très largement étudiée. Des araignées (TOFT, 1995), des carabes (SUNDERLAND, 1987) et des papillons sont consommateurs de pucerons sur les bandes enherbées. Enfin, une abondance plus forte des apoïdes, coccinellides et des micro hyménoptères, peut diminuer l'infestation par les pucerons (DE SNOO, 1999 ; HOLLAND & FAHRIG, 2000 ; MEEK *et al.*, 2002).

Pour leur part, les carabes comprennent des espèces au régime alimentaire très varié. Certains se nourrissent de graines, mais d'autres sont polyphages, donc de potentiels prédateurs naturels (KROMP, 1999) de limaces par exemple (MAIR *et al.*, 2001). THOMAS *et al.* (2001) montrent que *Poecilus cupreus* et surtout *Nebria brevicollis* sont des espèces associées aux bordures de champs, mais que l'on peut retrouver à l'intérieur du champ.

Interactions avec la flore

Les interactions avec la flore sont nombreuses car il est difficile de dissocier l'observation d'invertébrés de leur habitat. Les études canadiennes et anglaises recommandent même des compositions floristiques à semer pour promouvoir le développement de certaines populations (COLIGNON et al., 2004) même si l'origine géographique des semences introduites peut être sujet à controverse (KELLER, 2000). Par exemple l'introduction de quatre messicoles attractives, le Chrysanthème des moissons (*Chrysanthemum segetum*), la Nielle des blés (*Agrostemma githago*), le Grand coquelicot (*Papaver rhoeas*) et le Bleuet (*Centaurea cyanus*), à un mélange traditionnel (*Lolium, Phleum, Festuca*, ou *Trifolium, Medicago*), est plus attractif pour les auxiliaires pollinisateurs (*Cantharidae, Syrphidae*), pour les prédateurs (*Carabidae, Dolichopodidae*) Aphidiphages (*Coccinellidae, Chrysopidae*) et pour les micro Hyménoptères (*Cynipidae, Proctotrupidae, Ichneumonidae*). Les populations d'*Apoidea*, de Syrphes non aphidiphages, de *Braconidae* et de *Cynipidae* augmentent de plus de 50%. En revanche, le mélange traditionnel est plus propice aux *Stratiomyiidae, Ptéromolidae, Brucidae, Cecidomyiidae, Dolichpodidae* et aux *Empididae*. De plus, ajouter quelques espèces dicotylédones à un mélange semé, (Avoine dorée : *Trisetum flavescens*, Fétuque rouge : *Festuca rubra*, Fléole des prés : *Phleum pratense*, Crételle à crêtes : *Cynosurus cristatus*, Pâturin des prés : *Poa pratensis*, Laîche noire : *Carex nigra*, ...), augmente l'abondance et la diversité des invertébrés observés (ASTERAKI *et al.*, 2004). Enfin, la présence de pollinisateurs et de prédateurs bénéfiques peut être augmentée en présence d'un mélange contenant de la Phacélie à feuilles de tanaisie (*Phacelia tanacetifolia*) (GATHMANN et al., 1994 ; HICKMAN & WRATTEN, 1996). Les mélanges favorisent aussi l'installation de populations d'abeilles (CARRECK & WILLIAMS, 1997). La présence forte de mousses peut également permettre d'observer plus de petites Limaces grises ou Loches (*Deroceras reticulatum*) consommées par de nombreux prédateurs. Au-delà de la composition spécifique, un couvert plus haut et plus dense augmente l'abondance du gastéropode *Cochilicopa lubrica*.

Oiseaux

Dans l'étude des oiseaux, on se rend compte qu'il est difficile d'établir le rôle précis des bandes enherbées sur les populations et également difficile de distinguer l'apport de la bande par rapport à d'autres éléments comme une haie ou un bois. De plus, les études avicoles se sont principalement axées sur le gibier, par l'étude des jachères « faune sauvage », et des jachères floristiques. Le British Trust for Ornithology a identifié, au Royaume Uni, un déclin important du nombre et de la variabilité des populations d'oiseaux (FULLER *et al.*, 1995). Toutefois, des auteurs européens (VICKERY et al., 2002) et canadiens (JOBIN *et al.*, 2001) montrent que ces habitats pérennes sont optimaux pour les oiseaux.

Les bandes enherbées constituent dans un premier temps un nouvel habitat. En effet, beaucoup d'espèces affectionnent les bordures de parcelles implantées en céréales, d'autant plus si une haie leur offre un couvert. Sans être exhaustif, on y rencontre la perdrix grise (*Perdix perdix*), la grive musicienne (*Turdus philomelus*), le moineau friquet (*Passer montanus*), la linotte mélodieuse (*Acanthis cannabina*), le bouvreuil pivoine (*Pyrhula pyrhula*), le bruant des roseaux (*Emberiza schoeniculus*) et le bruant proyer (*Emberiza calandra*) (MARSHALL, 2004).

Cet habitat leur apporte dans un second temps la nourriture nécessaire. La présence plus importante d'oiseaux et de larves de papillon a été remarquée par CRITCHLEY et al. (2006), sans pour autant qu'un lien ne soit étudié. DRAYCOTT (2004) montre l'importance des adventices dans la nourriture des granivores que sont le faisan commun (*Phasianus colchicus*), la perdrix grise (*Perdix perdix*) et la perdrix rouge (*Alectoris rufa*). Leurs poussins se nourrissent d'invertébrés pendant les trois premières semaines, en mélange avec des graines pour la perdrix rouge et le faisan commun. Ces ressources, comme nous l'avons vu, peuvent être aisément prélevées dans les bandes enherbées. La baisse d'apport de produits phytosanitaires sur ces espaces, augmente d'une manière générale les populations d'adventices, donc la production globale de semences. Ces semences constituent une source alimentaire pour certains oiseaux (WILSON *et al.*, 1999) et pour des insectes phytophages (MORRIS & WEBB, 1987). Les bandes enherbées donnant un habitat stable aux *Elateridae, Carabidae*, et aux larves de *Tipulidae*, alimentent, par ce biais, des oiseaux comme le bruant zizi (EVANS *et al.*, 1997) ou la perdrix grise (POTTS & AEBISCHER, 1995) ou encore l'alouette des champs (DONALD, 1999).

Enfin les bandes enherbées sont un refuge idéal pour la nidification, notamment du gibier à plume (MARSHALL, 2004). De plus le Bruant jaune (*Emberiza citrinella*) peut rester dans les champs en été et en hiver, mais a besoin des bordures herbacées pour se reproduire (EDWARDS *et al.*, 2007).

Mammifères

Les mammifères, tout comme les oiseaux, vivant à des échelles plus grandes que la parcelle, n'ont pas été souvent étudiés à l'échelle des bordures car cela ne représente qu'une partie de leur habitat (GRASHOF-BOKDAM & LANGEVELDE, 2005). Tous les mammifères, exceptés les cervidés, ont besoin de zones cultivées et non cultivées (GARDNER & BROWN, 1998). Les petits mammifères comme le Mulot sylvestre (*Apodemus sylvaticus*), le Campagnol roussâtre (*Clethrionomys glareolus*) ou la Musaraigne couronnée (*Sorex coronatus*), ont un impact sur la végétation et sur les invertébrés (BROWN, 1999), la bordure étant leur habitat dominant et permettant des déplacements à grandes distances (BROWN, 1999). Ces nouveaux habitats semblent donc favorables aux micromammifères sans toutefois poser de réels problèmes aux parcelles adjacentes (HUMBERT *et al.*, 2006). Ces mêmes auteurs pensent tout de même qu'il n'est pas recommandé d'installer une bande enherbée là où un problème de surpopulation existe déjà. Des études à des échelles plus larges, pourront éclaircir notamment l'hypothèse que les bandes enherbées maintiennent ou augmentent les populations de différents types de rongeurs granivores ou insectivores.

L'exemple de la Côte-d'Or ?

Près de chez nous, certains bassins versants ont subi des évolutions dans la définition des cours d'eau par rapport à la celle basée sur la carte IGN (arrêté préfectoral n° 233/DDAF du 16 juin 2006). Il s'agit des bassins suivants : Saône, Vingeanne, Bèze, Albane, Tille aval, Venelle, Norges, Vouge, Bièvre, Bouzaise, Lauve, Rhoin, Meuzin, Dheune et Avant Dheune, Ouche aval, Suzon. Dans le reste du département, aucun changement n'intervient dans la définition des cours d'eau. Ceux devant être prioritairement bordés par des bandes enherbées sont ceux représentés par un trait bleu plein sur les cartes IGN les plus récentes à 1/25000e (à l'exception des cours d'eau busés à la suite d'une autorisation administrative et des canaux bétonnés). Il s'agit des bassins suivants : Tille amont, Ignon, Ouche amont, Arroux, Lacanche, Serein, Argentalet, Romanée, Tournesac, Vernidard, Brenne, Armançon, Laignes et Petite Laignes, Seine, Ource, Aube. Vous y trouverez une diversité structurelle de bandes enherbées où vous pourrez rencontrer une biodiversité qui vous comblera.

Notre projet scientifique

Différents projets scientifiques sont en cours de développement actuellement en France pour étudier l'effet de la mise en place de ces bordures enherbées. En effet, c'est parce que l'agriculture prend un autre visage, parce que la réduction des intrants (produits phytosanitaires, engrais chimiques,...) s'accélère, parce que les problématiques agronomiques de demain se doivent de garder un œil sur les enjeux écologiques qui émergent, que débute sur le thème des bandes enherbées, une thèse menée par Stéphane CORDEAU et encadrée par Bruno CHAUVEL, dans l'UMR Biologie et Gestion des Adventices de l'INRA de Dijon. S'appuyant en Côte-d'Or sur le site expérimental de l'INRA à Bretenières et sur la zone atelier de Fenay, ainsi que sur le dispositif expérimental CNRS de la plaine céréalière du sud Deux-Sèvres, le projet envisage d'élucider quatre questions majeures :

- Est-il possible de déterminer les espèces végétales, qui, de par leurs traits de vie, vont pouvoir, à court ou à moyen terme, profiter de l'extension de cette nouvelle niche écologique ?
- Peut-on prévoir dans la parcelle les changements de flore liés à la mise en place de bandes enherbées ?
- Quels sont les risques agronomiques directs (xénophytes envahissantes, adventices pérennes) ou indirects (maladies, ravageurs) qui pourraient être liés au développement d'une flore adventice sur ces bordures ?
- Ces connaissances peuvent-elles alimenter une modélisation 'paysage virtuel' qui permette de préciser l'impact prévisible des modes de gestion, ratio, forme et organisation des différentes composantes du paysage sur le risque agronomique résultant ?

Conclusions

Les bandes enherbées, espaces non cultivés mais qui restent entretenus par l'agriculteur, modifient l'appréciation culturelle du paysage agricole (ANTOINE, 2001). Installer des bandes prairiales pérennes en bord des champs cultivés n'est pourtant pas chose nouvelle. En Angleterre, dans le Hertfordshire, William COBBETT (1853) les qualifiait même de « veritable pleasure grounds ». Mais augmenter le nombre et la taille des bandes enherbées, créer de nouveaux habitats semi-naturels (MARSHALL & NOWAKOWSKI, 1991) offrent des avantages agri-environnementaux non négligeables (SMITH *et al.*, 1994). Cependant les rôles écologiques de ces refuges ont besoin d'être mieux évalués, à des échelles appropriées et en replaçant les bandes enherbées dans leur contexte agricole et social en forte évolution (MARSHALL, 2002).

Bande enherbée bordant un fossé sec (79 Prahecq)

Bande enherbée séparant deux parcelles (79 Prahecq)

Future bande enherbée bordée d'une palisse (79 Prahecq)

Bande enherbée bordant un fossé humide (79 Prahecq)

Bande enherbée bordant un ruisseau (79 Prahecq)

Bande enherbée bordant un cours d'eau (79 Prahecq)

Bande enherbée bordant un fossé humide (21 Bretenière - Domaine expérimental de l'INRA)

Bande enherbée bordant un fossé sec (21 Bretenière - Domaine expérimental de l'INRA)

Bande enherbée de graminées fauchées

Bande enherbée le long d'un champ de maïs

Bande enherbée de luzerne

Bande enherbée en milieu sec

Liseron des champs qui disperse depuis la bande enherbée vers une moutarde

Ortie dioïque qui domine dans une bande enherbée

Bibliographie :

ANTOINE, A. 2001. From past to present: the changing functions of hedges in England and the West of France - Bocages, woodlands and enclosures. Hedgerows of the world: their ecological functions in different landscapes. Proceedings of the 10th Annual Conference of the International Association for Landscape Ecology, held at Birmingham University, 5th-8th September 2001. (Aberdeen UK, International Association for Landscape Ecology (IALE(UK))).

ASTERAKI, E. J., HART, B. J., INGS, T. C. & MANLEY, W. J. 2004. Factors influencing the plant and invertebrate diversity of arable field margins. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **102**(2): 219-231.

BERNARD, J. L., GRANVAL, P. & PASQUET, G. 1998. Tomorrow, the field margins to reconcile agriculture, hunting and the environment. *Phytoma*, **502**: 6-11.

BOATMAN, N. D. 1993. selective control of Bromus strerilis in field boundaries with fluazifop-P-butyl. brighton crop protection conference. (brighton, british crop protection council).

BOATMAN, N. D. 1994. Factors affecting the herbaceous flora of hedgerows on arable farms and its value as wildlife habitat. hedegerow management and nature conservation. (wye, watt, T.A., Buckley, G.P. (eds)).

