



HAL
open science

Effets des pratiques locales et de la complexité du paysage sur la régulation biologique des bioagresseurs de cultures en systèmes de polyculture-élevage bretons

Kristell Jegou

► To cite this version:

Kristell Jegou. Effets des pratiques locales et de la complexité du paysage sur la régulation biologique des bioagresseurs de cultures en systèmes de polyculture-élevage bretons. 2015, 73 p. hal-01458652

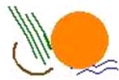
HAL Id: hal-01458652

<https://hal.science/hal-01458652>

Submitted on 5 Jun 2020

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

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



Licence professionnelle

« PARTAGER »

Effets des pratiques locales et de la complexité du paysage sur la régulation biologique des bioagresseurs de cultures en systèmes de polyculture-élevage bretons



© Atlas des paysages d'Ille-et-Vilaine

JEGOU Kristell

Soutenance : 5-7 octobre 2014 à Rennes

Promotion : 2014 - 2015

Structure d'accueil :
INRA-SAD Paysage

Correspondant universitaire:
Valérie Redon

Maître de stage :
Stéphanie Aviron

Responsables de la formation :
D. Cluzeau, C Walter, V.Redon

Toute utilisation ultérieure de ce document devra faire état de ses références : JEGOU Kristell, 2015 - Effets des pratiques locales et paysagères sur la régulation biologique des bio-agresseurs de cultures en systèmes de polyculture-élevage bretons <Nombre de pages>. Mémoire LPE « PARTAGER », Université de Rennes 1.



MÉMOIRE DE STAGE

Pour l'obtention du diplôme de :

Licence professionnelle : « PARTAGER »

Pratiques Agricoles, Aménagement Rural, Techniques Alternatives et Gestion Écologique des ressources

AUTEUR : JEGOU Kristell	ORGANISME SUPPORT : INRA-SAD Paysage
Responsables de Formation : Université Rennes I : CLUZEAU Daniel Agrocampus Ouest : WALTER Christian Lycée T. Monod Le Rheu: REDON Valerie	Adresse de stage : INRA-SAD Paysage 65, rue de St Brieuc CS-84215 35042 RENNES CEDEX
Correspondant Universitaire : REDON Valérie	Maître de stage : AVIRON Stéphanie N° de téléphone : 02-23-48-56-24 Courriel : stephanie.aviron@rennes.inra.fr
Titre de l'étude :	
Effets des pratiques locales et paysagères sur la régulation biologique des bio-agresseurs de cultures en systèmes de polyculture-élevage bretons	
Mots clefs : Prédation – Auxiliaires – Bioagresseurs - Contrôle biologique – Paysage - Agriculture biologique- coléoptères carabiques	Nombre de pages sans les annexes : 50 Nombre d'annexes : 8 Nombres de pages avec les annexes : 58

Remerciements

Je remercie tout d'abord l'ensemble de l'unité SAD-Paysage, notamment Claudine Thenail pour m'avoir accueillie au sein de son unité.

Je tiens à remercier particulièrement ma maîtresse de stage, Stéphanie Aviron, pour la qualité de son encadrement. Elle a su se rendre disponible pour toutes mes demandes et notamment ses nombreuses relectures très attentives et ses commentaires et conseils toujours très pertinents. Ce stage m'a permis d'acquérir énormément de nouvelles connaissances dans de nombreux domaines.

Notamment, je remercie Jean-Luc et Gérard pour leur bonne humeur sur le terrain et l'initiation très pédagogique à l'identification (délicate) des carabes.

Je remercie aussi vivement Colette pour m'avoir consacré un précieux temps pour les statistiques de même que Gilles, Julien pour sa disponibilité quant à la manipulation du logiciel ArcMap, Christophe pour ses conseils en agriculture...

Merci aussi à Audrey et Elven qui m'ont initiée à l'identification de la flore des haies de nos régions.

Je remercie mes co-stagiaires, Agathe et Lucile pour les passionnantes discussions et les bons moments passés ensemble. Merci aussi à Erwann, stagiaire estival pour son aide sur le terrain et au labo.

Merci également à tous les agriculteurs pour leur aimable concours pour cette expérience ainsi qu'à tous les organismes morts pour la science ! (carabes, pucerons...)

Je remercie également ma tutrice de stage Valérie Redon pour ses conseils.

Enfin, je remercie mon entourage, pour son soutien et ses conseils, ainsi que mes collègues de formation avec qui cette année de formation aura été très enrichissante.

Table des matières

INTRODUCTION	4
1. CONTEXTE.....	6
1.1. ENJEUX	6
1.1.1. Maintien de la biodiversité et des services écosystémiques : un enjeu de plus en plus important	6
1.1.2. La prise en compte de la biodiversité et des services dans les politiques environnementales.....	7
1.2. BIODIVERSITE ET REGULATION BIOLOGIQUE	9
1.2.1. La biodiversité au service de modes de production alternatifs.....	9
1.2.2. La lutte biologique contre les bioagresseurs des cultures.....	11
1.2.3. Interactions entre biodiversité et intensité de la régulation biologique.....	12
1.2.3.1. Mécanismes des effets de richesse des communautés d'auxiliaires sur la lutte biologique (contrôle top down)	12
1.2.3.2. Mécanismes des effets de diversité des autres communautés sur la lutte biologique (contrôle bottom up)	13
1.3. LES FACTEURS QUI INFLUENCENT LA BIODIVERSITE FONCTIONNELLE ET LA REGULATION QU'ELLE ASSURE	15
1.3.1. Impact des systèmes de production	15
1.3.1.1. Effets sur la biodiversité	15
1.3.1.2. Effets sur la lutte biologique.....	15
1.3.2. Le paysage	17
1.3.2.1. Effet de la mosaïque paysagère: la fragmentation.....	18
1.3.2.2. Fraction éléments semi-naturels vs milieux ouverts	19
1.3.3. L'interaction entre les deux facteurs (pratiques agricoles et paysage) : le paysage, un élément de compensation aux pratiques ?	21
1.4. SYNTHÈSE	22
1.5. PRESENTATION DU STAGE	23
1.5.1. Structure d'accueil : INRA SAD-Paysage.....	23
1.5.2. Problématique générale du stage.....	24
2. MATERIEL ET METHODE	26

2.1. ECHANTILLONNAGE DES PARCELLES	26
2.2. DESCRIPTION DES PAYSAGES.....	27
2.2.1. Cartographie des sites.....	27
2.2.2. Calcul des indicateurs paysagers	28
2.2. CARACTERISATION DES PRATIQUES AGRICOLES.....	28
2.3. RELEVES BIOLOGIQUES.....	28
2.3.1. Préparation des cartes	28
2.3.2. Piégeage des carabes	30
2.3.3. Lavage et tri des carabes.....	31
2.3.4. Protocole flore	31
2.4. ANALYSES STATISTIQUES.....	31
2.4.1.1 <i>Variables expliquées</i>	31
2.4.1.2 <i>Variables explicatives</i>	32
2.4.2 Effet des variables explicatives sur les populations de carabes et les taux de prédation	34
3. RESULTATS.....	35
3.1. Diversité des pratiques	35
3.2. Effet des pratiques et du paysage sur les communautés d'ennemis naturels.....	39
3.2.1 Effets sur l'abondance des carabes.....	39
3.2.2 Effets sur la richesse spécifique des carabes	41
3.3. Effet des pratiques et du paysage sur les taux de prédation	42
3.3.1 Pucerons sol	42
3.3.2 Pucerons végétation	43
3.3.3 Graines	43
4. DISCUSSION	46
5. CONCLUSION	51
6. BIBLIOGRAPHIE.....	52
ANNEXES	63
Les 5 principales méthodes de régulation biologique	63
TABLE DES FIGURES	69
TABLE DES TABLEAUX	70

Effets des pratiques locales et de la complexité du paysage sur la régulation biologique des bioagresseurs en systèmes de polyculture-élevage bretons

Résumé

Pour nourrir plus et mieux la population, une réduction drastique de l'utilisation des pesticides est nécessaire et pour être compétitifs, les systèmes agricoles moins intensifs doivent de plus en plus s'appuyer sur des stratégies de gestion intégrée des ravageurs et notamment la lutte biologique de conservation. Cette expérimentation permet l'étude à long terme de la prédation des bioagresseurs (exposition de proies sentinelles) et des communautés d'auxiliaires carabiques présentes dans 20 parcelles selon un gradient de pratiques (agriculture biologique ou conventionnelle) et paysager. Une importante variabilité temporelle des effets de ces gradients est apparue. Notamment, la diversité des communautés de carabes semble augmenter la prédation des pucerons dans la végétation en fin de saison. Cependant, des études approfondies sur la composition des communautés carabiques permettraient d'analyser plus finement les relations entre les auxiliaires et la lutte biologique. Ainsi, ces résultats préliminaires confirment le fait que les pratiques relevant de l'agriculture biologique sans utilisation de pesticides sont favorables aux communautés d'auxiliaires et un rôle indéniable des haies dans le paysage bocager breton pour le maintien des communautés d'ennemis-naturels, rejoignant les conclusions de nombreuses études. Cependant, on voit que l'agencement spatial des cultures de la mosaïque agricole peut interférer avec ces résultats en fonction de l'asynchronisme du développement des différentes cultures, pouvant entraîner des phénomènes de "dilution" des communautés d'auxiliaires. Il est donc important que l'ingénierie environnementale et les politiques publiques prennent en compte ces phénomènes d'interférence de la mosaïque des cultures dans les préconisations d'aménagement du territoire.

Mots-clés : Prédation – Auxiliaire – Bioagresseurs – Contrôle biologique – Paysage – Agriculture biologique - coléoptères carabiques

Effects of local practices and complex landscape on biological control of pests in Brittany mixed farming systems

Summary

A drastic reduction in pesticide use is necessary to better and more feed the population, and to be competitive, less intensive agricultural systems must increasingly rely on integrated pest management strategies, including biological control by conservation. This experiment allows the long-term study of predation of pests (exposure of sentinel prey) and auxiliary carabid communities present in 20 fields along a gradient practices (organic or conventional agriculture) and landscape. An important temporal variability of these gradient's effects has occurred. An important effects of temporal variability of these gradients has occurred. In particular, the diversity of the communities of ground beetles seemed to increase predation of aphids in the green end of the season. However, extensive studies on the composition of carabid communities would allow more detailed analysis of the relationship between the auxiliary and biological control. Thus, these preliminary results confirm the fact that the practices under organic farming without using pesticides are favorable to aids communities and hedges an undeniable role in the Brittany's bocage landscape for the maintenance of natural-enemy communities joining the conclusions of many studies. However, it is seen that the spatial arrangement of crops of agricultural mosaic can interfere with these results according to the asynchronism of the development of different cultures, may lead to phenomena of "dilution" of the auxiliary communities. It is therefore important that environmental engineering and public policy take into account these mosaic interference phenomena of crops in land use planning recommendations.

Keywords: Predation - Auxiliary - Pests - Biological control - Landscape - Organic Farming - carabid beetles

INTRODUCTION

La croissance de la production agricole des années 60 à nos jours a été assurée moins par la mobilisation des terres que par l'élévation des rendements. Pour alimenter correctement les 9 milliards d'individus d'ici à 2050, il faudra produire entre 2 010 et 2 060 733 exacal¹ de nourriture, soit plus qu'entre l'an 1500 et 2010 (630 exacal). Le pourra-t-on (Collin, 2012) ? Le défi alimentaire se pose aussi pour la France en 2050 avec la prise en compte effective des enjeux environnementaux, la montée en puissance des usages non-alimentaires de la biomasse pour suppléer le pétrole et l'augmentation de la population qui passera à 70 millions d'habitants en 2050. Cette dernière va se traduire par une demande alimentaire accrue alors qu'on observe une réduction de la surface agricole due à l'artificialisation des sols pour satisfaire les besoins en matière de logement, d'infrastructures de transport ou de loisirs. Cette demande sera d'autant plus importante que l'INSEE prévoit des déplacements de populations entre régions comme c'est déjà le cas actuellement. En 2012, les terres agricoles occupaient 51 % du territoire métropolitain alors que les espaces naturels (sols boisés, landes, friches, maquis, garrigues et autres occupations naturelles) en occupaient environ 40 % et les sols artificialisés 9 %. En trente ans, les terres agricoles (sols cultivés et surfaces toujours en herbe) ont reculé de près de 7 %, au profit de l'urbanisation (Agreste, 2014). À ce rythme, les espaces agricoles et naturels perdent l'équivalent de la superficie d'un département français moyen (610 000 hectares) tous les sept ans. C'est l'élevage qui recule alors que les productions végétales progressent (Agreste, 2014). De même, les préoccupations relatives à une perte de qualité des fonctions de capital de ressources naturelles pour l'agriculture par des phénomènes tels que l'érosion, la disparition d'invertébrés prédateurs et parasites des ravageurs bénéfiques aux cultures ou la diminution de la matière organique du sol ont reçu une attention croissante (Pointereau, 2009).

Dans le domaine de la biodiversité, la plupart des travaux réalisés aboutissent au même constat : une perte de biodiversité dans l'espace agricole (Pointereau, 2009). L'évaluation réalisée en 2008 sur l'état de conservation des habitats agricoles de la Directive Habitat montre que 75 % de ceux-ci sont dans un mauvais état de conservation. Les surfaces agricoles classées en Haute Valeur Naturelle (HVN) ont vu leur surface diminuer de 14,4

¹ 1 exacal = 1 018 calories

millions d'ha entre 1970 et 2000. L'indicateur STOC² sur le suivi temporel des oiseaux communs spécialistes des espaces agricoles a reculé de 20% depuis 1989 (Pointereau, 2009). Le changement climatique touche de nombreux secteurs économiques, et l'agriculture, dont les activités dépendent directement des facteurs climatiques, est un des secteurs les plus exposés. Les agriculteurs sont confrontés à des problèmes de protection des plantes et de graves risques phytosanitaires, en particulier dans les régions tropicales. Par ailleurs, les systèmes agricoles intensifs ont souvent moins de parasites que plusieurs systèmes «respectueux de l'environnement» en raison de l'utilisation massive de pesticides sur les exploitations intensives (Crowder et Jabbour, 2014). Pour nourrir plus et mieux la population dans les deux hémisphères sud et nord durablement, une réduction drastique de l'utilisation des pesticides est nécessaire tout en gardant les bioagresseurs des cultures (ravageurs, adventices, pathogènes) sous contrôle (Bommarco et al., 2012). À leur tour, pour être compétitifs, les systèmes agricoles moins intensifs doivent de plus en plus s'appuyer sur des stratégies de gestion intégrée des bioagresseurs, dont la lutte biologique. À ce titre, l'objectif général de ce travail est d'évaluer la prédation des bioagresseurs (insectes ravageurs et adventices) par des prédateurs naturels selon un gradient de pratiques agricoles (biologiques vs conventionnelles) et de complexité du paysage.

Ainsi, une première partie réalisera une synthèse des connaissances disponibles relatives à l'effet du mode de production et du paysage sur la biodiversité et la lutte biologique. Elle détaillera également le projet dans lequel s'inscrit le stage réalisé, ainsi que les enjeux et les hypothèses visés. Une deuxième partie s'attachera à décrire le protocole mis en place et les méthodes utilisées. Enfin, un troisième volet présentera les résultats obtenus avant de les discuter dans une dernière partie.

² Suivi Temporel des Oiseaux Communs

1. CONTEXTE

1.1. ENJEUX

1.1.1. Maintien de la biodiversité et des services écosystémiques : un enjeu de plus en plus important

Un effet majeur de l'agriculture actuelle sur l'environnement est la perte de biodiversité dans les paysages cultivés (Aviron et al., 2005 ; Tuomisto et al., 2012). Cela suscite de fortes inquiétudes puisque la demande adressée à l'agriculture pour l'alimentation et l'énergie devrait continuer d'augmenter fortement parallèlement à une raréfaction des ressources (Desquilbet et al., 2013). Pour répondre à cette problématique, la France a mis en place une politique visant à maintenir une agriculture productive et économiquement performante en réduisant progressivement l'utilisation d'intrants (en particulier des pesticides) via l'obligation légale du plan Ecophyto (lancé en 2008 à la suite du Grenelle Environnement et visant à réduire de 20 % les pesticides d'ici 2025 et de 50% d'ici à 2050) afin de limiter les impacts environnementaux et notamment sur la biodiversité.

Le concept de « biodiversité » est devenu central lors de la Convention internationale sur la diversité biologique (CDB) au Sommet de la Terre de Rio (1992) signée à ce jour par 191 pays. Sa définition prend en compte à la fois sa composition (espèces, écosystèmes,) et sa structure (processus écologiques) selon trois niveaux d'organisation du vivant (CDB, art. 2, 1992) : la diversité écologique (ou diversité des écosystèmes), la diversité spécifique (ou diversité des espèces) et la diversité génétique (ou diversité au sein des espèces). La conservation de la biodiversité a longtemps reposé sur le fait qu'elle présente une valeur intrinsèque (dite « non-utilitaire »), comme d'autres ressources naturelles. Cette valeur comprend les dimensions culturelles, sociales, esthétiques et les avantages éthiques. La biodiversité peut aussi avoir valeur de legs. Il s'agit de croire la valeur encore inconnue de la biodiversité pour les générations futures, par exemple : la présence d'un micro-organisme avec un potentiel encore inconnu (Swift et al., 2004). Plus récemment, la valeur fonctionnelle de la biodiversité a été mise en avant ; il s'agit de la valeur utilitariste des composantes de la biodiversité liée à, par exemple, les valeurs de subsistance et les avantages commerciaux d'espèces ou de leurs gènes dérivés (Swift et al., 2004). On distingue ainsi généralement quatre types de services délivrés par la biodiversité : services

d'approvisionnement, de régulation, de support³ et services culturels (Millennium Ecosystem Assessment (MEA), 2005). Les services rendus par la biodiversité couvrent donc un large spectre de facteurs. Ils peuvent réduire les coûts en intrants et éviter des impasses de gestion en matière de lutte chimique et de pertes d'organismes clés tels que les pollinisateurs dont les fonctions ne peuvent être remplacées par des intrants ou de l'ingénierie. De fait, ce rôle fonctionnel de la biodiversité pour fournir des services écosystémiques a d'abord été mis en avant par le MEA puis par diverses initiatives internationales telles que le projet IPBES (fusion des initiatives MEA & IMoSEB)⁴ ou l'étude TEEB⁵ En effet, la notion de services semble devoir faciliter l'évaluation et l'intégration des valeurs des services écosystémiques et de la biodiversité dans la prise de décision économique, en particulier à travers le coût des atteintes qui lui sont portées. Pour autant, le risque demeure d'adopter une vision trop restrictive des services rendus par les écosystèmes, en excluant par exemple les services « culturels et spirituels » ou en limitant les mesures de protection aux services pour lesquels il n'existe pas de techniques qui pourraient se substituer à eux (Roux, 2008).

1.1.2. La prise en compte de la biodiversité et des services dans les politiques environnementales

Le concept de services écosystémiques offre une valeur ajoutée potentielle aux approches actuelles de conservation, en particulier pour la planification locale et régionale. En effet, une partie du débat scientifique et politique sur ce sujet s'est concentrée sur le dilemme suivant :

1) Faut-il concentrer sur certaines terres une agriculture plus productive de cultures intensives dans une approche économe des terres, pour conserver ailleurs plus d'espaces naturels riches en biodiversité (land sparing) ? (Desquilbet et al., 2013). Ainsi, des gains considérables en matière de biodiversité nécessiteraient une réduction plus ou moins proportionnelle du rendement dans les systèmes agricoles très productifs (Gabriel et al., 2013), les efforts de conservation pouvant être plus rentables dans les systèmes agricoles à

³ I.e. cycle des nutriments, formation des sols, production primaire...

⁴ International Mechanism of Scientific Expertise on Biodiversity pour l'établissement d'une Plateforme Science-Politique intergouvernementale sur la biodiversité et les services écosystémiques.

⁵ L'Economie des Ecosystèmes et de la Biodiversité ; visant à promouvoir une meilleure compréhension de la véritable valeur économique de la biodiversité et des services écosystémiques et à fournir des outils économiques d'aide à la décision.

faible productivité ou sur des terres non agricoles (Desquilbet et al., 2013). Il s'agit aussi d'utiliser l'argument des services écosystémiques pour maintenir et restaurer les écosystèmes à travers le déploiement d'une infrastructure verte (Maes et al., 2012). Une politique similaire est suivie par l'UE : Dès 2015, un paiement vert (via la Politique Agricole commune (PAC)), soumis à trois conditions environnementales sera institué (dont le maintien d'une proportion de 5 % en surface d'intérêt écologique (SIE)). En France, cet objectif passe par l'élaboration d'une Trame verte et bleue (l'un des engagements phare du Grenelle Environnement) qui vise à maintenir et à reconstituer un réseau d'échanges sur le territoire national pour que les espèces animales et végétales puissent, comme l'homme, communiquer, circuler, s'alimenter, se reproduire, se reposer, en d'autres termes assurer leur survie. Cette trame contribue ainsi au maintien des services que nous rend la biodiversité : qualité des eaux, pollinisation, prévention des inondations, amélioration du cadre de vie, etc.

2) Ou bien faut-il privilégier une agriculture plus diversifiée mais à plus faible rendement, c'est-à-dire plus extensive et donc moins économe en espaces naturels (land sharing) (Desquilbet et al., 2013) ? Illustrant cela, Badgley et al. (2007) ont montré que la production en AB est presque 2 fois supérieure aux besoins de subsistance (ratio AB / subsistance de 174 %). L'agriculture biologique serait donc en mesure de nourrir le monde sans apport de terres agricoles supplémentaires (Badgley et al., 2007 ; Mondelaers et al., 2009), sachant qu'un tiers de la nourriture contemporaine est gaspillé et un autre tiers utilisé inefficacement pour nourrir le bétail (Badgley et al. 2007). Ainsi, une agriculture diversifiée à petite échelle serait actuellement gage de la sécurité alimentaire dans les régions en développement (Tscharntke et al., 2012) et soutiendrait l'agrobiodiversité en réduisant les intrants apportés, diminuant ainsi les externalités environnementales (Mondelaers et al., 2009 ; Attwood et al., 2008).

