

Indicateurs de biodiversité dans les exploitations agricoles biologiques et conventionnelles des Vallées et Coteaux de Gascogne, cas d'étude français du projet européen BioBio.

Sarthou J.P.^{1,2}, Choisis J.P.², Amossé A.^{2,3}, Arndorfer M.⁴, Bailey D.⁵, Balázs K.⁶, Balent G.², Deconchat M.², Dennis P.⁷, Eiter S.⁸, Fjellstad W.⁸, Friedel J.K.⁴, Jeanneret P.⁵, Jongman R.H.G.⁹, Kainz M.¹⁰, Moreno G.¹¹, Ouin A.², Paoletti M.G.¹², Pointereau P.¹³, Stoyanova S.¹⁴, Viaggi D.¹⁵, Vialatte A.², Wolfrum S.¹⁰, Herzog F.⁵

¹INP/ENSAT – INRA UMR 1248 Agir, Chemin de Borde Rouge, CS 52627 - 31326 Castanet Tolosan cedex, France

² INP/ENSAT – INRA UMR 1201 Dynafor, Chemin de Borde Rouge, CS 52627 - 31326 Castanet-Tolosan, France

³Agronutrition 31390 Carbonne, France

⁴University of Natural Resources & Life Sciences, Vienne, Autriche

⁵Agroscope Research Station ART, Zurich, Suisse

⁶Institute of Environmental & Landscape Management, Hongrie

⁷IBERS, Aberystwyth University, Royaume-Uni

⁸Norwegian Forest and Landscape Institute, Norvège

⁹Alterra, Wageningen University, Hollande

¹⁰Centre of Life and Food Science, Technical University of Munich, Allemagne

¹¹Forestry School, University of Extremadura, Espagne

¹²Department of Biology, Padova University, Italie

¹³Solagro - Toulouse, France

¹⁴Institute of Plant Genetic Resources "K.Malkov", Bulgarie

¹⁵University of Bologna, Italie

Correspondance: sarthou@ensat.fr

Résumé

Dans le cadre du projet européen BioBio, nous avons comparé entre pays les richesses en habitats et richesses spécifiques cumulées de quatre groupes taxonomiques (plantes, abeilles sauvages, araignées, vers de terre), de 169 exploitations biologiques ou conventionnelles appartenant à 10 pays. Pour le cas d'étude français, Vallées et Coteaux de Gascogne, les corrélations entre indicateurs directs (richesses spécifiques des taxons et habitats) et indirects (pratiques agricoles) de biodiversité, relevés dans 8 exploitations conventionnelles et 8 biologiques, ont été recherchées. Les résultats montrent que le nombre d'habitats cultivés et surtout semi-naturels par exploitation est le principal facteur déterminant le niveau de biodiversité à cette échelle, pour le cas d'étude français comme pour les autres cas d'étude. Ce facteur explique en partie le plus haut niveau de biodiversité observé pour le cas d'étude français. Néanmoins, les pratiques, spécifiques ou non des modes de production biologique et conventionnelle, gouvernent généralement les paramètres de biodiversité à l'échelle de l'habitat. *In fine*, le projet propose la méthode BIOBIO de suivi de la biodiversité dans les exploitations agricoles.

Mots-clés : Biodiversité - Indicateurs - Exploitations et pratiques agricoles - Habitats - Plantes – Abeilles – Araignées – Vers de terre – Coteaux de Gascogne - France - Europe.

Abstract: Biodiversity indicators in organic and conventional farming systems: main results from the European project BioBio

In the framework of the European project BioBio, we compared between countries habitat and cumulated species richnesses of plants, wild bees, spiders and earthworms, measured in 169 conventional and organic farms belonging to 10 case studies in 10 European countries. For the French

case study (Gascony Valleys and Hills), correlations between direct (habitat and taxonomic richnesses) and indirect (agricultural practices) indicators of biodiversity within 8 conventional and 8 organic farms, were calculated. Results showed that the main driver of biodiversity at the farm level was the number of cultivated and above all semi-natural habitats, in the French case study region as well as in the other regions. This factor partially explained the highest biodiversity level of the French case study region. However, farming practices, specific or not to the organic and conventional systems, most often drove biodiversity parameters at the habitat level. *In fine*, the project proposed the BIOBIO method for monitoring biodiversity in farms.

Keywords: Biodiversity - Indicators – Farms and agricultural practices - Habitats - Plants – Bees – Spiders – Earthworms – Gascony valleys and hills - France - Europe.

Introduction

La biodiversité, ou diversité des gènes, des espèces et des habitats, fait partie des ressources naturelles menacées par l'Homme et notamment par l'agriculture (MEA, 2005). En Europe, on estime en effet que 50% des espèces sauvages dépendent d'habitats constitutifs des agroécosystèmes (Kristensen, 2003), amenant à des interactions étroites entre pratiques agricoles et biodiversité :

- La composition et la diversité des espèces sauvages sont affectées par les activités agricoles, comme l'épandage de pesticides, le travail du sol, l'altération des habitats semi-naturels...
- Des espèces sauvages assurent des fonctions écologiques indispensables à l'agriculture (prédation de ravageurs, pollinisation de cultures à fleurs, décomposition de la matière organique...).

Ainsi, afin d'une part de préserver la biodiversité pour sa valeur intrinsèque et d'autre part de favoriser les espèces qui contribuent aux rendements agricoles et au bon état sanitaire des productions, il est essentiel de bien connaître le statut de la biodiversité dans les agroécosystèmes. La préservation de la biodiversité en zone agricole est d'ailleurs l'une des questions les plus prégnantes d'aujourd'hui dans le domaine de la conservation des ressources naturelles, d'autant plus que son érosion, sous l'effet de l'agriculture, se poursuit (Foley *et al.*, 2005) et qu'une diminution de l'intensité de certains services écosystémiques majeurs, comme la régulation des ravageurs (Winqvist *et al.*, 2011) et la pollinisation (Garibaldi *et al.*, 2013), est d'ores et déjà notée. Pourtant, en regard de ces enjeux majeurs, il est surprenant de constater combien la question du statut et de l'évolution de la biodiversité dans les agroécosystèmes, particulièrement des espèces à l'origine de services écosystémiques (Gaston, 2010), est globalement délaissée. Les seuls groupes qui font l'objet de suivis réguliers sont les oiseaux et plus récemment les papillons (EEA, 2010). Toutefois, les oiseaux sont suivis à une échelle large d'organisation du paysage (supérieure au km²), correspondant à leur mobilité importante, mais pas à celle des unités de gestion de l'espace agricole que sont les exploitations agricoles et les parcelles cultivées (STOC, <http://vigienature.mnhn.fr/page/protocole>). Quant aux papillons, leur seul suivi ne permet pas d'évaluer la biodiversité entre les différents habitats des exploitations (Manil *et al.*, 2012). Il est donc important que les politiques publiques axées sur la préservation de la biodiversité soient adaptées à cette échelle de l'exploitation et visent, au travers de différents dispositifs, les pratiques de gestion des espaces cultivés comme semi-naturels. Pour ce faire, des indicateurs de biodiversité sont nécessaires afin non seulement d'orienter ces politiques publiques, mais aussi de s'assurer de leurs effets dans les exploitations agricoles.

Le projet européen BioBIO a réuni 16 partenaires institutionnels appartenant à 14 pays, afin d'élaborer un ensemble d'indicateurs de biodiversité applicables à travers toute l'Europe aux principaux systèmes de production agricoles. Les indicateurs ont d'abord été sélectionnés sur des bases scientifiques, afin qu'ils rendent compte le plus sensiblement possible de la diversité biologique aux niveaux génétique, spécifique et d'habitat à l'échelle des exploitations agricoles. Le second critère de sélection fut leur

caractère pratique et informatif pour les divers porteurs d'enjeux susceptibles de mettre en œuvre ces suivis, d'en interpréter et divulguer les résultats, voire de les traduire en conseils d'action. Sur chacune des 237 exploitations, ce sont 23 indicateurs qui ont été testés selon des protocoles standardisés (Dennis et al., 2012), avec comme objectif de confronter les indicateurs directs (habitats cartographiés, espèces sauvages échantillonnées, variétés et races domestiques gérées) aux indicateurs indirects relatifs à la gestion agricole dans le but de déceler, parmi ces derniers, ceux montrant les meilleurs liens de corrélation avec les premiers.

