



HAL
open science

Étude de l'effet du paysage sur la diversité des assemblages de plantes adventices dans la plaine du Val de Sèvre

Mathilde Souillot

► **To cite this version:**

Mathilde Souillot. Étude de l'effet du paysage sur la diversité des assemblages de plantes adventices dans la plaine du Val de Sèvre. Sciences du Vivant [q-bio]. 2019. dumas-02383854

HAL Id: dumas-02383854

<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-02383854>

Submitted on 28 Nov 2019

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

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

Année universitaire : 2018-2019

Spécialité :

Master 2 de Modélisation en écologie

Spécialisation (et option éventuelle) :

.....

Mémoire de fin d'études

Etude de l'effet du paysage sur la diversité des assemblages de plantes adventices dans la plaine du Val de Sèvre

Par : Mathilde Souillot

Soutenu à Rennes

le 13/06/2019

Devant le jury composé de :

Président : Cédric Wolf (MC U. Rennes 1)

Enseignant référent : Frédéric Hamelin (MC

AGROCAMPUS OUEST)

Autres membres du jury (Nom, Qualité)

Thierry Hoch (IR INRA Oniris Nantes)

Etienne Sirot (MC U. Bretagne Sud)

Les analyses et les conclusions de ce travail d'étudiant n'engagent que la responsabilité de son auteur et non celle d'AGROCAMPUS OUEST

Ce document est soumis aux conditions d'utilisation
«Paternité-Pas d'Utilisation Commerciale-Pas de Modification 4.0 France»
disponible en ligne <http://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/4.0/deed.fr>



Remerciements

J'adresse mes remerciements aux personnes qui m'ont aidé dans la réalisation de ce mémoire.

Je tiens à remercier l'équipe maïage de l'INRA de Jouy-en-Josas pour leur accueil, et en particulier mon encadrante Florence Carpentier pour son aide et son soutien. Je remercie également mes co-encadrants Katarzyna Adamczyk et Olivier Martin pour leurs conseils et leur temps. Enfin, je remercie Sabrina Gaba pour les données ainsi que les nombreuses informations concernant leur obtention et leur utilisation.

Table des matières

I.	Introduction	1
II.	Matériel et méthodes	6
A.	Matériel	6
1.	Zone d'étude	6
2.	Parcelles échantillonnées	6
B.	Méthodes	8
1.	Indices de diversité.....	8
C.	Analyse de l'effet du paysage	11
1.	Méthodes actuelles et limites	11
2.	Méthodes utilisées.....	12
3.	Modèle deux composantes : variables locales et variables du paysage	13
III.	Résultats	15
A.	Description des variables	15
1.	Indices de diversité.....	15
2.	Variables locales.....	15
3.	Variables du paysage	18
B.	Blé et céréales.....	19
C.	Tournesol	21
D.	Colza	22
IV.	Discussion	24
A.	Modèles réalisés	24
B.	Comparaison des deux méthodes	24
C.	Résultats de la méthode SIF	24
1.	Cultures semées aux mêmes dates	24
2.	Cultures semées durant l'autre période.....	25
3.	Agriculture biologique et prairie	25
4.	Distances	25
B.	Perspectives	25

I. Introduction

L'un des challenges de l'agriculture moderne est de maintenir rendement suffisant pour nourrir une population en constante augmentation tout en diminuant son impact sur l'environnement, notamment en réduisant l'utilisation d'intrants. Les intrants utilisés dans l'agriculture actuelle sont composés par les herbicides, utilisés pour éliminer les adventices. Le terme adventice ou mauvaises herbes définit habituellement toutes plantes non cultivées trouvées dans des champs cultivés (Gaba et al., 2016). L'usage des herbicides a triplé depuis 1960 (Tilman, 2001). Il a été montré que leur utilisation intensive a eu des effets néfastes sur la biodiversité dans les paysages agricoles (Ammann et Garden, 2004), sur la santé humaine (Nicolopoulou-Stamati et al., 2016) et l'environnement (Van Bruggen et al., 2018). De plus, leur utilisation sur le long terme a aussi des effets négatifs sur la gestion des adventices car elle diminue les régulations biologiques (Geiger et al., 2010) et conduit au développement de résistances chez les adventices (Beckie et Tardif, 2012). Une approche plus durable et agroécologique de la gestion des adventices semble primordiale.

En observant l'agroécosystème dans sa globalité, il apparaît que les interactions des adventices avec les cultures ne se limitent pas à seule compétition pour les ressources avec les cultures. Les adventices ont un rôle clé dans les agroécosystèmes et peuvent fournir de nombreux services écosystémiques (cf. schéma ci-dessous) : (i) concernant la production agricole, comme la pollinisation des cultures, la régulation des ravageurs, des maladies, le contrôle de l'érosion des sols et le stockage/restitution de l'eau (Therond et al., 2017) et (ii) le maintien de la biodiversité dans les agroécosystèmes : en fournissant habitat et nourriture à divers organismes (petits mammifères, oiseaux, insectes,...). Cependant, l'intensification de l'agriculture a entraîné une perte de la diversité des communautés d'adventices qui corrélée à la perte de diversité fonctionnelle de ces communautés, ne permet plus de couvrir l'ensemble de ces fonctions écosystémiques (Fried et al., 2016). De plus, les espèces les plus rares sont les espèces les plus menacées, par les traitements herbicides notamment (Gaba et al., 2016), alors qu'elles sont potentiellement les plus bénéfiques : peu compétitives envers les cultures tout en étant essentielles à la survie d'espèces rares de la faune (cf. schéma) (Storkey, 2006). Maintenir la diversité des populations adventices apparaît donc comme un levier agroécologique puissant permettant notamment de maintenir le rendement (Plaza et al., 2016, Storkey et Neve, 2018).