BROWN, R. W. 1999. Margin/field interfaces and small mammals. *Aspects of applied biology,* **54**: 203-206.

CARRECK, N. L. & WILLIAMS, I. H. 1997. Observations on two commercial flower mixtures as food sources for beneficial insects in the UK. *Journal of Agricultural Science*, **128**: 397-403.

CAUWER, B. D., REHEUL, D., D'HOOGHE, K., NIJS, I. & MILBAU, A. 2005. Evolution of the vegetation of mown field margins over their first 3 years. Agriculture, *Ecosystems & Environment*, **109**(1-2): 87-96.

COBBETT, W. 1853. Rural rides, (London, Cobbett, A.).

COLIGNON, P., FRANCIS, F., FADEUR, G. & HAUBRUGE, E. 2004. Aménagement de la composition floristique des mélanges agri-environnementaux afin d'augmenter les populations d'insectes auxiliaires. *Parasitica*, **60**(3-4): 51-68.

CRITCHLEY, C., N, R,, FOWBERT, J., A , SHERWOOD, A., J & PYWELL, R., F,. 2006. Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation*, **132**: 1-11.

CRITCHLEY, C. N. R., FOWBERT, J. A. & SHERWOOD, A. J. 2006. The effects of annual cultivation on plant community composition of uncropped arable field boundary strips. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **113**(1-4): 196-205.

CRITCHLEY, C. N. R., FOWBERT, J. A., SHERWOOD, A. J. & PYWELL, R. F. 2006. Vegetation development of sown grass margins in arable fields under a countrywide agri-environment scheme. *Biological Conservation*, **132**(1): 1-11.

DANIELS, R., B, & GILLIAM, J., W, . 1996. Sediment and chemical load reduction by grass and riparian filters. *Soil Science Society of America Journal*, **60**: 246-251.

DE SNOO, G. R. 1999. Unsprayed field margins: effects on environment, biodiversity and agricultural practice. *Landscape and Urban Planning*, **46**(1-3): 151-160.

DEDOV, I., STOYANOV, I. L., PENEV, L., HARVEY, J. A., VAN DER PUTTEN, W. H. & BEZEMER, T. M. 2006. Long-term effects of sowing high or low diverse seed mixtures on plant and gastropod diversity. *Acta Oecologica-International Journal of Ecology*, **30**(2): 173-181.

DI PIETRO, F. 2006. Contribution des activités agricoles et de la structure des bordures à la flore des bordures de champs en grande culture. Interaction Nature-Société, analyse et modèles. (UMR6554 LEGT, La baule).

DONALD, P. D. 1999. The ecology and conservation of skylarks Alauda arvensis on lowland farmland. . University of Oxford).

DRAYCOTT, R. 2004. the importance of arable weeds in wild game bird diets. Arable weeds and biodiversity. (central science laboratory).

EDWARDS, P. J., WESTBURY, D. B., SUTTON, P. & MARSHALL, E. J. P. 2007. Principle considerations for arable field margin establishment and management. *Aspects of applied biology*, **81**: 199-205.

EVANS, A. D., SMITH, K. W., BUCKINGHAM, D. L. & EVANS, J. 1997. Seasonal variation in breeding performance and nestling diet of Cirl Buntings Emberiza cirlus in England. *Bird Study*, **44:** 66-79.

FRANK, T. 1998. Slug damage and numbers of the slug pests, Arion lusitanicus and Deroceras reticulatum, in oilseed rape grown beside sown wildflower strips. Agriculture, *Ecosystems & Environment*, **67**(1): 67-78.

FRIED, G., GIROD, C., JACQUOT, M. & DESSAINT, F. 2007. répartition de la flore adventice à l'échelle d'un paysage agricole : analyse de la diversité des pleins champs et des bordures. In AFPP (ed) Conférence du COLUMA - journées internationales sur la lutte contre les mauvaises herbes. (Dijon, afpp).

FULLER, R. J., GREGORY, R. D., GIBBONS, D. W., MARCHANT, J. H., WILSON, J. D., BAILLIE, S. R. & CARTER, N. 1995. Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, **9**(6): 1425-1441.

GARDNER, S. H. & BROWN, R. W. 1998. Review of the comparative effects of organic farming on biodiversity. MAFF).

GATHMANN, A., GREILER, H. J. & TSCHARNTKE, T. 1994. Trap-nesting bees and wasps colonizing set-aside fields - succession and body-size, management by cutting and sowing. *Oecologia*, **98**(1): 8-14.

GRASHOF-BOKDAM, C. J. & LANGEVELDE, F. 2005. Green Veining: Landscape Determinants of Biodiversity in European Agricultural Landscapes. *Landscape Ecology,* **20**(4): 417-439.

HARWOOD, R. W. J., WRATTEN, S. D. & NOWAKOWSKI, N. 1992. The effect of managed field margins on hoverfly (Diptera:syrphidae) distribution and within-field abundance. Brighton crop protection conference – pests and diseases. British crop protection council).

HEITZMANN A, L. J., NENTWIG W. 1992. augmentation of beneficial insects of field edges. *Landwirtschaft Schweiz*, **5**:1-2, 25-36.

HICKMAN, J. M. & WRATTEN, S. D. 1996. Use of *Phacelia tanacetifolia* strips to enhance biological control of aphids by hoverfly larvae in cereal fields. *Journal of Economic Entomology*, **89**(4): 832-840.

HOLLAND, J. & FAHRIG, L. 2000. Effect of woody borders on insect density and diversity in crop fields: a landscape-scale analysis. *Agriculture Ecosystems & Environment,* **78**(2): 115-122.

HUMBERT, J.-Y., BEERLI, C. & JACOT, K. 2006. Effets des ourlets semés sur les campagnols et les taupes. *Revue suisse d'Agriculture*, **38** (6): 285-290, .

JAUZEIN, P. 2000. Adventices : les bromes en extension dans les céréales *Perspectives Agricoles*, **259**: 82-92.

JOBIN, B., CHOINIERE, L. & BELANGER, L. 2001. Bird use of three types of field margins in relation to intensive agriculture in Quebec, Canada. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, **84**(2): 131-143.

KELLER, M., KOLLMAN, J, EDWARDS, P, J,. 2000. Genetic introgression from distant provenances reduces fitness in local weed populations. *Journal of Applied Ecology*, **37**: 647-659.

KLEIJN, D. & VAN DER VOORT, L. A. C. 1997. Conservation headlands for rare arable weeds: the effects of fertilizer application and light penetration on plant growth. *Biological Conservation*, **81**(1/2): 57-67.

KROMP, B. 1999. Carabid beetles in sustainable agriculture: a review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **74**(1-3): 187-228.

LAGERLOF, J., GOFFRE, B. & VINCENT, C. 2002. The importance of field boundaries for earthworms (Lumbricidae) in the Swedish agricultural landscape. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **89**(1-2): 91-103.

LEMKE, A. & POEHLING, H. M. 2002. Sown weed strips in cereal fields: overwintering site and «source» habitat for Oedothorax apicatus (Blackwall) and Erigone atra (Blackwall) (Araneae : Erigonidae). *Agriculture Ecosystems & Environment*, **90**(1): 67-80.

MAIR, J., SHIRLEY, M. D. F., RUSHTON, S. P. & PORT, G. R. 2001. Spatial dynamics of predation by carabid beetles on slugs. *Journal of Animal Ecology*, **70**(5): 875-876.

MARSHALL, E., J, P, . 2002. Introducing field margin ecology in Europe. *Agriculture Ecosystems and Environment*, **89**: 1-4.

MARSHALL, E., J, P, & MOONEN, A., C,. 2002. Field margins in northern Europe : their functions and interactions with agriculture. **89**: 5-21.

MARSHALL, E., J, P, & NOWAKOWSKI, M. 1991. The use of herbicides in the creation of a herb rich field margin. Brighton Crop Protection Conference Weeds. (hornton Heath, Surrey, UK, British Crop Protection Council).

MARSHALL, E. J. P. 1990. Interference between sown grasses and the growth of rhizome of Elymus repens (couch grass). *Agriculture, Ecosystems & Environment,* **33**(1): 11-22.

MARSHALL, E. J. P. 1992. Patterns of distribution of plant species in the fields and their margins. Pesticides, cereal farming and the environment: the Boxworth Project. (London UK, H.M.S.O.).

MARSHALL, E. J. P. (ed) 1997. Field Boundary Habitats for Wildlife, Crop and Environnement Protection, Bristol: IACR-Long Ashton Reasearch Station).

MARSHALL, E. J. P. 2004. Agricultural landscapes: field margin habitats and their interaction with crop production. Journal of Crop Improvement, **12**(1/2): 365-404.

MARSHALL, E. J. P., A.J. GRANT, S. FAIRBAIRN. 1999. Spatial patterns of gastropod occurrence and herbivory in a field-scale habitat mosaic in winter. Heterogeneity in landscape Ecology: Pattern and Scale.).

MARSHALL, E. J. P. & MOONEN, A. C. 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. Agriculture, Ecosystems & Environment, **89**(1-2): 5-21.

MEEK, B., LOXTON, D., SPARKS, T., PYWELL, R., PICKETT, H. & NOWAKOWSKI, M. 2002. The effect of arable field margin composition on invertebrate biodiversity. Biological Conservation, **106**(2): 259-271.

MONTANARELLA, L., VAN ROMPAEY, A. & JONES, R. 2003. Soil erosion risk in europe. European Commission, Joint Research Centre, Institute for Environment and Sustainability).

MOONEN, A. C. & MARSHALL, E. J. P. 2001. The influence of sown margin strips, management and boundary structure on herbaceous field margin vegetation in two neighbouring farms in southern England. Agriculture, Ecosystems & Environment, **86**(2): 187-202.

MORGAN, R. P. C. 1992. Soil conservation options in the uk. Soil Use and Management, **8**(4): 176-180.

MORRIS, M. G. & WEBB, N. R. 1987. The importance of field margins for the conservation of insects. In J. M. WAY, GREIG-SMITH, P.W.(EDS.), (ed) Field Margins: Integrating Agriculture and Conservation. British Crop Protection Council, Thornton Heath.).

NOWAKOWSKI, M. & MARSHALL, E. J. P. 1998. willmot pertwee conservation report 1997. (welburn, UK).

OSBORNE, J. L. & CORBET, S. A. 1994. managing habitats for pollinators in farmland. Aspects of applied biology, **40**: 207-216.

POTTS, G. R. & AEBISCHER, N. J. 1995. Population-dynamics of the grey partridge *Perdix-perdix* 1793-1993 - monitoring, modeling and management. *Ibis*, **137**: S29-S37.

SMITH, H., FEBER, R. E. & MACDONALD, D. W. 1994. the role of the wildflower seed mixtures in field margin restauration. In N. D. BOATMAN (ed) field margin : integrating agriculture and conservation. (warmick, british crop protection council).

SUNDERLAND, K. D., N.E. CROOK, D.L.STACEY, FULLER B.J. 1987. a study of feeding by polyphagous predators on cereal aphids using elisa and gut dissection. *Journal of Applied Ecology,* **24**: 907-933.

THOMAS, C. F. G., PARKINSON, L., GRIFFITHS, G. J. K., GARCIA, A. F. & MARSHALL, E. J. P. 2001. Aggregation and temporal stability of carabid beetle distributions in field and hedgerow habitats. *Journal of Applied Ecology,* **38**(1): 100-116.

TOFT, S. 1995. Value of the aphid rhopalosiphum-padi as food for cereal spiders. *Journal of Applied Ecology,* **32**(3): 552-560.

VAN EMDEN, H. F. 1965. The role of uncultivated land in the biology of crop pests and beneficial insects. *Scientific Horticulture* **17**: 121-136.

VICKERY, J., CARTER, N. & FULLER, R. J. 2002. The potential value of managed cereal field margins as foraging habitats for farmland birds in the UK. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **89**(1-2): 41-52.

WAY, J. M. & GREIG-SMITH, P. W. 1987. field margin, (thornton, british crop protection concil).

WEST, T., M, & MARSHALL, E., J, P,. 1995. Managing sown field margin strips on contrasted soil types in three Environmentally Sensitive Areas. *Aspects of Applied Biology.* (Wellesbourne, UK,).

WEST, T. M. & MARSHALL, E. J. P. 1995. Managing sown field margin strips on contrasted soil types in three Environmentally Sensitive Areas. *Aspects of applied biology*, **44**: 269-276.

WILSON, J. D., MORRIS, A. J., ARROYO, B. E., CLARK, S. C. & BRADBURY, R. B. 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. *Agriculture Ecosystems & Environment*, **75**(1-2): 13-30.

WRATTEN, S. D. 1988. the role of field boundaries as reservoirs of beneficial insects. Environnemental management in agriculture : european propectives. (London, J.R. Park, Belhaven Press).

ANNEXE 2

FIELD BOUNDARY: AN ATYPIC AREA AND FLORA

Cordeau S., Gardarin A., Fried G. and Chauvel B. 2008

IALE (UK) annual conference: "Landscape Ecology and Conservation".
8-10 September 2008, Cambridge (UK). Résumé de communication et poster

The field boundary : an atypic area and flora

S. Cordeau[1], A. Gardarin[1], G. Fried[2] and B. Chauvel[1]

[1] INRA - UMR1210 INRA-ENESAD-UB Biologie et Gestion des Adventices. 17, rue Sully – BP 86510 – 21065 Dijon cedex, France. e-mail: stephane.cordeau@dijon.inra.fr
[2] LNPV station d'entomologie - Supagro bâtiment 18, 2, Place Viala 34060 Montpellier cedex 01, France

Abstract

Field boundaries are generally thought to enhance biodiversity in intensive agricultural landscapes. Characterizing the flora found in field boundaries is essential to identify the biological traits that are being favoured in these habitats and eventually gain some insight into the flora evolution and how it is likely to spread across the landscape. The aim of this study was to characterize the field boundary through its flora. What biological traits could structure the weed communities? Do similarities exist between areas in and around an arable field? What are the respective contributions of these areas to species diversity?