Pour répondre à cette stratégie, la dixième réunion de la Conférence des Parties (COP 10) à la Convention sur la diversité biologique (CDB) en 2010 a conduit à l'adoption d'un plan stratégique global pour la biodiversité pour la période 2011-2020. Les « objectifs 2020 d'Aichi » complètent ceux basés sur la conservation de la biodiversité supposés entraîner des effets positifs sur la conservation des habitats et des espèces en prenant en compte les services écosystémiques. En effet, la nouvelle Stratégie européenne de la biodiversité vise à enrayer la perte de biodiversité et la dégradation des services écosystémiques d'ici à 2020

(Commission européenne, 2011) via la conservation de la nature grâce à l'achèvement du réseau Natura 2000 et simultanément la mise en œuvre de bonnes pratiques de gestion dans les zones protégées comprises. Cela passe notamment par l'adhésion volontaire à des MAE (mesures agro-environnementales) comme celle encourageant la plantation de haies via, par exemple, le réseau « Breizh Bocage » en Bretagne ; ou encore par la 3^{ème} conditionnalité du paiement vert de la PAC à savoir la diversité des assolements et le maintien des prairies permanentes. Cette stratégie est traduite en France à travers la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) dont l'objectif est de placer d'ici 10 ans 2 % au moins du territoire terrestre métropolitain sous protection forte pour assurer un bon fonctionnement des écosystèmes et retrouver une qualité écologique des eaux via la réduction des pollutions chimiques et de la consommation d'espaces agricoles et naturels. (Ministère de l'écologie, du développement durable et de l'énergie).

1.2. BIODIVERSITE ET REGULATION BIOLOGIQUE

1.2.1. La biodiversité au service de modes de production alternatifs

Les systèmes conventionnels utilisent des pesticides et des engrais minéraux à des degrés divers et des rotations de cultures simplifiées et moins diversifiées (Tuck et al., 2014). La prise en compte de ces impacts environnementaux a conduit à une réflexion sur des modes de production visant à réduire les pollutions agricoles tout en maintenant la productivité. Cela passe notamment par l'utilisation des fonctionnalités de la biodiversité, les services de régulation étant parmi la classe la plus diversifiée de services fournis par l'agriculture (régulation de la dynamique des populations de pollinisateurs, parasites, agents pathogènes, des fluctuations d'érosion du sol, qualité de l'eau, émissions de gaz à effet de serre et séquestration du carbone). Voici 3 formes principales de systèmes alternatifs reposant sur ces services :

- **L'agriculture biologique (AB)** est définie comme tout système agricole où l'utilisation de pesticides, herbicides et engrais de synthèse est interdite ou strictement limitée selon un cahier des charges précis (Label). Les systèmes biologiques sont principalement basés sur l'utilisation des fonctionnalités fournies par les sols (apports de matière organiques pour enrichir la faune du sol) et sur les services de lutte biologique contre les ravageurs.
- **L'agriculture de conservation (AC)** modifie les propriétés et les processus du sol par rapport à l'agriculture conventionnelle. Ces changements peuvent, à leur tour, influencer sur la

prestation des services de l'écosystème, y compris le climat, la séquestration de carbone, les émissions de gaz à effet de serre et la régulation de l'eau à travers les propriétés chimiques, biologiques et physiques du sol (Palm et al., 2014).

- **L'agriculture écologiquement intensive⁶** va au-delà de l'AC (intensification) et vise à répéter les succès de la Révolution verte en matière d'accroissement de la production, mais de manière « durable » (acceptable au plan de l'environnement, économiquement viable et socialement équitable). Il s'agit d'utiliser les fonctionnalités naturelles des processus écologiques au bénéfice de la production alimentaire et des autres besoins des sociétés en diminuant les quantités d'intrants (Gaba et al., 2014).

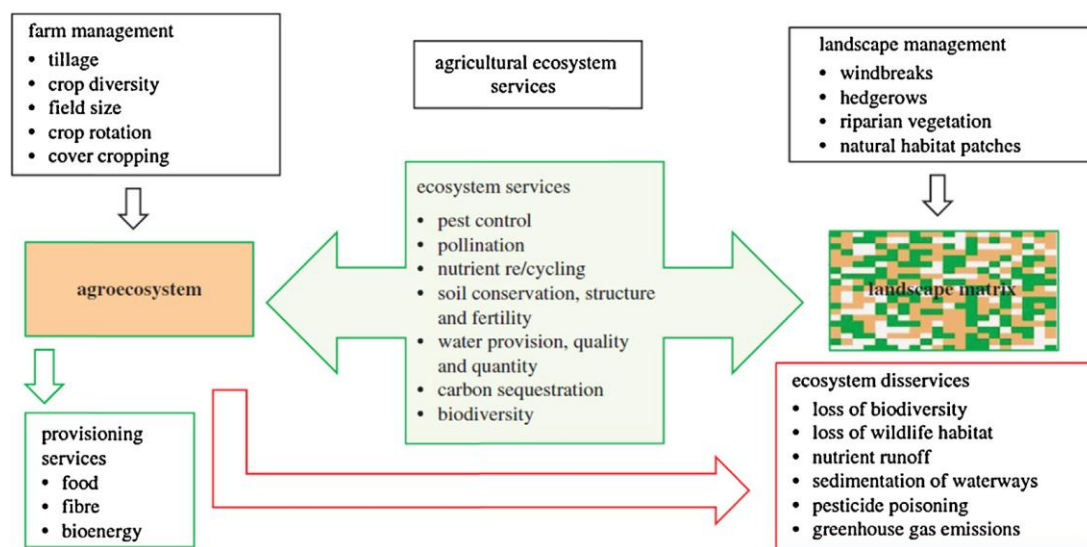


Fig.1. Liste des services et dérèglements des agroécosystèmes, et des facteurs impactant (pratiques agricoles, structure paysagère) le potentiel de services écosystémiques (Palm et al., 2014).

Ainsi, les écosystèmes agricoles reposent sur une suite de services écosystémiques à valeur économique (internalisés au marché) fournissant de la nourriture, des fibres et du combustible ainsi que toute une gamme de services d'accompagnement (Fig.1), mais non commercialisés (externalités agricoles non intégrées au marché) (Swinton et al., 2007).

Cependant, la mise en place, à partir de décisions individuelles, de certaines pratiques en elles-mêmes dans un système (conventionnel notamment) peut elle aussi contribuer à améliorer certaines fonctionnalités de la biodiversité. Les TCS (techniques culturales simplifiées) telles que le non labour, et le maintien d'une couverture végétale toute l'année peuvent réduire le ruissellement et l'érosion du sol associée et la perte d'éléments nutritifs et de pesticides assurant les rendements des cultures (Swinton et al., 2007). De même,

⁶ Ce terme est actuellement remis en cause au profit de celui d'"agroécologie"

l'installation d'éléments semi-naturels (bandes enherbées, haies...) est mis en avant pour favoriser le service de lutte biologique contre les ravageurs de cultures, contribuant ainsi à atteindre l'objectif de réduction de 20 % des pesticides d'ici 2025 (Ecophyto).

1.2.2. La lutte biologique contre les bioagresseurs des cultures

La lutte biologique est définie comme étant « l'utilisation d'organismes vivants pour réduire la densité de la population ou l'impact d'un organisme nuisible spécifique » (Eilenberg et al., 2001). Deux mécanismes de contrôle principaux interviennent : (1) contrôle top-down exercé par les prédateurs (haut du réseau trophique) sur leurs proies et (2) contrôle bottom-up exercé par la disponibilité des proies (bas du réseau trophique) pour leurs prédateurs. Les principales utilisations des agents de lutte biologique sont les suivantes : le contrôle biologique des invertébrés parasites utilisant leurs prédateurs, parasitoïdes et agents pathogènes, (2) le contrôle biologique des mauvaises herbes en utilisant les herbivores et les pathogènes, et (3) le contrôle biologique des agents pathogènes des plantes à l'aide de micro-organismes antagonistes et la résistance induite des plantes (Eilenberg et al., 2001) (Fig. 2).

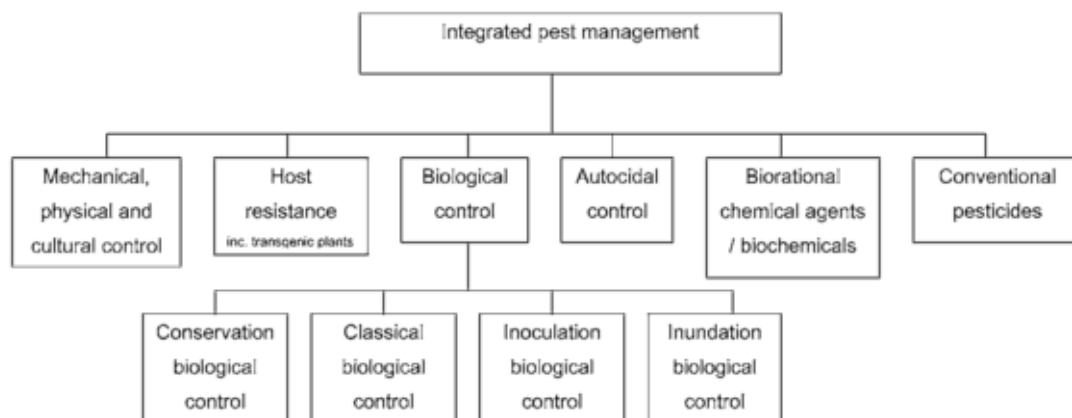


Fig.2. Méthodes de lutte biologique et autres stratégies de lutte contre les pathogènes utilisés en protection intégrée des cultures (Eilenberg et al., 2001).

La lutte biologique contre les ravageurs, les adventices et les maladies peut promouvoir la stabilité et la biodiversité des milieux agricoles et réduire le recours aux intrants synthétiques (Crowder et Jabbour, 2014). D'autres exemples montrent des augmentations de rendement expliquées par la prédation des ravageurs par une communauté riche d'ennemis naturels (Tscharrntke et al., 2005). Dans une revue bibliographique, Van Driesche et al. (2010) ont montré que la lutte biologique classique est un outil efficace pour la

suppression des plantes envahissantes et des insectes ravageurs. Les changements démographiques et les réponses communautaires induits par les programmes de lutte biologique nécessitent cependant souvent de longues périodes (5-20 ans) pour se stabiliser. Différentes méthodes de lutte biologique existent : la lutte biologique par inoculation ou inondations (lâchers) d'organismes, la lutte biologique par « augmentation » des populations d'ennemis naturels présentes dans l'environnement des cultures (Collier et VanSteenwyk, 2004) et la lutte biologique par conservation (Pour plus de détails, voir en annexes). Cette dernière méthode s'appuie sur des modifications de l'environnement ou des pratiques existantes pour protéger et améliorer les ennemis naturels déjà présents afin de réduire l'effet des ravageurs (Eilenberg et al., 2001). Cette approche repose sur des pratiques comprenant l'utilisation sélective et limitée de pesticides, la facilitation du transfert des ennemis naturels entre les cultures ou même l'approvisionnement de nourriture ou d'abri pour les ennemis naturels (Eilenberg et al., 2001). Les systèmes de production sous serre se prêtent bien à la lutte biologique et leurs dépenses en lutte biologique représentent la majorité des ventes d'agents de lutte biologique commerciaux à l'échelle mondiale (Pilkington et al., 2010). Cependant, moins de 1 % des ventes mondiales en lutte antiparasitaire de 30 milliards de dollars implique les méthodes biologiques et la part annuelle de la lutte biologique dans les systèmes agricoles est encore négligeable (Griffiths et al., 2008).

1.2.3. Interactions entre biodiversité et intensité de la régulation biologique

1.2.3.1. Mécanismes des effets de richesse des communautés d'auxiliaires sur la lutte biologique (contrôle top down)

L'augmentation de la diversité des insectes prédateurs et parasitoïdes peut avoir des effets positifs ou négatifs sur les taux de prédation (Letourneau et al., 2009). Le contrôle top-down peut être (1) renforcé lorsque les ennemis naturels interagissent positivement, (2) freiné par des interactions négatives ou encore (3) pondéré par les deux facteurs (Crowder et al., 2010).

- Liens entre diversité et niveaux de régulation

Les effets positifs de la richesse des ennemis sur l'augmentation du contrôle top-down des herbivores se produisent lorsque des espèces agissent en complémentarité en matière de suppression des ravageurs (Thies et al. 2011). Ils se produisent aussi par « effets

d'assurance », où une communauté riche de plusieurs espèces effectue efficacement la lutte biologique en dépit des perturbations car une ou plusieurs espèce(s) est résiliente à ces perturbations même si d'autres sont affectées négativement (Tscharntke et al., 2005). Des effets de redondance peuvent aussi favoriser la lutte biologique lorsqu'une relation positive entre la diversité et le fonctionnement ne vaut que pour quelques espèces et que l'ajout d'espèces supplémentaires n'augmente pas la fonction (Tscharntke et al., 2005).

- Contributions des interactions entre espèces

Les preuves s'accumulent concernant le fait que l'équitabilité des communautés en matière de composition (équilibre numérique de chaque espèce dans la communauté) peut avoir des effets similaires à la richesse sur la lutte biologique (Crowder et Jabbour, 2013 ; Long et Finke, 2014). Des effets positifs peuvent aussi être induits par facilitation quand une ou plusieurs espèces facilitent la capture des proies par une autre (Crowder et Jabbour, 2013).

Des interférences comportementales entre les espèces de prédateurs peuvent affaiblir la lutte biologique (Crowder et al., 2010 ; Lundgren et al., 2015). Par exemple, l'ajout d'espèces augmentant la richesse peut avoir un impact négatif sur la lutte biologique lorsque les ennemis se prédatent entre eux, phénomène appelé prédation intra-gilde, ce qui peut limiter la densité des prédateurs et l'impact sur les ravageurs (Rosenheim, 2007 ; Dinter et al., 2002). Des cas d'« interaction proie-prédateur positive » - quand une proie détourne la prédation exercée par un ennemi naturel loin des ravageurs ciblés - peuvent également affecter la lutte biologique (Bommarco et al., 2012).

1.2.3.2. Mécanismes des effets de diversité des autres communautés sur la lutte biologique (contrôle bottom up)

Les diminutions de la biodiversité peuvent perturber les chaînes alimentaires et affaiblir la lutte biologique. En effet, des études ont montré que la diversité des ennemis naturels peut favoriser (Crowder et al., 2010) ou affaiblir les cascades trophiques. Les adventices comprennent une grande diversité florale dans les écosystèmes agricoles, compte tenu de la comparable faible diversité de la plupart des cultures, et peuvent donc jouer un rôle-clé dans la limitation des parasites par effet bottom-up (Crowder et al., 2010) (Fig.3).

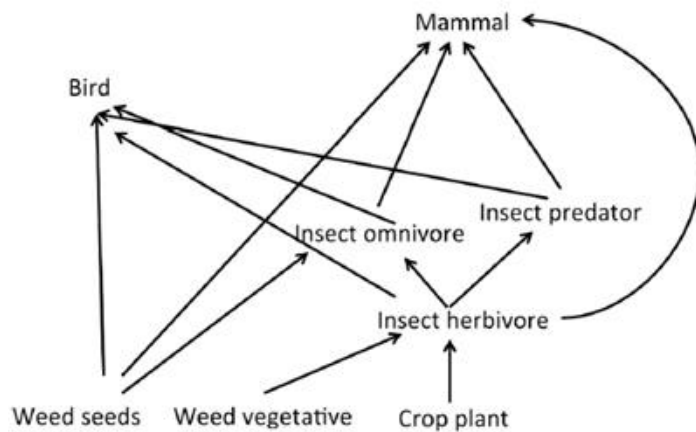


Fig.3. Modélisation de l'effet bottom-up induit par les graines d'adventices en lutte biologique (Crowder et al., 2010).

La diversification des espèces végétales a un impact positif sur l'effet de suppression des ravageurs et maladies dans les systèmes agricoles (Letourneau et al., 2011) par les mécanismes suivants : (1) dilution des ressources par dissuasion / détournement, (2) perturbation du cycle spatial / temporel, (3) effets d'allélopathie, (4) résistance physiologique de la culture, (5) conservation des ennemis naturels et facilitation de leur action contre les ravageurs (Ratnadass et al., 2012). Ainsi, la présence de plantes à fleurs à proximité de cultures fournit aux ennemis naturels une ressource nutritive disponible visible, continue et en quantités suffisantes. Les ravageurs et leurs multiples ennemis naturels sont simultanément affectés par la structure du paysage, conduisant à des processus opposés (Bommarco et al., 2012). En effet, les milieux en végétation pérenne et annuelle dans le paysage peuvent, en fournissant des ressources alternatives supplémentaires aux ravageurs des cultures, servir de sources d'infestation aux champs cultivés, mais également à leurs prédateurs et parasitoïdes (Bommarco et al., 2012). Un objectif clé de l'ingénierie écologique est donc d'exploiter ces facteurs pour identifier les plantes qui maximisent les avantages pour les ennemis naturels, tout en minimisant les avantages aux ravageurs (Lu et al., 2014). De même, la diversité des habitats permet d'abriter différents groupes fonctionnels d'invertébrés (Holland et al., 2014) et certains types de diversification des cultures peuvent modifier le microclimat d'une manière qui peut encourager ou inhiber la croissance des pathogènes ou le développement de ravageurs (Bommarco et al., 2012), ou de leurs prédateurs (Döring et Kromp, 2003).

Enfin, des effets de barrière induits par la diversité végétale sont impliqués à la fois au niveau de la parcelle (certains paillis font office d'obstacles à l'émergence de mauvaises herbes ou plantes parasites) et au niveau du paysage (surfaces boisées) (Lalechere et al, 2015).

1.3. LES FACTEURS QUI INFLUENCENT LA BIODIVERSITE FONCTIONNELLE ET LA REGULATION QU'ELLE ASSURE

1.3.1. Impact des systèmes de production

1.3.1.1. Effets sur la biodiversité

Nombre d'études ont montré des impacts positifs de l'AB par rapport aux systèmes agricoles conventionnels : elles montrent que l'AB augmente en moyenne de 30 % la richesse des espèces et de 50 % l'abondance des organismes (Bengtsson et al., 2005 ; Tuck et al., 2014), en raison d'une plus grande diversité des habitats et d'une réduction de l'utilisation d'insecticides en AB (Bengtsson et al., 2005). Différentes études ont illustré l'impact négatif des pesticides sur la biodiversité. Par exemple, l'augmentation du rendement des céréales, en lien avec l'utilisation accrue des pesticides, explique plus de 30 % de la baisse des populations d'oiseaux européennes (Crowder et Jabbour, 2014 ; Tschardt et al., 2005 ; Benton et al., 2003 ; Billeter et al., 2008) et celle d'espèces végétales agricoles rares ou menacées (Storkey et al., 2015 ; Birkhofer et al., 2013). De même, les communautés d'adventices sont toujours plus abondantes et riches dans les systèmes agricoles moins intensifs (José-Maria et Sans, 2011). Plus généralement, par rapport aux systèmes d'agriculture conventionnelle, les systèmes agricoles diversifiés supportent une biodiversité sensiblement plus élevée, de meilleures qualités du sol, séquestration du carbone, capacité de rétention d'eau, résistance et résilience aux changements climatiques (Kremen et Miles, 2012). Ils améliorent également le contrôle des mauvaises herbes, des maladies et des parasites animaux et les services de pollinisation (Kremen et Miles, 2012 ; Palm et al., 2014).

1.3.1.2. Effets sur la lutte biologique

L'AB semble augmenter l'abondance des parasites des ravageurs et de la plupart des groupes d'ennemis naturels (Garratt et al., 2011). Mais il est difficile de savoir si cette augmentation d'abondance se traduit toujours par une lutte biologique suffisamment fiable pour compenser l'abandon d'insecticides. Il a toutefois été montré que les parcelles en AB favorisent les prédateurs et le contrôle naturel des ravageurs (Krauss et al. 2011) ainsi qu'une prédation des graines d'adventices plus élevée que dans les parcelles conventionnelles (Diekötter et al., 2010 ; Marshall, 2009). Letourneau et Bothwell (2005) suggèrent que de plus grandes quantités de ravageurs herbivores peuvent augmenter l'efficacité des ennemis naturels en systèmes en AB et pourraient permettre une lutte

antiparasitaire équivalente ou presque, à celle réalisée avec des pesticides (Crowder et Jabbour, 2014). De plus, l'application préventive d'insecticides dans les parcelles conventionnelles n'a des effets négatifs qu'à court terme sur les densités de pucerons, mais en revanche à long terme sur la lutte biologique (Krauss et al., 2011). Par ailleurs, l'AB peut accroître la diversité des arthropodes en général, qu'ils soient ravageurs ou prédateurs (Attwood et al., 2008), mais la réponse des ravageurs et de leurs ennemis naturels est variable (fig.4). Par exemple, les carabes et les coccinelles étaient nettement plus abondants dans les parcelles en AB que dans les parcelles conventionnelles, en lien avec l'absence de pesticides et avec des conditions microclimatiques plus favorables créées par les adventices au niveau du sol (Östman et al., 2001 ; Puech et al., 2013). Ces résultats suggèrent que les stratégies de pratiques mises en place par les exploitants en AB sont plus favorables au contrôle biologique réalisé par certains groupes d'auxiliaires que les stratégies en conventionnel (Puech et al., 2013). À ce titre, dans les paysages agricoles fortement intensifiés, l'emploi de pratiques à intrants réduits, de cultures polyvalentes et diversifiées (Hole et al., 2005) et l'utilisation extensive des terres agricoles peut permettre la promotion de groupes fonctionnels importants tels que les prédateurs et les décomposeurs (Attwood et al., 2008),

De la même manière, les pratiques en Agriculture de Conservation peuvent affecter l'habitat pour les pathogènes du sol ou modifier la composition de la communauté des prédateurs ou parasites des principaux ravageurs par rapport aux pratiques conventionnelles : des communautés biologiques de sol plus diversifiées suppriment les effets des agents pathogènes (Palm et al., 2014). Ainsi, l'augmentation de la fréquence de travail du sol perturbe la diversité et la stabilité communautaire particulièrement pour les espèces avec des taux de réponse plus lents aux perturbations, comme les prédateurs et les parasites des organismes pathogènes (Palm et al., 2014). La réduction de la perturbation du sol dans les parcelles peut alors favoriser l'efficacité de la lutte biologique dans des champs de colza (Rusch et al., 2011 ; Rusch et al., 2012). La gestion des engrais peut aussi être importante dans la gestion des ravageurs en favorisant les populations d'ennemis naturels (Garratt et al., 2011).