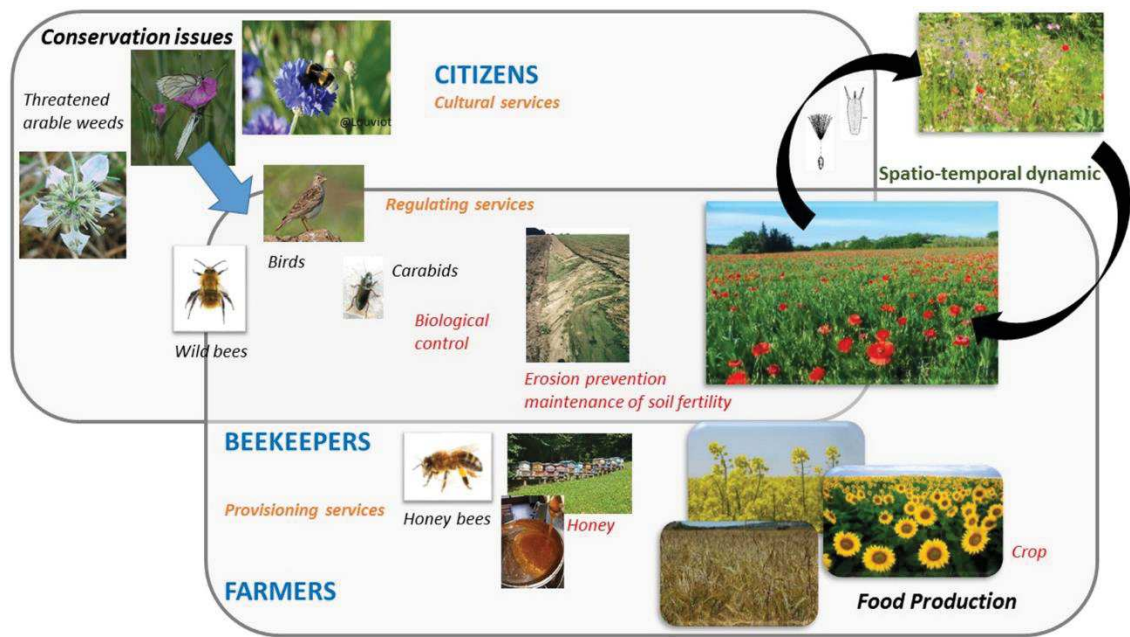


Figure 1. Représentation schématique du rôle clé des adventices dans les agroécosystèmes en se concentrant sur la production et la conservation, qui sont les issues clés de cette section spéciale. Les adventices sont directement et indirectement impliqués dans la production alimentaire (service d'approvisionnement). Les adventices peuvent réduire la production des cultures via la compétition pour les ressources avec les plants cultivés. Cependant, les adventices peuvent également procurer de la nourriture pour les abeilles pendant les périodes de pénurie alimentaire (service de régulation), et ce faisant assurant la production de miel et également la production de colza et de tournesol (service d'approvisionnement). Les adventices peuvent également améliorer la qualité du sol et procurer nourriture et abri pour les insectes pollinisateurs, les carabes et les oiseaux (service de régulation). Certaines de ces espèces supportées par les adventices peuvent également agir en tant qu'agents de contrôle biologique et réguler les ravageurs des cultures. De plus, plusieurs de ces organismes, y compris les adventices, sont des espèces phares qui ont une haute valeur culturelle notamment pour les botanistes et les ornithologues (services culturelles). Les multiples fonctions des adventices réclament des approches plus holistiques pour la gestion des adventices, à la fois à l'échelle du champ et du paysage. (Gaba et al., 2016)

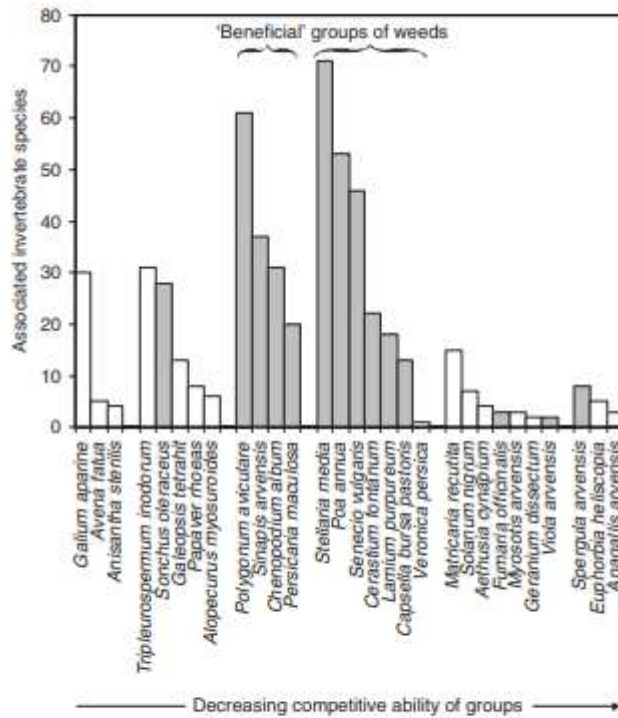


Figure 3. Functional groups of weeds defined in terms of their pattern of resource capture and competition with the crop. Shaded bars indicate species that are present in the diets of farmland birds. Two beneficial groups are identified that combine a relatively low competitive ability with value for invertebrates and birds.³³