The study was carried out in Burgundy, around Dijon (Eastern France) on 135 fields and their margins. Vegetation was sampled with plots in transects (88 of them) or not (47 of them) covering different habitats, from the boundary (unsown grass strip being outside the field borders), the interface (free land strip between the first sown row and the boundary), to the core area of the field. The presence and abundance of non-woody species were recorded and were analysed through the species biological traits taken from databases.

Here, the results were focused on the boundaries with somes comparison with the field. Our results indicate that the flora found in field boudaries was particular. Species richness was higher in the boundary (18.9 sp./50m²) than in the field (8.7 sp./2000m²) despite a greater sampling effort in the field core areas. Secondly, some species were identified as typical plant of each habitat thanks to the Indval indicator value. Mainly grasses such as *Lolium spp*., *Bromus spp*. or *Poa pratensis*, had high indicator values in boundaries while annual species such as *Viola arvensis* or *Aethusa cynapium* were preferentially found within crops. Finally, species composition showed that boundary's species had biological traits compatible with management practices. They were tolerant to crushing and became dominant in boundaries because of their leaves in rosette, their short life cycles, or their capacities to spread with stolons or rhizomes. On the contrary, the field core area conditions were favourable for annual, nitrophilous and shade tolerating species. As a conclusion, the boundaries are atypic habitats for the flora and the ecological conditions. Knowing the biological traits favoured, management practices could be imagine to maintain the biodiversity without enhance weed infestation.

Keywords: field margins; biodiversity; species richness; diversity partition; weed community.

Field boundary: an atypic area and flora

Stéphane CORDEAU[1], A. GARDARIN[1], G. FRIED[2], B. CHAUVEL[1]

1 - INRA, UMR1210 Biologie et Gestion des Adventices, INRA/ENESAD/UB, BP 86510, F-21065 Dijon Cedex France. Corresponding author: stephane.cordeau@dijon.inra.fr
2 - LNPV station d'entomologie – Supagro bâtiment 18, 2 place Viala, 34060 Montpellier cedex 01, France.

Field boundary: enhancer of biodiversity in intensive agricultural landscapes?
Characterizing flora of boundaries is essential

- **to identify favoured biological traits**
- **to gain insight into the flora evolution and spreading**

AIM

To characterize field boundary through its flora

Q1: Contribution to weed species diversity

Q2: Similarities with communities in the field

Q3: Biological traits structuring weed communities

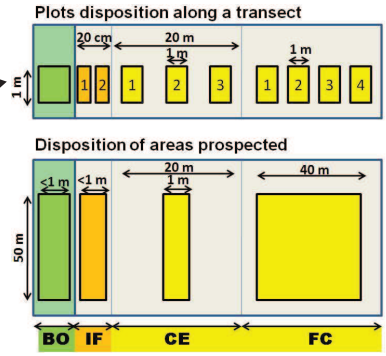
MATERIALS & METHODS

Dijon, Burgundy (France)
56 fields and their margins separated in:

- *BO*: Boundary
- *IF*: Interface
- *CE*: Crop edge
- *FC*: Field core area

9 with plots in 88 transects

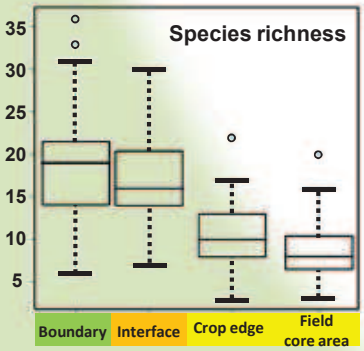
47 with areas prospected



- **Presence**
- **Abundance of non-woody species**
- **Analysis of similarity (ANOSIM) between species composition (Jaccard Index) and abundance (Bray-Curtis Index)**

RESULTS

Q1



Boundary: higher species richness than in field
despite a greater sampling effort in the field

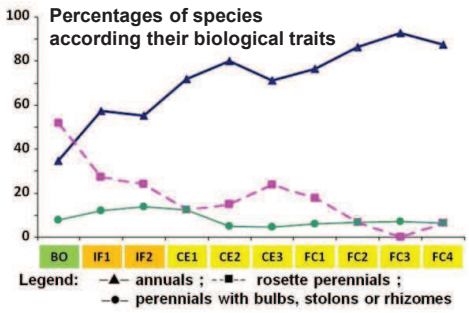
Q2

Jaccard / Bray-Curtis	Boundary	Interface	Crop edge	Field core area
Boundary	x	R=0.654	R=0.759	R=0.810
Interface	R=0.245	x	R=0.085	R=0.222
Crop edge	R=0.378	R=0.062	x	R=0.050
Field core area	R=0.589	R=0.252	R=0.079	x

R=0 : perfectly similar ; R=1 totally different

Boundary: specificity of habitat related to species composition rather than abundance

Q3



Boundary: perennial weeds tolerant to mowing, with leaves in rosette
(Cirsium sp.)
or with rhizomes or stolons
(Elytrigia repens, Potentilla reptans)

CONCLUSION

Boundary: a type of habitat particular
for its flora and its ecological conditions
Will it be the same for sown grass strip?

IALE annual conference : « Landscape Ecology and Conservation»
8th - 10th September 2008 – Cambridge (UK)

ANNEXE 3

LES BANDES ENHERBÉES :

UN MILIEU RICHE QUOI QUE L'ON Y FASSE !

Cordeau S., Dessaint F. et Chauvel B. 2009

5ème Colloque d'Ecologie Végétale – ECOVEG5. 8-10 avril 2009, Gembloux (Belgique).
Résumé de communication orale et deux diapositives.

Les bandes enherbées : un milieu riche quoi que l'on y fasse !

Stéphane Cordeau, F. Dessaint, B. Chauvel

INRA - UMR1210 INRA-ENESAD-UB Biologie et Gestion des Adventices. 17 rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon cedex, France. stephane.cordeau@dijon.inra.fr

Résumé

Depuis 2005, les bandes enherbées (surfaces en couvert environnemental) ont été mises en place pour limiter les pollutions diffuses et protéger les sols de l'érosion. Le paysage agricole français s'est donc doté d'une « trame verte » le long des cours d'eau. Ce nouvel élément du paysage, où les pressions de sélection sont faibles, pourrait à l'image des bords de champs devenir un réservoir ou un refuge pour les espèces adventices. Il pourrait en outre contribuer à maintenir la biodiversité végétale dans l'agro-écosystème. Il s'agit ici de décrire la flore des bandes enherbées. Est-ce un habitat riche ? Comment se structure cette richesse ? Et quelles gestions favorisent la biodiversité végétale ?

En 2008, une étude floristique a été réalisée sur 77 bandes enherbées dans deux départements français (Deux Sèvres et en Côte d'Or). Les agriculteurs ont été enquêtés pour recueillir des données agronomiques (année et mode d'implantation, mélange semé, mode d'entretien). De plus, le type de bordure pré-existante (fossé, rivière, haie, …) a été pris en compte. La base de traits de vie BiolFlor et la Flore des champs cultivés (Jauzein, 1995) ont été utilisées pour caractériser les espèces.

L'observation de la flore a permis de recenser 187 espèces. En moyenne, il y a 27,1±8,5 espèces par bande enherbée sans différence entre types de bordure. La flore est composée d'adventices des parcelles cultivées (89.9% des espèces). Les bandes présentent 43.3% de plantes annuelles et 47.2% d'espèces vivaces. Quelques espèces messicoles rares ont été observées. Il apparaît que les modes d'implantation et d'entretien n'ont aucun effet sur la richesse. Enfin une bande ancienne n'est pas plus riche qu'une bande nouvellement semée. Les bandes enherbées constituent donc un milieu riche et biodiverse. De nombreuses espèces apparaissent rapidement dans les bandes enherbées et peu de perturbations anthropiques semblent modifier cette richesse.

Mots-clés : Surface en couvert environnemental, paysage, structuration des communautés, adventices

Diapositives de présentation lors du congrès Ecoveg5 : stratégie de gestion pouvant permettre d'expliquer la structuration de la richesse spécifique d'une bande enherbée

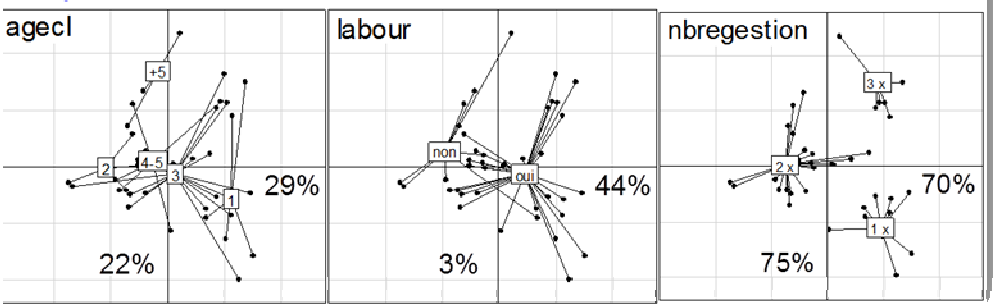
Structuration de la richesse spécifique ?

ACM avec des variables :

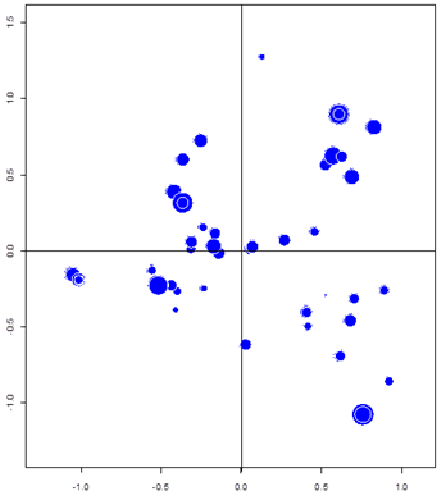
Implantation de la BE :
âge, labour, type de semis,
roulage, période de semis, resemis, mélange semé

Entretien de la BE :
type d'entretien, nombre d'intervention, exportation de l'herbe

Implantation de la BE : **Entretien de la BE :**



Pas de structuration de la richesse



Richesse spécifique

Analysis of Variance Table

Response: DonneesO$Radv

	Df	Sum Sq	Mean Sq	F value	Pr(>F)
Axis1	1	47	47	0.64	0.43
Axis2	1	18	18	0.24	0.62
Axis3	1	148	148	2.01	0.16
Axis4	1	6	6	0.08	0.78
Axis5	1	164	164	2.22	0.14
Residuals	59	4364	74		

51%

Les points sont dispersés sans structuration

Les axes factoriels n'expliquent pas la richesse spécifique

ANNEXE 4

SOWN GRASS FIELD MARGIN STRIPS:

SUCH A RICH AND BIODIVERSE HABITAT!

Cordeau S. and Chauvel B. 2009

3rd Workshop of the EWRS Working Group: Weeds and Biodiversity.
12-13 March 2009, Lleida (Spain). Résumé de communication et poster.

Sown grass field margin strips: such a rich and biodiverse habitat!

S. Cordeau and B. Chauvel

INRA - UMR1210 INRA-ENESAD-UB Biologie et Gestion des Adventices. 17 rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon cedex, France. Email: stephane.cordeau@dijon.inra.fr

The reform of the Common Agricultural Policy (CAP) of 2003 established the principle of conditionality based on production aids. Therefore, in France, farmers are requested to grow grass strips, in the field margin, in priority along the rivers, in order to minimize pesticide flows towards surface water and to reduce soil erosion. Field boundaries are generally thought to enhance biodiversity in intensive agricultural landscapes. Characterizing the flora found in sown grass field margin strips is essential to identify the biological traits that are being favoured in these new habitats.

The aim of this study was to characterize the weed community of the sown grass strips. What is the species richness of this habitat? What biological traits could structure the weed communities? The study was carried out in Burgundy (Eastern France) on 24 sown strips and in Deux-Sèvres (Western France) on 53 sown strips. In both sites, flora assessments were carried out walking across a 500m² area of the grass strip (5 metres by 100 metres), listing the observed species. Various landscape factors such as the crop of the adjacent field or the types of pre-existing boundary (ditch, river, woodland, etc...) were noted. The BiolFlor Traits database (www.ufz.de/biolflor/index.jsp) and the Jauzein Flora of cultivated fields (1995) was used to characterise the life form of species.

In total, 187 species were identified in the 77 sown grass strips. Most of the margins were sown with grasses such as *Lolium sp*., *Festuca sp*., *Dactylis glomerata*. and legumes such as *Medicago sativa* and *Trifolium sp*., sometimes in mixture. A few segetal weeds as *Legousia-speculum veneris* were observed. On average, there were 29.2 species per sown grass strips, without significant differences (Kruskall-Wallis test) between sites and types of boundary. Moreover, the flora was diverse. 89.9% of the species observed in the strips can also be found as “weeds” in fields with 48.9% of the species being frequently found in fields. Regarding the life form, 46.6% were hemicryptophyte and 42.1% therophyte. Finally, 43.3% were annual plants while 47.2% were pluriannual plants.

