



**THESE DE DOCTORAT DE L'ETABLISSEMENT UNIVERSITE BOURGOGNE
FRANCHE-COMTE
PREPAREE A L'UMR AGROÉCOLOGIE, INRAE BOURGOGNE-FRANCHE-
COMTÉ**

Ecole doctorale n°554
« Environnements-Santé »

Spécialité « Sciences agronomiques »

Par
Emeric Courson

**Analyse multi-échelle des effets du contexte paysager et
des pratiques agricoles sur la pression en ravageurs et sur
l'utilisation d'insecticides en filière grande culture et
polyculture élevage**

Thèse présentée et soutenue à Dijon, le 28 mars 2023

Composition du Jury :

Mme, Vialatte, Aude
Mme, Valantin-Morison, Muriel
Mr, Rusch, Adrien
Mme, Vialatte, Aude
Mr, Moreau, Jérôme
Mme, Petit, Sandrine
Mr, Ricci, Benoit

Directrice de recherche, Dynafor
Directrice de recherche, UMR Agronomie
Directeur de recherche, UMR SAVE
Directrice de recherche, Dynafor
Maître de conférences, UMR Biogéosciences
Directrice de recherche, UMR Agroécologie
Chargé de recherche, UMR ABYS

Président
Rapporteuse
Rapporteur
Examinatrice
Examinateur
Directrice de thèse
Co-encadrant de thèse

Titre : Analyse multi-échelle des effets du contexte paysager et des pratiques agricoles sur la pression en ravageurs et sur l'utilisation d'insecticides en filière grande culture et polyculture élevage

Mots clés : paysage, ravageurs, pesticides

Résumé : Dans le contexte d'une nécessaire réduction de la dépendance des systèmes agricoles à l'utilisation de produits phytosanitaires, l'identification des facteurs affectant la capacité des exploitants à réduire l'utilisation de pesticides est un enjeu central. Il est aujourd'hui démontré que, dans certains contextes de production, cette réduction est possible sans perte économique pour les exploitations, en modifiant les systèmes de culture. On peut faire l'hypothèse que cette capacité à réduire les pesticides va dépendre de la pression locale en bioagresseurs, elle-même étant potentiellement affectée par le contexte paysager régional et local des systèmes de cultures. Dans cette thèse, nous avons quantifié des effets du contexte paysager sur la pression en ravageurs et sur les niveaux d'utilisation de pesticides en grandes cultures, à différentes échelles et résolutions spatiales, en mobilisant deux bases de données nationales, AgroSyst qui décrit les systèmes de cultures mis en place sur les 2000 fermes du réseau national DEPHY-Ferme, et Epiphyt, qui rassemble les données du réseau national de surveillance des bioagresseurs et de bases de données cartographiques pour caractériser le contexte agricole et paysager des points d'observation des bioagresseurs et des systèmes de culture du réseau DEPHY-Ferme.. Dans le premier chapitre, nous avons quantifié à l'échelle nationale la variabilité inter-régionale des pressions biotiques observées en 2018 dans 181 petites régions agricoles. Cette variabilité s'explique par des différences météorologiques entre régions mais aussi par les grandes caractéristiques agricoles et paysagères de chaque petite région agricole, avec des pressions inversement liées à la proportion de prairies dans la région. Dans le second chapitre, nous avons analysé les effets de la pression régionale et des caractéristiques du paysage de la commune sur le niveau d'insecticides dans différents types de système de culture. Nous montrons que l'usage d'insecticides augmente avec la pression régionale de bioagresseurs mais décroît quand l'hétérogénéité du paysage environnant augmente. Cet effet paysager s'estompe quand la pression en bioagresseurs est élevée et il diffère en fonction du type de système de culture étudié. Le troisième chapitre pose la même question dans le cas précis de l'utilisation d'insecticide en colza, en intégrant l'effet de pratiques agricoles dans l'analyse. Les résultats confortent le fait que l'utilisation d'insecticides décroît quand l'hétérogénéité du paysage augmente mais l'effet de la pression régionale en bioagresseurs n'est plus détecté. De plus, on note une utilisation plus importante d'insecticides en colza dans les systèmes de cultures avec un travail du sol. Les résultats acquis dans cette thèse confortent ainsi l'hypothèse que le contexte paysager régional et/ou local affecte la pression en ravageurs et les niveaux d'utilisation d'insecticides. Il semble donc important d'intégrer ces leviers territoriaux dans les stratégies mises en place pour réduire la dépendance aux pesticides.

Title : Multiscale analysis of the effects of the landscape context and of the agricultural practices on the pest pressure and on the use of insecticides in annual crops and polyculture farming

Keywords : landscape, pests, pesticides

Abstract : In the context of the need to reduce the dependence of agricultural systems on the use of plant protection products, the identification of factors affecting the capacity of farmers to reduce the use of pesticides is a central issue. It has now been shown that, in certain production contexts, this reduction is possible without economic loss for the farms, by modifying the cropping systems. It can be hypothesised that this capacity to reduce pesticides will depend on local pest pressure, which is itself potentially affected by the regional and local landscape context of cropping systems. In this thesis, we quantified the effects of landscape context on pest pressure and pesticide use levels in field crops, at different scales and spatial resolutions, by mobilizing two national databases, AgroSyst, which describes the cropping systems implemented on the 2000 farms of the national DEPHY-Ferme network, and Epiphyt, which gathers data from the national pest monitoring network and cartographic databases to characterize the agricultural and landscape context of the pest observation points and cropping systems of the DEPHY-Ferme network. . In the first chapter, we quantified at the national level the inter-regional variability of biotic pressures observed in 2018 in 181 small agricultural regions. This variability is explained by meteorological differences between regions but also by the major agricultural and landscape characteristics of each small agricultural region, with pressures inversely related to the proportion of grassland in the region. In the second chapter, we analyzed the effects of regional pressure and landscape characteristics of the commune on the level of insecticides in different types of cropping systems. We show that insecticide use increases with regional pest pressure but decreases with increasing heterogeneity of the surrounding landscape. This landscape effect fades when pest pressure is high and differs according to the type of cropping system studied. The third chapter asks the same question in the specific case of insecticide use in oilseed rape, by integrating the effect of agricultural practices into the analysis. The results confirm the fact that insecticide use decreases when landscape heterogeneity increases but the effect of regional pest pressure is no longer detected. In addition, a higher insecticide use in oilseed rape was observed in cropping systems with tillage. The results obtained in this thesis support the hypothesis that the regional and/or local landscape context affects pest pressure and insecticide use levels. It therefore seems important to integrate these territorial levers in the strategies implemented to reduce pesticide dependency.

Remerciements

Je tiens d'abord à remercier mes encadrants de thèse Sandrine Petit-Michaut et Benoit Ricci de m'avoir accompagné pendant ces 3 années. Cette thèse a été un véritable tsunami d'informations pour quelqu'un comme moi, ne venant pas forcément du monde académique. J'ai appris énormément de choses liées à l'agronomie, à l'écologie et plus généralement à l'agroécologie à vos côtés, mais aussi au niveau de la rédaction (où je vous ai beaucoup fait suer que ce soit en anglais ou en français) dont j'ai senti les progrès au cours de cette thèse. Ces trois ans ont été ponctués de moments compliqués dont le Covid a forcément fait partie et aussi d'autres passages à vide de chacun mais vous ne m'avez jamais abandonné et avez contribué à la réussite et surtout à l'aboutissement de cette thèse. J'ai eu différents sentiments à propos de cette thèse, je suis passé de l'émerveillement sur la problématique de la thèse, puis à l'incompréhension lors de la découverte des multiples données à prendre en main et enfin la fin plus compliquée où la rédaction primait sur le reste. J'espère que de votre côté, la thèse vous a semblé plus tranquille, plus facile malgré certains de mes travaux brouillons et surtout mon aversion à la rédaction que j'ai combattue chaque jour (et que je combats encore).

Malgré une année entière en télétravail/visio, j'ai apprécié réaliser ma thèse à l'UMR Agroécologie au sein du bâtiment Coste où j'ai pu rencontrer beaucoup de personnes qui ont rendu ma thèse plaisante et sympathique. Je voudrais d'abord remercier toutes les personnes qui sont passées dans le bureau, les anciens que j'ai pu voir rapidement Damien, Inès, Séverin, les stagiaires qui sont passés en coup de vent mais avec qui on a bien rigolé et discuté Cassandra, Alexandre, Jordane et pour finir Audrey, ma belge préférée qui sera arrivée avant moi et qui partira après moi ... Tu es une magnifique personne, une doctorante beaucoup trop stressée, experte des abeilles, amoureuse de la nature et une collègue de boulot avec qui j'ai beaucoup rigolé, discuté et fait des bêtises. Je fais confiance aux autres pour surveiller tes horaires de boulot beaucoup trop élevés.

Merci aussi à toutes les autres personnes du bâtiment qui ont contribué scientifiquement à ma thèse, Nicolas pour ses commentaires scientifiques qui m'ont permis de me préparer à de possibles questions pointues et à prendre du recul sur mon travail, Bruno, Juliette, Adam, Dave. Je remercie aussi Emilien, Emeline (la chef du jardin encore partagé), Mathieu, Mélinda, Solenne, Thibaut, Guillaume, Maé, Lucile (mention spéciale pour ton aide dans ma thèse) pour les débats-pause-café palpitants qu'on pouvait avoir régulièrement et autres discussions agréables.

Merci au beer-time, moment le plus convivial de la semaine où chacun pouvait se relaxer, parler boulot sans pression et autres sujets non scientifiques, Romain l'utopiste, Solenne la responsable jeux de sociétés, Didac le catalan endiablé et tous les autres collègues qui passaient le vendredi pour décompresser.

Je voudrais aussi remercier les externes dijonnais, Marie, Manon, Vincent, Alan pour les soirées qu'on a pu passer ensemble, arrosées, amusantes, bienveillantes et qui ont fait de Dijon, une de mes villes de cœur.

Un grand merci à Caroline, qui fait partie de mes plus belles découvertes et qui fait maintenant partie de ma vie. Merci à toi et à ton soutien au long de ces trois années, de ce confinement

où on ne s'est pas ennuyé une fois, De toutes les randonnées, de la motivation que tu m'as donnée pour continuer et finir cette thèse et tous les moments de bonheur que j'ai pu avoir avec toi. J'espère que je t'ai été aussi d'un grand soutien et d'une aide dans tes réussites (concours de fonctionnaire réussi avec brio).

Merci aux membres du comité de thèse de m'avoir accompagné tout le long de cette thèse : Corentin Barbu, Claire Lavigne, Nicolas Munier-Jolain, Martin Lechenet, Jean Villerd. Ces comités m'ont permis d'avancer, de soulever les points positifs et négatifs dans la bienveillance, merci pour votre présence et votre apport scientifique important à ma thèse.

Je souhaite également remercier les membres de mon jury de thèse d'évaluer mon travail : Adrien Rusch, Muriel Valantin-Morison, Jérôme Moreau et Aude Vialatte.

Je remercie aussi ma famille d'avoir toujours été présente malgré le fait que ce ne soit pas un vrai job selon mon père (il confond thèse en médecine et les autres thèses). Merci aux frérots, à mon père et à ma mère, toujours pressée d'avoir des nouvelles. Merci aussi à la famille de Caroline, chez qui j'ai pu passer des séjours revigorants dans la baie de Somme.

Pour finir, je souhaite bien évidemment remercier toutes les personnes qui m'ont aidé dans cette thèse, ceux qui ont permis la réalisation de celle-ci en me donnant l'accès aux bases de données, ceux qui ont récolté les différentes données. Je remercie les agriculteurs volontaires du réseau DEPHY, qui ont permis d'avoir une des plus grandes bases de données en termes de pratiques agricoles, ainsi que les personnes qui ont réalisé les suivis de parcelles dont on trouve les observations dans le réseau d'épidémiosurveillance Epiphyt. Je crois en ces données et en la recherche qui en découlera après ma thèse pour aider les agriculteurs à réduire leur dépendance aux pesticides. Merci aussi à Nicolas Chartier ainsi que toutes les personnes qui travaillent sur AgroSyst et qui m'ont rendu le travail plus simple (Nicolas Cavan, Solenne Rousselet, Mélinda Turpin, Thibaut Peyrard, Thomas Badie). A la DGAL pour les données Epiphyt. A l'IGN pour les données cartographiques. A l'unité Agroclim et Météo-France pour les données climatiques.

Table des matières

Remerciements.....	4
Liste des figures	10
Liste des tableaux	12
Liste des publications et des communications	13
Contexte et problématique	14
1. Contexte général	15
1.1 Une nécessaire réduction de la dépendance aux pesticides	16
1.2 Quels leviers pour réduire l'usage de pesticides ?	19
2. Le rôle du contexte paysager des parcelles.....	22
2.1 Paysage et ravageurs (processus bottom-up).....	26
2.2 Paysage et ennemis naturels (processus top-down)	27
2.3 Quel lien entre paysage et niveau d'usage de pesticides ?	28
3. Problématique de la thèse, objectifs et hypothèses	31
Les bases de données mobilisées dans la thèse	35
AgroSyst : Un système d'information des pratiques des d'agriculteurs	36
Paysage : Entre carte de randonnée et déclaration à la PAC	41
Epiphyt: Une base de données hétérogène de bioagresseurs	46
SAFRAN : Une base de données météorologiques	50
Chapitre 1 : Déterminants régionaux paysagers et environnementaux des proportions d'occurrence de bioagresseurs	52
Abstract.....	56
1. Introduction	57
2. Materials and methods	60
2.1. Regional grain of the study.....	60
2.2. Estimation of regional proportion of occurrence of pests	60
2.3. Weather conditions of SAAs.....	62
2.4. Landscape properties of SAAs	63
2.5. Statistical analysis.....	64
3. Results	66
3.1. Patterns of regional levels of pest occurrence at the national scale.....	66
3.2. Drivers of inter-regional variation in PPO slugs	66
3.3. Drivers of inter-regional variation in PPO aphids	67
3.4. Drivers of inter-regional variation for PPO OSR pests	67
3.5. Drivers of the inter-regional variation for the global PPO	67

4. Discussion	68
4.1 The weather and landscape factors affecting pest level of occurrence	69
4.2 Scale matters: the added value of regional approaches	72
5. Conclusion.....	73
Acknowledgments	73
References.....	74
Tables	86
Supplementary Material.....	93
Chapitre 2 : L'effet du contexte paysager et de la pression régionale de ravageurs sur l'utilisation d'insecticides.....	104
1. Main	108
2. Results	110
3. Discussion	114
Conclusions	116
4. Methods	117
Selection of farms	117
Insecticide use	117
Farming systems.....	118
Estimation of Regional Pest Pressure	118
Landscape context of farms	119
5. Statistical Analysis.....	120
References.....	121
Supplementary Material	128
Chapitre 3 : Effet des pratiques agricoles et du paysage sur l'utilisation d'insecticides dans la culture du colza	136
1. Introduction	140
2. Matériel et méthodes.....	142
Sélection des systèmes de culture	142
3. Déterminants de l'usage d'insecticides	145
Pression régionale de ravageurs.....	145
Pratiques agricoles	146
Contexte paysager des systèmes de culture.....	146
4. Analyse statistique	147
5. Résultats	149
6. Discussion.....	156
Conclusion	160

Références.....	162
Matériel Supplémentaire (Tableaux).....	167
Matériel Supplémentaire (Figures).....	170
Discussion de la thèse	177
1. Effet de la conduite des cultures et du contexte paysager sur l'utilisation des insecticides.....	179
1.1 Le rôle du système de culture et des pratiques agricoles associées	179
1.2 Le rôle des haies.....	180
1.3 Le rôle des prairies et des forêts	183
1.4 Le rôle de la taille des parcelles	186
2. Réflexion à propos du travail réalisé dans cette thèse	188
2.1 Démarche et problématiques liées à l'utilisation de bases de données indépendantes	188
2.2 Réflexion à propos des bases de données mobilisées	190
3. Conclusion et perspectives.....	191
Références bibliographiques	194
Annexe	206
Annexe 1 : Enquête auprès des Ingénieurs Réseaux de la filière Grande Culture – Polyculture-Elevage afin d'obtenir la localisation d'au moins une parcelle des systèmes de culture dont ils sont responsables.....	206

Liste des figures

Figure 1 - L'importance de la stratégie de protection de cultures pour le rendement agricole (adapté Oerke et al., 2006)	15
Figure 2 - Illustration de la course à l'armement ou "treadmill" liée aux pesticides	18
Figure 3 - Schéma illustrant la composition et la configuration du paysage. Chaque carré représente un contexte paysager différent. La composition du paysage augmente avec le nombre d'habitats différents tandis que la configuration augmente avec la complexité du paysage. Adapté de Fahrig et al. (2011)	23
Figure 4 - Evolution de l'indicateur de diversité des assolements entre 1970 et 2010 (source Agreste). Le score est établi pour chaque exploitation agricole ; plus le score est élevé plus il y a de cultures dans la rotation, un score de 10 est attribué aux prairies permanentes et aux rotations où chaque culture représente moins de 10% de la superficie agricole. L'indicateur correspond à la moyenne pour chaque exploitation agricole de la commune, pondérée par la superficie agricole représentée par l'exploitation agricole.	24
Figure 5 - Effet du remembrement parcellaire sur le village de Chuelles dans le Loiret entre 1954 (photo à gauche en noir et blanc) et 2006 (photo en couleur à droite), comparaison obtenue grâce à l'outil Remonter le temps de l'IGN (https://remonterletemps.ign.fr)	25
Figure 6 - Evolution du linéaire de haies bocagères en France depuis 1960 et projection tendancielle (d'après Pointereau, 2001, 2018) (source : Méthode Haies Ministère de la Transition écologique).....	25
Figure 7 - Représentation simplifiée des processus "Bottom Up" et "Top Down La régulation bottom-up est la régulation par la base de la chaîne alimentaire ou du réseau trophique par la disponibilité en ressource alimentaire. La régulation top-down s'axe sur la prédation et ses effets sur les populations proies.....	26
Figure 8 - Graphique conceptuel illustrant les hypothèses de la première partie de la thèse	32
Figure 9 - Graphique conceptuel illustrant les hypothèses de la seconde partie de la thèse	33
Figure 10 - Graphique conceptuel illustrant les hypothèses de la troisième partie de la thèse	34
Figure 11 – Exemple d'un système de culture en synthétisé avec parcelle type.....	37
Figure 12 – Exemple de système de culture en réalisé avec parcelle type.....	38
Figure 13 - Carte situant les systèmes de cultures enregistrés dans le réseau DEPHY sur le territoire national	40
Figure 14 - Exemple des différences de catégorisation entre RPG 2012 et RPG 2017 en région Occitanie (source : https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/registre-parcellaire-graphique)	43
Figure 15 - Exemple de la BD TOPO sur une zone centrée autour du village de Chuelles, dans le Loiret. On peut y voir les lignes topographiques, les noms de villages, chemins, la présence de cours d'eau ainsi que les routes et habitats semi-naturels	44
Figure 16 - Procédure de récupération du paysage pour une zone d'étude, la zone d'étude est d'abord vide, puis est remplie par le paysage agricole et ensuite complétée par les habitats naturels.....	45
Figure 17 - Nombre d'observations selon le type d'organisme observé (classification epiphyt). Les catégories Accident et Auxiliaires correspondent aux divers stress abiotiques et ennemis naturels (même si certains bioagresseurs y sont aussi compris).....	47
Figure 18 - Sources des données présentes dans la base nationale d'épidémiosurveillance Epiphyt.....	48

Figure 19 - Nombre d'observations par année et par région	49
Figure 20 – Différents grains d'analyse	50
Figure 21 - Schéma récapitulatif des résultats obtenus dans les chapitres 2 et 3 à propos des effets des différents facteurs sur l'utilisation d'insecticide totale ou du colza.....	179
Figure 22 - Schéma récapitulatif des résultats obtenus à propos des habitats semi-naturels linéaires à travers les chapitres de thèse	181
Figure 23 - Schéma récapitulatif des résultats obtenus concernant les habitats semi-naturels dans la thèse	183

Liste des tableaux

Tableau 1 - Descriptif des études analysant l'effet du contexte paysager sur l'utilisation de pesticides.....	30
Tableau 2 – Métriques paysagères et source de données cartographiques, certaines métriques paysagères peuvent provenir de la BD TOPO et du RPG.....	46
Tableau 3 – Descriptif des métriques météorologiques disponibles sur SAFRAN	50

Liste des publications et des communications

❖ Publications scientifiques dans le cadre de la thèse

Courson, E., Petit, S., Poggi, S. and Ricci, B., 2022. Weather and landscape drivers of the regional level of pest occurrence in arable agriculture: A multi-pest analysis at the French national scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 338, p.108105.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108105>

Courson, E., Ricci, B., Muneret, L. and Petit, S., (en révision). The effect of landscape complexity on insecticide use depends on the farming system and on the regional pest pressure. *Communication Earth & Environment*.

❖ Publications scientifiques hors cadre de la thèse

Adeux, G., Guinet, M., **Courson, E.**, Lecaulle, S., Munier-Jolain, N. et Cordeau, S., 2022. Multicriteria assessment of conservation agriculture systems. *Frontiers in Agronomy*, 4, 999960. <https://doi.org/10.3389/fagro.2022.999960>

Guinet, M., Adeux, G., Cordeau, S., **Courson, E.**, Escassut-Nandillon, R., Zhang, Y., Munier-Jolain, N., (en révision). Reducing pesticide use through crop diversification. *Nature Communications*.

❖ Communications orales

Courson, E., Ricci, B. and Petit, S., 2021, October. Contribution of landscape drivers to explain crop pest infestation levels at national scale. In REP21: Colloque Rencontres d'Ecologie des Paysages 2021.

Contexte et problématique



© Frédéric Courson

1. Contexte général

La gestion des bioagresseurs de cultures a toujours été et demeure un défi majeur pour l'agriculture. On estime que les adventices, les insectes ravageurs et les maladies seraient en moyenne responsables de respectivement de 34%, 18% et 16% de pertes potentielles de rendement, c'est-à-dire dans le cas où aucune stratégie de protection des cultures n'est mise en place (Oerke, 2006; Figure 1). Dans la réalité, les pertes de rendement actuelles (c'est-à-dire qui prennent en compte l'utilisation de pratiques de protection des cultures (désherbage mécanique pour les adventices, choix de variétés et dates de semis pour les insectes ravageurs et les maladies, pesticides, etc.) sont bien moindres.

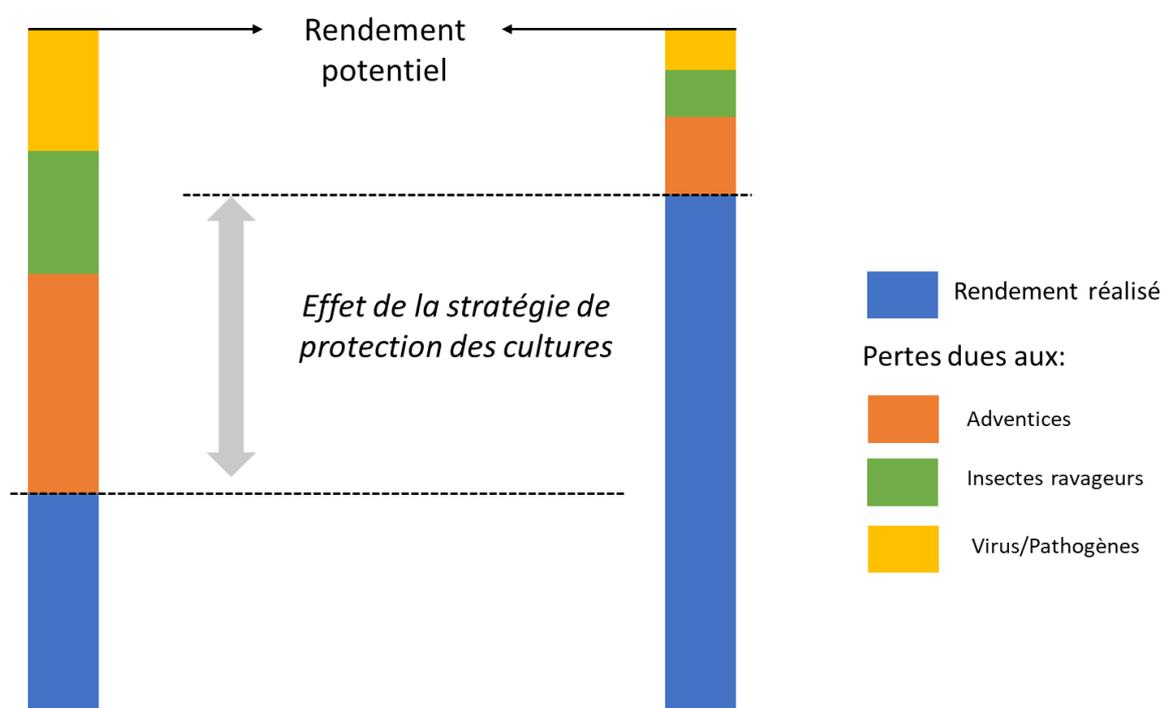


Figure 1 - L'importance de la stratégie de protection de cultures pour le rendement agricole (adapté Oerke et al., 2006)

Ces pratiques de protection des cultures sont variées (Deguine et al., 2023) mais dans les systèmes de cultures dominants, la protection des cultures repose néanmoins encore en grande majorité sur l'utilisation de produits phytosanitaires (Popp et al., 2013). En Europe, malgré une volonté politique affichée de réduire l'utilisation de pesticides du fait de leurs

nombreuses externalités négatives, on peine à réduire les niveaux d'usage de pesticides (Jacquet et al., 2022, encadré 1).

Encadré 1 : Utilisation de pesticides en Europe et en France

Dans l'Union Européenne, on estime en 2018 les ventes de pesticides à 370 millions de kg, un niveau globalement stable depuis 2011 (Eurostat, 2020). Les fongicides, herbicides et insecticides représentent respectivement 46%, 35% et 11% des ventes de pesticides par kilogrammes en 2018 (Jacquet et al., 2022). Les fongicides sont appliqués de manière curative ou préventive pour limiter le développement des champignons pathogènes (Leroux, 2003). Les herbicides sont utilisés pour gérer la flore adventice et agissent avant la levée ou après la levée des semences (Das, 2013).

Les insecticides agissent principalement sur le système nerveux des insectes (Das, 2013).

Outre ces principaux pesticides, on peut noter les acaricides, nématocides, bactéricides, etc... (Kim et al., 2017) ciblant des bioagresseurs différents.

Sur le marché européen, 455 substances actives (substance présente dans le pesticide et qui lui confère sa spécificité contre les organismes nuisibles) sont utilisées dont 293 autorisées sur le territoire français. A partir de ces substances actives, 2370 pesticides sont commercialisés actuellement en France (Anses, 2022). Dans le monde (sur 160 pays), la France se classe 47^e en termes d'utilisations de pesticides par hectares de terres agricoles (en kg par ha) en 2020 (FAO, 2022).

1.1 Une nécessaire réduction de la dépendance aux pesticides

Des effets délétères des pesticides sur l'environnement et la santé

Ces dernières années, de nombreuses études ont démontré les effets négatifs des pesticides sur l'environnement, la santé humaine et la biodiversité (Baldi et al., 2013; Geiger et al., 2010; Mahmood et al., 2016). Une des conséquences de la surutilisation des pesticides est leur accumulation dans les sols et/ou dans les nappes phréatiques (Ghimire and Woodward, 2013). Nombre des molécules utilisées présentant des effets toxiques, cette ubiquité des pesticides dans l'environnement pose un réel problème de santé publique (World Health

Organization & United Nations Environment Programme, 1990). On peut citer par exemple l'accumulation de molécules herbicides dans les aquifères de certains bassins versants aboutissant à des interdictions d'utilisation locale (Parris, 2011) ou l'apparition de cas de cancers en lien avec l'application de chlordécone en Martinique. L'utilisation généralisée des pesticides a aussi été identifiée comme une cause importante du déclin de la biodiversité dans les paysages agricoles, que ce soient des plantes, insectes ou vertébrés (Geiger et al., 2010 ; Isenring, 2010 ; Dirzo et al., 2014 ; Sánchez-Bayo et Wyckhuys, 2019). Ce déclin menace le fonctionnement des agroécosystèmes, et certains services écosystémiques utiles pour les exploitations agricoles, comme les services de pollinisation (Brittain et al., 2010 ; Woodcock et al., 2016) et les services de contrôle biologique des bioagresseurs (Bommarco et al., 2011 ; Hill et al., 2017).

Les pesticides entre société et industrie

L'utilisation de pesticides par les agriculteurs est également soumise à un certain nombre de pressions sociales. Ces pressions sociales proviennent i) de la société civile, dans laquelle la perception de l'utilisation des pesticides est essentiellement négative, ii) de leurs pairs mettant en œuvre d'autres pratiques, iii) des instituts et coopératives agricoles servant de conseillers aux agriculteurs et pouvant diriger leur orientation agricole. Ces pressions sociales en faveur d'une réduction de l'utilisation des pesticides ainsi que le risque à la santé même des agriculteurs les utilisant massivement peuvent être à même d'influencer leurs comportements.

Des pesticides dont l'efficacité n'est pas durable

Les pressions de sélection imposées aux organismes biologiques par l'application répétée des mêmes pesticides s'est traduite par une explosion des cas de résistance au sein des populations de bioagresseurs, qui, au bout de plusieurs générations, vont parfois jusqu'à rendre inutilisable certains pesticides (Brevik et al., 2018). Une dynamique de type "course aux armements" s'est alors mise en place où les firmes phytosanitaires sont en permanence

à la recherche de nouvelles molécules efficaces face à l'émergence continue de nouvelles résistances, conduisant à une possible impasse dans l'utilisation des pesticides (Figure 5).

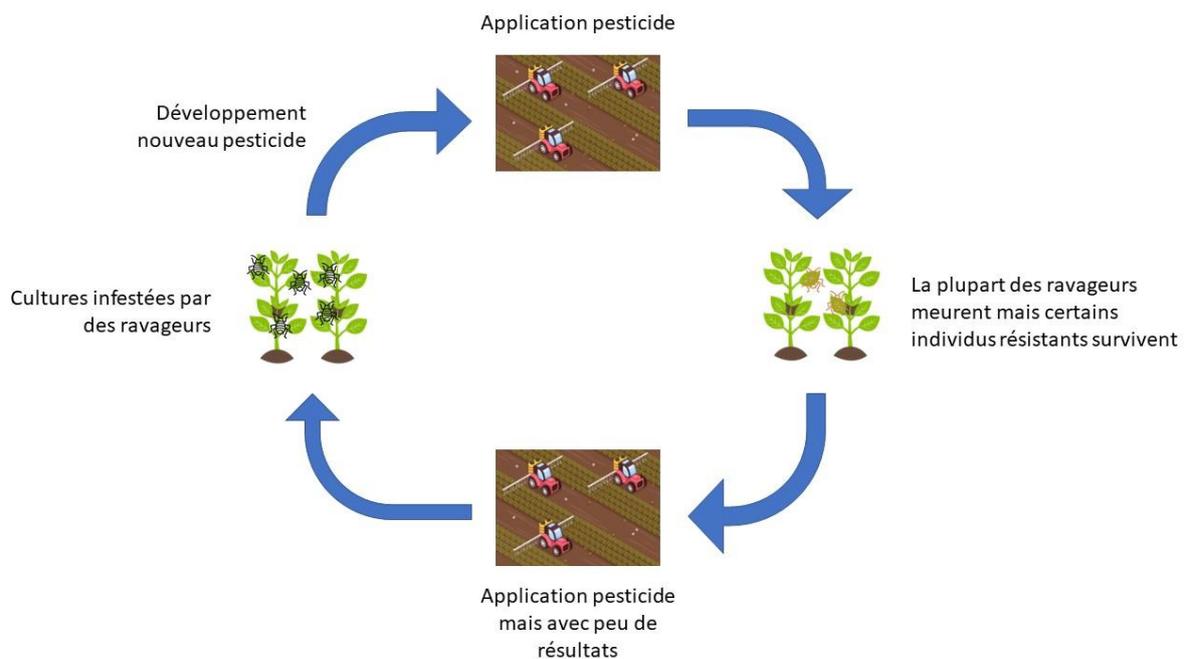


Figure 2 - Illustration de la course à l'armement ou "treadmill" liée aux pesticides

De futures pressions biotiques en croissance ?

Pendant que l'agriculture évolue, le contexte climatique tend aussi à changer avec des conséquences sur les pressions biotiques. L'augmentation des températures peut en effet entraîner des infestations d'insectes ravageurs plus importantes, comme montré en Europe et aux Etats-Unis (Laštůvka, 2009). Une étude a même estimé que dans le cas des grandes cultures (blé, maïs et riz), ces augmentations de populations d'insectes herbivores pourraient causer une augmentation de pertes de rendement de 10 à 25% par degré de réchauffement moyen de la surface du globe (Deutsch et al., 2018). D'autres facteurs environnementaux associés au changement climatique (changement des patterns de précipitations, augmentation du CO2 dans l'air) pourraient aussi entraîner des conséquences variables sur les différents bioagresseurs (Skendžić et al., 2021).

1.2 Quels leviers pour réduire l'usage de pesticides ?

A partir de 2009, la Directive 2009/128/CE (dite Directive "utilisation durable des pesticides") est mise en place par l'Union Européenne, qui demande à chaque Etat membre de créer un plan d'action pour réduire les risques et les effets de l'utilisation de pesticides sur l'homme et l'environnement. En parallèle, à l'échelon nationale, la Loi sur l'Eau et les Milieux Aquatiques de 2006 exige que les achats et ventes de pesticides soient déclarés et recensés à l'échelle de la commune, afin de pouvoir suivre leur utilisation au fil des années et détecter des changements pouvant être liés à des politiques mises en place.

En France, le plan Ecophyto 2018 voit le jour en 2008 avec pour objectif une réduction de 50% des pesticides d'ici 2018. En octobre 2015, constatant que l'objectif ne pourrait pas être atteint en 2018, le plan Écophyto 2 a fixé l'échéance à 2025.

Différentes actions ont été mises en place dans ce plan dont deux principales :

- **S'appuyer sur la recherche & l'innovation et les retours d'expérience pour développer des systèmes de production viables et diffusables permettant cette réduction ;**

Dans cette perspective, le réseau DEPHY Ferme, composé d'agriculteurs volontaires, est mis en place puis est rejoint en 2011 par le réseau DEPHY Expe, composé d'expérimentations, afin d'étudier la faisabilité de systèmes de culture innovants. Toutes les informations à propos des pratiques agricoles et autres caractéristiques des systèmes de culture sont renseignées au sein du système d'information AgroSyst. L'analyse de 1000 systèmes de grande culture et polyculture élevage du réseau DEPHY-Ferme démontre une variabilité importante du niveau d'usage de pesticides, quantifié par l'indice de fréquence de traitement phytosanitaire (voir encadré, nommé IFT dans la suite du manuscrit). L'analyse montre que cette variabilité s'explique en grande partie par deux facteurs majeurs, le contexte de production et la stratégie agricole (Lechenet et al., 2016). La situation de production correspond au contexte pédoclimatique dans lequel est situé

chaque système de culture et aux débouchés économiques accessibles. Lechenet et al. (2016) ont identifié 6 situations de productions ayant des utilisations de pesticides variées et distinguées par la présence d'élevage ou non, ainsi que certaines variables climatiques comme la température moyenne annuelle ou le potentiel d'évapotranspiration. Au sein de ces situations de productions, différentes stratégies de gestion (définies par les pratiques agricoles, la rotation etc.) sont identifiées et associées à différents niveaux d'utilisations de pesticides.

Encadré 2 : L'IFT, un indicateur important de l'utilisation de pesticides

L'Indicateur de Fréquence de Traitements phytosanitaires (IFT) est un indicateur permettant de quantifier l'usage de pesticides à l'échelle de l'exploitation agricole ou d'un groupe d'exploitations.

L'IFT comptabilise le nombre de doses de référence (valeur fixe définie pour chaque produit phytosanitaires) utilisées par hectare au cours d'une campagne culturale. Cet indicateur peut être calculé pour une culture, une parcelle, un ensemble de parcelles, une exploitation ou un territoire, il est multi-échelles. Il peut également être décliné par grandes catégories de produits (herbicides ; fongicides ; insecticides et acaricides ; autres produits).

Pour un exploitant agricole, l'IFT permet d'évaluer ses progrès en termes de réduction de l'utilisation des produits phytopharmaceutiques. Il permet également de situer au regard de celui du territoire et d'identifier les améliorations possibles.

L'IFT d'une parcelle donnée sur une période donnée se calcule de la manière suivante :

$$IFT = \sum_{j=1}^k \left(\sum_{i=1}^n \frac{D_i \cdot S_i}{Dh_i \cdot S_t} \right) \cdot \omega_j$$

où D_i , Dh_i , et S_i sont, respectivement, la dose appliquée, la dose de référence, et la surface traitée pour chaque opération de pulvérisation i ($i=1, \dots, n$), S_t est la surface totale de la parcelle; et ω_j est la proportion de chaque culture j ($j=1, \dots, k$) dans la succession culturale de la période.

Source : Ministère De L'Agriculture Et De La Souveraineté Alimentaire, 2019

- Adapter au mieux les traitements en développant l'épidémiosurveillance

Un réseau national d'Epidémiosurveillance a été créé à partir de données d'observations (obtenues par les instituts techniques agricoles et les chambres d'agriculture) qui sont centralisées dans le système d'information Epiphyt. Ces données alimentent les Bulletins de Santé Végétale (BSV) dont l'objectif est d'informer régionalement chaque année en temps réel sur les dynamiques de bioagresseurs. En fonction des évolutions temporelles et des niveaux de pression, des préconisations sont formulées, incluant des recommandations ou

non de traitement à partir de seuils de nuisibilité prédéfinis. Il est ainsi attendu que ce système d'alerte permette de limiter le recours à des traitements pesticides.

Le **système de culture** (succession des cultures et leur conduite) et la **pression en bioagresseurs, et plus particulièrement en ravageurs**, sont donc identifiés comme des déterminants importants du niveau d'usage de pesticides. Dans cette thèse, nous prenons en compte ces deux facteurs conjointement afin d'évaluer le rôle d'un troisième facteur qui pourrait moduler les niveaux d'utilisation de pesticides : le **contexte paysager des parcelles**.

2. Le rôle du contexte paysager des parcelles

Qu'ils soient ravageurs ou auxiliaires, la plupart des organismes biologiques présents dans les parcelles sont mobiles et se déplacent dans les paysages agricoles. Leur présence et leur abondance dans une parcelle donnée sont en conséquence en partie dépendants du paysage environnant cette parcelle. Ce paysage se décrit par des métriques de composition (quantités respectives de chaque type d'habitats présents) et des métriques de configuration (distribution spatiale des habitats, notamment la taille et la distance entre tâches d'habitat) (Fahrig et al., 2011, Figure 3). La façon de catégoriser les habitats va dépendre de l'organisme ciblé. Certains organismes sont considérés comme des "spécialistes" et se nourrissent par exemple d'une seule et même culture (mélégèthes ou charançons de la tige et des siliques sur colza), tandis que d'autres sont généralistes et se nourrissent d'une diversité de cultures (limaces ou certaines espèces de pucerons (Ali & Agrawal, 2012)). De la même façon, l'étendue spatiale à considérer dépend de la capacité de dispersion des organismes ciblés dans l'étude. Par exemple, les limaces se déplacent sur de courtes distances (Ellis et al., 2020) alors que des insectes ailées comme les pucerons (Pleydell et al., 2018) et les mélégèthes (Juhel et al., 2017) vont pouvoir couvrir des distances bien plus importantes.

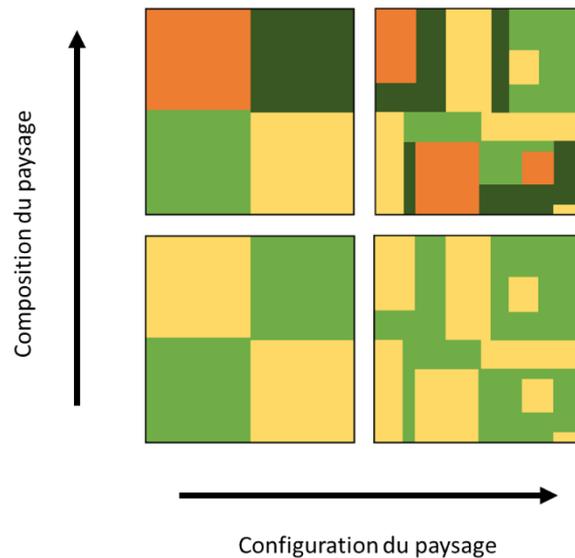


Figure 3 - Schéma illustrant la composition et la configuration du paysage. Chaque carré représente un contexte paysager différent. La composition du paysage augmente avec le nombre d'habitats différents tandis que la configuration augmente avec la complexité du paysage. Adapté de Fahrig et al. (2011)

Les mutations de l'agriculture évoquées plus haut ont eu des impacts majeurs sur la composition et la configuration des paysages agricoles. D'une part, la mutation agricole s'est traduite par une spécialisation des productions, avec des régions définies et identifiées par leur spécificité agricole (Rey, 1987). Les exploitations se "normalisent" pour s'adapter aux débouchés économiques agricoles de la zone. Par conséquent, le territoire agricole s'homogénéise, avec des cultures ultra-majoritaires, des rotations de cultures souvent plus simples et même dans certains cas le retour à de la monoculture (Figure 4). D'autre part, la motorisation de l'agriculture a amené à revoir le parcellaire des exploitations, généralement encore très morcelé en France. Dès 1954, un décret favorise les remembrements, c'est-à-dire des opérations foncières permettent l'échange de parcelles entre exploitants de façon à regrouper spatialement les parcelles d'un même agriculteur. Ce regroupement permet ensuite à l'exploitant de fusionner plusieurs petites parcelles adjacentes en une unique grande parcelle, dans laquelle le passage des engins agricoles est grandement facilité, avec des outils plus larges (ENS Lyon, 2022) (Figure 5). Ce processus est aussi facilité par l'augmentation continue de la taille des exploitations agricoles, les petites étant absorbées par des exploitations de plus grandes tailles (Barry and Polvêche, 2022). Ces évolutions de

parcellaires ne sont pas spécifiques à la France mais correspondent à une mutation globale en Europe et dans le monde (Meeus et al., 1990). Ces remembrements se sont souvent accompagnés de la destruction des habitats interstitiels qui séparaient les petites parcelles initiales, au premier rang desquels les haies (Figure 6) et les bosquets mais concerne aussi les arbres isolés, les talus, les fossés.

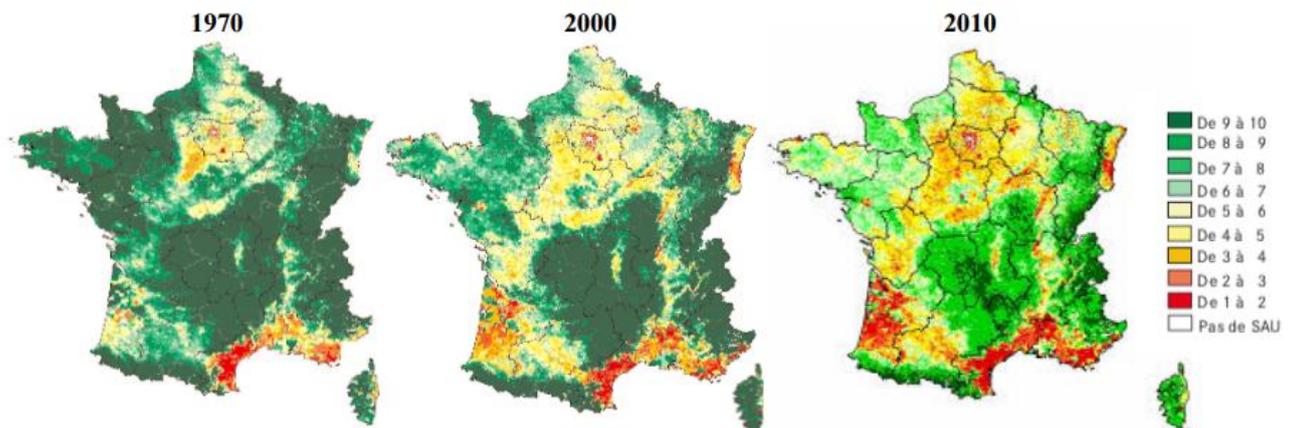


Figure 4 - Evolution de l'indicateur de diversité des assolements entre 1970 et 2010 (source Agreste). Le score est établi pour chaque exploitation agricole ; plus le score est élevé plus il y a de cultures dans la rotation, un score de 10 est attribué aux prairies permanentes et aux rotations où chaque culture représente moins de 10% de la superficie agricole. L'indicateur correspond à la moyenne pour chaque exploitation agricole de la commune, pondérée par la superficie agricole représentée par l'exploitation agricole.



Figure 5 - Effet du remembrement parcellaire sur le village de Chuelles dans le Loiret entre 1954 (photo à gauche en noir et blanc) et 2006 (photo en couleur à droite), comparaison obtenue grâce à l'outil Remonter le temps de l'IGN (<https://remonterletemps.ign.fr>)

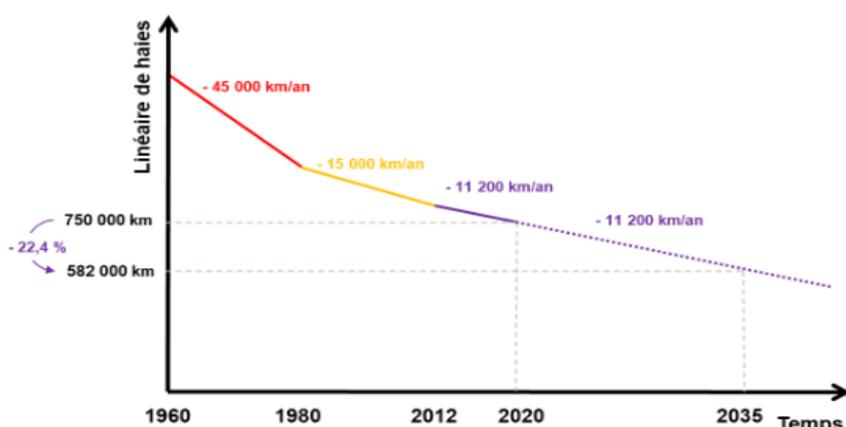


Figure 6 - Evolution du linéaire de haies bocagères en France depuis 1960 et projection tendancielle (d'après Pointereau, 2001, 2018) (source : Méthode Haies Ministère de la Transition écologique)

Ces évolutions se sont traduites par des changements de composition (moins de diversité des types d'occupation du sol agricole, moins d'habitats semi-naturels) et de configuration (parcelles de plus grande taille, moins d'interface entre milieux cultivés et milieux semi-naturels). Ceci affecte la disponibilité et la qualité de l'habitat à la fois pour les ravageurs (processus « bottom-up ») et pour les ennemis naturels de ces ravageurs qui peuvent réguler leurs abondances (processus « top-down ») (Figure 7).

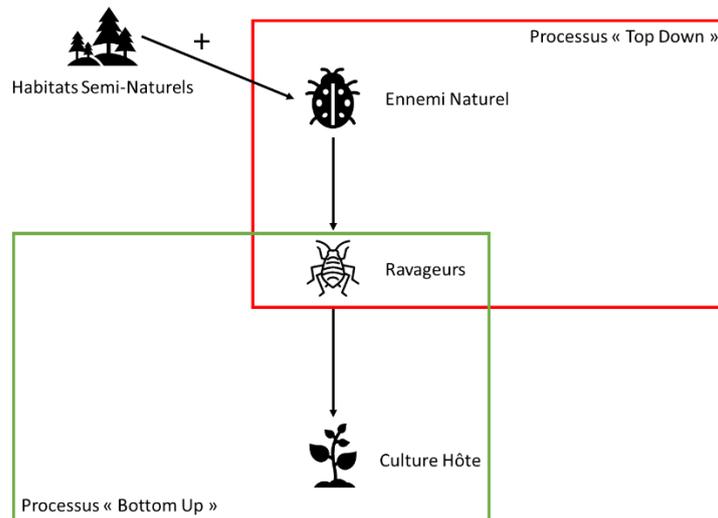


Figure 7 - Représentation simplifiée des processus « Bottom Up » et « Top Down ». La régulation bottom-up est la régulation par la base de la chaîne alimentaire ou du réseau trophique par la disponibilité en ressource alimentaire. La régulation top-down s'axe sur la prédation et ses effets sur les populations proies.

2.1 Paysage et ravageurs (processus bottom-up)

Si certaines pratiques locales conduites dans la parcelle peuvent affecter les abondances de ravageurs, tels que le travail du sol (Rowen et al., 2020) et la diversité des plantes cultivées (Dassou and Tixier, 2016; Petit et al., 2020), le contexte paysager des parcelles peut également les moduler. Il s'agit notamment du niveau de ressources (la ou les culture(s) hôte(s) dont se nourrit le ravageur) présentes dans le paysage. Il peut aussi s'agir de la présence d'autres habitats dans le paysage, qui sont utilisés par le ravageur au cours de son cycle de développement (par exemple comme abris, lieu de ponte ou d'hivernation).

La théorie écologique (effet taille d'habitat) prédit qu'un ravageur sera plus abondant dans un paysage où sa culture hôte prédomine (Gurr et al., 2003). Les méta-analyses disponibles montrent en effet que le contexte paysager d'une parcelle cultivée affecte les populations de bioagresseurs de cette parcelle, mais aussi que ces effets sont difficiles à généraliser car ils sont souvent dépendant du contexte et du type d'organisme considéré (Chaplin-Kramer et al., 2011; Karp et al., 2018; Veres et al., 2013). Un ravageur généraliste polyphage sera par exemple moins sensible à la réduction de couvert d'une culture hôte spécifique qu'un ravageur

spécialiste de cette culture hôte (Andow, 1983). De même, certains ravageurs sont aussi dépendants d'habitats semi-naturels où ils peuvent se réfugier pendant l'hiver ou durant une période de leur cycle phénologique et pourraient être plus sensibles à la quantité dans le paysage de ces habitats qu'à celle de leur culture hôte (Chaplin-Kramer et al., 2011).

La configuration spatiale des cultures hôtes dans le paysage, souvent caractérisée par la taille des parcelles dans le paysage, peut également affecter les ravageurs. La présence de grandes parcelles de cultures hôtes dans le paysage peut les favoriser du fait de la concentration de ressources (Root, 1973, Gagic et al., 2021). Cependant cette relation n'est pas générique et apparaît comme fortement dépendante du type du ravageurs (Rosenheim et al., 2022). On peut même observer une relation inverse, c'est-à-dire une abondance locale de ravageurs réduite quand les parcelles de culture hôte sont de grande taille (Parsa et al., 2011) Une analyse par simulations montre que cette situation est possible si r (i) le ravageur n'a pas de prédateur ou (ii) si le ravageur et ses prédateurs n'hivernent pas dans la parcelle et que la capacité de dispersion du ravageur est inférieure à celle de ses prédateurs (Segoli et Rosenheim, 2012).

2.2 Paysage et ennemis naturels (processus top-down)

De nombreuses études ont analysé les effets du contexte paysager des parcelles sur les ennemis naturels qui régulent les ravageurs. Un des effets le plus souvent mis en évidence est que la présence d'habitats semi-naturels à proximité des parcelles favorise les ennemis naturels (Karp et al., 2018; Rusch et al., 2016). Plusieurs études ont cherché quelles caractéristiques globales des paysages étaient de manière générale favorables aux ennemis naturels et à leur action de régulation des ravageurs. L'hypothèse, qui a été validée dans certains cas, est qu'un paysage dit simple, composé en grande majorité de cultures, avec des parcelles de grande taille et peu d'interfaces entre cultures et habitats semi-naturels, est moins favorable aux ennemis naturels et à la régulation biologique des ravageurs qu'un paysage dit complexe où la proportion d'habitats semi-naturels est plus importante, avec des parcelles plus petites et de plus grandes longueurs d'interface (Bianchi et al., 2006; Thies et al., 2005;

Veres et al., 2013). Il faut néanmoins noter que ces effets sont très variables et peuvent dépendre du type d'ennemis naturels et/ou ne se traduit pas nécessairement par un accroissement de la régulation des ravageurs (Karp et al., 2018). Les processus sous-jacents à ces effets sont notamment les mouvements aux interfaces entre milieux cultivés et habitats semi-naturels (Rand et al., 2006), ces derniers pouvant servir d'habitat, de refuges pendant l'hiver ou de sources de nourriture complémentaire pour les auxiliaires de culture (Bianchi et al., 2006). On différencie d'ailleurs souvent les habitats semi-naturels 'surfaciques' (forêts, landes) et les éléments semi-naturels 'linéaires' qui bordent les parcelles et constituent également des interfaces, notamment les haies et les bandes enherbées. Ces habitats linéaires de bordure bénéficient souvent aux ennemis naturels et peuvent permettre une augmentation de la régulation biologique dans la parcelle adjacente mais là encore, les résultats sont très variables (Albrecht et al., 2020; Holland et al., 2016; Thies and Tschardtke, 1999). Ces éléments linéaires peuvent aussi permettre le déplacement et la dispersion d'ennemis naturels en augmentant la connectivité structurelle entre différents habitats semi-naturels surfaciques (Burel et al., 1988).

2.3 Quel lien entre paysage et niveau d'usage de pesticides ?

Si les effets des propriétés du paysage sur les ravageurs et leur ennemis naturels sont assez bien décrits dans la littérature, peu d'études ont quantifié les effets du contexte paysager sur le niveau d'usage de pesticides. Une raison majeure est sans doute le manque de jeux de données conséquents décrivant l'utilisation réelle de pesticides à l'échelle de la parcelle ou du système de culture. Un recensement des études publiées (Tableau 1) permet de mettre en évidence plusieurs points :

- De façon générale, on observe un niveau d'utilisation des pesticides plus élevé dans des paysages simples avec de grandes parcelles et une présence importante des cultures

- Parmi les 13 études recensées, la moitié fait le lien entre paysage, ravageurs et niveau d'usage de pesticides. Les autres études analysent directement les associations entre métriques paysagères et niveau d'usage de pesticides.
- A l'exception des études américaines menées au grain du 'county', ces études considèrent le paysage dans un buffer autour des parcelles.
- Aucune étude ne prend en compte les autres pratiques agricoles mises en œuvre dans la conduite des cultures, excepté celle de Meisner et al. (2017) prenant en compte la rotation.