Figure 2 : Storkey et Westbury, 2007

Cependant comprendre quels sont les déterminants de la diversité de cet assemblage d'espèces reste un problème complexe. Comme pour toutes communautés d'espèces, divers mécanismes sont impliqués dans la distribution des espèces à différentes échelles de temps et d'espace (Levin 1992) : les événements biogéographiques qui conditionnent le pool d'espèces de la région à grande échelle, la dispersion qui structure la diversité à l'échelle du paysage notamment, à plus petite échelle, la sélection des espèces en fonction de leur niche écologique et enfin, à une échelle plus fine, les interactions entre espèces (Götzenberger et al, 2012). La distribution spatiale des espèces d'une communauté a été étudié selon le concept de méta-communauté : un ensemble de patch de caractéristiques différentes, abritant des communautés aux distributions d'espèces différentes et pouvant échanger des individus via la dispersion. La coexistence des espèces au sein d'une méta-communauté peut être expliquée selon quatre visions/théories invoquant les différents mécanismes cités précédemment (Leibold, 2004) : (i) la dynamique par patch (patch-dynamic), où la coexistence est issue de l'équilibre entre compétition au sein d'un patch et colonisation entre patchs, les patchs sont considérés comme identique, (ii) le filtrage de l'habitat, la distribution spatiale des espèces est déterminée par les caractéristiques abiotiques de l'environnement, l'effet de la dispersion est

négligeable, (iii) la dynamique source-puit (mass-effect perspective), la persistance de populations dans les habitats de faible qualité (puits) est assurée par la dispersion depuis les habitats de haute qualité (source) et (iv) la théorie neutre de la biodiversité considère que seuls des processus aléatoires (extinction, migration, spéciation) interviennent dans la structuration des assemblages (les espèces sont identiques en terme de dispersion, fitness et capacité de compétition). Pour considérer la coexistence des espèces au sein des assemblages d'adventices, aucune théorie a priori ne prévaut, car aucun des mécanismes explicités précédemment n'est prépondérant. Les agroécosystèmes sont fortement hétérogènes (du fait de la diversité des cultures présentes et des pratiques agricoles). Ils subissent fréquemment de fortes pressions anthropiques qui induisent des réductions de taille de population importantes. En conséquence, les processus stochastiques et les banques de graines (dispersion temporelle) structurent fortement les communautés (Mahaut et al., 2018). La compétition entre adventices et cultures mais aussi entre les adventices elles-mêmes varie selon les conditions locales, notamment les pratiques (van der Meulen et Chauhan, 2017). Les adventices ont de fortes capacités de dispersion (Benvenuti, 2007). Les milieux semi-naturels (prairies, haies, jachères, bords de routes...) pourraient constituer des sources importantes d'adventices. De précédentes études ont étudié les déterminants locaux de la diversité des populations : le type d'agriculture (biologique ou conventionnel), le type de culture actuel et passé, la succession de cultures précédentes, le travail du sol et les apports de nitrogènes (Fried et al., 2008, Fried et al., 2019, Schumacher et al., 2018., Bourgeois, in. prep). Il apparaît aussi que la composition et la diversité des assemblages d'adventices est modifiée par le paysage. Elles varient entre paysage ouvert (open field), champs entourés de haies et bocage (Fried et al., 2008) ou avec le pourcentage de fermes en agriculture biologique dans un voisinage de 1km (Petit et al., 2016) Ainsi la gestion de la diversité des assemblages d'adventices à l'échelle du paysage constitue une opportunité de gestion agroécologique de ces communautés (Petit et al., 2016). La problématique de mon stage s'inscrit dans la perspective du développement de telles stratégies de gestion. L'objectif de mon stage est de déterminer quels sont éléments du paysage influençant la diversité des assemblages d'adventices et de quantifier leurs effets.

Pour répondre à cet objectif, il est nécessaire au préalable de quantifier finement la diversité de ces assemblages. En effet, le terme diversité est assez large : il peut intégrer à la fois la richesse spécifique (le nombre d'espèces observées) jusqu'à la distribution de ces espèces. Or il a été montré que les processus déterminant la richesse ou la composition pouvait différer, tout comme l'échelle auxquelles ils s'exercent (Petit et al., 2016). D'autre part il est difficile d'estimer l'effet du paysage. Plusieurs méthodes existent au sein de la communauté des écologues et épidémiologistes du paysage mais aucune ne fait consensus. Estimer à la fois l'influence d'une variable du paysage et l'échelle à laquelle s'exerce cette influence reste complexe.

J'étudierais les assemblages d'adventices de la Zone Atelier "Plaine & Val de Sèvre", observées en 2017. Je présenterais dans une première partie (i) les données utilisées, (ii) le choix des indices de diversité et (iii) les méthodes utilisées pour estimer l'influence du paysage. Dans une seconde partie, je présenterai les résultats ainsi obtenus. Enfin dans une troisième partie, je discuterai ces résultats.

II. Matériel et méthodes

A. Matériel

1. Zone d'étude

Les données utilisées ont été collectées dans la Zone Atelier "Plaine & Val de Sèvre" (Bretagnolle, 2018). Il s'agit d'une zone LTSER située dans le département des Deux-Sèvres, s'étendant sur 450 km² et comprenant environ 450 exploitations agricoles, 13000 parcelles agricoles, et elle est étudiée depuis 1994.