Sown grass field margin strips: such a rich and biodiverse habitat!

Stéphane CORDEAU, Bruno CHAUVEL

INRA, UMR1210 Biologie et Gestion des Adventices,
INRA/ENESAD/UB, BP 86510, F-21065 Dijon Cedex France.
stephane.cordeau@dijon.inra.fr

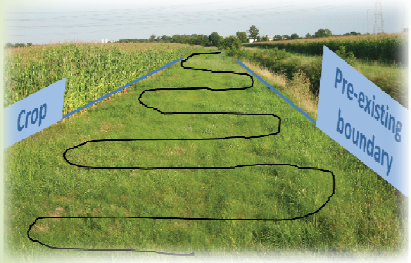
In France (2003, CAP reform): farmers grow grass strips in the field margins, along rivers for environmental reasons

- **Field boundaries → enhancement of biodiversity**
- **Sown grass strips: less selection pressures, no herbicide, no fertilizer →** **What weed species might be found?**

AIM — Characterization of weed communities in sown grass field margin strips

MATERIALS & METHODS

Chizé, Western France & Dijon, Eastern France



a survey across a 500m² area of **77 sown grass strips**

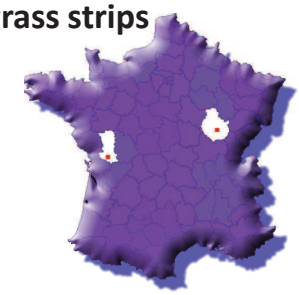
Presence-Absence of species

Description of adjacent habitats:

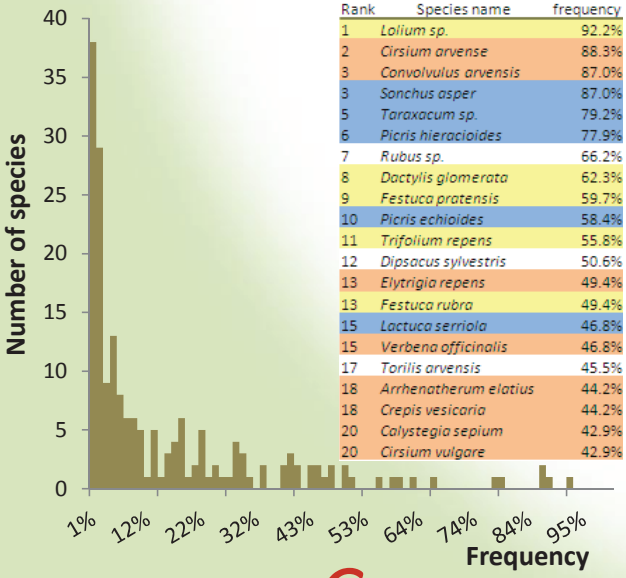
- types of pre-existing boundary

Analysis of life traits:

- BiolFlor Traits database
- Jauzein Flora of cultivated fields (1995)



RESULTS



Rank	Species name	frequency
1	*Lolium sp.*	92.2%
2	*Cirsium arvense*	88.3%
3	*Convolvulus arvensis*	87.0%
3	*Sonchus asper*	87.0%
5	*Taraxacum sp.*	79.2%
6	*Picris hieracioides*	77.9%
7	*Rubus sp.*	66.2%
8	*Dactylis glomerata*	62.3%
9	*Festuca pratensis*	59.7%
10	*Picris echioides*	58.4%
11	*Trifolium repens*	55.8%
12	*Dipsacus sylvestris*	50.6%
13	*Elytrigia repens*	49.4%
13	*Festuca rubra*	49.4%
15	*Lactuca serriola*	46.8%
15	*Verbena officinalis*	46.8%
17	*Torilis arvensis*	45.5%
18	*Arrhenatherum elatius*	44.2%
18	*Crepis vesicaria*	44.2%
20	*Calystegia sepium*	42.9%
20	*Cirsium vulgare*	42.9%

Total: 187 species **Mean: 29.2 sp./strip**

No difference between boundary types

Weed
frequent & rare in strips

Sown
grasses, legumes, mixtures

Weeds of fields
(90%, including many *Asteraceae*)

Life form
therophyte (42.1%)
hemicrytophyte (46.6%)

Life span
annual (43.3%)
perennial (47.2%)

CONCLUSION

Sown grass field margin strips: a weedy habitat with a large range of biological types

- ➥ **Is this habitat similar to the field?**
- ➥ **Will these weeds spread into the field?**

3rd Workshop of the EWRS working goup: "Weeds and Biodiversity"
12 – 13 march 2009 - LLEIDA (Spain)

Biologie Gestion Adventices

INRA

ANNEXE 5

SOWN GRASS STRIPS: OPPORTUNITY OR THREAT

FOR THE MANAGEMENT OF WEEDS IN ARABLE LANDSCAPES.

Cordeau S., Petit S., Reboud X. and Chauvel B. 2010

16th Symposium of the European Weed Research Society.
12-15 July, Kapsovar, (Hungary). Résumé de communication orale.

Sown grass strips: opportunity or threat for the management of weeds in arable landscapes?

Stéphane CORDEAU, S Petit, X Reboud, B Chauvel

INRA, UMR 1210 Biologie et Gestion des Adventices, F-21000 Dijon, France

For water quality protection purposes, the European legislation has imposed the set-up of buffer zones in arable fields located along watercourses. These buffers are 5-meter wide sown grass strips where the use of pesticides is prohibited. Sown grass strips represent new habitats in the agricultural landscape that could potentially be used by a number of arable weeds. This could either represent an opportunity (refugia) and/or a threat (source of crop infestation). In this paper, we address three questions. (1) What are the weed species (and associated life traits) favoured in these new habitats? (2) Do management strategies applied in grass strips structure weed communities? (3) Are these species able to disperse from grass strips to adjacent crops?

In a first study, vegetation of grass strips was surveyed in 77 grass strips located in two French departments dominated by arable crops, Côte d'Or (Eastern France) and Deux-Sèvres (Western France). Strips differed in terms of environmental conditions, sown species and management regimes.

Our results show that the total cover of species never reached 100% in strips and that the cover of sown species was higher than the cover of weed species in 63 of the surveyed grass strips. Species richness averaged 26 in grass strips and 90% of species were arable weeds and among those, 44% were perennial. The composition of weed communities was more strongly shaped by the type of grass strips (sown species, soil characteristics) than by their management. However, sown strips where hay was exported for cattle tended to exhibit higher species richness the second year. In a second survey, we recorded vegetation in plots located along transects running from the herbaceous field margin to the centre of fields, in paired situations in the same field, one where a grass strip was present and one with no grass strip. In the presence of a grass strip, some species from the field margin entered the first two meters of the grass strip. But there was a sharp community change between the grass strip and the crop edge (similarity 10%) and the crop edge crop exhibited a flora similar to the crop centre. When no grass strip existed, a number of species occurring in the field margin entered the five first meters of the crop (similarity 60%) and therefore the crop edge flora differed from the crop centre flora. These results seem to indicate that although grass strips are a refuge for a number of weed species, they do not to enhance weed infestation in adjacent crops but are rather buffer zones as they limit the dispersion of the field margin flora into the adjacent crop.

ANNEXE 6

LES BANDES ENHERBÉES COMME HABITAT POTENTIEL

POUR LES CRIQUETS

DANS LES PAYSAGES AGRICOLES INTENSIFS :

ANALYSE DES INTERACTIONS AVEC LE COUVERT VÉGÉTAL.

Cordeau S. et Chauvel B. 2009

Rapport scientifique de l'UMR Biologie & Gestion des Adventices, Dijon.

22/10/2009

Ceci est le rapport scientifique N°09-008 de l'UMR Biologie & Gestion des Adventices, Dijon

Les bandes enherbées comme habitat potentiel pour les criquets dans les paysages agricoles intensifs : Analyse des interactions avec le couvert végétal

Rédacteur :	Stéphane CORDEAU et Bruno CHAUVEL
Participants principaux (Scientifiques, techniciens) :	stagiaire : Kelly N'Guyen (Stage M2); Co-encadrante : Isabelle BADENHAUSSER (CNRS Chizé)
Participants occasionnels :	Bruno CHAUVEL (réunion visioconférence)
Support(s) financier(s) :	CNRS Chizé
Thématique :	Organisation des communautés dans le paysage
Valorisation envisagée (Congrès, soumission d'un article…)	Article après analyse approfondie et 2ème année d'étude
Mots clés (5 mots)	Bandes enherbées, Biodiversité, Interaction, Flore, Insecte

Résumé

L'objectif est d'établir le rôle potentiel joué par les bandes enherbées et la flore s'y développant dans le maintien des populations de criquets dans un paysage agricole. Pour se faire, nous avons choisi de mettre en lumière les caractéristiques des bandes enherbées (BE) qui pourraient agir positivement sur l'abondance des criquets par comparaison avec l'habitat prairial. Nous faisons notamment l'hypothèse que la diversité végétale élevée des BE pourrait favoriser les criquets. Dans la situation étudiée du sud du département des Deux-Sèvres, les BE présenteraient une diversité floristique supérieure aux prairies (encore à confirmer). Parallèlement, avec en moyenne 1.67 criquets m^{-2} dans les BE contre 0.74 dans les prairies, notre étude montre que les BE accueillent effectivement une densité plus importante de criquets que les prairies. 3 hypothèses explicatives non exclusives peuvent être avancées : la forme linéaire qui assurerait le contact entre la BE et de nombreux autres milieux adjacents, une biomasse végétale élevée favorable aux criquets et une diversité végétale importante. Les criquets juvéniles ont une exigence en termes de nutrition pour assurer leur croissance et seraient donc particulièrement sensibles à la richesse végétale. Les adultes nécessitent la présence de graminées dans le couvert et apprécient en particulier, d'après notre étude, la fétuque rouge. Enfin, les criquets sembleraient aussi favorisés par la diversité de type biologique de la végétation des BE (morphologie des espèces) qui pourrait offrir de nombreux refuges et/ou une meilleure exposition au soleil. L'attrait des BE pour les criquets pourrait donc être multiple. Cette étude devra être complétée.

Texte

Cette étude est basée sur la collaboration entre l'UMR BGA de Dijon (S. Cordeau) et le Centre d'Etude Biologique de Chizé (I. Badenhausser). Elle s'intègre, au sein du CEBC, dans une thématique de conservation de la biodiversité et pour BGA dans une volonté d'estimation des retombées positives ou négatives de la présence d'espèces végétales adventices dans différents habitats de l'agro-écosystème. La totalité des observations proviennent de la plaine céréalière intensive du sud du département des Deux-Sèvres dans laquelle des espèces patrimoniales d'oiseaux sont menacées. Une des hypothèses proposées pour expliquer ce déclin de la faune avicole est la raréfaction des ressources alimentaires (Baur et al., 2006) et notamment des criquets (Avery et al., 2004).

Les criquets sont donnés comme très sensibles à la structure des communautés végétales qui les hébergent ainsi qu'aux modes de gestion

agricole de ces milieux herbacés pérennes (Wingerden et al., 1992).

Ici, l'objectif de l'étude est d'établir le rôle des bandes enherbées (BE) dans le maintien des populations de criquets dans un paysage agricole intensif où peu de milieux favorables sont par ailleurs disponibles. Pour ces espèces la bande enherbée peut-elle représenter un habitat potentiel dans la mesure où leur structure diffère assez largement de la structure des prairies habituellement occupées ? En effet les BE sont longues, étroites et de petite surface. Si elles jouxtent des parcelles agricoles, elles longent également les linéaires du paysage (haies, bordures, etc.).
La connaissance de certaines caractéristiques de gestion et de composition du couvert végétal a permis d'intégrer dans cette analyse le type de végétation dominante (légumineuses, graminées, associations), l'année d'implantation de chaque BE, la quantité de sol nu et la hauteur de végétation. Ainsi, parmi les facteurs paysagers ou de gestion énumérés ci-dessus, on visera dans un premier temps à extraire ceux qui semblent pouvoir agir sur l'abondance des criquets en comparaison avec l'habitat prairial.
Dans un deuxième temps, l'analyse de l'effet de la structure du couvert a été approfondie grâce à des données exhaustives sur la composition botanique des seules BE. Certains auteurs ont montré que dans les bordures de champs (Clought et al., 2007) ou dans les parcelles (Badenhausser et al., 2008) la diversité végétale augmente l'abondance des criquets mais ceci n'a pas, à ce jour, été démontré pour les BE. L'hypothèse que la diversité végétale favorise la densité de criquets dans les bandes enherbées a donc été émise. La liste des espèces végétales rencontrées dans les bandes enherbées a été enrichie par une base de données de traits de vie (BiolFlor : www.ufz.de/biolflor/index.jsp) et complétée par des informations données dans la flore des champs cultivés de Jauzein (1995). En conséquence, la diversité végétale spécifique (diversité en lien avec le nombre et l'abondance des espèces végétales), la diversité fonctionnelle (basée sur des groupes fonctionnels de végétaux) et la diversité morphologique et structurelle (type de Raunkier, type biologique, forme des feuilles, …) de la végétation des BE ont aussi été mises en relation avec l'abondance des différents taxons de criquets.

L'échantillonnage des criquets est réalisé à l'aide, d'un biocénomètre (Photo 1). Les insectes sont capturés manuellement. Les juvéniles sont classés visuellement en 4 catégories : les *Gomphocerinae*, *P. giornae*, *C. italicus*, tous les autres criquets.