1. Matériel et méthode

1.1 Cas d'étude en France et en Europe

En France, le cas d'étude se situait à l'est du Gers et à l'ouest de la Haute-Garonne, dans les Vallées et Coteaux de Gascogne, d'une orientation globalement nord-sud, en zone climatique sub-atlantique à influences sub-méditerranéenne et montagnarde (approximativement 43°N 01°E ; alt. 200-400m). Les forêts, privées et fragmentées, couvrent approximativement 15 à 30% du territoire. La matrice agricole comprend des cultures annuelles d'hiver et d'été (blé et autres céréales à paille, tournesol, colza, sorgho, maïs), des prairies naturelles et temporaires, pâturées ou fauchées, des jachères, taillis, haies et ripisylves, sur des substrats molassiques ou d'alluvions, de tendance très humide à très sèche et de pH acides à basiques. Le cas d'étude français comprenait 16 exploitations en grandes cultures (sans élevage), 8 en agriculture biologique et 8 en agriculture conventionnelle. En 2010, les indicateurs ont été mesurés sur 195 exploitations réparties dans 12 cas d'étude et 11 pays européens (des mesures ont été effectuées en 2011 en Tunisie, Ukraine et Ouganda). Nous rendons compte ici des résultats issus du cas d'étude français et comparons les principaux résultats de 10 cas d'étude appartenant à 10 pays et totalisant 169 exploitations (Tableau 1).

Tableau 1 : Caractéristiques des différents cas d'étude en Europe

N°	Pays	Région	Climat	Système de production	Nb exploitations	
					Conv.	Bio.
1	Autriche	Marchfeld	Pannonique	Grandes cultures	8	8
2	France	Gascogne	Sub-Méditerranéen	Grandes cultures	8	8
3	Pays-Bas	Gueldre	Atlantique	Horticulture	3	11
4	Allemagne	Bavière	Continental	Polyculture-élevage	8	8
5	Hongrie	Homokhatsag	Pannonique	Polyculture-élevage	11	7
6	Suisse	Obwald	Alpin	Elevage	9	10
7	Norvège	Hedmark	Boréal	Elevage	6	6
8	Royaume-Uni	Pays de Galles	Atlantique	Elevage	10	10
9	Italie	Vénétie	Méditerranéen	Vigne	9	9
10	Espagne	Extremadura	Méditerranéen	Olives	10	10

Par souci de compréhension, seuls les noms de pays sont affichés dans les figures et tableaux suivants, et non les noms de région.

1.2 Relevés d'indicateurs

Afin d'en caractériser la diversité, la biodiversité et ses facteurs locaux de variation ont été relevés à travers, respectivement, trois grands niveaux d'organisation (niveau génétique, niveau spécifique et niveau de l'habitat), et les pratiques agricoles susceptibles de les influencer. Etant donné que les

méthodes de génétique moléculaire mettent en œuvre des technologies encore chères et peu abordables en routine, il a été fait le choix de capturer la diversité des ressources génétiques agricoles par le biais d'indicateurs simples, basés sur les différentes variétés et races cultivées et élevées par les agriculteurs. Les indicateurs du niveau spécifique ont été choisis parmi des groupes biologiques réagissant à des échelles locales à intermédiaires (de ce fait, les oiseaux ont d'emblée été exclus) et couvrant les quatre fonctions écologiques majeures et pertinentes pour la production agricole : la production primaire (plantes vasculaires), la décomposition de la matière organique (vers de terre), la pollinisation (abeilles et bourdons) et la prédation (araignées).

L'accent mis sur les invertébrés en plus des plantes, reflète l'importance de leur contribution à la diversité spécifique globale puisque les arthropodes seuls représentent environ les deux tiers des espèces des organismes pluricellulaires (Hammond, 1994). De plus, par leurs exigences écologiques très peu plastiques (reflétant donc des conditions environnementales précises), leur faible mobilité relative, leur durée de vie limitée de même que le caractère emblématique de certaines espèces, les invertébrés se positionnent comme des indicateurs performants de l'impact des activités humaines dans les écosystèmes et particulièrement dans les agroécosystèmes (Paoletti et Bressan, 1996 ; DuellietObrist, 1998).

1.2.1 Diversité et cartographie des habitats

Les exploitations ont fait l'objet d'un inventaire de leurs habitats (cultivés et semi-naturels) selon la méthode EBONE, dont le principe est donné par Bunce *et al.* (2008), légèrement adapté aux besoins du projet BIOBIO. EBONE propose une description standardisée des habitats terrestres d'après leur végétation (formes biologiques de Raunkier, abondance relative des espèces dominantes...) et des indicateurs environnementaux généraux (nature du sol, fréquence de gestion...), et aboutit à leur classement en différentes catégories, les GHC (*General Habitat Categories*), puis en habitats. Les deux plus importantes modifications ont été (i) de subdiviser la catégorie « cultures » (*cultivated herbaceous crops*) en quatre sous-catégories (cultures fourragères (*fodder crops*), cultures à fleurs (*flower crops*), cultures d'hiver (*annual crops 1*), cultures d'été (*annual crops 2*)), et (ii) de simplifier la description des habitats linéaires. Dans un premier temps, tous les habitats (surfaciques et linéaires) de chaque exploitation ont été identifiés sur le terrain puis ont été cartographiés sur SIG (Système d'Information Géographique) sous ArcGIS 10.0 (ESRI, 2012). Dans un second temps, sur chaque exploitation, chaque catégorie d'habitat a fait l'objet de la désignation au hasard d'un site le représentant (appelé « *plot* »). Ainsi, chaque exploitation avait *in fine* autant de *plots* que de catégories d'habitats différentes, chacun d'eux devant ensuite servir de site d'échantillonnage des quatre groupes d'indicateurs taxonomiques.

1.2.2 Echantillonnage des indicateurs taxonomiques

- Plantes vasculaires

Les communautés de plantes vasculaires ont été décrites par pourcentage de recouvrement de chaque espèce identifiée, dans une zone choisie aléatoirement de 10 m x 10 m pour les *plots* surfaciques et dans une zone de 1 m x 10 m pour les *plots* linéaires. Un seul relevé par *plot* a été réalisé.

- Abeilles et bourdons

Les abeilles ont été capturées par chasse à vue au filet à insectes, pendant 15 minutes lors de chaque passage, à raison de trois passages entre le printemps et l'automne. Les espèces ont été identifiées par un spécialiste, puis les données relatives à l'abeille domestique *Apis mellifera* (dont la plupart avaient été simplement comptées à vue) ont été retirées des analyses afin de n'étudier que les abeilles sauvages.

- Araignées

Les araignées ont été capturées à l'aveugle par aspiration à l'aide d'un aspirateur-souffleur de feuilles (Stihl SH 86-D, Andreas Stihl Co., Dieburg 64807, Germany) muni d'une poche de récupération insérée dans le tube d'aspiration. Lors de chacun des trois passages entre le printemps et l'automne, cinq aspirations de 30 secondes étaient effectuées dans un cylindre en plastique de 0,357m de diamètre, aléatoirement posé au sol. Ainsi, dans chaque plot, 0,5m² de sol/litière était aspiré à chaque passage.

- Vers de terre

Les vers de terre ont été extraits en trois points aléatoirement répartis par plot (et distants d'au moins 15 m les uns des autres), en période favorable à leur activité. Sur chaque point, 4 litres d'une solution irritante à base d'isothiocyanate d'allyle ont été répandus (en deux fois deux litres, à 10 minutes d'intervalle) dans un carré de 30x30cm². Les vers de terre apparaissant à la surface pendant les 10 minutes suivant chaque versement de la solution étaient collectés, puis un bloc de terre correspondant au carré sur 20cm de profondeur, était extrait, déposé sur une bâche puis défait manuellement en petits agrégats afin d'en extraire tous les vers de terre présents.

1.2.3 L'enquête auprès des agriculteurs

En plus des indicateurs habitats et espèces, un questionnaire a permis d'obtenir, auprès des agriculteurs, des indicateurs directs du niveau génétique (nombre de variétés et races domestiques) et indirects car reflétant la pression exercée par les pratiques sur les habitats (cultivés et semi-naturels) et les espèces : niveau de fertilisation azotée et phospho-potassique, nombre de traitements phytosanitaires et de passages d'outils de travail du sol, nombre de fauchages ou broyages etc. Certains indicateurs étaient subdivisés en sous-indicateurs plus détaillés : fertilisation organique ou minérale, traitement herbicide, insecticide ou fongicide, nature exacte du travail du sol... Ces indicateurs de pratiques sont destinés à fournir des variables explicatives des niveaux de biodiversité observés aux niveaux habitats et espèces.

1.3 L'analyse des données

1.3.1 Redondance et corrélation entre indicateurs

De nombreux sous-indicateurs ont pu être testés à partir des 7 indicateurs directs de base (nombre d'habitats, nombre d'espèces et abondance de chacune parmi les plantes, les abeilles, les araignées, les vers de terre, nombre d'espèces et variétés cultivées et d'espèces et races élevées). Ainsi, divers indices ont pu être calculés pour chaque groupe (richesse et diversité spécifiques alpha ou gamma, brutes ou raréfiées, et par groupes d'habitats, richesse et diversité spécifiques pondérées par la surface, nombre moyen de variétés par espèce cultivée...), de même à partir des indicateurs indirects des pratiques (nombre moyen de broyages, date de la 1^{ère} fauche, % de terre labourable, nombre moyen de traitements insecticides ou herbicides par groupe de cultures...). Des corrélations ont été calculées pour l'ensemble des indicateurs directs et indirects candidats afin, d'une part, de réduire la redondance entre indicateurs indirects et, d'autre part, de ne retenir parmi ces derniers que ceux étant corrélés avec des indicateurs directs de biodiversité.