La région est principalement occupée par des cultures céréalières (41,3%), et l'on y retrouve également des prairies permanentes ou temporaires, du trèfle et de la luzerne (10,8%), du maïs (9,6%), du tournesol (8,8%), du colza (7,6%), des pois, des haricots et du lin (4,2%), du ray grass (3%) ainsi que 3,3% d'autres cultures, 3,1% de bois et 8,5% de zones urbanisées. (Bourgeois, 2019). La moitié de la zone bénéficie du statut de Zone NATURA 2000 désignée pour la biodiversité remarquable de ses espèces d'oiseaux.

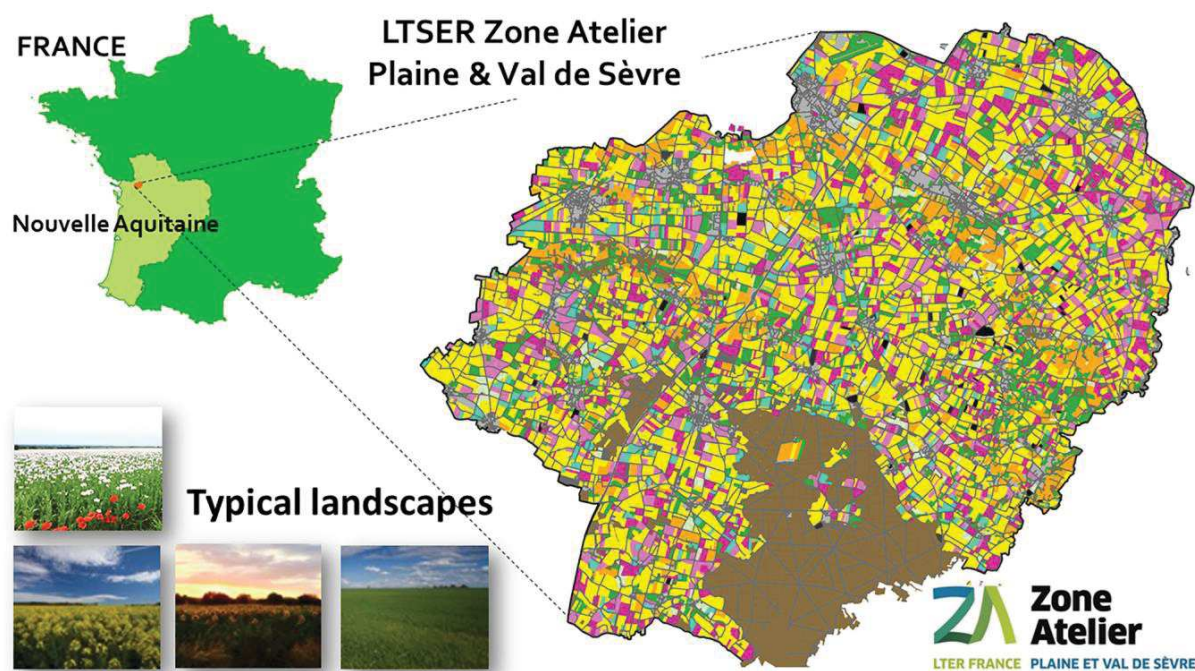


Figure 3 : Carte de la zone atelier, Bretagnolle (2018)

2. Parcelles échantillonnées

a. Caractéristiques de la parcelle

Dans ce paysage, 253 parcelles ont été échantillonnées en 2017. Pour chaque parcelle échantillonnée, 25 quadrats de 1m², distants les uns des autres de 10m et répartis sur 2 transects parallèles et un perpendiculaire aux cultures et situé à 10m du bord du champ, ont été échantillonnés. Les parcelles ont été échantillonnées selon un échantillonnage stratifié pour maximiser la diversité des structures et des compositions des paysages des parcelles cultivées

échantillonnées (Fahrig et al., 2011). Pour ce faire, des carrés 1x1km² ont été tirés au hasard puis sélectionnés pour obtenir des gradients (i) des pourcentages de zone en agriculture biologique ou en conversion (ii) des proportions de prairies et d'alfafa et (iii) des proportions de haies (Bourgeois, 2019).

Les caractéristiques de chaque parcelle ont été relevées : l'espèce cultivée, le mode de culture pratiqué (conventionnel ou biologique), la date d'échantillonnage de la parcelle, ainsi que les coordonnées géographiques. 15 cultures différentes, avec un nombre de parcelles échantillonnées pour chacune d'elle variable ont été relevées (cf tableau 1).

Tableau 1 : nombre de parcelles échantillonné pour chaque culture

Orge	Sarrazin	Blé	Millet	Triticale	Féverolles	Pois	Lentilles
17	1	41	1	1	2	3	3
Luzerne	Lin	Ray grass	Maïs	Colza	Prairie	Tournesol	
8	1	1	7	26	20	19	

Nous avons exclu les parcelles de féverolles, pois, lentille, luzerne, lin, maïs et ray grass à cause de l'insuffisance de leur effectif ($n < 10$), ainsi que la prairie car il ne s'agit pas d'une culture à proprement parlé. Nous avons ainsi constitué un sous-jeu de données simplifié où la variable « espèces cultivée » possède seulement quatre modalités : tournesol, colza, blé, ainsi que les céréales hors blé, c'est-à-dire un regroupement d'orge, de sarrazin, de millet et de triticale (voir tableau 2). On peut noter qu'il y a beaucoup moins de parcelles en conduite biologique qu'en agriculture conventionnel.