Le constat est donc l'absence d'études étudiant l'effet du contexte paysager sur l'utilisation de pesticides tout en considérant les autres pratiques agricoles et/ou le type de systèmes de culture, ainsi que les pressions en ravageurs. Or, des effets paysagers détectés peuvent être confondus avec le type de système de culture étudié. De même, les effets du contexte paysager peuvent aussi être dépendant du niveau de pression exercée par les ravageurs. Il est donc essentiel de comprendre si et comment le contexte paysager peut induire une variation de l'utilisation de pesticides, en fonction du contexte agricole de la pression de ravageurs.

Tableau 1 - Descriptif des études analysant l'effet du contexte paysager sur l'utilisation de pesticides

Publication	Pays	Culture(s)	Données ravageurs	Données agricoles	Taille Paysage (rayon)	Métrique paysagère (effet sur pesticides)	Mesure de l'utilisation d'insecticides (ou pesticides)
Hou et al., 2020	Chine	Riz	Non	Non	500 à 2000m	Diversité de culture (-) Taille moyenne des parcelles (+)	Nombre d'applications de pesticides, Coût (yuan/ha), Nombre de pesticides par hectares
Meisner et al., 2017	Etats-Unis	Coton	Oui	Oui	8 parcelles	Identité des cultures voisines	Nombre applications d'insecticide
Etienne et al. 2022	France	Vigne	Non	Non	200 à 1000m	% HSN si la parcelle est en agriculture biologique (-) % de vergers biologiques parmi tous les vergers (-)	Présence ou absence de traitements insecticides
Etienne et al. 2023	France	Vignes	Non	Non	2000m	Taille moyenne des parcelles de vignes (+), % prairie (+), % vignes (-), % forêts (-)	Présence ou absence de traitements insecticides
		Pommiers				% de vergers biologiques parmi tous les vergers (-), % forêts (-)	IFT insecticide IFT fongicide Date de premier traitement
Nicholson et Williams, 2021	Etats-Unis	Toutes cultures	Non	Non	1000 à 3000m	Taille moyenne des parcelles (+) Diversité de culture (-)	Quantité d'insecticides par hectares (kg/ha) Nombre d'applications d'insecticides
Meehan et al., 2011 Larsen, 2013 Larsen et al., 2015 Larsen et McComb, 2021	Etats-Unis	Toutes cultures	Oui/Non	Non	Comté	% cultures (+), Taille moyenne des parcelles (+) % HSN (-) Année	% de cultures traitées avec des insecticides
Larsen et Noack, 2017, 2020	Etats-Unis (Californie)	Vergers, Vignes	Non	Non	2500 m	% cultures (+) Diversité de cultures (-)	Quantité d'insecticides par hectares (kg/ha)
Paredes et al., 2021	Espagne	Vignes	Oui	Non	250 à 1250 m	% cultures hôtes (+) % boisements (-)	% de cultures traitées
Gagic et al., 2021	Australie (Queensland)	Coton	Oui	Non	1000m	Taille moyenne des parcelles (+) % HSN (-)	Date 1 ^e application

3. Problématique de la thèse, objectifs et hypothèses

L'objectif de cette thèse est de comprendre comment l'utilisation de produits phytosanitaires de systèmes de culture conventionnels, en filière grande-culture et polyculture élevage, est influencée par les caractéristiques paysagères, en ayant considéré la pression de ravageurs ainsi que les pratiques agricoles réalisées. Les analyses menées mobilisent plusieurs bases de données nationales créées indépendamment et un défi majeur de la thèse a été de les relier entre elles. Il s'agit :

- D'une base de données provenant d'un réseau d'épidémiosurveillance renseignant sur les pressions de ravageurs (Epiphyt)
- D'une base de données nationale recensant le détail des pratiques agricoles (AgroSyst) d'un réseau composé de fermes volontairement engagé dans la réduction d'usage de pesticide (DEPHY-Ferme)
- D'une base de données climatiques nationale (SAFRAN)
- De plusieurs bases de données cartographiques permettant de cartographier le paysage en termes de cultures et habitats semi-naturels (BD TOPO, RPG).

Cette thèse va se décliner en trois questions principales auxquelles sont associées des hypothèses.

Dans un premier chapitre (**Chapitre 1**), nous avons analysé la pression régionale de différents ravageurs (pucerons, limaces, ravageurs spécialistes du colza) à l'échelle nationale et avons recherché les déterminants des variations régionales observées. Notre hypothèse principale est qu'outre les conditions climatiques, les grandes caractéristiques régionales en termes d'utilisation des terres pourraient en partie expliquer les différences inter-régionales de pressions en ravageurs (Figure 8).

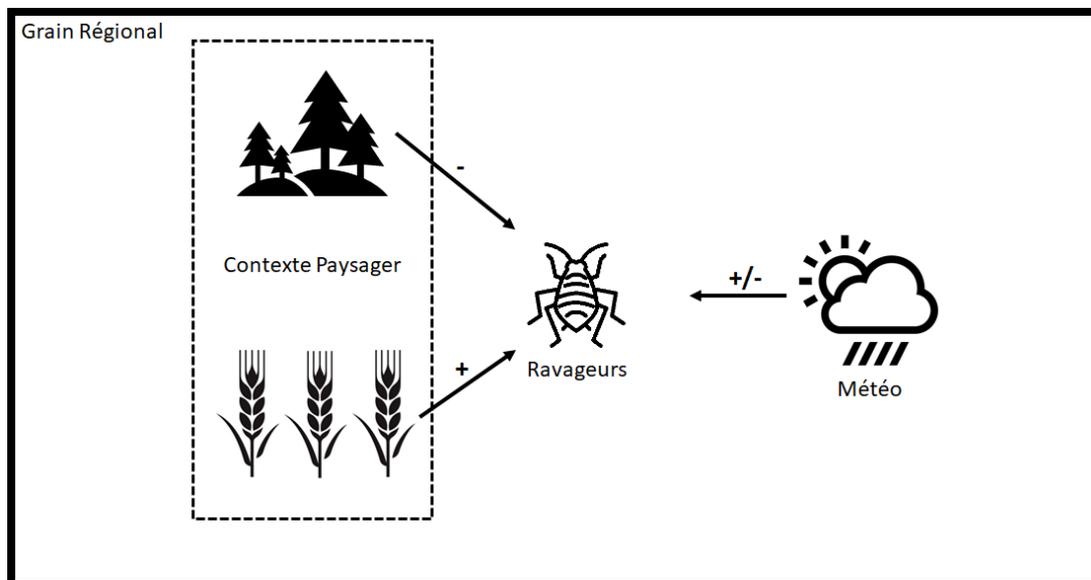


Figure 8 - Graphique conceptuel illustrant les hypothèses de la première partie de la thèse

Dans les chapitres suivants, nous nous sommes intéressés aux déterminants de l'utilisation d'insecticides.

Dans le **chapitre 2**, nous avons analysé le niveau d'utilisation d'insecticides de 1569 systèmes de culture du réseau DEPHY-Ferme. Nous avons au préalable classé ces systèmes en trois catégories (systèmes blé, systèmes maïs, systèmes prairies temporaires) et quantifié le contexte paysager de chaque système au grain de la commune. Nous avons ensuite analysé le poids relatif du type de système de culture, de la pression régionale de ravageurs et du

paysage sur le niveau d'utilisation des insecticides (figure 9). Les hypothèses étaient les suivantes :

- ◆ L'utilisation d'insecticides augmente avec la pression régionale de ravageurs
- ◆ Les niveaux d'utilisation d'insecticides varient pour les trois catégories de système de culture
- ◆ Les paysages 'complexes' sont associés à des niveaux d'insecticides plus faibles que les paysages 'simples'
- ◆ Les effets du contexte paysager varient en fonction des catégories de :
 - Système de culture
 - Pressions en ravageurs

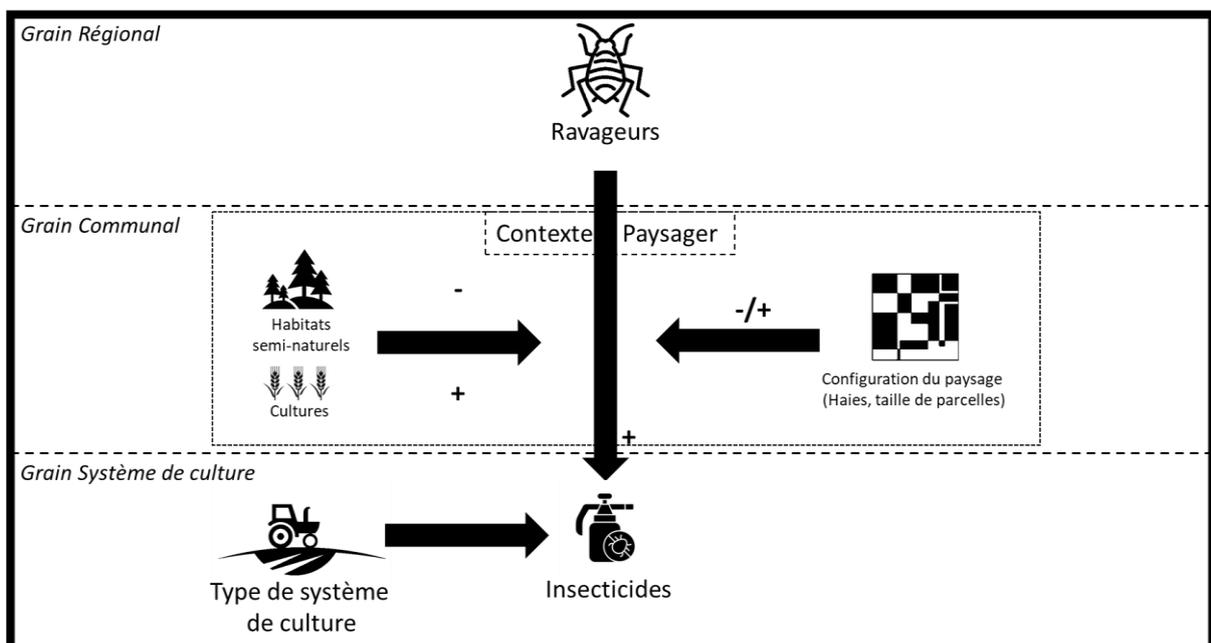


Figure 9 - Graphique conceptuel illustrant les hypothèses de la seconde partie de la thèse

Dans le **chapitre 3**, nous avons décliné les mêmes questions en nous concentrant sur le colza, une culture très consommatrice en insecticides. Ce choix nous a permis d'aller plus loin dans la prise en compte des pratiques agricoles autres que les traitements phytosanitaires. Nous avons ainsi considéré des facteurs agronomiques comme la date de semis et le travail du sol après colza. Nous avons analysé comment les pratiques agricoles, le paysage et la présence

de ravageurs modulent l'utilisation d'insecticides dans une parcelle de colza. Les hypothèses formulées étaient que :

- ◆ L'utilisation d'insecticides augmente avec la pression régionale de ravageurs du colza
- ◆ Les pratiques agricoles influencent l'utilisation d'insecticides du colza
- ◆ La complexité du paysage diminue l'utilisation d'insecticides du colza
- ◆ Ces facteurs interagissent entre eux

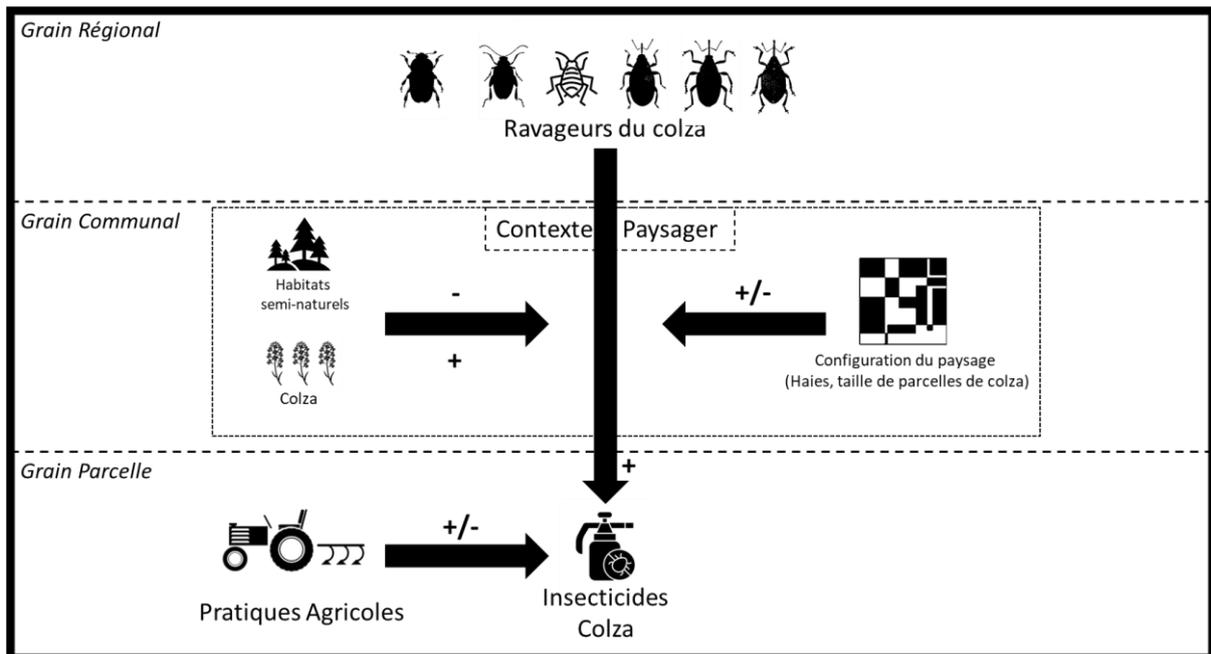


Figure 10 - Graphique conceptuel illustrant les hypothèses de la troisième partie de la thèse

Les bases de données mobilisées dans la thèse



AgroSyst : Un système d'information des pratiques des agriculteurs

Description du système d'information

AgroSyst est un système d'information qui décrit les systèmes de cultures des exploitations du réseau DEPHY Ferme créé par le plan Ecophyto en 2009. Ce réseau est composé d'agriculteurs volontaires pour l'implémentation de combinaisons de pratiques permettant de réduire leur usage de pesticides. Pour chaque système de culture faisant partie du réseau DEPHY, on retrouve dans AgroSyst les itinéraires techniques conduits sur chaque parcelle, les surfaces des parcelles, la commune dans laquelle est situé le siège d'exploitation, le mode de commercialisation des cultures et d'autres informations permettant d'identifier et de caractériser le système de culture.

Une particularité de ce système d'information est que les utilisateurs peuvent renseigner de deux façons différentes les informations à propos de leur système de culture : soit en mode "synthétisé", soit en mode "réalisé". La saisie en "synthétisé" décrit un système de culture "type" synthétisant l'ensemble des opérations culturales mise en place par l'agriculteur, chacune associée à une fréquence temporelle et spatiale sur une période donnée. Cette description contient notamment les pratiques agricoles ainsi que les différentes cultures présentes dans la succession culturale (Figure 11). À leur entrée au sein du réseau DEPHY ferme, les systèmes de culture doivent être obligatoirement renseignés en synthétisé trisannuel. Les itinéraires techniques moyens, mis en œuvre pendant trois ans, sont donc "synthétisés" en un système de culture théorique qui constitue un point 0, ou initial.

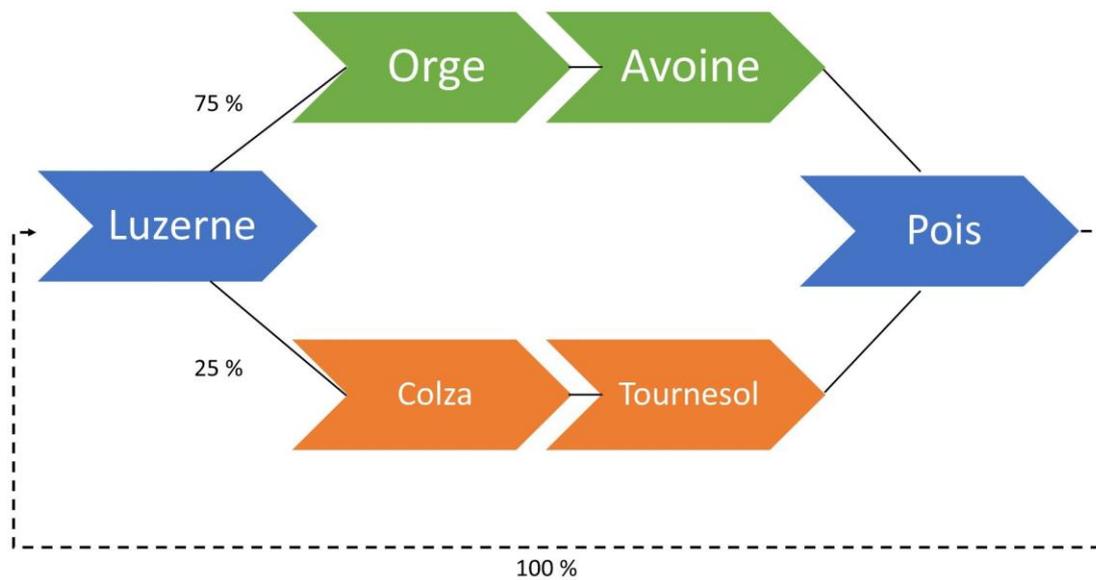


Figure 11 – Exemple d'un système de culture en synthétisé avec parcelle type

Après avoir décrit ce point initial, les utilisateurs ont le choix de continuer d'utiliser la méthode "synthétisée" en annuel en renseignant pour une parcelle type le système de culture représentatif des itinéraires techniques mis en place pendant un an, ou d'utiliser une saisie en "réalisé". Ce second mode de saisie décrit ce qui a réellement été mis en œuvre par l'agriculteur sur chacune de ces parcelles, une année donnée (Figure 12). Ces deux modes de saisies donnent un point de vue différent sur les pratiques agricoles des agriculteurs. Le mode "synthétisé" informe sur la manière dont l'agriculteur conceptualise la cohérence de son système de culture et raisonne ses choix stratégiques ; en revanche, il n'est pas possible de reconstruire à partir de ce type de saisie la séquence chronologique précise des interventions sur chacune des parcelles. Inversement, la saisie en mode "réalisé" permet d'étudier en détails les itinéraires techniques effectivement suivi sur chaque parcelle.



Figure 12 – Exemple de système de culture en réalisé avec parcelle type

Ainsi, selon la manière dont les informations relatives au système de culture ont été renseignées dans le système d'information, leur traitement se fera différemment. Pour un système de culture saisi en "synthétisé", l'Indice de Fréquence de Traitement en produits phytosanitaires (IFT) se calcule à l'échelle de l'ensemble du système de culture ; il peut être décliné pour chaque culture de ce système mais ne peut pas être calculé séparément pour chaque année ou chaque parcelle. Pour un système de culture saisi en "réalisé", il est à l'inverse possible d'obtenir une valeur d'IFT pour chaque année du système de culture et pour chaque parcelle. Compte tenu de cette différence dans le calcul des indicateurs, analyser les données en incluant à la fois des systèmes de cultures en "réalisé" et en "synthétisé" nécessite de bien définir la méthode d'agrégation.

Utilisation des données AgroSyst dans la thèse

Dans le cadre de cette thèse, nous avons uniquement mobilisé les systèmes de culture renseignés selon la méthode "réalisée", cela permet de sélectionner des pratiques annuelles. Les principales filières agricoles françaises sont représentées dans les systèmes de culture du réseau DEPHY : grandes cultures, polyculture-élevage, viticulture, maraîchage,

horticulture, arboriculture et cultures tropicales, et sont réparties sur la totalité du territoire français (voir Figure 13). Cette thèse mobilise uniquement les données grandes cultures et polyculture-élevage, soit au total plus 1300 systèmes de cultures, couvrant la période de 2009 à 2020.

Dans AgroSyst, la seule information disponible concernant la localisation des systèmes de culture est la commune où ils sont enregistrés administrativement (siège d'exploitation). L'absence de cartographie indiquant le positionnement des différentes parcelles pose un problème pour décrire le paysage environnant les parcelles. Pour remédier à cette absence de localisation précise du système de culture, j'ai réalisé une enquête web auprès des agriculteurs de la filière grandes cultures afin de pouvoir récupérer la localisation exacte d'au moins une parcelle de chaque système de culture (voir Annexe). Au moins une parcelle de 100 systèmes de culture a pu être précisément localisée, soit seulement 7.6% des systèmes de cultures en grande culture et polyculture-élevage, ce qui est très faible comparativement à l'investissement en temps pour cette enquête. Les analyses effectuées par la suite nécessitaient d'utiliser des critères de sélection (notamment pour le croisement avec les autres bases de données) qui ont chaque fois très fortement réduit l'effectif de ces systèmes de cultures localisés par rapport à l'ensemble des données. En conséquence, afin d'utiliser à chaque fois le plus grand nombre de données disponibles, nous avons choisi d'utiliser dans les analyses le positionnement à la commune et n'avons donc malheureusement pas pu utiliser l'information fine obtenue par enquête.

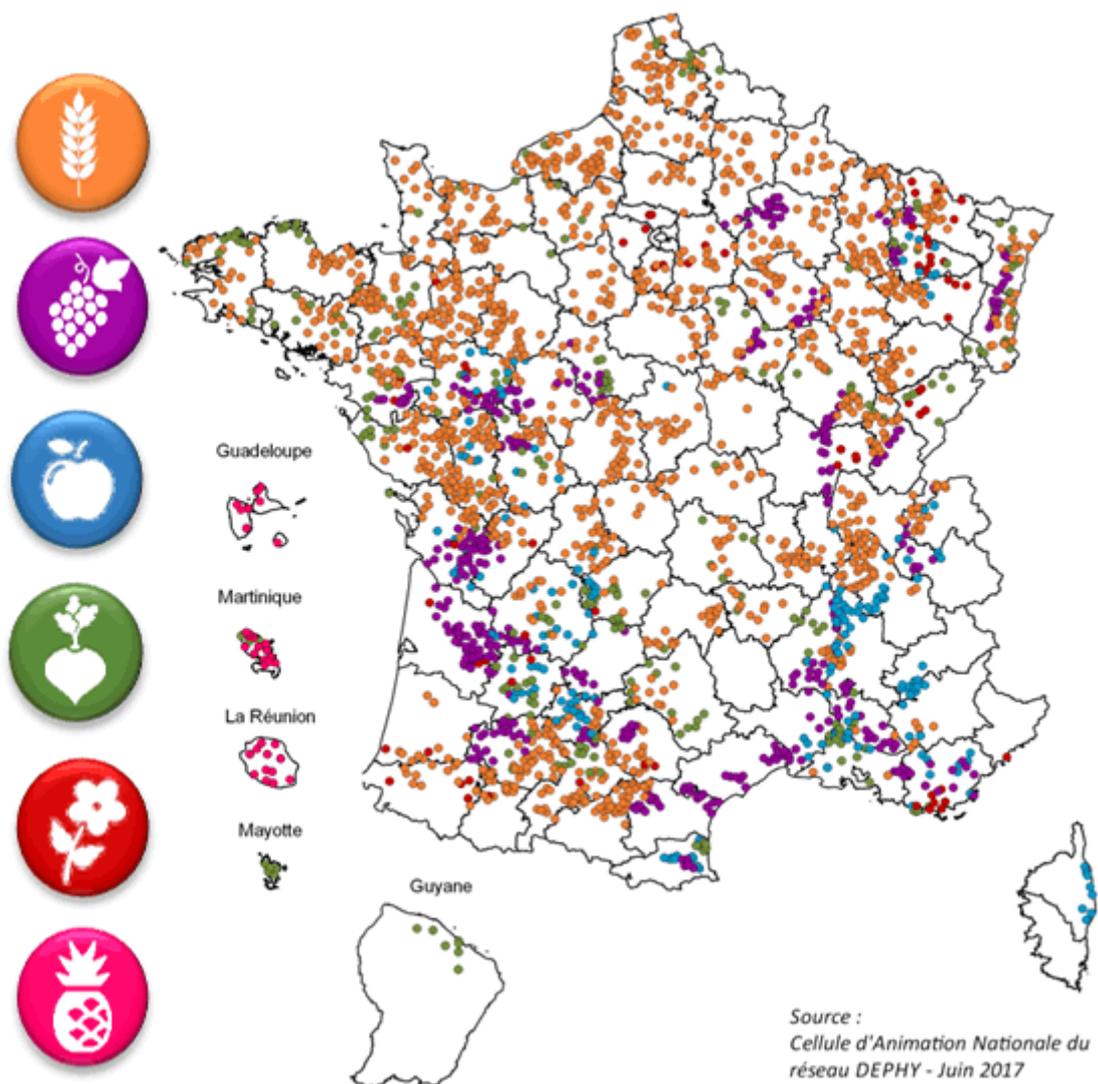


Figure 13 - Carte situant les systèmes de cultures enregistrés dans le réseau DEPHY sur le territoire national

La base de données AgroSyst présente de nombreux avantages, comme la possibilité d'avoir un nombre important d'informations dérivant les pratiques mises en œuvre par les agriculteurs. Avec un nombre croissant d'utilisateurs, de nombreux échanges et communications permettent de réfléchir à propos des possibles problèmes concernant l'analyse de données, mais aussi des meilleures façons de les exploiter. Cependant, compte tenu de l'échelle nationale de cette base de données, les saisies sont effectuées par un grand nombre de personnes ce qui peut poser des problèmes de fiabilité. Les saisies sont effectuées par les ingénieurs du réseau DEPHY qui ont une charge de travail importante. Le niveau de détail

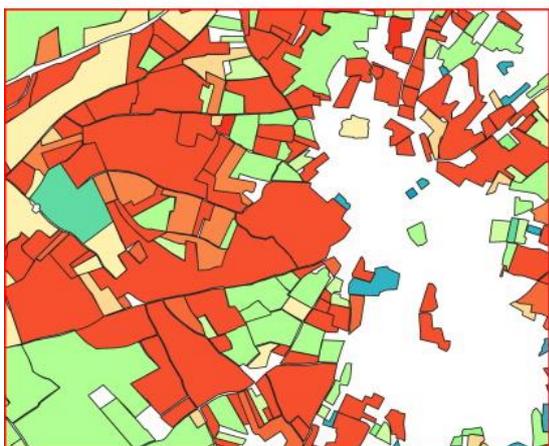
requis pour la saisie (on peut compter une vingtaine de types de pratiques – labour, fertilisation, pesticides – par culture dans la rotation et par parcelle) peut conduire à des erreurs de saisie pouvant altérer la qualité des données. Il est donc nécessaire avant toute analyse d'appliquer des filtres permettant d'identifier les erreurs et, si possible, d'appliquer des corrections.

Paysage : Entre carte de randonnée et déclaration à la PAC

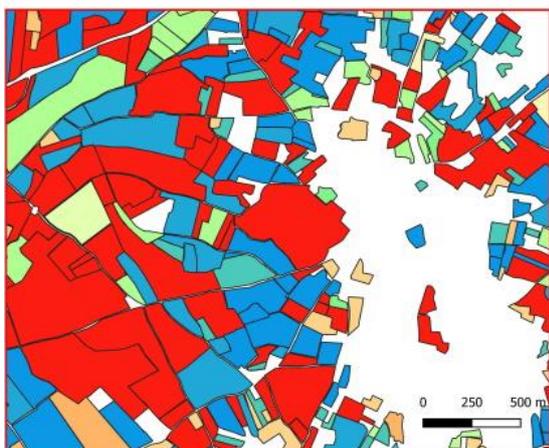
Le paysage, dans sa définition écologique, est un niveau spatial d'organisation supérieur à l'écosystème (Burel and Baudry, 1999). La description d'un paysage vise à quantifier et qualifier les patchs d'habitats (refuge, et/ou source de nourriture) et les corridors de déplacement, afin de comprendre les dynamiques spatiale et temporelle des organismes considérés, dans notre cas les ravageurs des grandes cultures. Pour cela, il est d'abord nécessaire d'établir une cartographie des zones d'études, c'est-à-dire dans notre cas de l'environnement paysager des systèmes de culture DEPHY. Les éléments importants à cartographier en lien avec la dynamique des ravageurs sont les parcelles de cultures (possibles ressources pour bioagresseurs) et les habitats semi-naturels comme les forêts, prairies ou haies (possibles refuges pour les ennemis naturels des ravageurs ou les ravageurs eux-mêmes). Pour les cultures, l'information à propos de la culture précise est nécessaire pour les ravageurs considérés comme spécialiste et n'ayant qu'une ou deux cultures comme ressource primaire.

Pour établir ces cartographies, j'ai mobilisé deux bases de données géographiques. L'occupation agricole des sols a été caractérisée chaque année à partir du Registre Parcellaire Graphique (RPG). Le RPG est une base de données géographiques qui sert de support pour l'instruction des aides de la politique agricole commune (PAC). Les données des années antérieures à 2015 décrivaient des îlots (regroupement de plusieurs parcelles) par un la culture principale sur les parcelles qui le compose, avec une nomenclature de 28 groupes cultureux. A partir de 2015, les données donnent le détail par parcelle de la culture principale et/ou culture

dérobée (24 grandes groupes culturaux, 350 classes de culture principale), ainsi que l'indication de si la parcelle est conduite en agriculture biologique, en agroforesterie, et/ou engagée au titre de Mesures Agro-Environnementales et Climatiques (MAEC) (figure 14). Les données sont anonymisées et les parcelles et îlots sont représentées au 1/5000ème. Cette base de données a permis d'avoir une cartographie du paysage agricole pour chaque année de la période considérée dans cette thèse (de 2007 à 2019).



RPG 2012 - Ilots cultureux



RPG 2017 - Parcelles graphiques A. Cornic - 04.08.20 - INRAe

Figure 14 - Exemple des différences de catégorisation entre RPG 2012 et RPG 2017 en région Occitanie (source : <https://artificialisation.developpement-durable.gouv.fr/bases-donnees/registre-parcellaire-graphique>)

Pour obtenir les informations à propos des habitats semi-naturels, la BD TOPO a été utilisée. Celle-ci correspond à une description vectorielle en 2D et 3D du territoire et des infrastructures sur l'ensemble du territoire français grâce à une modélisation et au regroupement de plusieurs bases de données géographiques déjà existantes. Les échelles vont de 1/2000 au 1/50000,

apportant alors une précision métrique. Celle-ci est mise à jour de manière régulière depuis 2007 (tous les cinq ans en moyenne) mais n'est pas millésimée. La BD TOPO est divisée selon plusieurs catégories : Administratif, Adresses, Bâti, Hydrographie, Lieux nommés, Occupation du sol, Services et activités, Transport et Zones réglementées. Dans notre cas, afin de cartographier les habitats semi-naturels (Figure 15), nous avons utilisé le thème Occupation du sol, et plus particulièrement la sous-catégorie Végétation qui contient les classes d'habitats suivantes : bananeraie (uniquement dans les Collectivités et Départements d'Outre-Mer), canne à sucre (uniquement dans les Collectivités et Départements d'Outre-Mer), forêts fermés de conifères, forêt fermée de feuillus, forêt fermée mixte, forêt ouverte, haie, lande herbacée (uniquement pour la Guyane), lande ligneuse, mangrove (uniquement dans les Collectivités et Départements d'Outre-Mer), peupleraie, rizière, verger, vigne et zone arborée.



Figure 15 - Exemple de la BD TOPO sur une zone centrée autour du village de Chuelles, dans le Loiret. On peut y voir les lignes topographiques, les noms de villages, chemins, la présence de cours d'eau ainsi que les routes et habitats semi-naturels

Afin de cartographier à la fois les occupations du sol des milieux agricoles et les habitats semi-naturels, ces deux bases de données géographiques ont été combinées. Pour éviter de possibles recouvrements sur certaines zones et donc des erreurs dans les calculs de métriques paysagères, nous avons écarté l'option d'une simple superposition. La méthode alternative que nous avons retenue a consisté à : 1) délimiter chaque zone d'étude (dans notre cas le polygone de délimitation de chaque commune associée à un système de culture Dephy) ; 2) remplir chaque zone d'étude avec les données du RPG afin de récupérer les cultures présentes ; 3) compléter les espaces vides avec les données de la BD TOPO afin de récupérer les habitats semi-naturels (Figure 16). J'ai appliqué procédure sous R à l'aide du package alm sur R développé par Allart et al., (2020) qui utilise les packages spatiaux (sp notamment). En parallèle de cette procédure, pour le chapitre 1, la proportion d'agriculture biologique a été récupérée en utilisant les données de l'agence française du développement et de la promotion de l'agriculture biologique à l'échelle municipale (<https://www.agencebio.org/>).

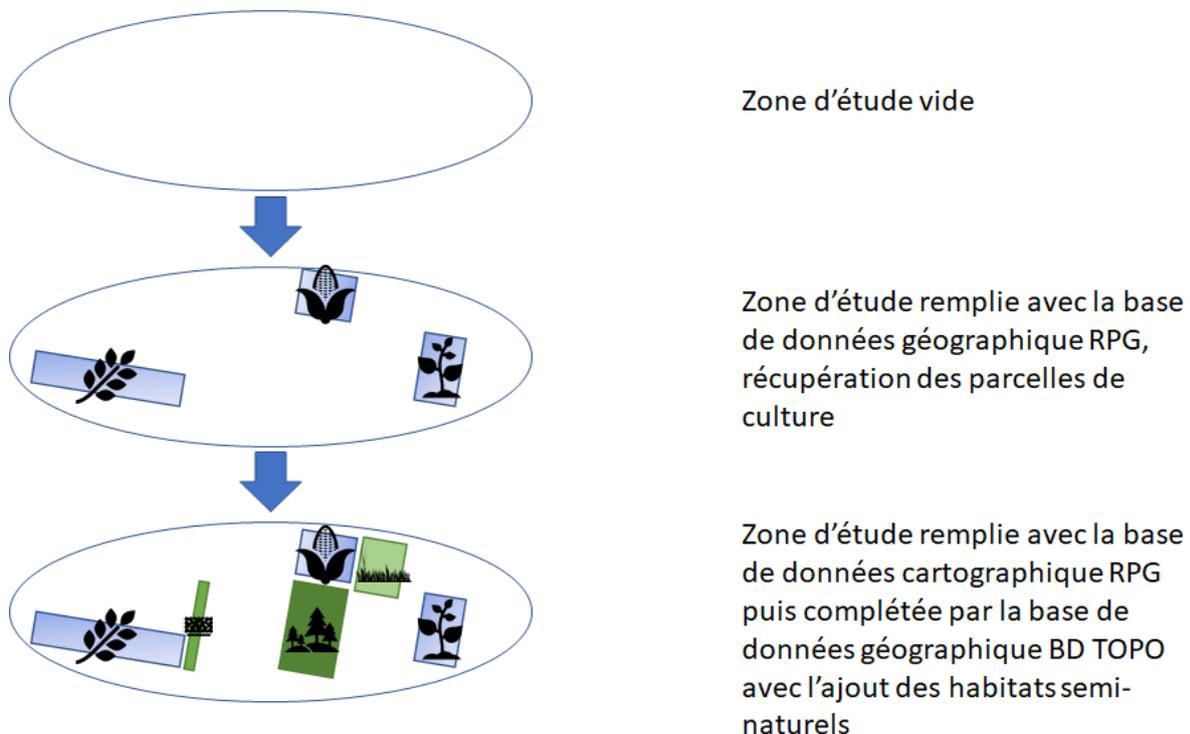


Figure 16 - Procédure de récupération du paysage pour une zone d'étude, la zone d'étude est d'abord vide, puis est remplie par le paysage agricole et ensuite complétée par les habitats naturels

Ces sources cartographiques m'ont permis d'obtenir des métriques paysagères pour chaque chapitre (Tableau 2).

Tableau 2 – Métriques paysagères et source de données cartographiques, certaines métriques paysagères peuvent provenir de la BD TOPO et du RPG

Source	Chapitre 1 (grain régional)	Chapitre 2 (grain municipal)	Chapitre 3 (grain buffer de rayon 5km)
<i>BD TOPO</i>	pHaie	pHSN	pForet
	pForet		
<i>RPG</i>	pPrairie pCultures Pérennes	pHSNL	pHSNL pPrairie
	pColza_Moutarde	AireCulture	pColza
	pCéréales		AireColza
	pCultures		
<i>Agence française du développement et de la promotion de l'agriculture biologique</i>	pAgricultureBiologique		

Epiphyt: Une base de données hétérogène de bioagresseurs

Pour quantifier le niveau de pression en ravageurs dans l'environnement des systèmes de culture DEPHY, nous avons utilisé la base de données Epiphyt. Cette base de données comprend toutes les observations de bioagresseurs (principalement insectes ravageurs, champignons phytopathogènes et limaces, Figure 17) utilisées pour publier le Bulletin de Santé du Végétal (Michel 2016, <https://agriculture.gouv.fr/bulletins-de-sante-du-vegetal>). L'objectif de celui-ci est de rendre compte, régulièrement au cours de chaque année, de l'état sanitaire des cultures en mobilisant des données d'observations, des données de modélisation et des données de suivis biologiques en laboratoire. Il permet ainsi une évaluation du risque phytosanitaire afin de prévenir les agriculteurs de possibles risques liés à des bioagresseurs. Epiphyt a été créé en 2011 dans le cadre du plan ECOPHYTO afin de rassembler toutes les observations réalisées sur des parcelles par les différents instituts travaillant avec les chambres d'agriculture régionales, les observations étant présentes sur tout le territoire national français. Toutes les observations sont localisées et pour chaque observation sont indiqués : la source de l'observation (institut technique ou chambre d'agriculture, Figure 18),

la date d'observation, le protocole d'observation, la culture où a eu lieu l'observation, et l'identité du bioagresseur observé. L'information concernant le protocole d'observation permet de connaître le stade phénologique de la culture où est observé le bioagresseur, le support/organe observé (plante entière, cotylédon etc.), le type d'échantillonnage, le type d'observation (qualitative, quantitative ou piège), l'unité de mesure (proportion, nombre d'individu, etc.). L'information concernant l'identité du bioagresseur est rarement donnée avec le nom précis de l'espèce mais plutôt avec une terminologie peu spécifique qui englobe souvent potentiellement plusieurs espèces (par exemple 'pucerons des céréales').

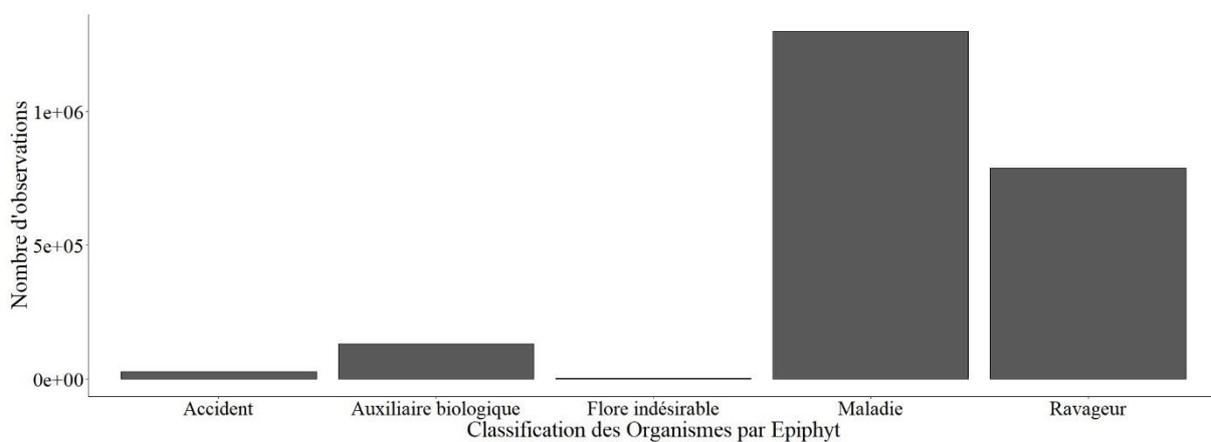


Figure 17 - Nombre d'observations selon le type d'organisme observé (classification epiphyt). Les catégories Accident et Auxiliaires correspondent aux divers stress abiotiques et ennemis naturels (même si certains bioagresseurs y sont aussi compris)

L'analyse des données Epiphyt peut notamment se faire par culture, en sélectionnant alors tous les bioagresseurs liés à celle-ci, ou à l'inverse par bioagresseur en sélectionnant toutes les cultures et années où celui-ci a été observé. La sélection peut aussi se faire bien sûr par année, par protocole ou par région d'observation, ces différents critères pouvant être combinés entre eux.

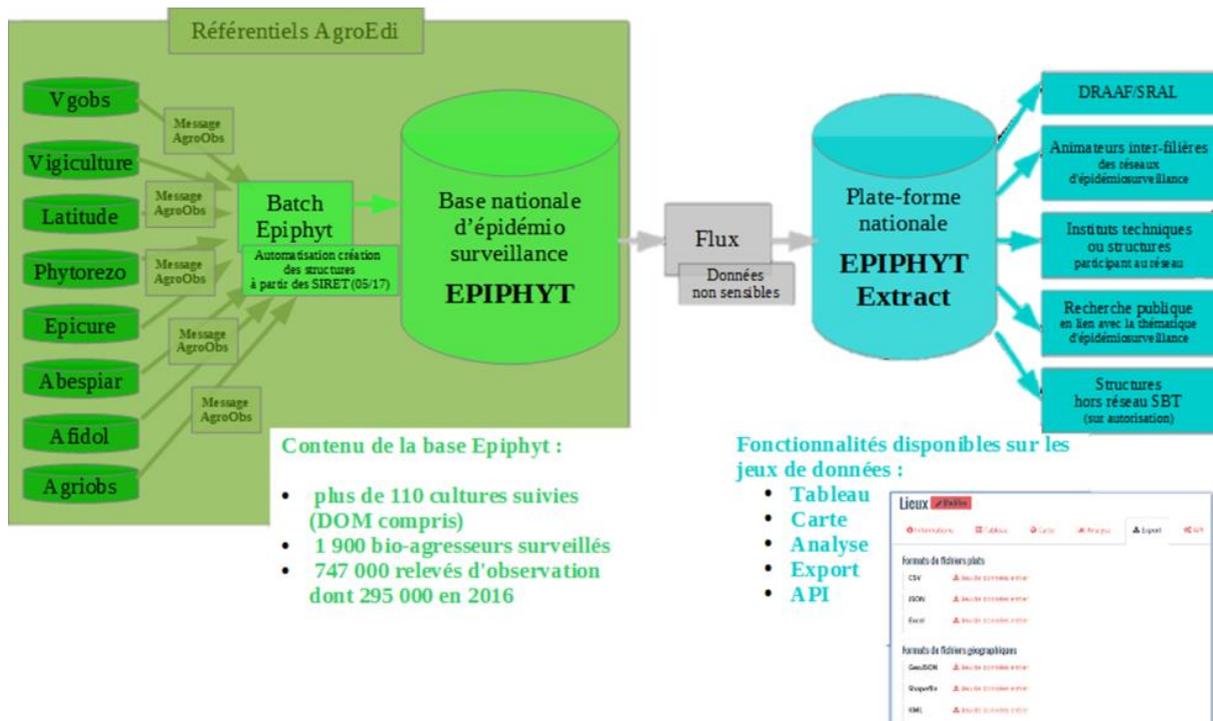


Figure 18 - Sources des données présentes dans la base nationale d'épidémiologie surveillance Epiphyt

Les données Epiphyt permettent d'avoir une vue globale de la présence des bioagresseurs sur différentes années et sur tout le territoire métropolitain français. Cependant il y a une disparité des observations entre années : les années 2017 et 2018 ont nettement plus d'observations que les autres (Figure 19). Il y a également une disparité spatiale, certaines régions étant moins échantillonnées que d'autres (Figure 19).

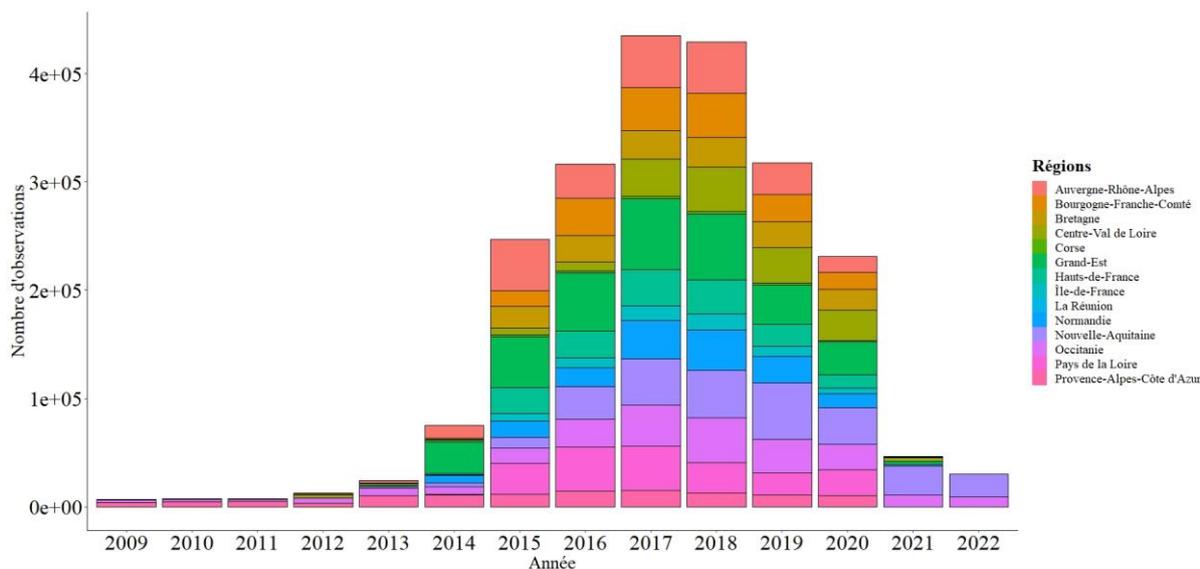


Figure 19 - Nombre d'observations par année et par région

Ces disparités se retrouvent aussi entre bioagresseurs, certains d'entre eux étant plus observés telle ou telle année, ce qui, au-delà de réelles différences interannuelles dans les niveaux de populations, peut aussi résulter d'une surveillance plus accrue ou une présence de cultures hôtes plus importantes. A cela s'ajoute une diversité importante de protocoles associés à chaque bioagresseur à la fois en termes de fréquence d'observation (par exemple certains suivis sont réalisés de manière hebdomadaire sur un mois et d'autres de manière mensuelle sur quatre mois), ou en termes de variable mesurée (par exemple soit le pourcentage de plantes atteintes, soit le nombre d'individus par mètre carré). Dans cette thèse, les données bioagresseurs d'Epiphyt ont été analysées au grain géographique de la petite région agricole (PRA, <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/methodon/Z.1!/searchurl/listeTypeMethodon/>), zone géographique située entre le département et la commune et dont les pratiques agricoles sont considérées homogènes (Figure 20).

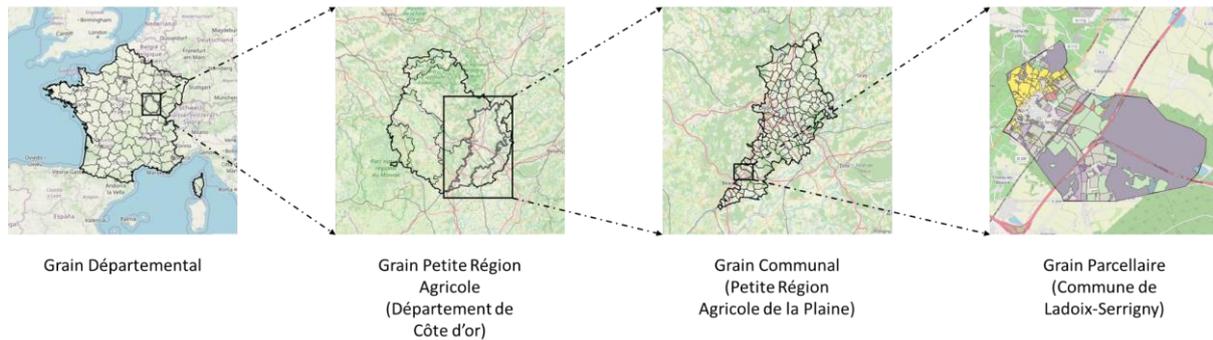


Figure 20 – Différents grains d'analyse

SAFRAN : Une base de données météorologiques

La dernière base de donnée utilisée est SAFRAN dont l'acronyme signifie Système d'Analyse Fournissant des Renseignements Adaptés à la Nivologie, montrant l'origine première de la base de données (Quintana-Seguí et al., 2008). Elle fut initialement développée afin d'estimer les risques d'avalanches en montagne par le Centre National de Recherches Météorologiques puis fut adaptée sur tout le territoire métropolitain français afin d'assurer le suivi hydrologique. Elle est actuellement utilisée dans des études climatologiques car de nombreuses variables météorologiques y sont renseignées (26 paramètres sont fournis, tableau 2). Les variables sont données sur le territoire français découpé en 8400 mailles carrées de 64 km².

Tableau 3 – Descriptif des métriques météorologiques disponibles sur SAFRAN

Variable	Description	Unité
<i>prenei_q</i>	Précipitations solides (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm
<i>preliq_q</i>	Précipitations liquides (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm
<i>pe_q</i>	Pluies efficaces (cumul quotidien)	mm
<i>t_q</i>	Température moyenne des 24 températures horaires (01-00 UTC)	°C
<i>tinf_h_q</i>	Température minimale des 24 températures horaires (07-06 UTC)	°C
<i>tsup_h_q</i>	Température maximale des 24 températures horaires (19-18 UTC)	°C
<i>ff_q</i>	Vent (moyenne quotidienne) à 10m	m/s
<i>dli_q</i>	Rayonnement atmosphérique (cumul quotidien)	J/cm ²
<i>ssi_q</i>	Rayonnement visible (cumul quotidien)	J/cm ²
<i>evap_q</i>	Évapotranspiration réelle (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm
<i>etp_q</i>	Évapotranspiration potentielle (formule de Penman-Monteith)	mm
<i>q_q</i>	Humidité spécifique (moyenne quotidienne)	g/kg
<i>hu_q</i>	Humidité relative (moyenne quotidienne)	%
<i>swi_q</i>	Indice d'humidité des sols (moyenne quotidienne 06-06 UTC)	%

Variable	Description	Unité
<i>drainc_q</i>	Drainage (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm
<i>runc_q</i>	Ruissellement (cumul quotidien 06-06 UTC)	mm
<i>wg_racine_q</i>	Contenu en eau liquide dans la couche racinaire à 06 UTC	m ³ /m ³
<i>wgi_racine_q</i>	Contenu en eau gelée dans la couche de racinaire à 06 UTC	m ³ /m ³
<i>hteurneige_q</i>	Épaisseur du manteau neigeux (moyenne quotidienne 06-06 UTC)	m
<i>hteurneige6_q</i>	Épaisseur du manteau à 06 UTC	m
<i>hteurneigex_q</i>	Épaisseur du manteau neigeux maximum au cours de la journée	m
<i>snow_frac_q</i>	Fraction de maille recouverte par la neige (moyenne quotidienne 06-06 UTC)	%
<i>ecoulement_q</i>	Écoulement à la base du manteau neigeux	mm
<i>resr_neige_q</i>	Équivalent en eau du manteau neigeux (moyenne quotidienne 06-06 UTC)	mm
<i>resr_neige6_q</i>	Équivalent en eau du manteau neigeux à 06 UTC	mm

Chapitre 1 : Déterminants régionaux paysagers et environnementaux des proportions d'occurrence de bioagresseurs



© Air Papillon

Les bioagresseurs, et en particulier les ravageurs des cultures, sont des organismes causant de nombreux dommages au sein des parcelles et ils sont responsables des pertes de rendements parfois importantes, nécessitant un contrôle régulier de la part des agriculteurs. Ces ravageurs sont influencés par différents facteurs à différentes échelles géographiques. A l'échelle de la parcelle, le choix de la culture et les pratiques agricoles influencent leur occurrence de manière directe (traitement, variété résistante, ...) ou indirecte (décalage de date de semis, culture associée, ...). A l'échelle supérieure, la présence de culture hôtes ou d'habitats semi-naturels dans le paysage impactent les dynamiques écologiques de ces organismes en les limitant ou en les favorisant, et conditionnent leur dispersion entre parcelles. La dynamique de ces organismes est également sous contrainte des facteurs climatiques. Dans la littérature, l'influence du paysage et des facteurs climatiques a été largement décrite en considérant un rayon donné autour des parcelles suivies (cercles concentriques de rayon 200 m, 500 m, etc..). En revanche, la contribution du paysage et des facteurs climatiques dans la détermination des occurrences de ravageurs à l'échelle régionale n'a jamais été étudiée de manière centrale.

Questions de recherche :

- Existe-t-il des différences interrégionales de niveau de pression de ravageurs ?
- Existe-t-il des différences inter-ravageurs dans les niveaux de pression régionale ?
- Est-ce que le contexte paysager régional influence les occurrences de ravageurs ?

Matériels et méthodes mobilisés : Nous avons caractérisé à l'échelle du territoire français la pressions de plusieurs ravageurs (pucerons des céréales, ravageurs du colza et limaces) par leur proportion d'occurrence régionale, en utilisant les données d'observations du réseau national d'épidémiosurveillance Epiphyt pour 181 petites régions agricoles (PRAs) en 2018.

Pour chacune de ces PRAs, les contextes paysager et climatique (caractérisant l'hiver et l'été précédant les observations) ont été caractérisés pour chercher à expliquer la proportion d'occurrence de ravageurs avec des modèles linéaires. Pour chaque ravageur considéré, nous avons utilisé une approche de sélection de modèles et de modèle moyen afin d'identifier les variables importantes et de hiérarchiser leur contribution.

Résultats : Ce chapitre met a mis évidence l'influence du contexte paysager régional sur la pression régionale de ravageurs. Les résultats ont aussi révélé une variabilité interrégionale et inter-ravageurs. La proportion d'occurrence des limaces était affectée positivement par la température et l'humidité du sol hivernale, ainsi que l'humidité du sol estivale et la proportion de haies, et négativement par les précipitations moyennes hivernales. La proportion d'occurrence des pucerons des céréales était influencée négativement par la proportion de prairies. Enfin, la proportion d'occurrence des ravageurs du colza était influencée négativement par l'humidité estivale de l'air ainsi que la proportion de cultures pérennes et de prairies. Cette analyse a également montré que les caractéristiques paysagères qui influencent le plus les ravageurs à l'échelle régionale ne sont pas forcément les mêmes qu'à l'échelle locale.