1.3.2 Lien entre indicateurs taxonomiques et richesse en habitats

La richesse spécifique et l'abondance, par plot et par exploitation, ont été calculées pour les abeilles, les araignées et les vers de terre ; seule la richesse spécifique a pu être calculée pour les plantes. Dans le but de montrer le lien entre biodiversité taxonomique et richesse en habitats, des tests de corrélation de Pearson entre cette dernière et la richesse spécifique cumulée des quatre groupes biologiques ont été réalisés, d'une part à l'échelle européenne en se basant sur les données par cas d'étude, d'autre part à l'échelle du cas d'étude français en fonction du mode de production biologique ou conventionnel,

en se basant sur les données par exploitation. Toutes les analyses ont été réalisées sous le logiciel R, Version 3.0.0 (R DevelopmentCore Team, 2013).

1.3.3 Influence des pratiques agricoles pour le cas d'étude français

Pour montrer l'existence de différences de biodiversité entre exploitations biologiques et conventionnelles, des tests de comparaison de Mann-Whitney ont été réalisés sur les richesses spécifiques en plantes, abeilles et araignées, sur l'abondance en vers de terre et sur le nombre d'habitats par exploitation. La richesse spécifique en vers de terre étant relativement homogène entre les exploitations, l'étude de leur abondance a été jugée plus pertinente. Afin d'analyser plus précisément les liens entre biodiversité et pratiques agricoles, des Analyses des Correspondances Multiples (ACM) ont été effectuées avec le package ade4 1.5-2 2 sur les paramètres de richesse (plantes, abeilles, araignées) ou d'abondance (vers de terre), et de gestion.

Les variables qualitatives traitées ont été obtenues par une codification en classes suivant leur distribution de fréquences (Tableaux 2 et 3). Une ACM permet de distinguer les individus (ici les parcelles) suivant les modalités des variables choisies. Ainsi, deux parcelles sont proches si elles possèdent un grand nombre de modalités en commun ; à l'inverse, si une parcelle possède une modalité rare, elle est éloignée des autres parcelles. Ces ACM permettent de visualiser l'orientation de gradients de richesse spécifique ou d'abondance suivant les pratiques agricoles et leur intensité. Une première ACM a été faite sur les données d'un habitat cultivé : les cultures à fleurs, dites entomophiles (CE), pour leur dépendance vis-à-vis du processus de pollinisation entomophile (abeilles et bourdons sauvages essentiellement) ; une seconde sur les données d'un habitat semi-naturel : les prairies permanentes (PP) pour leur propriété de zone refuge de la biodiversité. Des tests de Kruskal-Wallis ou de Mann-Whitney selon le nombre de modalités par variable de gestion, ont été effectués afin de distinguer les variables de gestion qui sont significativement liées aux différents taxons et donc susceptibles de les influencer.

Tableau 2 : Description des catégories établies pour la richesse spécifique en plantes, abeilles, araignées et l'abondance en vers de terre dans les cultures entomophiles et les prairies permanentes des Vallées et Coteaux de Gascogne.

Catégories	Cultures Entomophiles (CE) (n= 30)			Prairies Permanentes (PP) (n= 63)		
	1	2	3	1	2	3
Plantes	<8 espèces	8-12 espèces	>12 espèces	9-17 espèces	18-41 espèces	>41 espèces
Abeilles	0-2 espèces	3-4 espèces	>4 espèces	0-4 espèces	5-14 espèces	>14 espèces
Araignées	0-2 espèces	3-5 espèces	>5 espèces	3-17 espèces	18-25 espèces	>25 espèces
Vers de terre	<12 individus	12-50 individus	>50 individus	<30 individus	30-120 individus	>120 individus

Tableau 3 : Description des variables de gestion et disponibilité selon l'habitat.

Variable	Description	Modalités	Disponibilité	
			CE*	PP*
Mode de production	Mode de production de l'exploitation (biologique ou conventionnel)	1. Conventionnel 2. AB	X	X
Herbicides	Pulvérisation d'un ou plusieurs herbicides sur	1. Oui	X	

	l'année	2. Non		
Autres pesticides	Pulvérisation d'un ou plusieurs pesticides autres sur l'année	1. Oui 2. Non	X	
Travail du sol	Utilisation du labour, d'une technique culturale simplifiée ou du semis direct pour travailler le sol de la parcelle	1. Labour 2. TCS 3. Semis direct	X	
Engrais	Apport ou non d'un engrais. Si oui, il peut s'agir d'un engrais minéral ou organique	1. Minéral 2. Zéro apport 3. Organique	X	
Couvert floral	% de la surface de la parcelle recouverte par des fleurs ouvertes	Différentes selon l'habitat**	X	X
Fauche	Réalisation ou non d'une fauche. Si oui, la matière a pu être retirée ou laissée sur place	1. Oui_retirée 2. Oui_laissée 3. Non		X

* CE : Cultures entomophiles ; PP : Prairies permanentes

**	Cultures entomophiles			Prairies permanentes		
Catégorie	1	2	3	1	2	3
% fleurs	≤ 3	4-20	> 20	≤ 6	7-20	>20

2. Résultats

2.1 Production d'indicateurs au niveau européen

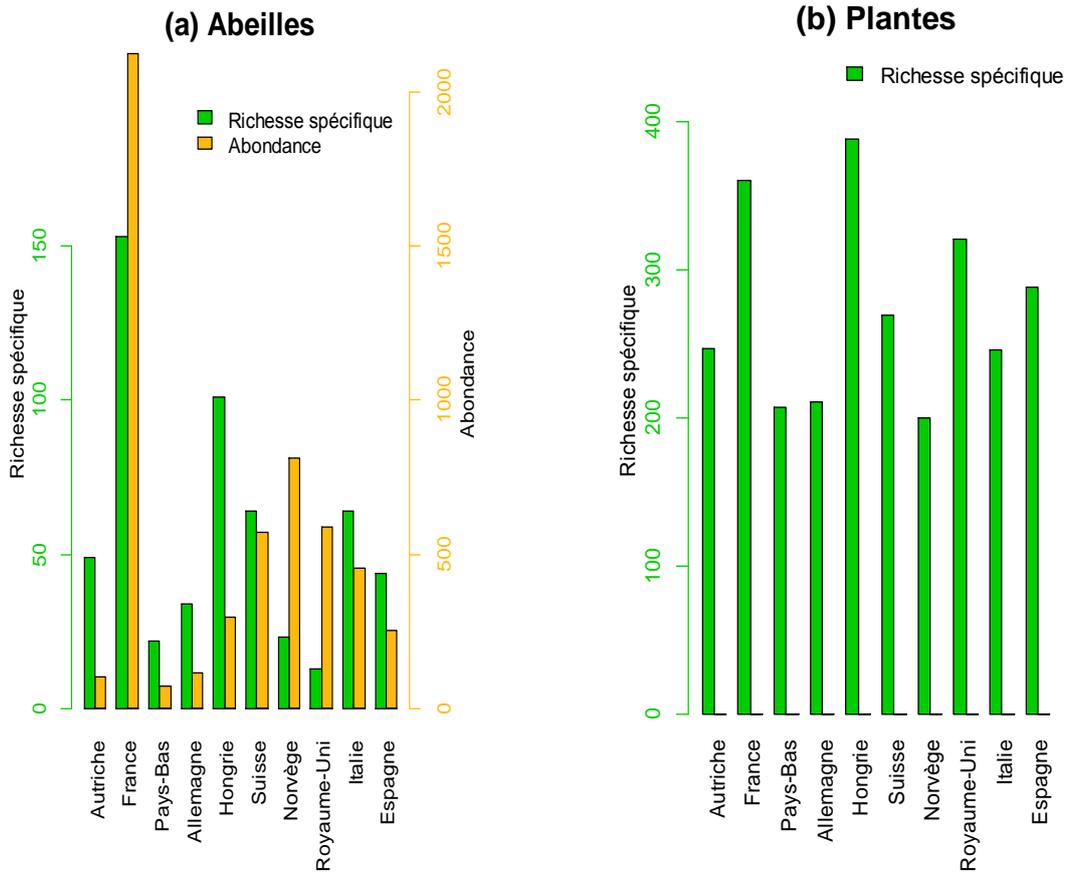
Le projet européen BIOBIO a produit un jeu de 23 indicateurs, dont (i) trois de diversité génétique des cultures et des animaux d'élevage (nombre et importance relative des différentes variétés et des différentes races, origine des cultures), (ii) quatre de diversité spécifique (plantes vasculaires, abeilles et bourdons sauvages, araignées, vers de terre), (iii) huit de diversité d'habitats (richesse, diversité et taille moyenne des habitats, longueur totale des éléments linéaires, nombre de cultures, parts de la surface totale couverte de végétaux ligneux non arborés ou d'habitats semi-naturels ou d'habitats arborés), et (iv) huit indicateurs de pratiques agricoles (apports totaux en énergie directe et indirecte, niveau d'intensification, surface recevant des engrais azotés minéraux, apport total d'azote minéral, nombre d'opérations culturales, nombre de traitements pesticides, chargement moyen en animaux/ha, intensité de pâturage). Chacun de ces groupes d'indicateurs contient un certain nombre de sous-indicateurs (4, 20, 20 et 12 respectivement), détaillés dans Herzog *et al.* (2012).