Tableau 2 : répartition des cultures en agriculture biologique et conventionnel pour les cultures utilisées

	Blé	Céréales	Tournesol	Colza
Conventionnel	34	14	15	25
Bio	7	6	4	1

b. Observation des communautés d'adventices

Dans chaque parcelle échantillonnée, 25 quadrats de 1m², distants les uns des autres de 10m et répartis sur trois transects, deux parallèles et un perpendiculaire aux cultures et situé à 10m du bord du champ, ont été échantillonnés (voir figure 2).

Données

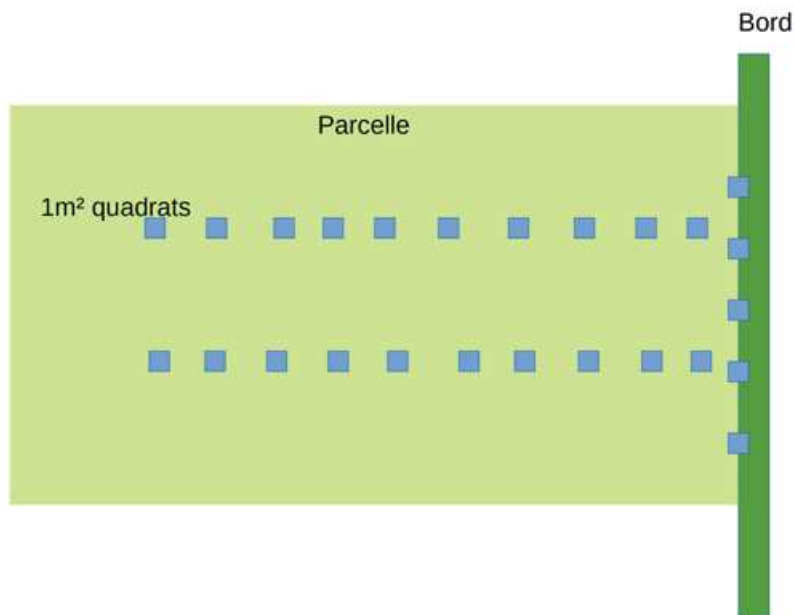


Figure 4 : schéma de l'échantillonnage des parcelles (Gaba, 2019)

La date d'observation des parcelles dépend de la date de semis des cultures qui conditionnent la date de floraison des cultures. Les parcelles cultivées en blé observées du 21 avril au 1^{er} juin celles cultivées en céréales d'hiver du 2 mai au 19 juin, celles en colza du 6 avril au 18 avril, et celles en tournesol du 13 juin au 25 juillet.

B. Méthodes

1. Indices de diversité

a. Les différents indices

Pour comprendre comment le paysage structure la diversité, il est nécessaire de réfléchir à comment quantifier la diversité. La méthode la plus simple et utilisée consiste à calculer la richesse spécifique, c'est-à-dire compter le nombre d'espèces présentes dans la zone d'intérêt. Cependant, cette méthode présente des désavantages : tout d'abord, il est quasiment impossible de réussir à faire un inventaire exhaustif de toutes les espèces présentes dans un milieu, et sans corrections on se retrouve donc rapidement à sous-estimer la diversité (Marcon, 2015). De plus, en utilisant cet indice, on ne prend pas compte de l'abondance relative de chaque espèce, c'est-à-dire qu'on ne prend pas en compte la régularité de distribution des espèces, qui pourtant est l'un des aspects de la diversité. Ainsi, une espèce extrêmement commune et une autre présente une seule fois dans la parcelle auront la même importance dans le calcul de la diversité. Les autres indices couramment utilisés sont des entropies, notamment les indices de Shannon et de Simpson. L'entropie généralisée

dite entropie HCDT (Havrda, Charvát, Daróczy, Tsallis) (Havrda et Charvát, 1967, Daróczy, 1970, Tsallis, 1988) permet de se détacher de ce problème d'équitabilité des espèces en introduisant un ordre q qui permet de moduler l'importance donnée aux espèces rares. Une entropie, dans le contexte de l'estimation de la diversité, peut être pensée comme étant la surprise moyenne résultant de l'observation d'un échantillon. Cette surprise est plus grande si l'on observe une espèce rare. Il s'agit donc d'un indicateur de la diversité. Par ses propriétés mathématiques, l'entropie HCDT permet d'unifier les indices de diversité.

Mais ces indices sont des entropies et non des diversités (Jost, 2006). Les nombres de Hill, qui sont proches de l'entropie généralisée mais possédant les mêmes propriétés qu'une diversité, permettent alors tout en conservant cette idée d'ordre, d'obtenir un indice qui soit une diversité réelle facilement interprétable (Jost, 2006).

b. Formules des indices calculés

Marcon propose de calculer l'entropie (nommée Entropie HCDT ci-après) d'ordre q en utilisant la formule (Marcon, 2018) :

$${}^qH = \frac{1}{q-1} \left(1 - \sum_{s=1}^S p_s^q \right)$$

Avec q l'ordre de l'entropie, S le nombre d'espèces différentes, s une espèce trouvée, et p la proportion associée à cette espèce s .

Hill propose un indice similaire mais interprétable avec comme un nombre d'espèces, les nombres de Hill à l'ordre q calculé ainsi (Hill, 1973) :

Nombres de Hill : ${}^qD = \left(\sum_{s=1}^S p_s^q \right)^{\frac{1}{1-q}}$ avec q l'ordre de la diversité.