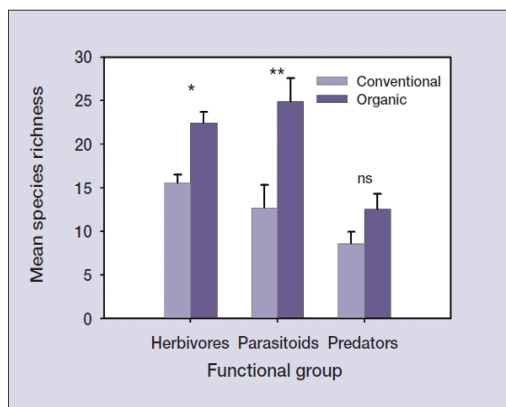


Fig.4. La richesse spécifique des herbivores et parasitoïdes est significativement plus grande en AB qu'en agriculture conventionnelle, alors que celle des prédateurs est similaire pour les deux types de production (Letourneau et Bothwell, 2008).

1.3.2. Le paysage

L'intensification agricole a abouti à une simplification des paysages agricoles par l'expansion de la taille des parcelles et l'élimination de l'habitat non-cultivé. Ces changements sont considérés comme une cause importante du déclin rapide de la biodiversité des terres agricoles, restant concentrée à la lisière des champs et dans les habitats non cultivés (Fischer et Lindenmayer, 2007). Ainsi, les éléments qui forment la mosaïque du territoire et leur arrangement spatial constituent l'hétérogénéité des paysages (Baudry-Burel, 1999). Elle est à la fois spatiale et temporelle et est la résultante à la fois des contraintes environnementales abiotiques (climat, incendies...) ou biotiques (épidémies, prédation...) et des perturbations anthropiques (Baudry-Burel, 1999). Aussi, la reconnaissance de l'érosion de l'hétérogénéité comme une conséquence de l'intensification de l'agriculture peut aider à la conservation de la biodiversité, car toutes les pratiques agricoles (y compris l'utilisation de produits agrochimiques, les autres pratiques de conduite des cultures, la planification de rotation et la gestion des habitats non cultivés) peuvent, en principe, être adaptées et ciblées pour augmenter l'hétérogénéité (Benton et al., 2003). Ainsi, la réduction de la perturbation du sol dans les parcelles peut avoir des répercussions à l'échelle du paysage sur la lutte biologique, en fournissant des habitats plus stables et diversifiés aux parasitoïdes (Palm et al., 2014). De fait, des cascades d'extinction sont particulièrement susceptibles de se produire dans des paysages à faible couvert végétal et à faible connectivité du paysage où la végétation indigène est dégradée et l'utilisation des terres intensive, surtout si des espèces clés ou groupes fonctionnels entiers d'espèces sont perdus (Fischer et Lindenmayer, 2007).

1.3.2.1. Effet de la mosaïque paysagère : la fragmentation

La fragmentation de l'habitat est généralement définie comme un processus à l'échelle du paysage impliquant à la fois la perte des surfaces d'habitat, et leur isolement spatial lié à la rupture des échanges de population (perte de connectivité) (Fahrig., 2003). Ces ruptures sont des causes majeures d'extinction des populations devenues trop fragmentées, petites et isolées. Les pertes d'espèces sont donc dues à la fois à l'expansion agricole et la fragmentation de l'habitat (Tscharntke et al., 2005). Les zones non-cultivées comme les haies jouent un rôle important en fournissant des corridors de dispersion et des îlots dans un paysage fragmenté pour permettre la circulation des organismes à caractère forestier comme les oiseaux et les coléoptères à travers l'ensemble du paysage (Benton et Al. 2003). Perović et al., (2010) ont montré que la densité de *Dicranolaius bellulus* (Coleoptera : Melyridae) dans les cultures a été positivement corrélée avec la connectivité des terres boisées. Cependant, il y a un certain nombre de raisons de penser que des débordements (spillover) inter-champs peuvent fortement contribuer à la dynamique des populations par l'émigration active des habitats dynamiques sur la parcelle ou par diffusion passive issue de cultures plus productives (Vasseur et al., 2013 ; Rand et Al., 2006) et créer une dynamique source (zone favorable)-puits (zone défavorable) (Tscharntke et al., 2008). Ainsi, les réservoirs d'espèces dans le paysage environnant et la distance à la culture de l'habitat naturel sont importants pour la conservation de la diversité des ennemis naturels en particulier, des espèces peu mobiles (Clough et al., 2007) ou spécialistes (Tscharntke et al., 2007). De plus courtes distances du bord de champ peuvent faciliter la colonisation des prédateurs dans les zones d'hivernage et augmenter la prédation sur les pucerons (Östman et Al., 2001). En effet, la persistance dans les cultures de certains ennemis naturels dépend d'une colonisation constante des populations environnantes issues des habitats non cultivés (Tscharntke et al., 2008) ; cette dispersion est d'autant plus importante que les organismes ont des capacités de dispersion élevées (Tscharntke et al., 2005). Dans une synthèse, Chaplin-Kramer et al. (2011) montrent que les ennemis généralistes répondent positivement à la complexité du paysage liée aux éléments semi-naturels à toutes les échelles de mesure, tandis que les ennemis spécialistes réagissent plus fortement à plus petite échelle. Ceci suggère que les stratégies de gestion des terres pour améliorer le contrôle naturel des ravageurs devraient différer selon que les espèces d'ennemis dominantes sont généralistes ou spécialistes (Chaplin-Kramer et al., 2011). Par ailleurs, Denys et Tscharntke (2002) ont

démontré que de grandes jachères avaient des ratios prédateurs-proies supérieurs aux petites bandes enherbées soulignant l'hypothèse de biogéographie insulaire selon laquelle l'importance relative des ennemis naturels augmente avec la zone d'habitat.

1.3.2.2. Fraction éléments semi-naturels vs milieux ouverts

L'aménagement du territoire est souvent concentré sur quelques espèces et processus locaux, mais dans des paysages agricoles dynamiques, seule la diversité d'espèces peut garantir la résilience de l'écosystème (capacité à se réorganiser après une perturbation) (Tscharntke et al., 2005). Des paysages structurellement complexes améliorent la diversité locale dans les agroécosystèmes, ce qui peut compenser les effets d'une agriculture intensive localement (Tscharntke et al., 2005). En effet, la compensation des perturbations dues au turn-over des cultures dans les champs peut être assurée autant par les éléments semi-naturels que cultivés par une diversification des pratiques et des rotations, pour que les cultures ne soient pas toutes perturbées en même temps (Vasseur et al., 2013 ; Tscharntke et al., 2007). Par exemple, Thies et al., (2008) ont montré des variations interannuelles de la composition du paysage sur des parasitoïdes spécialistes dans des champs de Colza.

De nombreuses études ont mis en évidence l'importance de l'habitat non-cultivé dans le maintien de la biodiversité des terres agricoles (Veres et al., 2013) : pour les insectes, les haies affectent l'abondance des coléoptères même jusqu'à 1 km ; pour les oiseaux, en fournissant des sources de nidification et d'alimentation (Benton et al., 2003). Les habitats non-cultivés peuvent également favoriser les interactions entre différents taxons. Par exemple, la biodiversité végétale peut attirer des insectes herbivores qui, à leur tour, attirent leurs propres ennemis naturels (Benton et al., 2003).

Cette amélioration de la biodiversité dans les cultures permettrait à des communautés plus variées d'ennemis naturels de mieux contrôler les arthropodes herbivores (Veres et al., 2013 ; Fischer et Lindenmayer, 2007) dans des paysages complexes par rapport aux paysages simples (Diekötter et al., 2010 ; Tscharntke et al., 2011 ; Woltz et al., 2012) (Fig.5).

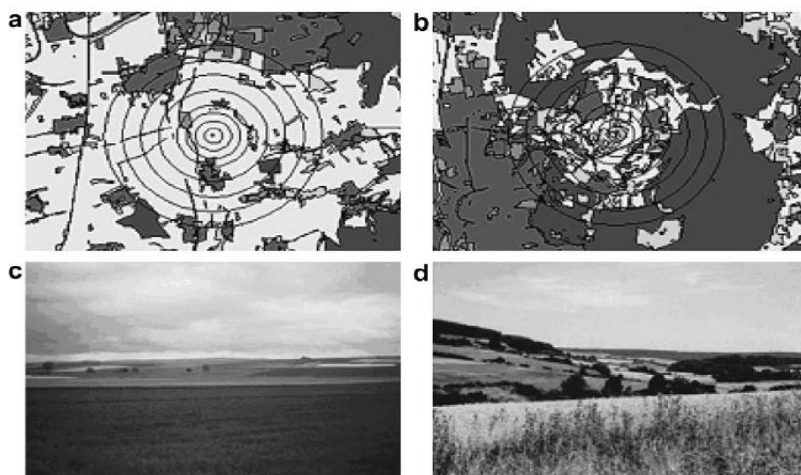


Fig.5. Exemples de paysages en Allemagne structurellement simples (a et c) et complexes (b et d) ; les photos montrent les grandes différences de composition et de degré de fragmentation des habitats naturels, et des réservoirs d'espèces sauvages associés. Les cercles concentriques indiquent les échelles de dispersion spécifiques des organismes (Tschernatke et al., 2008).

Ainsi les paysages diversifiés présentent un potentiel plus élevé pour la conservation de la biodiversité et le maintien de la fonction de contrôle des ravageurs. Les contributions similaires des différentes composantes paysagères (prairies, bois) à l'abondance des prédateurs suggèrent que tous sont également importants dans le renforcement des populations d'ennemis naturels (Fischer et Lindenmayer, 2007). Pour autant, Sarthou et al. (2014) ont montré que l'intensité des pratiques et la hauteur de la végétation étaient de puissants moteurs de la diversité des ennemis naturels à l'échelle locale : les bandes enherbées se sont avérées être la principale source d'habitat bénéfiques au printemps alors que les forêts impactaient très négativement l'abondance locale de la plupart des auxiliaires étudiés. À l'échelle du paysage, l'efficacité de la mise en jachère est la plus élevée dans les paysages simples avec l'amélioration de la biodiversité et des services associés (Denys et Tschernatke, 2002). Par exemple, Koh et Holland (2011) ont montré que la présence de bandes enherbées améliore la diversité ⁷ des ennemis naturels des pucerons dans les champs de soja aux USA. Dans les paysages complexes, toutefois, la mise en jachère supplémentaire n'ajoute pas beaucoup au niveau déjà élevé de la biodiversité et des processus écologiques déjà présents.

Ainsi, une part de 20 % des habitats semi-naturels non-cultivés semble être un seuil minimal pour améliorer la biodiversité et les services tels la pollinisation et la lutte biologique (Tschernatke et al. 2011).

⁷ Richesse spécifique à l'échelle régionale

1.3.3. L'interaction entre les deux facteurs (pratiques agricoles et paysage) : le paysage, un élément de compensation aux pratiques ?

La réorganisation des écosystèmes perturbés dépend de la diversité des populations sources dans le paysage environnant, qui assurent la résilience des systèmes pour une utilisation durable de leurs fonctionnalités (Tscharntke et al., 2005). Ainsi, l'agriculture biologique contribue le plus à la richesse spécifique totale des plantes aux échelles parcellaire et régionale en raison de l'hétérogénéité de l'environnement (Crowder et Jabbour, 2014 ; Roschewitz et al., 2005 ; Gabriel et al., 2006), le paysage ayant un impact plus significatif sur la biodiversité que le type d'agriculture lui-même (Hole et al., 2005 ; Garratt et al., 2011). Par exemple, la diversité des adventices est supérieure en parcelles en AB par rapport aux champs conventionnels, mais seulement dans des paysages simples (Tscharntke et al., 2005). La préférence de l'habitat des carabes d'Europe centrale est aussi la variable la plus importante pour la différenciation des pratiques en AB et conventionnelles : plus les espèces de carabes sont typiques des champs agricoles (c'est-à-dire moins inféodées aux bois), plus ils bénéficient de l'agriculture biologique (Döring et Kromp, 2003), la prairie environnante semblant agir comme une source majeure de la diversité pour les carabes des terres agricoles (Purtauf et al., 2005) et les coléoptères prédateurs (Maisonhaute et al., 2010). Dans la plupart des cas, les zones non cultivées et l'hétérogénéité du paysage ont eu une influence positive sur l'abondance et la diversité des coléoptères.

Les paysages agricoles simples et complexes semblent donc montrer des réponses contrastées de la biodiversité aux types de pratiques agricoles. Dans les paysages simples, les pratiques agricoles biologiques semblent être plus efficaces dans des paysages de faible diversité que de haute diversité. Dans les paysages complexes, l'effet est peu important parce que la biodiversité est élevée partout (Tscharntke et al., 2005 ; Tuck et al., 2014). La Figure 6 illustre le fait que les différences entre la biodiversité de l'agriculture conventionnelle (intensif) et biologique sont principalement limitées aux paysages simples.

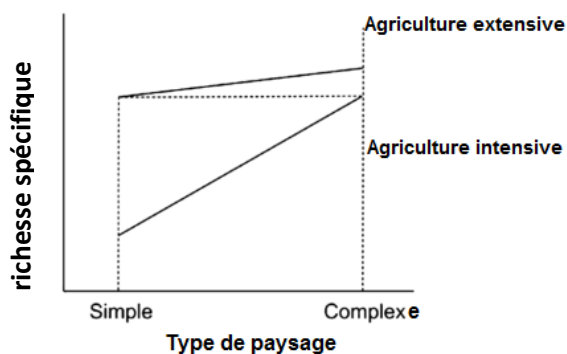


Fig.6. Compensation des pratiques agricoles par le paysage dans le cas des adventices (Tschardt et al., 2005). « Agriculture intensive » correspond à des pratiques conventionnelles (utilisation de pesticides et de fertilisants minéraux) et « Agriculture extensive » correspond à des pratiques d'agriculture biologique.

Enfin, peu d'études ont encore analysé les effets de la mosaïque des parcelles cultivées dans le paysage. Aussi, dans un contexte agricole conventionnel, gérer une fraction seulement des parcelles en AB peut contribuer à accroître l'hétérogénéité environnementale et promouvoir ainsi la diversité des arthropodes du sol et les fonctions des écosystèmes associés (Diekötter et al., 2010 ; Attwood et al., 2008).

1.4. SYNTHÈSE

L'agriculture peut contribuer à la conservation des systèmes de haute diversité, susceptibles de fournir des services écosystémiques importants tels que la pollinisation et la lutte biologique. Cela passe par une diversification des pratiques, des cultures et des éléments semi-naturels. À ce titre, une part de 20 % des habitats semi-naturels non-cultivés semble être un seuil minimal pour améliorer la biodiversité et les services tels la pollinisation et la lutte biologique (Tschardt et al., 2010). Cependant, les différences de diversité liées à l'intensité des pratiques agricoles sont principalement observées dans les paysages simples, avec peu d'habitats semi-naturels. Aussi, la préservation des habitats à forte diversité doit donc avoir la priorité dans les paysages complexes alors que leur restauration (création d'habitats semi-naturels, réduction de l'intensité agricole) doit être promue dans des paysages simples (Tschardt et al., 2005). Par ailleurs, dans les zones agricoles, les terres cultivées sont souvent dominantes et agissent sur la biodiversité et la lutte biologique par les ressources qu'elles fournissent et les effets des perturbations induites par les pratiques agricoles. La compensation des perturbations dues au turn-over des cultures dans les champs peut être assurée autant par les éléments semi-naturels que cultivés que par une diversification des pratiques et des rotations (Vasseur et al., 2013 ; Tschardt et al., 2007). L'objectif étant de créer une infrastructure écologique appropriée et intégrée dans le

paysage d'une manière spatialement et temporellement favorable aux ennemis naturels et pratique à mettre en œuvre pour les agriculteurs (Landis et al., 2000 ; Benton et al., 2003). Ainsi, le débat entre land sharing et land sparing pourrait être résolu si partage et économie des terres étaient utilisés comme différents types d'outils pour résoudre les différents conflits de conservation (préservation de zones tampon et connexion des zones protégées par le maintien de la qualité des différents types de matrice paysagères) (Shackelford et al., 2015).

De fait, pour nourrir plus et mieux la population, une réduction drastique de l'utilisation des pesticides est nécessaire et pour être compétitifs, les systèmes agricoles moins intensifs doivent de plus en plus s'appuyer sur des stratégies de gestion intégrée des ravageurs (Bommarco et al., 2012) et notamment la lutte biologique de conservation. Il s'agit, en effet, d'un moyen efficace et durable de lutte contre les plantes invasives et les insectes ravageurs dans les systèmes naturels et les agrosystèmes. Les changements démographiques et des réponses communautaires induits par les programmes de lutte biologiques exigent souvent de longues périodes (5-20 ans) pour atteindre une stabilité, les projets de gestion demanderont donc à être planifiés et financés en conséquence (Van Driesche et al., 2010).

1.5. PRESENTATION DU STAGE

1.5.1. Structure d'accueil : INRA SAD-Paysage

Les recherches de l'unité SAD-Paysage visent à produire des connaissances sur les relations entre activités agricoles, dynamiques du paysage et de la biodiversité. Ces recherches sont orientées vers la construction de méthodes d'aide à la décision, pour des acteurs de la gestion des paysages et de la biodiversité (agriculteurs, agents du développement agricole et territorial, acteurs de l'action publique). Mon stage s'inscrit dans le domaine d'étude de l'écologie du paysage et des communautés. Il porte sur le projet SEBIOPAG-PHYTO qui répond au plan ECOPHYTO mis en place par le gouvernement en vue de réduire l'utilisation des produits phytosanitaires.

Le projet SEBIOPAG

Le projet SEBIOPAG-PHYTO (Services Ecosystémiques assurés par la Biodiversité dans les Paysages Agricoles) est un dispositif de recherche d'Ecoscope, programme phare de la Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité. Ce projet propose une analyse interdisciplinaire des interactions entre processus agricoles et écologiques affectant la

régulation des bioagresseurs (ravageurs et adventices) à différentes échelles d'espace et de temps à travers un réseau national de 5 sites d'études (fig.7).

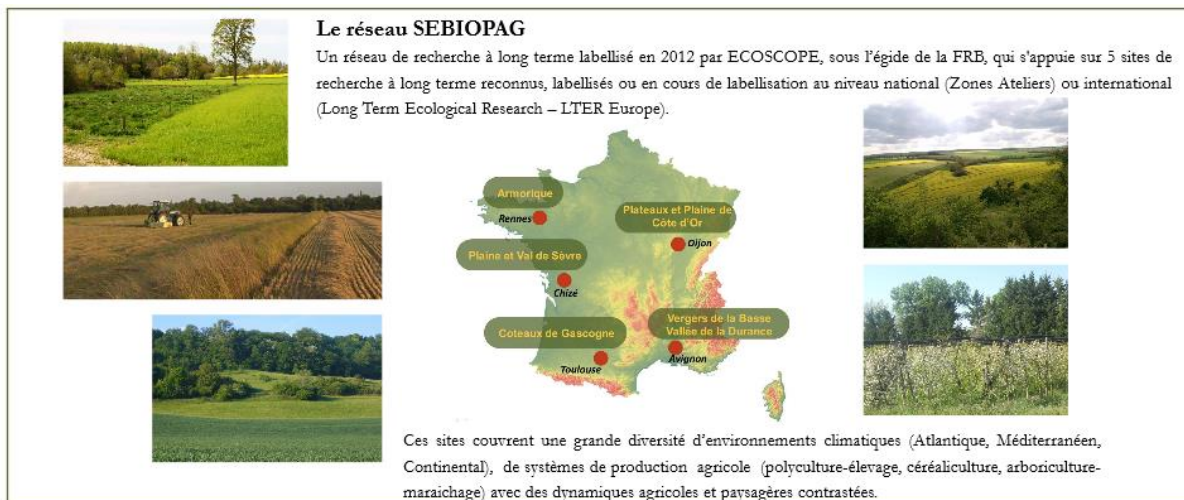


Fig.7. Réseau du projet Sebiopag (Sebiopag, 2015).

Dans chacun des sites d'étude (Rennes, Chizé, Toulouse, Avignon et Dijon), 20 parcelles ont été choisies et feront l'objet d'un suivi à long terme, débuté en 2014. Sur chaque site, cinq de ces parcelles sont conduites en agriculture biologique. L'année 2013 a été consacrée à la réalisation d'une étude pilote qui a permis de comparer et d'évaluer la faisabilité des différentes mesures sur 5 parcelles par site.

1.5.2. Problématique générale du stage

Un des objectifs de l'unité INRA SAD-Paysage participant au projet SEBIOPAG est d'analyser les contributions relatives des pratiques locales et paysagères à la variabilité des niveaux de régulation observés dans les cultures soumises à des usages de phytosanitaires décroissants. Cette question est abordée grâce à un dispositif d'observations mis en œuvre sur 20 parcelles (5 en AB, 15 en agriculture conventionnelle) au sud de l'Ille et Vilaine. L'objectif du présent stage était plus particulièrement d'étudier l'effet des pratiques agricoles réalisées localement (système de production et diversité de pratiques culturales) et du contexte paysager des cultures (complexité paysagère) sur la réalisation de la prédation des bioagresseurs (graines d'adventices, pucerons et œufs de noctuelles) par leurs ennemis naturels. Ces effets ont été pris en compte en considérant les données de 20 parcelles de céréales d'hiver récoltées en 2014, ainsi que celles de 9 céréales d'hiver et 11 maïs suivies en 2015. Les hypothèses testées sont :

A - Qu'une réduction de la pression phytosanitaire dans la parcelle permet, sous réserve que le contexte paysager et que les autres pratiques agricoles leur soient favorables, un accroissement (1) du taux de prédation des bioagresseurs (2) de l'abondance et de la diversité des ennemis naturels.

B - Que des plus grandes proportions d'éléments semi-naturels et diversité de la mosaïque paysagère améliorent (1) les taux de prédation des bioagresseurs par les auxiliaires (2) l'abondance et la diversité de leurs ennemis naturels.

C - Qu'une abondance et diversité spécifique plus importantes des ennemis naturels augmentent le niveau de régulation biologique (taux de prédation plus élevés).