2.2 La biodiversité des exploitations agricoles du cas d'étude français, en comparaison des autres cas d'études européens.

Une grande hétérogénéité de biodiversité est observée suivant les cas d'étude (Figure 1). Globalement, trois cas d'étude se distinguent des autres : ceux de la Hongrie, du Royaume-Uni et de la France. Ces cas d'étude possèdent les plus grandes diversités d'habitats (>30 habitats), les plus grandes richesses spécifiques en plantes (>300 espèces) et les plus grandes richesses spécifiques en araignées (>150 espèces) (Figure 1 (b), (c) et (e)). Le cas d'étude français possède les plus grandes richesses spécifiques et abondance en abeilles (>150 espèces et >2000 individus), la plus grande richesse spécifique en araignées (>200 espèces) ainsi que la plus grande abondance en vers de terre (>8000). Le cas d'étude gallois possède quant à lui la plus grande abondance en araignées (>9000 individus). En regardant la richesse spécifique cumulée des quatre taxons par exploitation, il s'avère que le cas

d'étude français est le plus riche devant le cas d'étude gallois qui a pourtant le même nombre d'habitats par exploitation (Figure 2). Pour tous les cas d'étude, excepté la Bavière en Allemagne, plus une exploitation est riche en habitats, plus la richesse spécifique cumulée est élevée.

Il apparaît donc un lien entre richesse en habitats et richesse spécifique des groupes biologiques. En effet, en regardant la figure 1, les cas d'étude possédant le plus grand nombre d'habitats différents possèdent les richesses spécifiques et abondances les plus élevées en certains taxons. Ainsi, au niveau européen, la corrélation entre le nombre d'habitats totaux et la richesse spécifique cumulée des quatre taxons par cas d'étude, est positive ($r=0,7$) et significative ($p\text{-value}=0,025$). En ce qui concerne le cas d'étude français, cette corrélation par exploitation est également positive et significative pour les exploitations biologiques ($r=0,97$; $p\text{-value}<0,001$) ainsi que pour les exploitations conventionnelles ($r=0,90$; $p\text{-value}=0,002$) (résultats graphiques non montrés).



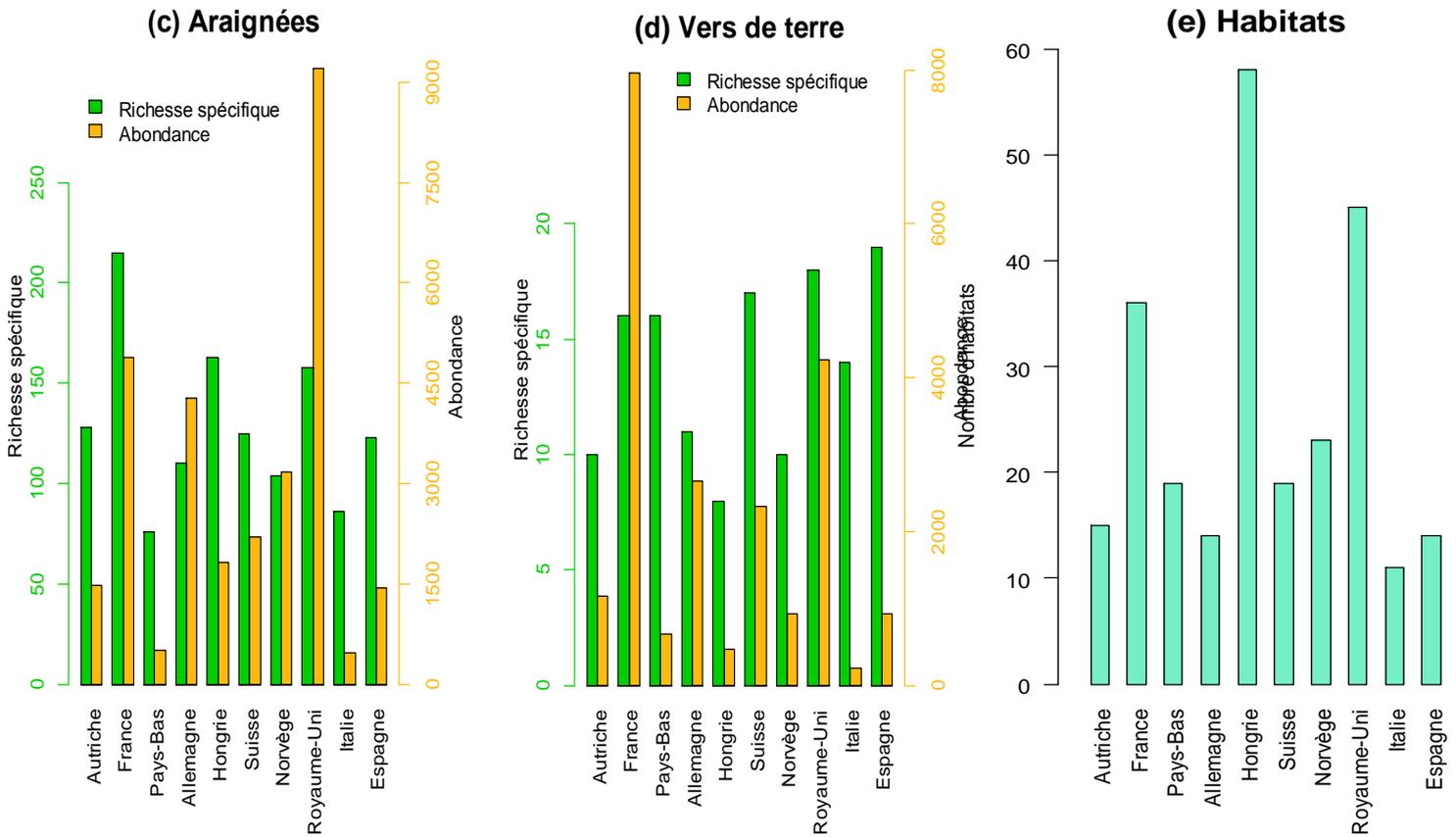


Figure 1 : Richesse spécifique et abondance totales en (a) abeilles, (b) plantes, (c) araignées et (d) vers de terre dans chacun des dix cas d'études. (e) diversité d'habitats totale dans chacun des dix cas d'études.

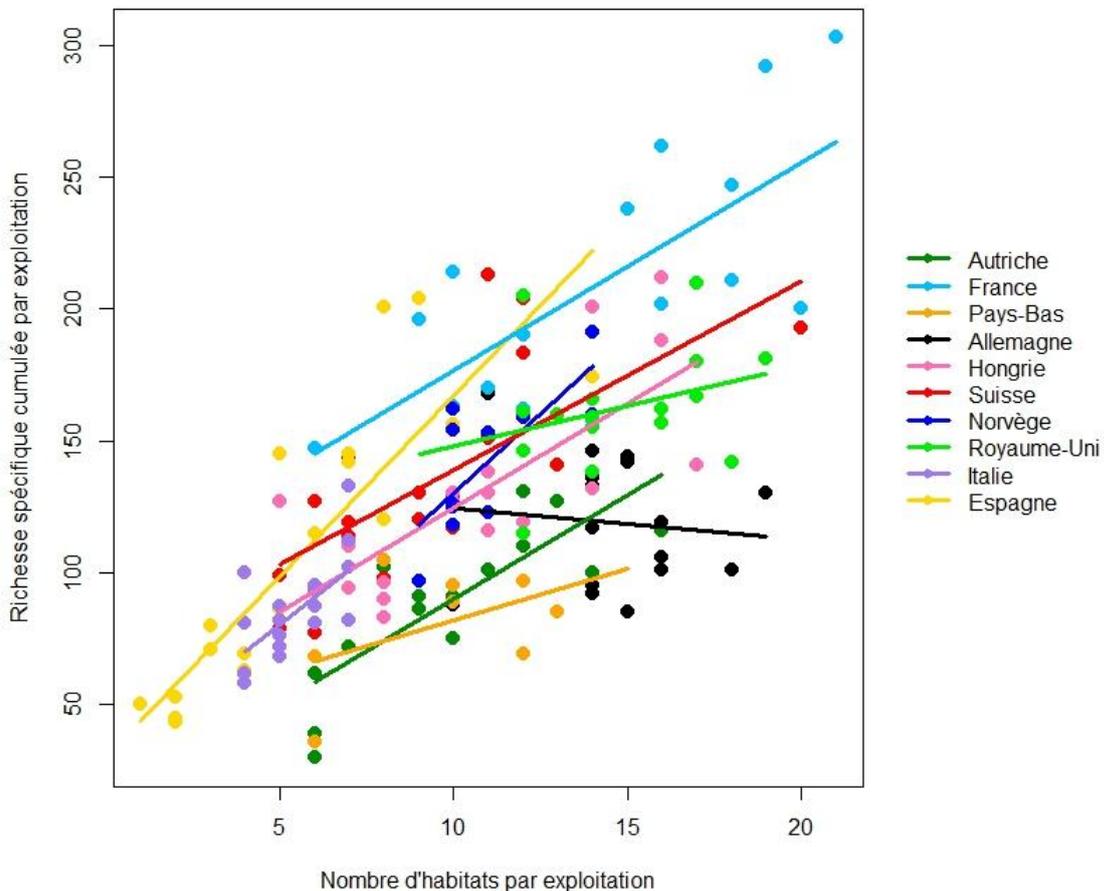


Figure 2 : Richesse spécifique cumulée des quatre taxons (plantes, abeilles, araignées, vers de terre) en fonction du nombre d'habitats par exploitation pour chacun des 10 cas d'étude. Le détail par taxon est disponible dans Jeanneret *et al.* (2012).