Bilan de l'apport de cette partie : Les proportions d'occurrence calculées dans cette partie pourront ensuite être utilisées afin de servir de pression régionale de ravageurs et de comprendre leur effet sur l'utilisation d'insecticides au sein de systèmes de cultures. Nous essayerons ensuite d'expliquer l'utilisation d'insecticides au sein de systèmes de cultures engagés dans un souhait de réduction de dépendance aux pesticides, par le contexte paysager local, le type de système de culture et la pression régionale de ravageurs

Weather and landscape drivers of the regional level of pest occurrence in arable agriculture: a multi-pest analysis at the French national scale

Emeric Courson ^a, Sandrine Petit ^a, Sylvain Poggi ^b, Jean Villerd ^{a,c}, Benoit Ricci ^{a,d}

Publié dans **Agriculture, EcoSystems & Environment**

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108105>

^a Agroécologie, INRAE, Institut Agro, Univ. Bourgogne, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

^b IGEPP, INRAE, Institut Agro, Univ Rennes, 35653, Le Rheu, France

^c LAE, INRAE, Univ. Lorraine, F-54500 Vandœuvre-lès-Nancy, France

^d ABSys, Univ Montpellier, CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France

Abstract

Limiting crop pests while favouring environmentally friendly practices is challenging. It is required to identify the main drivers of infestation for multiple pests at different scales. In particular, large scale approaches are missing, while they could contribute to increase the predictability of pest infestation. In this study, the French national Epiphyt dataset (part of the national epidemiological monitoring service) was used to assess the relative importance of weather and landscape drivers on the between-region variability in the level of occurrence of some agricultural pests. Using a regional resolution, we analysed the proportion of occurrence of slugs, cereal aphids and oilseed rape pests over 181 small agricultural areas ('regions') across France in 2018. The mean proportion of occurrence per region was 0.17 for slugs, 0.25 for cereal aphids and 0.61 for oilseed rape pests. Weather variables were more explanatory than landscape ones for the proportion of occurrence of slugs and oilseed rape pests while the two types of variables had a similar level of explanation for the regional proportion of aphid occurrence. Slugs were favoured by high winter temperatures, high soil wetness index and important proportions of hedgerows in the region but negatively influenced by high winter rainfalls. Cereal aphids and oilseed rape pests were negatively influenced by the regional proportion of grassland. Additionally, the winter air humidity and the proportion of perennial crops in the region decreased the proportion of occurrence of oilseed rape pests. We detected no effect of the proportion of host crop or the proportion of organic farming in the region. This study emphasizes that, in line with findings derived from more local studies, weather characteristics are an important driver of the regional level of pest occurrence in arable fields; it also highlights that the proportion of grassland at the regional scale could be a key tool to design insect-pest suppressive landscapes.

Keywords: arable farming, oilseed rape insect pests, aphids, slugs, organic farming.

1. Introduction

Agricultural systems are currently challenged by the need to reconcile the preservation of environmental resources and food production goals and meeting this challenge calls for a transition toward more environmentally friendly practices (Pretty et al., 2018). One of the key issues in this transition is to achieve the control of crop pests that can cause severe crop yield losses (Oerke, 2006; Oliveira et al., 2014) while reducing the reliance of agricultural systems on pesticides. Curative pest management measures are generally implemented locally by land managers, yet, integrating knowledge about how the level of pest occurrence varies across space could facilitate the design of effective preventive pest management strategies (Montràs-Janer et al., 2020).

In arable farming, the drivers of the local occurrence or abundance of invertebrate crop pests have been extensively studied. The influence of local climatic conditions has long been recognised and temperature is often cited as a major factor affecting the cycle of herbivorous pests (Cammell and Knight, 1992; Bale et al., 2002). A warm climate can drastically increase the number of generations per year in insect pests (Yamamura and Kiritani, 1998; Das et al., 2011) and affect their distribution and abundances (Laštůvka, 2009). For example, in French regions characterized by mild winter temperatures, the absence of lethal frosts allows aphids to remain active and reproduce throughout winter (Andrade et al., 2016). The effect of temperature on pests can vary according to the season, warm and wet winters being favourable for slugs while warm and dry summers penalize their development (Willis et al., 2006). Many studies have also explored the impact of the landscape context of crop fields on in-field pest populations, by considering the composition or the configuration of the landscape within buffers from 500m to 2km around observation plots (Veres et al. 2013). Pest reproduction and dispersal can be reduced by spatial disruption (fragmentation of the host crop, barriers) and/or by limited amount of resource which makes the pest less efficient in locating and colonizing its host crop (Gaba et al., 2015). In addition, the landscape can modulate levels of natural enemies and their regulating effects on pests (Thies and

Tscharntke, 1999). It is often reported that the proportion of semi-natural habitats in the landscape has a positive impact on pest natural enemies (Bianchi et al. 2006; Bianchi et al., 2013), yet these habitats can also offer overwintering refuges, mating or feeding sites for some pests (e.g. pollen beetle, Rusch et al., 2011). It is also often assumed that the amount of the pest host-plant crops in the surrounding landscape can increase pest abundance in a local field (Veres et al., 2013; and for e.g. for the wheat stem sawfly, Rand et al., 2014), although, in some instances, large amounts of host crops in the landscape can lead to the dilution of pests (e.g. specialist oilseed rape pests, Zaller et al., 2008a). Local and landscape-scale farming management may also affect local pest abundance (for a review, see Petit et al., 2020). For example, arable organic farming may be source of pests because their management is implemented without pesticides, but increased cover of organic farming in the landscape may also enhance in-field natural enemies and natural pest control.

Available meta-analyses highlight that the landscape context of arable fields affects pest populations but also show that these effects are difficult to generalize because they are often context-dependent and vary according to the type of organism under focus (Chaplin-Kramer et al., 2011; Veres et al., 2013; Karp et al., 2018; Muneret et al., 2018).

In comparison, few studies have investigated the relationships between landscape properties and pest occurrence levels at broader regional or national scales. In the United States, pest abundance in orchards was shown to vary between regions in response to landscape and management practices (Hogmire et al., 2009). Similarly, Margosian et al. (2009) showed that variations in pest risk between states of the United States were partly related to landscape properties at the county level. In Europe, Andrade et al. (2015) found that variations of abundance of aphid-parasitoid were driven by the field surrounding landscape but also by landscape characteristics at regional scale. Rusch et al. (2012) extrapolated the effects of landscape indicators calculated in buffers to predict pollen beetle occurrence at a regional scale. How processes change with the considered scale is a central question in ecology (Levin, 1992) and should guide the choice of the spatial grain that is the more relevant to implement

agricultural policy rules (e.g. Merckx and Pereira, 2015). If regional climatic and landscape properties are identified as general main drivers of pest occurrence, accounting for such effects at large scale could help predicting local outbreaks.

The emergence of large-scale pest monitoring programmes is considered as important step to progress in the large-scale identification of pest hot-spots and the limitation of outbreaks (Cardim Ferreira Lima et al., 2020; Harrington et al., 2007; Prasad and Prabhakar, 2012). In France, such large-scale observational network was set up in 2011 as a part of the national epidemiological monitoring service (Epiphyt, <https://agriculture.gouv.fr/epidemiosurveillance-le-systeme-dinformation-epiphyt>). The survey of multiple pests is routinely carried out by French private or institutional partners of the Ministry of Agriculture and Alimentation over more than 40 annual and perennial crop types. For example, between 2011 and 2021, an average of 1700 winter wheat plots were monitored each year to assess the abundance of more than 200 pests. The main objective of Epiphyt is to use data collected in real time to produce official qualitative reports informing weekly or monthly on the presence of each pest at a regional level, with the aim to help farmers and advisers adjusting tactical choices and notably the number and timing of pesticide applications. However, a posteriori analysis of this unique national dataset may also contribute to the understanding of the spatial structure and the main drivers of the level of occurrence of multiple pests at large scales, e.g. national or regional levels.

Here, we assess the relative importance of different drivers of the between-region variability in the level of pest occurrence across France. We focused on three types of major pests in annual crops and for which quantitative data were available in the Epiphyt database: slugs, cereal aphids, and oilseed rape insect pests. Using Epiphyt for the year 2018, we computed the proportion of occurrence of these three pest types at a regional scale and analysed the inter-regional variations across France. Specifically, we investigated the following questions: (i) what are the relative effects of regional climate and landscape characteristics on the regional proportion of occurrence of pests; (ii) does the proportion of organic farming in the landscape

induce higher proportion of occurrence of pests; (iii) do the observed patterns depend on the type of pests.

2. Materials and methods

2.1. Regional grain of the study

The Epiphyt database contains multiple local records of pest damage that we aggregated at a regional level in this analysis. The regional grain of aggregation we chose is the well-established 'Small Agricultural Areas' (further referred as SAAs) defined by the French Ministry of Agriculture (<https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/methodon/Z.1!/searchurl/listeTypeMethodon/>). A SAA is a geographical area considered as homogeneous in terms of agricultural practices.

We focused on pest data from 2018, as the sampling effort on these pests was maximal that year. From the 714 SAAs of the French metropolitan territory, we retained the 181 SAAs that included at least one surveyed field for each one of the three types of pests in 2018, allowing for a comparative analysis between the types of pests. The selected SAAs covered most of central and northern France, which are regions where arable crops are well represented (Figure 1A). There were also a few SAAs in south-western France. The 181 SAAs were highly variable in size, the smaller one covering less than 4000 ha and the largest one covering almost 380 000 ha (mean SAA area =113 300 ha).

2.2. Estimation of regional proportion of occurrence of pests

2.2.1 Local records in Epiphyt

The Epiphyt database contains local records of pest damage estimated in the field as the proportion of crop plants where the pest is observed. In the database, pest presence is attributed to pest types rather than specific pest species. Pest damage by slugs were probably

mostly related to *Deroceras reticulatum* and *Arion hortensis* (Keiser et al. 2012). Similarly, cereal aphids causing most of the observed crop damage were probably mostly *Sitobion avenae* and *Rhopalosiphum padi* (Tatchell 1989). In the case of damage to oilseed rape crops, they were attributed in the database either to the pollen beetle *Meligethes aeneus* (damage to flowers) or to the stem weevil *Ceutorhynchus napi* (damage to the stem). In our analyses, we considered records of damage inflicted by the two species into one pest type category (OSR pests) as we considered that both species were spring specialist insect pests of oilseed rape.

As observational protocols varied between SAAs, we could not use this quantitative data and each local record was converted into presence/absence data at field scale. In some instances, the same fields were surveyed multiple times during 2018.

We extracted 2197 local records of slug damage derived from observations conducted in 767 fields of soft and durum wheat, barley, triticale or beet. Surveys were mostly conducted from October to December 2018. The number of local records of slug damage per SAA was on average 12.1 (min = 1, max = 76) and was positively correlated to the size of the SAA (spearman correlation test, $\rho=0.39$, $p\text{-value}=4.01 \text{ e-}08$) and to the total area of host crop in the SAA (spearman correlation test, $\rho=0.45$, $p\text{-value}= 2.5 \text{ e-}10$, Figure S1).

Similarly, we extracted 3498 reports of aphid damage in aphid host-crops, i.e. 1098 fields of soft and durum wheat, barley and triticale. Surveys were conducted mostly from February to April and from October to November. The number of aphid records per SAA was on average 19.3 (min = 1 , max = 241) and was positively correlated to the size of the SAA (spearman correlation test, $\rho=0.45$, $p\text{-value}=2.7\text{e-}10$) and to the total area of host crop in the SAA (spearman correlation test, $\rho=0.44$, $p\text{-value}=6.4 \text{ e-}10$, Figure S1).

Finally, we extracted 2163 reports of OSR pest damage in oilseed rape in 578 fields during spring (February-June). The number of records per SAA was on average 11.9 (min = 1, max = 100) and was positively correlated to the size of the SAA (spearman correlation test,

$\rho=0.14$, $p\text{-value}=0.05$) and to the total area of host crop in the SAA (spearman correlation test, $\rho=0.49$, $p\text{-value}=2.5 \text{ e-}12$, Figure S1).

2.2.2 Aggregation of pest damage data at the SAA level

To fulfil the objective of identifying the drivers of differences in the proportion of occurrence of pests between regions, we aggregated the information derived from Epiphyt at the SAA level. We chose to aggregate occurrence information in each SAA from the local records (and not the surveyed fields), as we considered that it conveyed the most comprehensive information at that broad geographical resolution.

We thus estimated for each of the 181 SSAs a proportion of regional pest occurrence (PPO) calculated as the number of records with pest presence divided by the total number of records of the specific pest in the SAA. PPO thus varied between zero (the pest occurred in none of the records in the SAA) and one (the pest occurred in all the records in the SAA). We estimated 'PPOsl' for slugs, 'PPOap' for aphids and 'PPOosr' for OSR pests. A global proportion of pest occurrence ('PPOgl') was also calculated by combining the surveys of the three types of pests (7858 records).

2.3. Weather conditions of SAAs

The interpolated meteorological dataset of Meteo-France (SAFRAN database) was used to characterise the weather conditions in each SAA. We retained 5 weather descriptors, namely the mean daily temperature, the mean daily rainfall, windspeed, soil wetness index and air humidity, were averaged in space over all meshes of the interpolated grid intersecting each SAA. Because the pest damage surveys were conducted over rather long periods (see section 2.1.1) and at periods that differed among the pest types, we chose to consider in our analyses the weather conditions prevailing during the summer and winter periods that preceded the pest

damage surveys. These two periods include the most annual extremes for key weather variables expected to affect the life cycle of the three types of pests (e.g. Willis et al., 2006; Das et al., 2011; Andrade et al., 2016). Summer corresponds to the period when slugs search for a moist shelter to avoid hot temperatures (Barnes and Weil, 1945), when cereal aphids develop winged forms and spread over summer crops (Vickerman et al. 1979), and oilseed rape pests emerge (Williams and Free, 1978). Conversely, winter corresponds to the overwintering period for slugs (Barnes and Weil, 1945), the egg laying period for aphids (Vickerman et al. 1979), and the flight period for oilseed rape pests (Williams and Free, 1978). The five weather descriptors were thus averaged in time for each SAA (i) over the 2018 winter period (from 21/12/2017 till 19/03/2018), (ii) over the 2018 summer period (from 21/06/2018 till 19/09/2018). For oilseed rape pest that were monitored in spring 2018, we considered weather conditions of the preceding summer (2017). This led to a total of 15 weather variables (see ranges of variation in Table 1). It should be noted that the range is smaller than the expected one for France as none of the 181 SAAs experience a Mediterranean climate. The summary of weather conditions in the 181 SAAs is presented as a map in Figure S2. The correlations between weather variables are presented in Figure S4.

2.4. Landscape properties of SAAs

Land use maps were created for each of the 181 SAAs by combining (i) the French Land Parcel Identification System (a geographical database designed for the registration of parcels from farmers within the framework of the European Common Agricultural Policy) that informs on the type of crop grown in each field in 2018; and (ii) the BD TOPO® (v2 2017, IGN, French National Geography Institute) which notably provides information about semi-natural habitats. Land use maps were used to compute for each SAA the proportion cover of arable land (Figure 1A), woody semi-natural habitats, i.e. forest and hedgerows (Figure 1B) and permanent and temporary grasslands (Figure 1C). In addition, we estimated the area of host crops for the

three types of pests under focus i.e. the proportion cover of cereals (specifically straw cereals and maize) for cereal aphids, the proportion cover of oilseed rape and mustard for OSR pests, and the proportion cover of arable crops for slugs. (Figure S3). We also considered the proportion of perennial crops in the SAA. Finally, we computed the proportion cover of organic crops in the SAA (all crop types, i.e. including non-arable crops) using 2017 municipality-level data provided by the French Agency for the Development and Promotion of Organic Agriculture (<https://www.agencebio.org/>). The list and range of values of the landscape variables used to explain the inter-regional variation in pest occurrence is presented in Table 2.

As expected, across the SAAs, the proportion of arable crops was negatively correlated to the proportion of grassland ($r=-0.5$, p -value < 0.05) (Figure S4).

2.5. Statistical analysis

The proportion of occurrence of pest was analysed through four distinct sets of analyses. For each one, we performed generalized linear models in a multi-model inference approach (Burnham and Anderson, 2002). Since PPO variables corresponded to a proportion of occurrence, we fitted a beta-binomial distribution that allowed to reduce overdispersion compared to a binomial or quasi-binomial distribution (Harrison, 2015, Richards, 2008). In order to account for the variability in the number of records between SAAs, the response variable was specified as a two-column integer matrix corresponding respectively for each SAA to the number of pest presence records and the number of pest absence records (Comulada et al., 2007).

All possible models combining the weather variables and the landscape variables (either six or seven variables depending on the choice of the host crop variable for each analysis, see Table 1) were run, excluding models that would have included two or more variables too highly correlated (absolute Spearman correlation $r>0.7$, Figure S4) and models having issues of

multicollinearity by calculating the Variance Inflation Factor (vif function from the car package v3.0.12). Models having at least one predictor with a VIF value exceeding 10 were not considered (Akinwande et al. 2015). All models were ranked according to the corrected Akaike's information criterion (AICc).

In order to assess the relative role of weather and landscape variables, the AICc of the best model including either only landscape variables, or only climate variables, or landscape and climate variables together (i.e. overall best model) were compared to the AICc of the null model. We calculated in each case a simple relative quality index $RQI = |AICc_{\text{best model}} - AICc_{\text{null model}}|$. Because lower AICc values are indicative of better model quality, RQI is an increasing function of the quality of the best model for each set of variables. It is useful to note that, since the calculation of the AICc includes a penalty increasing with the number of predictors, models including more variables are not systematically expected to lead to higher RQI values.

In addition, full average coefficient estimates were calculated over all relevant models (DAICc <2 relatively to the overall best model, Burnham and Anderson, 2002). The strength of the effect of each variable in the average model was assessed using the importance of the variable, calculated by the sum of AICc weights where the variable appears. A given variable was considered to have a significant effect if simultaneously (i) its importance value exceeded 0.75 and (ii) the confidence interval of the averaged coefficient did not include zero (Grueber et al., 2011). The explanatory power of the average model was measured by calculating the r-squared and the relative mean squared error.

Each explanatory variable used in the models was previously standardized before running models by subtracting its mean and then dividing its standard deviation. We also checked for the relevance of using a zero-inflated distribution by estimating the nu parameter (Stasinopoulos et al., 2007). A zero-inflated distribution was used in the case of slugs (93 SAAs out of 181 had no presence records; mean nu parameter for the averaged model = -

2.4, p -value < 0.05) and for OSR pests (12 SAAs out of 181 had no presence records; mean ν parameter for the averaged model = -3.4, p -value < 0.05). We checked for possible spatial structure in the residuals of the best model for each one of the four distinct datasets. We did not detect any autocorrelation, except in the case of cereal aphids, but considering its very low level (Moran $I = 0.02$, p -value < 0.05 , Chen, 2013; see variograms in Figure S5), this was not accounted for in the corresponding model. All analyses were performed with R software v 4.0.3 (R Core Team, 2020) using the GAMLSS package (v 1.3.1) for generalized linear models and the MuMIn package (v 1.9.13) for the combination of variables in models and the model averaging.

3. Results

3.1. Patterns of regional levels of pest occurrence at the national scale

Over the 181 SAAs, the proportion of occurrence was the highest for OSR pests (average PPO $>60\%$) then aphids (25%), and quite low for slugs (17%) (Table 3, Figure 2). The pattern of distribution of slugs across the 181 SAAs was rather patchy; slugs were absent in more than half of the SAAs, but a proportion of occurrence of 100% was reached in seven SAAs (Table 3, Figure 2A). The level of regional occurrence of cereals aphids was highly variable across SAAs with a uniform distribution across France (Table 3, Figure 2B). The proportion of occurrence of OSR pests was above 50% in two-thirds of the SAAs, and reached 100% in more than 10% of the SAAs (Table 3, Figure 2C).

3.2. Drivers of inter-regional variation in PPO slugs

Weather variables (RQI = 13.9) were slightly more explanatory of PPOsl than landscape variables (RQI = 12.6) and combining them increased the quality of the model (RQI = 24.3, Figure S6a). In the average model (r -squared = 0.19; RMSE = 0.24, Figure S7a), five variables

significantly explained variations in PPOsl. PPOsl was positively related to winter average temperature, winter and summer soil wetness index but negatively related to winter rainfall (Figure 3a, Table S1). PPOsl was also positively affected by the proportional cover of hedgerows (Figure 3a, Table S1).

3.3. Drivers of inter-regional variation in PPO aphids

Weather (RQI = 16.1) and landscape variables (RQI = 16.3) had a similar level of explanation on POOap and the quality of the model increased when combining the two sets of variables (RQI = 20.2, Figure S6b). In the average model (r-squared = 0.15; RMSE = 0.21, Figure S7b), the proportion of grassland in the SAA was the only significant variable, with a negative effect on POOap (Figure 3b, Table S1).

3.4. Drivers of inter-regional variation for PPO OSR pests

Landscape variables (RQI = 14.3) had more weight than weather variables (RQI = 10) in explaining variations in PPOosr, with an even better quality of the overall best model combining landscape and weather variables (RQI = 20, Figure S6c). In the average model (r-squared = 0.17; RMSE = 0.25, Figure S7c), three variables were significant: PPOosr was negatively influenced by winter air humidity, but also by the landscape proportion cover of grassland and of perennial crops (Figure 3c, Table S1).

3.5. Drivers of the inter-regional variation for the global PPO

Weather variables (RQI = 32) had a higher level of explanation than landscape variables (RQI = 15) on PPOgl and the combination of the two sets of variables (RQI = 31, Figure S7d). In the average model (r-squared = 0.19; RMSE = 0.15, Figure S7d), the PPOgl was positively

affected by the summer average temperature, the summer air humidity and the summer windspeed of 2017, while the winter average temperature and the winter rainfall had a negative effect (Figure 3d, Table S1).

4. Discussion

In this study, we quantified the relative contribution of weather and landscape variables to explain the inter-regional differences in the level of occurrence of pests at the French national scale in 2018. Although the explanatory power of our models was limited, our analysis shows that inter-regional variations in weather conditions significantly affect the regional proportion of pest occurrence, each pest type responding to specific weather variables. Our analysis also shows that some characteristics of the landscape that prevails in each region can explain part of the inter-regional differences in the regional proportion of pest occurrence.

Our multi-pest analysis enabled us to deal with pest types that differed in their overall representation across France for the year under focus. This pattern may be specific to 2018 for some pest types. For example, slugs are also often referred by growers (e.g. Bayer-Agri, 2018) as a recurrent problem, but the rate of presence in local records was low in the database in 2018. Similarly, aphid population levels at a national scale are known to be highly variable between years, (Hulle et al., 2010, Zhou et al., 1995) and in 2018 the proportion of occurrence of aphids was intermediate, with on average 25% of local records in a SAA indicating the presence of aphids. Conversely, the proportion of occurrence of oilseed rape pests observed in 2018 was high, which is consistent with a large literature dedicated to these pests (e.g. Zaller et al., 2008a,b, Rusch et al., 2011, 2012), national guidelines for growers of oilseed rape crops and higher levels of insecticide use in this crop compared to other crops (Agreste, 2020).

4.1 The weather and landscape factors affecting pest level of occurrence

Our results indicate that the weather conditions that prevail within SAAs are an important factor explaining inter-regional differences in the level of pest occurrence. This is not unexpected and the weather variables that affected each pest type are overall in line with what is known about their biology and ecology. For example, we found that the level of occurrence of slugs was increased in SAAs that experienced warm temperatures and high soil humidity and limited rainfall in winter. We also identified a positive effect of soil humidity in summer. These results are in line with the findings of Willis et al. (2006) on the main pest slug *Deroceras reticulatum* across the UK where under current climatic conditions, areas that tend to have higher abundances of slugs are areas with warm, wet conditions while drier areas harbour less slugs. Field-scale studies have also demonstrated that warmer temperatures contribute to the proliferation and activity of slugs (Dainton, 1954), and that soil humidity facilitates their movement on the soil surface (Young and Port, 1991). Conversely, if temperature is known to be a key factor for the development of insect pests (e.g. in pollen beetle, Ferguson et al., 2015, Zhou et al., 1995), we detected limited effect of average temperatures at the regional level. Summer temperatures were positively related to the level of aphid occurrence in models that used solely weather variables but this effect was no longer significant in the average model combining weather and landscape variables. Summer temperatures were however significantly increasing the proportion of global pest level of occurrence in the average model. It is possible that such a limited effect is explained by the variables we used (average winter and summer temperatures), that were either too coarse and/or did not capture the periods of relevant development for the insect pests under focus. In the case of oilseed rape pests, we detected a negative effect of winter air humidity. Humidity is known to affect and disturb insect flight activity, Tansey et al., (2010) identified that increase in relative humidity can be associated with reduced flight heights and dispersal distance of the cabbage seedpod weevil, an invasive pest of canola.

Although the role of weather factors on the regional pest level of occurrence was important, our study also demonstrates that integrating the landscape properties of the SAAs strongly improves the explanatory power of our models.

The role of semi-natural habitat on pest prevalence is often variable and depends on the type of organism (Veres et al., 2013; Delaune et al., 2021). Here, we detected a consistent negative effect of the proportion of grassland in the region on the proportion of occurrence of insect pests. It is widely acknowledged that grasslands provide shelter and complementary resources for pest natural enemies (Meehan et al., 2012, Nagy et al., 2020, Schmidt and Tschamtkke, 2005, Werling et al., 2014), including those of oilseed rape pests (Madeira et al., 2014) and our result suggest that these top-down processes are maintained at large regional resolution for insect pests. In addition, as demonstrated for the pollen beetle (Rusch et al., 2011), it is possible that semi-natural habitats such as grasslands also act through bottom-up processes (e.g. by affecting the pest access to its host crop). Similarly, hedgerows located in the neighbouring of crops are known to support pest biological control in some situations (for a review, see Holland et al., 2016). In our study, the regional proportional covers of hedgerows were rather low and we detected no such effect. We however detected a positive relationship between the quantity of hedgerows and the proportion of occurrence of slugs. This effect is quite different from what is observed at local resolution where hedgerows are considered as a refuge for natural enemies potentially regulating slugs (Albrecht et al., 2020, Morandin et al., 2016). However, this positive response could be linked to the increased availability of slug food plants in small grain landscapes, e.g. in the margin of arable fields or in nearby grassy habitats (Barlow et al., 2013). Thereby, planting hedgerows to support ecosystem services should account for possible increase of slug infestation, a drawback that could be mitigated by implementing complementary agroecological features that favour natural enemies such as carabids (for e.g. grass margins, Labruyere et al., 2016).

We also expected that increased proportions of the pest host crop in the regional landscape would lead to higher pest level of occurrence, as a result of a direct effect of pest's habitat size

on their population dynamics (Connor et al., 2000; Rand et al., 2014; Kheirodin et al., 2020). We detected no such signal at the coarse spatial resolution of the small agricultural region. Properties of the spatial configuration of the habitat, that we did not account for, may have a greater influence on pest dynamics than the simple habitat quantity at larger resolution. In particular, the distribution of host habitat patch size and patch connectivity could respectively condition local demography of multiple populations over the region area and dispersal between these populations. Temporal delayed effects could also mask relationships between host crop proportion and pest abundance. Several recent studies indeed show that pest prevalence/abundance of multiple pests are positively related to the proportion of host crop during the previous cropping season, but not to the host-crop during the ongoing cropping season (Kheirodin et al., 2020; Delaune et al., 2021). Moreover, for the two oilseed rape pests, the description of host crops that we used may not be accurate enough because the stem weevil (*C. napi*) actually uses previous oilseed rape fields as shelter but the pollen beetle (*M. aeneus*) takes refuge under the litter in nearby woodlands (Alford et al., 2003). It may be relevant in future studies to consider the two oilseed rape pests in separate analyses to refine their response to landscape variables.

Finally, we hypothesized that the proportion of organic farming in the regional landscape could positively influence the proportion of pest occurrence in the region, as we assumed that organic fields may shelter more pests than conventional ones. We detected such effect for none of the pests considered in our regional assessment. One possible reason is that overall, the proportion of organic farming in the landscape was very low across the regions, whereas to be detectable at a regional level, the consequences of spill-over of crop pests (or of their natural enemies) from organic systems to conventional ones probably require that a substantial regional proportion of crops are grown organically. It could also be that organic crops do not harbour more slugs, aphids or oilseed rape pests than their conventional counterpart (Muneret et al., 2018) and/or that such effects are set-off by a positive impact of landscape-scale organic on the magnitude of the regulation of these pests by their natural enemies.

4.2 Scale matters: the added value of regional approaches

As highlighted in the previous sections, there are some discrepancies between the expected effects according to known processes, (ii) findings accounting for the surrounding landscape of crops or the local field climate and (iii) the present results obtained with a regional resolution. A number of studies in the field of landscape ecology applied to agricultural pest or natural enemies have explored how a change of the spatial resolution used to quantify landscape metrics modifies the response pattern of species population abundancies (e.g. Thies et al., 2003), with sometimes an attempt to relate the scale of effects with demographical and dispersal population parameters (e.g. Ricci et al., 2013). Similarly, the effect of environmental factors on the structure of species community was shown to interact with the resolution of analysis (Henckel et al., 2019). However, these studies accounted for a variation of the radius used to calculate neighbouring landscape metrics and did not extend up to regional scale. Specifically, for the insect pests we focused on, the dispersal range vary from 0 to 1 km in some cases for aphids (Pleydell et al., 2018) and from 0 to 1.2 km for the pollen beetle (Juhel et al., 2017). Analysing regional patterns may add additional insight in pest occurrence (Andrade et al., 2015) and could help developing coordination of practices between farmers at the regional scale to prevent large outbreaks and/or enhance the populations of natural enemies (for e.g. coordinated spatial crop allocation, Helenius, 1997).

With the dataset analysed here with a regional resolution, we identified a role of semi-natural habitats on the level of occurrence of pest (positive effects of hedgerows for slugs and negative effect of grassland for insect pests), emphasizing the contribution of grasslands as a key tool in designing pest suppressive landscapes. Conversely, we did not detect any effect of host crop proportion, which does not support between-region coordination of the types of production to limit the infestation. Finally, using a regional resolution to analyze together weather and landscape effects on population dynamics render the interpretation of observed pattern more difficult than at smaller resolution. Regions are scattered across weather gradients that have direct effects on organisms but also condition the type of crops and landscape, leading to a

mixed of direct and indirect weather effects. In our analysis, we accounted for possible correlation between the two sets of variables to limit the risk of confounding effects.

5. Conclusion

This study highlights that weather and landscape differences between small agricultural areas (SAAs) influence the variations in the level of occurrence of multiple pests over a national extent. Understanding processes that drive pest populations dynamics at the regional scale could potentially increase predictability of pest infestation in crops when combined with existing local models of population dynamics or monitoring surveys. Similarly, anticipating the effect of climate change on pest's damage risk on crops would probably benefit from large scale knowledge since local effects do not directly upscale. This would require to expand this type of national extent analysis for other types of pests and multiple years, with a goal of clarifying the ecological processes that underline the observed patterns between regions.

Acknowledgments

We would like to acknowledge Corentin Barbu for the landscape analysis support and Ester Fouillet and Lucas Etienne from the ARPHY group.

Emeric Courson was funded during his Ph.D. by the Office Français de la Biodiversité under the French National Action Plan ECOPHYTO II.

We thank the French Ministry of Agriculture (DGAL-MAA) for giving us access to the data of the Epiphyt platform.

References

- Agreste, 2020. Enquête pratiques culturales en grandes cultures et prairies 2017 - Principaux résultats|Agreste, la statistique agricole.
<https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/disaron/Chd2009/detail/>
- Akinwande, M.O., Dikko, H.G. and Samson, A., 2015. Variance inflation factor: as a condition for the inclusion of suppressor variable (s) in regression analysis. *Open Journal of Statistics*, 5(07), p.754. <https://doi.org/10.4236/ojs.2015.57075>.
- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N.M., Tschumi, M., Blaauw, B.R., Bommarco, R., Campbell, A.J., Dainese, M., Drummond, F.A., Entling, M.H., Ganser, D., Arjen de Groot, G., Goulson, D., Grab, H., Hamilton, H., Herzog, F., Isaacs, R., Jacot, K., Jeanneret, P., Jonsson, M., Knop, E., Kremen, C., Landis, D.A., Loeb, G.M., Marini, L., Mc Kerchar, M., Morandin, L., Pfister, S.C., Potts, S.G., Rundlöf, M., Sardiñas, H., Sciligo, A., Thies, C., Tschamntke, T., Venturini, E., Veromann, E., Vollhardt, I.M., Wäckers, F., Ward, K., Westbury, D.B., Wilby, A., Woltz, M., Wratten, S. and Sutter, L., 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecol. Lett.*, 23: 1488-1498. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>
- Alford, D. V, Nilsson, C., Ulber, B., 2003. Insect pests of oilseed rape crops. *Biocontrol oilseed rape pests 1*. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.10.004>
- Andrade, T.O., Outreman, Y., Krespi, L., Plantegenest, M., Vialatte, A., Gauffre, B., Van Baaren, J., 2015. Spatiotemporal variations in aphid-parasitoid relative abundance patterns and food webs in agricultural ecosystems. *Ecosphere* 6, 1–14.
<https://doi.org/10.1890/ES15-00010.1>
- Andrade, T.O., Krespi, L., Bonnardot, V., Van Baaren, J., Outreman, Y., 2016. Impact of change in winter strategy of one parasitoid species on the diversity and function of a

guild of parasitoids. *Oecologia* 180, 877–888. <https://doi.org/10.1007/s00442-015-3502-4>

Bale, J.S., Masters, G.J., Hodkinson, I.D., Awmack, C., Bezemer, T.M., Brown, V.K., Butterfield, J., Buse, A., Coulson, J.C., Farrar, J., Good, J.E.G., Harrington, R., Hartley, S., Jones, T.H., Lindroth, R.L., Press, M.C., Symrnioudis, I., Watt, A.D., Whittaker, J.B., 2002. Herbivory in global climate change research: Direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Glob. Chang. Biol.* 8, 1–16. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2486.2002.00451.x>

Barlow, S. E., A. J. Close, and G. R. Port. 2013. The acceptability of meadow plants to the slug *Deroceras reticulatum* and implications for grassland restoration. *Annals of Botany* 112:721-730. <https://doi.org/10.1093/aob/mct086>

Barnes, H.F. and Weil, J.W., 1945. Slugs in gardens: their numbers, activities and distribution. Part 2. *The Journal of Animal Ecology*, pp.71-105. <https://doi.org/10.2307/1386>

Bayer-Agri, 2018, Limaces : de redoutables ravageurs. <https://www.terresinovia.fr/-/colza-et-insectes-les-ravageurs-ont-le-champ-libre-sans-regulation-naturelle>

Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharrntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 273, 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>

Bianchi, F.J.J.A., Schellhorn, N.A., Cunningham, S.A., 2013. Habitat functionality for the ecosystem service of pest control: Reproduction and feeding sites of pests and natural enemies. *Agric. For. Entomol.* 15, 12–23. <https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2012.00586.x>

- Burnham KP, Anderson DR, 2002. Model selection and multimodel inference: a practical information-theoretic approach, 2nd edn. Springer, New York
- Cammell, M.E., Knight, J.D., 1992. Effects of Climatic Change on the Population Dynamics of Crop Pests. *Adv. Ecol. Res.* 22, 117–162. [https://doi.org/10.1016/S0065-2504\(08\)60135-X](https://doi.org/10.1016/S0065-2504(08)60135-X)
- Cardim Ferreira Lima, M.; Damascena de Almeida Leandro, M.E.; Valero, C.; Pereira Coronel, L.C.; Gonçalves Bazzo, C.O., 2020. Automatic Detection and Monitoring of Insect Pests—A Review. *Agriculture* 2020, 10, 161. <https://doi.org/10.3390/agriculture10050161>
- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M.E., Blitzer, E.J., Kremen, C., 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecol. Lett.* 14, 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Chen, Y., 2013. New approaches for calculating Moran's index of spatial autocorrelation. *PloS one*, 8(7), p.e68336. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0068336>
- Comulada, W.S. and Weiss, R.E., 2007. On models for binomial data with random numbers of trials. *Biometrics*, 63(2), pp.610-617. <https://doi.org/10.1111/j.1541-0420.2006.00722.x>
- Connor, E.F., Courtney, A.C., Yoder, J.M., 2000. Individuals-area relationships: The relationship between animal population density and area. *Ecology* 81, 734–748. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2000\)081\[0734:IARTRB\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2000)081[0734:IARTRB]2.0.CO;2)
- Dainton, B.H., 1954. The activity of slugs: I. The induction of activity by changing temperatures. *J. Exp. Biol.* 31, 165–187. <https://doi.org/10.1242/jeb.31.2.165>

- Das, D., Singh, J., Vennila, S., 2011. Emerging Crop Pest Scenario under the Impact of Climate Change – A Brief Emerging Crop Pest Scenario under the Impact of Climate Change – A Brief Review 11, 13–20.
- Delaune, T., Ouattara, M.S., Ballot, R., Sausse, C., Felix, I., Maupas, F., Chen, M., Morison, M., Makowski, D., Barbu, C., 2021. Landscape drivers of pests and pathogens abundance in arable crops. *Ecography (Cop.)*. 1–14. <https://doi.org/10.1111/ecog.05433>
- Ferguson, A.W., Nevard, L.M., Clark, S.J., Cook, S.M., 2015. Temperature-activity relationships in *Meligethes aeneus*: Implications for pest management. *Pest Manag. Sci.* 71, 459–466. <https://doi.org/10.1002/ps.3860>
- Gaba, S., Lescourret, F., Boudsocq, S., Enjalbert, J., Hinsinger, P., Journet, E.P., Navas, M.L., Wery, J., Louarn, G., Malézieux, E., Pelzer, E., Prudent, M., Ozier-Lafontaine, H., 2015. Multiple cropping systems as drivers for providing multiple ecosystem services: from concepts to design. *Agron. Sustain. Dev.* 35, 607–623. <https://doi.org/10.1007/s13593-014-0272-z>
- Grueber, C.E., Nakagawa, S., Laws, R.J., Jamieson, I.G., 2011. Multimodel inference in ecology and evolution: Challenges and solutions. *J. Evol. Biol.* 24, 699–711. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2010.02210.x>
- Harrington, R., Hullé, M., Plantegenest, M., 2007. Monitoring and forecasting (pp. 515-536). Wallingford: CABI. <http://dx.doi.org/10.1079/9780851998190.0515>
- Harrison, X.A., 2015. A comparison of observation-level random effect and Beta-Binomial models for modelling overdispersion in Binomial data in ecology & evolution. *PeerJ* 2015. <https://doi.org/10.7717/peerj.1114>

Henckel, L., Meynard, C. N., Devictor, V., Mouquet, N., & Bretagnolle, V., 2019. On the relative importance of space and environment in farmland bird community assembly. *PLoS ONE*, 14(3), 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0213360>

Helenius, J., 1997. Spatial Scales in Ecological Pest Management (EPM): Importance of Regional Crop Rotations. *Biol. Agric. Hortic.* 15, 162–170. <https://doi.org/10.1080/01448765.1997.9755190>

Hogmire, H.W., Hull, L.A., Kime, L.F., Krawczyk, G., Mcghee, P.S., Nyrop, J.P., Reissig, W.H., Shearer, P.W., Straub, R.W., Villanueva, R.T., Walgenbach, J.F., 2009. for Eastern U . S . Apple and Peach Orchards : Volume 55, Issue 3, Fall 2009, Pages 184–197, <https://doi.org/10.1093/ae/55.3.184>

Holland, J.M., Bianchi, F.J., Entling, M.H., Moonen, A.C., Smith, B.M., Jeanneret, P., 2016. Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Manag. Sci.* 72, 1638–1651. <https://doi.org/10.1002/ps.4318>

Hulle, M., d’Acier, A.C., Bankhead-Dronnet, S., Harrington, R., 2010. Aphids in the face of global changes. *Comptes Rendus Biologies.* Jun 1;333(6-7):497-503. <https://doi.org/10.1016/j.crvl.2010.03.005>

Juhel, A.S., Barbu, C.M., Franck, P., Roger-Estrade, J., Butier, A., Bazot, M., Valantin-Morison, M., 2017. Characterization of the pollen beetle, *Brassicoglyphus aeneus*, dispersal from woodlands to winter oilseed rape fields. *PLoS One* 12, 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183878>

Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T.D., Martin, E.A., DeClerck, F., Grab, H., Gratton, C., Hunt, L., Larsen, A.E., Martínez-Salinas, A., O’Rourke, M.E., Rusch, A., Poveda, K., Jonsson, M., Rosenheim, J.A., Schellhorn, N.A., Tschamntke, T., Wratten, S.D., Zhang, W., Iverson, A.L., Adler, L.S., Albrecht, M., Alignier, A., Angelella, G.M., Anjum, M.Z.,

Avelino, J., Batáry, P., Baveco, J.M., Bianchi, F.J.J.A., Birkhofer, K., Bohnenblust, E.W., Bommarco, R., Brewer, M.J., Caballero-López, B., Carrière, Y., Carvalheiro, L.G., Cayuela, L., Centrella, M., Četković, A., Henri, D.C., Chabert, A., Costamagna, A.C., De la Mora, A., de Kraker, J., Desneux, N., Diehl, E., Diekötter, T., Dormann, C.F., Eckberg, J.O., Entling, M.H., Fiedler, D., Franck, P., van Veen, F.J.F., Frank, T., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Getachew, A., Gonthier, D.J., Goodell, P.B., Graziosi, I., Groves, R.L., Gurr, G.M., Hajian-Forooshani, Z., Heimpel, G.E., Herrmann, J.D., Huseeth, A.S., Inclán, D.J., Ingrao, A.J., Iv, P., Jacot, K., Johnson, G.A., Jones, L., Kaiser, M., Kaser, J.M., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Landis, D.A., Lavandero, B., Lavigne, C., Le Ralec, A., Lemessa, D., Letourneau, D.K., Liere, H., Lu, Y., Lubin, Y., Luttermoser, T., Maas, B., Mace, K., Madeira, F., Mader, V., Cortesero, A.M., Marini, L., Martinez, E., Martinson, H.M., Menozzi, P., Mitchell, M.G.E., Miyashita, T., Molina, G.A.R., Molina-Montenegro, M.A., O'Neal, M.E., Opatovsky, I., Ortiz-Martinez, S., Nash, M., Östman, Ö., Ouin, A., Pak, D., Paredes, D., Parsa, S., Parry, H., Perez-Alvarez, R., Perović, D.J., Peterson, J.A., Petit, S., Philpott, S.M., Plantegenest, M., Plećas, M., Pluess, T., Pons, X., Potts, S.G., Pywell, R.F., Ragsdale, D.W., Rand, T.A., Raymond, L., Ricci, B., Sargent, C., Sarthou, J.P., Saulais, J., Schäckermann, J., Schmidt, N.P., Schneider, G., Schüepp, C., Sivakoff, F.S., Smith, H.G., Whitney, K.S., Stutz, S., Szendrei, Z., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Thomson, L.J., Tricault, Y., Tsafack, N., Tschumi, M., Valantin-Morison, M., van Trinh, M., van der Werf, W., Vierling, K.T., Werling, B.P., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Woodcock, B.A., Wyckhuys, K., Xiao, H., Yasuda, M., Yoshioka, A., Zou, Y., 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, E7863–E7870. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>

Keiser, A., Häberli, M. and Stamp, P., 2012. Quality deficiencies on potato (*Solanum tuberosum* L.) tubers caused by *Rhizoctonia solani*, wireworms (*Agriotes* ssp.) and

- slugs (*Deroceras reticulatum*, *Arion hortensis*) in different farming systems. *Field Crops Research*, 128, pp.147-155. <https://doi.org/10.1016/j.fcr.2012.01.004>
- Kheirodin, A., Cárcamo, H.A., Costamagna, A.C., 2020. Contrasting effects of host crops and crop diversity on the abundance and parasitism of a specialist herbivore in agricultural landscapes. *Landsc. Ecol.* 35, 1073–1087. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01000-0>
- Labruyere, S., Ricci, B., Lubac, A., Petit, S., 2016. Crop type, crop management and grass margins affect the abundance and the nutritional state of seed-eating carabid species in arable landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 231, 183–192. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.06.037>
- Laštůvka, Z., 2009. Climate change and its possible influence on the occurrence and importance of insect pests. *Plant Prot. Sci.* 45, 53–62. <https://doi.org/10.17221/2829-pps>
- Levin, S.A., 1992. The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture. *Ecology*, 73: 1943-1967. <https://doi.org/10.2307/1941447>
- Madeira, F., Tschamtko, T., Elek, Z., Kormann, U.G., Pons, X., Rösch, V., Samu, F., Scherber, C., Batáry, P., 2016. Spillover of arthropods from cropland to protected calcareous grassland – the neighbouring habitat matters. *Agric. Ecosyst. Environ.* 235, 127–133. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.10.012>
- Margosian, M.L., Garrett, K.A., Hutchinson, J.M.S., With, K.A., 2009. Connectivity of the American agricultural landscape: Assessing the national risk of crop pest and disease spread. *Bioscience* 59, 141–151. <https://doi.org/10.1525/bio.2009.59.2.7>
- Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2012. Pest-suppression potential of midwestern landscapes under contrasting bioenergy scenarios. *PLoS One* 7. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0041728>

- Merckx, T., Pereira, H. M., 2015. Reshaping agri-environmental subsidies: From marginal farming to large-scale rewilding. *Basic and Applied Ecology*, 16(2), 95–103.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2014.12.003>
- Montràs-Janer, T., Knape, J., Stoessel, M., Nilsson, L., Tombre, I., Pärt, T., Månsson, J., 2020. Spatio-temporal patterns of crop damage caused by geese, swans and cranes— Implications for crop damage prevention. *Agric. Ecosyst. Environ.* 300, 107001.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.107001>
- Morandin, L.A., Long, R.F., Kremen, C., 2016. Pest control and pollination cost-benefit analysis of hedgerow restoration in a simplified agricultural landscape. *J. Econ. Entomol.* 109, 1020–1027. <https://doi.org/10.1093/jee/tow086>
- Muneret, L., Mitchell, M., Seufert, V., Aviron, S., Pétilion, J., Plantegenest, M., Thiéry, D., Rusch, A., 2018. Evidence that organic farming promotes pest control. *Nat. Sustain.* 1, 361–368.
- Nagy, R.K., Bell, L.W., Schellhorn, N.A., Zalucki, M.P., 2020. Role of grasslands in pest suppressive landscapes: how green are my pastures? *Austral Entomol.* 59, 227–237.
<https://doi.org/10.1111/aen.12464>
- Oerke, E.C., 2006. Crop losses to pests. *J. Agric. Sci.* 144, 31–43.
<https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
- Oliveira, C.M., Auad, A.M., Mendes, S.M., Frizzas, M.R., 2014. Crop losses and the economic impact of insect pests on Brazilian agriculture. *Crop Prot.* 56, 50–54.
<https://doi.org/10.1016/j.cropro.2013.10.022>
- Petit, S., Muneret, L., Carbonne, B., Hannachi, M., Ricci, B., Rusch, A., & Lavigne, C., 2020. Landscape-scale expansion of agroecology to enhance natural pest control: A

systematic review. *Adv. Ecol. Res.* 63, 1-48.

<https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.001>

Pleydell, D.R.J., Soubeyrand, S., Dallot, S., Labonne, G., Chadœuf, J., Jacquot, E., Thébaud, G., 2018. Estimation of the dispersal distances of an aphid-borne virus in a patchy landscape. *PLoS Comput. Biol.* 14, 1–24.

<https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1006085>

Prasad, Y., Prabhakar, M., 2012. Pest monitoring and forecasting. *Integr. pest Manag. Princ. Pract.* Oxfordshire, UK Cabi 41–57. <http://dx.doi.org/10.1079/9781845938086.0041>

Pretty, J., Benton, T.G., Bharucha, Z.P., Dicks, L.V., Flora, C.B., Godfray, H.C.J., Goulson, D., Hartley, S., Lampkin, N., Morris, C. and Pierzynski, G., 2018. Global assessment of agricultural system redesign for sustainable intensification. *Nature Sustainability*, 1(8), pp.441-446. <https://doi.org/10.1038/s41893-018-0114-0>

Rand, T.A., Waters, D.K., Blodgett, S.L., Knodel, J.J., Harris, M.O., 2014. Increased area of a highly suitable host crop increases herbivore pressure in intensified agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 186, 135–143.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.01.022>

Ricci, B., Franck, P., Valantin-Morison, M., Bohan, D. A., & Lavigne, C., 2013. Do species population parameters and landscape characteristics affect the relationship between local population abundance and surrounding habitat amount? *Ecological Complexity*, 15, 62–70. <https://doi.org/10.1016/j.ecocom.2013.02.008>

Richards, S.A., 2008. Dealing with overdispersed count data in applied ecology. *J. Appl. Ecol.* 45, 218–227. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01377.x>

- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.P., Roger-Estrade, J., 2011. Multi-scale effects of landscape complexity and crop management on pollen beetle parasitism rate. *Landsc. Ecol.* 26, 473–486. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9573-7>
- Rusch, A., Valantin-Morison, M., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.P., 2012. Using landscape indicators to predict high pest infestations and successful natural pest control at the regional scale. *Landsc. Urban Plan.* 105, 62–73. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2011.11.021>
- Schmidt, M.H., Tschardtke, T., 2005. The role of perennial habitats for Central European farmland spiders. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 235–242. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2004.03.009>
- Stasinopoulos, D.M., Rigby, R.A., 2007. Generalized Additive Models for Location Scale and Shape (GAMLSS) in R. *J. Stat. Softw.* 23, 1–46. <https://doi.org/10.18637/jss.v023.i07>
- Tansey, J.A., Dossall, L.M., Keddie, A., Olfert, O., 2010. Flight activity and dispersal of the cabbage seedpod weevil (Coleoptera: Curculionidae) are related to atmospheric conditions. *Environ. Entomol.* 39, 1092–1100. <https://doi.org/10.1603/EN10026>
- Tatchell, G.M., 1989. An estimate of the potential economic losses to some crops due to aphids in Britain. *Crop Protection*, 8(1), pp.25-29. [https://doi.org/10.1016/0261-2194\(89\)90095-1](https://doi.org/10.1016/0261-2194(89)90095-1)
- Thies, C., Tschardtke, T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* (80-). 285, 893–895. <https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>
- Thies, C., Steffan-Dewenter, I., Tschardtke, T., 2003. Effects of landscape context on herbivory and parasitism at different spatial scales. *Oikos* 101, 18–25. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2003.12567.x>

- Veres, A., Petit, S., Conord, C., Lavigne, C., 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 166, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>
- Vickerman, G., & Wratten, S., 1979. The biology and pest status of cereal aphids (Hemiptera: Aphididae) in Europe: A review. *Bulletin of Entomological Research*, 69(1), 1-32. doi:10.1017/S0007485300017855
- Werling, B.P., Dickson, T.L., Isaacs, R., Gaines, H., Gratton, C., Gross, K.L., Liere, H., Malmstrom, C.M., Meehan, T.D., Ruan, L., Robertson, B.A., Robertson, G.P., Schmidt, T.M., Schrottenboer, A.C., Teal, T.K., Wilson, J.K., Landis, D.A., 2014. Perennial grasslands enhance biodiversity and multiple ecosystem services in bioenergy landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 111, 1652–1657. <https://doi.org/10.1073/pnas.1309492111>
- Williams I.H., Free J.B., 1978. The feeding and mating behaviour of pollen beetles (*Meligethes aeneus* Fab.) and seed weevils (*Ceutorhynchus assimilis* Payk.) on oilseed rape (*Brassica napus* L.). *J Agr Sci Cambridge* 91:453–459. <https://doi.org/10.1017/S0021859600046554>
- Willis, J.C., Bohan, D.A., Choi, Y.H., Conrad, K.F., Semenov, M.A., 2006. Use of an individual-based model to forecast the effect of climate change on the dynamics, abundance and geographical range of the pest slug *Deroceras reticulatum* in the UK. *Glob. Chang. Biol.* 12, 1643–1657. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.2006.01201.x>
- Yamamura, K., Kiritani, K., 1998. A simple method to estimate the potential increase in the number of generations under global warming in temperate zones. *Appl. Entomol. Zool.* 33, 289–298. <https://doi.org/10.1303/aez.33.289>

Young, A.G., Port, G.R., 1991. The influence of soil moisture content on the activity of *Deroceras reticulatum* (Müller). *J. Molluscan Stud.* 57, 138–140.

<https://doi.org/10.1093/mollus/57.1.138>

Zaller, J.G., Moser, D., Drapela, T., Schmöger, C., Frank, T., 2008a. Effect of within-field and landscape factors on insect damage in winter oilseed rape. *Agric. Ecosyst. Environ.*

123, 233–238. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2007.07.002>

Zaller, J.G., Moser, D., Drapela, T., Schmöger, C., Frank, T., 2008b. Insect pests in winter oilseed rape affected by field and landscape characteristics. *Basic Appl. Ecol.* 9, 682–

690. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.10.004>

Zhou, X., Harrington, R., Woiwod, I.P., Perry, J.N., Bale, J.S., Clark, S.J., 1995. Effects of temperature on aphid phenology. *Glob. Chang. Biol.* 1, 303–313.

<https://doi.org/10.1111/j.1365-2486.1995.tb00029.x>

Tables

Table 1. Weather variables and their range across the SAAs (Small Agricultural Areas). For summer variables, we considered summer 2018 for slugs and aphid pest occurrence and summer 2017 for oilseed rape pest occurrence. Weather conditions of both summer years were used in the global model of pest occurrence.