Tableau 3 : Conversion des indices classiques en vraies diversité (Jost, 2006)

Index x :	Diversity in terms of x :	Diversity in terms of p_i :
Species richness $x \equiv \sum_{i=1}^S p_i^0$	x	$\sum_{i=1}^S p_i^0$
Shannon entropy $x \equiv -\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i$	$\exp(x)$	$\exp\left(-\sum_{i=1}^S p_i \ln p_i\right)$
Simpson concentration $x \equiv \sum_{i=1}^S p_i^2$	$1/x$	$1 / \sum_{i=1}^S p_i^2$
Gini-Simpson index $x \equiv 1 - \sum_{i=1}^S p_i^2$	$1/(1-x)$	$1 / \sum_{i=1}^S p_i^2$
HCDT entropy $x \equiv \left(1 - \sum_{i=1}^S p_i^q\right) / (q-1)$	$[(1 - (q-1)x)]^{1/(1-q)}$	$\left(\sum_{i=1}^S p_i^q\right)^{1/(1-q)}$
Renyi entropy $x \equiv \left(-\ln \sum_{i=1}^S p_i^q\right) / (q-1)$	$\exp(x)$	$\left(\sum_{i=1}^S p_i^q\right)^{1/(1-q)}$

On peut passer des indices classiques et notamment de l'entropie HCDT à des diversités en utilisant différentes formules (voir tableau 3).

c. Interprétation

L'ordre q de l'entropie et des nombres de Hill correspond à l'importance accordée aux espèces rares : plus cet ordre augmente, et moins ces espèces pèsent dans le calcul de l'indice. Ainsi, lorsque l'on considère l'ordre 0 des nombres de Hill, il s'agit simplement de calculer la richesse spécifique, c'est-à-dire le nombre d'espèces présentes dans le milieu. Utiliser ces différents ordres permet donc d'obtenir une meilleure idée de la diversité réelle. Nous avons sélectionné les ordres 0, 1, 2 et 3.

Le nombre de Hill d'ordre 0 représente la richesse spécifique.

Le nombre de Hill est indéfini pour $q=1$ mais sa limite est :

$${}^1D = \exp\left(-\sum_{i=1}^S p_i \ln(p_i)\right) = \exp(H) \text{ avec } H \text{ entropie de Shannon}$$

Cet indice permet de pondérer les éléments précisément par leur fréquence, c'est-à-dire qu'il ne favorise ni les éléments fréquents ni les rares. Par ailleurs, l'entropie HCDT d'ordre 1 correspond à l'indice de Shannon.

Pour $q=2$, l'entropie HCDT est en fait l'indice de Gini-Simpson, et la diversité dépend uniquement de q et des fréquences spécifiques, peu importe l'indice utilisé :

$${}^2D = \frac{1}{\sum_{i=1}^S p_i^2}$$

d. Calcul des indices

Il a été montré que l'estimateur de la diversité à partir de la formule x est biaisée et sous-estime la diversité et ce d'autant plus que la taille de l'échantillonnage est faible. J'ai donc utilisé les corrections proposées par Chao, Wang et Jost, 2013 et Chao et Jost, 2015.

$${}^q\hat{D} = \left(\sum_{k=0}^{n-1} \binom{q-1}{k} (-1)^k \hat{\Delta}(k) + \frac{f_1}{n} (1-A)^{-n+1} \left[A^{q-1} - \sum_{r=0}^{n-1} \binom{q-1}{r} (A-1)^r \right] \right)^{1/(1-q)}$$

Pour calculer ces différents indices, j'ai utilisé le package entropart (Marcon et Hérault, 2015) qui intégrait les corrections dans ces calculs. Les diversités ont été calculées pour chaque parcelle observée, à partir des distributions des espèces obtenues en sommant les données de comptages issues des 15 quadrats de chaque parcelle. Finalement, notre étude se restreint aux seuls nombres de Hill d'ordre 0 à 3. En effet ces indices sont à la fois génériques, apportant une information équivalente aux entropies tout en étant plus facilement interprétable car relatif à des tailles d'effectifs.

C. Analyse de l'effet du paysage

1. Méthodes actuelles et limites

Il existe plusieurs méthodes pour modéliser et estimer l'effet du paysage et l'échelle spatiale de cet effet sur une réponse biologique.

Les méthodes principalement utilisées actuellement sont appelées méthodes par buffer ou TBM (threshold-based method, c'est-à-dire méthode basée sur les seuils). Leur principe est de mesurer les variables environnementales au sein de disques centrés sur la réponse biologique étudiée et ensuite de régresser la réponse biologique en fonction des valeurs mesurées dans les différentes tailles de buffer (illustrée sur la figure 5). La taille de buffer correspondant au meilleur ajustement (par exemple au meilleur AIC, cf figure 5) est considérée comme étant l'échelle spatiale de la variable environnementale. Ce type de méthode cumule plusieurs désavantages.