2.3 Influence des pratiques sur la biodiversité : le cas des cultures entomophiles et des prairies permanentes du cas d'étude français

Pour le cas d'étude français, à l'échelle de l'exploitation, aucune différence de richesse spécifique en abeilles, araignées, vers de terre et de diversité d'habitats n'est observée entre exploitations biologiques et conventionnelles (Figure 3).

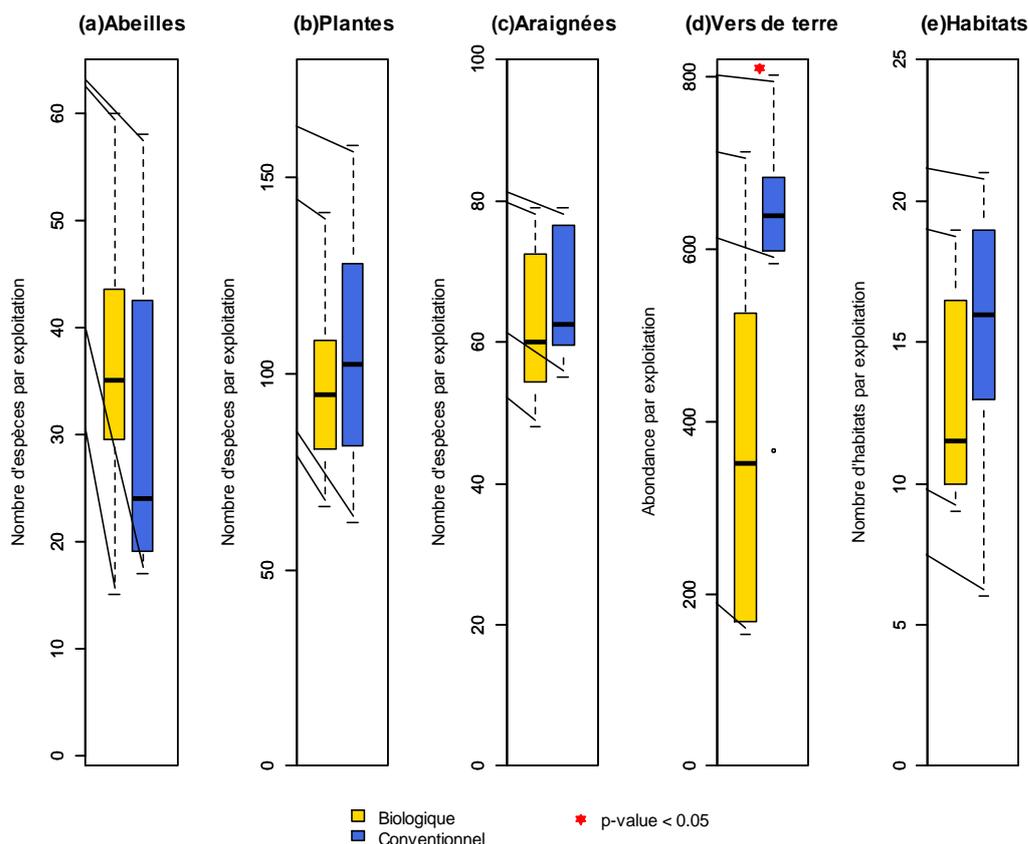


Figure 3 : Comparaisons de (a) la richesse spécifique (RS) en abeilles, (b) la RS en plantes, (c) la RS en araignées, (d) l'abondance en vers de terre et (e) la diversité en habitats, entre les exploitations biologiques et conventionnelles des Vallées et Coteaux de Gascogne. Les boîtes à moustaches montrent la médiane (ligne horizontale dans la boîte), le premier et le troisième quartiles (le bas et le haut de la boîte), le minimum et le maximum (les 'moustaches'). Les valeurs extrêmes en dehors du rang défini par les moustaches sont dessinées individuellement (points). Une étoile rouge indique une différence significative à 5% entre agriculture biologique et agriculture conventionnelle (Test de Mann-Whitney).

Une différence significative apparaît pour les vers de terre qui sont plus abondants dans les exploitations conventionnelles. Néanmoins, en observant ces mêmes variables taxonomiques à l'échelle plus restreinte de l'habitat, au travers des cultures entomophiles et des prairies permanentes, des tendances et différences apparaissent. Pour les cultures entomophiles, l'ACM indique que les richesses spécifiques en abeilles, plantes et araignées co-varient, suivant un gradient de valeurs croissant des exploitations conventionnelles (*i.e.* en mode conventionnel) aux exploitations biologiques (*i.e.* en mode biologique) (Figure 4). Les deux derniers groupes sont significativement plus riches en espèces dans les cultures entomophiles des exploitations biologiques (p -values=0,0938 et 0,0574

respectivement – Tableau 4). L'abondance des vers de terre suit quant à elle un gradient inverse et est significativement moindre dans les cultures entomophiles des exploitations biologiques (p -value=0,036).

Elle apparaît en effet significativement liée au travail du sol et aux traitements herbicides (p -values respectives de 0,0555 et de 0,0133) : moins le sol est travaillé, plus les vers de terre abondent ; l'utilisation d'herbicides étant positivement corrélée à la réduction du travail du sol.

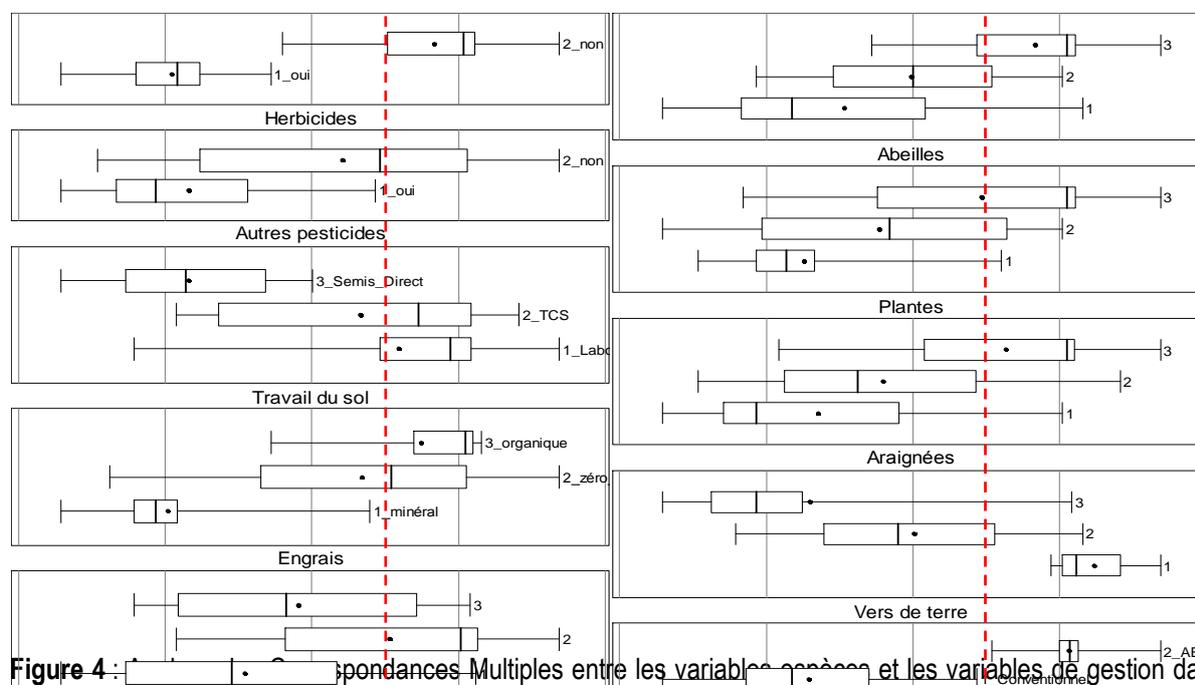


Figure 4 : Correspondances multiples entre les variables espèces et les variables de gestion dans les cultures entomophiles. Les correspondances entre les variables se lisent verticalement. La barre la plus basse indique la répartition des 30 parcelles le long de l'axe 1 (inertie 23,52%). Les pointilles rouges séparent les exploitations conventionnelles (à gauche) des exploitations biologiques (à droite). Pour la définition des catégories des variables espèces, se reporter au tableau 2.