Variable	Name	min	1Q	Median	Mean	3Q	max
Average Winter Temperature 2018 (°C)	Temp _{win}	1.4	4.5	5	5	5.6	7.4
Average Summer Temperature 2018(°C)	Temp _{sum}	17.0	19.5	20.2	20.1	20.7	22.7
Average Summer Temperature 2017 (°C)	Temp _{sum17}	15.8	17.6	18.3	18.3	18.8	21
Winter Rainfall 2018 (mm)	Rainfall _{win}	137.4	245.1	270	281.5	325.7	432
Summer Rainfall 2018 (mm)	Rainfall _{sum}	44.7	73.5	99.4	97.8	116.5	167.9
Summer Rainfall 2017 (mm)	Rainfall _{sum17}	119.3	187.4	214.9	220.6	225.3	324.9
Winter Humidity 2018 (%)	Air Humidity _{win}	78.9	84.2	85.2	85.2	86.3	90.2

Summer Humidity 2018 (%)	Air Humidity _{sum}	60.3	65.5	67.1	67.7	69	78.4
Summer Humidity 2017 (%)	Air Humidity _{sum17}	62.4	73.6	75.1	75.2	76.9	83
Winter Windspeed 2018 (m/s)	WindSpeed _{win}	2.1	3.5	4.0	3.9	4.4	5.3
Summer Windspeed 2018 (m/s)	WindSpeed _{sum}	1.5	2.2	2.5	2.5	2.8	3.7
Summer Windspeed 2017 (m/s)	WindSpeed _{sum17}	1.6	2.5	2.8	2.8	3	3.8
Winter Soil Wetness Index 2018	Soil Wetness Index _{win}	0.8	0.9	1.0	1.0	1.0	1.1
Summer Soil Wetness Index 2018	Soil Wetness Index _{sum}	0.2	0.3	0.3	0.3	0.4	0.5
Summer Soil Wetness Index 2017	Soil Wetness Index _{sum17}	0.1	0.3	0.3	0.3	0.4	0.5

Table 2. Landscape variables and their range across the 181 SAAs (Small Agricultural Areas). The nature of host crops was pest specific while all the other variables were used in all the models.

Variable type	Variable name	min	1Q	Median	Mean	3Q	max	models
HostCrops	% OSR/mustard	0.4	2.6	5.3	5.8	8.4	18.1	OSR pests
	% cereals	7	23.4	29.8	30	36.4	58.8	Aphids
SNH	% grassland	0	5.6	11.2	15.3	21.8	57.1	All models
	% hedgerow	0	0.7	1.5	2	2.8	9.6	All models
	% forest	4	13.7	20.7	23	29.8	60.8	All models
Other Landscape Metrics	% arable crops	11.5	39.2	50.5	50.2	63.1	91.1	All models
	% perennial crops	0	0	0	3.3	1.6	51.7	All models
	% organic crops	0	0.1	0.6	1.3	1.7	16	All models

Table 3. Number of local records and regional proportion of pest occurrence (PPO) for each type of pest.

	Number of local records	Number (%) of local records with pest presence	Number (%) of SAAs with PPO > 0	Mean (SD) PPO per SAA
PPO Slugs	2197	393 (17.9%)	88 (48.6%)	0.17 (0.26)
PPO Aphids	3498	1028 (39.4%)	144 (79.6%)	0.25 (0.23)
PPO OSR pests	2163	1225 (56.6%)	169 (93.3%)	0.61 (0.27)
PPO Global	7858	2646 (33.7%)	177 (97.8%)	0.34 (0.17)

Figures

Figure 1. Maps presenting the landscape characteristics of the 181 SAAs (Small Agricultural Areas). a) Proportion of Arable Crops, b) Proportion of woody habitats, c) Proportion of Grassland.

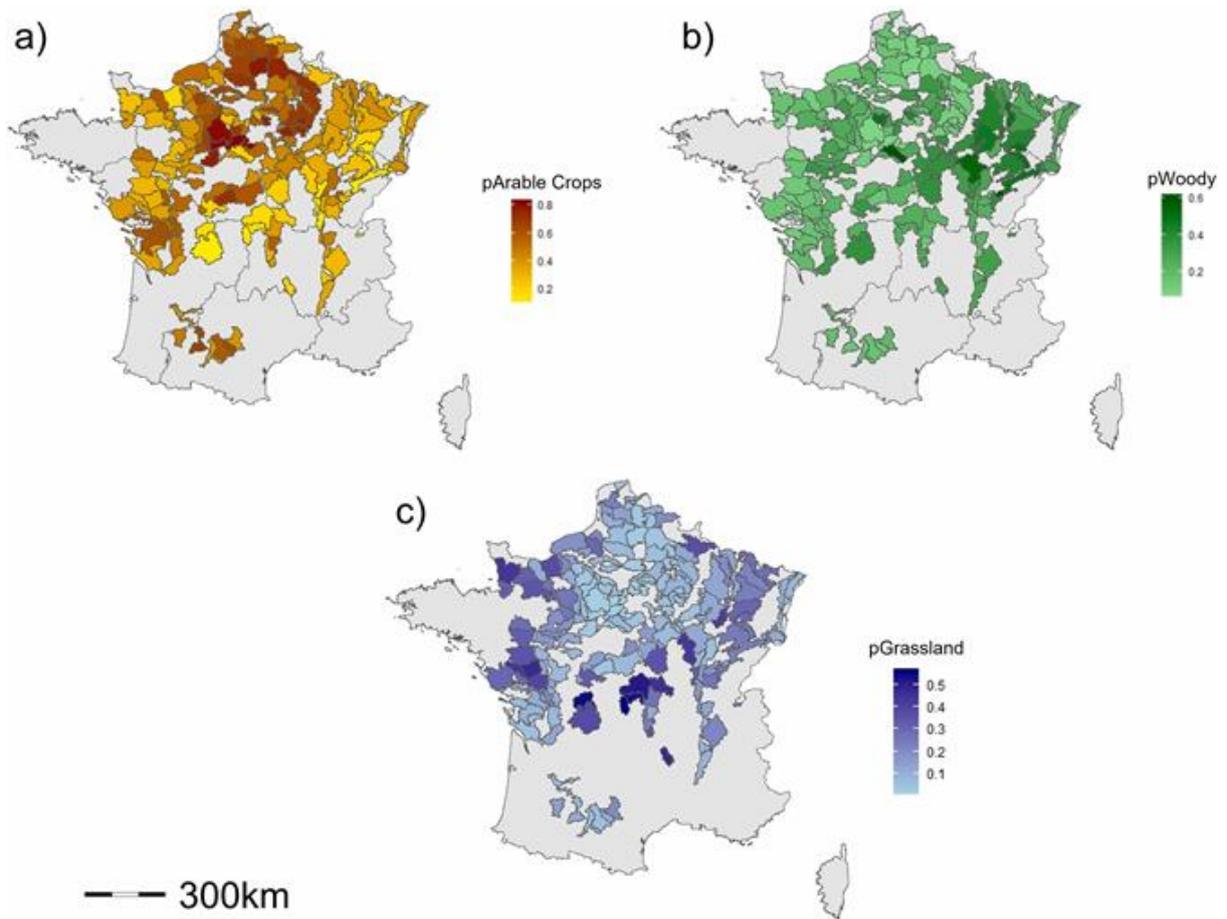


Figure 2. Maps of the regional proportions of pest occurrence (PPO) in 2018. a) Slugs, b) Cereal aphids, c) OSR pests, and d) the three types of pest together.

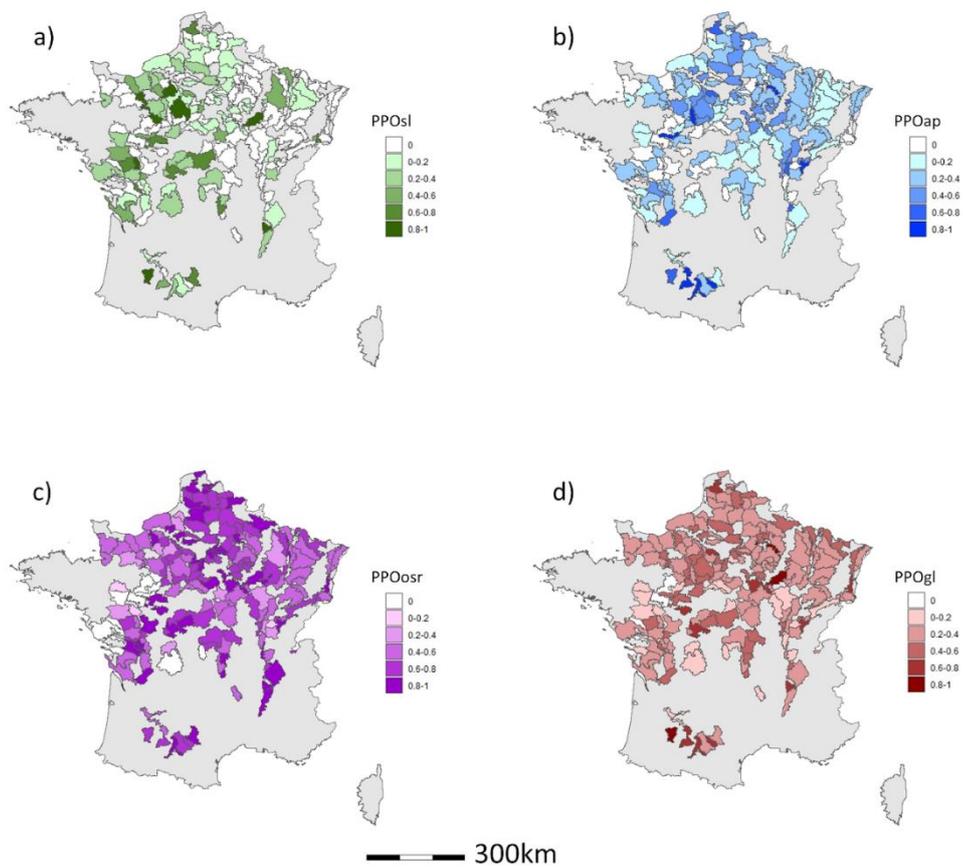
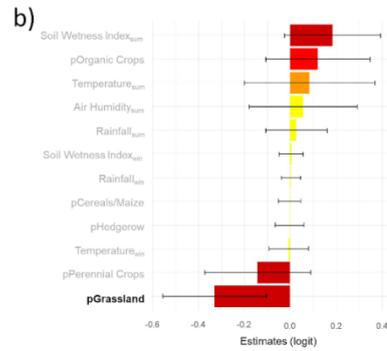
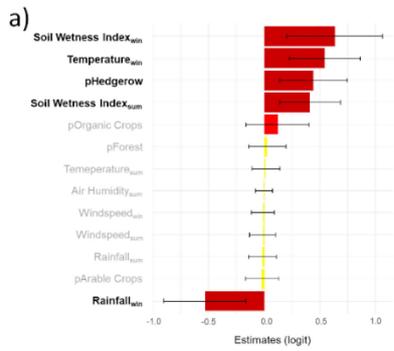
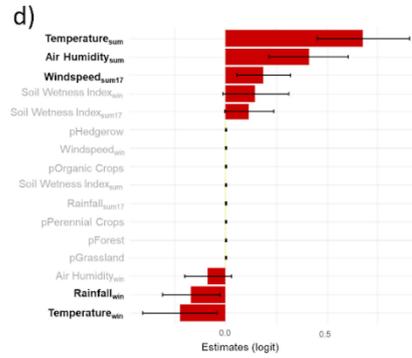
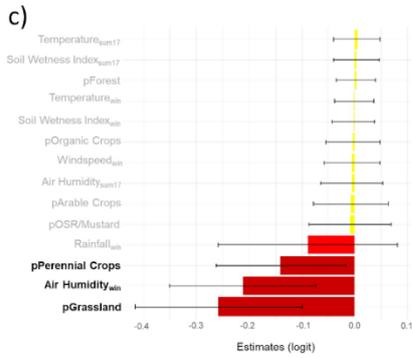


Figure 3. Estimates and confidence interval of variables in the average models explaining the proportion of occurrence of pest of a) Slugs, b) Cereal aphids, c) OSR pests and d) the three types of pest together



Importance of the variables (weights AIC sum)

- 0.75-1
- 0.5-0.75
- 0.25-0.5
- 0-0.25



Supplementary Material

Table S1. Estimates and confidence intervals of significant variables in the average models explaining inter-regional variations in the level of pest occurrence.

Pests	Variables	Estimate (logit), Standard Error	95 % Confidence interval	Importance
Slugs	Soil Wetness Index Winter	0.63 ± 0.22	[0.20 : 1.06]	1
	Temperature Winter	0.54 ± 0.16	[0.22 : 0.86]	1
	pHedgerow	0.44 ± 0.15	[0.14 : 0.74]	1
	Soil Wetness Index Summer	0.41 ± 0.14	[0.14 : 0.68]	1
	Rainfall Winter	-0.53 ± 0.19	[-0.90 : -0.16]	1
Cereal Aphids	pGrassland	-0.33 ± 0.11	[-0.56 : -0.11]	1
OSR pests	pPerennial Crops	-0.15 ± 0.06	[-0.27 : -0.03]	1
	Rainfall Summer	-0.2 ± 0.08	[-0.35 : -0.05]	1
	pGrassland	-0.24 ± 0.08	[-0.4 : -0.08]	1
	Air Humidity Winter	-0.26 ± 0.08	[-0.42 : -0.10]	1
All pests	Temperature Summer	0.67 ± 0.11	[0.45 : 0.90]	1
	Air Humidity Summer	0.41 ± 0.1	[0.22 : 0.60]	1
	Windspeed Summer 2017	0.18 ± 0.07	[0.05 : 0.32]	1
	Rainfall Winter	-0.17 ± 0.07	[-0.31 : -0.03]	1
	Temperature Winter	-0.23 ± 0.09	[-0.41 : -0.05]	1

Figure S1. Plot number of records vs area of host crop for the three pest types, A) slugs B) cereal aphids C) OSR pests

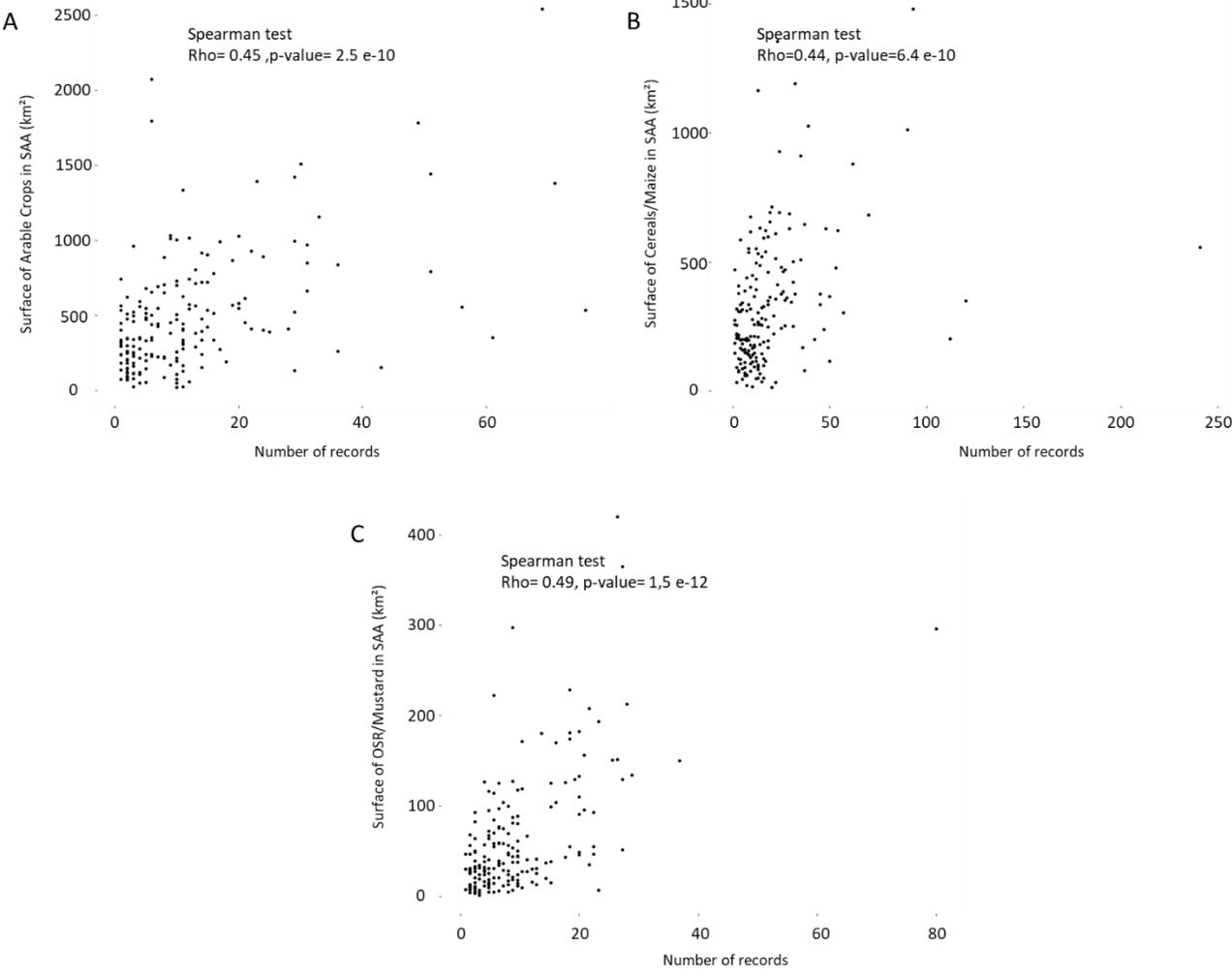
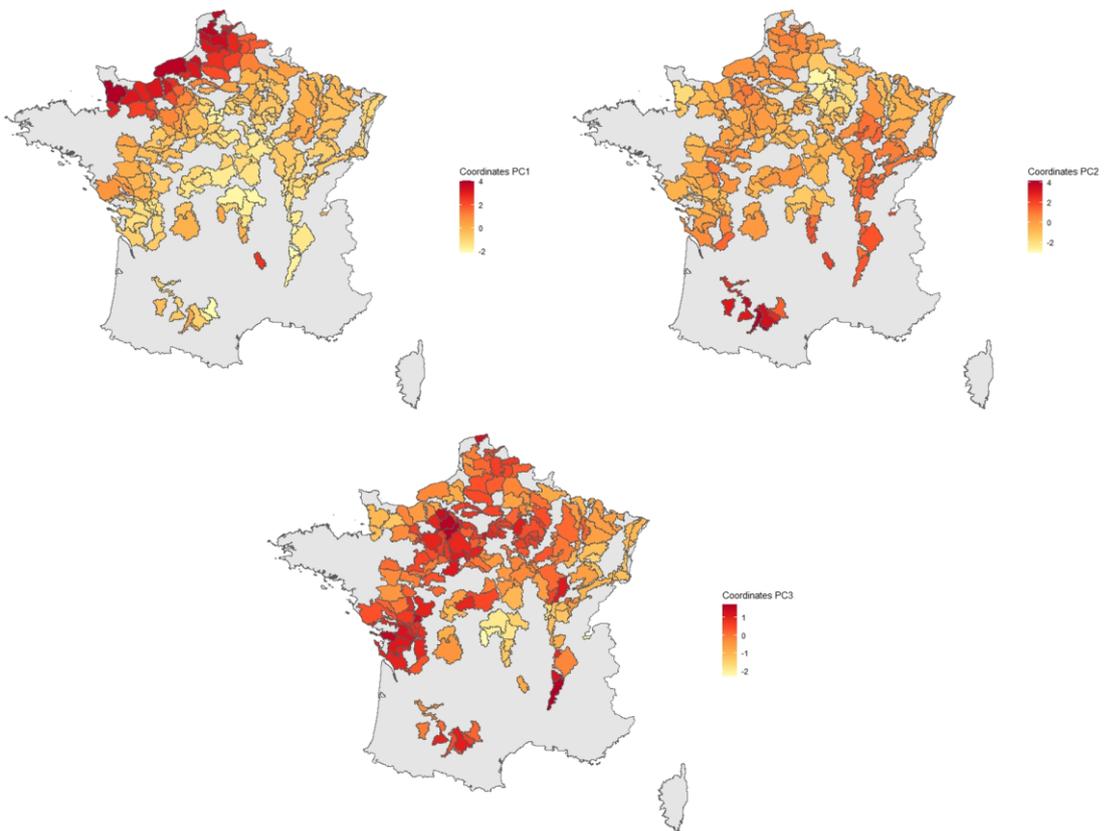
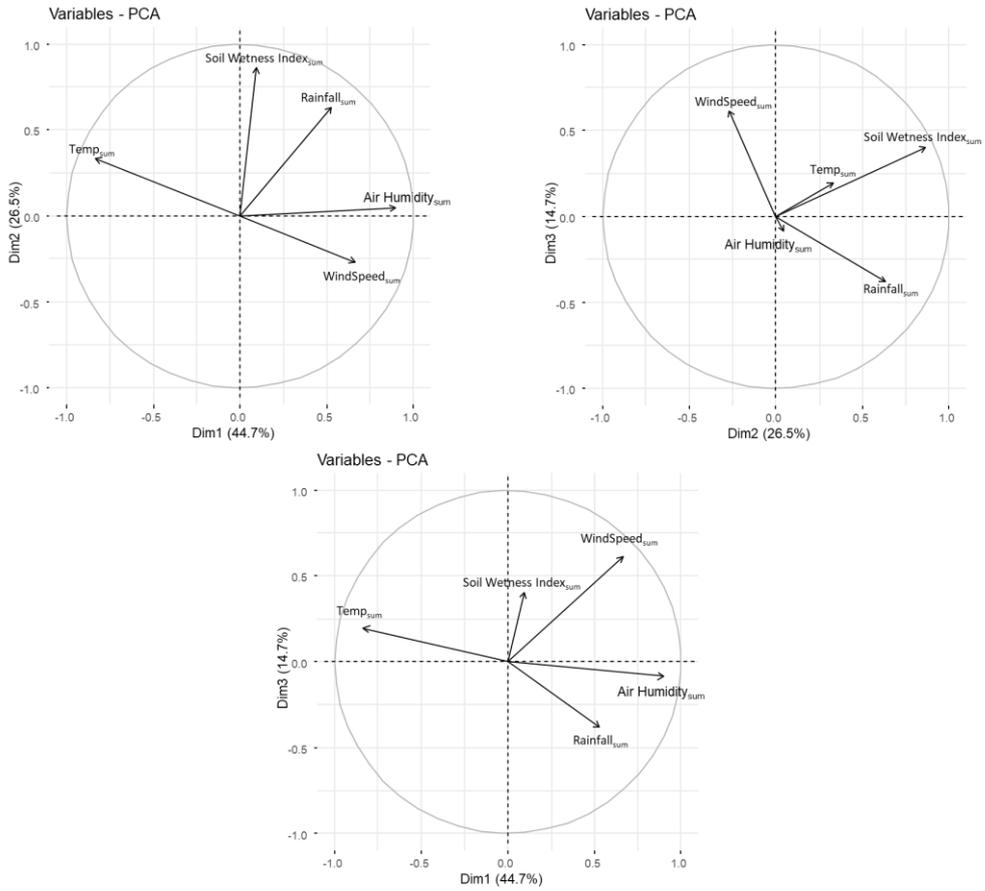


Figure S2. *Projection of the weather variables on the first three factorial plans of the PCA;*

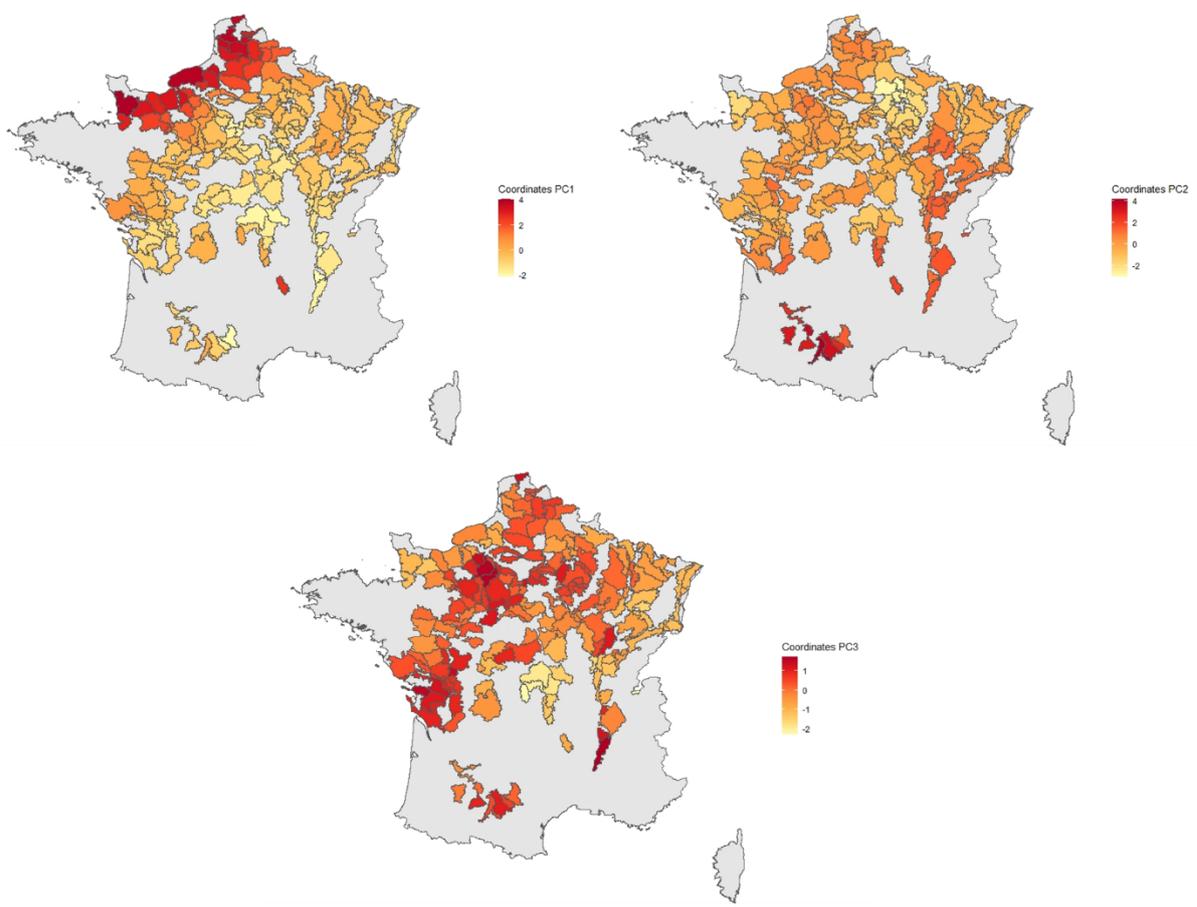
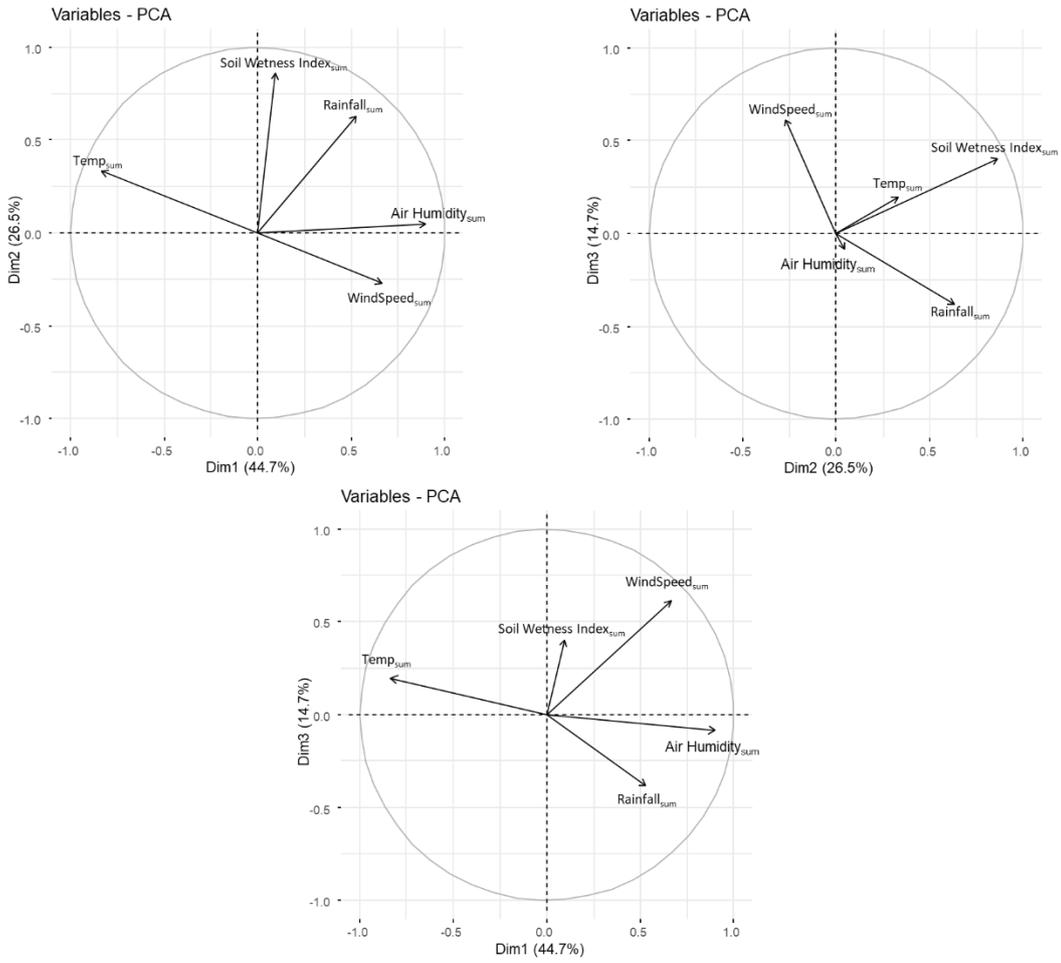
- A) *Weather variables from winter 2018, the first component (PC1) is correlated positively with soil wetness index and mean rainfall, the second component (PC2) is correlated positively with windspeed and air humidity, the third component (PC3) is correlated positively with mean temperature*
- B) *Weather variables from summer 2018, the first component (PC1) is correlated positively with air humidity and windspeed and negatively with mean temperature, the second component (PC2) is correlated positively with soil wetness index, the third component (PC3) is correlated positively with windspeed*
- C) *Weather variables from summer 2017, the first component (PC1) is correlated positively with air humidity and negatively with temperature, the second component (PC2) is correlated positively with soil wetness index, the third component (PC3) is correlated positively with windspeed*

A)



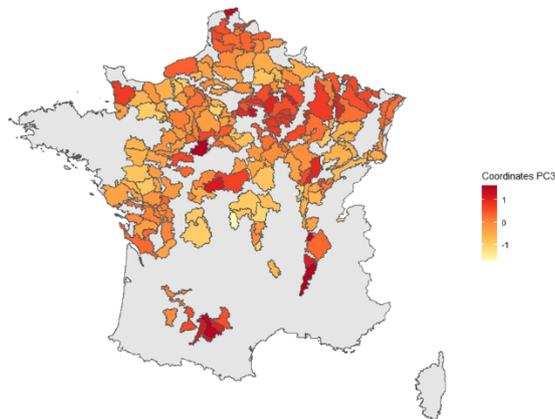
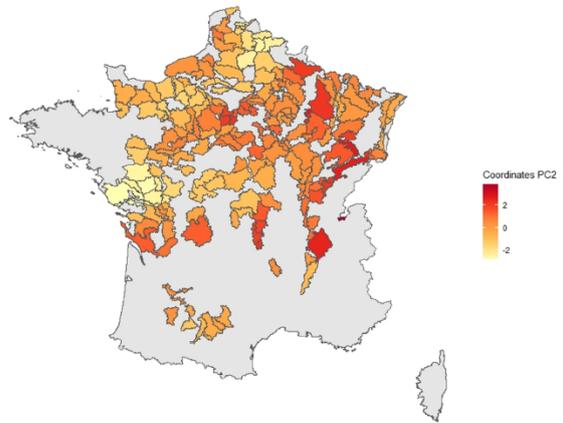
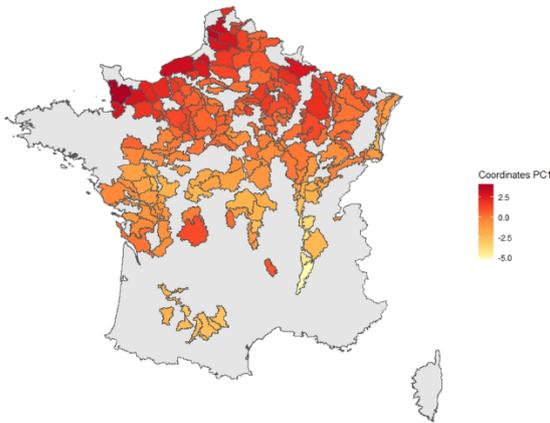
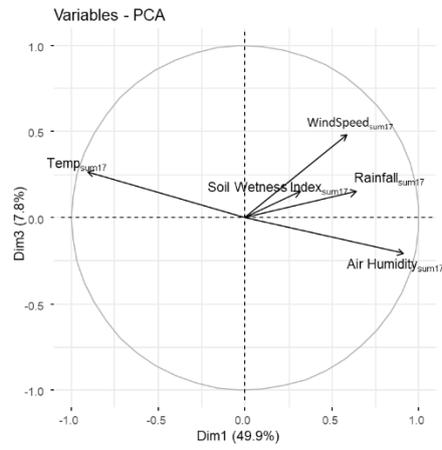
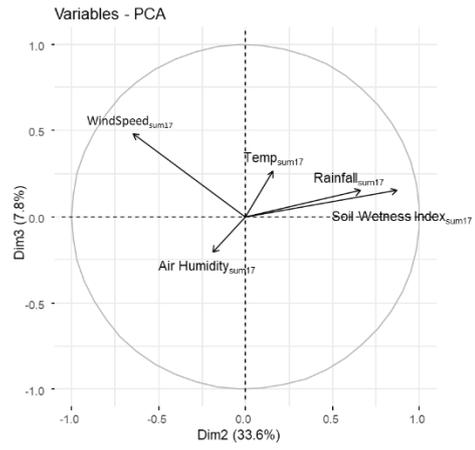
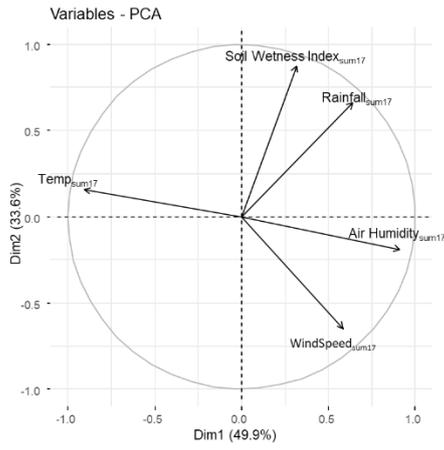
300km

B)



300km

C)



300km

Figure S3. Maps representing the % cover of pest host crops per SAA. A) Proportion of Arable Crops, B) Proportion of Oilseed Rape and Mustard, C) Proportion of Cereals and Maize

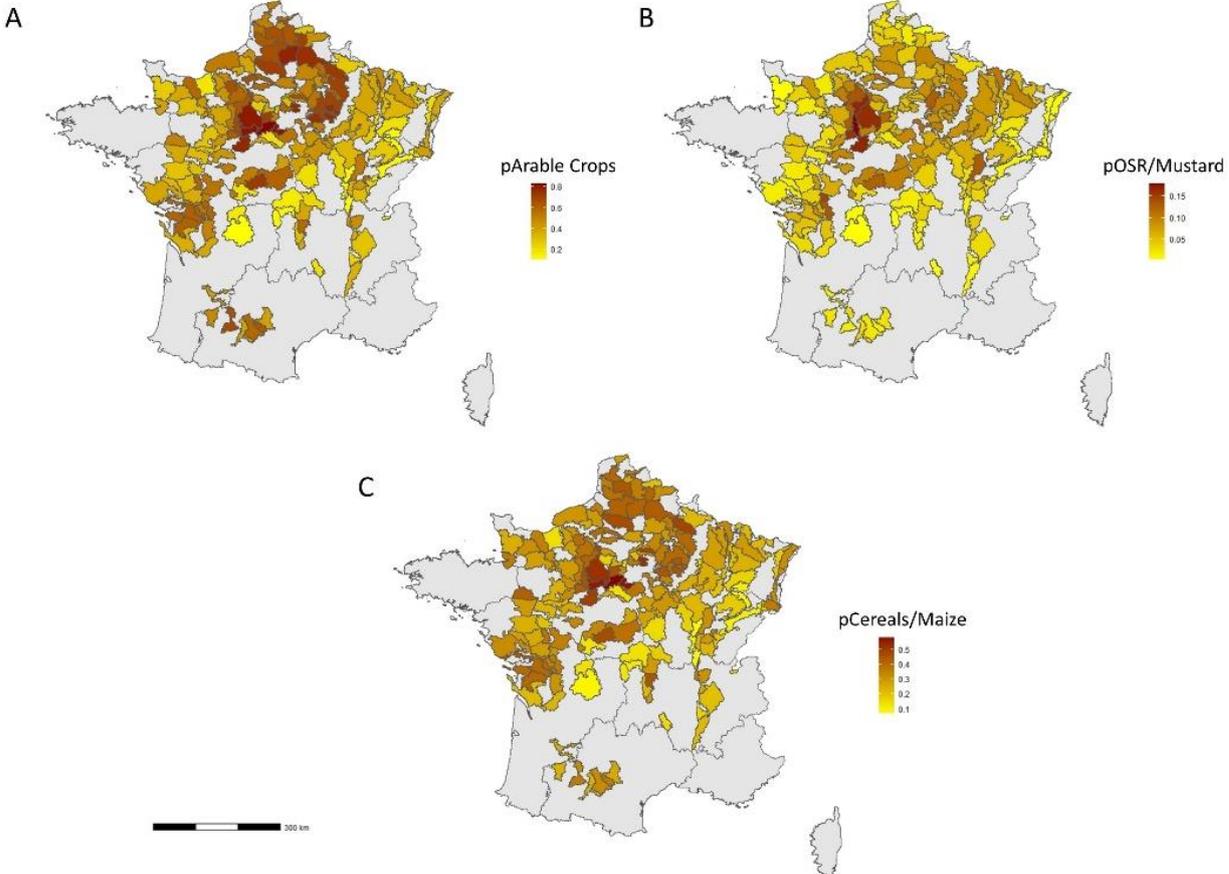


Figure S4. Matrix of correlations between all explanatory weather and landscape variables.

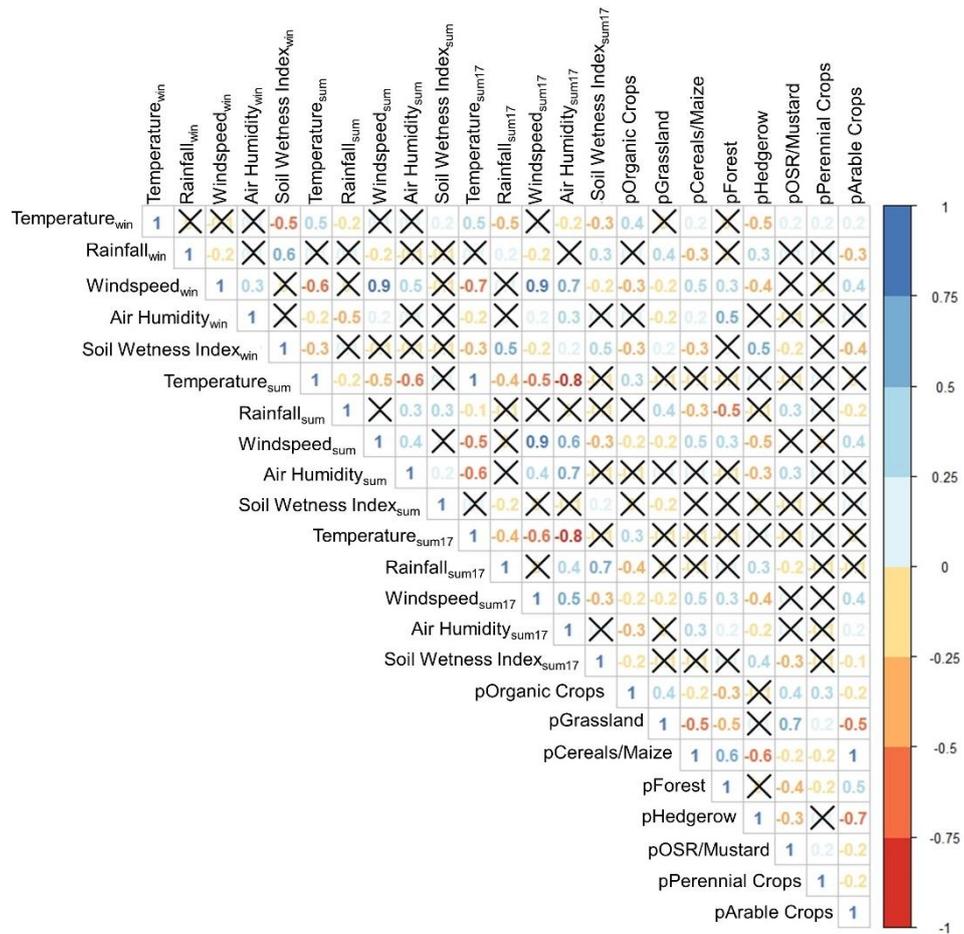


Figure S5. Variogram for each pest type to check the spatial structuration of the best model residuals, the red lines represent an empirical 95% confidence interval. Intervals where the black line goes out of the IC indicates a possible spatial structuration at the corresponding scale. Variogram model residuals for a) slugs, b) cereals aphids, c) oilseed rape pests, d) all pests.

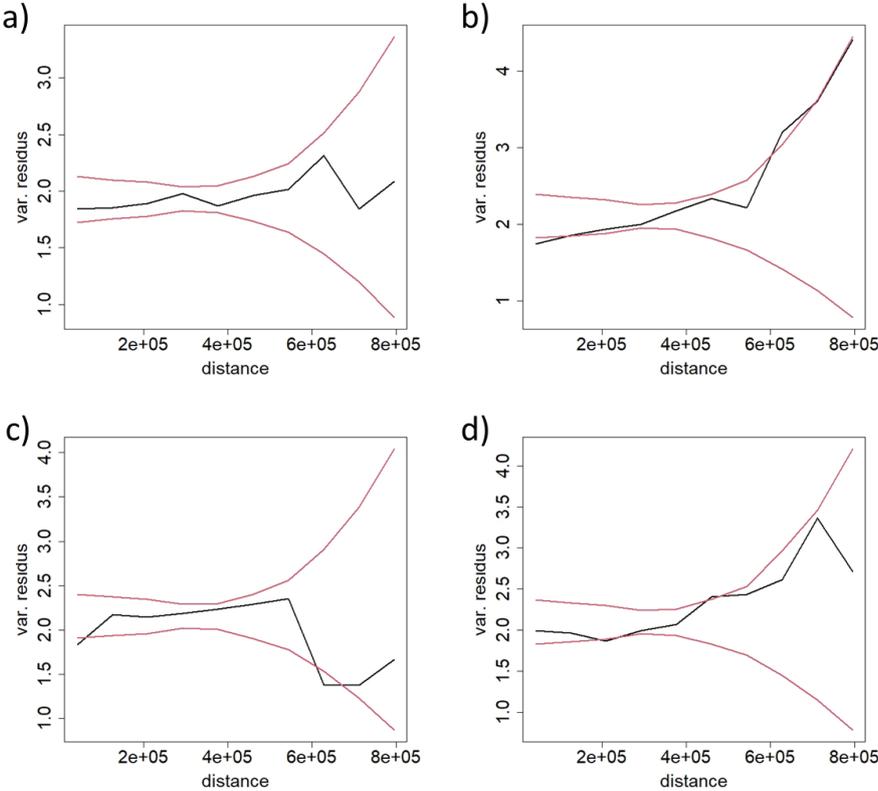


Figure S6. Performance of models explaining inter-regional variations in pest occurrence. For each pest type, the figure presents the Delta AIC with the null model for (i) the model with climatic explanatory variables only, (ii) the model with landscape explanatory variables only and (iii) the model with both weather and landscape explanatory variables.

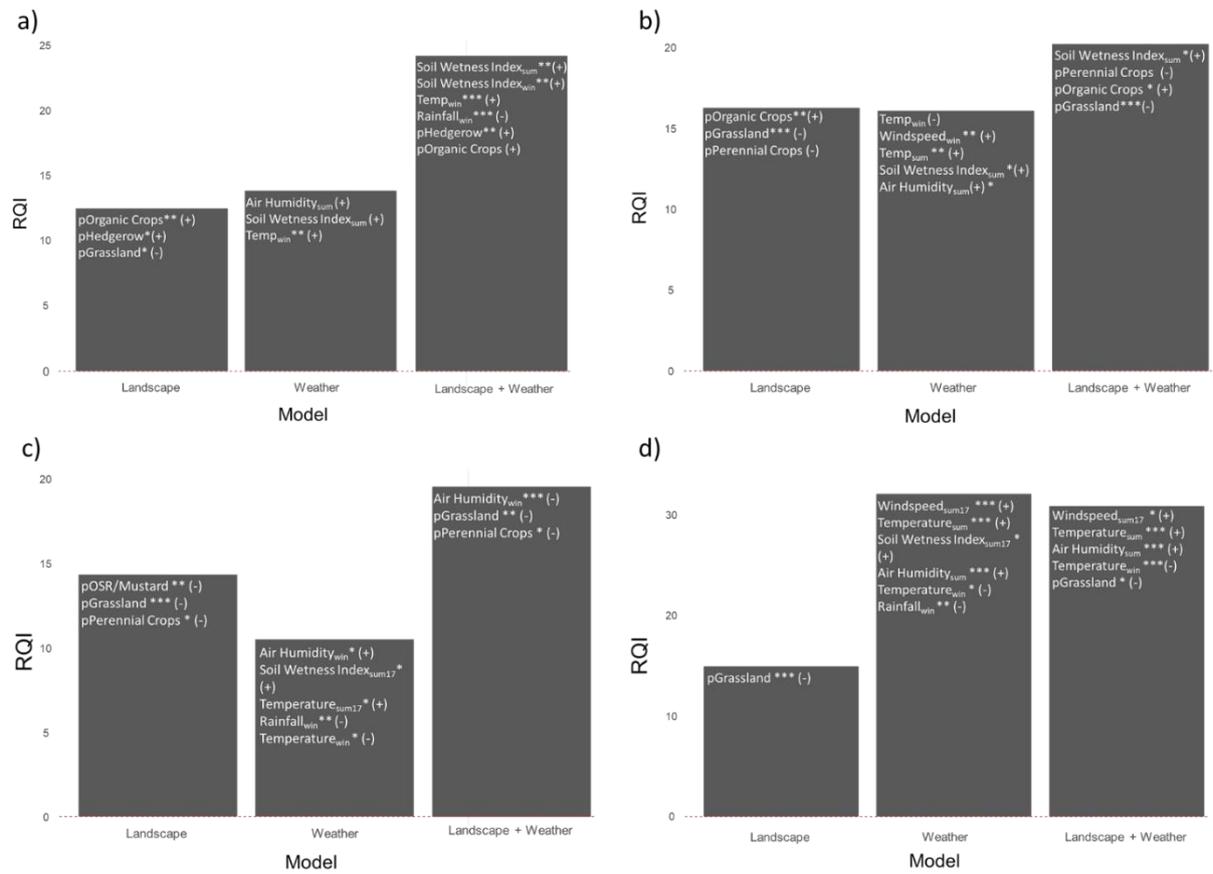
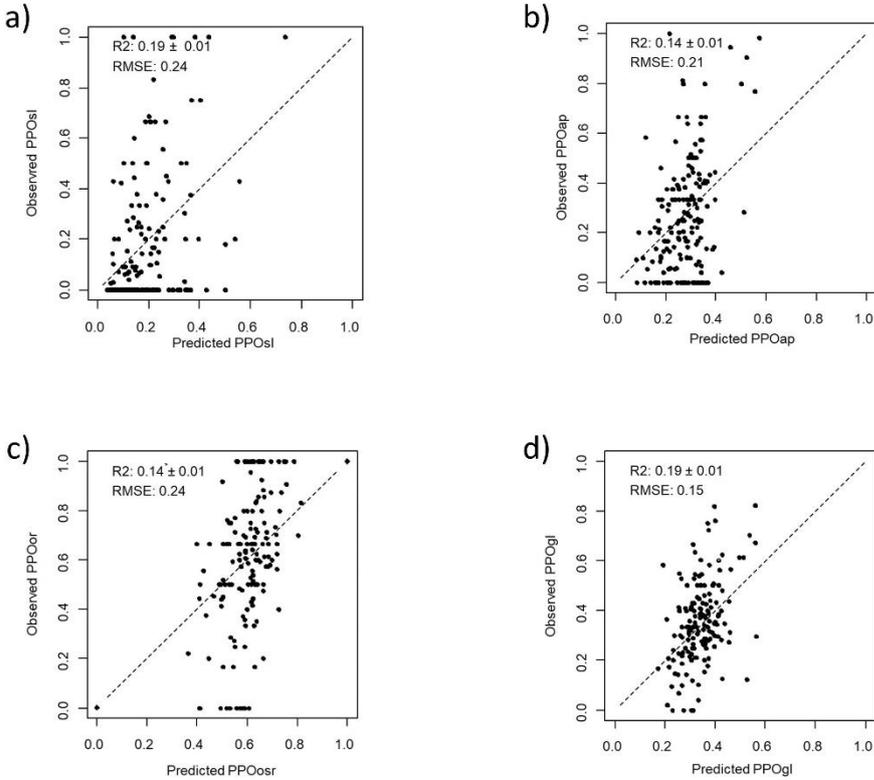


Figure S7. Performance of models explaining inter-regional variations in pest occurrence. Plot of Predicted vs. Observed values across the 181 SSAs for each pest type.



Chapitre 2 : L'effet du contexte paysager et de la pression régionale de ravageurs sur l'utilisation d'insecticides



Les insectes ravageurs sont, au sein des bioagresseurs, le second groupe causant le plus de dommages aux cultures, derrière les adventices. Dans les systèmes agricoles dominants, l'utilisation d'insecticides est encore le moyen le plus utilisé afin de gérer les infestations de ravageurs. Cependant cette utilisation excessive est controversée dû à ses nombreuses conséquences négatives sur l'environnement et la santé et il devient nécessaire de trouver des systèmes alternatifs afin de stopper ou du moins réduire l'utilisation de ces produits. L'utilisation d'insecticides est a priori dépendante de nombreux facteurs dont les principaux sont (i) la présence de ravageurs, (ii) le type de système de culture, (iii) le contexte paysager où se trouve le système de culture. Peu d'études ont pu décrire l'influence du contexte paysager tout en considérant à la fois les caractéristiques du système de culture et la pression régionale de ravageurs sur l'utilisation d'insecticides.

Questions de recherche :

- Est-ce que l'utilisation d'insecticides augmente avec la pression régionale de ravageurs ?
- Est-ce que l'utilisation d'insecticides varie selon le type de système de cultures ?
- Est-ce que des paysages 'complexes' sont associés à des niveaux d'insecticides plus faibles ?
- Est-ce que l'effet du contexte paysager est régulée par la pression régionale de ravageurs et le type de système de cultures ?

Matériels et méthodes mobilisés : Nous avons mobilisé les données de pratiques agricoles de 1569 systèmes de culture du réseau DEPHY (exploitations agricoles engagés dans une volonté de réduction des pesticides), renseignés entre 2012 et 2019, et ayant au moins neuf parcelles. Nous avons ensuite réalisé une typologie de ces systèmes de cultures qui a identifié trois groupes, essentiellement différenciés par la culture principale dans la rotation (Type de système de culture 1 : importante présence de blé tendre au sein de la rotation ; Type de système de culture 2 : importante présence de maïs au sein de la rotation ; Type de système

de culture 3 : importante présence de prairie temporaire au sein de la rotation). Nous avons ensuite décrit le contexte paysager de la commune dans laquelle est enregistré chaque système de culture (localisation la plus précise disponible pour l'ensemble des systèmes de culture sélectionnés pour cette analyse), en calculant trois métriques paysagères : la proportion d'habitats semi-naturels (forêts et prairies), la proportion d'habitats semi-naturels linéaires (haies et bandes enherbées) et la taille moyenne des parcelles. Enfin, en reprenant la démarche du Chapitre précédent, la pression régionale de ravageurs a été caractérisé en utilisant la prédiction d'un modèle statistique donnant l'effet des caractéristiques régionales paysagères et climatiques sur les ravageurs du colza et les pucerons de céréales dans chaque Petite Région Agricole (PRA) qui incluait un des systèmes de culture sélectionné. Nous avons alors analysé l'effet du paysage, de la pression régionale de ravageurs et du type de système de culture sur l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT) insecticide moyen.

Résultats : Nous avons montré que l'utilisation d'insecticides était bien liée au système de culture, les systèmes de culture ayant des prairies temporaires au sein de la rotation utilisant moins d'insecticides. Nous avons aussi confirmé l'effet positif de la pression régionale de ravageurs sur l'utilisation d'insecticides. L'effet de la complexité du paysage a aussi été identifié, l'IFT insecticide diminuant avec la présence d'habitats linéaires semi-naturels et augmentant lorsque le paysage était composé de grandes parcelles cultivées. Cet effet du contexte paysager était dépendant du type de système de culture et surtout de la pression régionale de ravageurs (effets d'interaction) : en contexte de forte pression régionale de ravageurs, l'effet du paysage sur l'usage d'insecticide était moindre.

Bilan de l'apport de cette partie : Après avoir pu identifier des effets du contexte paysager sur l'utilisation d'insecticides toutes cultures de systèmes de culture, il serait intéressant de répéter l'analyse en se concentrant sur une culture consommatrice de pesticides et plus particulièrement d'insecticides.

The effect of landscape complexity on insecticide use depends on the farming system and on the regional pest pressure

Emeric Courson¹, Benoit Ricci^{1,2}, Lucile Muneret¹, Sandrine Petit^{1*}

*Corresponding author

¹Agroécologie, INRAE, Institut Agro, Univ. Bourgogne, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

²ABSys, Univ Montpellier, CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France

*sandrine.petit-michaut@inrae.fr

En révision dans Communications Earth & Environment

Abstract

Reducing the reliance on pesticides in agriculture is a huge challenge as these inputs are detrimental to the environment, human health and biodiversity. Some studies suggest that pesticide use is partly driven by the landscape context of fields but this question is still under debate. Here, we analyzed insecticide use recorded in 1569 farms across France in response to landscape complexity, accounting for the farming system implemented and the regional insect pest pressure. We found that the effect of landscape complexity was conditional to the farming system and showed that in wheat-based and maize-based systems (the two most intensive farming systems than grassland-based system, insecticide use decreases as the amount of semi-natural habitats increases and the mean field size decreases. Specifically, in wheat-based systems, massively implemented in France, the average predicted TFI insecticide was halved when the landscape scale cover of linear semi-natural habitats increased from 1.5% to 3%. We also show that under high pest pressure, farmers use insecticides regardless of the landscape context of their farm. Our results suggest that enhancing landscape complexity may increase the capacity of farmers to reduce their reliance on insecticides.