Photo 1 : Biocénomètre à base carrée de 1m²

Les adultes sont tous prélevés, comptés et déterminés à l'espèce en utilisant la clé de détermination de Defaut (2001). L'échantillonnage a été réalisé à raison de 15 lancers par bande et ce à 3 dates entre juillet et août 2008. L'échantillonnage du couvert végétal des bandes enherbées a été réalisé fin juillet - début août 2008.

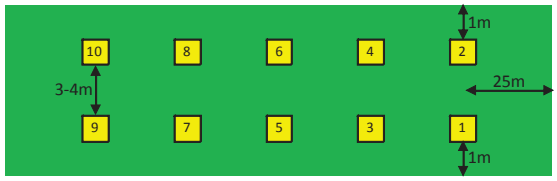


Figure 1 : Schéma du protocole d'échantillonnage de la végétation des bandes enherbées (en jaune : les quadrats)

Dix quadrats de 60 cm de coté sont disposés de part et d'autre de la bande (Figure 1). L'inventaire de la flore présente dans chaque quadrat est suivi d'une estimation visuelle de l'abondance par pourcentage de recouvrement et ce pour chaque espèce végétale. D'autre part, l'observateur a parcouru chaque bande pour noter les espèces dispersées en tâches. Au cours de l'échantillonnage, d'autres variables sont notées : le linéaire adjacent, le pourcentage de recouvrement total du quadrat et le mode d'entretien (broyage, fauchage ou absence d'entretien). Enfin, nous disposons de la base de données compilant la classe (monocotylédone, dicotylédone), la famille, la fréquence de l'espèce dans les champs, le type biologique, les caractéristiques biologiques, la durée du cycle de vie, la présence ou non de rosette, le type de reproduction, les stratégies des plantes, la couleur des fleurs, le type de fruit, la forme des feuilles, la persistance foliaire ainsi que

différents indices hydrique, structural, réaction au sol, richesse du sol et tolérance au broyage. Les analyses statistiques ont été effectuées sous R et notamment avec la fonction lm() qui permet d'écrire des modèles linéaires à erreurs normales et variance constante.
Cette étude montre l'importance des BE pour les communautés de criquets. Elles accueillent une densité plus importante de criquets que les prairies (Figure 2).

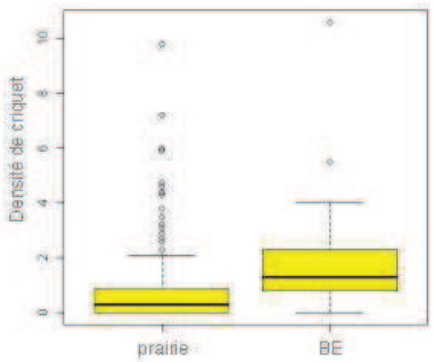


Figure 2 : Comparaison des densités de criquets entre prairies et bandes enherbées

L'explication de l'effet positif des BE vis-à-vis des criquets reposerait sur trois hypothèses non exclusives : sa forme linéaire pourrait assurer un contact étroit avec les milieux adjacents favorisant la diffusion entre ces habitats. De plus, le faible nombre de coupes est associé à une biomasse végétale élevée dont on peut penser qu'elle est favorable aux criquets qui s'en nourrissent. De même, la gestion extensive de ces milieux bien que non abordée dans ce travail a vraisemblablement un impact positif sur l'abondance des criquets. Enfin, une autre relation transparaît dans cette étude qui lie la diversité du couvert végétal en BE aux densités de criquets juvéniles (cf. Tableau 1), les criquets adultes plus mobiles ne montrant pas cette tendance. Cela met probablement en évidence l'exigence nutritionnelle des juvéniles pour assurer le bon déroulement de leur croissance.

Tableau 1 : Résultat d'un modèle linéaire reliant la densité de criquets (double racine transformée) aux différentes caractéristiques de l'habitat et du couvert végétal.

Date	Paramètres	Coefficients	Erreur standard	p-value
1	intercept	1.15	0.34	< 0.01
	nombre d'espèces végétales	0.02	0.004	<0.001
	âge	0.004	0.016	NS
	hauteur moyenne de la végétation	0.001	0.001	NS
	pourcentage moyen de sol nu	-0.001	0.003	NS
	nombre de groupes fonctionnels	-0.3	0.14	< 0.05
2	intercept	1.2	0.2	< 0.001
	nombre d'espèces végétales	0.01	0.004	< 0.05
	âge	0.004	0.02	NS
	hauteur moyenne de la végétation	0.001	0.001	NS
	pourcentage moyen de sol nu	-0.004	0.002	NS
	nombre de groupes fonctionnels	-0.2	0.08	< 0.05

Modèle « Date 1 » ($F = 6.14$, $df = 23$, $R^2 = 0.57$, p-value < 0.001)
Modèle « Date 2 » ($F = 3.01$, $df = 44$, $R^2 = 0.25$, p-value < 0.05)

Les adultes sont de leur coté influencés positivement par la présence de graminées et tout particulièrement par la fétuque rouge pour laquelle la régression linéaire simple entre l'abondance des criquets et l'abondance de l'espèce végétale est maximale.
Enfin, les criquets sont globalement favorisés par la richesse structurelle de la végétation des BE. On peut penser que cette richesse structurelle rend compte du nombre de refuges permettant d'échapper aux prédateurs et de l'exposition accrue au soleil.

En conclusion, les bandes enherbées représentent bien un habitat favorable de l'agro-écosystème pour les criquets. La diversité du couvert végétal y joue vraisemblablement un rôle de premier ordre. Il sera nécessaire de poursuivre les analyses sur, d'une part l'impact des modes de gestion des BE et, d'autre part la place des BE dans le paysage. D'un point de vue réglementaire, les BE ne reçoivent aucun fertilisant organique ou minéral et ne subissent aucun traitement phytosanitaire. Il sera intéressant de savoir si ces deux caractéristiques suffisent à elles seules (et donc indépendamment du support végétal ou de sa forme) à influencer les populations de criquets et si oui, de quelle manière. Cette étude sera complétée par une 2ème année.

Références bibliographiques internes (travaux de l'unité en référence avec ce travail)

Cordeau S., Gardarin A., Fried G., and Chauvel B. 2008. Field boundary: an atypic area and flora. In *IALE annual conference: "Landscape Ecology and Conservation"*, Cambridge, Grande Bretagne, 8-10 September 2008.

Cordeau S. & Chauvel B. 2008. Qu'est-ce que les bandes enherbées ? Conséquences environnementales et biologiques. Bourgogne Nature, **7**, 97-108.

Cordeau S., Dessaint F. & Chauvel B. 2009. Les bandes enherbées : un milieu riche quoi que l'on y fasse ! 5ème Colloque d'Ecologie Végétale – ECOVEG5. P. 20. 8-10 avril 2009, Gembloux (Belgique) – Communication orale.

Cordeau S. & Chauvel B. 2009. Sown grass field margin strips: such a rich and biodiverse habitat! 3rd Workshop of the EWRS Working Group: Weeds and Biodiversity, p.74-75, 12-13 Mars 2009, Lleida (Espagne) – Poster.

Références bibliographiques externes (autres travaux)

Avery M.I., Evans A.D. et Campbell L.H. 2004. Can pesticides cause reductions in bird populaitons? Insect and bird interactions : 109-120.

Baur, Roesti et Thorens. 2006. Sauterelles, Grillons et Criquets de Suisse, Editions Haupt, 352.

Badenhausser I., Mediene S., Paris Le Clerc N. et Bretagnolle V. 2008. Effects of agrienvironmental agreements on acridids and plant species richness in alfalfa crops, proceedings of the 22th conference of the European Grassland Foundation, Uppsala, Sweden.

Clough Y., Kruess A., et Tscharntke T. 2007. Local and landscape factors in differently managed arable fields affect the insect herbivore community of a non-crop plant species, Journal of Applied Ecology 44: 22-28.

Defaut B. 2001. La determination des Orthoptères de France, Bédeilhac: 83.

Jauzein, P. 1995. Flore des champs cultivés. Sopra-INRA, Paris, France. 898pp

Wingerden W., Kreveld A., et Bongeré W. 1992. Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands, Journal of Applied Entomology 113: 138-152.

ANNEXE 7

BANDES ENHERBÉES :

QUELLE FLORE, QUELS PRÉDATEURS, QUELLE PRÉDATION ?

Cordeau S., Meiss H., Boursault A. 2009

XIIIème colloque international sur la biologie des mauvaises herbes.
8 au 10 septembre 2009. Dijon (France). Résumé de communication et poster.

BANDES ENHERBÉES : QUELLE FLORE, QUELS PREDATEURS, QUELLE PREDATION ?

S. CORDEAU[1], H. MEISS[1,2], A. BOURSAULT[1]
[1] INRA - UMR1210 INRA-ENESAD-UB Biologie et Gestion des Adventices.
17 rue Sully, BP 86510, 21065 Dijon cedex, France. Email : stephane.cordeau@dijon.inra.fr
[2] Institute of Landscape Ecology and Resources Management, Division of Landscape Ecology and Landscape Planning, Justus-Liebig-University Giessen, Heinrich-Buff-Ring 26-32, D-35392 Giessen, Germany.

RÉSUMÉ

Les bandes enherbées implantées pour des raisons environnementales le long des cours d'eau pourraient aussi faire office de réservoir de biodiversité végétale et animale. De plus, les espèces adventices étant à la base des chaines trophiques, les graines constituent une nourriture non négligeable pour les oiseaux, les rongeurs et des invertébrés comme les carabiques. Ces organismes sont souvent abondants dans les agro-ecosystèmes. Néanmoins, la prédation de graines dans les bandes enherbées est encore très mal connue. Par conséquent, connaissant de la flore adventice des bandes enherbées, quelle ressource en graines est potentiellement disponible pour les animaux ? Les bandes enherbées sont-elles un milieu riche en prédateurs de graines ? Quel taux de prédation peut-on y observer et varie t-il avec le mode gestion ? Nos résultats préliminaires montrent que les bandes enherbées sont un milieu riche en espèces adventices, dont les espèces les plus fréquentes sont vivaces. Les bandes non fauchées sont plus riches en adventices. Le taux de prédation de graines variait fortement entre espèce adventice (20-80%) mais aucune différence de prédation n'a été observée entre les zones fauchées et non-fauchées. Enfin la diversité des groupes de prédateurs est grande. Même si les agriculteurs ne souhaitent pas laisser grainer les adventices sur les bandes enherbées, la richesse floristique présente offre potentiellement beaucoup de nourriture aux animaux, notamment aux Carabidae. C'est donc un milieu, qui, de part la flore qui s'y développe, est attractif pour l'entomofaune.
Mots-clés : bandes enherbées, adventices, graine, prédation, insecte, Carabidae.

ABSTRACT

SOWN FIELD MARGIN STRIPS: WHAT FLORA, WHAT SEED PREDATORS, WHAT WEED SEED PREDATION?

Field margin strips were sown for environmental reasons alongside watercourses. Nevertheless, they may also constitute a refuge for plants and animals. Weed plants are basic components of trophic chains. Weed seeds may be important for the diets of birds, small mammals and various invertebrates notably beetles. Such organisms may be abundant in agro-ecosystems, but weed seed predation has never been studied in field margin strips. Knowing the weed flora of the margin strips, what seed resources could be available for predators? Are sown field margin strips habitats with high seed predator abundances and diversities? What seed predation rates can be observed? Our preliminary results show that weed communities were very diverse and mostly characterized by perennial species. Uncut plots had higher plant species diversities than cut plots. Seed predation rates varied strongly between the weed species (from 20 to 80% in average) but differences between cut and uncut plots were not significant. Seed predator diversities were high but need to be further investigated. Though most farmers don't like weed seed production on margin strips, the high floristic diversity on magin strips may offer a lot of food resources for farmland animals, especially beetles. Therefore, it can be an attractive habitat for weed seed predators.
Key words: Field margin strips, weed, seed, predation, insect, Carabidae

INTRODUCTION

Les agro-écosystèmes constituent actuellement le mode majoritaire d'usage des terres aux plans national et européen. De nombreux paysages gérés par l'homme contiennent une diversité spécifique comparable à celle de nombreux écosystèmes naturels (Altieri, 1999). Cependant, depuis la seconde moitié du vingtième siècle, l'intensification des modes de gestion des agro-écosystèmes sous l'influence de la Politique Agricole Commune (PAC) a entraîné une homogénéisation du paysage et la raréfaction ou l'extinction de nombreuses espèces de plantes, insectes, oiseaux et mammifères en France et en Europe (Benton et al., 2003). Les agrosystèmes sont des systèmes caractérisés par des éléments paysagers en mosaïque. L'intensification agricole a conduit à l'homogénéisation du paysage et résulte de l'augmentation de la taille des parcelles, de la destruction des haies, de la spécialisation des cultures mais également de la diminution des surfaces prairiales pérennes. Or, à l'opposé des cultures annuelles dont la succession génère un environnement instable soumis à une forte variation des états du milieu, les milieux pérennes ont un rôle fonctionnel capital sur le plan trophique grâce à leur relative stabilité.