Les carabes (Carabidae : Coleoptera) comme bio-indicateurs de la régulation biologique :

Ce stage s'intéresse à l'étude de la prédation et des ennemis naturels. Le groupe des Carabes a été choisi car (1) ils sont connus pour être des prédateurs généralistes clés de divers bioagresseurs dans les agroécosystèmes (Rush et al., 2013 ; Duelli et Obrist, 2003). Ils sont soit herbivores (graines, végétation) soit prédateurs (escargots, collemboles, isopodes, diplopodes) (Homburg et al., 2013) notamment d'œufs (Evans, 2008 ; Lundgren, 2009) et de pucerons (Evans, 2008). Petit et al. (2014) ont montré que les carabes jouent un rôle important dans la régulation des adventices par la prédation de leurs graines avec une préférence pour celles de *Viola arvensis* notamment. (2) Ils sont sensibles à l'intensité des pratiques agricoles par effets directs (toxicité des pesticides) ou indirects par modification des facteurs microclimatiques associés (type et profondeur de litière, humidité, température et pH du sol) (Pearce et Venier, 2006 ; Buchs, 2003). (3) Ce taxon est sensible aux variations de structure de l'habitat (Rainio and Niemela, 2003) et du paysage et est largement utilisé comme indicateur biologique dans les paysages agricoles (Yamanaka et al., 2015 ; Buchs, 2003). Les carabes sont de plus diverses, taxonomiquement et écologiquement bien connus (Koivula and Matti, 2011 ; Niemela et Kotze, 2009).

2. MATERIEL ET METHODE

2.1. ECHANTILLONNAGE DES PARCELLES

Choix des sites et parcelles de l'étude

La procédure de sélection des sites est inspirée de celle de travaux de thèse réalisés au SAD-Paysage (Duflot, 2013 ; Puech 2014) et de l'article de Fahrig et al. (2011). Elle avait pour objectif d'identifier des sites de 1 km² répartis le long d'un gradient paysager maximisant la variabilité de la complexité ou hétérogénéité du paysage, décrite par trois métriques :

(1) le pourcentage de surfaces en cultures annuelles (Lang et al. 2009)

(2) la diversité de la mosaïque paysagère, mesurée par l'indice de diversité de Shannon (Franck et al., 2012 ; Yeh et Huang, 2009), calculé sur 8 catégories d'occupation du sol (tableau 1), selon la formule suivante :

$$H = - \sum_i \pi_i * \ln \pi_i.$$

Où π_i représente la proportion de l'occupation du sol i (Wagner et al., 2000) ; 8 catégories d'occupation du sol sont prises en compte (tableau 1).

Cet indice mesure la diversité relative des taches. Il est égal à 0 lorsque l'unité paysagère n'est constituée que d'une seule tache et sa valeur va croître avec le nombre de taches et avec l'équitabilité entre leurs aires au sein de l'unité de paysage.

(3) La configuration des éléments semi-naturels mesurée par la longueur d'interfaces ou lisières entre cultures et milieux semi-naturels (Vizzari et Sigura, 2015).

Ces trois métriques ont été calculées à partir des cartes d'occupations du sol réalisées par télédétection satellitaire par le laboratoire LETG-Rennes-COSTEL. Une analyse par fenêtres glissantes a été réalisée grâce au logiciel Chloé 3.1. (Boussard and Baudry, 2014) : les métriques ont été calculées dans des fenêtres (ou sites) de 1 km² définies tous les 250 m sur une zone couvrant le sud de l'Ille et Vilaine, déjà étudiée dans la cadre d'une thèse (Puech 2014).

Au final, le choix des 20 parcelles a été réalisé :

1) en sélectionnant les sites les plus contrastés en termes de % de cultures annuelles (min = 29 % ; max = 73 %), de diversité de Shannon (min = 0.87 ; max = 1.56) et de longueur d'interfaces cultures-éléments semi-naturels (min = 5 860 m ; max = 15 040 m)

2) en maximisant la variabilité de l'intensité de gestion des cultures en matière de pression phytosanitaire : AB, conventionnel.

3) en se limitant à un type de culture la première année de suivi (2014), c'est à dire le blé pour les parcelles en Ille et Vilaine. En 2015, la rotation culturale fait que certaines d'entre elles sont cultivées en maïs. Aussi, les cultures ont été réparties équitablement soient 9 parcelles en céréales (blé, colza) et 11 en maïs (fig.8).

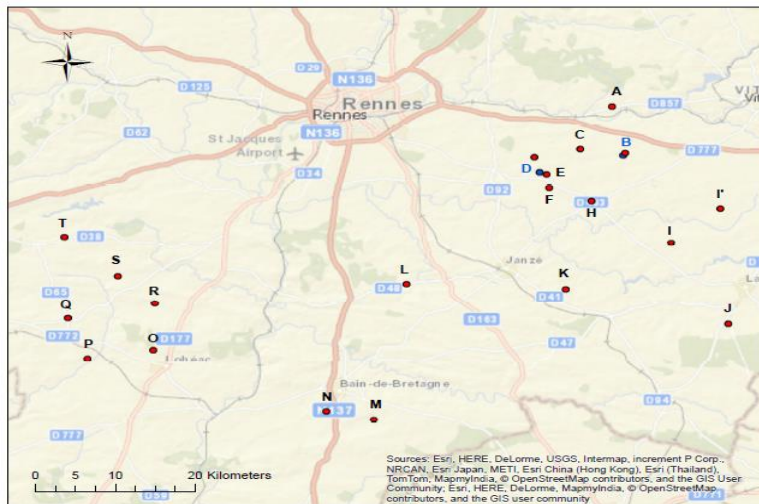


Fig.8. Carte des 20 paysages du Sud Ille et Vilaine (en bleu les 2 parcelles changées en 2015)

2.2. DESCRIPTION DES PAYSAGES

2.2.1. Cartographie des sites

Les sites de 1 km² (i.e. 1 130 m de diamètre) autour du centroïde de chaque parcelle ont été cartographiés de façon plus précise (numérisation du parcellaire et des haies, renseignement des occupations du sol détaillées) en 2014 et 2015. Pour cela, des cartes existantes, produites lors du travail de thèse de Camille Puech en 2012 et 2013, ont été utilisées et complétées si nécessaire. Ces cartes d'occupation du sol ont été produites à partir de l'analyse et de la digitalisation sur ArcMap (ArcGIS 10.1 ©) des mosaïques issues des photographies aériennes de 2012. Ces cartes en format vecteur intègrent toute une série de polygones identifiant les types d'occupation du sol et de polygones identifiant les linéaires. L'occupation du sol détaillée (types de cultures) a ensuite été relevée sur le terrain dans un périmètre de 600 m autour de chaque parcelle. Deux parcelles ont dues être modifiées en 2015 en raison du projet LGV et d'une rotation culturale non adaptée (parcelle dont la culture était destinée à la méthanisation donc récoltée trop tôt pour l'étude). Nous avons donc refait la cartographie de ces nouveaux sites à l'aide des données IGN 2012 et du logiciel ArcMap (ArcGIS 10.1 ©).

2.2.2. Calcul des indicateurs paysagers

Deux groupes de métriques sont utilisés pour décrire différentes caractéristiques des paysages :

(1) La composition du paysage, communément mesurée par le pourcentage des occupations du sol (% de cultures annuelles, % de cultures d'hiver, % de culture de printemps, % de prairies et % d'éléments boisés) et leur diversité (indice de Shannon calculé sur les 8 catégories d'occupation du sol, cf. partie 3.1.2.)(Tableau 1).

(2) La configuration du paysage :

- configuration des éléments semi-naturels mesurée par la longueur d'interfaces ou lisières entre cultures et milieux semi-naturels (Vizzari et Sigura, 2015).

- configuration de la mosaïque cultivée mesurée par la longueur d'interfaces ou lisières entre cultures de céréales d'hiver et celles de printemps (maïs).

Tous ces indices sont calculés à partir des cartes d'occupations du sol rastérisées à l'aide du logiciel CHLOE.

Tab.I. – Typologie agrégée d'occupation du sol

(NA : données manquantes)

Code	Type
-1	NA
1	Eau
2	Boisé (Bois, Haies)
3	Friche
4	Cultures annuelles
5	Bâti
6	Prairies
7	Cultures pérennes

2.3. CARACTERISATION DES PRATIQUES AGRICOLES

Le gradient de pratiques rend compte dans la parcelle centrale de différences de pratiques sur la base d'enquêtes auprès des agriculteurs (IFT, fertilisation azotée, travail du sol) ou de systèmes agricoles en place (AB, ferme dans le réseau DEPHY-ECOPHYTO) pour caractériser les raisonnements des agriculteurs.

2.4. RELEVES BIOLOGIQUES

2.4.1. Préparation des cartes

Le potentiel de régulation biologique dans la parcelle est estimé en mesurant les taux de prédation d'organismes sentinelles qui sont exposés au champ sur des « cartes de

prédation » en papier de verre 5 x 5 cm (grain 120). Une étude pilote menée en 2013 a permis de préciser (1) le type de proies utilisées, (2) la position d'exposition des cartes sur la plante, (3) la durée d'exposition. Pour chaque parcelle, on dispose ainsi 10 points de mesures. Chaque point de mesure comportant 5 cartes sur lesquelles sont fixées des proies exposées à la prédation pendant quelques jours, à 3 sessions. Trois espèces sont exposées : des œufs d'*Ephestia kuehniella* (une dizaine d'œufs par carte), des graines de *Viola arvensis* (10 graines par carte), des pucerons *Acyrtosiphon pisum* (3 individus par carte). Les cartes de pucerons sont laissées 24 h et les cartes de graines ou d'œufs 4 jours (fig.9).

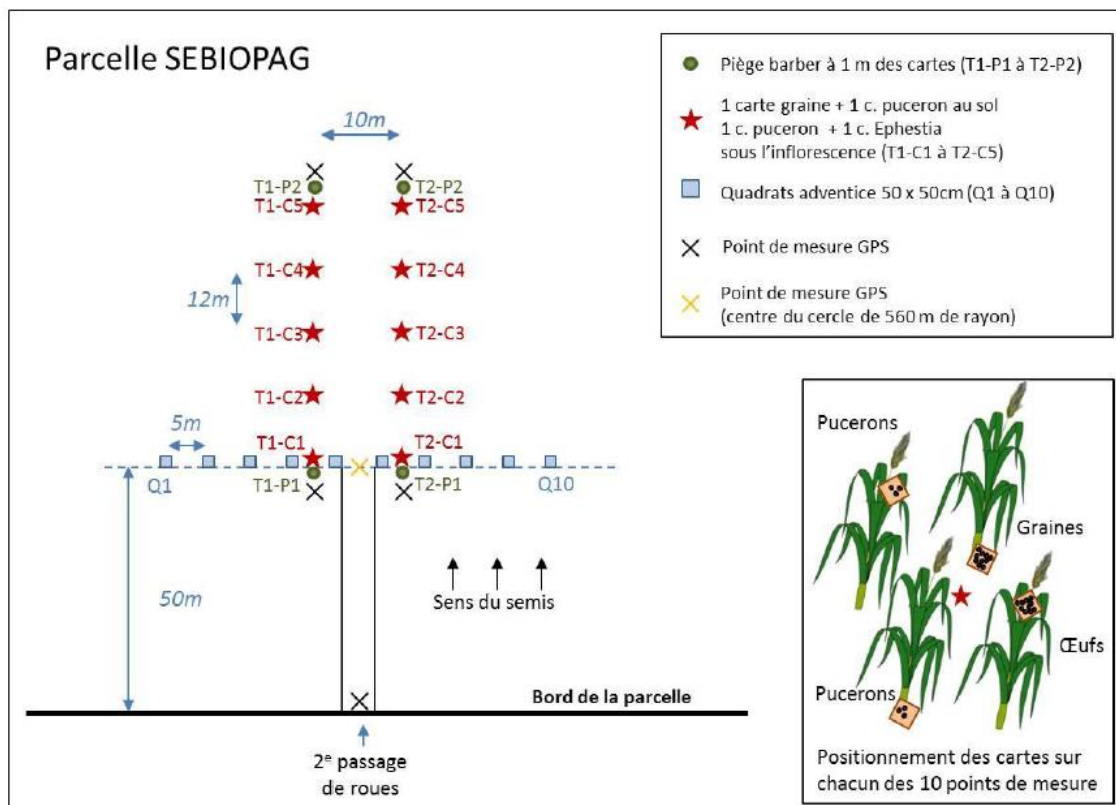


Fig.9. Schéma de principe de pose des cartes de proies sur une parcelle (Sebiopag, 2015)

Cartes de graines

Les graines sont envoyées par Dijon aux autres sites. Dix graines sont réparties sur chaque carte avec de la colle en spray (« SADER repositionnable Spray »). Ces cartes sont préparées à l'avance et stockées à température ambiante avant installation sur le terrain.

Cartes d'œufs

Chaque site commande des *Ephestia kuehniella* auprès de la société « Biotop ». À réception, le 22/04/15, les œufs ont été fixés sur les cartes à l'aide un petit point de colle en tube (« SADER Tous travaux papier carton, bois, spéciale loisirs et décoration ») d'environ 5 mm de diamètre puis conservés à - 20°C jusqu'à la date de pose sur le terrain.

Cartes de pucerons

Chaque site commande des *Acyrtosiphon pisum* auprès de la société « Katzbiotech ». À réception, le 21/04/15, 3 pucerons par carte sont fixés avec la colle en spray puis conservés à - 20°C jusqu'à la date de pose sur le terrain.

Sessions de pose et durée d'exposition

En raison des différences de croissance des couverts végétaux de maïs et de blé (dues à des périodes de semis différentes), 3 sessions de pose sont prévues :

11-15 mai : blé

15-19 juin : blé + maïs

31 août-4 septembre : maïs

Les cartes sont posées le 1^{er} jour de la session (jour J) et relevées :
- à J+1 (24 h d'exposition) pour les pucerons
- à J+4 pour les graines et les œufs

2.4.2. Piégeage des carabes

Au même moment que pour les cartes de prédation, 4 pots-pièges sont positionnés dans les parcelles, un à chaque extrémité des transects, à 1 m de distance des cartes. Ce type de piège appelé piège Barber est la méthode de mesure de l'activité et diversité des arthropodes du sol (Zaller et al., 2015).

Ils sont identifiés à l'aide d'un piquet comme suit (fig.10) :

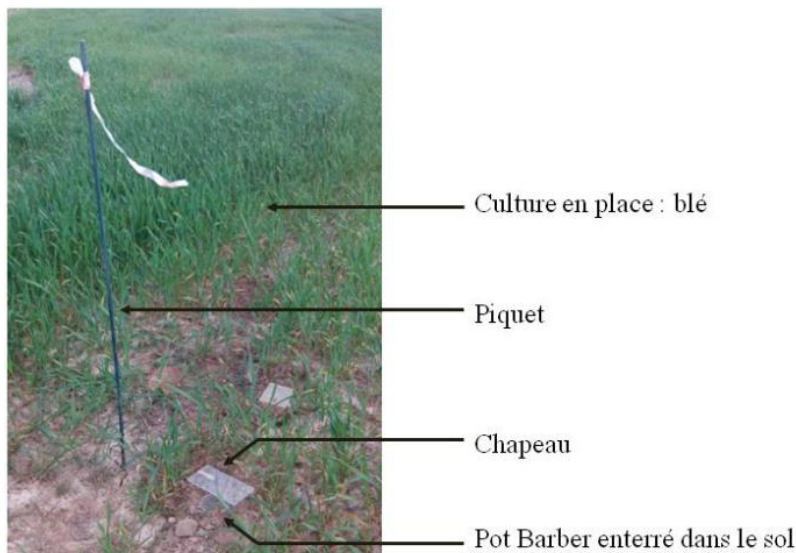


Fig.10. Pots Barber dans une parcelle de blé

Ce sont des pots plastiques de 8 cm de diamètre et 10 cm de profondeur remplis avec une solution de produit vaisselle (« Arbre vert peau sensible sans parfum », 2 cL / L) et de sel (50 g / L) pour la conservation des carabes et supposée n'avoir aucun effet attractif ou répulsif. Les pots sont enfoncés dans le sol dont la surface est bien alignée avec le rebord du pot pour permettre aux carabes de tomber à l'intérieur.

Les pièges sont relevés à J+4 au même moment que les cartes de graines et d'œufs et sont triés au laboratoire dès que possible.

2.4.3. Lavage et tri des carabes

Les insectes sont récupérés et rincés à l'eau à l'aide d'une passoire afin d'évacuer un maximum de terre et d'éliminer les restes de solution salée. Ils sont ensuite triés avec une pince mais seuls les carabes sont mis en pilulier dans l'alcool à 70°C et au réfrigérateur avant identification.

2.4.4. Protocole flore

Un suivi de la flore adventice a été réalisé en 2014 (recouvrement, diversité) afin de caractériser les conditions d'habitat des carabes.

Dix quadrats de 50 x 50 cm, positionnés tous les 5 m sur une bande située à 50 m de la bordure de la parcelle et perpendiculaire au sens du semis ; pour chacun sont relevés :

- le pourcentage de recouvrement pour : adventices totales, graminées, dicotylédones, espèce dominante, espèces en montaison ;
- le nombre d'espèces total, graminées, dicotylédones.

2.5. ANALYSES STATISTIQUES

2.5.1 Description des variables

2.5.1.1 Variables expliquées

Les variables expliquées ont été obtenues par comptage : Pots Barber pour l'abondance et la richesse spécifique des carabes, proies prédatées sur les cartes pour les taux de prédation (pucerons sol, végétation, graines et œufs). L'absence d'autocorrélation spatiale a été vérifiée à l'aide d'un test de Moran (Dormann et al., 2007), (package "ape" du logiciel R 3.1.1) effectué à partir des coordonnées des centroïdes de chaque parcelle. Ces coordonnées ont pu être calculées grâce au logiciel Arcgis 10.1.

La variable œufs étant traitée de manière qualitative selon 3 classes :

(1) I (intacte = absence de prédation) ; (2) PP (Prédation Partielle) ; (3) CV (Carte Vide = prédation totale), elle n'a pas fait l'objet de mon stage nécessitant des analyses trop complexes.

2.5.1.2 Variables explicatives

- **Variables agronomiques**

Les données agronomiques détaillées ont pu être analysées grâce aux enquêtes réalisées auprès des agriculteurs cet hiver. Quatorze variables ont été retenues comme étant potentiellement les plus susceptibles d'impacter les populations d'auxiliaires (cf. tableau 2) :

- le mode de production (AB/AC) ;
- les espèces cultivées, leur diversité et le précédent cultural (2013) ;
- les indices de fréquence de traitement (IFT) totaux et hors herbicides ;
- les fréquences et quantités de fertilisation minérales et organiques. Les produits utilisés étant très différents, les quantités ont été converties selon les normes CORPEN (CORPEN, 2006) ;
- les fréquences et types de travail du sol (labour / semi-direct) ;
- les durées et diversité de la rotation culturale.

La variable flore adventice n'a pas fait l'objet de mon stage car elle était très fortement liée au mode de production.

Une analyse factorielle de données mixtes (AFDM) a été réalisée sous R 3.2.2 grâce au package "FactoMineR" via la fonction FAMD. Cette méthode est similaire à une analyse en composante principale (ACP) mais permet de traiter des données à la fois quantitatives et qualitatives, ce qui est le cas des variables agronomiques (Pagès, 2004). Elle permet ainsi de synthétiser et représenter au mieux chacune d'elle selon des axes. Les axes expliquant la plus grande part de variance (inertie) sont retenus et permettent d'identifier des stratégies de pratiques. Les coordonnées des variables le long de ces axes sont alors utilisées dans les modèles d'analyses GLMM. Parallèlement, une classification ascendante hiérarchique a été réalisée afin de distinguer des groupes selon les différentes stratégies identifiées.

- **Variables paysagères**

Les indices de composition (pourcentage d'occupation du sol), de configuration (longueur d'interfaces entre les différents types d'occupation du sol) et de diversité (indice de Shannon) du paysage ont été calculés grâce au logiciel CHLOE (Boussard and Baudry, 2014) à partir des cartes d'occupations du sol. Les métriques ont été calculées sur la carte du parcellaire rastérisée avec une résolution de 2 m / pixel (à l'aide du logiciel Arcgis 10.1), dans des fenêtres de 600 m de diamètre centrées sur les parcelles étudiées. Toutes ces variables sont décrites dans le tableau 2 ci-dessous.

Tab.II. Description des variables

Variabes expliquées		
Quantitatives	code	unité
Abondance totale des carabes	Ntot	
Abondance des carabes session 1	N1	
Abondance des carabes session 2	N2	
Taux de prédation pucerons sol session 1	TX_PS1	%
Taux de prédation pucerons sol session 2	TX_PS2	%
Taux de prédation pucerons végétation session 1	TX_PV1	%
Taux de prédation pucerons végétation session 2	TX_PV2	%
Taux de prédation graines session 1	TX_GR1	%
Taux de prédation graines session 2	TX_GR2	%
Variables explicatives paysagères		
Quantitatives	code	unité
Indice de diversité paysagère de Shannon	SHDI	
Longueur d'interface entre cultures d'hiver et de printemps	CH_CP	m
Longueur d'interface entre Prairies et de éléments semi-naturels	P_SN	m
Longueur d'interface entre Cultures Annuelles et de éléments semi-naturels	CA_SN	m
Proportion de cultures d'hiver	Pp_CH	%
Proportion de cultures de printemps	Pp_CP	%
Proportion de Prairies	Pp_P	%
Proportion de cultures annuelles	Pp_CA	%
Proportion d'éléments semi-naturels	Pp_SN	%

Variables explicatives agronomiques		
Quantitatives	code	unité
Diversité d'espèces cultivées	Divcul	
IFT (Indice de fréquence de traitement) total	IFTtot	
IFT hors herbicides	IFTthh	
Quantités de fertilisation minérale	FMQ	Kg N/Ha
Quantités de fertilisation organique	FOQ	Kg N/Ha
Fréquence de fertilisation minérale	FMF	
Fréquence de fertilisation organique	FOF	
Fréquence de Travail du sol	Fwsol	
Durée de la rotation culturale	RotDu	année
Nombre d'espèces de la rotation culturale	RotDiv	
Qualitatives	code	Classe
Mode de production	mode	AB/AC
Espèce cultivée en 2014	Cult	Blé/Autre
Type de travail du sol Labour/Semi-Direct	Twsol	Lab/SD
Précédent cultural (espèce cultivée en 2013)	Pcdt	Mais/Autre

2.5.2 Effet des variables explicatives sur les populations de carabes et les taux de prédation

Ces effets ont été testés grâce à des modèles linéaires mixtes généralisés (GLMM), les plus pertinents pour l'analyse des données distribuées de façon non normale (telles que des dénombrements ou des proportions) et suivant d'autres familles de lois de distribution (binomiale, poisson...). Ils permettent d'inclure les effets aléatoires (variations inter-individus ou inter-réplicats) de facteurs pouvant entraîner des biais dans les analyses (Bolker et al., 2009 ; Grueber et al., 2011). Ces modèles ont pu être réalisés à l'aide du logiciel R 3.2.2 et du package "lme4" via la fonction "glmer".