1. Main

Modern agriculture strongly relies on pesticides to limit crop yield losses due to pests¹. Among the pests of great concern, insects represent the second threat to crops besides weeds². The rate of insecticide use is still increasing worldwide^{3,4} and in the current context of climatic warming, yield losses from insect pests are expected to rise⁵. In parallel, scientific evidence has accumulated on their detrimental impacts on human health⁶, biodiversity and associated ecosystem services^{7,8,9}. In arable farming, diversifying cropping systems and re-installing semi-natural habitats within agricultural landscapes to reduce pest pressure are often presented as keys to reduce insecticide use¹⁰. There is indeed mounting evidence that the landscape context of arable fields may influence the level of insecticide use. Several studies conducted in the

U.S. provide empirical support for a beneficial effect of landscape complexity on the reduction of insecticide use^{11,12,13}, although such effects can be inconsistent across years¹⁴. Landscape complexity was also shown to limit infrequent but particularly high pesticide use and thus increase stability in insecticide use¹⁵. These signals of a lower insecticide use in more diversified landscapes are in line with ecological expectations regarding landscape effects on pests and natural enemies that control pests. Large fields surrounded by low amounts of semi-natural habitats are expected to facilitate movement and establishment of crop pests, leading to higher pest pressure and more rapid pest immigration in the crop (i.e. “bottom-up effect”¹³). In parallel, complex mosaics of small fields and semi-natural habitats were shown to enhance natural enemies and in turn natural pest-control services (i.e. “top-down effect”¹⁶). Recent meta-analyses however reveal that these generic expectations are not always met, i.e. increased crop field size does not consistently exacerbate insect pest problems¹⁷ and semi-natural habitats do not consistently enhance pest control services^{18,19}. This variability could partly stem from the fact that local farming management modulates the effect of landscape context on pests and pest control services^{20,21}. To our knowledge, studies attempting to directly link landscape complexity to insecticide use have not considered other local management practices in their analyses.

Here, we take advantage of a unique dataset describing since 2012 cropping systems (i.e. crop sequence and crop management) across 1569 arable and mixed crop-livestock farms across France voluntarily engaged in a pesticide reduction program. This dataset revealed a high variability of insecticide use among farmers adopting similar cropping systems, suggesting that other factors may drive their use²². Here, we specifically explored how insecticide use varied in response to landscape complexity in different farming systems for the period 2012-2019. We also accounted for the regional insect pest pressure encountered each year in each farm, based on established statistical links between meteorological data, regional land use and regional insect pest occurrence. We expected that local insecticide use in the different farming systems will i) increase with regional insect pest pressure, (ii) decrease with landscape complexity measured as proportion of semi-natural habitats (linear elements and

others) and mean arable field size. We also hypothesised that these factors may act interactively.

Using a clustering approach to classify farms into farming systems and a linear mixed model, we found that insecticide use was driven by regional pest pressure, farming system and landscape complexity. Insecticide use was higher in the two most intensive farming systems (i.e. wheat-based and maize-based) than in the grassland-based farming system. The effect of landscape complexity was conditional to the type of farming system, with lower insecticide use in wheat-based and maize-based farming systems as the amount of semi-natural habitats increased and the mean field size decreased. This signal was only detected under low and moderate pest pressures, suggesting that under high pest pressure, all farmers use comparable amounts of insecticides regardless of the landscape context of their farm and of the farming system.

2. Results

The clustering procedure, based on seven agronomical variables identified three farming systems that mostly differed by the dominant crop type in the crop sequence (Supplementary Table 1). The first farming system was characterised by wheat-based crop sequences and was by far the most represented farming system in the dataset, with 1127 farms (Fig. 1a). The second contained 190 farms implementing maize-based crop sequence (Fig. 1b) and the third 252 farms characterised by a high proportion of temporary grassland in the crop sequences. This latter farming system is less intensive than the two others, with a lower number of soil tillage operations (Supplementary Table 1), and a lower use of herbicides, fungicides and molluscicides (TFI = 1.3 vs. TFI = 2.6 in maize-based and TFI = 3.8 in wheat-based systems). Each farming system was distributed across the whole metropolitan French territory (Fig. 1), thus covering a substantial gradient of landscape contexts and of regional pest pressures (Supplementary Fig. 1).

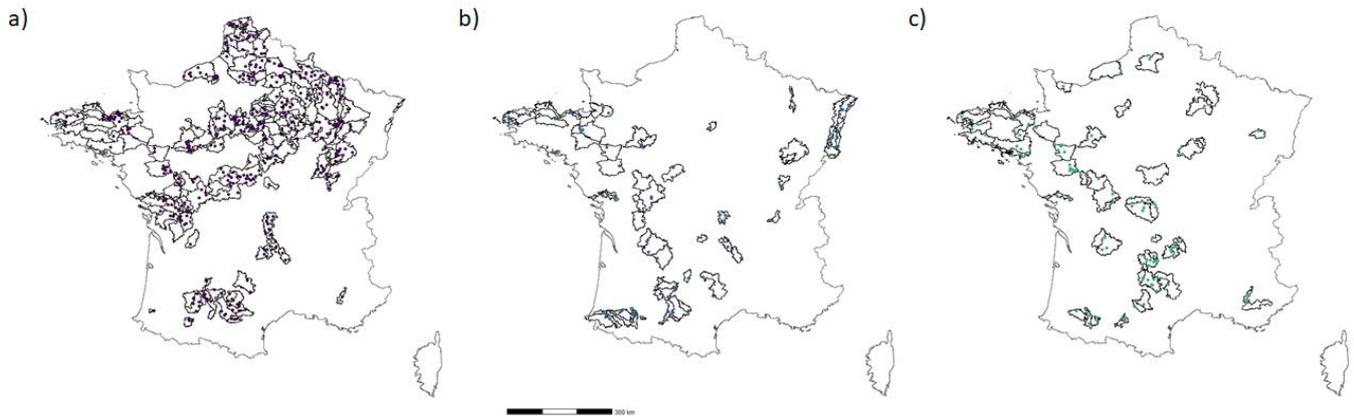


Fig. 1- Localisation of the farms under the three farming systems a) wheat-based system b) maize-based system and c) temporary grassland-based system . Black borders line the small agricultural areas.

The predicted regional pest pressure was highly variable across the 1569 farms and the three farming systems (Supplementary Fig. 1a).

Variations in insecticide use was well explained by our model ($R^2 = 0.34$). Insecticide use differed among the three farming systems and was significantly lower in grassland-based systems than in the other two farming systems (Table 1, Fig. 2a). In addition, and independently of the farming system, insecticide use increased when regional pest pressure increased (Table 1; Fig. 2b). Moreover, insecticide use was lower in landscapes characterised by high amounts of linear semi-natural and/or by small mean field sizes (Table 1 and Figs 2c and 2d).

Table 1 – Anova of the final model (%SNH, Farming system:Regional pest pressure, Farming system:mean field size; Regional pest pressure:%SNH were not significant and then removed). r-squared 0.34

	Sums of Squares	df	F value	Pr(>F)	
Farming System	73.54	3	36.8	< 0.0001	***
Regional pest pressure	45.99	1	69.0	< 0.0001	***
% linear SNH	21.04	1	31.5	< 0.0001	***
Mean field size	6.07	1	9.1	0.003	**
Farming System : % linear SNH	19.67	2	14.7	< 0.0001	***
Farming System : % SNH	13.95	3	7.0	0.0001	***
Regional pest pressure : % linear SNH	21.63	1	32.4	< 0.0001	***

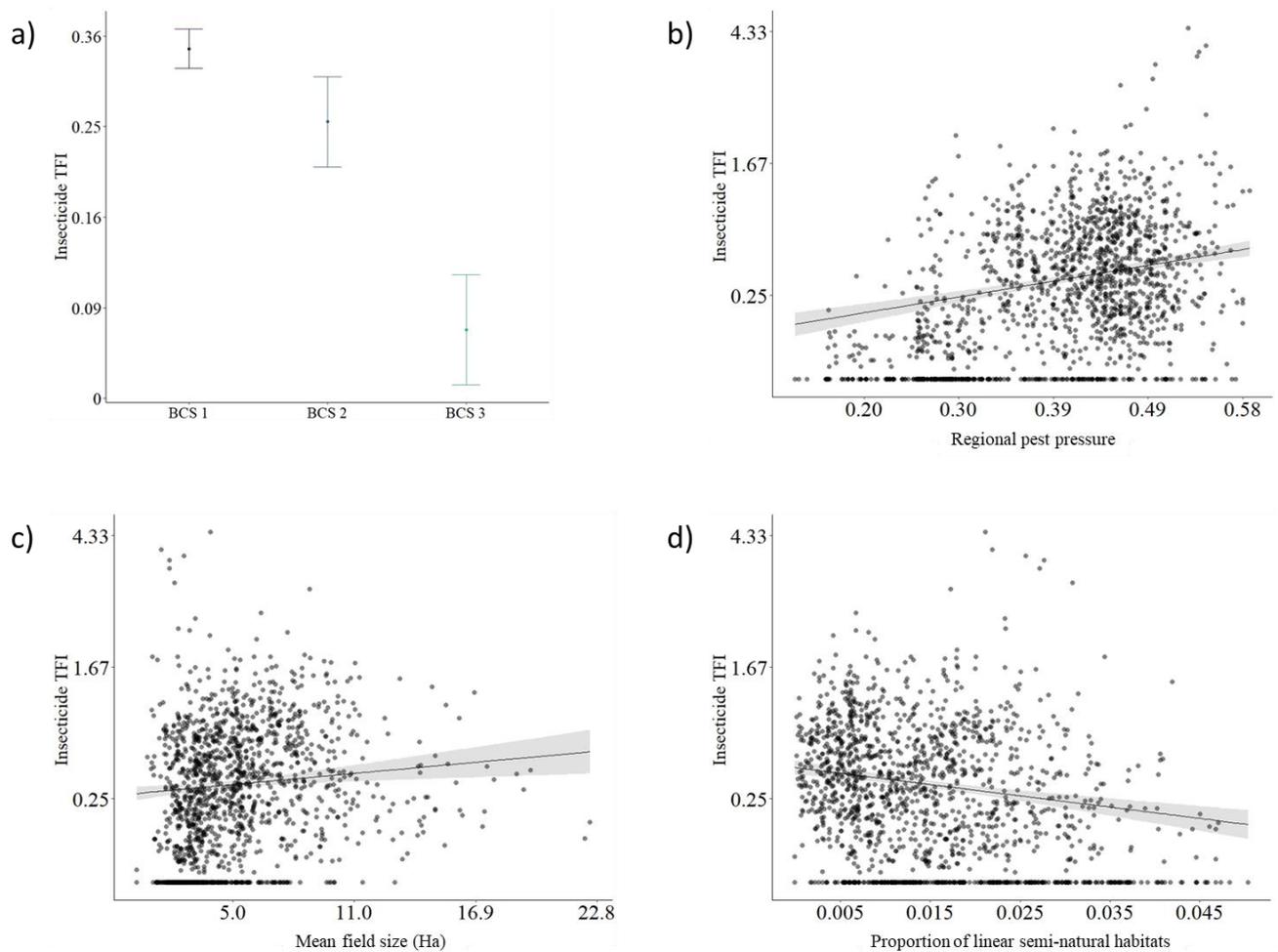


Fig. 2 - Marginal effects of a) farming system; b) regional pest pressure; c) mean field size; d) proportion linear semi-natural habitats

The positive effect of linear semi-natural habitats on insecticide use reduction was however only detected for the wheat-based (Fig. 3a), i.e. the average predicted TFI insecticide was 0.4 when the landscape scale cover of linear semi-natural habitats was below 1.5% whereas TFI was halved when linear semi-natural habitats covered 3% or more in the landscape. Conversely, higher proportional cover of linear semi-natural habitats was associated with

higher insecticide use in grassland-based systems and did not relate to insecticide use in maize-based systems. In the latter, however, lower insecticide use was associated with increased cover of patches of semi-natural habitats (Fig. 3b). Specifically, the average predicted TFI insecticide was 0.4 when semi-natural habitats covered less than 20% of the surrounding landscape and dropped to 0.14 when semi-natural habitats covered more than 40% of the landscape.

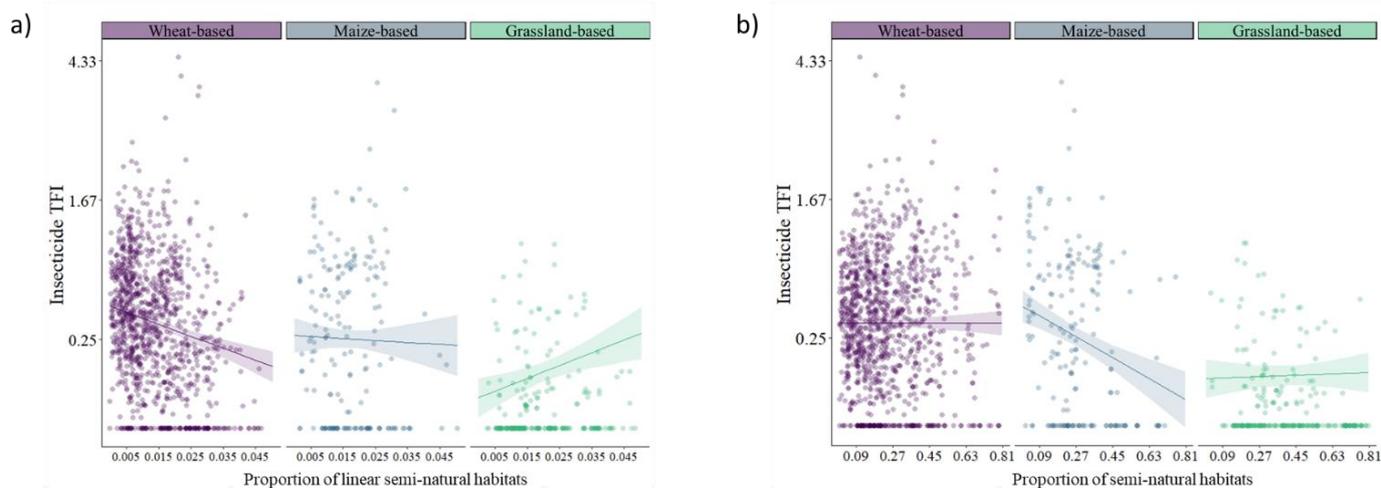


Fig. 3 - Interaction plots of predicted insecticide TFI by marginal effect of interactions, a) between farming system and proportion of linear semi-natural habitats b) between farming system and proportion of patches of semi-natural habitats ($n= 1127$ wheat-based farms; $n= 190$ maize-based farms; $n = 252$ grassland-based farms).

Finally, we detected that the beneficial effects of large amounts of linear semi-natural habitats and small field size on the reduction of insecticide use was dependent on the predicted regional pest pressure (Table 1). Landscape complexity had no impact on insecticide use under high levels of regional pest pressure, i.e. above a threshold of presence of at least one of the insect pests in half of the fields surveyed in the small agricultural region (Fig. 4).

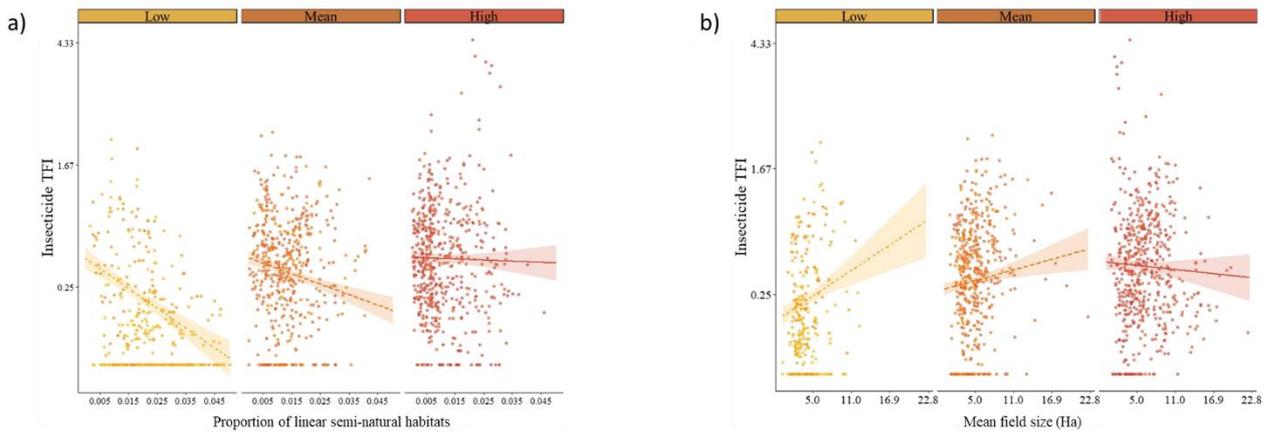


Fig. 4 - Interaction plots of predicted insecticide TFI by marginal effect of interactions between (a) regional pest pressure and proportion of linear semi-natural habitats and (b) regional pest pressure and mean field size. Regional pest pressure is categorised as Low ($x \leq 0.3$ i.e. mean value minus SD; $n=479$), High ($x \geq 0.49$ i.e. mean value plus SD; $n=620$) or Mean ($0.3 > x > 0.49$; $n = 470$)

3. Discussion

The sources of variability in insecticide use are still poorly understood while it is very urgent to reduce their use to meet sustainable agriculture goals. Here, using insecticide use data from 1569 farms across France, we show that the in-field level of insecticide use is driven by the interplay of farming systems, landscape complexity and regional pest pressure. More specifically, our results indicate that farmers generally used less insecticides in more complex landscapes, i.e. composed by a higher proportion of linear semi-natural habitats and smaller fields than simple landscapes. Such beneficial effect of landscape complexity could however not be detected when the regional pest pressure was high, a situation that we predicted would happen in 40% of the 1569 farms. Despite this limitation, our results suggest that in farms dominated by arable crops located in simplified landscapes, including temporary grasslands in crop rotations or enhancing landscape complexity could be effective levers to reduce insecticide use. This latter option could be achieved through a reduction of field size and/or an increase in the cover of semi-natural habitats on the farm or on clusters of neighbouring farms. Specifically, increasing the density of hedgerows and grass strips in wheat-based systems so

that they cover at least 3% in the landscape could halve insecticide use. In addition, increasing the cover of forest and permanent grassland in maize-based systems and including systematically temporary grassland within crop rotations could also be effective levers to reduce insecticide use in arable lands.

A first key finding is the signal of an overall positive effect of linear semi-natural habitats around fields on insecticide use reduction. To our knowledge, this is the first large-scale study providing empirical evidence of the beneficial effect of linear semi-natural habitats on sustainable crop production issues. One explanation is that linear semi natural habitats provide natural enemies of crop pests to arable fields, sufficient to sustain pest control services in case of low pest pressure^{23,24}. Accounting for the farming system implemented on the farm, we also show that this trend is mostly driven by farms conducting wheat-based rotations, which represents more than 70% of our sampled farms. In maize-based systems, we however detected that lower insecticide use was associated to higher amounts of permanent grass and forest habitats, which also suggest some spillover of natural enemies from those habitats²⁵. Conversely, we detected no positive effect of semi-natural habitats on insecticide use reduction in grassland-dominated systems. One plausible explanation is that the sown grasslands incorporated in crop rotations benefit natural enemies at the local scale, so that increasing semi-natural habitats at the landscape scale has little or no additional effect (intermediate landscape hypothesis). Grasslands can support some generalist arthropod predators and these are often more abundant than in neighbouring arable crops^{26,27}, depending on floristic diversity and management intensity of grasslands²⁸. Here, temporary grasslands (Poaceae, Poaceae and legumes, alfalfa) were used in the rotations for 2 or 3 successive years and only half of them were fertilised. In addition, pesticides (almost exclusively herbicides) were only used in 15% of grasslands. As such, these temporary grasslands can be considered as extensively managed and could well enhance pest control services.

A second key finding is that our results provide empirical support for a positive link between field size and insecticide use, valid for the three farming systems. This evidence is timely given the ongoing debate on the role of field size in exacerbating pest problems and insecticide

use^{13,17}. In the present study, reliable pest pressure data was not available at the fine grain of the farm for all the years and we thus used a predicted insect pest pressure²⁹ and show that it was a strong predictor of insecticide use. We however demonstrated a positive relationship between mean field size and observed pest abundance for the year 2018 across 181 small regions (Supplementary Fig. 2). This gives further support to the idea that the association between mean field size and insecticide use is mediated by insect pest abundance.

The third key finding is that the beneficial effect of landscape complexity on insecticide use does not appear to hold when the regional insect pest pressure is predicted to be high, i.e. above a threshold of presence of at least one of the insect pests in half of the fields surveyed in the small agricultural region. This would suggest that under low and moderate pest pressure, insecticides are probably used in a curative rather than in a systematic way in the 1569 farms, in response to pest pressure. This strategy is in accordance with the principles of the French national DEPHY farm network upon which we based this analysis, as farmers in the network are willing to limit their reliance on pesticide use. This pattern however appears to change when pest pressure is high, regardless of landscape complexity on and around the farm. Here the most plausible explanation is that in such situations, farmers are often advised to spray. In France, weekly regional reports of pest incidence are communicated to farmers and advisors, in order for practitioners to adjust the number and timing of pesticide applications. Reports of high regional pest occurrence are thus likely to influence the decision of individual farmers to spray insecticides.

Conclusions

Our study provides strong evidence that the expected beneficial effect of landscape complexity on insecticide is dependent on the farming system and on the regional pest pressure level. These results suggest that some landscape contexts are more pest-suppressive than others and could facilitate a reduction in insecticide use in the most intensive farming systems.

Implementing linear semi-natural habitats in wheat-dominated landscapes and patches of semi-natural habitats in maize-dominated landscapes, systematically including temporary grasslands in crop rotations and reducing field sizes could be considered as levers to meet sustainable agriculture goals.

4. Methods

Selection of farms

The French national DEPHY farm network was initiated in 2012 with today more than 3000 farms across France that are implementing alternative cropping systems aiming at reducing pesticide use³⁰. Each cropping system is implemented in several fields and documented for several successive years; the crop sequence implemented at the farm scale, pesticide use and other crop management practices are stored in the national AGROSYST database³¹. We extracted from AGROSYST for the years ranging from 2012 to 2019 arable and mixed-farming cropping systems describing at least nine field-year (Supplementary Fig. 3). This corresponded to 1330 farms which were documented in at least three fields for three years, 92 farms described in five fields for two years and 147 farms described in nine fields for one year. These 1569 farms were distributed all over France (from 43°11'11" to 51°06'65" North and from -4°77'59" to 7°98'32" East), across 580 municipalities included within 200 French Small Agricultural Areas (SAA), defined by the French Ministry of Agriculture as homogeneous with regard to agricultural productions and considered as the regional level in this study.

Insecticide use

We quantified insecticide use intensity of each farm using the TFI (Treatment Frequency Index³²), which corresponds to the number of reference doses applied per hectare and per crop season. TFI was expressed at the farm level by averaging the crop TFI according to the

proportion of each crop in the crop sequence. Then it is averaged over the number of years where the cropping system is described.

$$TFI = \sum_{j=1}^k \left(\sum_{i=1}^n \frac{D_i \cdot S_i}{Dh_i \cdot S_t} \right) \cdot \omega_j$$

where D_i , Dh_i , and S_i , $i=1, \dots, n$ are, respectively, the applied dose, the reference dose, and the treated surface area for each spraying operation i ; S_t is the total plot area; and ω_j , $j=1, \dots, k$ are the proportions of each crop j in the crop sequence.

Farming systems

We extracted from the database seven agronomic descriptors of each farm: the diversity of the crop sequence (Shannon index), the proportion of soft wheat, the proportion of maize and the proportion of temporary grassland in the crop sequence, the mean dose of nitrogen applied (kg/ha), the ploughing frequency over the number of field-year, and the tillage operation frequency – except ploughing – over the number of field-year (Supplementary Table 1). We performed a typology of farms using a Hierarchical Clustering on Principal Components with respect to their practices (HCPC function from the package FactoMineR³³). The number of clusters (hereafter “farming systems”) was defined using Ward’s minimum variance criterion to minimise the total within-farming system variance.

Estimation of Regional Pest Pressure

As local insect pest pressure was not documented in the 1569 farms, we used a predicted regional pest pressure for each of the 200 Small Agricultural Areas (SAA) within which the farms were located. We implemented a statistical modelling procedure developed in a previous study that established that inter-regional variations of observed pest occurrence at the French national scale in 2018 was well predicted by regional meteorological data and the regional land use²⁹. Here, we followed a similar procedure i.e. we first extracted the frequency of occurrence

of the dominant insect pests in french arable crops in 181 SAAs for which pest records were available in 2018 (Epiphyt database, total of 5561 records of presence/absence for aphids, pollen beetles and stem weevils). We then related at the grain of the SAA the frequency of occurrence of insect pests to meteorological data (Meteo-France SAFRAN database³⁴) and the regional landscape context in the SAA derived from BD TOPO® data v3 2020, IGN, French National Geography Institute and from the French Land Parcel Identification System. The resulting model explained 24% of the inter-regional variation in insect pest frequency across France. Regional insect pest pressure was positively correlated to summer average temperature, summer air humidity and negatively affected by the proportion of grassland (temporary and permanent) at the SAA level and winter average temperature. In a second step, we used the fitted model to estimate the regional pest pressure in the 200 SAAs where the 1569 selected farms were located and for the years 2012 to 2019 (Fig. 1). When a selected cropping system corresponded to a two- or three-years crop sequence, we predicted the regional pest pressure independently for each year of the cropping sequence, using each time the relevant annual meteorological data and the regional pest pressure of the different years was then averaged to obtain a unique value of the predicted regional pest pressure per farm over the two or three-year time period.

Landscape context of farms

Agricultural land covers from 2012 to 2019 were extracted from the French Land Parcel Identification System (arable crops, temporary grassland, grass strips). The cover of forests, permanent grasslands and hedgerows were extracted from the BD TOPO® (v3 2020, IGN, French National Geography Institute). For each farm, we computed at the grain of the municipality within which it was located three landscape metrics which cover different aspects of landscape complexity, namely (i) the proportional cover of patches of semi-natural habitats, i.e. forest and permanent grassland (ii) the proportional cover of linear semi-natural habitats, i.e. hedgerows and grass strips, and (iii) the mean field size of arable crops. Landscape metrics were computed using the landscapemetrics package (v1.5.4) at a 1 m resolution and the alm

package (v1.1³⁵). For farms having a three-years cropping sequence, landscape metrics were calculated on the median year, while for farms having a one or two years- cropping sequence, they were based on the first year. This characterization of the landscape of only one year seemed relevant given the high interannual correlation between landscape metrics (Supplementary Fig. 4).

5. Statistical Analysis

We identified the drivers of the insecticide TFI using linear models with a gaussian distribution. To deal with issues of overdispersion and normality for the residuals, the response variable was normalized, squared transformed, and normalized again. In the model, the explanatory variables were the farming system, the three landscape metrics and the predicted regional pest pressure. We also included interactions between (i) the regional pest pressure and farming system, (ii) the regional pest pressure and landscape metrics, (iii) farming system and landscape metrics.

All explanatory variables were normalized; we detected no correlation higher than 0.6 between any couple of variables (Supplementary Fig. 5). To produce the final model including only significant predictors, we removed all the non-significant predictors (Anova function of type III, car package v3.0.12 in R, Table 1). In this final model, we did not detect any spatial autocorrelation between model residuals (Supplementary Fig. 6). All analyses were performed with R software v4.0.3 (R Core Team, 2020).

Data availability

The data that support the findings of this study are available from the corresponding author upon request.

Code availability

The code used to analyze the data and produce the figures is available from the corresponding author upon request.

References

1. Savary, S., Willocquet, L., Pethybridge, S.J., Esker, P., McRoberts, N., Nelson, A., 2019. The global burden of pathogens and pests on major food crops. *Nat. Ecol. Evol.* 3, 430–439. <https://doi.org/10.1038/s41559-018-0793-y>
2. Oerke, E.C., 2006. Crop losses to pests. *J. Agric. Sci.* 144, 31–43. <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
3. Popp, J., Pető, K. & Nagy, J. Pesticide productivity and food security. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 243–255 (2013). <https://doi.org/10.1007/s13593-012-0105-x>
4. Bakker, L., van der Werf, W., Tiftonell, P.A., Wyckhuys, K.A. and Bianchi, F.J., 2020. Neonicotinoids in global agriculture: evidence for a new pesticide treadmill?. *Ecology and Society*, 25(3). <https://doi.org/10.5751/ES-11814-250326>
5. Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Tigchelaar, M., Battisti, D.S., Merrill, S.C., Huey, R.B., Naylor, R.L., 2018. Increase in crop losses to insect pests in a warming climate. *Science* (80-). 361, 916–919. <https://doi.org/10.1126/science.aat3466>
6. Baldi, I., Jérémie, B., Chevrier, C., Coumoul, X., Elbaz, A., Goujon, S., Jouzel, J.N., Monnereau, A., Multigner, L., Salles, B. and Siroux, V., 2021. Pesticides et effets sur la santé: Nouvelles données (Doctoral dissertation, Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM)).
7. Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tscharrntke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on

- biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
8. Dirzo, R., Young, H.S., Galetti, M., Ceballos, G., Isaac, N.J.B., Collen, B., 2014. Defaunation in the Anthropocene. *Science* (80-.). 345, 401–406. <https://doi.org/10.1126/science.1251817>
9. Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>
10. van der Werf W., Bianchi F.J., 2022. Options for diversifying agricultural systems to reduce pesticide use: Can we learn from nature? *Outlook on Agriculture*.51(1):105-113. <https://doi.org/10.1177/00307270221077442>
11. Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2011. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 108, 11500–11505. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100751108>
12. Nicholson, C.C. and Williams, N.M., 2021. Cropland heterogeneity drives frequency and intensity of pesticide use. *Environmental Research Letters*, 16(7), p.074008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac0a12>
13. Gagic, V., Holding, M., Venables, W.N., Hulthen, A.D. and Schellhorn, N.A., 2021. Better outcomes for pest pressure, insecticide use, and yield in less intensive agricultural landscapes. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(12). <https://doi.org/10.1073/pnas.2018100118>
14. Larsen, A.E., 2013. Agricultural landscape simplification does not consistently drive insecticide use. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(38), pp.15330-15335. <https://doi.org/10.1073/pnas.1301900110>

15. Larsen, A.E. and Noack, F., 2021. Impact of local and landscape complexity on the stability of field-level pest control. *Nat. Sustain.* 4, 120–128.
<https://doi.org/10.1038/s41893-020-00637-8>
16. Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschamntke, T., Weisser, W.W., Winqvist, C. and Woltz, M., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 221, pp.198-204.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>
17. Rosenheim, J.A., Cluff, E., Lippey, M.K., Cass, B.N., Paredes, D., Parsa, S., Karp, D.S. and Chaplin-Kramer, R., 2022. Increasing crop field size does not consistently exacerbate insect pest problems. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 119(37), p.e2208813119. <https://doi.org/10.1073/pnas.2208813119>
18. Bianchi, F.J., Booij, C.J.H. and Tschamntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: a review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 273(1595), pp.1715-1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
19. Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T.D., Martin, E.A., DeClerck, F., Grab, H., Gratton, C., Hunt, L., Larsen, A.E., Martínez-Salinas, A., O'Rourke, M.E., Rusch, A., Poveda, K., Jonsson, M., Rosenheim, J.A., Schellhorn, N.A., Tschamntke, T., Wratten, S.D., Zhang, W., Iverson, A.L., Adler, L.S., Albrecht, M., Alignier, A., Angelella, G.M., Anjum, M.Z., Avelino, J., Batáry, P., Baveco, J.M., Bianchi, F.J.J.A., Birkhofer, K., Bohnenblust, E.W., Bommarco, R., Brewer, M.J., Caballero-López, B., Carrière, Y., Carvalheiro, L.G., Cayuela, L., Centrella, M., Četković, A., Henri, D.C., Chabert, A., Costamagna, A.C., De la Mora, A., de Kraker, J., Desneux, N., Diehl, E., Diekötter, T., Dormann, C.F., Eckberg, J.O., Entling, M.H., Fiedler, D., Franck, P., van Veen, F.J.F., Frank, T., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Getachew, A., Gonthier, D.J., Goodell, P.B.,

Graziosi, I., Groves, R.L., Gurr, G.M., Hajian-Forooshani, Z., Heimpel, G.E., Herrmann, J.D., Huseeth, A.S., Inclán, D.J., Ingrao, A.J., Iv, P., Jacot, K., Johnson, G.A., Jones, L., Kaiser, M., Kaser, J.M., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Landis, D.A., Lavandero, B., Lavigne, C., Le Ralec, A., Lemessa, D., Letourneau, D.K., Liere, H., Lu, Y., Lubin, Y., Luttermoser, T., Maas, B., Mace, K., Madeira, F., Mader, V., Cortesero, A.M., Marini, L., Martinez, E., Martinson, H.M., Menozzi, P., Mitchell, M.G.E., Miyashita, T., Molina, G.A.R., Molina-Montenegro, M.A., O'Neal, M.E., Opatovsky, I., Ortiz-Martinez, S., Nash, M., Östman, Ö., Ouin, A., Pak, D., Paredes, D., Parsa, S., Parry, H., Perez-Alvarez, R., Perović, D.J., Peterson, J.A., Petit, S., Philpott, S.M., Plantegenest, M., Plećas, M., Pluess, T., Pons, X., Potts, S.G., Pywell, R.F., Ragsdale, D.W., Rand, T.A., Raymond, L., Ricci, B., Sargent, C., Sarthou, J.P., Saulais, J., Schäckermann, J., Schmidt, N.P., Schneider, G., Schüepp, C., Sivakoff, F.S., Smith, H.G., Whitney, K.S., Stutz, S., Szendrei, Z., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Thomson, L.J., Tricault, Y., Tsafack, N., Tschumi, M., Valantin-Morison, M., van Trinh, M., van der Werf, W., Vierling, K.T., Werling, B.P., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Woodcock, B.A., Wyckhuys, K., Xiao, H., Yasuda, M., Yoshioka, A., Zou, Y., 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, E7863–E7870. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>

20. Ricci, B., Lavigne, C., Alignier, A., Aviron, S., Biju-Duval, L., Bouvier, J.C., Choisis, J.P., Franck, P., Joannon, A., Ladet, S. and Mezerette, F., 2019. Local pesticide use intensity conditions landscape effects on biological pest control. *Proceedings of the Royal Society B*, 286(1904), p.20182898. <https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2898>

21. Petit, S., Trichard, A., Biju-Duval, L., McLaughlin, Ó.B. and Bohan, D.A., 2017. Interactions between conservation agricultural practice and landscape composition promote weed seed predation by invertebrates. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 240, pp.45-53. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.02.014>

22. Lechenet, M., Deytieux, V., Antichi, D., Aubertot, J.N., Bàrberi, P., Bertrand, M., Cellier, V., Charles, R., Colnenne-David, C., Dachbrodt-Saaydeh, S. and Debaeke, P., 2017. Diversity of methodologies to experiment Integrated Pest Management in arable cropping systems: Analysis and reflections based on a European network. *European Journal of Agronomy*, 83, pp.86-99. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2016.09.012>
23. Pywell, R.F., James, K.L., Herbert, I., Meek, W.R., Carvell, C., Bell, D. and Sparks, T.H., 2005. Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. *Biological Conservation*, 123(1), pp.79-90. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.10.010>
24. Bartual, A.M., Sutter, L., Bocci, G., Moonen, A.C., Cresswell, J., Entling, M., Giffard, B., Jacot, K., Jeanneret, P., Holland, J. and Pfister, S., 2019. The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 279, pp.43-52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.009>
25. Landis, D.A., Wratten, S.D. and Gurr, G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annual review of entomology*, 45(1), pp.175-201. <https://doi.org/10.1146/annurev.ento.45.1.175>
26. French, B. Wade, & Elliott, N. C., 1999. Temporal and spatial distribution of ground beetle (Coleoptera: Carabidae) assemblages in grasslands and adjacent wheat fields. *Pedobiologia*, 43, 73-84. <https://doi.org/10.1093/ee/28.4.597>
27. Bridle, K., Fitzgerald, M., Green, D., Smith, J., McQuillan, P. and Lefroy, T., 2009. Relationships between site characteristics, farming system and biodiversity on Australian mixed farms. *Animal Production Science*, 49(10), pp.869-882. <https://doi.org/10.1071/AN09042>
28. Nagy, R.K., Bell, L.W., Schellhorn, N.A. and Zalucki, M.P., 2020. Role of grasslands

in pest suppressive landscapes: how green are my pastures? *Austral Entomology*, 59(2), pp.227-237. <https://doi.org/10.1111/aen.12464>

29. Courson, E., Petit, S., Poggi, S. and Ricci, B., 2022. Weather and landscape drivers of the regional level of pest occurrence in arable agriculture: A multi-pest analysis at the French national scale. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 338, p.108105.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108105>

30. Lechenet, M., Makowski, D., Py, G., Munier-Jolain, N., 2016. Profiling farming management strategies with contrasting pesticide use in France. *Agric. Syst.* 149, 40–53.

<https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.08.005>

31. Ancelet, E., Schellenberger, A., Jolys, O., Munier-Jolain, N., Cadoux, S., 2014. *Système d'Information AgroSyst.*

32. Gravesen, L., 1986. The first Pesticide Action Plan in Denmark.

33. Lê, S., Josse J., Husson, F., 2008. FactoMineR: An R Package for Multivariate Analysis. *Journal of Statistical Software* 25 (1):1-18. <https://doi.org/10.18637/jss.v025.i01>

34. Quintana-Segui, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon, M., Canellas, C., Franchisteguy, L. and Morel, S., 2008. Analysis of near-surface atmospheric variables: Validation of the SAFRAN analysis over France. *Journal of applied meteorology and climatology*, 47(1), pp.92-

107. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1636.1>

35. Allart, R., Ricci, B., Poggi, S., 2020. R package alm: Automated Landscape Mapping.

<https://doi.org/10.15454/AKQW7Y>

Acknowledgements

E.C. was funded by the Office Français de la Biodiversité under the French National Action

Plan ECOPHYTO II (ARPHY ECOPHYTO project). We thank the French Ministry of Agriculture (DGAL-MAA) for giving us access to the data of the Epiphyt platform.

Authors' contributions

E.C., B.R., L.M. S.P. designed the analysis. E.C. analysed the data and wrote the first draft. All authors interpreted the results, contributed to the drafts and gave final approval.

Conflict of Interest

None declared.

Supplementary Material

The effect of landscape complexity on insecticide use depends on the farming system and on the regional pest pressure

Emeric Courson, Benoit Ricci, Lucile Muneret, Sandrine Petit*

*Corresponding author

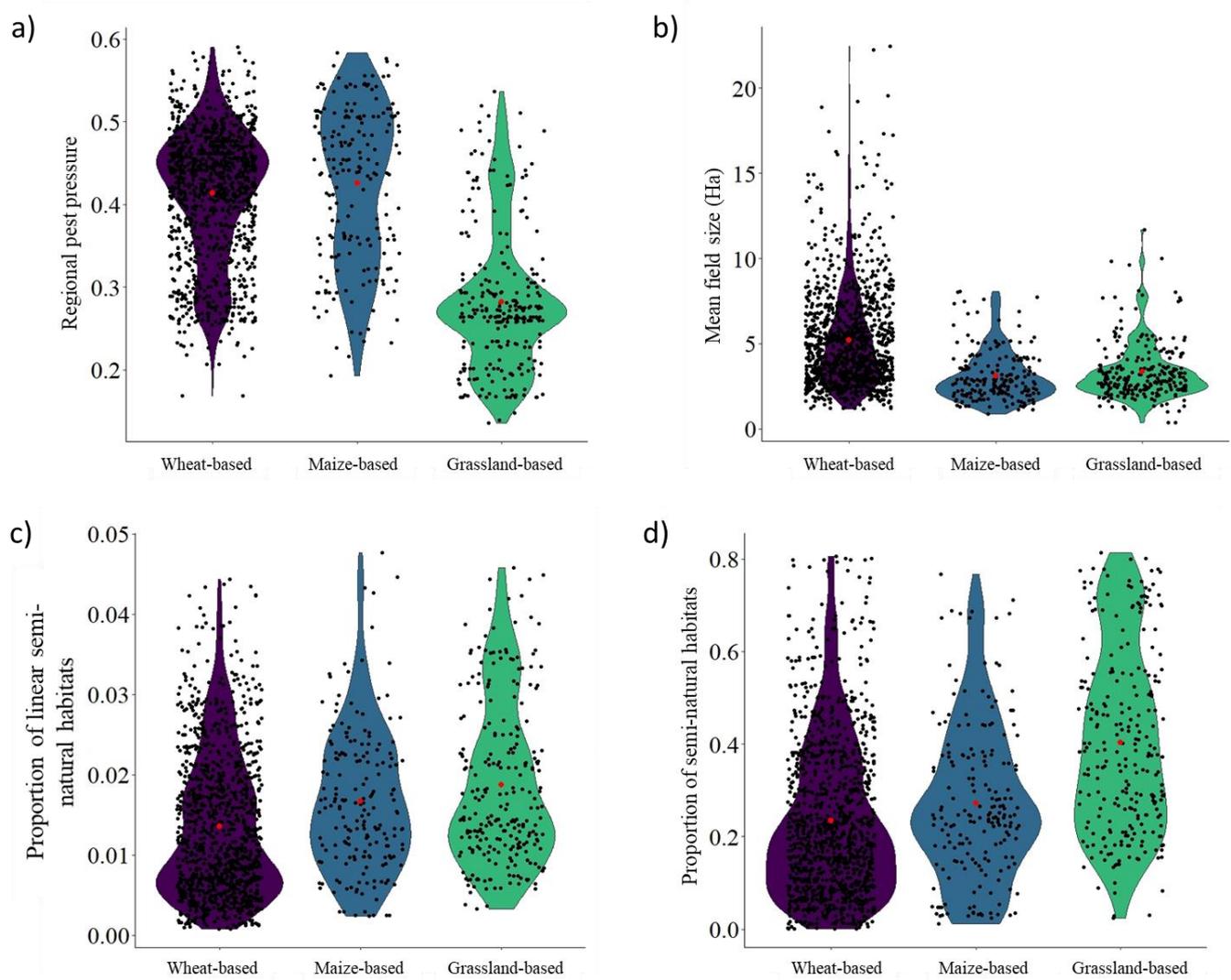
¹Agroécologie, INRAE, Institut Agro, Univ. Bourgogne, Univ. Bourgogne Franche-Comté, F-21000 Dijon, France

²ABSys, Univ Montpellier, CIHEAM-IAMM, CIRAD, INRAE, Institut Agro, Montpellier, France

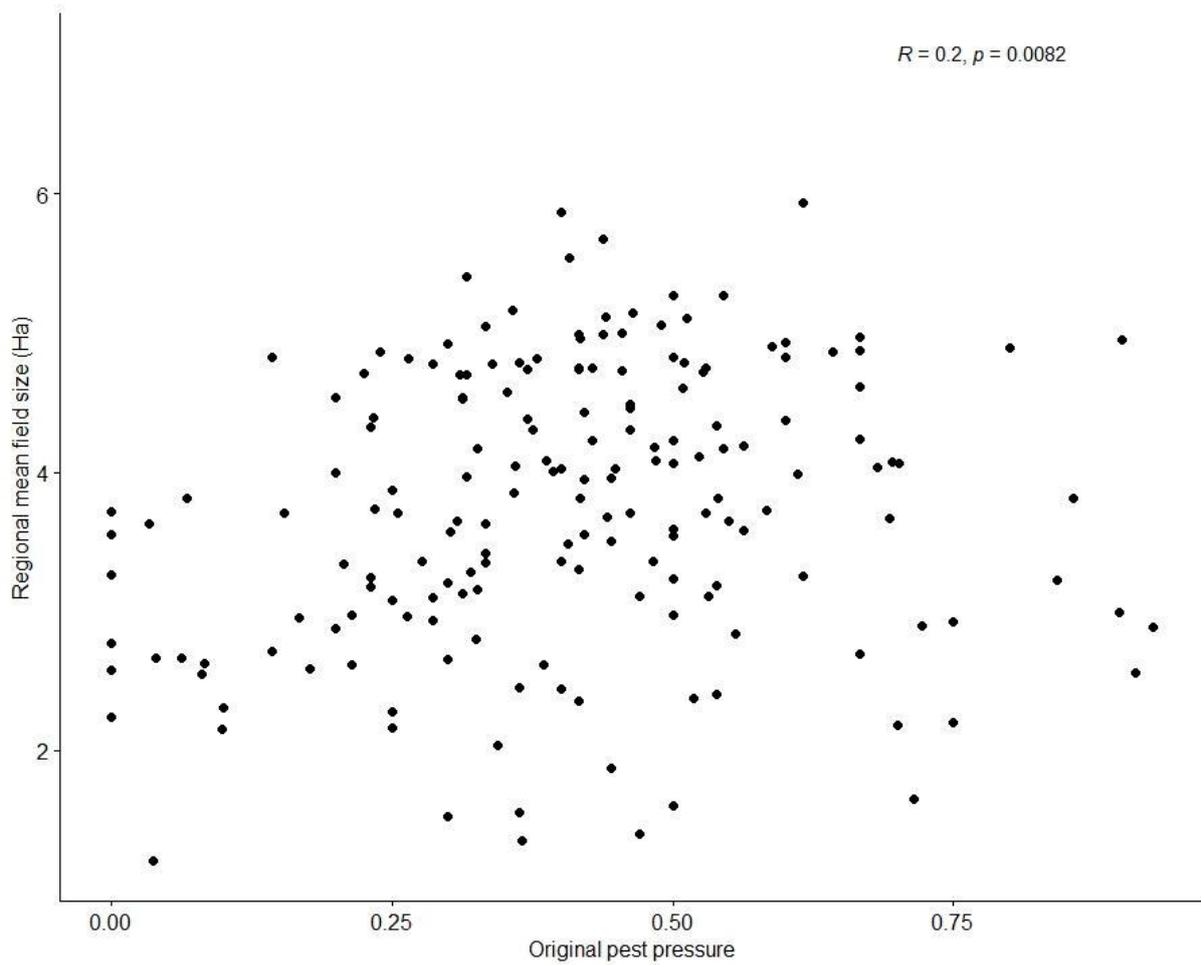
*sandrine.petit-michaut@inrae.fr

Supplementary Table 1 - Mean value and SD per farming system for the seven agronomic variables that were used in the clustering approach implemented on the 1569 farms.

	Wheat-based	Maize-based	Grassland-based
Number of farms	1127	190	252
Proportion of soft wheat in the crop sequence	0.32 (0.1)	0.15 (0.14)	0.09 (0.09)
Proportion of maize in the crop sequence	0.1 (0.11)	0.58 (0.19)	0.16 (0.13)
Proportion of temporary grassland in the crop sequence	0.03 (0.07)	0.04 (0.07)	0.43 (0.18)
Shannon Diversity of the crop sequence	2.6 (0.52)	1.61 (0.59)	2.14 (0.77)
Averaged amount of nitrogen input at the farm scale (Kg/ha)	54.1 (18.1)	75.8 (31)	55.8 (20.5)
Proportion of area ploughed over the number of field-year	0.26 (0.3)	0.47 (0.38)	0.19 (0.18)
Proportion of area tilled over the number of field-year (except ploughing operation)	1.44 (1.04)	1.49 (1.25)	0.55 (0.52)

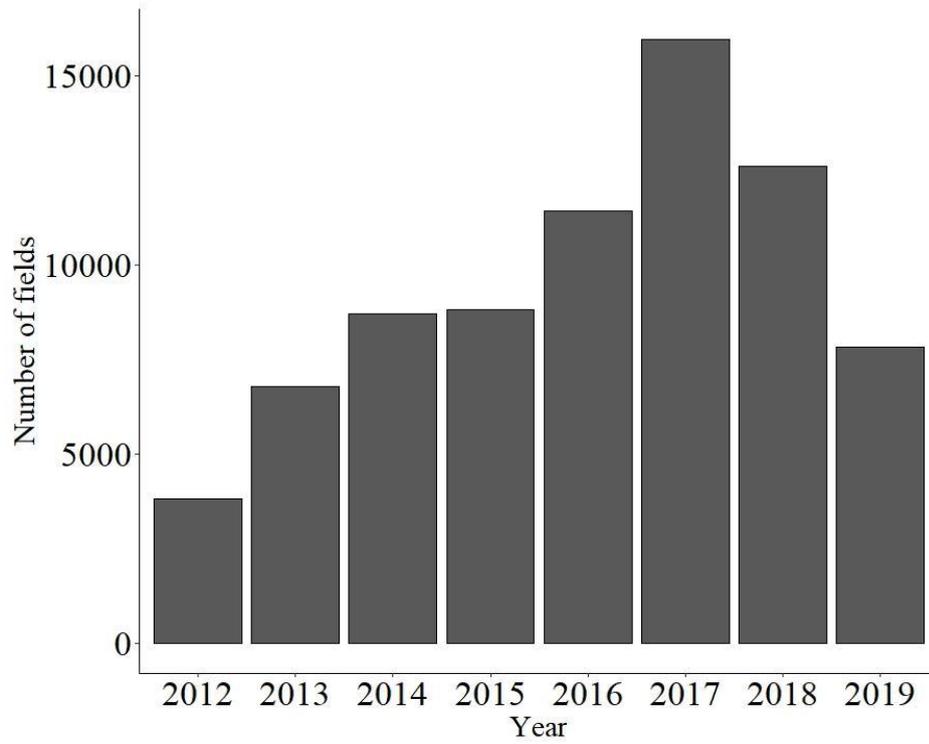


Supplementary Figure 1—Distribution of pest pressure and landscape complexity variables per farming system; a) Regional pest pressure; b) Mean field size; c) Proportion of linear semi-natural habitats; d) Proportion of semi-natural habitats – red dots represent the mean value.

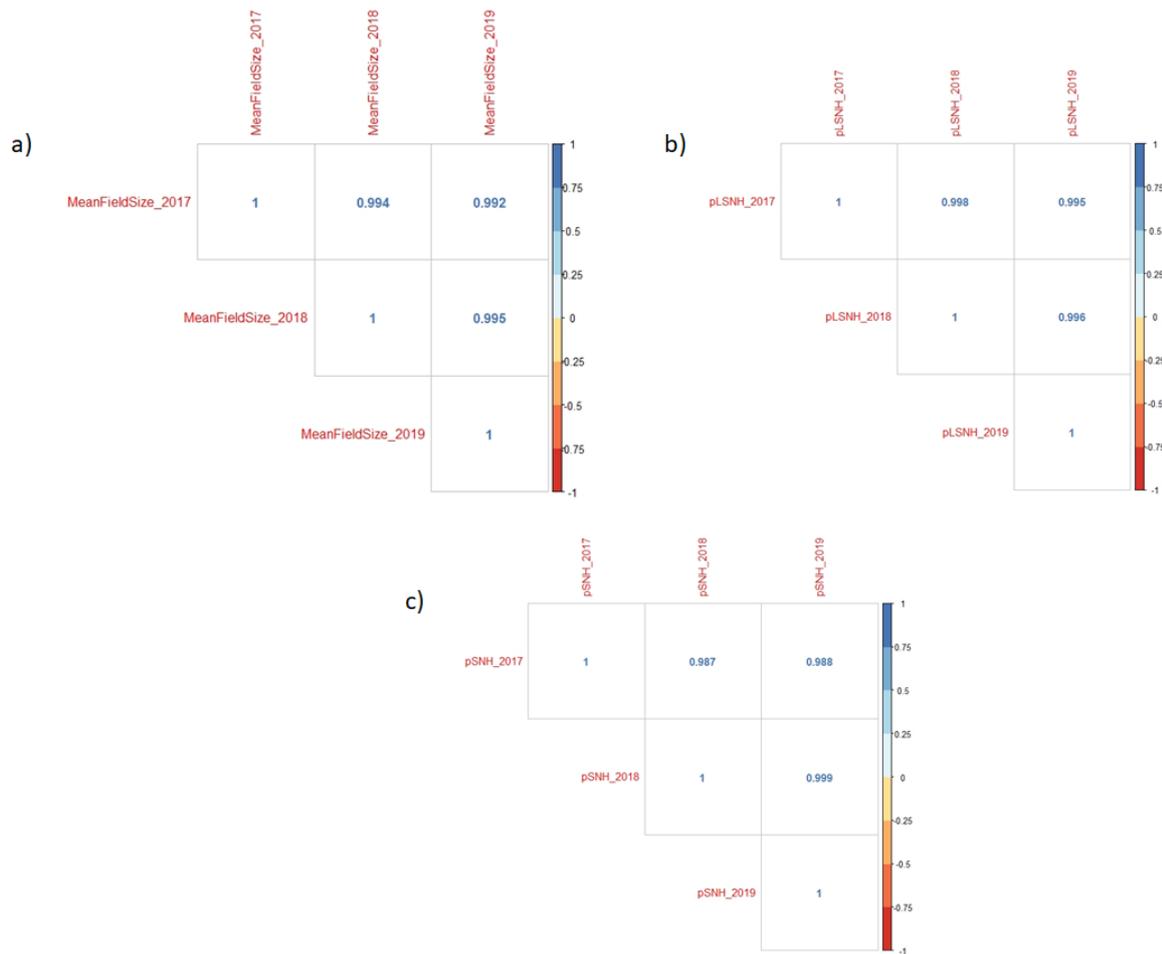


Supplementary Figure 2: Plot of the mean field size and observed 2018 insect pest occurrence, both variables being estimated at the grain of the small agricultural area (SAA).

R refers to a Spearman correlation test.