La richesse spécifique en plantes est par contre significativement liée à l'absence d'utilisation d'herbicides (p -value=0,0186). La richesse spécifique en abeilles est significativement moins élevée lorsque le couvert floral est faible au moment de l'échantillonnage (p -value=0,0353) et significativement plus élevée en l'absence d'utilisation d'herbicides (p -value=0,0484) et lorsque le travail du sol avant mise en culture croît en intensité (p -value=0,0758). Enfin, la richesse spécifique en araignées est plus élevée en l'absence d'utilisation d'herbicides (p -value=0,0292). Aucune relation statistiquement significative n'a été trouvée entre la richesse ou l'abondance des quatre taxons et l'utilisation d'autres pesticides et d'engrais.

En ce qui concerne les prairies permanentes, le mode de production biologique héberge des richesses spécifiques en plantes et en abeilles plus importantes qu'en mode conventionnel (p -values=0,0755 et 0,0022 respectivement). S'agissant d'exploitations sans élevage dans tous les cas, les prairies permanentes des exploitations conventionnelles sont majoritairement fauchées et le foin exporté hors de la parcelle, alors que celles des exploitations biologiques ne sont pas systématiquement fauchées et quand elles le sont, le produit de la fauche est parfois laissé sur place (Figure 5). Ainsi, les prairies biologiques possèdent un couvert floral plus diversifié (données non montrées) et plus important. On observe de ce fait un gradient de richesse spécifique en plantes et en abeilles en relation avec la fauche et le couvert floral (p -values respectives de 0,0283 et <0,0001 pour les abeilles, et de 0,0596 et 0,0084 pour les plantes - Tableau 4). En l'absence de fauche, davantage d'espèces de plantes et un couvert floral plus important sont à l'origine d'une plus grande richesse spécifique en abeilles. La richesse

spécifique en araignées quant à elle ne répond significativement qu'au seul facteur fauche, elle est plus élevée lorsque la prairie n'est pas fauchée ($p\text{-value}=0,0818$). Enfin, l'abondance en vers de terre en prairies permanentes ne répond significativement à aucun des trois facteurs même si elle semble plus élevée dans les prairies non fauchées ou avec abandon sur place de la végétation (donc plutôt dans les exploitations biologiques).

Tableau 4 : P-values des tests de Kruskal-Wallis (KW) et de Mann-Whitney (MW) entre les niveaux de richesse spécifique ou d'abondance des quatre taxons, pour les différentes modalités des variables de gestion dans les cultures entomophiles et les prairies permanentes.

Cultures entomophiles	Mode de production (MW)	Herbicides (MW)	Autres pesticides (MW)	Travail du sol (KW)	Engrais (KW)	Couvert floral (KW)
Abeilles (RS*)	0,1236	0,0484	0,6373	0,0758	0,3338	0,0353
Plantes (RS*)	0,0938	0,0186	0,3109	0,8096	0,1164	0,7386
Araignées (RS*)	0,0574	0,0292	0,8343	0,2915	0,1047	0,6347
Vers de terre (Ab*)	0,036	0,0133	0,7359	0,0555	0,1275	0,1509

Prairies permanentes	Mode de production (MW)	Fauche (KW)	Couvert floral (KW)
Abeilles (RS*)	0,0022	0,0283	<0,0001
Plantes (RS*)	0,0755	0,0596	0,0084
Araignées (RS*)	0,3417	0,0818	0,5021
Vers de terre (Ab*)	0,1055	0,4609	0,6634

significatif à 1%
 significatif à 5%
 significatif à 10%
 * RS : richesse spécifique
 Ab : abondance

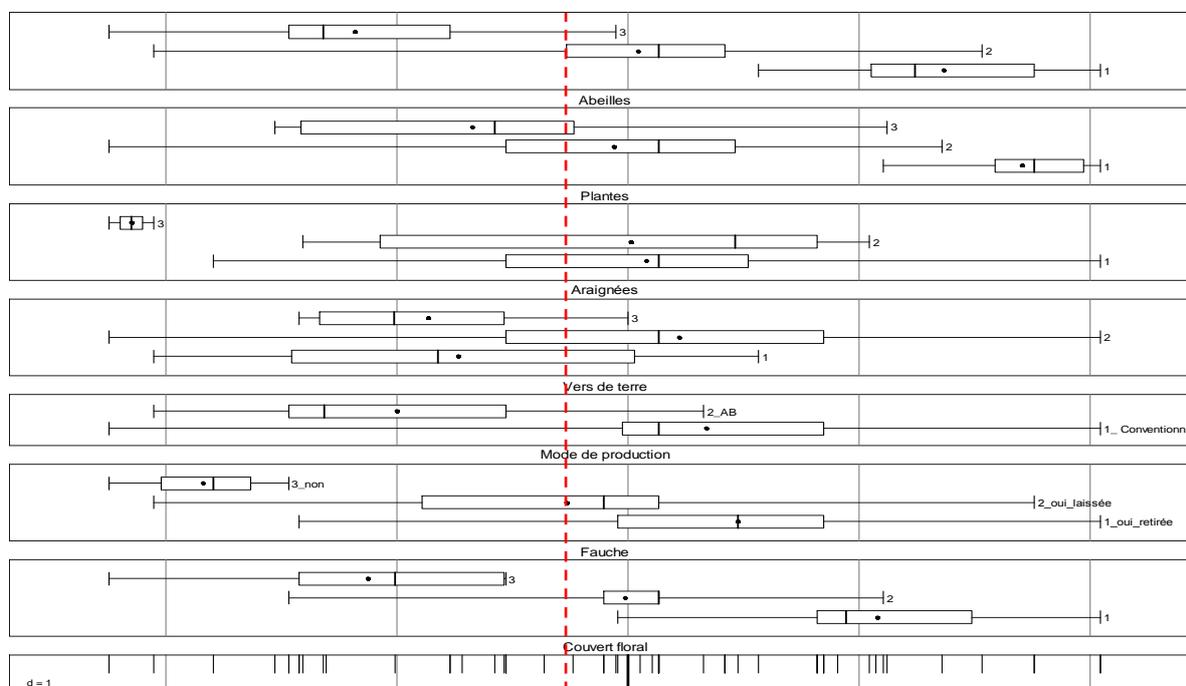


Figure 5 : Analyse des Correspondances Multiples entre les variables espèces et les variables de gestion dans les prairies permanentes. Inertie de l'axe1 : 19,84 %. La barre la plus basse indique la répartition des 63 parcelles le long de l'axe 1 (inertie 19,84%). Les pointillés rouges distinguent les exploitations biologiques (plutôt

à gauche) des exploitations conventionnelles (plutôt à droite). Pour la définition des catégories des variables espèces, se reporter au tableau 2

3. Discussion

3.1 Influence des pratiques agricoles sur la biodiversité

D'un point de vue réglementaire, les exploitations biologiques se différencient des conventionnelles par leur non recours aux biocides et fertilisants de synthèse. En matière de travail du sol et sans aucun lien avec la réglementation, elles se distinguent également par une pratique quasi systématique ou tout au moins très fréquente du labour, contrairement aux conventionnelles qui ont de plus en plus recours aux techniques culturales simplifiées voire au semis direct. Ces caractéristiques se retrouvent au sein des 169 exploitations étudiées dans le cadre du projet BIOBIO, particulièrement des 16 exploitations du cas d'étude français, et expliquent l'essentiel des différences, lorsqu'elles ont été observées, en matière de biodiversité entre mode biologique et mode conventionnel.

Le cas d'étude français permet d'observer l'effet des modes de production et de certaines pratiques sur la biodiversité des habitats cultivés. Au-delà de relations monofactorielles connues qui lient par exemple la richesse spécifique en plantes à l'utilisation d'herbicides, le dispositif permet d'évaluer le caractère multifactoriel des relations qui relient la biodiversité aux pratiques, en révélant notamment les effets synergiques ou antagonistes entre eux. Ainsi, les techniques culturales simplifiées (TCS) et le semis direct (SD), mis en œuvre chez quatre des huit agriculteurs conventionnels, réduisent les perturbations du sol et favorisent ainsi les organismes édaphiques par rapport au labour. Cet effet explique la plus grande abondance de vers de terre dans les exploitations conventionnelles, malgré un usage plus important d'herbicides venant compenser un arrêt du labour, notamment en TCS et SD. Par contre, l'utilisation d'herbicides est à l'origine d'une richesse spécifique moindre en plantes dans les parcelles cultivées en conventionnel (vues au travers des cultures entomophiles). Par voie de conséquence, cet appauvrissement trophique dans les cultures annuelles recevant un ou plusieurs traitements herbicides, est très probablement aussi à l'origine de la moindre richesse spécifique en araignées dans ces parcelles cultivées. Dans les formations herbacées pérennes (vues au travers des prairies permanentes), c'est la fauche avec exportation de la matière qui impacte négativement cette richesse spécifique en araignées. Dans les deux cas, la simplification du milieu et la disparition de nombreuses niches écologiques mènent à la perte locale d'espèces d'araignées comme l'ont démontré Houghton *et al.* (2001) sur les bordures de champs. *A contrario*, l'accroissement de l'hétérogénéité structurale et trophique due aux adventices des cultures ou à la flore diverse des formations herbacées notamment pérennes, augmente la richesse spécifique en araignées, grâce à une plus grande diversité de proies permettant une plus large gamme de techniques de chasse (Sunderland et Samu, 2000). Il n'est qu'à penser aux araignées chassant au sol à l'affût le jour ou poursuivant leurs proies la nuit (les Lycosidae), aux araignées tisseuses de toile entre les végétaux à diverses hauteurs selon les espèces (e.g. les Araneidae), ou à celles chassant à l'affût les insectes butineurs dans ou sous les fleurs dont elles arborent souvent la couleur (les Thomisidae), pour réaliser l'importance de cette hétérogénéité végétale.