Les dépendances entre variables explicatives ont été préalablement évaluées par la création d'une matrice de corrélations de Spearman. Dans le cas de variables fortement corrélées ($|\rho| > 0,70$), nous avons conservé celle la plus aisément interprétable. Un modèle par variable biologique à expliquer a été réalisé soit au total 6 GLMM pour les carabes dont 3 pour l'abondance et 3 pour la richesse spécifique toutes sessions, session 1 et session 2. Six

GLMM ont également été produites pour les cartes de prédation, 2 par session pour chaque type de proie. L'abondance des carabes a été analysée selon une loi de poisson, la richesse spécifique par une loi de poisson ou normale (package "nlme"). Les cartes de prédation ont elles été analysées par une distribution binomiale car elles répondent à deux modalités (proie prédatée / non prédatée). Les variables abondance et richesse des carabes ont été ajoutées aux modèles d'analyses GLMM des cartes pour évaluer des liens potentiels entre les variations des communautés de carabes et les taux de prédation.

Pour chaque modèle un effet aléatoire a été intégré : la parcelle pour tenir compte d'un possible effet de pseudo-réplication entre parcelles (effet de l'environnement local) et au sein d'une même parcelle car les mesures sont répétées sur les mêmes sites dans le temps (2 sessions). Pour l'abondance des carabes et certains taux de prédation (Pucerons végétation pour les 2 sessions et graines session 2), un effet aléatoire à l'échelle de l'individu statistique (pot Barber ou carte de prédation) a été ajouté pour prendre en compte la surdispersion de la distribution (variance >> moyenne). L'ensemble des modèles possibles a été créé (fonction "dredge") et les meilleurs modèles ont été identifiés et classés selon le critère d'Akaike (AIC) à l'aide du package MuMin (Yu et Yau, 2012). Ainsi le modèle le plus parcimonieux et le moins complexe a été retenu (AIC le plus faible) et sa significativité par rapport au modèle nul (sans variable explicative) a été testée par un test de Wald. C'est donc ce modèle simplifié qui a été alors analysé dans les GLMM.

Cependant, j'ai rencontré des difficultés concernant la gestion des données manquantes entre les fonctions "cbind" (qui gère des proportions) et la fonction "dredge" pour les taux de prédation. J'ai ainsi dû enlever manuellement les données manquantes pour chaque vecteur concerné (taux de prédation de pucerons végétation sessions 1 et 2 et de graines session 2) et ai recréé une table différente pour chacune de ces variables.

3. RESULTATS

3.1. Diversité des pratiques

La figure 11 montre les résultats de l'AFDM réalisée sur les variables pratiques : les plans factoriels des individus ou parcelles (a), des variables quantitatives (b), de l'ensemble des variables, quantitatives ou qualitatives (c). La figure 11 (d) montre les résultats de la

classification ascendante hiérarchique réalisée pour représenter les groupes d'individus ou parcelles en fonction des pratiques appliquées.

Le tableau 7 synthétise les effets issus des GLMM des différentes variables explicatives sur les variables expliquées.

Le test de Spearman a permis d'identifier une forte corrélation entre les variables Fréquences et quantités de fertilisation (minérale et organique). J'ai choisi de ne conserver que les variables quantité de fertilisation (FOQ et FMQ), qui présentaient une variabilité plus importante (voir Tableaux 11 et 12 en annexes). La variable « mode » (mode de production) a été mise en variable illustrative de manière à ne pas être prise en compte dans la construction du modèle et être sûr que les stratégies identifiées ne sont pas classées selon ce critère (Fig.11).

L'AFDM a permis d'identifier 2 grands axes de stratégies de pratiques :

- Un premier axe reflétant des stratégies globales de conduite des cultures liées au mode de production, expliquant 39.17 % de la variance totale. Cet axe distingue clairement les 2 modes de production AC et AB :

- 1) les stratégies de conduite des cultures en AC sont caractérisées par un apport élevé d'intrants chimiques, en termes de fréquences et quantités de traitements (IFT), et en quantité de fertilisation minérale (FMQ). Les AC pratiquent également plus le semi-direct (6/15), et sèment du blé en monoculture après du maïs (12/15).

- 2) les stratégies de conduite des cultures en AB sont définies par une fréquence de travail du sol élevée (FWsol) et l'utilisation de mélanges variétaux (DivCul) (Fig.12). On remarque également que les AB pratiquent plutôt du labour, et sèment du blé après une culture différente du maïs.

- Un second axe reflétant des stratégies individuelles et plus spécifiques, dont la variabilité est plus fortement liée aux modes de conduite des cultures en AB, expliquant 20.76 % de la variance totale. Cet axe distingue :

- 1) Des durées (RotDu) et diversités (RotDiv) de rotation culturale élevées fortement liées aux AB (3/5 ont une durée de rotation > 4 ans) contre des durées et diversités de rotation faibles en AC (1/15 > 4ans) (Voir figures 18 et 19 en annexes).

- 2) Une variabilité de la quantité de fertilisation organique (FOQ) liée à la fois à un AB (dont les quantités sont énormes par rapport aux autres parcelles) et aux AC (5/15 apportent une fertilisation organique) (Voir figure 20 en annexes).

Ainsi, l'axe 1 oppose des stratégies de mode de production AC/AB tandis que l'axe 2 oppose des pratiques plus particulières liées aux 2 modes de production.

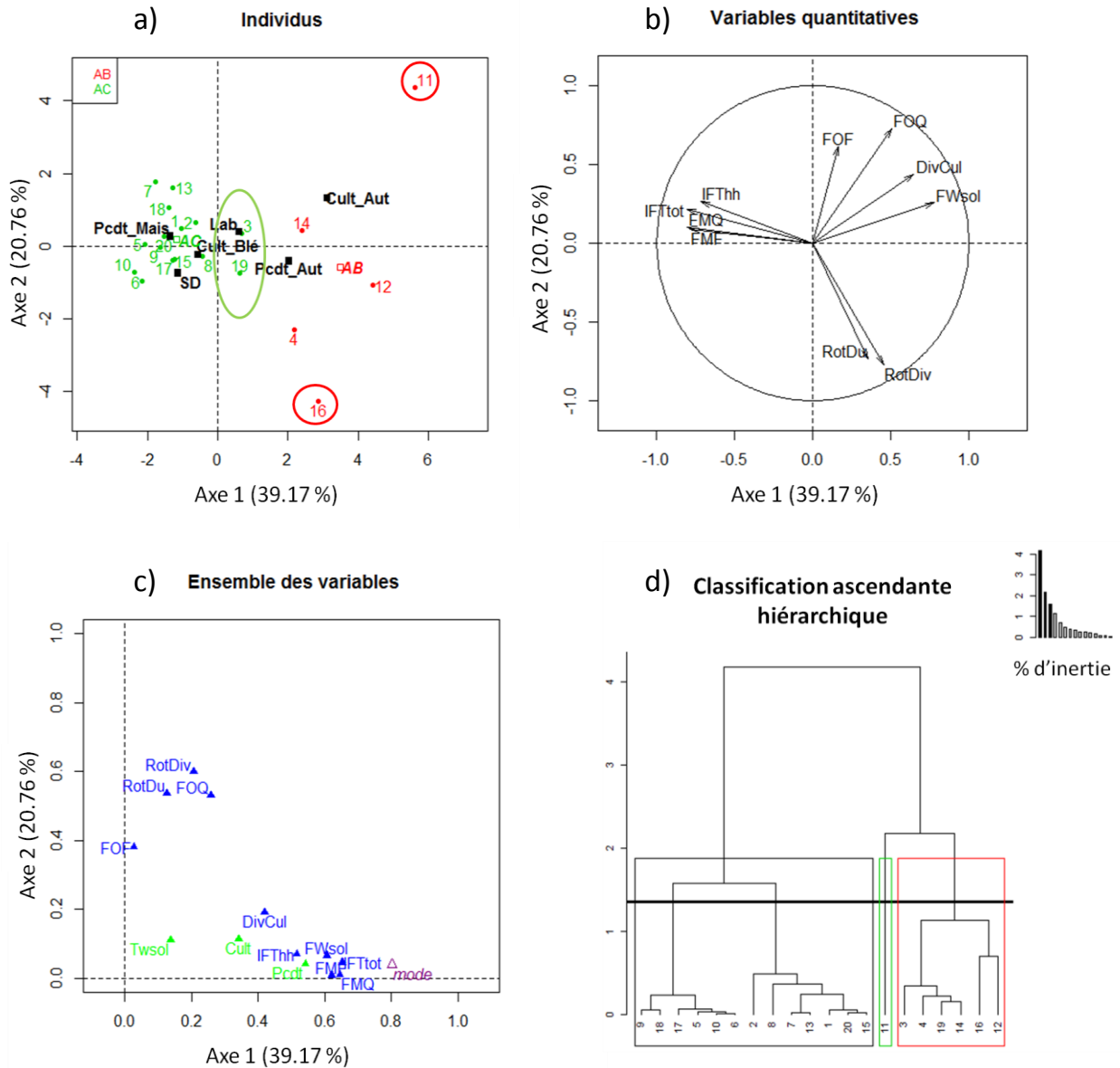


Fig.11. Analyse Factorielle de Données Mixtes réalisée sur l'ensemble des parcelles, avec a) le plan des individus représentés en fonction du mode de production (AC en vert et AB en rouge), b) le plan des variables quantitatives, c) le plan de l'ensemble des variables (quantitatives en bleu, qualitatives en vert et illustrative en violet), d) La classification ascendante hiérarchique des groupes d'individus.

Les pratiques agricoles considérées dans l'analyse sont le type de travail du sol (Wsol), l'IFT total (IFTtot), hors herbicides (IFTth), le nombre de variétés semées (DivCul), la durée (RotDu) et diversité de rotation (RotDiv), les quantités de fertilisation minérale (FMQ) et de fertilisation organique (FOQ).

La figure 11 a (plan des individus) montre que 2 parcelles en AC sont proches des AB : les parcelles 3 (aucun traitement phytosanitaire) et 19 (utilisation d'un mélange de 2 variétés de blé). On note également 2 parcelles particulières en AB : la 11 (dont les quantités de fertilisation organiques sont énormes) et la 16 (durée et diversité de rotation très élevées et seule des AB à pratiquer du semis-direct).

La classification ascendante hiérarchique (figure 11 d) montre bien la séparation en 2 groupes distincts des parcelles en AB et en AC. On note néanmoins une diversité de pratiques intra groupe avec plusieurs sous-groupes dans chacun des modes de production mais une seule parcelle particulière en AB (parcelle 11).

Le tableau 3 présente les résultats des corrélations des variables aux 2 principaux axes retenus par l'Analyse Factorielle de Données Mixtes. Ces 2 Axes expliquent environ 60 % de la variabilité des résultats.

Tab.III. Résultats des corrélations des variables aux principaux axes retenus par l'AFDM

Variables quantitatives			Variables qualitatives		
Code	correlation	p.value	Code	correlation	p.value
FWsol	0.7787	1.00E-04	FOQ	0.728	3.00E-04
DivCul	0.6465	0.0021	FOF	0.6165	0.0038
FOQ	0.507	0.0225	RotDu	-0.7323	2.00E-04
RotDiv	0.4531	0.0448	RotDiv	-0.7741	1.00E-04
IFTth	-0.7178	4.00E-04			
FMF	-0.7876	0			
FMQ	-0.803	0			
IFTtot	-0.8079	0			
Variables qualitatives					
Code	R2	p.value			
mode	0.8008	0			
Pcdt	0.5413	2.00E-04			
Cult	0.3405	0.0069			

coefficient de corrélation positif

coefficient de corrélation négatif

3.2. Effet des pratiques et du paysage sur les communautés d'ennemis naturels

Le test de Spearman sur les métriques paysagères a montré une forte corrélation entre :

- les variables de composition que sont l'indice de Shannon (SHDI) et les longueurs d'interfaces prairies / éléments semi-naturels (P_SN).

- les variables de configuration i.e. le % de cultures d'hiver (Pp_CH) et de composition que sont les longueurs d'interfaces cultures d'hiver/ cultures de printemps (CH_CP).

J'ai choisi de ne conserver pour les GLMM réalisés sur les données carabes et prédation, que les variables 1) indice de Shannon (SHDI) car le plus couramment utilisé en analyse de paysages et 2) le % de cultures d'hiver (Pp_CH) car elle permet d'agrèger les 2 autres (voir figures 11 et 12 en annexes).

3.2.1 Effets sur l'abondance des carabes

Le tableau 4 présente les résultats des meilleurs modèles (selon l'AIC le plus faible) issus des GLMM réalisés sur l'abondance des carabes toutes sessions confondues, et pour chaque session séparément.

Il montre que les modèles mettent en évidence l'effet positif fort (valeurs positives des coefficients des poids relatifs des variables) des coordonnées des parcelles le long de l'axe 1 de l'AFDM ("Dim1"). L'effet de cette variable traduit un fort effet positif de l'AB sur l'abondance totale des carabes. Cette variable montre un poids relatif 10 à 1 000 fois plus élevé que celui des variables paysagères.

En session 1 on voit un effet positif supplémentaire des coordonnées des parcelles le long de l'axe 2 de l'AFMD ("Dim 2"). Cela indique qu'une durée et diversité de rotation élevées auraient un impact positif sur l'abondance des carabes et/ou que des quantités de fertilisation organique élevées auraient un impact négatif sur l'abondance des carabes.

Les 3 modèles GLMM réalisés sur l'abondance des carabes toutes sessions confondues, et pour chaque session séparément montrent également que deux métriques paysagères ont un effet significatif sur les abondances de carabes :

- Le % de cultures d'hiver (Pp_CH) dont l'augmentation au sein du paysage environnant les parcelles a un effet négatif significatif sur l'abondance totale des carabes (toutes sessions confondues, et session 2).

- La longueur d'interface cultures annuelles/éléments semi-naturels (CA_SN), dont l'augmentation a un effet positif sur l'abondance totale des carabes (toutes sessions confondues, et session 1).

On peut donc voir sur la figure 12 l'effet fortement positif du passage du mode de production conventionnel vers l'AB sur l'abondance des carabes avec un plateau atteint en AB.

Abondance totale des carabes selon le mode de production

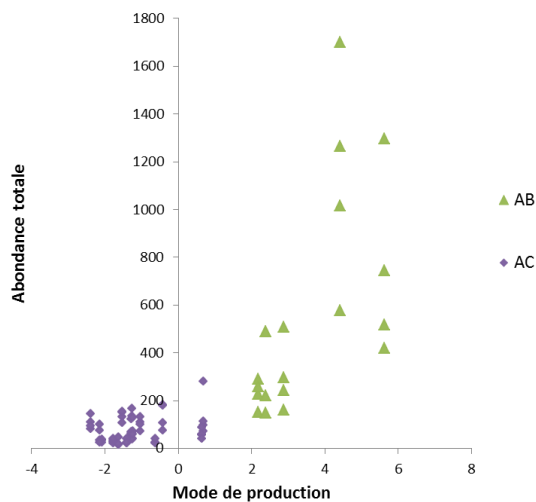


Fig.12. Abondance des carabes toutes sessions confondues selon le mode de production

Tab.IV. Résultat du meilleur modèle pour l'abondance des carabes à partir du modèle complet utilisé pour les deux sessions et la période d'étude

GLMM réalisés sur l'abondance totale des carabes (toutes sessions)

	Coefficient	Erreur standard	z	Probabilité	Significativité
Ordonnée à l'origine	5.483	0.24	22.844	< 2e-16	***
CA_SN	0.0002126	0.00009695	2.193	0.02829	*
Dim.1	0.2962	0.03499	8.466	< 2e-16	***
Pp_CH	-0.01944	0.007478	-2.599	0.00934	**
Significativité	0 '***'	0.001 '***'	0.01 '**'	0.05 '.'	0.1 ''

GLMM réalisés sur l'abondance des carabes session 1

	Coefficient	Erreur standard	z	Probabilité	Significativité
Ordonnée à l'origine	3.8670005	0.1113289	34.73	< 2e-16	***
CA_SN	0.0003295	0.0001197	2.75	0.00592	**
Dim.1	0.2602905	0.0375236	6.94	4.01E-12	***
Dim.2	-0.1613821	0.0591326	-2.73	0.00635	**

GLMM réalisés sur l'abondance des carabes session 2

	Coefficient	Erreur standard	z	Probabilité	Significativité
Ordonnée à l'origine	5.1290177	0.3032429	16.914	< 2e-16	***
CA_SN	0.0002621	0.0001223	2.142	0.03219	*
Dim.1	0.3019064	0.0441408	6.84	7.94E-12	***
Pp_CH	-0.0280445	0.0094654	-2.963	0.00305	**

3.2.2 Effets sur la richesse spécifique des carabes

Le tableau 5 donne les résultats des meilleurs modèles issus des GLMM sur les données de richesse spécifique des carabes, toutes sessions confondues et par session.

Les modèles ont mis en évidence :

- un effet positif des coordonnées des parcelles le long de l'axe 1 de l'AFDM, i.e. du mode de production en AB sur la diversité des carabes, mais seulement pour la 2^{nde} session de piégeage (tableau 5, figure 15). D'après la valeur du coefficient de poids relatif de cette variable, on peut dire que cet effet est néanmoins faible.

- un effet positif important du % d'éléments semi-naturels (Pp_SN) sur la richesse spécifique des carabes toutes sessions confondues et pour la session 1 (Fig.16).

Tab.V. Résultats du meilleur modèle pour la richesse spécifique des carabes à partir du modèle complet utilisé pour les 2 sessions séparément et pour la période totale d'étude

GLMM réalisés sur la richesse spécifique totale des carabes (toutes sessions)

	Coefficient	Erreur standard	z	Probabilité	Significativité
Ordonnée à l'origine	2.377836	0.066767	35.61	<2e-16	***
Pp_SN	0.029614	0.009588	3.09	0.00201	**

GLMM réalisés sur la richesse spécifique des carabes session 1

	Coefficient	Erreur standard	DF	t	Probabilité	Significativité
Ordonnée à l'origine	11.307853	3.297269	60	3.42946	0.0011	***
Dim.2	-0.54959	0.29791	16	-1.844817	0.0837	
Pp_SN	0.353308	0.106743	16	3.309887	0.0044	***
SHDI	-4.173744	3.236634	16	-1.289532	0.2155	

GLMM réalisés sur la richesse spécifique des carabes session 2

	Coefficient	Erreur standard	DF	t	Probabilité	Significativité
Ordonnée à l'origine	5.766212	3.740417	60	1.5415959	0.1284	***
Dim.1	0.642751	0.237095	17	2.7109478	0.0148	**
SHDI	3.399459	3.504121	17	0.9701319	0.3456	

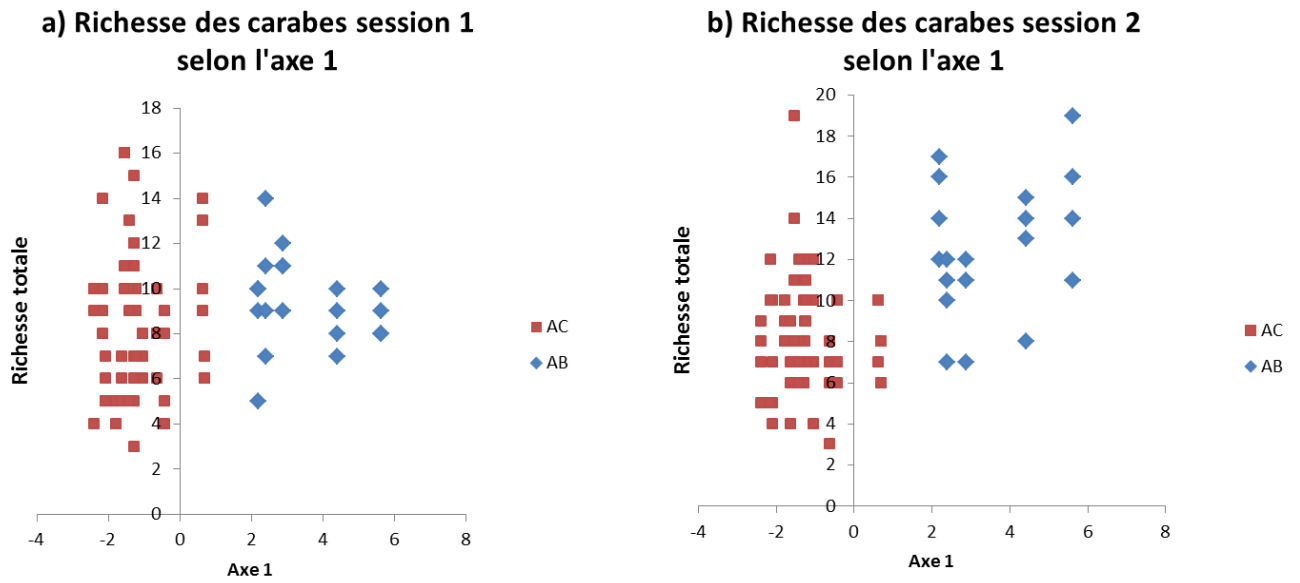


Fig.15. Richeur spécifique des carabes selon le mode de production et la session

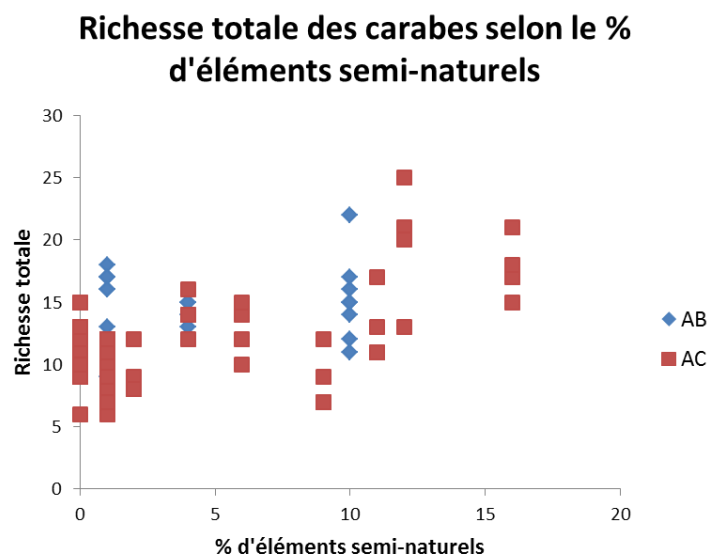


Fig.16. Diversité des carabes selon l'effet des variables sélectionnées par les meilleurs modèles de GLMM illustrant la richeur totale des carabes selon le % d'éléments semi-naturels et le mode de production.