Or, depuis 2005, le paysage agricole français s'est doté d'un nouvel élément du paysage : les bandes enherbées. Sous l'impulsion de la réforme de la PAC de 2003 (mise en place du principe d'éco-conditionnalité des aides agricoles), les agriculteurs ont implanté ces « trames vertes » le long des cours d'eau pour limiter la dérive des produits phytosanitaires et des fertilisants dans les eaux superficielles et limiter l'érosion hydrique des sols. Cette fonction environnementale a été très largement étudiée (Tollner et al., 1976 ; Souiller et al., 2002 ; Gry, 2006). Mais outre ce rôle premier, la mise en place de cet élément stable dans le paysage agricole peut avoir des conséquences secondaires très diverses, tant agronomiques, écologiques, sociologiques que paysagères (Bernard et al., 1998), et ce d'autant plus que la réglementation y est très précise.

En effet, aucun produit phytosanitaire et ni engrais chimique ou organique ne peut être utilisé. De plus cet habitat est stable dans le temps, car les agriculteurs sèment la bande enherbée et ne travaille plus le sol comme ils le font dans la parcelle adjacente. Ainsi, ces milieux semi-naturels, à l'image des bords de champs ou des prairies, peuvent aussi faire office de réservoir de biodiversité végétale et animale (Benton et al., 2003). Les bordures de champs sont des habitats connus pour cette fonction (Marshall et Moonen, 2002). Elles hébergent une flore riche et abondante (Fried, 2009). De plus, leur rayonnement est plus vaste car la faune et l'entomofaune y interagissent avec la flore en place. Cole et al. (2007) montrent qu'il existe un nombre d'espèces végétales et un assemblage de carabiques plus importants dans les bandes enherbées gérées sans intervention que dans les bandes enherbées et les prairies gérées de manière intensive. Perner (2005) démontre que la composition des communautés de plantes affecte l'abondance des différents groupes fonctionnels d'arthropodes. Woodcock et al. (2007) trouvent que les groupes fonctionnels de scarabées peuvent être influencés par l'architecture de couvert végétal et sa composition. La diversité en arthropodes dans un habitat agricole semi-naturel est augmentée dans les bordures du champ en relation avec la diversité végétale (Thomas et Marshall, 1999).

De plus les espèces végétales présentes dans les bandes enherbées sont à la base de chaines trophiques. Les graines, notamment, constituent une nourriture non négligeable pour les oiseaux (Wilson et al., 1999 ; Blaney and Kotanen 2001, Navntoft et al 2009), les rongeurs (Alcàntara et al., 2000 ; Holmes et Froud-Williams, 2005 ; Hulme, 1998 ; Hulme 1994, Westerman et al 2003, 2005), les carabiques (Brust et House 1998, Cromar et al 1999, Honek et al 2003, Honek et al. 2005). Il est maintenant largement accepté que la prédation des graines d'adventices pourrait être une cause non négligeable de mortalité des graines d'adventices dans les cultures (Westerman et al. 2003, 2008) et qu'elle affecte toutes les espèces (Maron et Simms, 2001).De plus les vertébrés et invertébrés consomment des graines lorsqu'elles sont présentes à la surface du sol. Or dans les bandes

enherbées, l'ensemble des graines nouvellement produites se trouvent à la surface du sol, le sol n'étant pas travaillé.

Les bandes enherbées sont potentiellement un lieu où la prédation de graines est importante. En effet, elles sont un milieu riche et biodiverse (Cordeau et al , 2009), réservoir potentiel d'adventices (Cordeau et Chauvel, 2009). Mais la prédation varie en fonction de la densité du couvert végétal (Gallandt et al., 2005 ; Heggenstaller et al., 2006 ; Hulme, 1998). La nature du mélange semé et le type de gestion du couvert végétal (fauche) vont donc directement influencer la prédation En effet, ces facteurs peuvent directement influencer les organismes prédateurs, et ainsi que leur habitat et leur environnement immédiat détermine leur comportement de prédation (Heggenstaller et al., 2006 ; Manson et Stiles, 1998).

L'objectif de ce travail est donc de connaitre, sur un même habitat, les espèces adventices se développant dans les bandes enherbées, illustrant la ressource potentielle de graines pour des prédateurs. Dans un second temps, il s'agit de quantifier la prédation des graines d'adventices et d'identifier la présence d'insectes prédateurs. Quelle ressource en graines pourrait être disponible pour l'entomofaune ? Les bandes enherbées sont-elles un milieu riche en prédateurs de graines ? Quel taux de prédation peut-on y observer ? Ce taux de prédation varie t-il selon la gestion des bandes ou selon les espèces adventices ?

MATERIELS ET METHODES

Les bandes enherbées ont été semées au printemps 2006 avec un mélange graminées-légumineuses : 40% *Dactylis glomerata*, 40% *Festuca rubra*, 20% *Lotus corniculatus*. Elles ont été entretenues de manière identique jusqu'en juin 2008 à raison de 3 fauchages par an. En juin 2008, 2 modes de gestions on été réalisés : Fauchage (modalité F+), et non fauchage (F-). Les suivis ont été faits sur 2 bandes «F+» et 1 bande «F-». Les bandes mesurent 25 m de long sur 5 m de large (largeur réglementaire). Bien que les 3 expérimentations aient été menées pour des objectifs différents, il en reste qu'elles ont été menées précisément au même endroit et sur les mêmes bandes enherbées.

Relevés floristiques

Des relevés floristiques ont été réalisés avant fauchage (mi-juin) et deux mois après (mi aout). Les 2 relevés de flore permettent d'observer la flore hivernale et la flore printanière estivale. Par ailleurs, la description des espèces en présence sera faite sur le cumul des deux dates de relevés. La présence et l'abondance des espèces (semées ou adventices) a été notées. L'abondance est quantifiée par des pourcentages de recouvrement de chaque espèce selon l'échelle de Braun-Blanquet (Mueller-Dombois et Ellenberg, 1974) modifiée (5: l'espèce couvre plus de 75% du quadrat, 4 : entre 50 et 75%, 3 : entre 25 et 50%, 2 : entre 5 et 25%, 1 : < =à 5 %, + : recouvrement insignifiant et r : un individu). L'abondance est quantifiée sur 4 quadrats de 0.36m² disposés par paire, soit 2 à un mètre de la culture et 2 à 1 mètre de la bordure herbacée. Pour compléter les relevés de présence-absence des espèces sur les quadrats, un parcours dans la bande a été réalisé permettant d'identifier les espèces présentes seulement en taches. La nomenclature utilisée est la flore des champs cultivés (Jauzein, 1995). Une base de données composée à partir de la base de trait de vie BiolFlor (http://www.ufz.de/biolflor/index.jsp) et de la flore des champs cultivés a permis de caractérisée les espèces rencontrées.

Mesure de la prédation

Nous avons utilisé la méthodologie « cartes à graines » développée par Westerman *et al*. (2003) : 25 graines de chaque espèce sont fixées sur des cartes de papier de verre (5×10cm) à grains moyens (P 100) à l'aide d'une colle repositionnable (Sader ; Bostik SA,

Paris, France). Le support et la colle choisis permettent une bonne tenue des graines sur la carte et une certaine résistance à la pluie et au vent, pour éviter des pertes accidentelles. Des clous assurent le bon maintien des cartes au sol. Sept espèces adventices ont été choisies : le chénopode blanc, *Chenopodium album* L. ; le gaillet grateron, *Galium aparine* L. ; la stellaire intermédiaire, *Stellaria media* (L.) Vill. ; le mouron de champs, *Anagallis arvensis* L. ; le vulpin des champs, *Alopecurus myosuroides* Huds. ; la moutarde des champs, *Sinapis arvensis* L. ; la pensée des champs, *Viola arvensis* Murray. Ces espèces sont très communes dans les champs cultivés en France et sont connues pour avoir des degrés de palatabilité différents pour les prédateurs (Alignier et al, 2008). Afin de quantifier les pertes accidentelles, des billes plastiques ont été disposées à coté des graines d'adventices. Les cartes ont été installées le 14 juillet et relevées le 29 Juillet 2008. Après cette période de 2 semaines d'exposition, les cartes ont été collectées et les graines restantes ont été comptées directement sur place. Le taux de prédation est calculé comme étant le pourcentage de graines enlevées durant la période. Aucune correction des taux de pertes de graines n'a été nécessaire vu les très faibles pertes accidentelles des billes plastiques.

Piégeage d'insectes

Le piégeage des insectes a été réalisé grâce à 16 pots pièges (diamètre = 7 cm, profondeur = 10 cm) contenant une solution alcoolique. Les pots étaient disposés par paire à coté des 8 cartes de prédation (distance = 0.5-1m), Ils ont été mis en place un jour après les cartes de prédation et relevés après une semaine. Le contenu des pots a ensuite été trié, et identifié à l'espèce à l'aide du guide des Coléoptères d'Europe (du Chatenet, 2005).

L'analyse des données floristiques a été réalisée avec le logiciel Past version 1.87b (Hammer et al. 2001). Les distributions d'insectes furent analysés à l'aide d'Analyses en Composantes Principales réalisées avec la librairie ade4 du logiciel R (version 2.9) (R Development Core Team, 2008).

RESULTATS

Composition et structure des communautés végétales

Sur les bandes enherbées, 34 espèces végétales ont été recensées dont les 3 espèces semées (tableau 1). Dans les 2 bandes enherbées fauchée (F+) la richesse spécifique était de 22 et 17 espèces tandis que 24 espèces ont été recensées dans la bande non fauchée (F-).

Tableau 1 : liste des espèces rencontrées dans les bandes enherbées caractérisées par leur fréquence dans les champs cultivés (R : rare ; AR : assez rare ; C : commun ; AC : assez commun ; TC : très commun) et par le type biologique de Raunkiaer (position des organes de survie) (Raunkiaer, 1905).

espèces	fréquence dans les champs cultivés en France (Jauzein 1995 ?)	Type biologique (BiolFlor Trait database)
Achillea millefolium	AR	Hemicryptophyte
Anagallis arvensis	TC	Therophyte
Arctium lappa	non mentionnée	Hemicryptophyte
Artemisia vulgaris	AC	Hemicryptophyte
centaurea scabiosa	R	Hemicryptophyte
Cirsium arvense	TC	Geophyte
Convolvulus arvensis	TC	Geophyte
Crepis vesicaria	AC	Hemicryptophyte
Daucus carota	C	Hemicryptophyte
Elytrigia repens	TC	Geophyte
Geranium rotundifolium	C	Therophyte
Geranium sp.	C	Therophyte
Hypericum perforatum	AC	Hemicryptophyte
Lactuca serriola	AC	Therophyte
Lamium purpureum	AC	Therophyte
Lolium sp.	non mentionnée	Therophyte
malva sylvestris	R	Hemicryptophyte
Pastinaca sativa	TC	Therophyte
Picris hieracioides	AC	Hemicryptophyte
Plantago lanceolata	AR	Hemicryptophyte
Potentilla repens	TC	Therophyte
reseda lutea	AC	Therophyte
Rumex crispus	C	Hemicryptophyte
Silene latifolia subsp. alba	AC	Hemicryptophyte
Sonchus asper	TC	Therophyte
Taraxacum officinale	TC	Therophyte
Tragopogon dubium	AC	Therophyte
Trifolim repens	R	Hemicryptophyte
Trifolium sp.	AR	Hemicryptophyte
Verbena officinalis	AR	Hemicryptophyte
Veronica persica	TC	Therophyte

Parmi les espèces 51.6% sont pluriannuelles. Selon la flore des champs cultivés (Jauzein, 1995) plus de 70% des espèces recensées sont des espèces qualifiées d'« assez communes », « communes » ou « très communes » dans les parcelles agricoles. Seulement 9.7% sont qualifiées « rare » dans les parcelles agricoles. De plus les espèces adventices couvrent autant dans les bandes non fauchées que dans les bandes fauchées (F=0,8479 ;

df=9,084 ; p=0,381). Les espèces adventices ont un recouvrement très faible (figure 1) au regard des espèces semées. La couverture végétale totale des bandes était de 94±4% (moyenne ± écart-type) pour les parties non fauchées (modalité « F- ») et de 88±6% pour les parties fauchées (F+). La différence n'est pas significative (F=37,19 ; df=16,47 ; p<0,001).

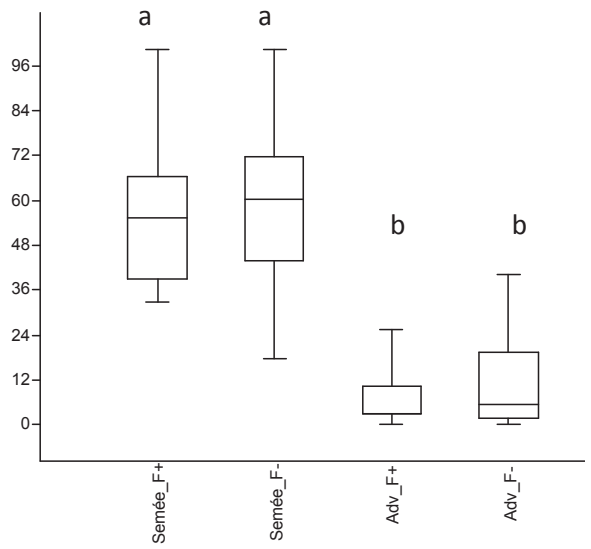


Figure 1 : Recouvrement moyen (en pourcentage de recouvrement du quadrat) de toutes les espèces semées (semée) et adventices (Adv) dans les bandes enherbées fauchées (F+) et non fauchées (F-).

Prédation des graines d'adventices

Les pertes accidentelles de graines ont été très faibles (2.9% en moyenne). Le taux de prédation de graines varie significativement en fonction de l'espèce adventice (F=3.55 ; df=6.49 ; p=0.0054) entre 77% pour *Viola arvensis* et 20% pour *Galium aparine* (Figure 2). Mais aucune différence significative du taux de prédation n'a été observée entre les zones fauchées et non-fauchées (46% contre 51% en moyenne).