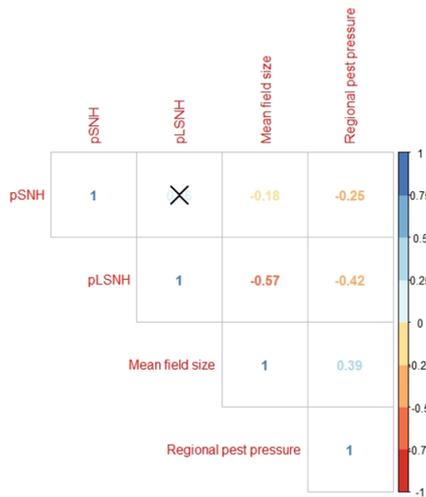


Supplementary Figure 3: Number of fields accounted for to describe farming management across the 1569 farms, per year.

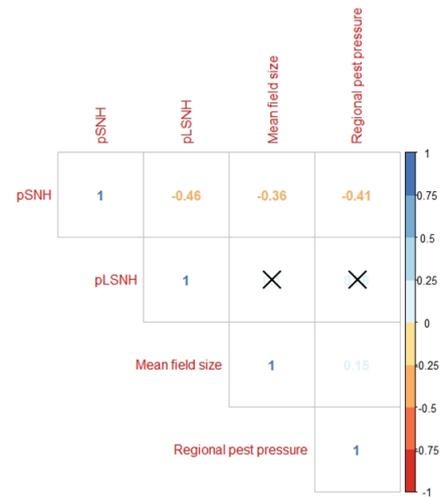


Supplementary Figure 4 – Correlation plots (spearman correlation) of the years 2017-2018-2019 for a) Mean field size; b) Proportion of linear semi-natural habitats; c) Proportion of semi-natural habitats; Moran’s I statistic was also performed and was not significant.

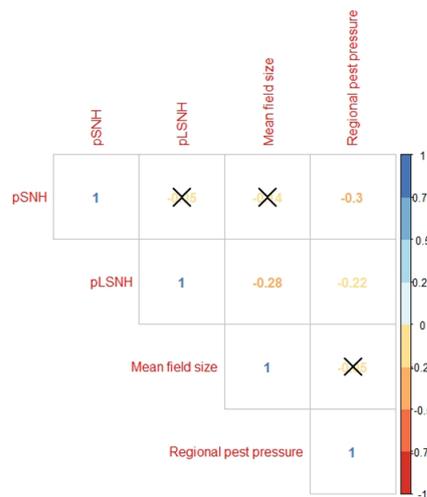
a)



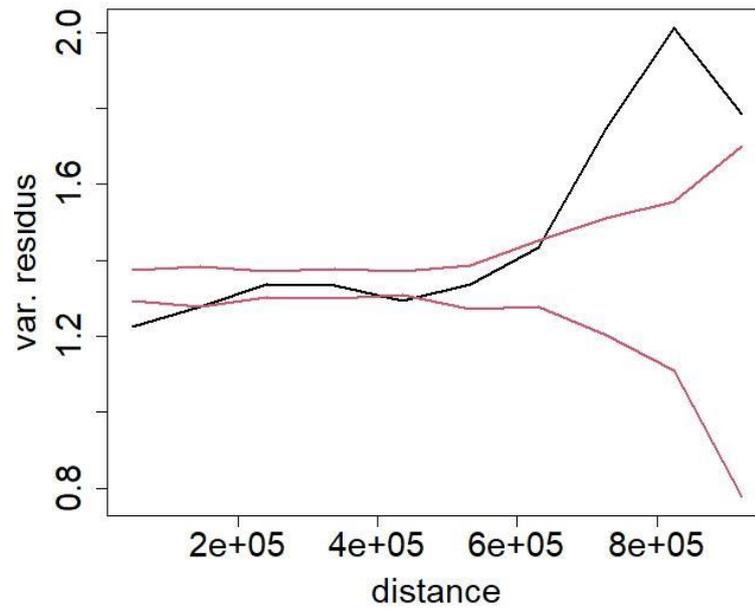
b)



c)



Supplementary Figure 5 – Correlation plots (spearman correlation) between pest pressure and the three landscape variables describing landscape complexity, per farming system. a) Wheat-based, b) Maize-based, c) Grassland-based.



Supplementary Figure 6- Variogram for the final model to check the spatial structuration of the best model residuals, the red lines represent an empirical 95% confidence interval. Intervals where the black line goes out of the IC indicates a possible spatial structuration

Chapitre 3 : Effet des pratiques agricoles et du paysage sur l'utilisation d'insecticides dans la culture du colza



© Pollinis

Le colza est une culture fortement dépendante des insecticides, dû aux nombreux ravageurs dont elle subit des dommages pendant son cycle. Les ravageurs du colza sont pour la plupart spécialistes et se nourrissent presque exclusivement du colza. Dans certaines régions, les populations de ravageurs sont fortement résistantes aux traitements, obligeant les agriculteurs à appliquer plus d'insecticides ou alors essayer des pratiques alternatives. En particulier, la réduction voire l'arrêt du labour pourrait permettre de favoriser certains ennemis naturels de ces ravageurs, la réalisation de semis précoces permettrait de décaler le cycle phénologique du colza par rapport à celui de ses ravageurs et l'allongement du temps de retour du colza dans la succession culturale défavoriserait les populations de ravageurs. Le contexte paysager peut aussi influencer la présence de ravageurs, notamment la proportion de cultures de colza ou alors la présence d'habitats semi-naturels proche des parcelles. Si des études ont pu décrire l'influence des pratiques agricoles et du contexte paysager sur la présence de certains ravageurs et de leurs ennemis naturels, aucune ne s'est directement intéressé à l'importance de ces facteurs et des pressions régionales en insectes ravageurs du colza dans la détermination du niveau d'usage des insecticides dans le colza.

Questions de recherche :

- Est-ce que les pratiques agricoles influencent l'utilisation d'insecticides dans le colza ?
- Est-ce que la présence d'habitats semi-naturels impacte l'utilisation d'insecticides dans le colza ?
- Est-ce que l'effet de la pression régionale d'insectes ravageurs de colza est modulé par le contexte paysager des parcelles de colza ?

Matériels et méthodes mobilisés : Nous avons mobilisé les données de pratiques agricoles de 162 parcelles de culture de colza du réseau DEPHY, renseignées entre 2015 et 2020. Les pratiques agricoles de ces parcelles ont été décrites par l'importance du colza dans la

succession culturale, la présence ou non de labour avant le semis de la culture de céréale d'hiver suivant la culture de colza et la différence de jour entre la date de semis de la parcelle et la date de semis conseillée par les instituts techniques. Le contexte paysager a été décrit par cinq métriques paysagères : la proportion de prairies, la proportion de forêts, la proportion d'habitats semis-naturels linéaires (haies et bandes enherbées), la proportion de colza et la taille moyenne des parcelles de colza. Enfin, la pression régionale de six ravageurs majeurs du colza (altise d'hiver *Psylliodes chrysocephala* ; charançon du bourgeon terminal *Ceutorhynchus picitarsis* ; charançon des siliques *Ceutorhynchus assimilis* ; charançon de la tige du colza *Ceutorhynchus napi* ; méligèthe du colza *Meligethes aeneus* ; puceron cendré du chou *Brevicoryne brassicae*) a été caractérisée en deux métriques : la proportion d'occurrence de ravageurs et la diversité de ravageurs présent. Nous avons alors analysé l'effet du paysage, de la pression régionale de ravageurs du colza et des pratiques agricoles sur l'Indice de Fréquence de Traitement (IFT) insecticide du colza.

Résultats : Nous avons montré que l'utilisation d'insecticides du colza était bien liée aux pratiques agricoles : les parcelles sans labour avant le semis de céréales d'hiver suivant le colza et semant le colza tôt dans l'année utilisaient moins d'insecticides. Un effet de la complexité du paysage a aussi été identifié, l'IFT insecticide diminuant avec la présence d'habitats linéaires semi-naturels et augmentant lorsque le paysage était composé de grandes parcelles de colza cultivées et de prairie. D'autres caractéristiques du paysage avaient un effet dépendant de la pression régionale de ravageur du colza (effets d'interaction) : la proportion de forêts diminuait l'usage d'insecticides en contexte de faible proportion d'occurrence de ravageurs mais l'augmentait en contexte de forte proportion d'occurrence de ravageurs ; la proportion de colza dans le paysage augmentait l'utilisation d'insecticides en contexte de faible diversité régionale de ravageurs mais la diminuait en contexte de forte diversité régionale de ravageurs.

Bilan de l'apport de cette partie : Nous avons montré le rôle du contexte paysager et de la pression régionale de ravageurs sur l'utilisation d'insecticides en colza, et confirmé le rôle des autres pratiques agricoles comme cela avait été observé dans le chapitre 2 qui ne portait pas spécifiquement sur les insecticides dans le colza. Mais contrairement à celui-ci, il n'est pas ressorti ici d'effet direct de la pression de ravageurs sur le niveau d'usage d'insecticides.

1. Introduction

Dans le contexte d'une nécessaire réduction de l'utilisation de pesticides en agriculture, identifier les principaux déterminants de l'utilisation de ces produits représente une étape majeure. Pour partie, les pratiques agricoles autres que les traitements phytosanitaires, combinées en systèmes de culture économes en intrants, peuvent limiter le recours aux pesticides (Lechenet, 2017). Plus récemment, des études ont montré que l'usage de pesticides varie en fonction du contexte paysager des parcelles, avec une utilisation moindre de certains pesticides dans des paysages complexes (Meehan et al., 2011 ; Etienne et al., 2022 ; Courson et al., 2023).

Dans ce chapitre, nous analysons les facteurs expliquant la variabilité de l'usage d'insecticides en colza, une culture majeure en France (Agreste) qui est potentiellement affectée par de nombreux ravageurs (Alford et al., 2003) et très dépendante des insecticides (Garthwaite et al., 2007). La pression en ravageurs du colza dépend notamment des conditions climatiques et varie donc entre régions et entre années (Agnello et al., 2009 ; Courson et al. 2022). Ces variations pourraient en partie expliquer les différences de niveau d'usage d'insecticides observées à large échelle (Larsen, 2013). D'autres facteurs pourraient moduler le niveau d'utilisation d'insecticides dans une parcelle de colza, par des effets directs ou indirects sur les ravageurs et leur ennemis naturels.

Les principaux ravageurs du colza sont spécialistes et très dépendants de la culture de colza pour boucler leur cycle phénologique, et plusieurs auteurs suggèrent qu'une fréquence faible de retour du colza dans la rotation peut limiter les attaques de ravageurs du colza (Hegewald et al., 2018 ; Zheng et al., 2020). Des études locales semblent aussi indiquer que des semis précoces du colza amènent à des niveaux plus faibles de dégâts de ravageurs du fait d'une asynchronie entre le stade sensible de la culture et le cycle phénologique de ces ravageurs (par exemple pour l'altise d'hiver, Morison et al., 2007). Enfin, certaines pratiques agricoles affectent de façon importante les organismes qui régulent les insectes ravageurs du colza.

Certains auteurs ont notamment montré que le fait de ne pas labourer avant la culture qui suit le colza augmente l'émergence des parasitoïdes et autres ennemis naturels des méligèthes des altises d'hiver, des charançons de la tige du colza, des charançons de la tige du chou et des cécidomyies du colza (Rusch et al., 2011 ; Nilsson et al., 2010).

Plusieurs études ont également mis en évidence que le paysage pouvait moduler les abondances de ravageurs du colza et de leurs ennemis naturels, ce qui pourrait ainsi impacter le niveau d'usage d'insecticides. Cependant, les effets observés dans ces études sont souvent contradictoires, avec des différences qui pourraient s'expliquer par la grande dépendance au contexte paysager de ce type d'études mais aussi par l'identité des organismes étudiés (Karp et al., 2018). Ainsi, un couvert important de colza dans le paysage, constituant une ressource pour ses ravageurs, pourrait favoriser leur abondance et leur dispersion vers les parcelles cibles (Gagic et al., 2021), comme montré pour les méligèthes par Morison et al. (2007), ou défavoriser à l'inverse les taux de parasitisme des larves de ravageurs, comme montré également pour les méligèthes (Rusch et al., 2011), les parasitoïdes ayant besoin d'habitats semi-naturels pour accomplir leur cycle. Néanmoins, d'autres études indiquent qu'un couvert important de colza dans le paysage pourrait amener à une dilution de certains ravageurs du colza, avec en conséquence une pression de ravageurs locale réduite (Zaller et al., 2008). Dans certaines régions avec d'importantes proportions de colza, on retrouve ce même résultat pour les altises d'hiver (Morison et al., 2007). Les habitats semi-naturels dans le paysage environnant les parcelles de colza constituent potentiellement des habitats favorisant les ennemis naturels et possiblement la régulation des ravageurs. C'est notamment le cas pour le parasitisme des larves de méligèthes du colza qui augmente avec la proportion d'habitats semi-naturels (Rusch et al., 2011). Pour autant, ces habitats semi-naturels peuvent aussi favoriser les ravageurs, comme démontré dans le cas des habitats semi-naturels herbacés ou boisés pour les abondances de plusieurs ravageurs du colza (Zaller et al., 2008 ; Kovacs et al. 2019).

L'objectif de cette analyse est d'expliquer les variations d'utilisation d'insecticide en colza à l'échelle de la France, en analysant simultanément les effets de variables décrivant la présence et la diversité des ravageurs du colza au grain régional (pression régionale d'insectes ravageurs), la conduite du système de culture, et le contexte paysager des parcelles de colza. Pour cela, nous avons mobilisé les données de pratiques agricoles et d'utilisation d'insecticides dans 162 parcelles de colza faisant partie du réseau français national de fermes DEPHY. Nous avons posé comme hypothèses que le niveau d'usage des insecticides dans le colza va :

(i) augmenter avec la pression régionale et/ou la diversité d'insectes ravageurs du colza ;

(ii) augmenter avec la fréquence de retour du colza sur la parcelle mais diminuer quand le travail du sol est réduit et/ou la date de semis est précoce ;

(iii) augmenter avec la proportion et la taille de parcelles de colza dans le paysage environnant mais diminuer quand la proportion d'habitats semi-naturels augmente ;

(iv) et que ces différents déterminants peuvent interagir.

2. Matériel et méthodes

Sélection des systèmes de culture

L'analyse repose sur les données issues de deux bases de données nationales. La première est la base de données AGROSYST qui décrit les itinéraires techniques du réseau de fermes DEPHY initié en 2012 (Ancelet et al., 2014). Ce réseau comporte plus de 2000 fermes volontaires pour adapter leurs pratiques où en adopter de nouvelles afin de pouvoir réduire

leur utilisation de pesticides (Lechenet et al., 2017). Dans AGROSYST, chaque système de culture est décrit par l'ensemble des pratiques agricoles (successions culturales, usage de pesticides, etc..) sur ses parcelles pendant une ou plusieurs années. Les systèmes de culture sont localisés spatialement par l'identité de la commune à laquelle est rattaché le siège d'exploitation. La seconde base de données est Epiphyt qui contient des observations de ravageurs menées depuis 2014 pour alimenter les Bulletin de Santé du Végétal. Pour cette étude, six insectes ravageurs des cultures du colza ont été sélectionnés : Altise du colza (*Psylliodes chrysocephala*), Melligèthe du colza (*Meligethes aeneus*), Charançon de la tige du colza (*Ceutorhynchus napi*), Charançon du bourgeon terminal (*Ceutorhynchus picitarsis*), Charançon des siliques (*Ceutorhynchus assimilis*) et le puceron cendré du chou (*Brevicoryne brassicae*). Ces ravageurs sont connus pour attaquer la culture de colza à différents stades (voir tableau S1) et occasionner de nombreux traitements insecticides et parce que ces ravageurs ont été observés sur tout le territoire français, diminuant les biais d'échantillonnage locaux. Dans Epiphyt, les observations de ces différents insectes ravageurs ont été réalisées entre 2014 et 2020 et sont réparties sur toute la France. Afin de calculer un niveau de pression régionale annuelle, les observations de ces ravageurs ont été agrégées par année et par petite région agricole (PRA, ministère de l'agriculture français, <https://agreste.agriculture.gouv.fr/agreste-web/methodon/Z.1#!/searchurl/listeTypeMethodon/> - voir ci-dessous pour la description de la méthode d'agrégation).

Les parcelles de colza de cette analyse ont été sélectionnées à la fois en fonction de la disponibilité de données Epiphyt à proximité et des caractéristiques des systèmes de culture. Dans un premier temps, pour chacune des années de la période 2015 à 2020, nous avons sélectionné les PRAs pour lesquelles il y avait, au moins cinq sites Epiphyt, chacun avec au moins une observation d'un des six ravageurs. Nous avons ensuite sélectionné dans ces PRAs les systèmes de cultures comprenant du colza dans leur succession culturale. Deux caractéristiques des systèmes de cultures nous sont apparues essentielles à considérer : le poids du colza dans la succession (qui informe sur la durée entre deux cultures de colza, c'est

à dire du point de vue des ravageurs de cette culture sur la distance temporelle entre deux habitats favorables; Hegewald et al., 2018, Zheng et al., 2020) et la présence ou non de labour après le colza qui, à l'échelle de la rotation, favorise potentiellement les ennemis naturels (Rusch et al., 2011, Nilsson et al., 2010). Afin que le poids du colza dans la succession soit calculé sur un nombre de parcelle-années suffisant, nous n'avons conservé pour l'analyse que les systèmes de culture avec un minimum de cinq parcelles par année (seuil choisi comme un bon compromis pour avoir un nombre de parcelle-années suffisamment grand et un nombre de systèmes de culture exclu suffisamment petit). De même, le labour après colza n'étant potentiellement pratiqué que lorsque le colza est suivi par une céréale d'hiver, nous n'avons retenu pour l'analyse que les systèmes de cultures pour lesquels le colza est suivi par une céréale d'hiver. Enfin, nous n'avons conservé que les systèmes de culture pour lesquels la surface cultivée variait peu d'une année sur l'autre (pourcentage de variation de surface inférieure à 10% - seuil également choisi comme un bon compromis parmi une gamme de variation testée plus large). Le terme parcelle de colza/année fait référence dans ce chapitre à une parcelle moyenne de colza sur une année, certains systèmes de cultures ayant plusieurs parcelles de colza par année. Nous avons considéré qu'elles avaient les mêmes pratiques agricoles et donc qu'elles pouvaient être agrégées afin de représenter les pratiques agricoles moyennes utilisées pour la culture de colza. Au total, nous avons ainsi retenu 162 parcelles de colza/année (8 en 2015, 5 en 2016, 52 en 2017, 62 en 2018, 27 en 2019 et 8 en 2020). Ces parcelles de colza appartiennent à 81 systèmes de culture toutes années confondues (en moyenne 2 parcelles par système de culture). Elles couvrent l'ensemble du territoire de la France métropolitaine (étendue de 43°11'11" à 51°06'65" Nord et de -4°77'59" à 7°98'32" Est) et concernent 74 communes (en moyenne 2.2 systèmes de cultures par commune, min=1, max=5), grain utilisé pour la caractérisation du paysage. Ces communes sont situées dans 37 petites régions agricoles avec en moyenne 4.4 systèmes de culture par petite région agricole (min=1, max=19).

Pour chaque parcelle, nous avons quantifié l'utilisation d'insecticides en utilisant l'IFT (Indice de Fréquence de Traitement, Gravesen, 1986), qui correspond au nombre de doses de référence appliquées par hectare de colza. L'IFT a été calculé à l'échelle du système de culture en moyennant les IFT insecticides dans le colza par année (Distribution pour chaque année en Figure S1).

3. Déterminants de l'usage d'insecticides

Pression régionale de ravageurs

Dans la base de données Epiphyt, les observations consistent en des proportions de présence des différents ravageurs, mais les protocoles précis d'observation varient spatialement et entre années. Les données individuelles ont donc été converties en présences/absences ; puis, afin de calculer un niveau de pression régionale, ces données individuelles ont été agrégées par petite région agricole sous forme de deux variables. La première (PropOccRav) est la proportion d'occurrence de ravageurs de colza par PRA et par année (nombre d'observations avec présence / nombre total d'observations) qui traduit un niveau de pression régionale (voir carte par année, Figure S2). La seconde (DivRavColza) est la diversité régionale de ravageurs présents par PRA et par année, calculée comme le nombre d'espèces observées parmi les six sélectionnées (0 : aucune des six espèces n'est présente ; 6 : les six espèces sont présentes). La diversité de ravageurs nous permet de comprendre si un IFT plus élevé serait associé à une diversité plus grande de ravageurs. Les statistiques de description de ces variables (proportion d'occurrence moyenne, nombre total d'observation, nombre d'observations avec présence et nombre de PRAs où le ravageur est observé pour chaque ravageur par année) et leur distribution sont disponibles en matériel supplémentaire (Tableau S2, Tableau S3, Figure S3).

Pratiques agricoles

Pour chaque parcelle, trois variables de description des pratiques agricoles ont été calculées : (i) l'importance du colza dans la succession culturale (PoidsColzaSDC), correspondant à la proportion du colza sur toutes les années renseignées pour le système de culture associé à la parcelle ; (ii) la différence en nombre de jours entre la date de semis du colza dans le système de culture et la date médiane régionale de la période de semis conseillée par les instituts agricoles (Michelin C., 2017, DiffJourSemis, voir Figure S4 pour la disparité spatiale de ces périodes sur le territoire français); (iii) la présence ou non de labour avant le semis de la culture de céréale d'hiver suivant la culture de colza (Labour_HivCer). Les deux dernières variables ont été calculées par année. La distribution de chacune de ces trois variables est présentée en matériel supplémentaire (Figure S5).

Contexte paysager des systèmes de culture

La seule information disponible concernant la localisation géographique des parcelles est l'identité de la commune à laquelle est rattaché le siège d'exploitation du système de culture correspondant. Pour chaque parcelle de colza, nous avons donc caractérisé le paysage dans un cercle de rayon 5 km centré sur le centroïde de la commune où est situé le système de culture correspondant. Cette distance a été choisie en explorant une plus large gamme et en recherchant la distance la plus faible (c'est à dire permettant de décrire le paysage à échelle fine) incluant quand même dans la plupart des cas la majeure partie du territoire de la commune (c'est à dire permettant de s'assurer que les parcelles de colza du système de culture sont bien incluses dans le cercle). Dans ce rayon, l'occupation des terres agricoles de 2015 à 2020 a été extraite du Registre Parcellaire Graphique, une base de données cartographiques utilisée pour enregistrer les parcelles éligibles aux subventions de la politique agricole commune. La cartographie des habitats semi-naturels (forêts, prairie, haies et bandes enherbées) a été extraite de la BD TOPO® (v3 2020, IGN, Institut national de l'information

géographique et forestière). Ces deux sources de données ont été superposées avec le package `alm` (v1.1, Allart et al., 2020).

Les métriques paysagères calculées sont (i) la proportion de cultures hôtes `pColza` (cultures considérées comme ressources primaires pour les ravageurs, dans ce cas-ci le colza et la moutarde), (ii) la taille moyenne des parcelles de cultures hôtes `AireMoyColza`, (iii) la proportion d'habitats linéaires semi naturels `pHSNL` (incluant haies et bandes enherbées), (iv) la proportion de prairies `pPrairie` (permanentes et temporaires), (v) la proportion de forêts `pForêt`. La distribution des variables paysagères est présentée en matériel supplémentaire (Figure S6).

4. Analyse statistique

Afin de rechercher les déterminants du niveau d'usage des insecticides dans le colza, nous avons utilisé un modèle linéaire avec une distribution gaussienne. 54 parcelles sur 162 n'utilisent pas d'insecticides dans le colza, pour gérer les problèmes de dispersion et de normalité des résidus possiblement dû à cette importante présence de 0, la variable réponse a été standardisée, puis a subi une transformation racine carrée et a été de nouveau standardisée. Dans le modèle, les variables explicatives ont été les trois variables de pratiques agricoles, les cinq métriques paysagères et les deux variables liées aux pressions régionales des ravageurs du colza. Nous avons aussi inclus les interactions entre (i) diversité régionale de ravageurs présents et métriques paysagères, (ii) proportion d'occurrence de ravageurs et métriques paysagères, (iii) diversité régionale de ravageurs présents et pratiques agricoles et (iv) pression régionale de ravageurs et pratiques agricoles.

Toutes les variables ont été standardisées et nous n'avons pas détecté de forte corrélation entre elles (Figure S7). Nous n'avons pas détecté d'autocorrélation spatiale entre les résidus du modèle (Figure S8). Une anova est appliquée afin d'identifier les variables significatives du modèle (Anova function of type II, car package v3.0.12).

Toutes les analyses ont été analysées avec le logiciel R v4.0.3 (R Core Team, 2020).

Tableau 1 : Statistiques descriptives des variables explicatives utilisées dans le modèle

Nom de la Variable	Variable	Minimum	Maximum	Moyenne (Ecart-Type)
DivRavColza	Diversité de ravageurs présents au sein de la PRA	0	6	3.1 (1.6)
PropOccRav	Proportion d'occurrence au sein de la PRA	0	0.87	0.36 (0.19)
PoidsColzaSDC	Importance du colza dans la succession cultural	0.04	0.59	0.18 (0.07)
DiffJourSemis	Différence en nombre de jours entre la date de semis du colza dans le système de culture et la date médiane régionale de la période de semis conseillée par les instituts agricoles	-22	21	-0.5 (10.2)
pColza	Proportion de colza dans le buffer de rayon 5km	0	0.19	0.08 (0.04)
AireMoyColza (Ha)	Aire moyenne des parcelles de colza dans le buffer de rayon 5km	2.9	19.2	7.3 (3.4)
pPrairie	Proportion de prairie dans le buffer de rayon 5km	0.01	0.44	0.13 (0.08)
pForet	Proportion de forêt dans le buffer de rayon 5km	0	0.51	0.19 (0.12)
pHSNL	Proportion d'habitats semi-naturels linéaires dans le buffer de rayon 5km	0	0.04	0.01 (0.01)

Nom de la Variable	Variable	Oui	Non
Labour_HivCer	Labour réalisé dans des céréales d'hiver après la culture de colza	56	106

5. Résultats

Les 162 parcelles de colza sont distribuées sur territoire français (Figure S1), couvrant une diversité de contextes paysagers (voir Figure S5) et de niveaux de pression régionale de ravageurs (voir Figure 1, Figure S3). Sur 54 parcelles, aucun insecticide n'a été utilisé l'année concernée tandis que pour les autres parcelles, l'IFT insecticides dans le colza varie entre 0.06 et 6.33 (voir Figure S1).

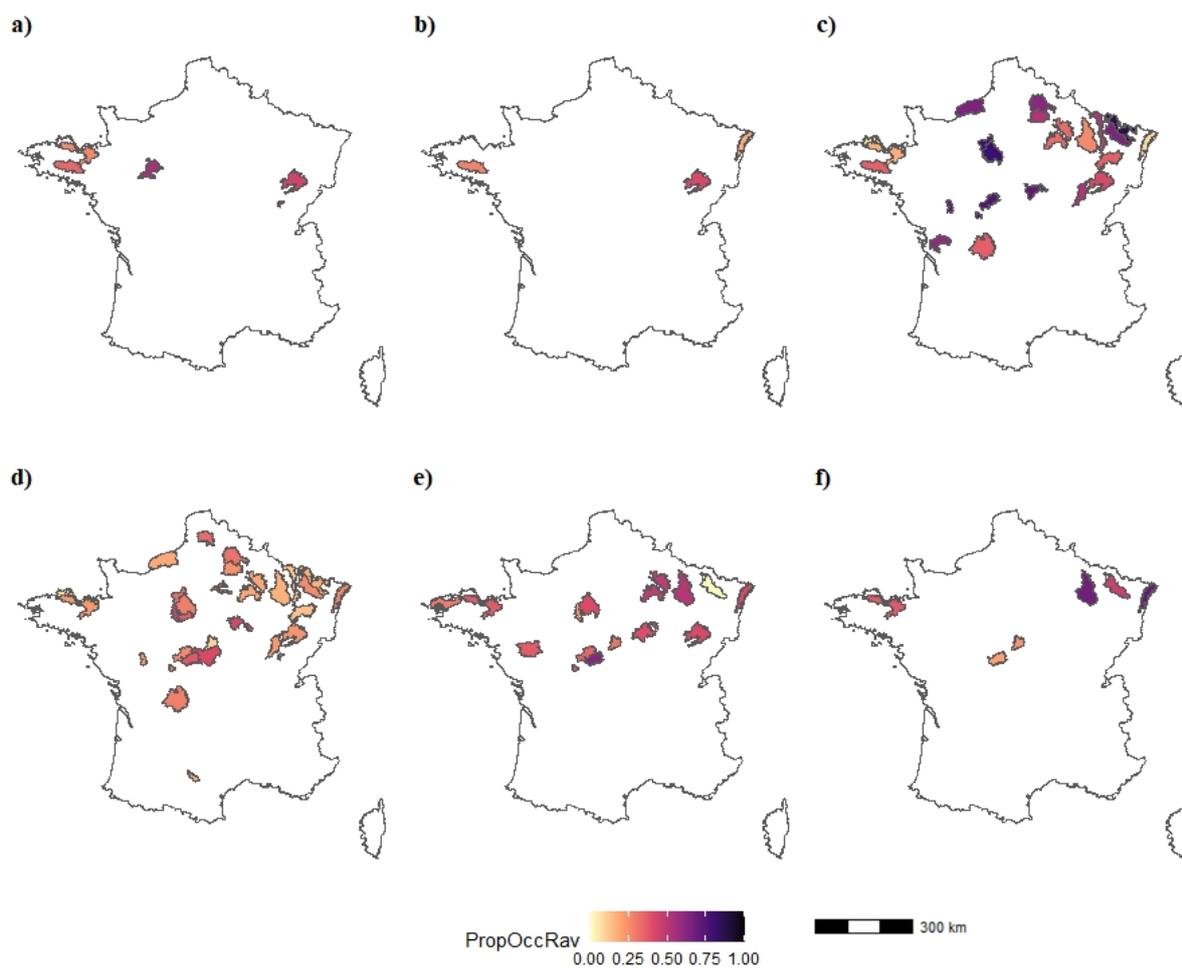


Figure 1: Cartes des proportions d'occurrence de ravageurs à l'échelle de la petite région agricole pour a) 2015, b) 2016, c) 2017, d) 2018, e) 2019, f) 2020

Tableau 2 – Anova du modèle final, r -carré=0.34

Groupe	Variable	Somme des carrés	df	F value	Pr(>F)
Pression régionale de ravageurs	DivRavColza	0.058	1	0.0735	0.7867269
	PropOccRav	0.469	1	0.5976	0.4408624
Pratiques Agricoles	PoidsColzaSDC	0.258	1	0.3281	0.5677341
	DiffJourSemis	10.601	1	13.4988	0.0003432
	Labour_HivCer	4.167	1	5.3056	0.0227848
Contexte Paysager	pColza	0.274	1	0.3488	0.5558004
	AireMoyColza	16.791	1	21.3812	8.709e-06
	pPrairie	3.419	1	4.3533	0.0388188
	pForet	0.008	1	0.0104	0.9191127
	pHSNL	5.811	1	7.3996	0.0073826
Interactions entre contexte paysager et proportion d'occurrence de ravageurs	PropOccRav:pColza	0.320	1	0.4079	0.5241285
	PropOccRav:AireMoyColza	0.926	1	1.1787	0.2795512
	PropOccRav:pForet	4.977	1	6.3382	0.0129854
	PropOccRav:pPrairie	0.119	1	0.1513	0.6978903
	PropOccRav:pHSNL	0.017	1	0.0223	0.8815571
Interactions entre contexte paysager et diversité de ravageurs présents	DivRavColza:pColza	3.574	1	4.5510	0.0347085
	DivRavColza:AireMoyColza	1.408	1	1.7927	0.1828486
	DivRavColza:pForet	0.389	1	0.4957	0.4826254

	DivRavColza:pPrairie	0.010	1	0.0125	0.9113007
	DivRavColza:pHSNL	0.182	1	0.2324	0.6305633
Interactions entre pratiques agricoles et proportion d'occurrence de ravageurs	PropOccRav:PoidsColzaSDC	1.796	1	2.2869	0.1328041
	PropOccRav:DiffJourSemis	0.029	1	0.0368	0.8481948
	PropOccRav:Labour_HivCer	0.326	1	0.4155	0.5202618
Interactions entre pratiques agricoles et diversité de ravageurs	DivRavColza:PoidsColzaSDC	0.201	1	0.2557	0.6139464
	DivRavColza:DiffJourSemis	0.294	1	0.3739	0.5418981
	DivRavColza:Labour_HivCer	0.290	1	0.3690	0.5445649

L'IFT insecticide dans le colza était plus élevé lorsque les dates de semis étaient plus tardives que les recommandations (Table 1, Figure 2a) et lorsque qu'un labour était réalisé avant le semis de la culture de céréales d'hiver suivant le colza (Table 1, Figure 2b). Les interactions entre les pratiques agricoles et les autres variables n'étaient pas significatives.

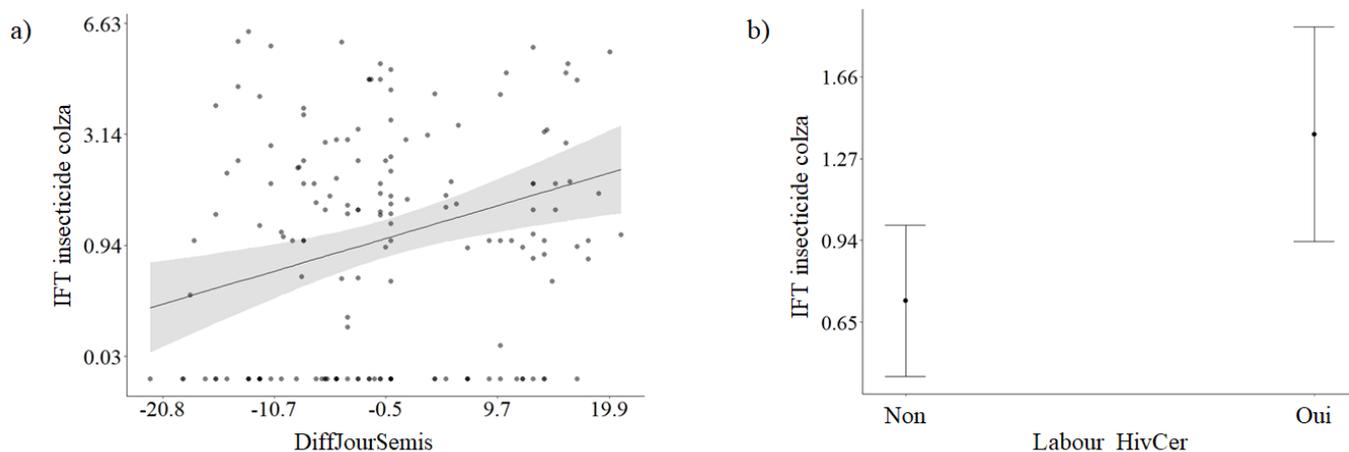


Figure 2 - Effet marginaux des pratiques agricoles sur l'IFT insecticide du colza ; a) Différence en nombre de jours entre la date de semis du colza et la date médiane de semis conseillé par les instituts techniques agricoles ; b) Réalisation d'un labour après le colza dans des céréales d'hiver

Trois variables de paysages ont eu un significatif direct, sans interaction avec les autres variables. L'utilisation d'insecticides dans le colza était moindre lorsque le paysage environnant contenait de fortes proportions d'habitats semi-naturels linéaires et/ou des petites tailles de parcelles de culture hôtes, ce qui caractérise des paysages plus complexes (Table 1, Figure 3a et Figure 3b). Inversement, les paysages comprenant d'importantes proportions de prairie (temporaires et permanentes) étaient associés à des IFT insecticides dans le colza plus élevés (Table 1, Figure 3c).

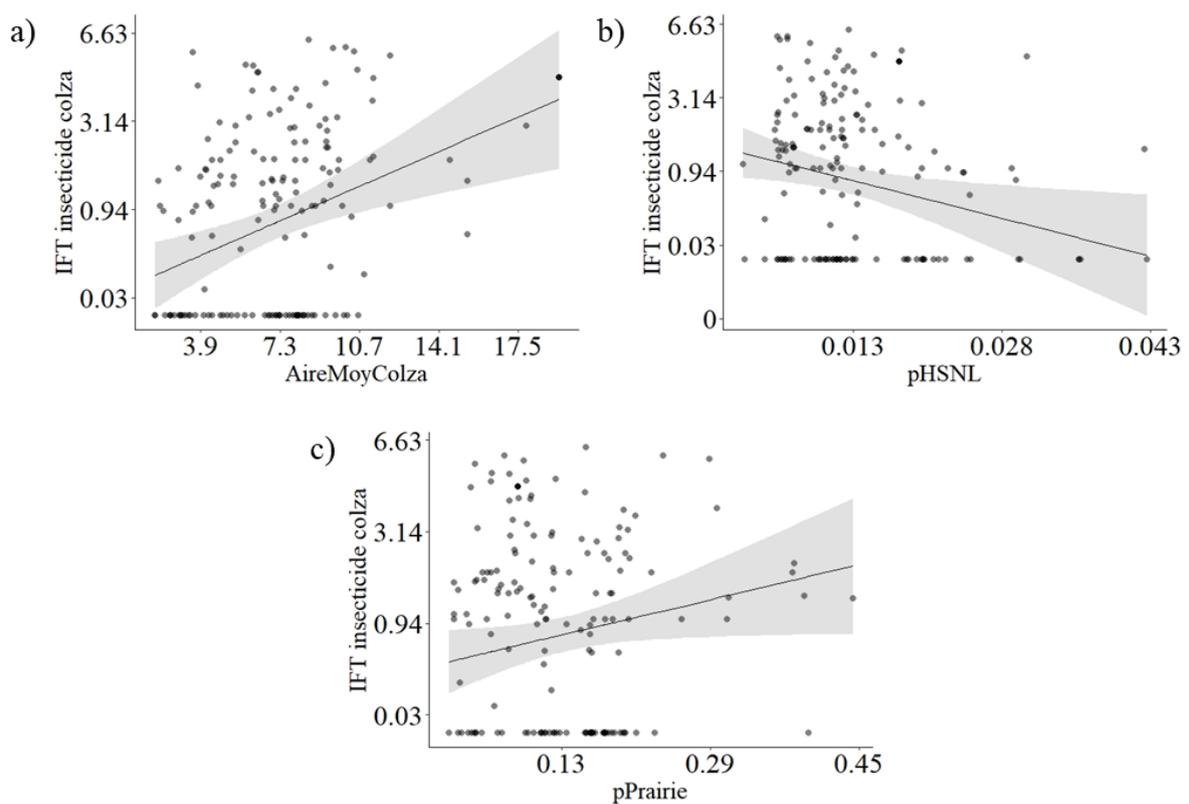


Figure 3 - Effet marginaux des pratiques agricoles sur l'IFT insecticide du colza; a) Proportion d'habitats semi-naturels linéaires; b) Aire moyenne des parcelles de colza dans le paysage (en hectares); c) Proportion de prairies

Il n'est apparu aucun effet direct des variables décrivant les ravageurs à l'échelle régionale. En revanche, nous avons identifié deux interactions significatives entre variables paysagères et variables liées aux ravageurs. En situation de faible pression régionale en ravageurs, le niveau d'usage des insecticides dans le colza était plus faible dans des paysages avec une

forte proportion de forêts (Figure 3a) ; en situation de faible diversité de ravageurs régionale, il était plus faible dans des paysages avec une faible proportion de colza (Figure 3b). Ces effets du paysage étaient inversés en situation de forte pression ou diversité en ravageurs.

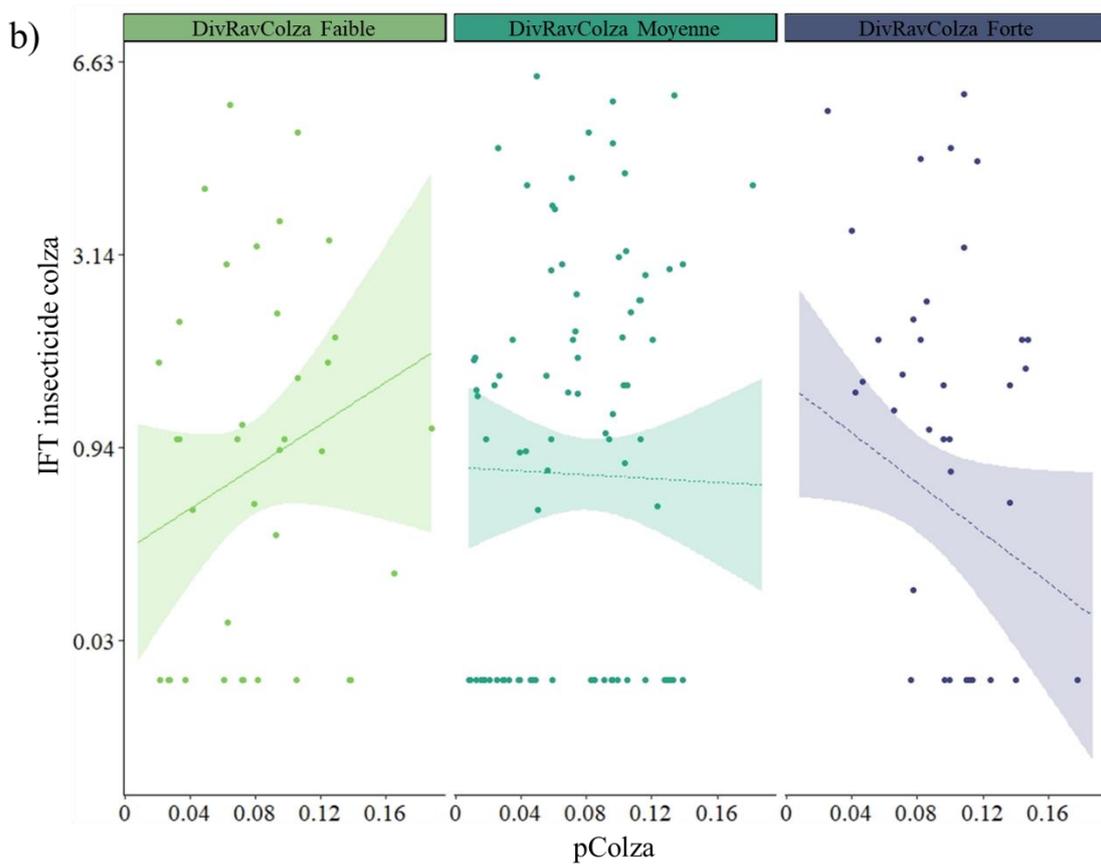
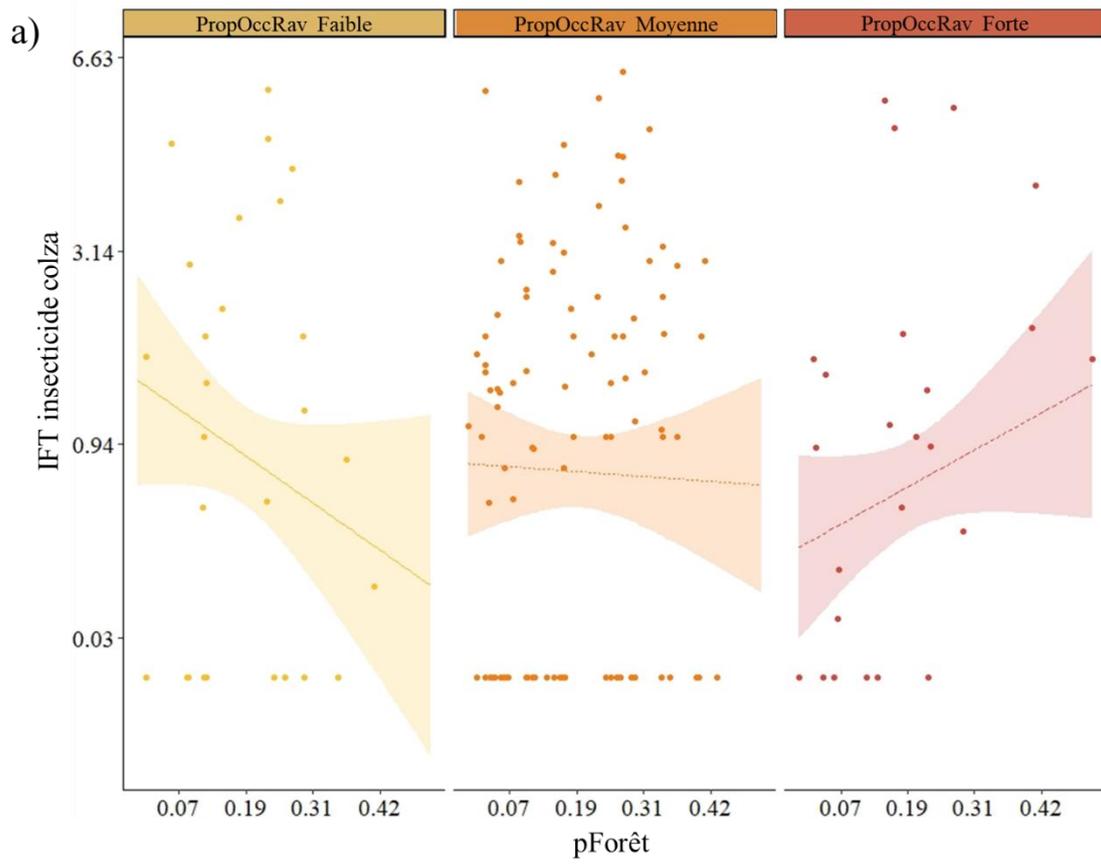


Figure 3 - Graphiques d'interaction de l'IFT insecticide du colza prédit par l'effet marginal des interactions, a) entre la proportion d'occurrence de ravageurs et la proportion de forêts, la proportion d'occurrence de ravageurs est catégorisée comme faible ($x \leq 0.16$ cad moyenne moins écart-type; $n=27$), Forte ($x \geq 0.55$ i.e. moyenne plus écart-type; $n=24$) ou Moyenne ($0.16 > x > 0.55$; $n = 111$), b) entre la diversité de ravageurs présents et la proportion de colza, la diversité de ravageurs présents est catégorisée comme faible ($x \leq 1.5$ cad moyenne moins écart-type; $n=38$), Forte ($x \geq 4.7$ i.e. moyenne plus écart-type; $n=38$) ou Moyenne ($1.5 > x > 4.7$; $n = 86$)

6. Discussion

Comprendre les déterminants du niveau d'usage des insecticides dans le colza est un enjeu primordial afin de pouvoir identifier des leviers permettant de réduire leur utilisation dans cette culture, tout en contrôlant les infestations importantes de ravageurs. En utilisant un jeu de données de 162 parcelles conventionnelles de colza à travers la France, nous avons montré le rôle du contexte paysager et de la pression régionale de ravageurs sur l'utilisation d'insecticides en colza, et confirmer le rôle des autres pratiques agricoles. Contrairement à ce qui était attendu, il n'est pas apparu dans nos données d'effet simple de la pression d'insectes ravageurs du colza. Que ce soit en termes de proportion d'occurrence ou de diversité régionale, la pression en ravageurs jouait un rôle uniquement en interaction avec le contexte paysager. Le contexte paysager est apparu avoir une contribution centrale dans la détermination du niveau d'usage des insecticides dans le colza : selon ses composantes, le paysage avait un effet direct ou en interaction avec la pression régionale de ravageurs.

Le niveau d'usage de pesticide dans le colza était plus faible dans les paysages avec des parcelles de colza de plus petite taille et plus d'habitats semi-naturels linéaires, c'est-à-dire dans des paysages plus complexes. Les habitats linéaires, haies ou bandes enherbées, sont potentiellement des refuges pour des ennemis naturels des ravageurs du colza (Pywell et al., 2005). Sans pouvoir l'appuyer par des observations directes de ces organismes dans les systèmes de cultures analysés, nos résultats semblent néanmoins montrer que les ennemis naturels favorisés par ces habitats réguleraient suffisamment les insectes ravageurs pour permettre une diminution significative de l'utilisation d'insecticides, et ce indépendamment de la pression régionale de ravageurs du colza. L'effet des tailles de parcelles est cohérent avec des résultats précédents. En particulier, Gagic et al. (2021) ont identifié que des parcelles plus grandes de coton sont associées à densité de ravageurs plus élevées et à des utilisations d'insecticides plus importantes. Courson et al. (2022) ont également observé des niveaux

d'usage de pesticides plus faibles dans les paysages avec des parcelles de petite taille, même si cet effet diminuait dans les situations de forte pression de ravageurs.

Notre analyse a fait ressortir une influence positive des prairies sur l'utilisation d'insecticides. Ce résultat conforte une étude de Kovacs et al., 2019 qui ont identifié les habitats herbacés comme possible habitat-hôte secondaire pour certains ravageurs du colza. Leur présence accrue dans le paysage pourrait ainsi être un facteur augmentant positivement leur abondance (voir Büchi, 2002 pour le charançon des siliques) et de ce fait l'utilisation d'insecticides. Même si les prairies favorisent aussi les ennemis naturels, il se peut qu'elles le fassent dans une moindre mesure que vis-à-vis des bioagresseurs avec donc un effet net plutôt négatif (Tschardt et al., 2016 ; Midega et al., 2014 dans le cas des ravageurs du maïs).

Nous avons fait l'hypothèse que la proportion de colza dans le paysage, en tant que mesure de la quantité d'habitat favorable (i.e. fournissant des ressources) aux ravageurs spécialistes du colza, influencerait fortement et positivement le niveau d'usage d'insecticides. Dans nos données, cet effet positif se retrouve bien lorsque la diversité régionale de ravageurs est faible mais s'inverse lorsque la diversité régionale de ravageurs est forte. Dans les observations de ravageurs utilisées dans cette analyse, les ravageurs les plus fréquents sont les altises d'hiver (respectivement présents dans 87% des observations, voir tableau S2), deux ravageurs induisant souvent de nombreux dégâts et donc cibles de nombreux traitements. En situation de faible diversité en ravageurs, ce sont ces ravageurs qui sont présents presque exclusivement, c'est-à-dire avec peu de compétition pour les ressources (la proportion d'occurrence des altises d'hiver n'est pas corrélée à la diversité de ravageurs présents, pour les autres proportions d'occurrence de ravageurs du colza, il existe toujours une corrélation positive, Figure S9). Dans ces conditions, on peut penser que leur abondance est favorisée par de fortes proportions en colza, selon une hypothèse de concentration liée aux ressources (Gagic et al., 2021 ; Morison et al., 2007) ou que leurs ennemis naturels sont défavorisés

(Rusch et al., 2011), ce qui expliquerait l'augmentation du niveau d'usage de pesticides (Root, 1973). A l'inverse, en situation de forte diversité en ravageurs, la compétition interspécifique pour les ressources pourrait être plus forte et réduire les abondances (et donc les traitements) dans les paysages avec des fortes proportions de colza. Cet effet de dilution a déjà été identifié pour neuf espèces d'insectes ravageurs spécialistes dont l'abondance décroît avec l'augmentation de leur culture hôte (Otway et al., 2005) et même observé pour les méligèthes du colza, pour deux charançons du colza ainsi que la mouche du chou par Zaller et al. (2008).

Par ailleurs, nous avons également trouvé que le niveau d'usage des insecticides dans le colza diminuait avec la proportion de forêts dans le paysage dans les situations de faible pression en bioagresseurs, l'effet s'inversant à forte pression en bioagresseurs. Dans la littérature, ces forêts sont associées à différents effets sur les ravageurs du colza. Zaller et al. (2008) identifient que des abondances de trois groupes de ravageurs (méligèthes, charançons et mouche du chou) sont corrélées positivement à la présence de boisements, tandis que Rusch et al. (2011) que les dommages sur du colza par les méligèthes du colza sont corrélés à la proportion de boisements. L'influence de ces forêts paraît aussi dépendante de la présence de colza régionalement, des parcelles se trouvant dans des régions avec une présence faible de colza et entourées de forêts sont moins sujettes à des attaques de ravageurs du colza (Morison et al., 2007). Possiblement lorsque la pression régionale est faible, les forêts peuvent amener de la régulation à travers la présence d'ennemis naturels tandis que lorsque la pression régionale est forte, induisant une pression locale importante, ces forêts peuvent agir comme source de ravageurs (les forêts étant de potentiels refuges pour l'hibernation des méligèthes du colza, des charançons des siliques et de la grosse altise du colza, Williams, 2010) et alors potentiellement amener à des applications plus importantes d'insecticides.

Dans la présente analyse, la pression d'insectes ravageurs du colza n'affecte donc le niveau d'usage de d'insecticide qu'au travers d'interactions avec le paysage : L'usage d'insecticide

augmentait avec la pression en ravageurs dans les paysages avec beaucoup de forêt et peu de colza, mais diminuait avec la pression en ravageurs dans les paysages avec peu de forêt et peu de colza. Dans une précédente étude non spécifiquement ciblée sur la culture de colza, Courson et al. (en révision) avaient identifié un effet direct plus général de la pression régionale de ravageurs (pression prédite) qui influençait positivement le niveau d'usage d'insecticide à l'échelle du système de culture. Cette pression en ravageurs agissait également en interaction avec les effets du paysage : l'effet négatif des habitats semi-naturels linéaire et l'effet positif de la taille moyenne des champs sur le niveau d'usage d'insecticide étaient moindres en situation de forte pression en ravageurs. La capacité à identifier des liens, direct ou non, entre la pression en ravageurs et les niveaux d'usage de pesticides semblent indiquer que, dans les fermes analysées, les décisions concernant le recours aux traitements reposent bien sur une connaissance de ces niveaux de pression. Par ailleurs, dans les deux études, les effets d'interactions mis en évidence traduisent une modulation des pressions en bioagresseurs par le contexte paysager, mais le détail de ces effets de modulation semble dépendre des organismes et cultures cibles considérées. Cette difficulté à généraliser les effets du paysage sur une gamme large d'organismes et de type de culture est fréquemment identifiée (Karp et al., 2018) et traduit la diversité des processus, des cycles phénologiques et des exigences écologiques des différentes espèces de ravageurs et d'ennemis naturels.