3.3. Effet des pratiques et du paysage sur les taux de prédation

3.3.1 Pucerons sol

Aucun effet significatif n'a été relevé par le modèle.

3.3.2 Pucerons végétation

Le tableau 6 présente les résultats des meilleurs modèles issus des GLMM réalisés sur les taux de prédation des pucerons sur la végétation pour chaque session séparément. Les résultats mettent en évidence :

- l'effet négatif sur les taux de prédation des pucerons dans la végétation durant les 1^{ère} et 2^{ème} sessions, des coordonnées des parcelles le long de l'axe 2 ("Dim.2") soit d'un gradient de pratiques lié aux rotations longues et diversifiées et aux quantités de fertilisation organique.

- l'effet négatif du % de cultures de printemps sur les taux de prédation des pucerons dans la végétation durant les sessions 1 et 2.

- l'effet négatif du % d'éléments semi-naturels sur les taux de prédation des pucerons dans la végétation durant la 1^{ère} session.

- l'effet positif de la longueur d'interfaces cultures/éléments semi-naturels, mais 100 fois plus faible que les autres variables sur les taux de prédation des pucerons dans la végétation durant la 1^{ère} session

3.3.3 Graines

Aucune variable significative n'a été retenue pour la session 1, seul le modèle nul est ressorti comme le plus pertinent (AIC le plus faible). Le modèle obtenu pour la session 2 a mis en évidence :

- les effets négatifs faibles des coordonnées des parcelles le long de l'axe 1 (l'AB) sur les taux de prédation des graines.

- un effet positif de la longueur d'interfaces cultures/éléments semi-naturels sur les taux de prédation des graines.

Tab.VI. Résultat du meilleur modèle pour les cartes de prédation à partir du modèle complet utilisé pour les 2 sessions pour les taux de prédation des pucerons dans la végétation et de la 2ème session seulement pour les taux de prédation des graines.

GLMM réalisés sur les taux de prédation des cartes de pucerons dans la végétation session 1

	Coefficient	Erreur standard	z	Probabilité	Significativité	
Ordonnée à l'origine	-2.1060342	0.8932793	-2.358	0.01839	*	
CA_SN	0.0019733	0.0008707	2.266	0.02343	*	
Dim.2	-0.4863006	0.1845438	-2.635	0.00841	**	
Pp_CP	-0.0895621	0.0297972	-3.006	0.00265	**	
Pp_SN	-0.256514	0.1212582	-2.115	0.03439	*	
Significativité	0 '***'	0.001 '**'	0.01 '*'	0.05 '.'	0.1 ''	1

GLMM réalisés sur les taux de prédation des cartes de pucerons dans la végétation session 2

	Coefficient	Erreur standard	z	Probabilité	Significativité
Ordonnée à l'origine	-1.916392	0.338732	-5.658	5.40E-09	***
Dim.2	-0.36992	0.058396	-6.335	3.80E-11	***
N2	-0.006375	0.001966	-3.242	0.00119	**
Pp_CP	-0.057302	0.011968	-4.788	6.90E-07	***
RS2	0.24909	0.041977	5.934	9.60E-10	***

GLMM réalisés sur les taux de prédation des cartes de graines session 2

	Coefficient	Erreur standard	z	Probabilité	Significativité
Ordonnée à l'origine	1.831	3.21E-01	5.709	1.13E-08	***
CA_SN	0.0002115	8.68E-05	2.435	0.0149	*
Dim.1	-0.05397	3.06E-02	-1.762	0.0781	.
Pp_CH	-0.01362	6.74E-03	-2.02	0.0433	*
Pp_CP	-0.02539	8.33E-03	-3.048	0.0023	**

Tab.VII. Tableau de synthèse des effets des différentes variables issues des GLMM

	Abondance des carabes toutes sessions	Abondance des carabes session 1	Abondance des carabes session 2	Diversité des carabes toutes sessions	Diversité des carabes session 1	Diversité des carabes session 2	Taux de prédation pucerons sol session 1	Taux de prédation pucerons sol session 2	Taux de prédation pucerons végétation session 1	Taux de prédation pucerons végétation session 2	Taux de prédation graines session 1	Taux de prédation graines session 2
Axe 1 (gradient de mode production AC/AB)	(+)***	(+)***	(+)***			(+)**						(-).
Axe 2 (gradient de pratiques : Rotations longues et diversifiées/Qtés de Fertilisation Organique)		(-)**							(-)**	(-)***		
Indice de diversité paysagère de Shannon												
Longueur d'interface entre cultures d'hiver et de printemps												
Longueur d'interface entre Prairies et de éléments semi-naturels												
Longueur d'interface entre Cultures Annuelles et éléments semi-naturels	(+)*	(+)**	(+)*						(+)*			(+)*
Proportion de cultures d'hiver	(-)**		(-)**									(-)*
Proportion de cultures de printemps									(-)**	(-)***		(-)**
Proportion de Prairies												
Proportion de cultures annuelles												
Proportion d'éléments semi-naturels				(+)**	(+)	(+)			(-)*			
Abondance des carabes session 1												
Abondance des carabes session 2										(-)**		
Diversité des carabes session 1												
Diversité des carabes session 2										(+)		

4. DISCUSSION

4.1. Effets des pratiques agricoles et du paysage sur les communautés d'ennemis naturels

4.1.1. Effets des pratiques agricoles

Les résultats indiquent l'effet fortement positif de l'AB sur l'abondance toutes sessions confondues et sur la richesse spécifique des carabes pour la 2^{de} session seulement. Cela est en accord avec la littérature qui suggère que l'AB augmente en moyenne de 50 % l'abondance et de 30 % la richesse des espèces des organismes (Bengtsson et al., 2005 ; Tuck et al., 2014), en raison d'une plus grande diversité des habitats et d'une réduction de l'utilisation d'insecticides en AB (Bengtsson et al., 2005). Notamment, les carabes et les coccinelles peuvent être nettement plus abondants dans les parcelles en AB grâce à l'absence de pesticides et des conditions microclimatiques plus favorables créées par les adventices au niveau du sol (Östman et al., 2001 ; Puech et al., 2013). Dans notre étude, l'impact du mode de production est néanmoins moindre sur la richesse spécifique, n'intervenant qu'en fin de saison. Cela indique une variabilité temporelle de l'effet des pratiques, les parcelles en AB offrant peut-être des ressources plus diversifiées par l'utilisation de mélanges variétaux en fin de saison. Selon une étude de Burel et al (1998), le nombre d'espèces de carabes varie peu le long d'un gradient de densité du bocage dans le paysage agricole. Les paysages bocagers sont bénéfiques aux espèces inféodées aux bois, tandis que les paysages ouverts favorisent des espèces plus communes des cultures et résistantes aux perturbations. Il n'y a donc pas de diminution nette du nombre d'espèces mais remplacement de celles-ci long du gradient paysager. Cela pourrait expliquer la faible variabilité du nombre d'espèces dans notre étude.

En session 1 nous avons également montré un effet positif des coordonnées des parcelles le long de l'axe 2 de l'AFDM, ce qui indiquerait qu'une durée et diversité de rotation élevées auraient un impact positif sur l'abondance des carabes et/ou que des quantités de fertilisation organique élevées auraient un impact négatif sur l'abondance des carabes. En effet, des rotations culturales longues et diversifiées sont connues pour impacter favorablement l'abondance et la diversité des communautés (Vasseur et al., 2013 ; Tscharrntke et al., 2007). Des amendements d'azote intensifs pourraient diminuer

indirectement l'abondance des carabes (Garratt et Al., 2011) en perturbant les conditions microclimatiques (en modifiant la densité de la culture), cette dernière étant renforcée par une fertilisation organique appropriée et le compost (Kromp, 1999). Il a également été démontré qu'une fertilisation avec une teneur en carbone organique élevée est caractérisée par une diversité de carabes plus importante (Sadej et al., 2012). On peut donc émettre l'hypothèse que le type de fertilisation majoritairement employé dans notre expérience n'est pas favorable aux carabes. Il se trouve que seulement 2 AB sur 5 et 1 AC usent de ce procédé constitué de fumier ou compost, les 4 autres AC épandant du lisier et des fertilisants minéraux. Le lisier n'aurait ainsi pas un effet positif sur l'activité-densité des carabes.

On aurait pu s'attendre à un impact notable de la pratique du labour sur les communautés de carabes. En effet, tous les AB le pratiquent alors que 6 AC sur 15 pratiquent le semis direct. Or dans la littérature, les carabes semblent être affectés négativement par un labour profond et positivement par des systèmes de travail réduit du sol (Kromp, 1999). Cependant ces pratiques alternatives adoptées préférentiellement par les agriculteurs conventionnels dans notre étude, ne paraissent pas avoir compensé les effets des traitements phytosanitaires en AC, réputés pour avoir un impact sur la biodiversité (Crowder et Jabbour, 2014 ; Tschardt et al., 2005 ; Benton et al., 2003 ; Billeter et al., 2008). En AB aucun effet négatif n'a été prouvé pour le désherbage mécanique (Kromp, 1999).

4.1.2. Effets du paysage

L'augmentation de la part de cultures d'hiver dans le paysage environnant les cultures a un effet négatif significatif, mais faible en comparaison de celui des pratiques, sur l'activité-densité des carabes. De plus, cet effet a essentiellement lieu en 2^{ème} session, mettant en évidence une variabilité temporelle importante. De fait, les différentes phénologies des cultures créent un asynchronisme entre les champs semés et récoltés sur différentes périodes (cultures d'hiver ou de printemps). Ainsi, on assisterait à un phénomène de « dilution » induit par la colonisation des cultures (Duflot, 2013). En effet, la dispersion des ennemis naturels dans un espace nouvellement colonisé (Schellhorn et al., 2014) entraîne une diminution ponctuelle de l'activité-densité. Ici, nous observons l'effet attractif des céréales d'hiver sur les communautés carabiques en début de saison.

Les résultats ont également montré que la complexité du paysage liée aux éléments semi-naturels a un effet significatif sur les communautés de carabes. En effet, nous avons montré que plus la longueur d'interface cultures annuelles-éléments semi-naturels est élevée, plus l'abondance des carabes dans les cultures augmente sur l'ensemble de la période d'étude. Ainsi la présence de haies autour des cultures aurait un impact positif sur l'abondance des carabes. Les éléments semi-naturels sont des refuges hivernaux et des lieux de reproduction pour de nombreuses espèces d'auxiliaires qui migrent vers les cultures au printemps (Östman et al., 2001). La proximité de bords de champ peut ainsi faciliter la colonisation des cultures par les prédateurs depuis ces zones d'hivernage et augmenter la prédation sur les pucerons (Östman et al., 2001). Nous avons également observé une influence positive de la proportion d'éléments semi-naturels sur la richesse spécifique des carabes dans l'expérimentation. Ces milieux sont connus pour jouer un rôle de réservoirs d'espèces dans le paysage environnant (Clough et al., 2007). La persistance dans les cultures de certains ennemis naturels dépend d'une colonisation constante des populations environnantes issues des habitats non cultivés (Tschntke et al., 2008) ; cette dispersion est d'autant plus importante que les organismes ont des capacités de dispersion élevées (Tschntke et al., 2005). Dans une synthèse, Chaplin-Kramer et al. (2011) montrent que les ennemis généralistes répondent positivement à la complexité du paysage liée aux éléments semi-naturels (Clough et al., 2007). Les résultats de notre étude semblent confirmer ces effets.

4.2- Effets sur la prédation et la lutte biologique

4.2.1. Effets des pratiques

Aucun effet n'a été observé sur la prédation des pucerons au sol pour les 2 sessions ni sur la prédation des graines pour la 1^{ère} session. On observe en effet peu de variabilité dans ces 2 paramètres puisque 90 % des cartes de pucerons au sol et plus des 2/3 des cartes de graines sont entièrement consommées. Le fait qu'il n'y ait que 3 pucerons par carte peut expliquer le peu de variabilité observée. Ceci pourrait être amélioré en augmentant le nombre de pucerons collés pour inclure plus de variabilité dans les taux de prédation mesurés.

Les résultats concernant la prédation des pucerons sur la végétation ont montré l'effet négatif marqué des coordonnées des parcelles le long de l'axe 2 (gradient de pratiques : durée et diversité de la rotation/quantités de Fertilisation organique) pour les 2 sessions. Cela corrobore le fait que de faibles durées et diversités des rotations et une fertilisation

organique intensive sont défavorables aux communautés d'ennemis naturels impliqués dans la prédation des ravageurs, à l'instar des communautés de carabes.

Les coordonnées des parcelles le long de l'axe 1 (gradient AC/AB) ont aussi un effet négatif sur les taux de prédation des graines durant la 2^{de} session. Ainsi, l'AB ne favoriserait donc pas les communautés d'ennemis naturels granivores. Plusieurs études ont montré que l'intensité du labour a un impact négatif sur la prédation des graines (Menalled et al., 2007), tandis que les couverts végétaux l'améliorerait (Gallandt et al., 2005 ; Meiss et al., 2010 et Sanguaneko et León, 2011). Or, dans cette étude on a pu voir que les AB pratiquent le labour alors que 6 AC/15 pratiquent le semi-direct, qui s'avèrerait ainsi favorable aux communautés d'ennemis naturels granivores.

4.2.2. Effets du paysage

Nous avons montré un effet négatif du % de cultures de printemps sur les taux de prédation des pucerons dans la végétation pour les 2 sessions et pour les graines à la session 2. Cet effet pourrait s'expliquer par un effet « dilution », comme suggéré pour les communautés de carabes concernant les céréales d'hiver. Ici, en revanche, ce sont les cultures de printemps (comme le maïs) dont la récolte est plus tardive (octobre) qui deviennent plus attractives que les céréales en fin de saison. Les populations se déplacent ainsi d'une culture à l'autre en fonction du stade de développement des plantes et donc de leur attractivité en termes de ressources (Duflot et al., 2015 ; Roullé et al., 2015). Pour les graines, cet effet a lieu au moment où les 2 types de cultures offrent simultanément des grains comme ressource alimentaire. Les céréales sont proches de la récolte et leurs grains matures sont très attractifs pour les communautés granivores. De même, les grains de maïs se développent et deviennent, à leur tour, attractifs.

Enfin, on note un effet positif de la longueur d'interfaces cultures/éléments semi-naturels sur les taux de prédation des graines durant la 2^{de} session. Ainsi, les milieux en végétation pérenne dans le paysage peuvent, en fournissant des ressources alternatives supplémentaires aux ravageurs des cultures, servir de sources d'infestation aux champs cultivés, mais également à leurs prédateurs et parasitoïdes, augmentant leur prédation (Bommarco et al., 2012). Cet effet intervenant plutôt en 2^{ème} session confirmerait l'hypothèse de l'existence d'un phénomène de « dilution » des communautés d'auxiliaires

colonisant les cultures en 1^{ère} session, expliquant la variabilité temporelle du taux de prédation des graines.

4.2.3. Effets des communautés de carabes sur les taux de prédation

L'étude indique un effet positif de la diversité spécifique des carabes sur les taux de prédation des pucerons dans la végétation en 2^{nde} session. Cela est en accord avec la littérature qui suggère que l'augmentation de la diversité des insectes prédateurs et parasitoïdes peut avoir des effets positifs sur les taux de prédation (Letourneau et al., 2009). Ces effets pourraient s'expliquer par des phénomènes de complémentarité (Thies et al., 2011), « d'assurance » ou de redondance (Tscharrntke et al., 2005) entre les différentes communautés d'auxiliaires.

On note, en revanche, un effet négatif de l'abondance des carabes sur les taux de prédation des pucerons dans la végétation en 2^{nde} session. Il est avéré que des interférences comportementales entre les espèces de prédateurs peuvent affaiblir la lutte biologique (Crowder et al., 2010 ; Lundgren et al., 2015). Notamment, il existe des preuves de prédation intragilde dans les communautés de carabes (Frank et al., 2010) où les carabes omnivores peuvent se prédater mutuellement. Des cas d'« interaction proie-prédateur positive » - quand une proie détourne la prédation exercée par un ennemi naturel loin des ravageurs ciblés - peuvent également affecter la lutte biologique (Bommarco et al., 2012).

Il serait ainsi intéressant d'approfondir l'analyse en étudiant la composition des communautés carabiques et déterminer le régime alimentaire des différentes espèces pour évaluer plus finement la prédation sur les différentes proies (granivores, carnivores...).

De plus, nous n'avons aucune information sur l'identité des prédateurs des proies exposées sur les cartes de prédation. En effet, nous avons retrouvé des limaces ou des petits mammifères insectivores comme des campagnols dans les pots barber. Aussi, il existerait un moyen, certes coûteux, de remédier à ce problème en filmant les cartes de prédation à l'aide de caméras (Ichihara et al., 2014) ou en les protégeant avec des cages grillagées (Diekötter et al., 2010).

5. CONCLUSION

Avant tout, cette expérimentation aura permis de mettre en évidence une importante variabilité temporelle des effets des gradients de pratiques agricoles (gradient de mode de production et gradient de rotation culturale/fertilisation organique) et du paysage sur les communautés de carabes et les taux de prédation. L'AB influence très favorablement l'abondance des carabes et, en fin de saison, leur richesse spécifique. En revanche, elle est défavorable à la prédation des graines en fin de saison (supérieure en AC). Des durée et diversité de rotation culturale élevées impactent positivement l'abondance des carabes en début de saison, et les taux de prédation des pucerons dans la végétation sur toute la période (l'intensification de la fertilisation organique ayant au contraire un effet négatif).

Le paysage a des effets contrastés selon le type d'occupation du sol. Les proportions de cultures dans la mosaïque agricole ont un impact négatif sur l'abondance des carabes, en début de saison pour les céréales et fin de saison pour le maïs. Cela confirmerait l'hypothèse d'un effet de « dilution » dû à la dispersion des auxiliaires colonisant les cultures selon l'asynchronisme de leurs phénologies respectives. Nos résultats ont également montré l'effet positif des éléments semi-naturels sur l'abondance des carabes en début de saison, milieux connus pour être des zones d'hivernage pour nombre d'ennemis naturels. Ces zones ont en revanche montré un impact négatif sur les taux de prédation des pucerons dans la végétation en début de saison. Par ailleurs, l'abondance des carabes influence négativement les taux de prédation des pucerons dans la végétation en début de saison. Ceci rejoint l'hypothèse de migration des auxiliaires depuis les haies vers les cultures, leur activité-densité diminuant ainsi en début de saison. Enfin, la diversité des communautés de carabes semblent augmenter la prédation des pucerons dans la végétation en fin de saison. Cependant, des études approfondies sur la composition des communautés carabiques permettraient d'analyser plus finement les relations entre les auxiliaires et la lutte biologique.

Ainsi, ces résultats préliminaires confirment le fait que les pratiques relevant de l'agriculture biologique sont favorables aux communautés d'auxiliaires et un rôle indéniable des haies

dans le paysage bocager breton pour le maintien des communautés d'ennemis-naturels, rejoignant les conclusions de nombreuses études. Cependant, on voit que l'agencement spatial des cultures de la mosaïque agricole peut interférer avec ces résultats en fonction de l'asynchronisme du développement des différentes cultures, pouvant entraîner des phénomènes de "dilution" des communautés d'auxiliaires. Il est donc important que l'ingénierie environnementale et les politiques publiques prennent en compte ces phénomènes d'interférence de la mosaïque des cultures dans les préconisations d'aménagement du territoire. Dans la mesure du possible, un agencement de cultures asynchrones permettrait de diversifier les ressources pour les auxiliaires et ainsi optimiser la lutte biologique de conservation.

6. BIBLIOGRAPHIE

- Agreste. (2014). Utilisation du territoire en France métropolitaine Moindres pertes de terres agricoles depuis 2008 ., *Agreste Primeur*, 313. <http://doi.org/ISSN: 1760-7132>
- Aviron, Burel, Baudry, & Schermann. (2005). Carabid assemblages in agricultural landscapes: Impacts of habitat features, landscape context at different spatial scales and farming intensity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108(3), 205–217. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2005.02.004>
- Badgley, Moghtader, Quintero, Zakem, Chappell, Avilés-Vázquez, ... Perfecto. (2007). Organic agriculture and the global food supply. *Renewable Agriculture and Food Systems*, 22(02), 86. <http://doi.org/10.1017/S1742170507001640>
- Bengtsson, Ahnström, & Weibull. (2005). The effects of organic agriculture on biodiversity and abundance: A meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 42(2), 261–269. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01005.x>
- Benton, T. G., Vickery, J. a., & Wilson, J. D. (2003). Farmland biodiversity: Is habitat heterogeneity the key? *Trends in Ecology and Evolution*, 18(4), 182–188. [http://doi.org/10.1016/S0169-5347\(03\)00011-9](http://doi.org/10.1016/S0169-5347(03)00011-9)
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., ... Edwards, P. J. (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes: A pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 141–150. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- Birkhofer, Ekroos, Corlett, & Smith. (2014). Winners and losers of organic cereal farming in animal communities across Central and Northern Europe. *Biological Conservation*, 175, 25–33. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.04.014>
- Bolker, B. M., Brooks, M. E., Clark, C. J., Geange, S. W., Poulsen, J. R., Stevens, M. H. H., & White, J. S. S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in Ecology and Evolution*, 24(3), 127–135. <http://doi.org/10.1016/j.tree.2008.10.008>
- Bommarco, R., Lundin, O., Smith, H. G., & Rundlof, M. (2012). Drastic historic shifts in bumble-bee community composition in Sweden. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1727), 309–315. <http://doi.org/10.1098/rspb.2011.0647>
- Büchs. (2003). Biodiversity and agri-environmental indicators - General scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 98(1-3), 35–78. [http://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00070-7](http://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00070-7)
- Burel, F. (2015). *Études rurales*, 168(2003).