La richesse spécifique en abeilles est elle aussi significativement et négativement liée à l'usage des herbicides (en cultures entomophiles). Outre ce facteur d'impact, dans les deux types de milieux agricoles, elle est également liée à l'importance du couvert floral, ce qui confirme le lien entre diversité d'abeilles sauvages et disponibilité des ressources trophiques comme l'ont montré Carvell *et al.* (2007). Le fait que richesses spécifiques en plantes et en abeilles suivent dans les deux types d'habitats le même gradient, amène à penser que le deuxième taxon est dépendant du premier et donc que plus il y a d'espèces de plantes, plus il y a un couvert floral important, et plus il y a d'espèces d'abeilles. Or, dans les cultures entomophiles, la richesse spécifique en plantes n'étant pas significativement corrélée avec le couvert floral, il est très probable que la covariation qui y apparaît entre les richesses spécifiques

en plantes et en abeilles s'explique par une diminution des deux groupes lors de l'utilisation d'herbicides. En d'autres termes, le couvert floral représenté par la flore adventice semble plus important pour les abeilles sauvages que celui représenté par la culture entomophile. Cela rejoint les résultats trouvés par Rollin *et al.* (2013).

Dans les prairies permanentes, l'importance du couvert floral semble être directement liée à l'absence de fauche. En formations herbacées pérennes, une gestion très extensive comprenant une fauche hivernale une année sur deux seulement, avec abandon de la litière sur place, devrait favoriser la richesse spécifique des abeilles sauvages en leur fournissant des ressources trophiques devenues plus rares dans les agroécosystèmes de grandes cultures (Pywell *et al.*, 2005).

Ainsi, au-delà de la simple considération de non-usage ou d'usage plus ou moins important de pesticides, ce sont les pratiques de gestion du sol, de la végétation et de ses résidus, et surtout la diversité, notamment structurale, des habitats et de leurs ressources trophiques, qui apparaissent être les facteurs de variation finaux des niveaux de biodiversité.

3.2 Diversité des habitats : premier levier favorisant la biodiversité dans les exploitations agricoles

La variabilité des richesses spécifiques et abondances observées tant au niveau européen qu'au niveau français, et la forte relation entre ces paramètres et le nombre d'habitats par pays ou par exploitation, démontrent clairement, au-delà de l'effet des types de systèmes de production étudiés dans chaque cas d'étude, que de la diversité d'habitats sur les exploitations dépend celle des plantes, des abeilles et des araignées essentiellement. Ainsi, la restauration de la diversité des agroécosystèmes, à diverses échelles spatiales et temporelles, est la clé pour retrouver des niveaux de biodiversité élevés dans les exploitations agricoles, ce qui est en accord avec les conclusions de Benton *et al.* (2003). A ce titre et concernant le cas d'étude français, la plus forte richesse spécifique cumulée pour la quasi-totalité des exploitations (biologiques et conventionnelles) de même que la plus forte (non significative) richesse en habitats des exploitations conventionnelles, traduisent essentiellement deux points : (i) contrairement à celles des autres cas d'étude européens, les exploitations conventionnelles du cas d'étude français ont maintenu une forte diversité d'habitats cultivés et semi-naturels (diversité générée par une gestion moins intensive et moins systématique des zones non productives, elles-mêmes nombreuses suite à l'abandon de l'élevage et à la non mise en culture de certaines anciennes prairies), et (ii) le niveau de biodiversité dans les exploitations biologiques comme conventionnelles du cas d'étude français est élevé en comparaison de ce qu'il est dans les autres pays. Cette forte biodiversité s'explique non seulement par la richesse en habitats, notamment semi-naturels, présents dans les exploitations des Vallées et Coteaux de Gascogne (grâce à la forte hétérogénéité topologique et pédologique comme nous l'avons vu), mais aussi par la localisation du cas d'étude à la confluence des zones biogéographiques européennes atlantique, méditerranéenne et continentale.

Toutefois, en comparant la biodiversité des cultures entomophiles et des prairies permanentes entre exploitations biologiques et conventionnelles du cas d'étude français, nous avons observé des différences significatives entre les deux modes de production. Il est donc nécessaire de se placer à l'échelle de l'habitat et non de l'exploitation dans son ensemble (échelle à laquelle les habitats déficients sont masqués par les habitats plus riches) si l'on souhaite étudier l'influence des pratiques agricoles sur la biodiversité appréhendée en termes de richesse spécifique. Cela rejoint les conclusions de Pelosi *et al.* (2010) démontrant la nécessité d'une adéquation entre les échelles des processus étudiés et des facteurs environnementaux les influençant et d'une meilleure description des facteurs environnementaux locaux. Cela est particulièrement important dès lors que des facteurs environnementaux à large échelle, tels que la complexité paysagère (que nous n'avons pas prise en compte dans cet article), sont étudiés ; une description également précise des facteurs environnementaux locaux est alors importante pour expliquer au mieux les déterminants des niveaux de

biodiversité dans les exploitations agricoles (Schweiger *et al.*, 2005 ; Vereset *et al.*, 2013 ; Concepcion *et al.*, 2012).

3.3 Des indicateurs pour évaluer la biodiversité dans les exploitations agricoles

Le projet européen BIOBIO a produit un jeu de 23 indicateurs et 56 sous-indicateurs, destinés à évaluer la biodiversité dans les exploitations agricoles. Les deux autres principaux systèmes d'indicateurs de biodiversité européens sont (i) IRENA (*Indicator Reporting on the Integration of Environmental Concerns into Agriculture Policy*), qui avec moins d'un tiers de ses indicateurs axés sur la biodiversité, ne rend compte que grossièrement des problèmes environnementaux liés à l'agriculture, et (ii) SEBI (*Streamlining European Biodiversity Indicators*), qui s'intéresse au devenir des habitats d'intérêt communautaire et d'espèces patrimoniales (essentiellement d'oiseaux et de papillons) de même qu'à la pression environnementale liée aux flux de nutriments aux échelles régionale et nationale. Ce dernier système ne se limite donc pas aux espaces agricoles. Alors que ces deux systèmes privilégient des indicateurs de type « Pression » et « Réponse » (cf. DPSIR : *Driving forces – Pressures – State – Impact – Responses* ; EEA, 2002), le projet BIOBIO a privilégié des indicateurs de biodiversité de type « Etat » de même que l'échelle de l'exploitation agricole plutôt que celle du paysage ou des unités administratives. Enfin, l'agriculture est l'unique domaine d'application des indicateurs BIOBIO. Ainsi, le système BIOBIO se trouve être parfaitement complémentaire des systèmes IRENA et SEBI, et devrait être amené à jouer un rôle important à l'avenir dans l'évaluation des mesures de préservation de la biodiversité des futures politiques agricoles européennes. Le projet BIOBIO a également calculé qu'un prélèvement de 0,25% seulement du budget annuel du premier pilier de la PAC, permettrait de financer l'évaluation des indicateurs sur 10 000 exploitations chaque année (Geijzen *et al.*, 2012). Le système BIOBIO, qui a été mis au point, testé puis validé dans de nombreux pays européens et non européens et qui, de plus, s'avère délivrer les meilleurs paramètres de suivi des services écosystémiques liés à l'agriculture tels que la pollinisation et la régulation des ravageurs (Geijzen *et al.*, 2013), est donc aujourd'hui disponible pour orienter et évaluer les politiques publiques nationales et européennes en faveur de la biodiversité, support fragile et méconnu de l'acte de production agricole.

Remerciements

Ce projet a été financièrement soutenu par l'Union Européenne (EU, 7th FP, GA n°227161) et par la Société Agronutrition.