Les pratiques agricoles ont quant à elles montré un effet direct sur le niveau d'usage des insecticides dans le colza, sans interaction ni avec le paysage environnant, ni avec le niveau de pression en ravageurs. Le lien entre les pratiques agricoles, hors utilisation de pesticides, et l'usage de pesticides n'est pas surprenant car elles résultent d'un même système décisionnel de l'agriculteur et forment un tout au sein du système de cultures. En revanche, les résultats de cette étude mettent en lumière le fait que les parcelles de colza semées plus tôt sont associées à des niveaux d'insecticides plus faibles. Cela pourrait s'expliquer par deux raisons : d'une part, des semis de colza réalisés plus tôt pourraient permettre une asynchronie entre le cycle phénologique de certains ravageurs présents seulement sur certains stades de

la culture et le développement de la culture, ainsi la culture est décalée et n'attire plus autant de ravageurs ; d'autre part, les colza semés plus tôt seraient plus vigoureux que les colza semés dans des dates normales ou tardives, et donc possiblement moins sensibles aux attaques de ravageurs. Ce résultat est cohérent avec plusieurs études précédentes qui ont trouvés que des colzas semés plus tôt étaient associés à des infestations de ravageurs plus faibles (Lundin et al., 2018, Morison et al., 2007), voire à un meilleur rendement et un meilleur profit (Lundin et al., 2020). Dans notre étude, il est également apparu que les systèmes de culture ayant recours au labour avant le semis de céréales d'hiver suivant le colza avaient des niveaux d'usage d'insecticides dans le colza plus élevés. Nous pouvons faire l'hypothèse que cet effet est indirect, le labour agissant négativement sur les populations de certains parasitoïdes dont les œufs sont pondus dans les larves diapausantes de ravageurs, comme les méligèthes, qui effectuent leur nymphose dans le sol après la culture du colza. Ce résultat corrobore des études précédentes qui ont montré une influence négative du labour, et même du simple travail du sol, sur la régulation biologique des ravageurs du colza par les parasitoïdes (Rusch et al., 2011, Morison et al., 2007, Nilsson et al., 2010). En revanche, de façon surprenante, nous n'avons pas identifié dans nos données d'effet de la proportion de colza dans la succession culturale. Nous faisons l'hypothèse qu'une forte proportion temporelle de colza favoriserait localement les populations de ravageurs de cette culture et entraînerait donc un niveau d'usage d'insecticides plus élevé. Cette absence d'effet peut être dû au calcul de la métrique ayant été réalisé à l'échelle du système de culture et non à l'échelle de la parcelle.

Conclusion

Notre étude a confirmé l'effet des pratiques agricoles et mis en évidence celui de la complexité du paysage sur le niveau d'usage des insecticides dans le colza. Nous avons aussi identifié un effet de la pression régionale de ravageurs régulée par le contexte paysager. Ces résultats suggèrent que la dépendance à l'utilisation d'insecticides dans la culture de colza est liée à de nombreux leviers pouvant être mobilisés par l'agriculteur mais que le contexte paysager

est aussi un déterminant important via des processus écologiques ayant des effets sur les ravageurs du colza et/ou leurs ennemis naturels.

Références

Agnello, A.M., Atanassov, A., Bergh, J.C., Biddinger, D.J., Gut, L.J., Haas, M.J., Harper, J.K., Hogmire, H.W., Hull, L.A., Kime, L.F., Krawczyk, G., Mcghee, P.S., Nyrop, J.P., Reissig, W.H., Shearer, P.W., Straub, R.W., Villanueva, R.T., Walgenbach, J.F., 2009. Reduced-Risk Pest Management Programs for Eastern U.S. Apple and Peach Orchards: A 4-Year Regional Project. *Am. Entomol.* 55, 184–197. <https://doi.org/10.1093/ae/55.3.184>

Alford, D.V., Nilsson, C. and Ulber, B., 2003. Insect Pests of Oilseed Rape Crops. In *Biocontrol of Oilseed Rape Pests*, D.V. Alford (Ed.). <https://doi.org/10.1002/9780470750988.ch2>

Allart, R., Ricci, B., Poggi, S., 2020. R package alm: Automated Landscape Mapping. <https://doi.org/10.15454/AKQW7Y>

Ancelet, E., Schellenberger, A., Jolys, O., Munier-Jolain, N., Cadoux, S., 2014. Système d'Information AgroSyst.

Büchi, R., 2002. Mortality of pollen beetle (*Meligethes* spp.) larvae due to predators and parasitoids in rape fields and the effect of conservation strips. *Agric. Ecosyst. Environ.* 90, 255–263. [https://doi.org/10.1016/S0167-8809\(01\)00213-4](https://doi.org/10.1016/S0167-8809(01)00213-4)

Courson, E., Petit, S., Poggi, S., Ricci, B., 2022. Weather and landscape drivers of the regional level of pest occurrence in arable agriculture: A multi-pest analysis at the French national scale. *Agric. Ecosyst. Environ.* 338, 108105. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.108105>

Courson, E., Ricci, B., Muneret, L. and Petit, S., (en révision). The effect of landscape complexity on insecticide use depends on the farming system and on the regional pest pressure. *Communication Earth & Environment*.

Etienne, L., Franck, P., Lavigne, C., Papaïx, J., Tolle, P., Ostandie, N., Rusch, A., 2022. Pesticide use in vineyards is affected by semi-natural habitats and organic farming share in the landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 333, 107967.

<https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107967>

Gagic, V., Holding, M., Venables, W.N., Hulthen, A.D., Schellhorn, N.A., 2021. Better outcomes for pest pressure, insecticide use, and yield in less intensive agricultural landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 118, e2018100118.

<https://doi.org/10.1073/pnas.2018100118>

Garthwaite, D., Thomas, M., Heywood, E., Battersby, A., 2007. Pesticide use in arable crops in Great Britain 2006.

Gravesen, L., 1986. The first Pesticide Action Plan in Denmark.

Hegewald, H., Wensch-Dorendorf, M., Sieling, K., Christen, O., 2018. Impacts of break crops and crop rotations on oilseed rape productivity: A review. *Eur. J. Agron.* 101, 63–77.

<https://doi.org/10.1016/j.eja.2018.08.003>

Heimbach, U., Müller, A., 2013. Incidence of pyrethroid-resistant oilseed rape pests in Germany. *Pest Manag. Sci.* 69, 209–216. <https://doi.org/https://doi.org/10.1002/ps.3351>

Williams, I.H., 2010. Biocontrol-based integrated management of oilseed rape pests, *Biocontrol-Based Integrated Management of Oilseed Rape Pests.*

<https://doi.org/10.1007/978-90-481-3983-5>

Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T.D., Martin, E.A., DeClerck, F., Grab, H., Gratton, C., Hunt, L., Larsen, A.E., Martínez-Salinas, A., O'Rourke, M.E., Rusch, A., Poveda, K., Jonsson, M., Rosenheim, J.A., Schellhorn, N.A., Tscharrntke, T., Wratten, S.D., Zhang, W., Iverson, A.L., Adler, L.S., Albrecht, M., Alignier, A., Angelella, G.M., Anjum, M.Z., Avelino, J., Batáry, P., Baveco, J.M., Bianchi, F.J.J.A., Birkhofer, K., Bohnenblust, E.W., Bommarco, R.,

Brewer, M.J., Caballero-López, B., Carrière, Y., Carvalheiro, L.G., Cayuela, L., Centrella, M., Četković, A., Henri, D.C., Chabert, A., Costamagna, A.C., De la Mora, A., de Kraker, J., Desneux, N., Diehl, E., Diekötter, T., Dormann, C.F., Eckberg, J.O., Entling, M.H., Fiedler, D., Franck, P., van Veen, F.J.F., Frank, T., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Getachew, A., Gonthier, D.J., Goodell, P.B., Graziosi, I., Groves, R.L., Gurr, G.M., Hajian-Forooshani, Z., Heimpel, G.E., Herrmann, J.D., Huseeth, A.S., Inclán, D.J., Ingrao, A.J., Iv, P., Jacot, K., Johnson, G.A., Jones, L., Kaiser, M., Kaser, J.M., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Landis, D.A., Lavandero, B., Lavigne, C., Le Ralec, A., Lemessa, D., Letourneau, D.K., Liere, H., Lu, Y., Lubin, Y., Luttermoser, T., Maas, B., Mace, K., Madeira, F., Mader, V., Cortesero, A.M., Marini, L., Martinez, E., Martinson, H.M., Menozzi, P., Mitchell, M.G.E., Miyashita, T., Molina, G.A.R., Molina-Montenegro, M.A., O'Neal, M.E., Opatovsky, I., Ortiz-Martinez, S., Nash, M., Östman, Ö., Ouin, A., Pak, D., Paredes, D., Parsa, S., Parry, H., Perez-Alvarez, R., Perović, D.J., Peterson, J.A., Petit, S., Philpott, S.M., Plantegenest, M., Plećas, M., Pluess, T., Pons, X., Potts, S.G., Pywell, R.F., Ragsdale, D.W., Rand, T.A., Raymond, L., Ricci, B., Sargent, C., Sarthou, J.P., Saulais, J., Schäckermann, J., Schmidt, N.P., Schneider, G., Schüepp, C., Sivakoff, F.S., Smith, H.G., Whitney, K.S., Stutz, S., Szendrei, Z., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Thomson, L.J., Tricault, Y., Tsafack, N., Tschumi, M., Valantin-Morison, M., van Trinh, M., van der Werf, W., Vierling, K.T., Werling, B.P., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Woodcock, B.A., Wyckhuys, K., Xiao, H., Yasuda, M., Yoshioka, A., Zou, Y., 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, E7863–E7870.

<https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>

Kovács, G., Kaasik, R., Lof, M.E., van der Werf, W., Kaart, T., Holland, J.M., Luik, A., Veromann, E., 2019. Effects of land use on infestation and parasitism rates of cabbage seed weevil in oilseed rape. *Pest Manag. Sci.* 75, 658–666. <https://doi.org/10.1002/ps.5161>

Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-Jolain, N., 2017. Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nat. Plants* 3, 1–6. <https://doi.org/10.1038/nplants.2017.8>

Lundin, O., Myrbeck, Å., Bommarco, R., 2018. The effects of reduced tillage and earlier seeding on flea beetle (*Phyllotreta* spp.) crop damage in spring oilseed rape (*Brassica napus* L.). *Crop Prot.* 107, 104–107. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2017.10.019>

Lundin, O., Malsher, G., Högfeldt, C., Bommarco, R., 2020. Pest management and yield in spring oilseed rape without neonicotinoid seed treatments. *Crop Prot.* 137. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2020.105261>

Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2011. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 11500–11505. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100751108>

Michelin, C., 2017, Juillet 6. Pour réussir l'implantation des colzas, il faut s'en Donner Les Moyens. *Agri 71 - L'Exploitant Agricole de Saône-et-Loire*. Consulté le 11 novembre 2022, from <https://www.agri71.fr/articles/06/07/2017/Pour-reussir-l-implantation-des-colzas-il-faut-s-en-donner-les-moyens-12853/>

Midega, C.A.O., Jonsson, M., Khan, Z.R., Ekbom, B., 2014. Effects of landscape complexity and habitat management on stemborer colonization, parasitism and damage to maize. *Agric. Ecosyst. Environ.* 188, 289–293. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.02.028>

Nilsson, C., 2010. Impact of soil tillage on parasitoids of oilseed rape pests. *Biocontrol-Based Integr. Manag. Oilseed Rape Pests* 305–311. https://doi.org/10.1007/978-90-481-3983-5_11

Nicholson, C.C., Williams, N.M., 2021. Cropland heterogeneity drives frequency and intensity of pesticide use. *Environ. Res. Lett.* 16, 74008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac0a12>

Otway, S.J., Hector, A., Lawton, J.H., 2005. Resource Dilution Effects on Specialist Insect Herbivores in a Grassland Biodiversity Experiment. *J. Anim. Ecol.* 74, 234–240. <http://www.jstor.org/stable/3505611>

Pywell, R. F., James, K. L., Herbert, I., Meek, W. R., Carvell, C., Bell, D., & Sparks, T. H. (2005). Determinants of overwintering habitat quality for beetles and spiders on arable farmland. *Biological Conservation*, 123(1), 79–90. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.biocon.2004.10.010>

Root, R.B., 1973. Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats: The Fauna of Collards (*Brassica Oleracea*). *Ecol. Monogr.* 43, 95–124. <https://doi.org/https://doi.org/10.2307/1942161>

Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.P., Roger-Estrade, J., 2011. Multi-scale effects of landscape complexity and crop management on pollen beetle parasitism rate. *Landsc. Ecol.* 26, 473–486. <https://doi.org/10.1007/s10980-011-9573-7>

Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschamntke, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Woltz, M., Bommarco, R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 221, 198–204. <https://doi.org/https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>

Sánchez-Bayo, F., Wyckhuys, K.A.G., 2019. Worldwide decline of the entomofauna: A review of its drivers. *Biol. Conserv.* 232, 8–27. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2019.01.020>

Valantin-Morison, M., Meynard, J.M., Doré, T., 2007. Effects of crop management and surrounding field environment on insect incidence in organic winter oilseed rape (*Brassica napus* L.). *Crop Prot.* 26, 1108–1120. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2006.10.005>

Zaller, J.G., Moser, D., Drapela, T., Schmöger, C., Frank, T., 2008. Insect pests in winter oilseed rape affected by field and landscape characteristics. *Basic Appl. Ecol.* 9, 682–690. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2007.10.004>

Zheng, X., Koopmann, B., Ulber, B., von Tiedemann, A., 2020. A Global Survey on Diseases and Pests in Oilseed Rape—Current Challenges and Innovative Strategies of Control . *Front. Agron.* <https://doi.org/10.3389/fagro.2020.590908>

Matériel Supplémentaire (Tableaux)

Tableau S1 : Caractéristiques de chaque ravageur (stade du colza sensible, type de dégâts, type d'insecticides utilisé), des résistances ont déjà été observées pour chaque ravageur

Ravageurs	Nom latin	Stade Colza	Dégâts	Substances actives
Grosse altise	<i>Psylliodes chrysocephala</i>	Levée à élongation de la tige	Morsures, pertes de pieds, mauvais remplissage du grain	Alphaméthrine Cyperméthrine Deltaméthrine Esfenvalérate Etofenprox Gamma-cyhalothrine Lambda-cyhalothrine Phosmet Tau-fluvalinate
Charançons de la tige du colza	<i>Ceutorhynchus napi</i>	Montaison à élongation de la tige	Déformation, éclatement de la tige, pourriture	Alphaméthrine Cyperméthrine Deltaméthrine Esfenvalérate Etofenprox Gamma-cyhalothrine Lambda-cyhalothrine Tau-fluvalinate Phosmet

Charançons du bourgeon terminal	<i>Ceutorhynchus picitarsis</i>	Feuilles à elongation de la tige	Destruction du bourgeon terminal	Alphaméthrine Cyperméthrine Deltaméthrine Etofenprox Gamma-cyhalothrine Lambda-cyhalothrine Phosmet Tau-fluvalinate
Charançon des siliques	<i>Ceutorhynchus assimilis</i>	Boutons séparés à floraison	Destruction des graines	Alphaméthrine Cyperméthrine Deltaméthrine Etofenprox Gamma-cyhalothrine Indoxacarbe Lambda-cyhalothrine Phosmet Tau-fluvalinate
Méligèthe du colza	<i>Meligethes aeneus</i>	Boutons accolés à boutons séparés	Perforation des boutons floraux, stérilité et chute prématurée des fleurs	Alphaméthrine Cyperméthrine Deltaméthrine Etofenprox Gamma-cyhalothrine Indoxacarbe Lambda-cyhalothrine Phosmet Tau-fluvalinate
Puceron du colza	<i>Brevicoryne brassicae</i>	Levée à feuilles étalées	Vecteur de viroses, perte de rendement	Fonicamide Deltaméthrine Lambda-cyhalothrine Pirimicarbe Tau-fluvalinate

Tableau S2 : Statistiques à propos des variables liées à la proportion d'occurrence de ravageurs, pour chaque ravageur et chaque année, on retrouve la proportion d'occurrence moyenne, le nombre d'observations total/ le nombre d'observations avec présence du ravageurs et le nombre de PRAs où le ravageur a été observé

Année	Nombre de PRA total	Altise	Charançon du bourgeon terminal	Charançon des siliques	Charançon de la tige	Méligèthe	Puceron <i>Brevicoryne brassicae</i>
-------	---------------------	--------	--------------------------------	------------------------	----------------------	-----------	--------------------------------------

2015	5	0.84 (36/41) 5	0.53 (8/11) 3	0.74 (13/16) 3	0.4 (4/6) 2	0.9 (40/43) 5	0.69 (7/10) 3
2016	3	0.81 (17/20) 3	0.33 (2/4) 2	0.82 (11/13) 2	0.75 (3/4) 1	0.84 (18/24) 3	0.44 (7/9) 2
2017	23	0.87 (254/277) 23	0.26 (7/18) 11	0.5 (17/22) 5	0 (0/2) 2	0.54 (18/23) 6	0.13 (5/19) 14
2018	30	0.71 (112/136) 28	0.39 (23/41) 19	0.59 (82/112) 30	0.37 (39/55) 16	0.91 (386/415) 30	0.28 (35/65) 30
2019	14	0.7 (54/67) 14	0.38 (9/16) 8	0.51 (32/44) 12	0.71 (26/32) 7	0.93 (174/184) 11	0.23 (9/21) 12
2020	6	0.84 (55/61) 6	0.33 (1/3) 3	0.53 (16/19) 3	0.44 (4/7) 3	0.54 (16/20) 4	0.5 (9/14) 6

Tableau S3 : Diversité moyenne régionale de ravageurs par année

Année	2015	2016	2017	2018	2019	2020
Diversité de ravageurs présents moyenne	4.2	4.3	2.7	5.1	4.6	4.2

Matériel Supplémentaire (Figures)

Figure S1 : Distribution de l'IFT insecticide pour l'année a) 2015, b) 2016, c) 2017, d) 2018, e) 2019, f) 2020

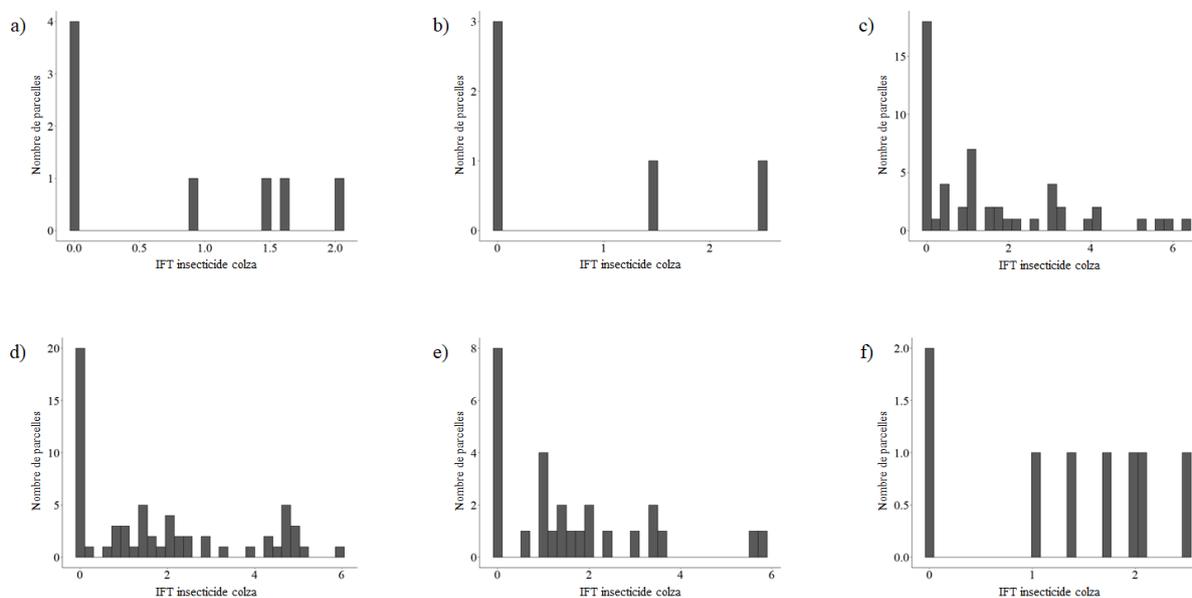


Figure S2 : Localisation des fermes DEPHY incluant du colza dans leur succession culturales et retenues dans cette analyse, et des petites régions agricoles dans lesquelles elles sont situées.

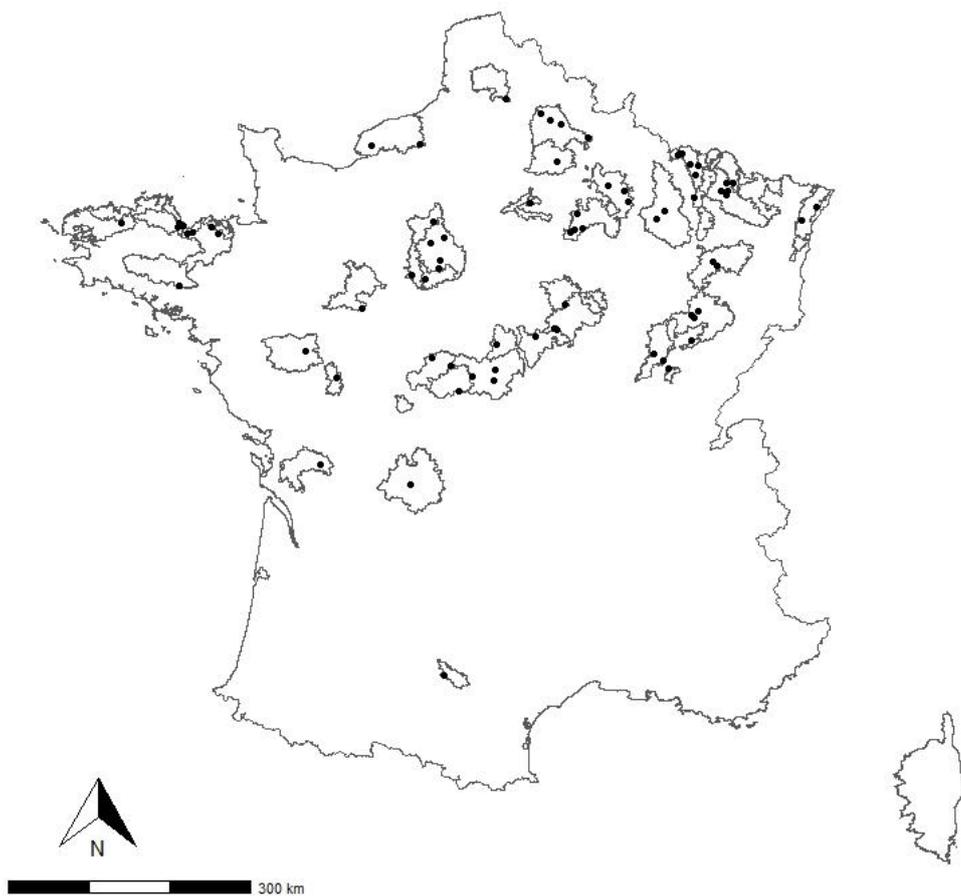


Figure S3 : Distribution des variables de pression régionale de ravageurs ; a) Proportion d'occurrence régionale de ravageurs, b) Diversité régionale de ravageurs

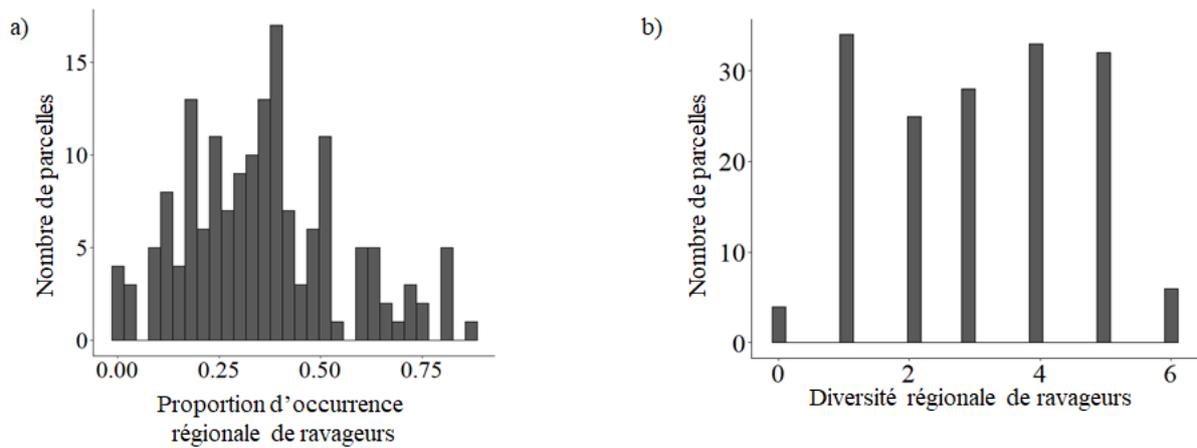


Figure S4: Spatialisation des différentes périodes de semis créée à partir des conseils par Terres Inovia interpolés au grain départemental, entre parenthèses on peut retrouver la date médiane de ces périodes (Michelin C., 2017)

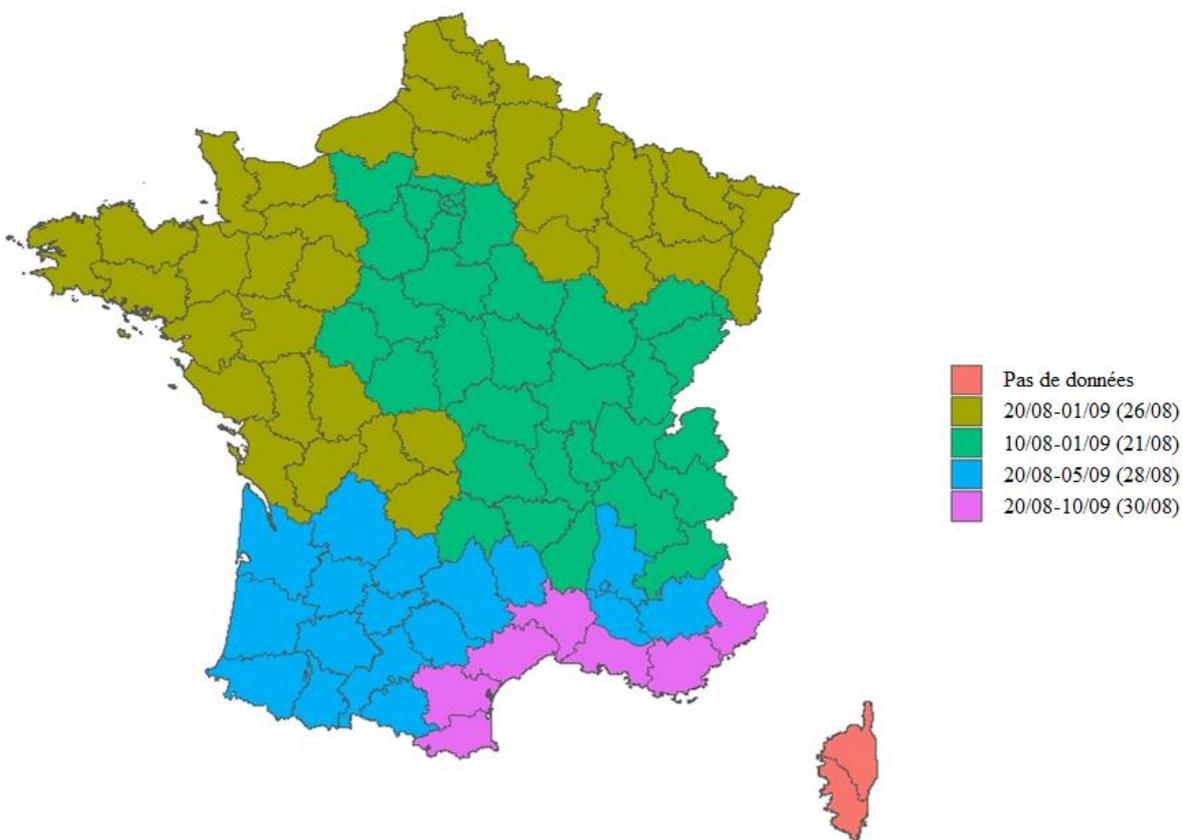


Figure S5: Distribution des variables de pratiques agricoles; a) importance du colza au sein de la rotation, b) Pratique du labour dans des céréales d'hiver après colza, c) Différence en nombre de jours de la date du semis du colza par rapport à la date médiane conseillée par année

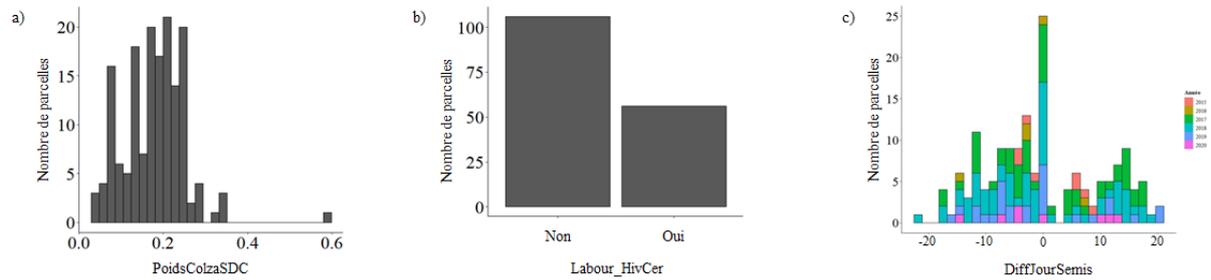


Figure S6: Distribution des variables paysagères; a) Proportion de colza, b) Aire moyenne des parcelles de colza, c) Proportion de forêts, d) Proportion de prairies, e) Proportion d'habitats semi-naturels linéaires

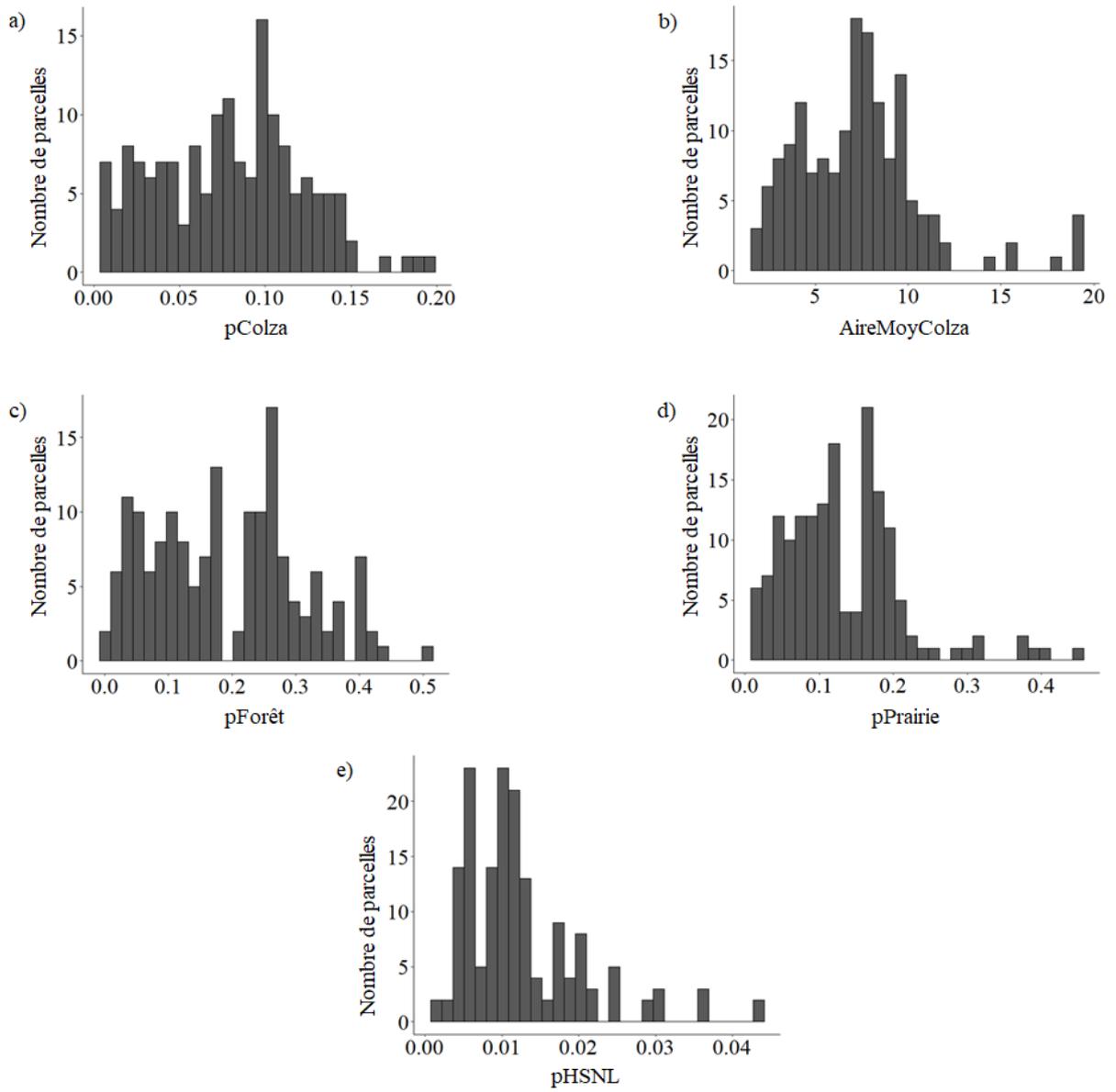


Figure S7 - Graphique de corrélation (test de Spearman) des variables explicatives du modèle

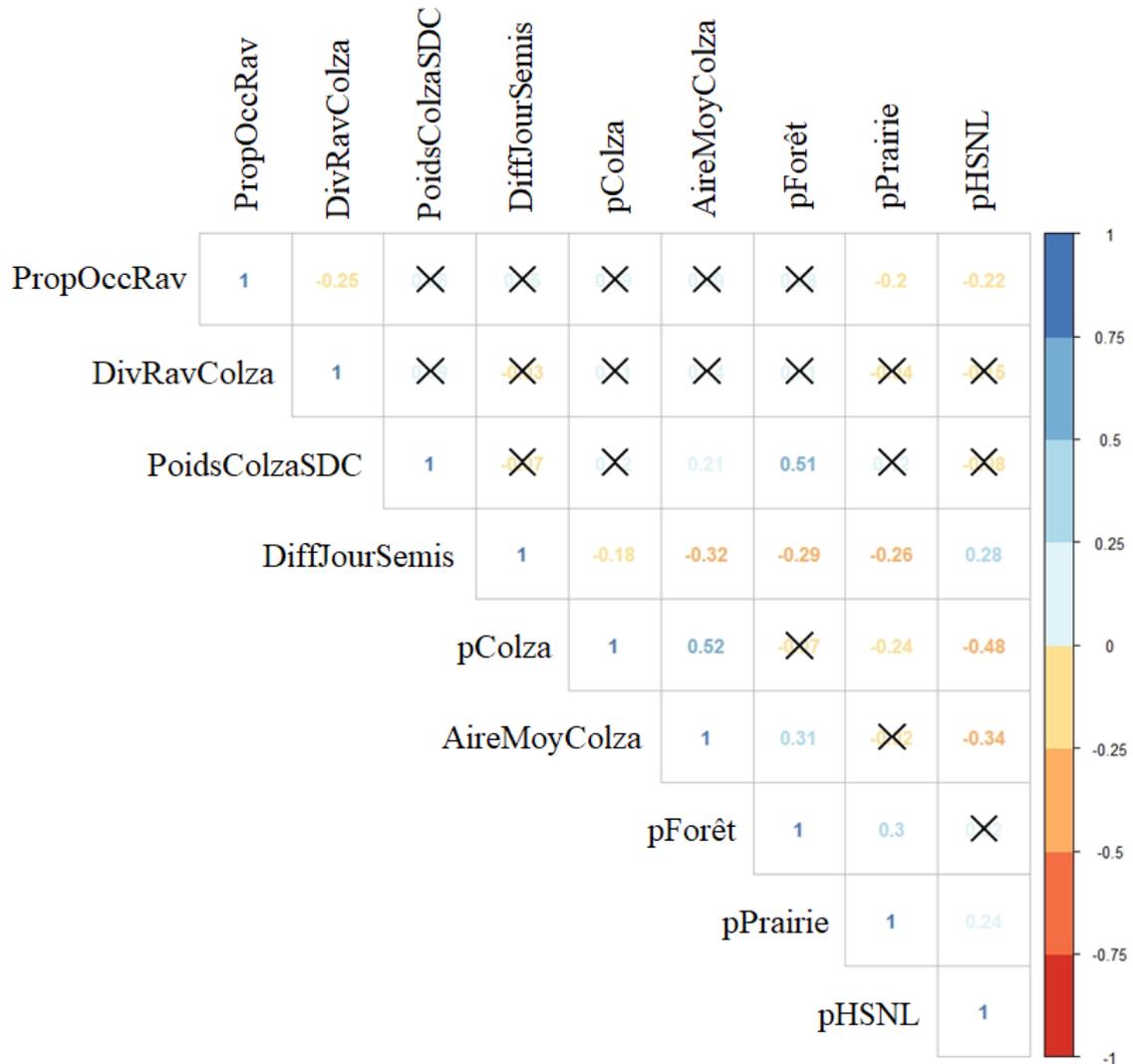


Figure S8 - Variogramme du modèle afin de vérifier la structuration des résidus du modèle, les lignes rouges correspondent aux intervalles empiriques de confiance à 95%. Les intervalles où la ligne noire débordent hors de l'intervalle de confiance indiquent une possible structuration spatiale

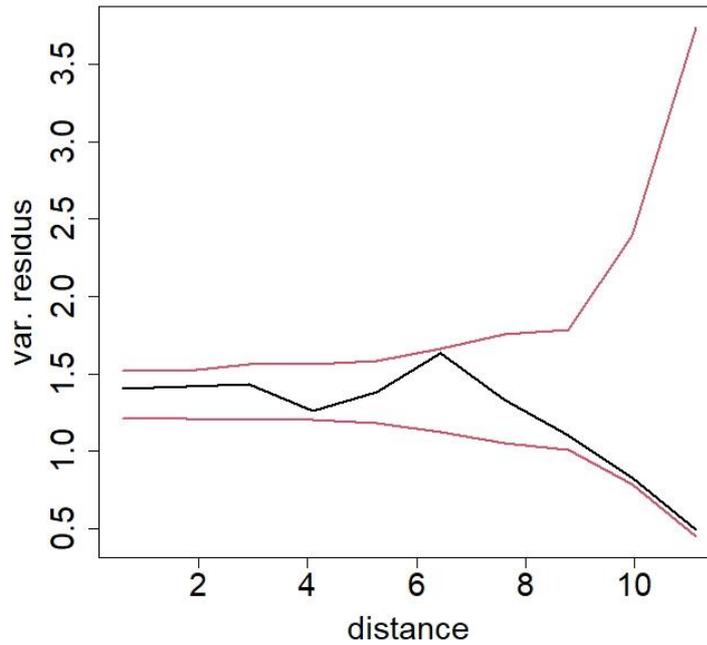
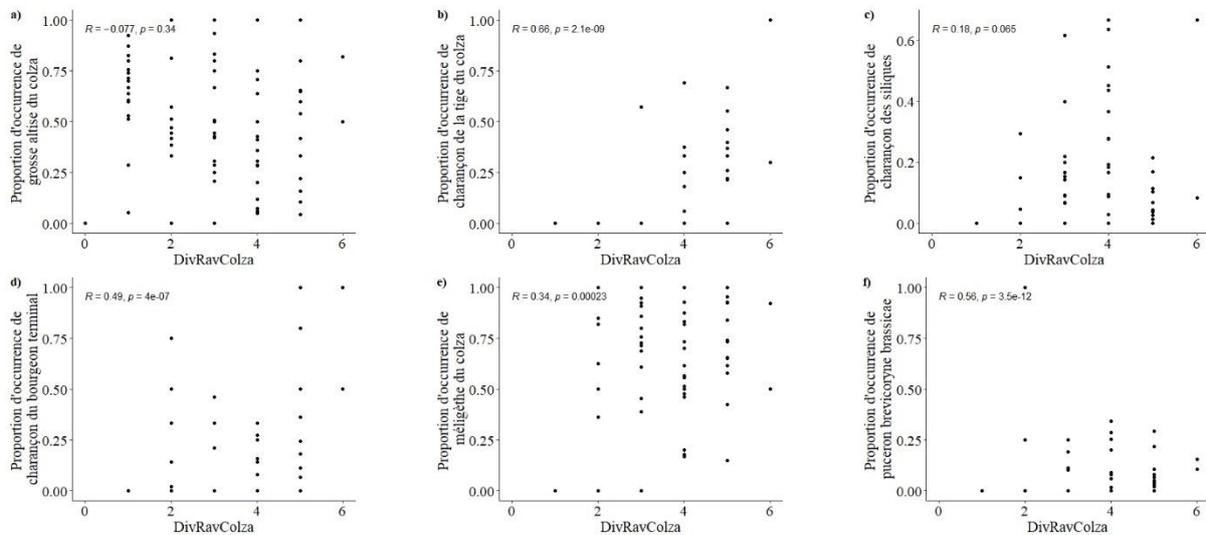


Figure S9 – Graphiques de corrélation (test de spearman) entre la diversité de ravageurs présents (en abscisse) et en ordonnée ; a) la proportion d’occurrence de la grosse altise du colza ; b) la proportion d’occurrence de charançon de la tige du colza ; c) la proportion d’occurrence de charançon des siliques ; d) la proportion d’occurrence de charançon du bourgeon terminal ; e) la proportion d’occurrence de méligèthe du colza ; f) la proportion d’occurrence du puceron *Brevicoryne brassicae*



Discussion de la thèse



© Chronicle

Dans cette thèse, notre objectif était de tester l'effet du contexte paysager sur l'utilisation de pesticides en grandes cultures, tout en considérant la conduite des cultures et les pressions de bioagresseurs. Ceci a été fait en reliant une diversité de bases données nationales.

Ce travail a permis de mettre en évidence que le contexte paysager des parcelles agricoles est un déterminant important de la variabilité de l'usage de pesticides en grande cultures. Cette thèse démontre en effet que de manière générale, les niveaux d'utilisation de pesticides sont inversement reliés à la complexité du paysage entourant les parcelles. Nous montrons également que la stratégie de gestion agricole (conduite des systèmes de culture, utilisation de certaines pratiques) et la pression régionale en bioagresseurs sont des déterminants majeurs du niveau d'usage de pesticides. Ces deux facteurs modulent de façon importante les effets du contexte paysager des parcelles sur les niveaux d'usage de pesticides. Nous avons en effet détecté de nombreux effets interactifs, entre le contexte paysager et les systèmes de culture ou entre contexte paysager et pression en bioagresseurs. Ces résultats confirment la pertinence de prendre en compte simultanément l'ensemble de ces déterminants.

La première partie de la discussion se concentre sur les différents résultats obtenus dans les chapitres et aborde le rôle des pratiques agricoles puis le rôle des différents éléments du contexte paysager. La seconde partie énonce la démarche et les potentielles contraintes des bases de données. Finalement, la troisième partie propose des perspectives en lien avec les résultats obtenus à travers la thèse.

1. Effet de la conduite des cultures et du contexte paysager sur l'utilisation des insecticides

1.1 Le rôle du système de culture et des pratiques agricoles associées

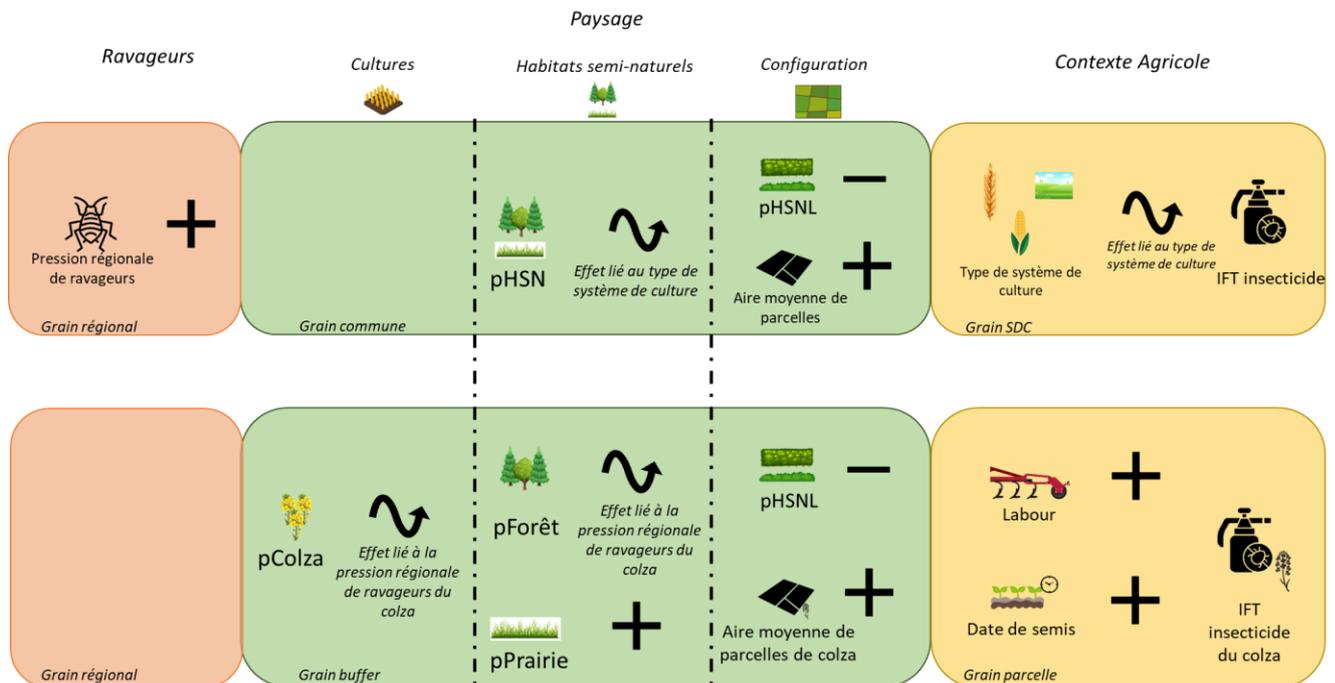


Figure 21 - Schéma récapitulatif des résultats obtenus dans les chapitres 2 et 3 à propos des effets des différents facteurs sur l'utilisation d'insecticide totale ou du colza

Dans le chapitre 2, le type de système de culture (principalement lié à la proportion de blé tendre, maïs et prairie temporaire au sein de la rotation) est un facteur déterminant de l'utilisation d'insecticides. Les systèmes de cultures diffèrent dans leur utilisation d'insecticides à travers les cultures présentes au sein de leur rotation. Cela peut s'expliquer par le fait que le maïs et le blé tendre sont des cultures ayant des valorisations économiques plus importantes que les prairies temporaires, impliquant potentiellement une volonté de l'agriculteur d'utiliser plus d'insecticides afin de protéger ses cultures comme cela a déjà été démontré par Rosenheim et al., (2020). C'est un effet aussi observé par Jørgensen et al. (2019), où des systèmes de cultures ayant des proportions plus importantes de céréales et de maïs sont associés à des applications plus importantes de pesticides. Dans le chapitre 3, des effets des pratiques agricoles liées au colza sont aussi détectées, les dates de semis précoces et les systèmes de culture ne pratiquant pas le labour sur colza sont associées à

des utilisations d'insecticides plus faibles (Figure 21). Le labour, une pratique généralement associée à la gestion des adventices (Kuipers, 1991) est une pratique assez destructrice au niveau du sol, limitant et réduisant les abondances d'ennemis naturels des ravageurs se réfugiant dans le sol des parcelles (Nilsson et al., 2010). Les semis précoces de colza seraient associés à des risques d'infestations faibles par des bioagresseurs (Médiène et al., 2011). Ces semis précoces sont souvent conseillés par les instituts techniques agricoles, et nos résultats confirment indirectement à large échelle que cette pratique peut en effet perturber les infestations de ravageurs et diminuer en conséquence l'utilisation d'insecticides. Ces résultats illustrent comment des pratiques agricoles pourraient permettre de diminuer l'utilisation d'insecticides et ainsi d'instaurer de possibles pratiques alternatives afin d'amener une possible réduction de l'utilisation d'insecticides.

Cette thèse a aussi mis en évidence l'existence d'effets d'interaction entre pratiques agricoles le contexte paysager des parcelles. En effet, pour certains types de système de cultures, l'effet du contexte paysager n'est pas le même, notamment des effets liés aux habitats semi-naturels linéaires et non linéaires. Ces résultats illustrent comment le type de système de culture peut influencer l'effet de régulation que peuvent apporter les habitats semi naturels linéaires et non linéaires. Ricci et al. (2019) avaient déjà pu montrer que l'effet du contexte paysager sur la régulation naturelle des ravageurs était conditionné par le contexte local de pesticides, tandis que Tschardt et al. (2016) identifiaient le contexte agricole comme possible biais à la détection d'un effet du contexte paysager. Ces résultats permettent de renforcer les besoins de prendre en compte les pratiques agricoles réalisées ou du moins le contexte agricole avant de pouvoir considérer un effet du contexte paysager.

1.2 Le rôle des haies

Au cours de cette thèse, j'ai pu valider l'hypothèse selon laquelle les habitats semi-naturels linéaires (haies et bandes enherbées) influencent l'usage d'insecticides. Ceci est

probablement dû au fait qu'ils conditionnent la présence régionale de certains bioagresseurs. Cependant, le détail des résultats est variable en fonction des chapitres.

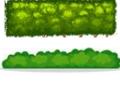
 <p>pHaie</p>	<p>Grain Régional</p> <p>+</p>	<p>Grain Régional</p>  <p>Proportion d'occurrence régionale de limaces</p>	Chapitre 1
 <p>pHSNL</p>	<p>Grain Communal</p> <p>—</p>	<p>Grain SDC</p>  <p>IFT insecticide</p>	Chapitre 2
 <p>pHSNL</p>	<p>Grain Buffer</p> <p>—</p>	<p>Grain Parcelle</p>  <p>IFT insecticide du colza</p>	Chapitre 3

Figure 22 - Schéma récapitulatif des résultats obtenus à propos des habitats semi-naturels linéaires à travers les chapitres de thèse

Dans notre étude, les haies représentaient 96% des habitats semi-naturels linéaires au sein des sources de données cartographiques utilisées, et nous pouvons donc considérer que l'effet de réduction de l'usage d'insecticides des habitats linéaires est en grande partie dû aux haies. Les haies sont des refuges pour de nombreux insectes dont les ennemis naturels des ravageurs (Gareau et Shennan, 2010). Garratt et al. (2017) soulignent que ces haies sont particulièrement importantes pour les araignées mais que les espèces favorisées diffèrent selon le type de haie. Globalement, il semblerait que ces habitats amènent plus d'ennemis naturels que de ravageurs et constituent donc des structures clé du paysage pour favoriser les régulations biologiques et donc appuyer les réductions d'usage des pesticides (Burel, 1996; Pollard et Holland, 2006; Rodríguez et al., 2023).

Dans le chapitre 1, j'ai identifié un effet positif de la présence régionale d'habitats semi-naturels linéaires, quantifiée au grain régional, sur la présence de limaces dans les parcelles

alors que je n'ai pas identifié d'effet significatif sur les autres bioagresseurs (pucerons des céréales, ravageurs du colza), ni sur l'ensemble des bioagresseurs (Figure 22). Ainsi, il n'est pas apparu d'effet global négatif, alors que de nombreuses études réalisées à des échelles plus locales (environnement proche des parcelles ou rayon de quelques centaines de mètres à quelques kilomètres) ont montré des potentiels de régulation liés à la présence de haies près des parcelles (Dainese et al., 2017; Morandin et al., 2014). Une autre explication peut être aussi le fait que la présence d'habitats semi-naturels linéaires induit un effet variable sur les ravageurs en fonction du type de haie et de leur gestion (Albrecht et al., 2020; Holland et al., 2016). Inversement, hormis dans le cas des limaces, les habitats semi-naturels linéaires ne sont pas apparus non plus comme structures favorisant les ravageurs, une crainte souvent évoquée. Cette absence d'effet au grain régional pourrait s'expliquer par une diversité de réponse liée à la gestion de ces habitats semi-naturels linéaires.

Les résultats du chapitre 2 montrent que la présence de ces habitats linéaires est associée à une plus faible utilisation totale d'insecticides, même si l'amplitude de cet effet est dépendante de la pression régionale de ravageurs ou du type de système de culture. Cette relation entre présence d'habitats semi-naturels linéaires et plus faible utilisation de pesticides est confortée par les résultats du chapitre 3 dans qui se focalise sur l'utilisation d'insecticides dans la culture de colza (Figure 22). Dans ces deux chapitres, le contexte paysager a été décrit au grain communal ou au grain d'un buffer de 5km de rayon, échelle plus proche que dans le chapitre 1 de celle considérée par de nombreuses études. Les habitats linéaires correspondent aux haies, bandes et bordures enherbées et malgré leur faible taux de couverture du sol à l'échelle du territoire (maximum 4.5% dans le chapitre 2 et maximum 4.8% dans le chapitre 3 au grain de la commune), nos résultats confirment qu'ils sont des habitats importants dans la régulation des ravageurs et peuvent représenter des leviers importants pour réduire l'utilisation d'insecticides. Cependant, comme le montre le chapitre 2, cet effet de régulation des ravageurs peut diminuer lorsqu'il y a une pression de ravageurs importante. D'autres travaux

ont déjà mentionné que des effets positifs des haies pourraient ne pas s'exprimer en situation de forte pression en bioagresseurs (Holland et al., 2016).

Toutefois, dans l'ensemble, les résultats de cette thèse mettent en lumière l'intérêt potentiel des haies afin de réduire l'utilisation d'insecticides, ce qui prône en faveur de leur réintroduction au sein du paysage agricole. Par ailleurs, ces habitats semi-naturels linéaires sont des habitats qui fournissent aussi de multiples services écosystémiques, autres que les régulations biologiques des bioagresseurs : les haies en particulier limitent l'érosion du sol, protègent les cultures du vent, peuvent être source de revenus pour les agriculteurs à travers la commercialisation des bois de taille, constituent des habitats soutenant la conservation de la biodiversité patrimoniale, et contribuent à rendre le paysage agréable et attractif pour les humains (Montgomery et al., 2020).