Premièrement, dans ce mode de modélisation, on considère donc que l'impact de l'élément du paysage est uniforme et constant, et qu'après une distance seuil, il devient nul. Cette méthode ne prend pas en compte la diminution de l'impact du paysage avec l'augmentation de la distance. Pour améliorer ce problème, Aue 2011 ont proposé de prendre en compte un effet décroissant de la variable depuis le centre du buffer et Miguet et al 2017 d'intégrer cet effet en prenant en compte la distribution de la variable paysagère dans ce buffer. Mais ces améliorations ne permettent de régler les autres inconvénients des méthodes par buffer. En considérant différentes tailles de buffers, on augmente artificiellement le nombre de variables explicatives (le nombre de variables explicatives est multipliées par le nombre de tailles de buffer considérés). De plus, ces variables sont corrélées par construction, ce qui peut entraîner des problèmes d'estimation. C'est pourquoi le nombre de rayons de buffers testés est souvent faible (en moyenne 5) et leur étendue trop restreinte : il est fréquent que la distance estimée soit le maximum, soit le minimum de l'échelle choisie (Jackson et Fahrig, 2015).

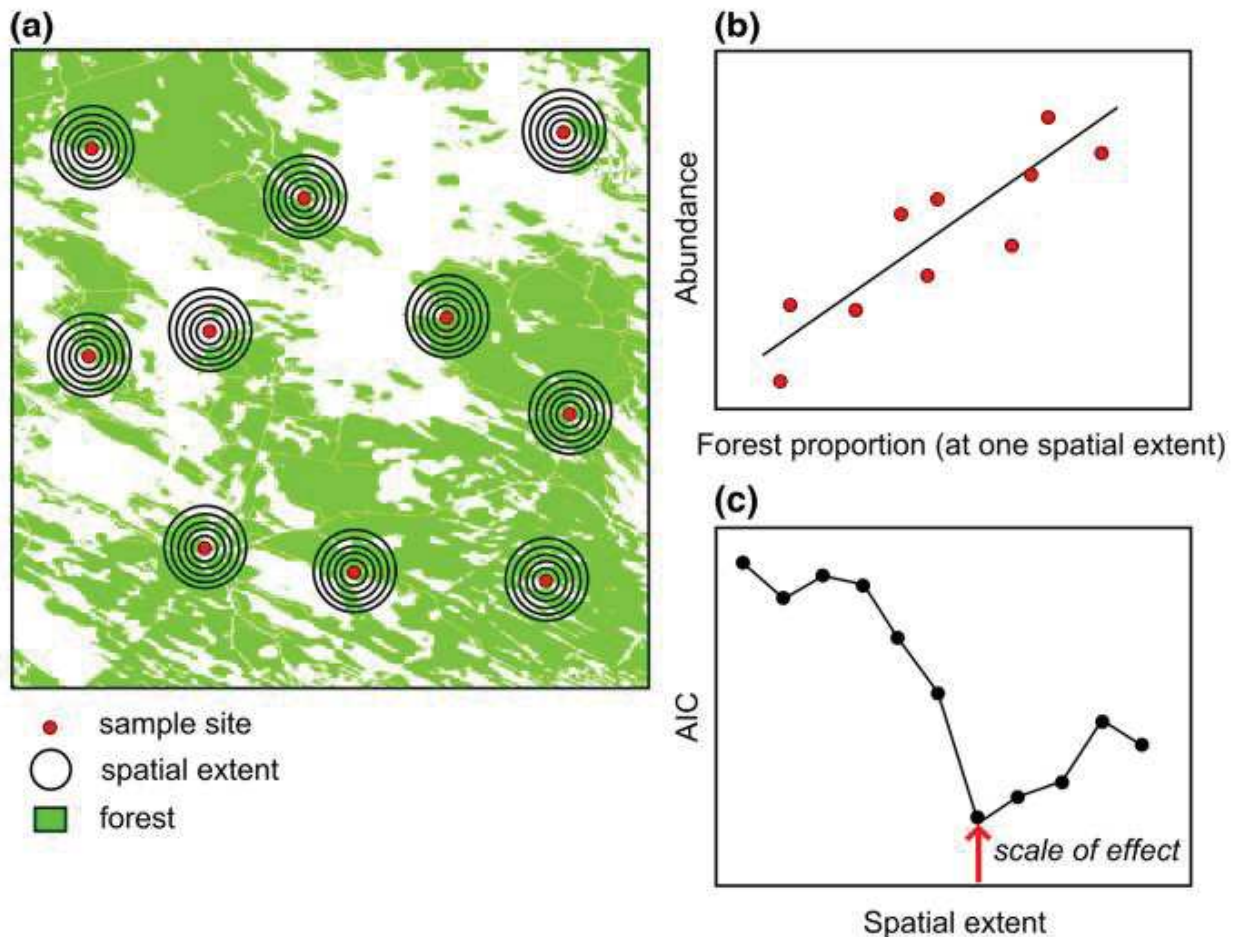


Figure 5 : Exemple montrant comment estimer empiriquement l'échelle d'effet en utilisant un site d'étude et d'échantillonnage multi-échelle. (a) Mesurer une réponse d'une espèce (par exemple l'abondance) dans plusieurs sites d'échantillonnage avec des variations dans les variables du paysage d'intérêt (par exemple la proportion de forêt) dans les paysages environnants. Mesurer les variables du paysage avec plusieurs diamètres d'étude centré sur chaque site d'échantillonnage. (b) Estimer la force de la relation (via le Akaike Information Criterion ou AIC) entre la réponse et la variable du paysage pour chaque diamètre considéré. (c) Comparer la force de la relation au sein des différents diamètres et sélectionner la distance, ou la gamme de distances, pour laquelle la relation est la plus forte (soit celle avec le plus faible AIC) (Moraga et al., 2019)

2. Méthodes utilisées

a. Nouvelle méthode d'estimation de la taille du buffer maximal par maximum de vraisemblance