- Burel, F., Baudry, J., Butet, A., Clergeau, P., Delettre, Y., Le Coeur, D., ... Lefeuvre, J. C. (1998). Comparative biodiversity along a gradient of agricultural landscapes. *Acta Oecologica*, 19(1), 47–60. [http://doi.org/10.1016/S1146-609X\(98\)80007-6](http://doi.org/10.1016/S1146-609X(98)80007-6)
- Chaplin-Kramer, O'Rourke, Blitzer, & Kremen. (2011). A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecology Letters*, 14(9), 922–932. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Clough, Kruess, & Tscharrntke. (2007). Organic versus conventional arable farming systems: Functional grouping helps understand staphylinid response. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118(1-4), 285–290. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2006.05.028>
- Collier, & Steenwyk, V. (2004). A critical evaluation of augmentative biological control. *Biological Control*, 31(2), 245–256.
- Collin. (2012). Rapport d'information de SENAT N°504 : sur le défi alimentaire à l'horizon 2050., 607.
- CORPEN. (2006). Les émissions d'ammoniac et de gaz azotés à effet de serre en agriculture. *Brochure Gouvernementale*. Retrieved from http://www.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/DGALN_2006_10_ammoniac_gaz_azote.pdf
- Crowder, D. W., & Snyder, W. E. (2010). Eating their way to the top? Mechanisms underlying the success of invasive insect generalist predators. *Biological Invasions*, 12(9), 2857–2876. <http://doi.org/10.1007/s10530-010-9733-8>
- Crowder, & Harwood. (2014). Promoting biological control in a rapidly changing world. *Biological Control*, 75, 1–7. <http://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2014.04.009>
- Crowder, & Jabbour. (2013). Relationships between biodiversity and biological control in agroecosystems: Current status and future challenges. *Biological Control*, 75, 8–17. <http://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2013.10.010>
- Denys, & Tscharrntke. (2002). Plant-insect communities and predator-prey ratios in field margin strips, adjacent crop fields, and fallows. *Oecologia*, 130(2), 315–324. <http://doi.org/10.1007/s004420100796>
- Desquilbet, Dorin, & Couvet. (2013). Land sharing ou land sparing pour la biodiversité : Comment les marchés agricoles font la différence. *Innovations Agronomiques (2013)*, 32, 377–389.
- Diekötter, Wamser, Wolters, & Birkhofer. (2010). Landscape and management effects on structure and function of soil arthropod communities in winter wheat. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 137(1-2), 108–112. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2010.01.008>
- Döring, & Kromp. (2003). Which carabid species benefit from organic agriculture? - A review of comparative studies in winter cereals from Germany and Switzerland. *Agriculture*,

Ecosystems and Environment, 98(1-3), 153–161. [http://doi.org/10.1016/S0167-8809\(03\)00077-X](http://doi.org/10.1016/S0167-8809(03)00077-X)

Dormann. (2009). Response to comment on “methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: A review.” *Ecography*, 32(3), 379–381. <http://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05907.x>

Driesche, V., Carruthers, Center, Hoddle, Hough-Goldstein, Morin, ... Klinken. (2010). Classical biological control for the protection of natural ecosystems. *Biological Control*, 54(SUPPL. 1), S2–S33. <http://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2010.03.003>

Duelli, P., & Obrist, M. K. (2003). Regional biodiversity in an agricultural landscape: the contribution of seminatural habitat islands. *Basic and Applied Ecology*, 4(2), 129–138. <http://doi.org/10.1078/1439-1791-00140>

Duflot. (2013). Rémi DUFLOT Hétérogénéité fonctionnelle et biodiversité : quel est le rôle des interfaces ou lisières dans les paysages agricoles ? *Thèse*. Retrieved from www.theses.fr/2013REN1S179/abes

Eilenberg, & Hajek. (2001). Suggestions for unifying the terminology in biological control. *BioControl*, 46(3), 387–400. <http://doi.org/DOI: 10.1023/A:1014193329979>

Evans. (2008). Multitrophic interactions among plants, aphids, alternate prey and shared natural enemies - A review. *European Journal of Entomology*, 105(3), 369–380.

Fahrig. (2003). Effects of Habitat Fragmentation on Biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 34(1), 487–515. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.34.011802.132419>

Fahrig, Baudry, Brotons, Burel, Crist, Fuller, ... Martin. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology Letters*, 14(2), 101–112. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

Fischer, & Lindenmayer. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global Ecology and Biogeography*, 16, 265–280. <http://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00287.x>

Frank, Fürst, Koschke, & Makeschin. (2012). A contribution towards a transfer of the ecosystem service concept to landscape planning using landscape metrics. *Ecological Indicators*, 21, 30–38. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.04.027>

Frank, Shrewsbury, & Denno. (2010). Effects of alternative food on cannibalism and herbivore suppression by carabid larvae. *Ecological Entomology*, 35(1), 61–68. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2311.2009.01156.x>

Gaba, Bretagnolle, Rigaud, & Philippot. (2014). Managing biotic interactions for ecological intensification of agroecosystems. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 2(June), 1–9. <http://doi.org/10.3389/fevo.2014.00029>

- Gabriel, Roschewitz, Tschardt, & Thies. (2006). Beta diversity at different spatial scales: plant communities in organic and conventional agriculture. *Ecological Applications: A Publication of the Ecological Society of America*, 16(5), 2011–2021. [http://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[2011:BDADSS\]2.0.CO;2](http://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[2011:BDADSS]2.0.CO;2)
- Gabriel, Sait, Kunin, & Benton. (2013). Food production vs. biodiversity: Comparing organic and conventional agriculture. *Journal of Applied Ecology*, 50(2), 355–364. <http://doi.org/10.1111/1365-2664.12035>
- Garratt, Wright, & Leather. (2011). The effects of farming system and fertilisers on pests and natural enemies: A synthesis of current research. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 141(3-4), 261–270. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2011.03.014>
- Griffiths, Holland, Bailey, & Thomas. (2008). Efficacy and economics of shelter habitats for conservation biological control. *Biological Control*, 45(2), 200–209. <http://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.09.002>
- Grueber, Nakagawa, Laws, & Jamieson. (2011). Multimodel inference in ecology and evolution: Challenges and solutions. *Journal of Evolutionary Biology*, 24(4), 699–711. <http://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2010.02210.x>
- Hole, Perkins, Wilson, Alexander, Grice, & Evans. (2005). Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation*, 122(1), 113–130. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.07.018>
- Holland, Storkey, Lutman, Birkett, Simper, & Aebischer. (2014). Utilisation of agri-environment scheme habitats to enhance invertebrate ecosystem service providers. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 183, 103–109. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.025>
- Homburg, Homburg, Schafer, Schuldt, & Assmann. (2013). Carabids.org - a dynamic online database of ground beetle species traits (Coleoptera, Carabidae). *Insect Conservation and Diversity*, 195–205. <http://doi.org/10.1111/icad.12045>
- Ichihara, Inagaki, Matsuno, Saiki, Mizumoto, Yamaguchi, ... Sawada. (2014). Postdispersal weed seed predation by crickets in a rice paddy field after irrigation water recedes. *Japan Agricultural Research Quarterly*, 48(1), 63–69. <http://doi.org/10.6090/jarq.48.63>
- José-María, & Sans. (2011). Weed seedbanks in arable fields: Effects of management practices and surrounding landscape. *Weed Research*, 51(6), 631–640. <http://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2011.00872.x>
- Koh, & Holland. (2015). Agriculture, Ecosystems and Environment Grassland plantings and landscape natural areas both influence insect natural enemies. *"Agriculture, Ecosystems and Environment,"* 199, 190–199. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2014.09.007>

- Koivula. (2011). Useful model organisms, indicators, or both? Ground beetles (Coleoptera, Carabidae) reflecting environmental conditions. *ZooKeys*, 100(SPEC. ISSUE), 287–317. <http://doi.org/10.3897/zookeys.100.1533>
- Krauss, Gallenberger, & Steffan-Dewenter. (2011). Decreased functional diversity and biological pest control in conventional compared to organic crop fields. *PLoS ONE*, 6(5), 1–9. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0019502>
- Kremen, & Miles. (2012). Ecosystem services in biologically diversified versus conventional farming systems: Benefits, externalities, and trade-offs. *Ecology and Society*, 17(4). <http://doi.org/10.5751/ES-05035-170440>
- Kromp. (1999). Carabid beetles in sustainable agriculture: A review on pest control efficacy, cultivation impacts and enhancement. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 74(1-3), 187–228. [http://doi.org/10.1016/S0167-8809\(99\)00037-7](http://doi.org/10.1016/S0167-8809(99)00037-7)
- Lalechere, Poggi, Parisey, Duflot, Boussard, & Aviron. (2015). Relative contribution of annual crops vs . semi-natural habitats to landscape connectivity for different types of carabid beetles communities.
- Landis, Wratten, & Gurr. (2000). Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual Review of Entomology*, 45, 175–201. Retrieved from www.annualreviews.org
- Lang, Waltz, Klug, Blaschke, & Syrbe. (2009). Landscape metrics-a toolbox for assessing past, present and future landscape structures. CRC Press. <http://doi.org/10.1201/9780203881613.ch10> In book: Geoinformation Technologies for Geocultural Landscapes - European Perspectives, Chapter
- Letourneau, Jedlicka, Bothwell, & Moreno. (2009). Effects of Natural Enemy Biodiversity on the Suppression of Arthropod Herbivores in Terrestrial Ecosystems. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 40(1), 573–592. <http://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.110308.120320>
- Long, & Finke. (2014). Contribution of predator identity to the suppression of herbivores by a diverse predator assemblage. *Environmental Entomology*, 43(3), 569–576. <http://doi.org/10.1603/EN13179>
- Lu, Zhu, Gurr, Zheng, Read, Heong, ... Xu. (2014). Mechanisms for flowering plants to benefit arthropod natural enemies of insect pests: Prospects for enhanced use in agriculture. *Insect Science*, 21(1), 1–12. <http://doi.org/10.1111/1744-7917.12000>
- Lundgren. (2009). *Relationships of Natural Enemies and Non-prey Foods*. Springer Science & Business Media. Retrieved from <https://books.google.com/books?id=fQI4wLx69QMC&pgis=1>

- Lundgren, McDonald, Rand, & Fausti. (2015). Spatial and numerical relationships of arthropod communities associated with key pests of maize. *Journal of Applied Entomology*, n/a–n/a. <http://doi.org/10.1111/jen.12215>
- Maes, Paracchini, Zulian, Dunbar, & Alkemade. (2012). Synergies and trade-offs between ecosystem service supply, biodiversity, and habitat conservation status in Europe. *Biological Conservation*, 155, 1–12. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.06.016>
- Marshall. (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. <http://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2008.00670.x>
- Meiss, Médiène, Waldhardt, Caneill, & Munier-Jolain. (2010). Contrasting weed species composition in perennial alfalfas and six annual crops: implications for integrated weed management. *Agronomy for Sustainable Development*, 30(3), 657–666. <http://doi.org/10.1051/agro/2009043>
- Menalled, Smith, Dauer, & Fox. (2007). Impact of agricultural management on carabid communities and weed seed predation. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 118(1-4), 49–54. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2006.04.011>
- Millennium Ecosystem Assessment. (2005). *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Ecosystems* (Vol. 5). <http://doi.org/10.1196/annals.1439.003>
- Mondelaers, Aertsens, & Huylenbroeck. (2009). A meta-analysis of the differences in environmental impacts between organic and conventional farming. *British Food Journal*, 111(10), 1098–1119. <http://doi.org/10.1108/00070700910992925>
- Niemelä, & Kotze. (2009). Carabid beetle assemblages along urban to rural gradients: A review. *Landscape and Urban Planning*, 92(2), 65–71. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.05.016>
- Östman, Ekblom, Bengtsson, & Weibull. (2001). Landscape Complexity and Farming Practice Influence the Condition of Polyphagous Carabid Beetles. *Ecological Applications*, 11(2001), 480–488. [http://doi.org/10.1890/1051-0761\(2001\)011](http://doi.org/10.1890/1051-0761(2001)011)
- Pagès. (2004). Analyse factorielle de données mixtes. *Revue de Statistique Appliquée*, 4(52), 93–111.
- Palm, Blanco-Canqui, DeClerck, Gatere, & Grace. (2014). Conservation agriculture and ecosystem services: An overview. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 187, 87–105. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2013.10.010>
- Pearce, & Venier. (2006). The use of ground beetles (Coleoptera: Carabidae) and spiders (Araneae) as bioindicators of sustainable forest management: A review. *Ecological Indicators*, 6(4), 780–793. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2005.03.005>

- Perović, Gurr, Raman, & Nicol. (2010). Effect of landscape composition and arrangement on biological control agents in a simplified agricultural system: A cost-distance approach. *Biological Control*, 52(3), 263–270. <http://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.09.014>
- Petit, Boursault, & Bohan. (2014). Weed seed choice by carabid beetles (Coleoptera: Carabidae): Linking field measurements with laboratory diet assessments, 615–620. <http://doi.org/10.14411/eje.2014.086>
- Pilkington, Messelink, Lenteren, V., & Mottee, L. (2010). “Protected Biological Control” - Biological pest management in the greenhouse industry. *Biological Control*. <http://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2009.05.022>
- Pointereau, R. (2009). Les pôles d'excellence rurale : rapport d'information du Sénat, 64.
- Puech, Baudry, Aviron, & 1. (2013). Innovations Agronomiques 31 (2013), 159-168. *Agronomiques, Innovations*, 32, 401–412.
- Puech, Baudry, Joannon, Poggi, & Aviron. (2014). Organic vs. conventional farming dichotomy: Does it make sense for natural enemies? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 194, 48–57. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2014.05.002>
- Purtauf, Roschewitz, Dauber, Thies, Tschardtke, & Wolters. (2005). Landscape context of organic and conventional farms: Influences on carabid beetle diversity. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 108(2), 165–174. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2005.01.005>
- Rainio, & Niemelä. (2003). Ground beetles (Coleoptera : Carabidae) as bioindicators. *Biodiversity and Conservation*, 12, 487–506.
- Rand, & Louda. (2006). Spillover of agriculturally subsidized predators as a potential threat to native insect herbivores in fragmented landscapes. *Conservation Biology*, 20(6), 1720–1729. <http://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2006.00507.x>
- Ratnadass, Fernandes, Avelino, & Habib. (2012). *Plant species diversity for sustainable management of crop pests and diseases in agroecosystems: A review. Agronomy for Sustainable Development* (Vol. 32). <http://doi.org/10.1007/s13593-011-0022-4>
- Roschewitz, Gabriel, Tschardtke, & Thies. (2005). The effects of landscape complexity on arable weed species diversity in organic and conventional farming. *Journal of Applied Ecology*, 42(5), 873–882. <http://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2005.01072.x>
- Rosenheim. (2007). Intraguild predation: New theoretical and empirical perspectives. *Ecology*, 88(11), 2679–2680. Retrieved from <Go to ISI>://000251067900001
- Roullé, Domon, & Lucas. (2015). Variation intra- annuelle de l' effet de la structure du paysage sur le contrôle biologique des pucerons du maïs. *Entomologie Faunistique*, 109–124.

- Roux, Barbault, Baudry, Burel, Doussan, Garnier, ... Sarthou. (2008). Agriculture et biodiversité : valoriser les synergies. *Expertise Scientifique Collective, INRA*.
- Rusch, Bommarco, Chiverton, Öberg, Wallin, Wiktelius, & Ekblom. (2013). Response of ground beetle (Coleoptera, Carabidae) communities to changes in agricultural policies in Sweden over two decades. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 176, 63–69. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2013.05.014>
- Rusch, Valantin-Morison, Roger-Estrade, & Sarthou. (2012). Using landscape indicators to predict high pest infestations and successful natural pest control at the regional scale. *Landscape and Urban Planning*, 105(1-2), 62–73. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.021>
- Sadej, Kosewska, Sadej, & Nietupski. (2012). Effects of fertilizer and land-use type on soil properties and ground beetle communities. *Bulletin of Insectology*, 65(2), 239–246.
- Sarthou, Badoz, Vaissière, Chevallier, & Rusch. (2014). Local more than landscape parameters structure natural enemy communities during their overwintering in semi-natural habitats. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 194, 17–28. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2014.04.018>
- Schellhorn, Bianchi, & Hsu. (2014). Movement of Entomophagous Arthropods in Agricultural Landscapes: Links to Pest Suppression. *Annual Review of Entomology*, 59(1), 559–581. <http://doi.org/10.1146/annurev-ento-011613-161952>
- Shackelford, Steward, German, Sait, & Benton. (2015). Conservation planning in agricultural landscapes: hotspots of conflict between agriculture and nature. *Diversity and Distributions*, 21(3), 357–367. <http://doi.org/10.1111/ddi.12291>
- Storkey, Meyer, Still, & Leuschner. (2012). The impact of agricultural intensification and land-use change on the European arable flora. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 279(1732), 1421–1429. <http://doi.org/10.1098/rspb.2011.1686>
- Swift, Izac, & Van Noordwijk. (2004). Biodiversity and ecosystem services in agricultural landscapes - Are we asking the right questions? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 104(1), 113–134. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2004.01.013>
- Swinton, Lupi, Robertson, & Hamilton. (2007). Ecosystem services and agriculture: Cultivating agricultural ecosystems for diverse benefits. *Ecological Economics*, 64(2), 245–252. <http://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2007.09.020>
- Thies, Haenke, Scherber, Bengtsson, Bommarco, Clement, ... Tscharrntke. (2011). The relationship between agricultural intensification and biological control: experimental tests across Europe. *Ecological Applications : A Publication of the Ecological Society of America*, 21(6), 2187–96. <http://doi.org/10.1890/10-0929.1>

- Thies, Steffan-Dewenter, & Tscharntke. (2008). Interannual landscape changes influence plant-herbivore-parasitoid interactions. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 125(1-4), 266–268. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2007.12.011>
- Tscharntke, Batáry, & Dormann. (2011). Set-aside management: How do succession, sowing patterns and landscape context affect biodiversity? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 143(1), 37–44. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2010.11.025>
- Tscharntke, Bommarco, Clough, Crist, Kleijn, Rand, ... Vidal. (2007). Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale. *Biological Control*, 43(3), 294–309. <http://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2007.08.006>
- Tscharntke, Bommarco, Clough, Crist, Kleijn, Rand, ... Vidal. (2008). Reprint of “Conservation biological control and enemy diversity on a landscape scale” [Biol. Control 43 (2007) 294-309]. *Biological Control*, 45(2), 238–253. [http://doi.org/10.1016/S1049-9644\(08\)00082-0](http://doi.org/10.1016/S1049-9644(08)00082-0)
- Tscharntke, Clough, Wanger, Jackson, Motzke, Perfecto, ... Whitbread. (2012). Global food security, biodiversity conservation and the future of agricultural intensification. *Biological Conservation*, 151(1), 53–59. <http://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.01.068>
- Tscharntke, Klein, Kruess, Steffan-Dewenter, & Thies. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity - Ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857–874. <http://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>
- Tuck, Winqvist, Mota, Ahnström, Turnbull, & Bengtsson. (2014). Land-use intensity and the effects of organic farming on biodiversity: A hierarchical meta-analysis. *Journal of Applied Ecology*, 51(3), 746–755. <http://doi.org/10.1111/1365-2664.12219>
- Tuomisto, Hodge, Riordan, & Macdonald. (2012). Does organic farming reduce environmental impacts? - A meta-analysis of European research. *Journal of Environmental Management*, 112(834), 309–320. <http://doi.org/10.1016/j.jenvman.2012.08.018>
- Vasseur, Joannon, Aviron, Burel, Meynard, & Baudry. (2013). The cropping systems mosaic: How does the hidden heterogeneity of agricultural landscapes drive arthropod populations? *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 166, 3–14. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2011.10.012>
- Veres, & Petit. (2011). Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agriculture, Ecosystems and Environment*. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>
- Vizzari, & Sigura. (2015). Landscape sequences along the urban–rural–natural gradient: A novel geospatial approach for identification and analysis. *Landscape and Urban Planning*, 140, 42–55. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2015.04.001>

- Wagner, Wildi, & Ewald. (2000). Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape: Additive partitioning of plant species diversity in an agricultural mosaic landscape. - *Landscape Ecology* 15 (3), (Duelli 1997), 219–227.
- Woltz, Isaacs, & Landis. (2012). Landscape structure and habitat management differentially influence insect natural enemies in an agricultural landscape. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 152, 40–49. <http://doi.org/10.1016/j.agee.2012.02.008>
- Yamanaka, Akasaka, Yamaura, Kaneko, & Nakamura. (2015). Time-lagged responses of indicator taxa to temporal landscape changes in agricultural landscapes. *Ecological Indicators*, 48, 593–598. <http://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.08.024>
- Yeh, & Huang. (2009). Investigating spatiotemporal patterns of landscape diversity in response to urbanization. *Landscape and Urban Planning*, 93(3-4), 151–162. <http://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2009.07.002>
- Yu, & Yau. (2012). Conditional Akaike information criterion for generalized linear mixed models. *Computational Statistics & Data Analysis*, 56(3), 629–644. <http://doi.org/10.1016/j.csda.2011.09.012>
- Zaller, Kerschbaumer, Rizzoli, Tiefenbacher, Gruber, & Schedl. (2015). Monitoring arthropods in protected grasslands: comparing pitfall trapping, quadrat sampling and video monitoring. *Web Ecology*, 15(1), 15–23. <http://doi.org/10.5194/we-15-15-2015>

ANNEXES

Les 5 principales méthodes de régulation biologique

Lutte biologique classique

«L'introduction intentionnelle d'un agent de lutte biologique exotique, habituellement co-évolué, pour un établissement stable et à long terme de la lutte antiparasitaire» (Eilenberg et al., 2001). Il s'agit de rejets d'insectes parasitoïdes et de prédateurs pour contrôler d'autres insectes nuisibles et d'insectes herbivores pour contrôler les mauvaises herbes. Cette stratégie est également applicable à la dissémination volontaire de micro-organismes (Eilenberg et al., 2001).

Lutte biologique par inoculation

« Libération intentionnelle d'un organisme vivant comme un agent de lutte biologique dans l'attente de sa multiplication afin de lutter contre le ravageur pendant une période prolongée, mais non permanente ». Le nombre d'insectes relâché est insuffisant pour contrôler les insectes nuisibles, et le succès dépend de la capacité des organismes libérés de multiplier et réduire la population cible. À la fin de la saison, la serre est vidée, et l'établissement stable des organismes de lutte biologique n'est pas atteint. Lorsque la prochaine génération de plantes est cultivée dans la serre, les prédateurs et parasitoïdes doivent être libérés à nouveau. Ce type d'application pour contrôler les insectes nuisibles est fortement dépendant de la réglementation et de la densité démographique (Eilenberg et al., 2001).

Distinction entre l'inoculation et la lutte biologique classique : si un organisme exotique est libéré dans le but d'un contrôle à long terme sans rejets supplémentaires, il s'agit de lutte biologique classique. Si les rejets n'entraînent qu'un contrôle temporaire et que des rejets supplémentaires sont nécessaires, il s'agit de lutte biologique par inoculation (Eilenberg et al., 2001).