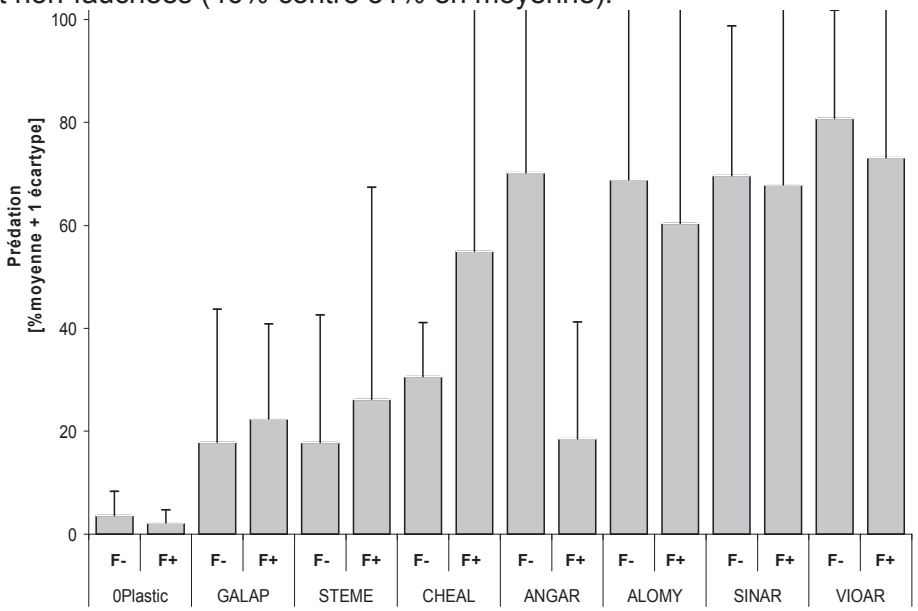


Figure 2 : Prédation des graines d'adventices, en fonction du régime d'entretien des bandes enherbées (fauchée : F+ ; non fauchée : F-). Les espèces sont nommées pas leur code Bayer (GALAP : Galium aparine ; STEME : Stellaria media ; CHEAL ; Chenopodium album ; ANGAR : Anagalis arvensis ; ALOMY : Alopecurus myosuroides ; SINAR : Sinapis arvensis ; VIOAR : Viola arvensis ; et 0Plastic : billes plastiques = témoin négatif)

Insectes prédateurs

Les principaux invertébrés granivores piégés sont les carabiques. La bande enherbée fauchée renferme un plus grand nombre de carabiques (113 individus contre 85) et une richesse plus importante (4 espèces contre 7). Néanmoins, l'indice de Shannon est quelque peu supérieur dans la bande non fauchée (H'= 0.88) que dans la bande fauchée (H'= 0.84), ceci pouvant s'expliquer par la prédominance dans cette dernière, d'*Harpalus rufipes* (figures 3a et 3b)

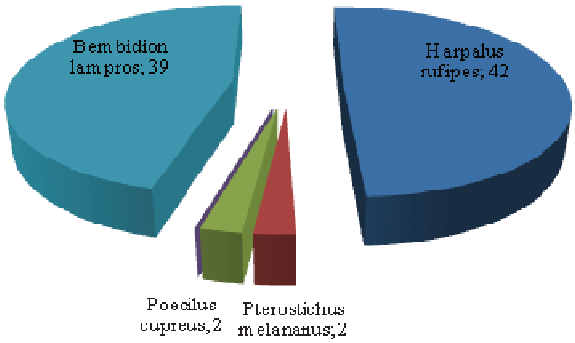


Figure 3a: Nombre total d'insectes piégés sur la bande enherbée non fauchée par espèce

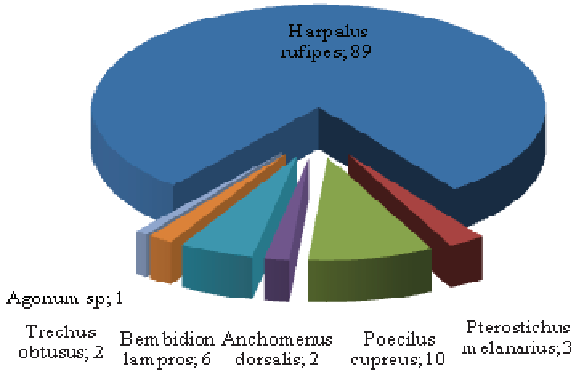


Figure 3b : Nombre total d'insectes piégés sur la bande enherbée fauchée par espèce

En utilisant les données par piège, on peut discriminer des groupes d'espèces ayant des patrons d'apparition similaires. D'après les résultats d'ACP (figure 5), des regroupements pourraient être faits entre *Anchomenus dorsalis* et *Poecilus cupreus*, tandis que *Bembidion lampros* se dégagerait sensiblement des autres espèces. En recoupant les régimes de fauche, il semblerait que *B. lampros* soit bien adapté à l'habitat des bandes non fauchées, les autres espèces fréquences seraient elles plus ubiquistes. Néanmoins, compte tenu du nombre d'individus, ces résultats restent des hypothèses.

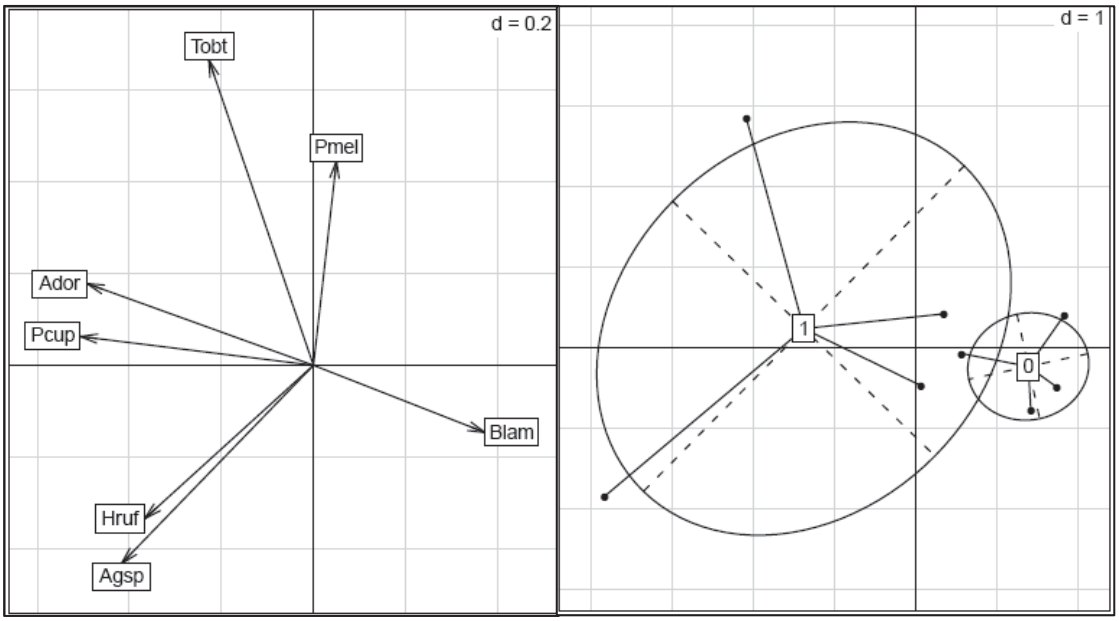


Figure 4 : Représentation des effectifs d'insectes après une ACP par piège (a) et disposition des espèces en fonction du régime de fauche (b) (0= non fauche F- ; 1= fauche F+)

DISCUSSION

Cette synthèse a regroupée trois études menées sur les mêmes bandes enherbées sur le site expérimental INRA de Bretenières. Lors de leur conception, elles n'avaient pas pour objectif d'être compilées. Pour autant, le fait qu'elles aient été menées sur les meêmes bandes enherbées a permis de décrire séparément sur un même habitat, la flore et donc la ressource en graines potentielle réalimentant le stock semencier, la prédation des graines d'adventices et les insectes prédateurs.

Elle démontre que les bandes enherbées sont des milieux où la flore adventice se développe car il est possible d'observer 2 à 3 fois plus d'espèces que dans les parcelles cultivées adjacentes (Cordeau et al., 2009). La moitié de ces espèces sont annuelles et ne peuvent se maintenir dans cet habitat que par l'émission en fin de cycle de leur graine.

Ces graines tombent au sol et réalimente le stock de semence des bandes enherbées, qui ne sera pas perturbé par des travaux du sol. Ainsi les graines d'adventices sont exposées à la prédation. Dans cette étude, les espèces choisies pour étudier la prédation ne sont pas présentes dans les bandes enherbées du domaine expérimental excepté *Anagallis arvensis*. Ainsi il est difficile de relié la flore présente à une ressource potentielle de graines pour en étudier la prédation.

Malgré cela, la prédation des espèces non recensées dans les bandes enherbées est élevée. L'ordre de préférence des espèces adventices correspond à une étude précédente (Alignier et al., 2008).

De plus la prédation a été mesurée par des cartes à graines qui n'étaient pas protégées par des cages d'exclusions. Ainsi, la prédation mesurée est celle de l'ensemble de la faune des bandes enherbées. Ainsi, les insectes recensés dans les pots pièges ne représentent qu'une partie des prédateurs potentiels. Des analyses préliminaires par analyses en composantes principales ne montraient que peu de lien entre la présence des insectes et les taux de prédation observés. Ceci peut être expliqué par la prédation par d'autres organismes (micromammifère), non mesurées dans cette étude, ou par le faible nombre de cartes et pots pièges disponibles.

Sur le pas de temps de l'expérimentation, aucune différence n'a été observé en terme de flore entre les bandes enherbées fauchées et non-fauchées. De plus les taux de prédation étaient identiques entre les 2 modalités. En effet, la végétation repousse très vite. Les cartes de prédation ont été disposées 4 semaines après la fauche. Ainsi, l'habitat n'était probablement pas si différent pour des prédateurs malgré les taux de couvertures végétales différents.

REMERCIEMENTS

Les auteurs remercient Lise Lise LE LAGADEC, stagiaire Master 1ère année de l'UMR BGA, pour le travail réalisé sur la prédation des graines dans les bandes enherbées. Ce stage a été encadré par Sandrine PETIT et Helmut MEISS, et a bénéficié de l'appui technique de Florence STRBIK.

REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES

Alcántara, J.M., Rey, P.J., Sánchez-Lafuente, A.M., Valera, F., 2000. Early effects of rodent post-dispersal seed predation on the outcome of the plant-seed disperser interaction. Oikos 88, 362-370.

Alignier A, Meiss H, Petit S and Reboud X. 2008. Variation of post-dispersal weed seed predation according to weed species, space and time. Journal of Plant Diseases and Protection XXI, 221-226.

Altieri, M.A., 1999. The ecological role of biodiversity in agroecosystems. Agriculture Ecosystems & Environment 74, 19-31.

Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? Trends in Ecology & Evolution 18, 182-188.

Bernard, J.-L., Granval, P., Pasquet, G., 1998. Les bords de champs cultivés pour une approche cohérente des attentes cynégétiques, agronomiques et environnementales Le Courrier de l'environnement de l'INRA 34, 21-32.

Blaney, C. & Kotanen, P. Post-dispersal losses to seed predators: an experimental comparison of native and exotic old field plants Canadian Journal Of Botany, NATL RESEARCH COUNCIL CANADA, 2001, 79, 284-292

Brust, G. E. & House, G. J. Weed seed destruction by arthropods and rodents in low-input soybean agroecosystems. American Journal of Alternative Agriculture, 1988, 3, 19-25.

Cole L.J., McCracken D.I., Baker L., and Parish D. 2007. Grassland conservation headlands: Their impact on invertebrate assemblages in intensively managed grassland, Agriculture. Ecosystems & Environment 122: 252-258.

Cordeau, S., Chauvel, B., 2009. Sown grass field margin strips: such a rich and biodiverse habitat! . Proceedings of the 3rd Workshop of the EWRS Working Group: Weeds and Biodiversity, Lleida (Spain), 74-75.

Cordeau, S., Dessaint, F., Chauvel, B., 2009. Les bandes enherbées : un milieu riche quoi que l'on y fasse ! résumés du 5ème Colloque d'Ecologie des communanutés végétales – ECOVEG5, Gembloux (Belgique), 20.

Cromar, H. E.; Murphy, S. D. & Swanton, C. J. Influence of tillage and crop residue on postdispersal predation of weed seeds Weed Science, Weed Sci Soc Amer, 1999, 47, 184-194

Du Chatenet G. 2005. Coleoptères d'Europe; Carabes, Carbiques et Dytiques; Vol1:Adephaga. N.A.P Editions

Fried, G., Petit, S., Dessaint, F., Reboud, X., 2009. Arable weed decline in Northern France: Crop edges as refugia for weed conservation? Biological Conservation 142, 238-243.

Gallandt, E.R., Molloy, T., Lynch, R.P., Drummond, F.A., 2005. Effect of cover-cropping systems on invertebrate seed predation. Weed Science 53, 69-76.

Gry, L., 2006. Jachères et bandes enherbées, la PAC met en valeur les couverts environnementaux. Semences et progrès, 23-41.

Hammer Ø., D.A.T. Harper, P.D. Ryan. 2001. Past: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis. Palaeontologia Electronica. Palaeontologia Electronica 4 (1), 1-9.