1.3 Le rôle des prairies et des forêts

<p>pPrairie</p>  <p>Grain Régional</p> 	<p>Grain Régional</p>  <p>Proportion d'occurrence régionale des Pucerons des céréales et ravageurs du colza</p>	<p>Chapitre 1</p>
<p>pHSN</p>  <p>Grain Communal</p>  <p>Effet lié au type de système de culture</p>	<p>Grain SDC</p> 	<p>Chapitre 2</p>
<p>pForêt</p>  <p>Grain Buffer</p>  <p>Effet lié à la pression régionale de ravageurs du colza</p>	<p>Grain Parcelle</p> 	<p>Chapitre 3</p>
<p>pPrairie</p>  <p>+</p>	<p>IFT insecticide du colza</p>	

Figure 23 - Schéma récapitulatif des résultats obtenus concernant les habitats semi-naturels dans la thèse

Les résultats liés aux habitats semi-naturels non linéaires, i.e. les prairies et les forêts, sont assez contrastés. Les prairies et les forêts sont des habitats diversifiés mais constituent des

catégories d'occupation du sol assez hétérogènes, avec des disparités de type de couvert et de gestion au sein de chacune d'elle. Les prairies temporaires, présentes de 1 à 3 années successives sur une même parcelle, représentent des habitats plus perturbés que les prairies permanentes, avec utilisation possible de pesticides et de fertilisants, en plus des interventions de fauches. Globalement, si les habitats prairiaux ont souvent été identifiés comme des sources d'ennemis naturels, favorisant la régulation biologique des ravageurs (Landis et al., 2000), ils peuvent aussi favoriser certains ravageurs (comme pour le puceron *Rhopalosiphum padi*, Barro et al., 1992). De même, les forêts pourraient favoriser les ennemis naturels et favoriser la régulation des ravageurs dans les parcelles (Bartual et al., 2019 ; Holland et al., 2016). Ces habitats sont présents dans d'importantes proportions à travers les différents chapitres (15.3%-23% en moyenne pour les prairies et forêt au grain régional, 80% en moyenne pour les habitats semi-naturels au grain communal et 13%-19% en moyenne pour les prairies et forêt au sein des buffers de rayon 5km).

Au chapitre 2, dans lequel les prairies et forêts sont groupées en un seul un indicateur agrégé, l'effet des habitats semi-naturels non linéaires sur l'utilisation d'insecticides est dépendant du type de système de culture. Uniquement dans les systèmes de cultures dominés par la culture de maïs, la proportion d'habitats semi-naturels non linéaires est corrélée négativement à l'utilisation d'insecticides. Le fait que cet effet ne soit apparu que pour un certain type de système de culture ne permet pas de conclure à un effet générique négatif des prairies et des forêts sur l'usage de pesticides. Par ailleurs, dans les deux autres chapitres, ces deux types d'habitats semi-naturels sont considérés séparément et ont des effets différents sur les niveaux de pression en bioagresseurs et sur le niveau d'usage en insecticides dans le colza. Dans le chapitre 1, la proportion régionale de prairie est corrélée négativement à la présence régionale de ravageurs du colza et de pucerons des céréales alors qu'il ne ressort pas d'effet des forêts. Dans le chapitre 3, de façon surprenante, la proportion en prairie est corrélée positivement à l'utilisation d'insecticides dans le colza ; la proportion en forêt est corrélée

négalement à l'utilisation de pesticide en situation de faible pression en ravageurs mais positivement en situation de forte pression en ravageurs (Figure 23).

Plusieurs hypothèses ont déjà été exposées par Tscharrntke et al. (2016) pour expliquer pourquoi, dans un certain nombre de cas, les habitats semi-naturels ne produisent pas l'effet attendu en termes de support de régulation biologique. Il est possible que (i) les ravageurs n'ont pas d'ennemis naturels dans la région; (ii) les habitats naturels sont une plus grande source de ravageurs que d'ennemis naturels; (iii) les cultures fournissent plus de ressources aux ennemis naturels que les habitats naturels; (iv) Les habitats naturels sont insuffisants en quantité, proximité, composition ou configuration pour fournir des populations d'ennemis naturels suffisamment importantes pour réguler les ravageurs; (v) les pratiques agricoles neutralisent l'établissement des ennemis naturels et la régulation fournie par les habitats naturels. Il est possible que l'effet positif des prairies sur le niveau d'usage des pesticides dans le colza identifié dans le chapitre 3 soit liée au fait que les prairies favorisent un certain nombre de ravageurs, les habitats herbacés ayant déjà été identifiés dans une étude comme pouvant favoriser le charançon des siliques (Büchi 2022). Cet effet a déjà été observé dans le cas d'autres cultures par Paredes et al. (2021) et par Etienne et al. (2023), où des vignes entourées d'importantes présences de prairies sont associées à des populations de ravageurs plus importantes sur plusieurs générations et une utilisation plus élevée d'insecticides. Les résultats du chapitre 1 semblent même aller dans l'autre sens les prairies défavorisant certains ravageurs dont deux ravageurs du colza, les méligèthes et les charançons de la tige ; cependant, le paysage a été caractérisé à l'échelle régionale dans le chapitre 1 et à l'échelle d'un rayon de 5 km dans le chapitre 3, ce qui semble indiquer des processus différents selon les échelles.

Les forêts, associées dans le chapitre 3 à un plus faible niveau d'usage de pesticides dans le colza, pourraient favoriser les ennemis naturels et donc les régulations biologiques des ravageurs du colza. Pour autant, cet effet disparaît dans des situations de forte pression en bioagresseurs. Ceci semble indiquer soit que cette régulation biologique n'est pas suffisante

pour maîtriser les ravageurs lorsqu'ils sont trop abondants, soit qu'au-delà d'un certain niveau de pression, les agriculteurs ont recours aux pesticides de manière plus systématique. Cet effet variable des forêts pourrait être possiblement dû au fait que certains ravageurs du colza utilisent les forêts comme refuge durant l'hiver (cas du méligèthe du colza, Rusch et al., 2013).

Perspective à propos de ces habitats semi-naturels (linéaires ou non)

D'après les résultats obtenus dans cette thèse, les haies semblent être des atouts pour atteindre l'objectif de réduction de l'utilisation de pesticides. Pour aller plus loin, il serait intéressant d'identifier quelles espèces, quelle structure et quelle gestion des haies sont à favoriser. Ces questions rejoignent plus largement les questionnements actuels de la recherche sur la compréhension du rôle des infrastructures agroécologiques (haies, bandes fleuries, bandes enherbées) dans les régulations biologiques de bioagresseurs et sur le développement d'outils pour conseillers les agriculteurs pour l'implantation de ces infrastructures. Ces travaux requièrent des données plus fines que celles mobilisées dans cette thèse, à la fois sur les bioagresseurs et les ennemis naturels, et sur les assemblages d'espèces dans les haies. Nécessairement, il sera plus difficile d'acquérir ces données sur des réseaux aussi larges que ceux utilisés ici et cela constitue donc des approches complémentaires. De même, il sera nécessaire de préciser les effets des forêts et des prairies par des approches décrivant les caractéristiques plus précises de ces habitats. En particulier, les forêts diffèrent selon les espèces d'arbres présents, leur âge, leur densité ; Vehviläinen et al., (2008) ont détecté que les abondances d'ennemis naturels de différents taxons (fourmis, araignées, carabes, staphylins, opilions) varient selon le type de forêts.

1.4 Le rôle de la taille des parcelles

Un autre résultat important identifié dans cette thèse est que des paysages avec des parcelles de plus petite taille (paysage à grain fin) sont associés à une faible utilisation d'insecticides. La taille des parcelles, métrique de description de la configuration du paysage, est une des

composantes de la complexité du paysage. Ce résultat confirme donc les hypothèses initiales des chapitres 2 et 3 de la thèse à savoir une utilisation d'insecticides potentiellement plus faible dans un paysage plus complexe, et plus particulièrement avec un grain fin. De plus, cet effet de l'aire moyenne des parcelles sur l'usage d'insecticides ne dépendait pas de l'identité de la culture, une stabilité qui semble indiquer qu'il s'agit d'un autre atout pour réduire l'utilisation d'insecticides (Figure 21).

Cet effet peut s'expliquer d'un point de vue écologique par l'hypothèse selon laquelle les ravageurs sont plus abondants dans des zones présentant une plus grande disponibilité de ressources (Root, 1973). De fait, dans le chapitre 2, la pression de ravageurs était corrélée à l'aire moyenne de parcelles au sein de la petite région agricole, corroborant l'hypothèse liée à la concentration des ressources. Cependant, cette hypothèse a souvent été débattue. Considérant 14 ravageurs, Rosenheim et al. (2022) ont montré que des paysages avec de plus grandes parcelles n'étaient associées à une plus forte abondance que pour un seul d'entre eux. Par ailleurs, un paysage composé de parcelles de grande taille correspond aussi la plus part du temps à un contexte d'agriculture intensive et défavorable à la biodiversité au contraire d'un paysage avec de plus petites parcelles (Fahrig et al., 2015). Cette baisse de biodiversité pourrait aussi être associée à une moindre régulation biologique des bioagresseurs, expliquant la plus forte utilisation de pesticides. Dans notre étude, les contextes paysagers avec de plus grandes parcelles semblent assez nettement associées à des utilisations d'insecticides plus élevées. Un résultat similaire a été obtenu dans une étude récente : Gagic et al. (2021) ont identifié dans leur cas que des petites parcelles entourées de 20 à 30% d'habitats semi-naturels étaient associées à une réduction des abondances de ravageurs ainsi qu'à de moindres recours aux insecticides et à des rendements plus élevés.

Au-delà de ces processus écologiques, il est possible que l'effet de la taille des parcelles sur l'utilisation de pesticides soit lié au degré de surveillance des pressions biotiques par les exploitants agricoles. Les grandes parcelles font généralement partie de plus grandes exploitations laissant possiblement moins de temps à la surveillance des pressions de

ravageurs et il est donc possible que dans ces situations, les traitements phytosanitaires soient conduits de façon plutôt systématique. A l’opposé, les petites parcelles sont souvent dans des exploitations de taille moins importante et on peut penser que dans ces situations, il est plus simple de suivre les populations de ravageurs et de moduler la décision de traiter. Il serait intéressant de tester ces hypothèses, par exemple à l’échelle d’un petit territoire dans lequel la pression biotique est homogène mais où les tailles de parcelles sont contrastées. Des enquêtes ou questionnaires auprès des agriculteurs pourraient également apporter des éléments de réponse sur cette question.

2. Réflexion à propos du travail réalisé dans cette thèse

2.1 Démarche et problématiques liées à l’utilisation de bases de données indépendantes

Une des originalités de cette thèse était de combiner des bases de données créées de manière indépendante, afin d’étudier les relations entre les pressions de ravageurs, le contexte paysager et l’utilisation d’insecticides. L’exploitation de bases de données de grande taille demande une maîtrise importante de l’approche semi “Big Data” et une pluridisciplinarité nécessaire afin de sélectionner les bonnes métriques synthétiser chacune d’elle.

La manipulation du système d’information AgroSyst nécessite une certaine compréhension de l’agriculture et potentiellement une approche d’agronome. Dans le cas de la filière grande culture et polyculture élevage, la diversité de pratiques et de cultures implique une connaissance assez approfondie des différentes stratégies agricoles. J’ai bénéficié des conseils d’agronomes de l’unité de recherche dans laquelle j’étais afin de sélectionner des variables répondant à mes questions et à mes objectifs. Dans le chapitre 2, l’objectif était de réaliser une typologie des systèmes de culture afin de pouvoir capter l’effet de la stratégie agricole sur l’utilisation d’insecticides et ensuite analyser le rôle du contexte paysager. Dans

le chapitre 3, les pratiques à l'échelle de la parcelle ont été sélectionnées à partir de la littérature mais aussi à l'aide d'agronomes de l'unité, ainsi que de contacts au sein de Terres Inovia (l'institut technique agricole de référence des professionnels de la filière des huiles et protéines végétales, et de la filière chanvre). Dans cette étude, une expertise en écologie a aussi été nécessaire afin de sélectionner des pratiques ayant possiblement des effets sur les ravageurs ou leurs ennemis naturels avec des conséquences potentielles sur l'utilisation d'insecticides. Ces collaborations avec agronomes et écologues ont été déterminantes pour pouvoir utiliser au mieux ce grand jeu de données de pratiques agricoles.

L'utilisation des données d'Epiphyt sur les ravageurs a nécessité des connaissances sur l'écologie de ces organismes et sur les niveaux de dégâts qu'ils engendrent dans les cultures, ce afin de sélectionner les plus pertinents à inclure dans le cadre de la thèse. En particulier, il était nécessaire de bien appréhender la variabilité des cycles phénologiques, des types de ressources dont ils ont besoin et des capacités de dispersion.

Les analyses reposaient également sur une approche géomatique pour cartographier puis caractériser les paysages, en tenant compte des spécificités écologiques des ravageurs choisis. Dans mon cas, la difficulté a été de combiner plusieurs bases de données sur une étendue totale qui couvrait toute la France métropolitaine. J'ai décidé d'utiliser le RPG et la BD TOPO, deux sources de données ne recensant pas les mêmes occupations du sol et donc se complétant assez bien. La difficulté avec la gestion de ces bases de données a été le temps de préparation : ces bases de données cartographiques sont initialement livrées par département (BD TOPO) ou par régions (RPG), ce qui constitue des données volumineuses en termes de mémoire informatique et qui nécessite donc d'être prétraitées avant assemblage et superposition.

J'ai dû alors développer des compétences de gestion de données et surtout trouver une manière de gérer ces différentes bases de données sur un seul logiciel. J'ai décidé de choisir

le logiciel R permettant de réaliser de la géomatique et donc de manipuler des données cartographiques, ainsi que manipuler et analyser des données numériques classiques. Cette approche ne reposant que sur des bases de données présentait aussi des inconvénients : sans le lien au terrain, il est parfois plus difficile d’appréhender certains processus, d’identifier et de corriger des erreurs. Les approches “terrain”, par exemple pour la collecte de données sur les populations de bioagresseurs ou d’ennemis naturels sont nécessairement chronophage et ne peuvent donc pas être conduites dans le cadre d’une thèse sur un si grand nombre ; mais elles permettent des analyses complémentaires plus fines et permettent aussi d’accéder à d’autres informations, pas forcément quantifiables, mais indispensables pour avoir une bonne perception à la fois des enjeux et des processus.

2.2 Réflexion à propos des bases de données mobilisées

Au cours de cette thèse, les bases de données mobilisées ont chacune eu des contraintes dû à leur spécificité et ont pu amener des réflexions à propos de possibles améliorations à apporter dans de futures mises à jours :

- Le système d’information AgroSyst présente l’avantage de permettre un accès à une vaste collection de données agricoles, et a pu permettre la concrétisation de plusieurs articles scientifiques (Adeux et al., 2022; Etienne et al., 2023, 2022; Fouillet et al., 2022; Lechenet et al., 2017, 2016). Cependant, dans le cadre de ma thèse, la principale contrainte a été l’absence de localisation des parcelles, m’obligeant par la suite à considérer le contexte paysager au grain de la commune. L’équipe AgroSyst travaille actuellement sur la récupération des localisations des parcelles non renseignées.
- Le réseau d’Epidémiosurveillance est une source importante d’observations de ravageur. Sa principale limite est le manque de précisions à propos de l’espèce du bioagresseur observé, souvent peu ou pas renseigné.

- Dans le cas des sources de données cartographiques, celles-ci peuvent être toujours améliorées. La principale information manquante qui aurait pu être ajoutée aurait été la surface d'agriculture biologique dû aux possibles conséquences écologiques apportées par leur présence au sein du paysage (augmentation de la biodiversité, Bengtsson et al., 2005), Le projet TYPOBIO mis en place par l'INRAe devrait permettre de compléter les données liées à l'agriculture biologique pour des recherches scientifiques (<https://www6.inrae.fr/metabio/Nos-actions/Projet-coup-de-pouce/TYPOBIO>).

3. Conclusion et perspectives

A travers l'exploitation de différentes bases de données, j'ai identifié un effet du contexte paysager et des pratiques agricoles sur l'utilisation d'insecticides en cultures annuelles. Les principaux résultats sont que l'augmentation de la complexité du paysage, à travers une plus grande présence d'habitats semi-naturels linéaires et des parcelles plus petites, est liée à une diminution de l'utilisation d'insecticides. En parallèle, l'influence de la présence d'habitats semi-naturels non linéaires sur l'utilisation d'insecticides apparaît plus variable et liée au contexte agricole et à la pression régionale de ravageurs. Mes travaux ont mis en évidence l'intérêt de considérer certains éléments du paysage comme levier permettant de pouvoir réduire l'utilisation d'insecticides, mais l'importance de prendre en compte de manière conjointe les autres pratiques agricoles.

Les résultats obtenus dans cette thèse démontrent que si le système de culture et certaines pratiques expliquent une part de la variabilité des niveaux d'usage de pesticides, la pression en bioagresseurs et le contexte paysager des parcelles expliquent aussi une part de variation non négligeable, des effets souvent en interaction avec les systèmes de culture. Les principaux résultats sont que l'augmentation de la complexité du paysage, à travers une plus grande présence d'habitats semi-naturels linéaires et des parcelles plus petites, est liée à une

diminution de l'utilisation d'insecticides. En parallèle, l'influence de la présence d'habitats semi-naturels non linéaires sur l'utilisation d'insecticides apparaît plus variable et liée au type de système de culture et à la pression régionale de ravageurs.

La plupart des études liées au réseau DEPHY se concentrent actuellement à identifier les leviers de la réduction de l'utilisation de pesticides mais pourraient à terme se concentrer sur la reconception de systèmes de culture afin de mettre en œuvre des combinaisons de pratiques agricoles permettant de réduire voire de se passer des pesticides. Ma thèse permet de montrer l'intérêt que pourrait représenter le contexte paysager des parcelles comme levier potentiel à la reconception de systèmes de cultures économes en pesticides. Plusieurs leviers peuvent découler et être mobilisés à l'échelle de l'exploitation comme la plantation de haies ou une réduction des tailles de parcelles mais leur efficacité serait augmentée s'ils étaient implémentés à l'échelle de petits territoires. Cependant, les éléments du contexte paysager à considérer peuvent être dépendants du type de système de culture considéré. Dans certains systèmes de cultures ayant des utilisations déjà faibles de pesticides, le contexte paysager paraît peu important (cas des systèmes avec prairies) tandis que dans d'autres cas, le paysage paraît avoir un effet important sur l'utilisation de pesticides (cas des systèmes dominés par le blé et des haies).

Cette thèse a permis de mettre en évidence ces interactions entre éléments du paysage et situation agricole. D'une part, elle justifie l'importance de considérer conjointement paysage et conduite agricole des parcelles pour comprendre l'usage de pesticides. D'autre part, elle souligne l'intérêt de continuer à réaliser d'autres études de suivre la même approche afin de mieux comprendre ces interactions et leurs effets sur l'utilisation de produits phytosanitaires.

De plus, outre ces aspects agronomiques et paysagers, une potentielle innovation serait d'intégrer les caractéristiques socio-économiques dans ces études. Une grande partie des systèmes de cultures font partie d'une coopérative agricole ou alors sont conseillés via les

instituts techniques et chambres d'agriculture présents dans leur zone géographique, ceux-ci pouvant orienter l'usage de certaines pratiques et aussi l'utilisation de certains pesticides afin de gérer les bioagresseurs.

Références bibliographiques

- Adeux, G., Guinet, M., Courson, E., Lecaille, S., Munier-Jolain, N., Cordeau, S., 2022. Multicriteria assessment of conservation agriculture systems. *Front. Agron.* 4, 999960. <https://doi.org/10.3389/fagro.2022.999960>
- Albrecht, M., Kleijn, D., Williams, N.M., Tschumi, M., Blaauw, B.R., Bommarco, R., Campbell, A.J., Dainese, M., Drummond, F.A., Entling, M.H., Ganser, D., Arjen de Groot, G., Goulson, D., Grab, H., Hamilton, H., Herzog, F., Isaacs, R., Jacot, K., Jeanneret, P., Jonsson, M., Knop, E., Kremen, C., Landis, D.A., Loeb, G.M., Marini, L., McKerchar, M., Morandin, L., Pfister, S.C., Potts, S.G., Rundlöf, M., Sardiñas, H., Sciligo, A., Thies, C., Tscharncke, T., Venturini, E., Veromann, E., Vollhardt, I.M.G., Wäckers, F., Ward, K., Westbury, D.B., Wilby, A., Woltz, M., Wratten, S., Sutter, L., 2020. The effectiveness of flower strips and hedgerows on pest control, pollination services and crop yield: a quantitative synthesis. *Ecol. Lett.* 23, 1488–1498. <https://doi.org/10.1111/ele.13576>
- Allart, R., Ricci, B., Poggi, S., 2020. R package alm : Automated Landscape Mapping. <https://doi.org/10.15454/AKQW7Y>
- Andert, S., Bürger, J., Gerowitt, B., 2015. On-farm pesticide use in four Northern German regions as influenced by farm and production conditions. *Crop Prot.* 75, 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2015.05.002>
- Andow, D., 1983. The extent of monoculture and its effects on insect pest populations with particular reference to wheat and cotton. *Agric. Ecosyst. Environ.* 9, 25–35. [https://doi.org/10.1016/0167-8809\(83\)90003-8](https://doi.org/10.1016/0167-8809(83)90003-8)
- Anses, 2022. Registre des AMM des produits phytopharmaceutiques et des matières.
- Baldi, I., Cordier, S., Coumoul, X., Elbaz, A., Gamet-Payrastre, L., Lebailly, P., Multigner, L., Rahmani, R., Spinosi, J., van Maele-Fabry, G., 2013. Pesticides : Effets sur la santé. Institut national de la santé et de la recherche médicale (INSERM).

- Barro, P.J.DE., Maelzer, D.A., Wallwork, H., 1992. The role of refuge areas in the phenology of *Rhopalosiphum padi* in low rainfall cropping areas of South Australia. *Ann. Appl. Biol.* 121, 521–535. <https://doi.org/10.1111/j.1744-7348.1992.tb03462.x>
- Barry, C., Polvêche, V., 2022. Recensement agricole 2020 Surface moyenne des exploitations agricoles en 2020 : 69 hectares en France métropolitaine et 5 hectares dans les DOM.
- Bartual, A.M., Sutter, L., Bocci, G., Moonen, A.-C., Cresswell, J., Entling, M., Giffard, B., Jacot, K., Jeanneret, P., Holland, J., Pfister, S., Pintér, O., Veromann, E., Winkler, K., Albrecht, M., 2019. The potential of different semi-natural habitats to sustain pollinators and natural enemies in European agricultural landscapes. *Agric. Ecosyst. Environ.* 279, 43–52. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.04.009>
- Bianchi, F.J.J.A., Booij, C.J.H., Tscharrntke, T., 2006. Sustainable pest regulation in agricultural landscapes: A review on landscape composition, biodiversity and natural pest control. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 273, 1715–1727. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.3530>
- Bommarco, R., Miranda, F., Bylund, H., Björkman, C., 2011. Insecticides Suppress Natural Enemies and Increase Pest Damage in Cabbage. *J. Econ. Entomol.* 104, 782–791. <https://doi.org/10.1603/EC10444>
- Brittain, C.A., Vighi, M., Bommarco, R., Settele, J., Potts, S.G., 2010. Impacts of a pesticide on pollinator species richness at different spatial scales. *Basic Appl. Ecol.* 11, 106–115. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.11.007>
- Burel, F., 1996. Hedgerows and Their Role in Agricultural Landscapes. *Crit. Rev. Plant Sci.* 15, 169–190. <https://doi.org/10.1080/07352689.1996.10393185>
- Burel, F., Baudry, J., 1999. *Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications.* Editions Tec et Doc.
- Bürger, J., de Mol, F., Gerowitt, B., 2012. Influence of cropping system factors on pesticide use intensity – A multivariate analysis of on-farm data in North East Germany. *Eur. J. Agron.* 40, 54–63. <https://doi.org/10.1016/j.eja.2012.02.008>

- Chaplin-Kramer, R., O'Rourke, M.E., Blitzer, E.J., Kremen, C., 2011. A meta-analysis of crop pest and natural enemy response to landscape complexity. *Ecol. Lett.* 14, 922–932. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2011.01642.x>
- Dainese, M., Montecchiari, S., Sitzia, T., Sigura, M., Marini, L., 2017. High cover of hedgerows in the landscape supports multiple ecosystem services in Mediterranean cereal fields. *J. Appl. Ecol.* 54, 380–388. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12747>
- Das, S.K., 2013. Mode of action of pesticides and the novel trends – A critical review. *Int. Res. J. Agric. Sci. Soil Sci.* 3, 393–401.
- Dassou, A.G., Tixier, P., 2016. Response of pest control by generalist predators to local-scale plant diversity: A meta-analysis. *Ecol. Evol.* 6, 1143–1153. <https://doi.org/10.1002/ece3.1917>
- Deguine, J.-P., Aubertot, J.-N., Bellon, S., Côte, F., Lauri, P.-E., Lescourret, F., Ratnadass, A., Scopel, E., Andrieu, N., Bàrberi, P., Becker, N., Bouyer, J., Brévault, T., Cerdan, C., Cortesero, A.-M., Dangles, O., Delatte, H., Dinh, P.T.Y., Dreyer, H., Duru, M., Flor, R.J., Gardarin, A., Husson, O., Jacquot, M., Javelle, A., Justes, E., Lam, M.T.X., Launay, M., Le, V.V., Longis, S., Martin, J., Munier-Jolain, N., Nguyen, N.T.T., Nguyen, T.T.N., Penvern, S., Petit, S., Poisot, A.-S., Robin, M.-H., Rolland, B., Rusch, A., Sabourin, E., Sanguin, H., Sarthou, J.-P., Sester, M., Simon, S., Sourisseau, J.-M., Steinberg, C., Tchamitchian, M., Thoumazeau, A., Tibi, A., Tivet, F., Tixier, P., Trinh, X.T., Vialatte, A., Wyckhuys, K., Lamichhane, J.R., 2023. Agroecological crop protection for sustainable agriculture, in: *Advances in Agronomy*. Academic Press. <https://doi.org/10.1016/bs.agron.2022.11.002>
- Deutsch, C.A., Tewksbury, J.J., Tigchelaar, M., Battisti, D.S., Merrill, S.C., Huey, R.B., Naylor, R.L., 2018. Increase in crop losses to insect pests in a warming climate. *Science* 361, 916–919. <https://doi.org/10.1126/science.aat3466>
- Ellis, J., Petrovskaya, N., Forbes, E., Walters, K.F.A., Petrovskii, S., 2020. Movement patterns of the grey field slug (*Deroceras reticulatum*) in an arable field. *Sci. Rep.* 10, 17970. <https://doi.org/10.1038/s41598-020-74643-3>

ENS Lyon, 2022. Remembrement — Géoconfluences.

Etienne, L., Franck, P., Lavigne, C., Papaïx, J., Tolle, P., Ostandie, N., Rusch, A., 2022.

Pesticide use in vineyards is affected by semi-natural habitats and organic farming share in the landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 333, 107967.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2022.107967>

Etienne, L., Rusch, A., Lavigne, C., Fouillet, E., Delière, L., Franck, P., 2023. Less field-level

insecticides, but not fungicides, in small perennial crop fields and landscapes with woodlands and organic farming. *Agric. Syst.* 204, 103553.

<https://doi.org/10.1016/j.agry.2022.103553>

Eurostat, 2020. Sales of pesticides in the EU.

Fahrig, L., Baudry, J., Brotons, L., Burel, F.G., Crist, T.O., Fuller, R.J., Sirami, C.,

Siriwardena, G.M., Martin, J.L., 2011. Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecol. Lett.* 14, 101–112.

<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01559.x>

Fahrig, L., Girard, J., Duro, D., Pasher, J., Smith, A., Javorek, S., King, D., Lindsay, K.F.,

Mitchell, S., Tischendorf, L., 2015. Farmlands with smaller crop fields have higher within-field biodiversity. *Agric. Ecosyst. Environ.* 200, 219–234.

<https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.11.018>

FAO, 2022. Pesticides indicators.

Fouillet, E., Delière, L., Chartier, N., Munier-Jolain, N., Cortel, S., Rapidel, B., Merot, A.,

2022. Reducing pesticide use in vineyards. Evidence from the analysis of the French DEPHY network. *Eur. J. Agron.* 136, 126503.

Gagic, V., Holding, M., Venables, W.N., Hulthen, A.D., Schellhorn, N.A., 2021. Better

outcomes for pest pressure, insecticide use, and yield in less intensive agricultural landscapes. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 118, e2018100118.

<https://doi.org/10.1073/pnas.2018100118>

Garratt, M.P.D., Senapathi, D., Coston, D.J., Mortimer, S.R., Potts, S.G., 2017. The benefits

of hedgerows for pollinators and natural enemies depends on hedge quality and

- landscape context. *Agric. Ecosyst. Environ.* 247, 363–370.
<https://doi.org/10.1016/j.agee.2017.06.048>
- Geiger, F., Bengtsson, J., Berendse, F., Weisser, W.W., Emmerson, M., Morales, M.B., Ceryngier, P., Liira, J., Tschardtke, T., Winqvist, C., Eggers, S., Bommarco, R., Pärt, T., Bretagnolle, V., Plantegenest, M., Clement, L.W., Dennis, C., Palmer, C., Oñate, J.J., Guerrero, I., Hawro, V., Aavik, T., Thies, C., Flohre, A., Hänke, S., Fischer, C., Goedhart, P.W., Inchausti, P., 2010. Persistent negative effects of pesticides on biodiversity and biological control potential on European farmland. *Basic Appl. Ecol.* 11, 97–105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>
- Ghimire, N., Woodward, R.T., 2013. Under- and over-use of pesticides: An international analysis. *Ecol. Econ.* 89, 73–81. <https://doi.org/10.1016/j.ecolecon.2013.02.003>
- Gurr, G.M., Wratten, S.D., Luna, J.M., 2003. Multi-function agricultural biodiversity: Pest management and other benefits. *Basic Appl. Ecol.* 4, 107–116.
<https://doi.org/10.1078/1439-1791-00122>
- Hill, M.P., Macfadyen, S., Nash, M.A., 2017. Broad spectrum pesticide application alters natural enemy communities and may facilitate secondary pest outbreaks. *PeerJ* 5, e4179. <https://doi.org/10.7717/peerj.4179>
- Hill, S.B., MacRae, R.J., 1996. Conceptual Framework for the Transition from Conventional to Sustainable Agriculture. *J. Sustain. Agric.* 7, 81–87.
https://doi.org/10.1300/J064v07n01_07
- Holland, J.M., Bianchi, F.J., Entling, M.H., Moonen, A.C., Smith, B.M., Jeanneret, P., 2016. Structure, function and management of semi-natural habitats for conservation biological control: a review of European studies. *Pest Manag. Sci.* 72, 1638–1651.
<https://doi.org/10.1002/ps.4318>
- Hou, L., Liu, P., Huang, J., Deng, X., 2020. The influence of risk preferences, knowledge, land consolidation, and landscape diversification on pesticide use. *Agric. Econ.* 51, 759–776. <https://doi.org/10.1111/agec.12590>

- Jacquet, F., Jeuffroy, M.-H., Jouan, J., Le Cadre, E., Litrico, I., Malausa, T., Reboud, X., Huyghe, C., 2022. Pesticide-free agriculture as a new paradigm for research. *Agron. Sustain. Dev.* 42, 8. <https://doi.org/10.1007/s13593-021-00742-8>
- Jørgensen, L.N., Kudsk, P., Ørum, J.E., 2019. Links between pesticide use pattern and crop production in Denmark with special reference to winter wheat. *Crop Prot.* 119, 147–157. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2019.01.024>
- Juhel, A.S., Barbu, C.M., Franck, P., Roger-Estrade, J., Butier, A., Bazot, M., Valantin-Morison, M., 2017. Characterization of the pollen beetle, *Brassicogethes aeneus*, dispersal from woodlands to winter oilseed rape fields. *PLoS ONE* 12, 1–17. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0183878>
- Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Meehan, T.D., Martin, E.A., DeClerck, F., Grab, H., Gratton, C., Hunt, L., Larsen, A.E., Martínez-Salinas, A., O'Rourke, M.E., Rusch, A., Poveda, K., Jonsson, M., Rosenheim, J.A., Schellhorn, N.A., Tschamntke, T., Wratten, S.D., Zhang, W., Iverson, A.L., Adler, L.S., Albrecht, M., Alignier, A., Angelella, G.M., Anjum, M.Z., Avelino, J., Batáry, P., Baveco, J.M., Bianchi, F.J.J.A., Birkhofer, K., Bohnenblust, E.W., Bommarco, R., Brewer, M.J., Caballero-López, B., Carrière, Y., Carvalheiro, L.G., Cayuela, L., Centrella, M., Četković, A., Henri, D.C., Chabert, A., Costamagna, A.C., Mora, A.D. la, Kraker, J. de, Desneux, N., Diehl, E., Diekötter, T., Dormann, C.F., Eckberg, J.O., Entling, M.H., Fiedler, D., Franck, P., Veen, F.J.F. van, Frank, T., Gagic, V., Garratt, M.P.D., Getachew, A., Gonthier, D.J., Goodell, P.B., Graziosi, I., Groves, R.L., Gurr, G.M., Hajian-Forooshani, Z., Heimpel, G.E., Herrmann, J.D., Huseeth, A.S., Inclán, D.J., Ingrao, A.J., Iv, P., Jacot, K., Johnson, G.A., Jones, L., Kaiser, M., Kaser, J.M., Keasar, T., Kim, T.N., Kishinevsky, M., Landis, D.A., Lavandero, B., Lavigne, C., Ralec, A.L., Lemessa, D., Letourneau, D.K., Liere, H., Lu, Y., Lubin, Y., Luttermoser, T., Maas, B., Mace, K., Madeira, F., Mader, V., Cortesero, A.M., Marini, L., Martinez, E., Martinson, H.M., Menozzi, P., Mitchell, M.G.E., Miyashita, T., Molina, G.A.R., Molina-Montenegro, M.A., O'Neal, M.E., Opatovsky, I., Ortiz-Martinez, S., Nash, M., Östman, Ö., Ouin, A., Pak, D.,

- Paredes, D., Parsa, S., Parry, H., Perez-Alvarez, R., Perović, D.J., Peterson, J.A., Petit, S., Philpott, S.M., Plantegenest, M., Plećas, M., Pluess, T., Pons, X., Potts, S.G., Pywell, R.F., Ragsdale, D.W., Rand, T.A., Raymond, L., Ricci, B., Sargent, C., Sarthou, J.P., Saulais, J., Schäckermann, J., Schmidt, N.P., Schneider, G., Schüepp, C., Sivakoff, F.S., Smith, H.G., Whitney, K.S., Stutz, S., Szendrei, Z., Takada, M.B., Taki, H., Tamburini, G., Thomson, L.J., Tricault, Y., Tsafack, N., Tschumi, M., Valantin-Morison, M., Trinh, M. van, Werf, W. van der, Vierling, K.T., Werling, B.P., Wickens, J.B., Wickens, V.J., Woodcock, B.A., Wyckhuys, K., Xiao, H., Yasuda, M., Yoshioka, A., Zou, Y., 2018. Crop pests and predators exhibit inconsistent responses to surrounding landscape composition. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 115, E7863–E7870. <https://doi.org/10.1073/pnas.1800042115>
- Kim, K.-H., Kabir, E., Jahan, S.A., 2017. Exposure to pesticides and the associated human health effects. *Sci. Total Environ.* 575, 525–535. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.09.009>
- Kuipers, H., 1991. Agronomic aspects of ploughing and non-ploughing. *Soil Tillage Res.* 21, 167–176. [https://doi.org/10.1016/0167-1987\(91\)90016-Q](https://doi.org/10.1016/0167-1987(91)90016-Q)
- Landis, D.A., Wratten, S.D., Gurr, G.M., 2000. Habitat management to conserve natural enemies of arthropod pests in agriculture. *Annu. Rev. Entomol.* 45, 175–201.
- Larsen, A.E., 2013. Agricultural landscape simplification does not consistently drive insecticide use. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 110, 15330–15335. <https://doi.org/10.1073/pnas.1301900110>
- Larsen, A.E., Gaines, S.D., Deschênes, O., 2015. Spatiotemporal variation in the relationship between landscape simplification and insecticide use. *Ecol. Appl.* 25, 1976–1983. <https://doi.org/10.1890/14-1283.1>
- Larsen, A.E., McComb, S., 2021. Land cover and climate changes drive regionally heterogeneous increases in US insecticide use. *Landsc. Ecol.* 36, 159–177. <https://doi.org/10.1007/s10980-020-01130-5>

- Larsen, A.E., Noack, F., 2020. Impact of local and landscape complexity on the stability of field-level pest control. *Nat. Sustain.* 4, 120–128. <https://doi.org/10.1038/s41893-020-00637-8>
- Larsen, A.E., Noack, F., 2017. Identifying the landscape drivers of agricultural insecticide use leveraging evidence from 100,000 fields. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 114, 5473–5478. <https://doi.org/10.1073/pnas.1620674114>
- Lechenet, M., Dessaint, F., Py, G., Makowski, D., Munier-Jolain, N., 2017. Reducing pesticide use while preserving crop productivity and profitability on arable farms. *Nat. Plants* 3, 1–6. <https://doi.org/10.1038/nplants.2017.8>
- Lechenet, M., Makowski, D., Py, G., Munier-Jolain, N., 2016. Profiling farming management strategies with contrasting pesticide use in France. *Agric. Syst.* 149, 40–53. <https://doi.org/10.1016/j.agsy.2016.08.005>
- Leroux, P., 2003. Modes d'action des produits phytosanitaires sur les organismes pathogènes des plantes. *C. R. Biol.* 326, 9–21. [https://doi.org/10.1016/S1631-0691\(03\)00005-2](https://doi.org/10.1016/S1631-0691(03)00005-2)
- Mahmood, I., Imadi, S.R., Shazadi, K., Gul, A., Hakeem, K.R., 2016. Effects of Pesticides on Environment, in: Hakeem, K.R., Akhtar, M.S., Abdullah, S.N.A. (Eds.), *Plant, Soil and Microbes: Volume 1: Implications in Crop Science*. Springer International Publishing, Cham, pp. 253–269. https://doi.org/10.1007/978-3-319-27455-3_13
- Médiène, S., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.-P., de Tourdonnet, S., Gosme, M., Bertrand, M., Roger-Estrade, J., Aubertot, J.-N., Rusch, A., Motisi, N., Pelosi, C., Doré, T., 2011. Agroecosystem management and biotic interactions: a review. *Agron. Sustain. Dev.* 31, 491–514. <https://doi.org/10.1007/s13593-011-0009-1>
- Meehan, T.D., Werling, B.P., Landis, D.A., Gratton, C., 2011. Agricultural landscape simplification and insecticide use in the Midwestern United States. *Proc. Natl. Acad. Sci.* 108, 11500–11505. <https://doi.org/10.1073/pnas.1100751108>

- Meeus, J.H.A., Wijermans, M.P., Vroom, M.J., 1990. Agricultural Landscapes in Europe and their Transformation, Landscape and Urban Planning. Elsevier Science Publishers B.V.
- Meisner, M.H., Zaviezo, T., Rosenheim, J.A., 2017. Landscape crop composition effects on cotton yield, *Lygus hesperus* densities and pesticide use: Landscape crop composition, cotton yield and pest densities. *Pest Manag. Sci.* 73, 232–239. <https://doi.org/10.1002/ps.4290>
- Montgomery, I., Caruso, T., Reid, N., 2020. Hedgerows as Ecosystems: Service Delivery, Management, and Restoration. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-012120>
- Morandin, L.A., Long, R.F., Kremen, C., 2014. Hedgerows enhance beneficial insects on adjacent tomato fields in an intensive agricultural landscape. *Agric. Ecosyst. Environ.* 189, 164–170. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2014.03.030>
- Nicholson, C.C., Williams, N.M., 2021. Cropland heterogeneity drives frequency and intensity of pesticide use. *Environ. Res. Lett.* 16, 74008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ac0a12>
- Oerke, E.C., 2006. Crop losses to pests. *J. Agric. Sci.* 144, 31–43. <https://doi.org/10.1017/S0021859605005708>
- Paredes, D., Rosenheim, J.A., Chaplin-Kramer, R., Winter, S., Karp, D.S., 2021. Landscape simplification increases vineyard pest outbreaks and insecticide use. *Ecol. Lett.* 24, 73–83. <https://doi.org/10.1111/ele.13622>
- Petit, S., Muneret, L., Carbonne, B., Hannachi, M., Ricci, B., Rusch, A., Lavigne, C., 2020. Landscape-scale expansion of agroecology to enhance natural pest control: A systematic review. *Adv. Ecol. Res.* 63, 1–48. <https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.09.001>
- Pleydell, D.R.J., Soubeyrand, S., Dallot, S., Labonne, G., Chadœuf, J., Jacquot, E., Thébaud, G., 2018. Estimation of the dispersal distances of an aphid-borne virus in a patchy landscape. *PLoS Comput. Biol.* 14, 1–24. <https://doi.org/10.1371/journal.pcbi.1006085>

- Pointereau, P., 2018. Quelle contribution de l'arbre champêtre aux objectifs de l'accord de Paris ? Journée nationale de l'agroforesterie.
- Pointereau, P., 2001. Evolution du linéaire de haies en France durant ces 40 dernières années, in: Colloque «Hedges in the World», Birmingham.
- Pollard, K.A., Holland, J.M., 2006. Arthropods within the woody element of hedgerows and their distribution pattern. *Agric. For. Entomol.* 8, 203–211.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-9563.2006.00297.x>
- Popp, J., Pető, K., Nagy, J., 2013. Pesticide productivity and food security. A review. *Agron. Sustain. Dev.* 33, 243–255.
- Quintana-Seguí, P., Le Moigne, P., Durand, Y., Martin, E., Habets, F., Baillon, M., Canellas, C., Franchisteguy, L., Morel, S., 2008. Analysis of Near-Surface Atmospheric Variables: Validation of the SAFRAN Analysis over France. *J. Appl. Meteorol. Climatol.* 47, 92–107. <https://doi.org/10.1175/2007JAMC1636.1>
- Rey, V., 1987. Spécialisation géographique du système agricole français. Une méthode d'évaluation (Geographical specialization in the french agriculture). *Bull. Assoc. Géographes Fr.* 64, 211–220. <https://doi.org/10.3406/bagf.1987.1389>
- Ricci, B., Lavigne, C., Alignier, A., Aviron, S., Biju-Duval, L., Bouvier, J.C., Choisis, J.P., Franck, P., Joannon, A., Ladet, S., Mezerette, F., Plantegenest, M., Savary, G., Thomas, C., Vialatte, A., Petit, S., 2019. Local pesticide use intensity conditions landscape effects on biological pest control. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 286.
<https://doi.org/10.1098/rspb.2018.2898>
- Rodríguez, E., Clemente-Orta, G., Crisol-Martínez, E., Gutiérrez, I., Blom, J. van der, González, M., 2023. Aphid suppression by natural enemies in hedgerows surrounding greenhouses in southern Spain. *Biol. Control* 177, 105126.
<https://doi.org/10.1016/j.biocontrol.2022.105126>
- Root, R.B., 1973. Organization of a Plant-Arthropod Association in Simple and Diverse Habitats : The Fauna of Collards (Brassica Oleracea) Author (s): Richard B . Root

Published by : Ecological Society of America Stable URL :

<http://www.jstor.org/stable/1942161> OF A PL. Ecol. Monogr. 43, 95–124.

Rosenheim, J.A., Cass, B.N., Kahl, H., Steinmann, K.P., 2020. Variation in pesticide use across crops in California agriculture: Economic and ecological drivers. *Sci. Total Environ.* 733, 138683. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.138683>

Rosenheim, J.A., Cluff, E., Lippey, M.K., Cass, B.N., Paredes, D., Parsa, S., Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., 2022. Increasing crop field size does not consistently exacerbate insect pest problems. *Proc. Natl. Acad. Sci. U. S. A.* 119, 1–8. <https://doi.org/10.1073/pnas.2208813119>

Rowen, E.K., Regan, K.H., Barbercheck, M.E., Tooker, J.F., 2020. Is tillage beneficial or detrimental for insect and slug management? A meta-analysis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 294, 106849. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2020.106849>

Rusch, A., Chaplin-Kramer, R., Gardiner, M.M., Hawro, V., Holland, J., Landis, D., Thies, C., Tschardtke, T., Weisser, W.W., Winqvist, C., Woltz, M., Bommarco, R., 2016. Agricultural landscape simplification reduces natural pest control: A quantitative synthesis. *Agric. Ecosyst. Environ.* 221, 198–204. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.01.039>

Rusch, A., Valantin-Morison, M., Sarthou, J.P., Roger-Estrade, J., 2013. Effect of crop management and landscape context on insect pest populations and crop damage. *Agric. Ecosyst. Environ.* 166, 118–125. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.004>

Segoli, M., Rosenheim, J.A., 2012. Should increasing the field size of monocultural crops be expected to exacerbate pest damage? *Agric. Ecosyst. Environ.* 150, 38–44. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2012.01.010>

Thies, C., Roschewitz, I., Tschardtke, T., 2005. The landscape context of cereal aphid-parasitoid interactions. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 272, 203–210. <https://doi.org/10.1098/rspb.2004.2902>

- Thies, C., Tschardtke, T., 1999. Landscape structure and biological control in agroecosystems. *Science* 285, 893–895.
<https://doi.org/10.1126/science.285.5429.893>
- Tschardtke, T., Karp, D.S., Chaplin-Kramer, R., Batáry, P., DeClerck, F., Gratton, C., Hunt, L., Ives, A., Jonsson, M., Larsen, A., Martin, E.A., Martínez-Salinas, A., Meehan, T.D., O'Rourke, M., Poveda, K., Rosenheim, J.A., Rusch, A., Schellhorn, N., Wanger, T.C., Wratten, S., Zhang, W., 2016. When natural habitat fails to enhance biological pest control – Five hypotheses. *Biol. Conserv.* 204, 449–458.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.10.001>
- Vehviläinen, H., Koricheva, J., Ruohomäki, K., 2008. Effects of stand tree species composition and diversity on abundance of predatory arthropods. *Oikos* 117, 935–943. <https://doi.org/10.1111/j.0030-1299.2008.15972.x>
- Veres, A., Petit, S., Conord, C., Lavigne, C., 2013. Does landscape composition affect pest abundance and their control by natural enemies? A review. *Agric. Ecosyst. Environ.* 166, 110–117. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2011.05.027>
- Woodcock, B.A., Isaac, N.J.B., Bullock, J.M., Roy, D.B., Garthwaite, D.G., Crowe, A., Pywell, R.F., 2016. Impacts of neonicotinoid use on long-term population changes in wild bees in England. *Nat. Commun.* 7, 12459. <https://doi.org/10.1038/ncomms12459>
- Young, J.C., Calla, S., Lécuyer, L., Skrimizea, E., 2022. Understanding the social enablers and disablers of pesticide reduction and agricultural transformation. *J. Rural Stud.* 95, 67–76. <https://doi.org/10.1016/j.jrurstud.2022.07.023>

Annexe

Annexe 1 : Enquête auprès des Ingénieurs Réseaux de la filière Grande Culture – Polyculture-Elevage afin d'obtenir la localisation d'au moins une parcelle des systèmes de culture dont ils sont responsables



A l'attention des Ingénieurs Réseaux de la filière Grande Culture – Polyculture-Elevage
Objet : Renseignement des coordonnées GPS de la parcelle-type

Bonjour à tous,

Nous vous sollicitons dans le cadre de la thèse menée par l'INRAE portant sur "l'Analyse de l'effet de la composition du paysage et des pratiques agricoles dans le paysage sur le niveau d'infestation des bioagresseurs et l'utilisation des pesticides en grandes cultures et polyculture-élevage" (présentation de la thèse en PJ).

L'objectif de cette thèse est d'étudier l'effet du paysage sur l'utilisation des pesticides. Emeric Courson, basé à INRAE de Dijon, va croiser les données de pratiques culturales des agriculteurs DEPHY (via les saisies AgroSyst) avec d'autres bases de données (hors DEPHY) et notamment des bases portant sur la description des paysages.

Je vous sollicite pour m'aider à localiser les parcelles cibles des systèmes de cultures des fermes DEPHY. L'obtention des coordonnées GPS d'une parcelle considérée "type" du système de cultures me permettrait, d'une part, de caractériser le paysage aux alentours de cette parcelle pour mener à bien le travail de thèse, et, d'autre part, de compléter la base de données AgroSyst (où les coordonnées GPS des parcelles ne sont pas toujours renseignées). Les ingénieurs réseaux ayant déjà rentré un point GPS pour une parcelle du système de cultures (et non pas du siège de l'exploitation) sont bien entendu dispensés de re-faire ce travail.

Pour cela, je souhaiterais que vous indiquiez sur la photographie aérienne en ligne (voir dessous) le point central d'une parcelle type pour chaque système de culture de chacun des agriculteurs de votre réseau (agriculteurs membres du réseau DEPHY au moment de l'enquête). Nous considérons ici qu'une parcelle type est l'îlot majoritaire (en surface) représentatif des pratiques du système de culture. Pour chaque N° DEPHY (système de culture), il faut donc renseigner un point sur la photographie aérienne.

Sécurité des données :

Ces données de localisation resteront strictement anonymes, associées uniquement à un code DEPHY et ne seront utilisées que dans le cadre de ma thèse afin de produire des connaissances scientifiques autour des effets du paysages sur l'utilisation de produits phytosanitaires.

Les données de l'enquête seront dans un premier temps conservées en dehors d'AgroSyst, l'enquête étant menée dans la cadre de la thèse. Elles seront ensuite mises à disposition pour compléter la base de données AgroSyst.

Ces données AgroSyst ne seront utilisées que dans le cadre du réseau DEPHY et dans le cadre d'études à caractère scientifique et non personnelles, et en aucun cas à des fins de contrôle réglementaire.

Ces informations concernant directement les agriculteurs membres du réseau DEPHY, nous nous invitons à envoyer ce courrier ainsi que la présentation de la thèse aux agriculteurs de votre groupe, afin de les tenir au courant du travail effectué.

Pointage des parcelles :

Afin de vous simplifier le travail, j'ai élaboré une interface permettant cette collecte de données. La marche à suivre est la suivante et ne prend que quelques minutes :

Il faudra d'abord vous connecter sur cette photographie aérienne via les identifiants suivants (attention, la connexion à la photographie ne fonctionne pas avec tous les navigateurs, notamment pas avec internet explorer):

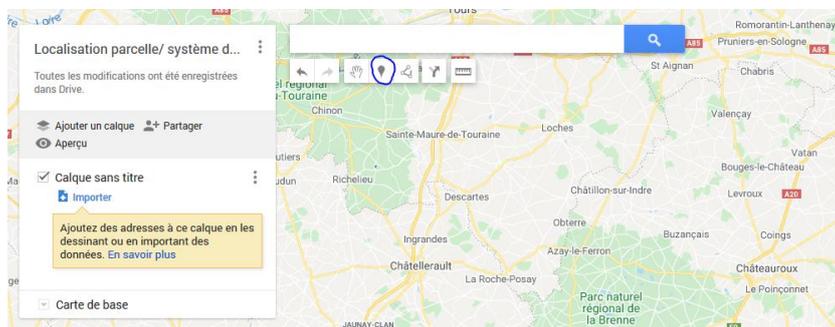
<https://drive.google.com/open?id=1MImcpd16NfhI0yWxmeFLTSLhLJepcdfs&usp=sharing>

Email : emeric.courson.these@gmail.com

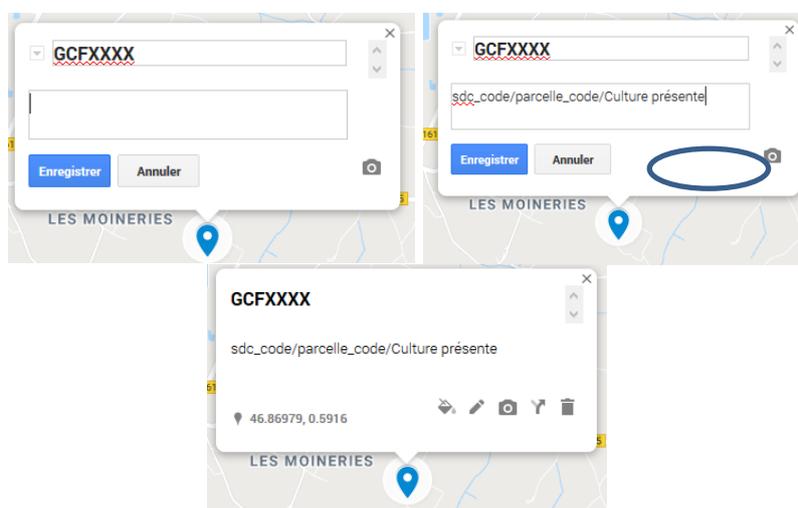
Mot de passe : AgroSystGCPE

Une fois que vous êtes connecté,

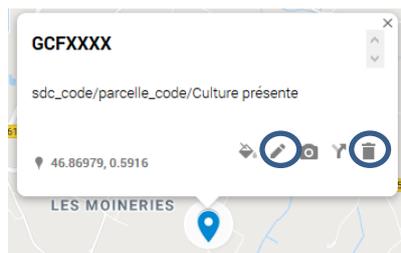
- Zoomer sur la cartographie pour trouver la coordonnée de la parcelle type que vous avez identifiée comme telle ;
- Attribuer un point (une coordonnée GPS) à un N° DEPHY ou un identifiant parcelle_code, sdc_code (identifiant AgroSyst), en cliquant sur la case « Ajouter un repère » (cf image ci-dessous) ;



- Une fois que vous avez ajouté le repère, associer à celui-ci le N° DEPHY du système de culture en question. Pour chaque point, il faut renseigner si possible l'identifiant AgroSyst (système de culture ou parcelle). Il est aussi possible d'ajouter la culture présente sur cette parcelle.



Les coordonnées GPS du point s'affichent en bas à gauche dans l'encadré. Vous pouvez modifier le N° du code sdc, déplacer le point ou le supprimer.



- Répéter cette opération autant de fois que vous avez de système de culture

En espérant que cette période de crise ne vous affecte pas trop durement, je vous remercie d'avance pour votre participation.

Une présentation auprès de la filière est envisagée pour rendre compte des résultats obtenus à l'issue du doctorat.

Pour me contacter en cas de questions ou de problèmes, je serai ravi de vous aider au mieux : emeric.courson@inrae.fr

Bien cordialement,

Emeric Courson

A handwritten signature in black ink, appearing to be 'Emeric Courson', written over a horizontal line.