Nous remercions tous les agriculteurs nous ayant accueillis sur leur exploitation : Anne-Marie Advenier, Pierre Batiot, Olivier Béros, Christian Chaix, Pascal Consiglio, Jean Coumes, Jean de Galard, Jack de Lozzo, Michèle Ducasse, Eliane Généau, Jean Hamot, Jean-Claude Lajous, Gilbert Lassave, Pierre Saint-Sernin, Christophe Seilhan et Pierre Touzanne ; de même que les techniciens, contractuels, stagiaires et amis pour leur aide sur le terrain : Amélie Bourgeade, Laurent Burnel, Christian Chaix, Nicolas Chidlovsky, Norma Choisis, Laëtitia Domenc, Bruno Dumora, Aurélie Glachant, Samuel Goudenove, Cyril Hamot, Emmanuel Lacoste, Stéphanie Ledoux, Nicolas Mascarino, KaanMemik, Laurie Mouney, Céline Pelosi, Susanne Riedel, Anthony Roume, Camille Rueff, Julie Ryschawy, Véronique Sarthou, Marie-Kerguelen Sarthou, Manon Sarthou, Hermine Sarthou, Anna Simmons, Bénédicte Wambecke et Jérôme Willm. Enfin, nous remercions Jean-Marc Meynard, Servane Penvern et Christian Huyghe pour leurs relecture et conseils de rédaction.

Références bibliographiques

- Benton T.G., Vickery J.A., Wilson J.D., 2003. Farmland biodiversity: is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution* 18, 182-188.
- Bunce R.G.H., Metzger M.J., Jongman R.H.G., Brandt J., De Blust G., Elena-Rossello R., Groom G.B., Halada L., Hofer G., Howard D.C., Kovar P., Múcher C.A., Padoa-Schioppa E., Paelinx D., Palo A.,

Perez-Soba M., Ramos I.L., Roche P., Skanes H., Wrבka T., 2008. A standardized procedure for surveillance and monitoring European habitats and provision of spatial data. *Landscape Ecology* 23, 11-25.

Carvell C., Meek W.R., Pywell R.F., Goulson D., Nowakowski M., 2007. Comparing the efficacy of agri-environment schemes to enhance bumble bee abundance and diversity on arable field margins. *Journal of Applied Ecology* 44, 29-40.

Concepcion E.D., Diaz M., Kleijn D., Baldi A., Batary P., Clough Y., Gabriel D., Herzog F., Holzschuh A., Knop E., Marshall E.J.P., Tschardt T., Verhulst J., 2012. Interactive effects of landscape context constrain the effectiveness of local agri-environmental management. *Journal of Applied Ecology* 49, 695-705.

Dennis P., Bogers M.M.B., Bunce R.G.H., Herzog F., Jeanneret P., 2012. Biodiversity in organic and low-input farming systems. Handbook for recording key indicators. Alterra-Report 2308, Alterra, Wageningen, Netherlands. 92 p. www.biobio-indicator.org (accessed 25/07/2013).

Duelli P., Obrist M.K., 1998. In search of the best correlates for local organismal biodiversity in cultivated areas. *Biodiversity and Conservation* 7, 297-309.

EEA, 2002. An inventory of biodiversity indicators in Europe. Technical report n° 92, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 42 p.

EEA, 2010. Assessing biodiversity in Europe — the 2010 report. EEA Report 5/2010. European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 58 p. Available at: <http://www.eea.europa.eu/publications/assessing-biodiversity-in-europe-84> [accessed 10/07/2013]

ESRI, 2012. Using ArcGIS for Desktop Advanced version 10.0: The geographic information system for everyone. Environmental Systems Research Institute Inc., Redlands, CA.

Foley J.A., DeFries R., Asner G.P., Barford C., Bonan G., Carpenter S.R., Chapin S., Coe M.T., Daily G.C., Gibbs H.K., Helkowski J.H., Holloway T., Howard E.A., Kucharik C.J., Monfreda C., Patz J.A., Prentice C., Ramankutty N., Snyder P.K., 2005. Global Consequences of Land Use. *Science* 309, 570-574.

Garibaldi L.A., Steffan-Dewenter I., Winfree R., Aizen M.A., Bommarco R., Cunningham S.A., Kremen C., Carvalheiro L.G., Harder L.D., Afik O., Bartomeus I., Benjamin F., Boreux V., Cariveau D., Chacoff N.P., Dudenhöffer J.H., Freitas B.M., Ghazoul J., Greenleaf S., Hipólito J., Holzschuh A., Howlett B., Isaacs R., Javorek S.K., Kennedy C.M., Krewenka K., Krishnan S., Mandelik Y., Mayfield M.M., Motzke I., Munyuli T., Nault B.A., Otieno M., Petersen J., Pisanty G., Potts S.G., Rader R., Ricketts T. H., Rundlöf M., Seymour C.L., Schüepp C., Szentgyörgyi H., Taki H., Tschardt T., Vergara C.H., Viana B.F., Wanger T.C., Westphal C., Williams N., Klein A.M., 2013. Wild Pollinators Enhance Fruit Set of Crops Regardless of Honey Bee Abundance. *Science* 339, 1608-1611.

Gaston K.J., 2010. Valuing Common Species. *Science* 327,154-155.

Geijzendorffer I.R., Roche P.K., 2013. Can biodiversity monitoring schemes provide indicators for ecosystem services? *Ecological Indicators*, in press.

Geijzendorffer I., Targetti S., Jongman R., Viaggi D., 2012. Implementing a biodiversity monitoring scheme for European farms. In: F. Herzog, K. Balazs, P. Dennis, J. Friedel, I. Geijzendorffer, P. Jeanneret, M. Kainz and P. Pointereau (Eds.), *Biodiversity indicators for European farming systems – A guidebook*. ART, Zurich, p. 79-89.

Hammond P.M., 1994. Practical Approaches to the Estimation of the Extent of Biodiversity in Speciose Habitats. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 345, 119-136.

Haughton A.J., Bell J.R., Boatman N.D., Wilcox A., 2001. The effect of the herbicide glyphosate on non-target spiders: Part II. Indirect effects on *Lepthyphantes tenuis* in field margins. *Pest Management Science* 57, 1037-1042.

Herzog F., Balazs K., Dennis P., Friedel J., Geijzendorffer I., Jeanneret P., Kainz M., Pointereau P. (Eds.), 2012. *Biodiversity indicators for European farming systems – A guidebook*. ART, Zurich, Switzerland, 105 p.

- Jeanneret P., Lüscher G., Dennis P., 2012. Species diversity indicators. In: F. Herzog, K. Balazs, P. Dennis, J. Friedel, I. Geijzendorffer, P. Jeanneret, M. Kainz and P. Pointereau (Eds.), Biodiversity indicators for European farming systems – A guidebook. ART, Zurich, pp. 51-64.
- Kristensen P., 2003. EEA core set of indicators: revised version April 2003. Technical report, European Environment Agency, Copenhagen, Denmark, 79 p.
- MA, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment, Washington, DC, 137 p.
- Manil L., Lerch A., Fontaine B. et Julliard R., 2012. Suivi Temporel des Rhopalocères de France – Bilan 2005-2012. Muséum National d'Histoire Naturelle (Ed.), 58 p.
- Paoletti M.G., Bressan M., 1996. Soil invertebrates as bioindicators of human disturbance. *Critical Reviews in Plant Sciences* 15, 21-62.
- Pelosi G., Goulard M., Balent G., 2010. The spatial scale mismatch between ecological processes and agricultural management: Do difficulties come from underlying theoretical frameworks? *Agriculture Ecosystems & Environment* 139, 455-462.
- Pywell R.F., Warman E.A., Carvell C., Sparks T.H., Dicks L.V., Bennett D., Wright A., Critchley C.N.R., Sherwood A., 2005. Providing foraging resources for bumblebees in intensively farmed landscapes. *Biological Conservation* 121, 479-494.
- R Development Core Team, 2013. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Rollin O., Bretagnolle V., Decourtye A., Aptel J., Michel N., Vaissière B. E. and Henry M. (2013). Differences of floral resource use between honey bees and wild bees in an intensive farming system. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 179, 78-86.
- Schweiger O., Maelfait J.P., Van Wingerden W.K.R.E., Hendricks F., Billeter R., Speelmans M., Augenstein I., Aukema B., Aviron S., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J., Frenzel M., Herzog F., Liira J., Roubalova M., Bugter R., 2005. Quantifying the impact of environmental factors on arthropod communities in agricultural landscapes across organizational levels and spatial scales. *Journal of applied Ecology* 42, 1129-1139.
- Sunderland K.D., Samu F., 2000. Effects of agricultural diversification on the abundance, distribution and pest control potential of spiders: a review. *Entomologia Experimentalis et Applicata* 95, 1-13.
- Veres A., Petit S., Conord C., Lavigne C., 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 166, 110-117.
- Winqvist C., Bengtsson J., Aavik T., Berendse F., Clement L.W., Eggers S., Fischer C., Flohre A., Geiger F., Liira J., Pärt T., Thies C., Tscharrntke T., Weisser W.W., Bommarco R., 2011. Mixed effects of organic farming and landscape complexity on farmland biodiversity and biological control potential across Europe. *Journal of Applied Ecology* 48, 570-579.