Lutte biologique par inondation

«L'utilisation d'organismes vivants pour lutter contre les parasites lorsque le contrôle est réalisé exclusivement par les organismes libérés eux-mêmes». Le succès dépend uniquement

de la population relâchée et non leur progéniture ; ainsi donc une grande attention est accordée à l'entreposage, la formulation et l'application. Les agents utilisés pour les versions inondatives, en particulier les micro-organismes, sont aussi communément appelés «biopesticides» (Eilenberg et al., 2001).

Lutte biologique par «augmentation»

Il s'agit de libérer un grand nombre d'ennemis naturels élevés en insectarium avec l'objectif de d' «augmenter» les populations d'ennemis naturels présentes (Collier et VanSteenwyk, 2004). Les programmes de lutte biologique dans les serres sont souvent basés sur cette méthodologie où des ennemis naturels spécialistes sont libérés pour obtenir un contrôle rapide et ciblé des ravageurs (Messelink et al., 2014).

Lutte biologique de conservation (ou « classique »)

« Modification de l'environnement ou de pratiques existantes pour protéger et améliorer les ennemis naturels spécifiques ou d'autres organismes afin de réduire l'effet des parasites » (Eilenberg et al., 2001). Surtout, le contrôle biologique de conservation se distingue des autres stratégies par le fait que les ennemis naturels ne sont pas libérés. Cette approche est une combinaison de la protection des agents de lutte biologique et de fourniture de ressources afin qu'ils puissent être plus efficaces. Par conséquent, les pratiques de conservation comprennent l'utilisation sélective et limitée de pesticides, mais aussi le maintien tels que des refuges adjacents aux cultures ou dans les cultures, la facilitation du transfert des ennemis naturels entre les cultures ou même directement l'approvisionnement de nourriture ou d'abri pour les ennemis naturels (Eilenberg et al., 2001).

Tab.IX. Récapitulatif des effectifs de cartes et proies

	Nombre de cartes pucerons	Nombre de cartes graines	Nombre de cartes œufs	Nombre total de cartes	Nombre de pucerons	Nombre de graines
Par point de mesure	2	1	1	4	6	10
Par parcelle	20	10	10	40	60	100
Par site pour 1 session	400	200	200	800	1200	2000
Par site pour 2 sessions	800	400	400	1600	2400	4000
Total pour 1 session	2000	1000	1000	4000	6000	10000
Total pour 2 sessions	4000	2000	2000	8000	12000	20000

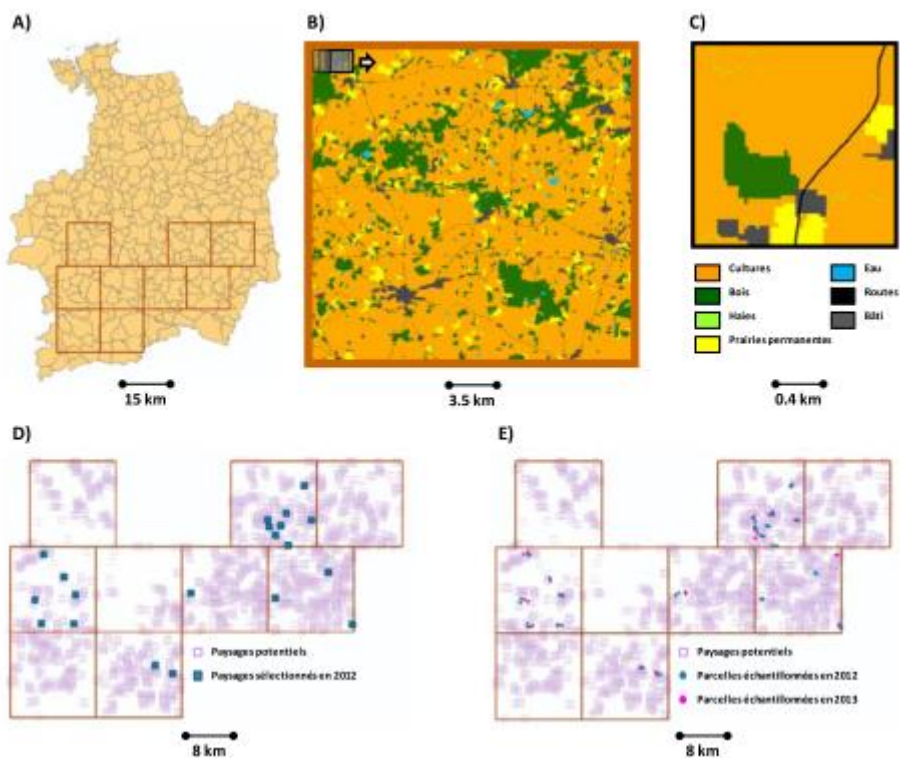


Fig.17. Etapes de sélection des sites d'études A) Les 9 grandes zones au Sud Ille et Vilaine B) Analyse en fenêtres glissantes sur une des 9 zones C) Un des paysages obtenus D) Paysages potentiels et paysages sélectionnés en 2012 et E) Parcelles échantillonnées en 2012 et 2013.

Tab.X. Calendrier expérimental

	session 1	Session 2	Jour	Pots Barber	Cartes de prédation
Lundi	05-mai	02-juin	J0	ouverture des pièges	Pose des 4 cartes
Mardi	06-mai	03-juin	J1		récupération des 2 cartes pucerons
Mercredi	07-mai	04-juin	J2		
Jeudi	08-mai	05-juin	J3		
Vendredi	09-mai	06-juin	J4	récupération des pièges	récupération des 2 cartes graines et œufs

Tab.XI. Matrice de corrélation des coefficients de Spearman pour les carabes

Variables	DivCul	IFThh	IFTtot	FFtot	FMQ	FMF	FOQ	FOF	FWsol	RotDu	RotDiv	N1	N2	Ntot	RS1	RS2	Rstot	SHDI	CH_CP	P_SN	CA_SN	Pp_CH	Pp_P	Pp_CP	Pp_SN	Pp_CA	
DivCul	1																										
IFThh	-0.45	1																									
IFTtot	-0.46	0.86	1																								
FFtot	-0.25	0.61	0.6	1																							
FMQ	-0.39	0.59	0.58	0.7	1																						
FMF	-0.26	0.55	0.56	0.95	0.79	1																					
FOQ	0.12	0.05	-0.06	0.12	-0.21	-0.11	1																				
FOF	0.08	0.06	-0.07	0.12	-0.2	-0.11	0.97	1																			
FWsol	0.09	-0.16	-0.12	-0.4	-0.45	-0.53	0.02	0	1																		
RotDu	0.06	-0.04	-0.06	-0.09	-0.02	0.02	-0.43	-0.46	0.09	1																	
RotDiv	0	-0.41	-0.56	-0.34	-0.26	-0.26	-0.26	-0.21	0.13	0.62	1																
N1	0.21	-0.56	-0.5	-0.6	-0.59	-0.64	-0.05	-0.06	0.54	0.07	0.3	1															
N2	0.14	-0.41	-0.5	-0.46	-0.49	-0.53	0.13	0.1	0.45	0.23	0.44	0.58	1														
Ntot	0.2	-0.57	-0.6	-0.61	-0.63	-0.66	0.06	0.03	0.49	0.18	0.45	0.8	0.91	1													
RS1	0.05	-0.17	-0.03	-0.32	-0.16	-0.36	-0.13	-0.08	0.2	0.01	0.09	0.47	0.32	0.42	1												
RS2	0.13	-0.27	-0.16	-0.37	-0.35	-0.46	0.06	0.02	0.52	0.15	0.12	0.38	0.55	0.52	0.37	1											
Rstot	0.14	-0.22	-0.07	-0.39	-0.28	-0.46	-0.07	-0.06	0.38	0.12	0.06	0.41	0.45	0.49	0.76	0.81	1										
SHDI	0.51	-0.09	-0.1	0.15	-0.18	0.08	0	0.01	0.08	0.11	-0.02	0.29	0.2	0.22	0.05	-0.01	0.04	1									
CH_CP	-0.28	0.23	0.05	-0.07	-0.1	-0.1	0.22	0.15	0.07	0.08	0.13	-0.28	0.01	-0.13	-0.38	-0.05	-0.24	-0.52	1								
P_SN	-0.45	0.24	0.17	-0.09	0.23	0.07	-0.2	-0.21	-0.38	-0.04	-0.06	-0.4	-0.32	-0.32	-0.12	-0.27	-0.23	-0.71	0.31	1							
CA_SN	0.06	0.05	-0.19	-0.46	-0.44	-0.54	0.28	0.21	0.46	-0.02	0.06	0.21	0.32	0.27	-0.12	0.14	0.02	-0.11	0.67	-0.01	1						
Pp_CH	-0.3	0.21	0.06	-0.3	-0.11	-0.26	0.07	0.03	0.08	0.13	0.09	-0.19	-0.08	-0.13	-0.19	-0.06	-0.14	-0.67	0.78	0.61	0.58	1					
Pp_P	0.16	-0.31	-0.13	0.12	0.07	0.02	0.06	0.11	0.19	-0.27	-0.08	0.32	0.16	0.23	0.31	0.27	0.31	0.26	-0.6	-0.6	-0.37	-0.8	1				
Pp_CP	0.19	0.06	0.14	0.58	0.16	0.49	0.13	0.12	-0.05	0.24	0.14	-0.15	-0.03	-0.13	-0.2	-0.03	-0.12	0.48	0.01	-0.64	-0.28	-0.36	0.14	1			
Pp_SN	0.49	-0.11	-0.08	-0.25	-0.26	-0.25	0.13	0	0.21	0.16	-0.02	0.1	0.29	0.24	0.06	0.23	0.19	0.22	0.11	-0.11	0.33	0	-0.11	0	1		
Pp_CA	-0.05	0	0.01	-0.14	-0.11	-0.16	0.1	0.07	0.16	0.28	0.19	-0.09	0.01	-0.06	-0.16	0.14	0	-0.36	0.61	-0.06	0.25	0.59	-0.4	0.36	0	1	

Tab.XII. Matrice de corrélation des coefficients de Spearman pour les cartes de prédation

Variables	DivCul	IFThh	IFTtot	FFtot	FMQ	FMF	FOQ	FOF	FWsol	RotDu	RotDiv	TXPS1	TXPS2	TXPV1	TXPV2	TXGR1	TXGR2	SHDI	CH_CP	P_SN	CA_SN	Pp_CH	Pp_P	Pp_CP	Pp_SN	Pp_CA		
DivCul	1																											
IFThh	-0.02	1																										
IFTtot	-0.09	0.85	1																									
FFtot	-0.25	0.11	0.05	1																								
FMQ	-0.39	0.1	0.13	0.7	1																							
FMF	-0.26	0.13	0.09	0.95	0.79	1																						
FOQ	0.12	-0.17	-0.28	0.12	-0.21	-0.11	1																					
FOF	0.08	-0.18	-0.28	0.12	-0.2	-0.11	0.97	1																				
FWsol	0.19	0.18	0.08	-0.4	-0.45	-0.53	0.02	0	1																			
RotDu	0	0.1	0.16	-0.09	-0.02	0.02	-0.43	-0.46	0.05	1																		
RotDiv	0.03	0.08	0.06	-0.34	-0.26	-0.26	-0.26	-0.21	0.14	0.62	1																	
TXPS1	0.11	0.09	0.03	-0.24	-0.17	-0.17	-0.2	-0.24	0.07	0.02	0.08	1																
TXPS2	0.16	0.06	0.04	-0.24	-0.26	-0.23	-0.04	-0.04	0.1	0.05	0.1	-0.02	1															
TXPV1	0.1	0	0.01	0	-0.02	0.02	-0.14	-0.15	0.03	0.08	0.11	0.02	0.02	1														
TXPV2	0.06	0.03	0.04	-0.18	-0.21	-0.15	-0.22	-0.18	0.02	0.18	0.12	0.03	0.15	0.21	1													
TXGR1	0.15	0.01	-0.04	-0.05	-0.05	0.02	-0.07	-0.1	-0.17	-0.03	-0.01	0.11	0.16	-0.02	-0.04	1												
TXGR2	0.13	0.19	0.14	0.15	0.03	0.11	-0.04	-0.04	0.16	-0.01	-0.15	-0.06	0.18	-0.08	-0.01	0.18	1											
SHDI	0.25	0	0.13	-0.33	-0.08	-0.25	-0.28	-0.33	0.42	0.12	0.05	0.09	0.21	0.09	0.16	0.07	0.19	1										
CH_CP	-0.22	0.09	-0.05	-0.3	-0.33	-0.37	0.26	0.26	0.19	-0.38	-0.15	0.15	-0.18	-0.18	-0.2	-0.05	-0.18	-0.41	1									
P_SN	0.08	-0.07	0.04	-0.19	-0.01	-0.14	-0.12	-0.08	0.14	0.13	0.05	-0.09	0.1	0.06	0.06	0.02	0.12	0.44	-0.24	1								
CA_SN	0.08	-0.1	-0.11	-0.16	-0.01	-0.24	-0.04	-0.05	0.44	-0.43	-0.48	-0.04	0.07	0.01	-0.12	-0.05	0.19	0.28	0.09	0.18	1							
Pp_CH	0.3	-0.14	-0.12	-0.05	-0.21	-0.1	0.21	0.26	-0.01	-0.64	-0.42	0.03	-0.16	-0.07	-0.12	-0.12	-0.08	-0.13	0.34	0.11	0.17	1						
Pp_P	-0.02	-0.14	0	-0.08	0.05	-0.02	-0.21	-0.09	-0.04	0.42	0.51	-0.03	0.11	0.12	0.27	-0.06	0.05	0.23	-0.5	0.06	-0.28	-0.45	1					
Pp_CP	-0.56	-0.01	-0.08	0.18	0.26	0.16	0.15	0.05	-0.26	0.06	-0.09	-0.05	-0.12	-0.14	-0.19	0	-0.22	-0.44	0.28	-0.47	-0.04	-0.46	-0.32	1				
Pp_SN	0.22	-0.17	-0.04	-0.35	-0.16	-0.42	0.16	0.15	0.31	-0.13	-0.25	-0.16	0.15	-0.03	-0.06	0.01	0.18	0.51	-0.12	0.64	0.65	0.09	-0.12	-0.22	1			
Pp_CA	-0.2	-0.06	-0.04	0.26	0.11	0.19	0.3	0.25	-0.31	-0.55	-0.58	-0.04	-0.29	-0.14	-0.25	-0.11	-0.23	-0.54	0.54	-0.4	0.1	0.53	-0.74	0.43	-0.14	1		

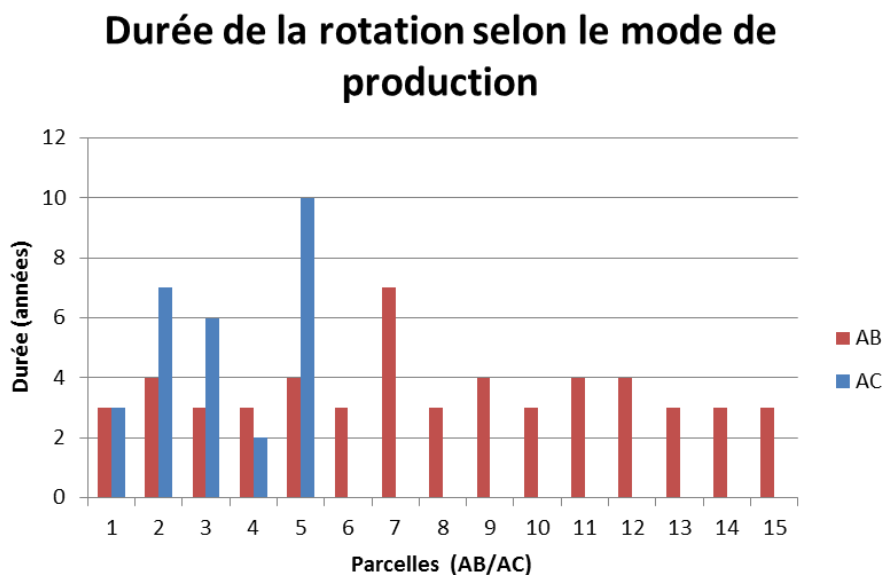


Fig.18. Durée de la rotation culturelle selon le mode de production

Diversité de la rotation selon le mode de production

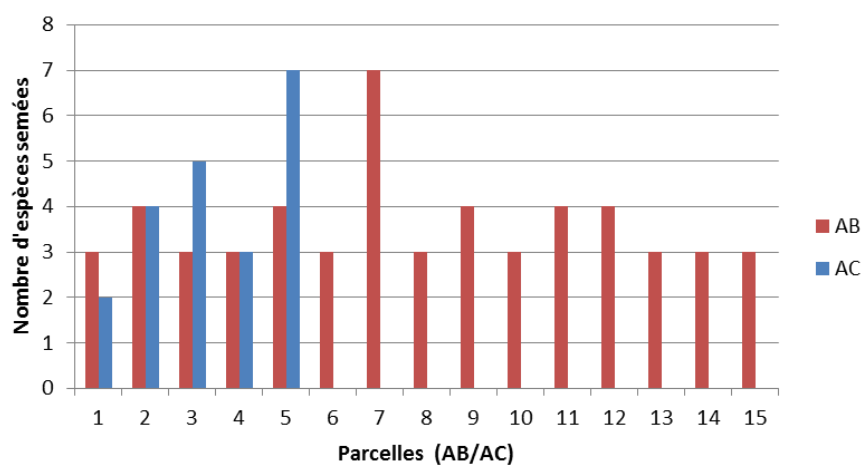


Fig.19. Diversité de la rotation culturale selon le mode de production

Quantité de fertilisation organique selon le mode de production

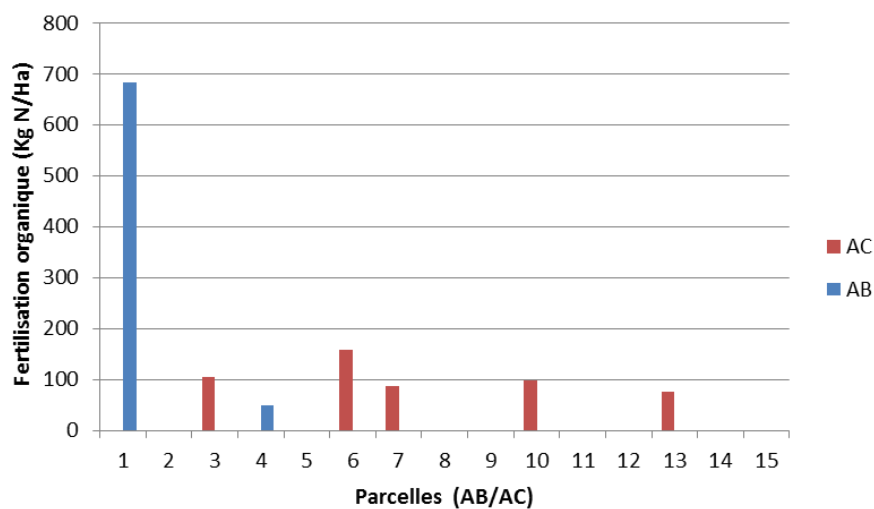


Fig.20. Quantités de fertilisants organiques apportés selon le mode de production

Table des Figures

Fig.1. Liste des services et dérèglements des agroécosystèmes, et des facteurs impactant (pratiques agricoles, structure paysagère) le potentiel de services écosystémiques.	9
Fig.2. Méthodes de lutte biologique et autres stratégies de lutte contre les pathogènes utilisés en protection intégrée des cultures.....	10
Fig.3. Modélisation de l'effet bottom-up induit par les graines d'adventices en lutte biologique.....	13
Fig.4. Richesse spécifique des herbivores, parasitoïdes et des prédateurs par type de production.....	16
Fig.5. Exemples de paysages en Allemagne structurellement simples (a et c) et complexes (b et d).	19
Fig.6. Compensation des pratiques agricoles par le paysage dans le cas des adventices.....	21
Fig.8. Carte des 20 paysages du Sud Ille et Vilaine	26
Fig.9. Schéma de principe de pose des cartes de proies sur une parcelle (Sebiopag, 2015) ..	28
Fig.10. Pots Barber dans une parcelle de blé.....	29
Fig.11. Analyse Factorielle de Données Mixtes réalisée sur l'ensemble des parcelles, avec a) le plan des individus représentés en fonction du mode de production, b) le plan des variables quantitatives, c) le plan de l'ensemble des variables, d) La classification ascendante hiérarchique des groupes d'individus.	36
Fig.12. Abondance des carabes toutes sessions confondues selon le mode de production ..	39
Fig.15. Richesse spécifique des carabes selon le mode de production et la session	40
Fig.16. Diversité des carabes selon l'effet des variables sélectionnées par les meilleurs modèles de GLMM illustrant la richesse totale des carabes selon le % d'éléments semi-naturels et le mode de production.	41
Fig.17. Etapes de sélection des sites d'études A) Les 9 grandes zones au Sud Ille et Vilaine B) Analyse en fenêtres glissantes sur une des 9 zones C) Un des paysages obtenus D) Paysages potentiels et paysages sélectionnés en 2012 et E) Parcelles échantillonnées en 2012 et 2013.....	64
Fig.18. Durée de la rotation culturale selon le mode de production	66
Fig.19. Diversité de la rotation culturale selon le mode de production	67
Fig.20. Quantités de fertilisants organiques apportés selon le mode de production	67

Table des tableaux

Tab.I. Typologie agrégée d'occupation du sol	27
Tab.II. Description des variables	32
Tab.III. Résultats des corrélations des variables aux principaux axes retenus par l'AFDM.....	37
Tab.IV. Résultat du meilleur modèle pour l'abondance des carabes à partir du modèle complet utilisé pour les deux sessions et la période d'étude	39
Tab.V. Résultats du meilleur modèle pour la richesse spécifique des carabes à partir du modèle complet utilisé pour les 2 sessions séparément et pour la période totale d'étude ...	40
Tab.VI. Résultat du meilleur modèle pour les cartes de prédation à partir du modèle complet utilisé pour les 2 sessions pour les taux de prédation des pucerons dans la végétation et de la 2ème session seulement pour les taux de prédation des graines.....	43
Tab.VII. Tableau de synthèse des effets des différentes variables issues des GLMM	44
Tab.IX. Récapitulatif des effectifs de cartes et proies	64
Tab.X. Calendrier expérimental.....	65
Tab.XI. Matrice de corrélation des coefficients de Spearman pour les carabes.....	65
Tab.XII. Matrice de corrélation des coefficients de Spearman pour les cartes de prédation.....	66