Heggenstaller, A.H., Menalled, F.D., Liebman, M., Westerman, P.R., 2006. Seasonal patterns in post-dispersal seed predation of Abutilon theophrasti and Setaria faberi in three cropping systems. Journal of Applied Ecology 43, 999-1010.

Holmes, R.J., Froud-Williams, R.J., 2005. Post-dispersal weed seed predation by avian and non-avian predators Agriculture, Ecosystems and Environment 105, 23-27

Honek, A.; Martinkova, Z. & Jarosik, V. 2003 Ground beetles (Carabidae) as seed predators European Journal Of Entomology, Czech Acad Sci, Inst Entomology, 100, 531-544

Honek, A.; Martinkova, Z.; Saska, P. & Pekar, S. 2007. Size and taxonomic constraints determine the seed preferences of Carabidae (Coleoptera) Basic And Applied Ecology, Elsevier Gmbh, Urban & Fischer Verlag, 8, 343-353

Hulme, P. E. Postdispersal Seed Predation In Grassland - Its Magnitude And Sources Of Variation Journal Of Ecology, Blackwell Science Ltd, 1994, 82, 645-652

Hulme, P.E., 1998. Post-dispersal seed predation: consequences for plant demography and evolution. Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics 1, 32-46.

Jauzein, P. 1995. Flore des champs cultivés. Sopra-INRA, Paris, France. 898pp

Manson, R. H. & Stiles, E. W. 1998. Links between microhabitat preferences and seed predation by small mammals in old fields. Oikos, 82, 37-50.

Maron, J.L., Simms, E.L., 2001. Rodent-limited establishment of bush lupine: field experiments on the cumulative effect of granivory. Journal of Ecology 89, 578-588.

Marshall, EJP, Moonen, A., C, 2002. Field margins in northern Europe: their functions and interactions with agriculture. Agriculture Ecosystems and Environment 89, 5-21.

Navntoft, S.; Wratten, S. D.; Kristensen, K. & Esbjerg, P. Weed seed predation in organic and conventional fields Biological Control, Academic Press Inc Elsevier Science, 2009, 49, 11-16.

Perner J., Wytrykush C., Kahmen A., Buchmann N., Egerer I., Creutzburg S., Odat N., Audorff V., and Weisser W.W. 2005. Effects of plant diversity, plant productivity and habitat parameters on arthropod abundance in montane European grasslands, Ecography 28: 429-442.

R Development Core Team (2008) R: A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.

Raunkiaer C (1905) Types biologiques pour la géographie botanique. Bulletin Academy of Royal Science (Denmark) 5, 347-437.

Souiller, C., Coquet, Y., Pot, V., Benoit, P., Réal, B., Margoum, C., Laillet, B., Labat, C., Vachier, P., Dutertre, A., 2002. Dissipation des produits phytosanitaires à travers un dispositif enherbé: mise en évidence des processus mis en jeu par simulation de ruissellement et infiltrométrie (Capacités de stockage et d'épuration des sols de dispositifs enherbés vis-à-vis des produits phytosanitaires. Partie 1). Etude et gestion des sols 9, 269-285.

Thomas, C.F.G., Marshall, E.J.P., 1999. Arthropod abundance and diversity in differently vegetated margins of arable fields. Agriculture Ecosystems & Environment 72, 131-144.

Tollner, E.W.B., B.J. Haan, C.T. Kao, T.Y. 1976. Suspended sediment filtration capacity of simulated vegetation. Trans. ASAE 19, 678-682.

Westerman, P.R., Hofman, A., Vet, L.E.M., van der Wert, W., 2003. Relative importance of vertebrates and invertebrates in epigeaic weed seed predation in organic cereal fields. Agriculture, Ecosystems and Environment 95, 417-425.

Westerman, P.; Liebman, M.; Menalled, F. D.; Heggenstaller, A. H.; Hartzler, R. G. & Dixon, P. M. Are many little hammers effective? - Velvetleaf (Abutilon theophrasti) population dynamics in two- and four-year crop rotation systems Weed Science, Weed Sci Soc Amer, 2005, 53, 382-392

Westerman, P. R.; Borza, J. K.; Andjelkovic, J.; Liebman, M. & Danielson, B. Density-dependent predation of weed seeds in maize fields. Journal of Applied Ecology, Blackwell Publishing, 2008, 45, 1612-1620

Wilson, J.D., Morris, A.J., Arroyo, B.E., Clark, S.C., Bradbury, R.B., 1999. A review of the abundance and diversity of invertebrate and plant foods of granivorous birds in northern Europe in relation to agricultural change. Agriculture Ecosystems & Environment 75, 13-30.

Woodcock B.A., Potts S.G., Pilgrim E., Ramsay A.J., Tscheulin T., Parkinson A., Smith R.E.N., Gundrey A.L., Brown V.K., and Tallowin J.R. 2007. The potential of grass field margin management for enhancing beetle diversity in intensive livestock farms, Journal of Applied Ecology 44: 60-69.

XIII ème COLLOQUE INTERNATIONAL
SUR LA BIOLOGIE DES MAUVAISES HERBES
DIJON – 8 - 10 SEPTEMBRE 2009

Sown field margin strips:
what flora, what seed predators, what weed seed predation?

Stéphane CORDEAU, Helmut MEISS, Aline BOURSAULT
INRA, UMR1210 Biologie et Gestion des Adventices, F-21065 Dijon cedex.

In France, **farmers establish margin strips** along rivers, **for environmental reasons** (2003, CAP reform).
However, these strips could be a **refugia for biodiversity**.
This preliminary study addresses two points:
↳ Do sown field margin strips shelter an important arable weed flora?
↳ Do we find evidence of trophic interactions involving weeds within these habitats (here weed seed predation by carabid beetles)?

AIMS, MATERIALS & METHODS

Preliminary study: July, 2008 ; Experimental Farm of INRA (Dijon)

1 To describe sown and weed communities (potential food resource)

2 To quantify weed seed predation (ecological service)

3 To identify seed predators (carabid beetles)

Effect of mowing margin strips (mown: M+ vs unmown: M-)

4 quadrats / strip
% of cover of each species

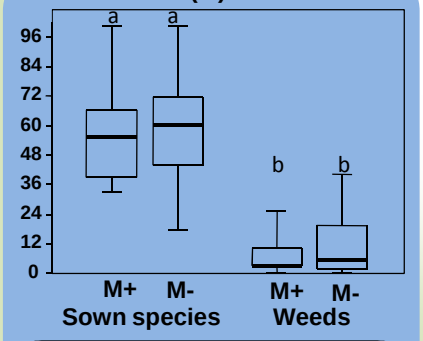
4 seed cards / mowing regime
with 7 weed species

2 pitfall traps / seed card
with alcoholic solution

PRELIMINARY RESULTS

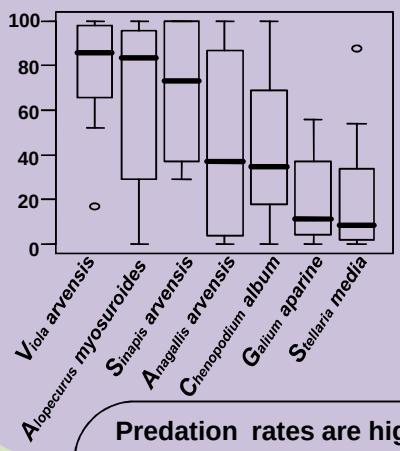
Mowing had no impact on plant cover and seed predation, but beetle abundance.

Plant cover (%)



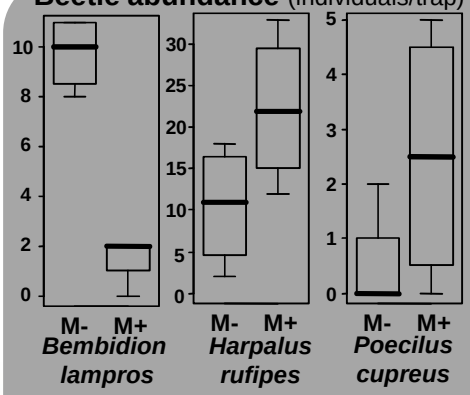
Sown species dominated over weeds in spite of a higher weed species richness

Seed predation (%)



Predation rates are high and differed between weed species

Beetle abundance (individuals/trap)



3 abundant seed-eating carabid species

PERSPECTIVES

A comparable experiment set up with more replicates and over several trial periods would allow to confirm observed trends (high floristic richness ; high seed predation rates, abundant seed-eating carabids) and test the existence of a positive relation between seed-eating carabid abundance and seed predation rates

FIN

CONSEQUENCES OF THE ESTABLISHMENT OF SOWN GRASS STRIPS FOR WEED SPECIES

Summary

The intensification of the management of weed populations, led by a potential decrease in the yield and quality of crop harvest, has largely induced their decline in arable zones across the last decades. This floristic decline in arable landscape, has induced a loss of a larger biodiversity because the presence of others organisms (birds, insects, mammals) are strongly linked with the abundance of trophic resources as weed are. To counter with this loss of biodiversity and to limit the negative impacts of farming practices on environment, numerous agri environmental schemes were launched through Europe. In France, sown grass strips were established by farmers along streams and rivers to limit the pesticide drifts and the hydric soil erosion. The field margin strips are mainly sown with grass mixtures and do not receive neither pesticides nor fertilizers. Consequently, their establishment in the arable landscape for many years, without compensation payments for farmers, spark many fears concerning the weed risk that they could represent for adjacent field. At the opposite, these non-cropped areas adjacent to cultivated fields could be an opportunity to maintain weed populations providing ecosystem services for agriculture which were more and more highlighted.

This PhD work shows that sown grass strips harbour large flora diversity. The weed communities are mainly structured by the type of adjacent boundary (hedge, river, ditch, etc.). The succession of disturbance and competition phase caused by mowing and competition of sown species respectively, do not allow annual species to maintain their populations in this habitat where they rarely reach fructification stages. The frequently observed species are perennials but rarely dominated over the sown cover. Even if the sown grass strips show high level of species richness, mainly composed by arable species, these strips do not enhance the spread of species from the boundary to the field core. Indeed, at least at short term, the sown grass strips decrease the edge effect because they were established where the flora transition between the boundary and the field previously occurred. Moreover, the establishment and management practices cost for farmers, reasonably at the farm scale.

Although some fears on the decline of annual species, the sown grass strips represent an opportunity for the weed management at the field scale as well as at the landscape scale. Joint study linking the flora with other organisms (soil microflora, grasshoppers) have been initiated and could allow to put the environmental sown grass strips to good use for biodiversity.

CONSEQUENCES DE LA MISE EN PLACE DES BANDES ENHERBEES SUR L'EVOLUTION DE LA FLORE ADVENTICE

Résumé

La gestion intensive des populations adventices, liée aux risques de perte de rendement et à la dégradation de la qualité de la récolte, a largement conduit à leur régression dans les milieux cultivés au cours de ces dernières décennies. Ce déclin floristique dans le paysage agricole a conduit à une perte de biodiversité plus large car de nombreux organismes (oiseaux, insectes, mammifères) sont dépendants de la ressource trophique que représentent ces communautés végétales. Pour contrer cette perte de biodiversité et limiter les effets néfastes de l'agriculture sur l'environnement, de nombreuses mesures agro environnementales ont été mises en place à travers l'Europe. En France, des bandes enherbées ont été implantées par les agriculteurs le long des cours d'eau pour limiter la dérive des produits phytosanitaires et limiter l'érosion hydrique des sols. Ces bandes sont principalement semées avec des mélanges de graminées et ne reçoivent ni traitement chimique, ni engrais. En conséquence, leur mise en place généralisée dans le paysage agricole pour de nombreuses années et sans contrepartie financière pour les agriculteurs, suscitent des craintes quant aux risques malherbologiques qu'elles peuvent représenter. A l'opposé, ces espaces peuvent être considérés comme des opportunités pour maintenir, dans des compartiments proches des zones cultivées, des populations adventices dont les services écosystémiques rendus à l'agriculture sont de plus en plus mis en évidence.

Ce travail de thèse montre que les bandes enherbées hébergent une grande diversité floristique. Les communautés adventices sont principalement structurées par le type de bordure adjacente à la bande enherbée et par les modes de gestion qui y sont conduits. L'alternance perturbation-compétition générée respectivement par le broyage et la compétition des espèces semées ne permet pas aux espèces annuelles de se maintenir dans cet habitat où elles ne peuvent que difficilement y produire des semences. Les espèces fréquemment rencontrées sont vivaces, mais ne dominent que très rarement sur le couvert semé. Bien que les bandes enherbées hébergent une flore riche, composée majoritairement d'espèces des champs, il apparaît que ces espaces ne favorisent pas la dispersion d'espèces adventices vers la parcelle cultivée. En effet, la mise en place d'un couvert semé à l'endroit même où l'on observait auparavant une transition de la flore des bordures vers la flore des champs, limite l'effet des bordures sur les champs, au moins à court terme. En outre, la mise en place et l'entretien de ce couvert ont un coût pour l'agriculteur raisonnable à l'échelle de l'exploitation agricole.

Malgré la crainte émise quant au déclin des mauvaises herbes annuelles, les bandes enherbées sont une opportunité pour la gestion des adventices à l'échelle de la parcelle cultivée comme à celle du paysage. Des études conjointes mettant en relation la flore avec d'autres communautés (microflore du sol, criquets) ont été initiées et pourraient permettre de valoriser d'un point de vue biodiversité la mise en place d'une mesure au départ purement agro-environnementale.