Carpentier & Martin in prep. propose d'automatiser la recherche de la taille optimale du buffer. Le principe est d'estimer conjointement l'effet des variables locales, des variables du paysages et leurs rayons de buffer associé par maximum de vraisemblance. Le modèle s'inscrit dans le cadre d'un modèle linéaire classique.

$$Y_{i_1 \dots i_L q j} = \mu + \alpha_{1i_1} + \alpha_{2i_2} + \dots + \beta_1 x_{1j} + \dots + \gamma_1 b_{1j}^{r_1} + \gamma_2 b_{2j}^{r_2} + \dots + \varepsilon_{i_1 i_2 \dots i_L q j}$$

Avec α_{1i_1} l'effet de la première variable locale qualitative pour la modalité i_1 , β_1 l'effet de la première variable locale quantitative, x_{1j} la valeur de la première variable locale quantitative pour l'individu j , $b_{1j}^{r_1}$ la proportion de la première variable du paysage calculée sur un rayon de taille r_1 et γ_1 l'effet associée à b_{1j} . L'algorithme estime α, β, γ et r .

b. Modélisation par fonction d'influence spatiale (SIF, Spatial Influence Function)

La méthode utilisée pour appréhender le paysage est tiré de l'article "Estimating the spatial scales of landscape effects on abundance" de Chandler et Heptinstall-Cymermann (2016). Le but de cet article était de proposer une méthode qui permet une inférence statistique des échelles auxquelles les variables du paysage influencent la variable écologique d'intérêt. Dans cette méthode, l'influence du paysage est modélisée depuis la position des variables du paysage et non plus centrée sur la position du point d'observation. L'effet de chaque variable du paysage est modélisé par une intensité d'influence et une fonction spatiale d'influence qui décroît en fonction de la distance.

$$Y_{i_1 \dots i_L q j} = \mu + \alpha_{1i_1} + \alpha_{2i_2} + \dots + \beta_1 x_{1j} + \dots + \gamma_1 \sum_{r_1 \in g_1} f_{\sigma_1}(d_{jk}) + \dots + \varepsilon_{i_1 i_2 \dots i_L q j}$$

Avec α_{1i_1} l'effet de la première variable locale qualitative pour la modalité i_1 , β_1 l'effet de la première variable locale quantitative, x_{1j} la valeur de la première variable locale quantitative pour l'individu j , r_1 la taille du rayon appartenant à la grille g_1 , f_{σ_1} une fonction (ici gaussienne) avec σ_1 le paramètre d'échelle de la première variable locale, d_{jk} la distance et γ_1 l'effet associé à f_{σ_1} . L'algorithme estime $\alpha, \beta, \gamma, \sigma$ et r .

Pour réaliser mes analyses, j'ai utilisé le package siland (Carpentier et Martin, 2019). J'ai utilisé une taille de grille de 15 mètres. Pour que les estimations aient du sens, il faut donc que les tailles des fonctions estimées soient supérieures à trois fois cette distance, soit supérieures à 45 mètres.

3. Modèle deux composantes : variables locales et variables du paysage

a. Variables locales

Nous avons sélectionné plusieurs variables locales : l'aire de la parcelle, le fait que la parcelle étudiée soit en biologique ou en conventionnel et la date d'échantillonnage. Nous avons fait tourner ce modèle pour chaque type de culture que nous avons sélectionné. Pour rappel, les dates d'échantillonnage étaient différentes en fonction des cultures car correspondant aux dates de floraison de ces cultures (cf. partie A.3.b.). De plus, au sein d'une même culture, l'échantillonnage

des différentes parcelles s’étalait également sur plusieurs jours. Pour homogénéiser cette variable entre les différentes cultures, j’ai créé une variable qualitative à trois catégories : début, milieu et fin, déterminée par les terciles des dates dans chacune des catégories.

b. Variables paysagères

Nous avons utilisé trois variables du paysage dans le modèle : les parcelles en agriculture biologique, les prairie (uniquement en agriculture conventionnel) et le type de culture des parcelles environnantes, regroupé sous deux catégories : les cultures d’hiver, et les cultures de printemps et d’été (voir tableau 4). Ce regroupement est lié au fait que la date de semis a une forte influence sur la diversité d’adventices observée dans une parcelle.

Tableau 4 : Répartition des cultures présentes dans le paysage dans les deux catégories, les chiffres correspondant au nombre de parcelles présentes dans le paysage pour chaque type et chaque catégorie

Variables locales		Catégories par date de semis	
		Hiver	Printemps et été
Variables paysages		4248	2451
Avoine	40		
Colza	722		
Orge d’hiver	750		
Petit épeautre	55		
Lin	160		
Blé	2493		
Triticale	28		
Lentille	135		
Mais	1256		
millet	9		
Moha	13		
Pavot	32		
Soja	36		
sorgho	10		
Toumesol	834		
Labour	59		
Culture de printemps	5		
Orge de printemps	21		
Sarrazin	26		
Sorgho/Millet	15		
Prairie permanente (age>3 ans)	2		
Prairie temporaire (age<3 ans)	2381		

III. Résultats

A. Description des variables

1. Indices de diversité

Pour chacune des 253 parcelles observées, nous avons estimés les indices de diversité à l'ordre 0, 1, 2 et 3. Les valeurs des indices décroissent en fonction de l'ordre avec une diversité moyenne de 42,64, 11,09, 7,566 et 6,405, respectivement pour les ordres 0, 1, 2 et 3.

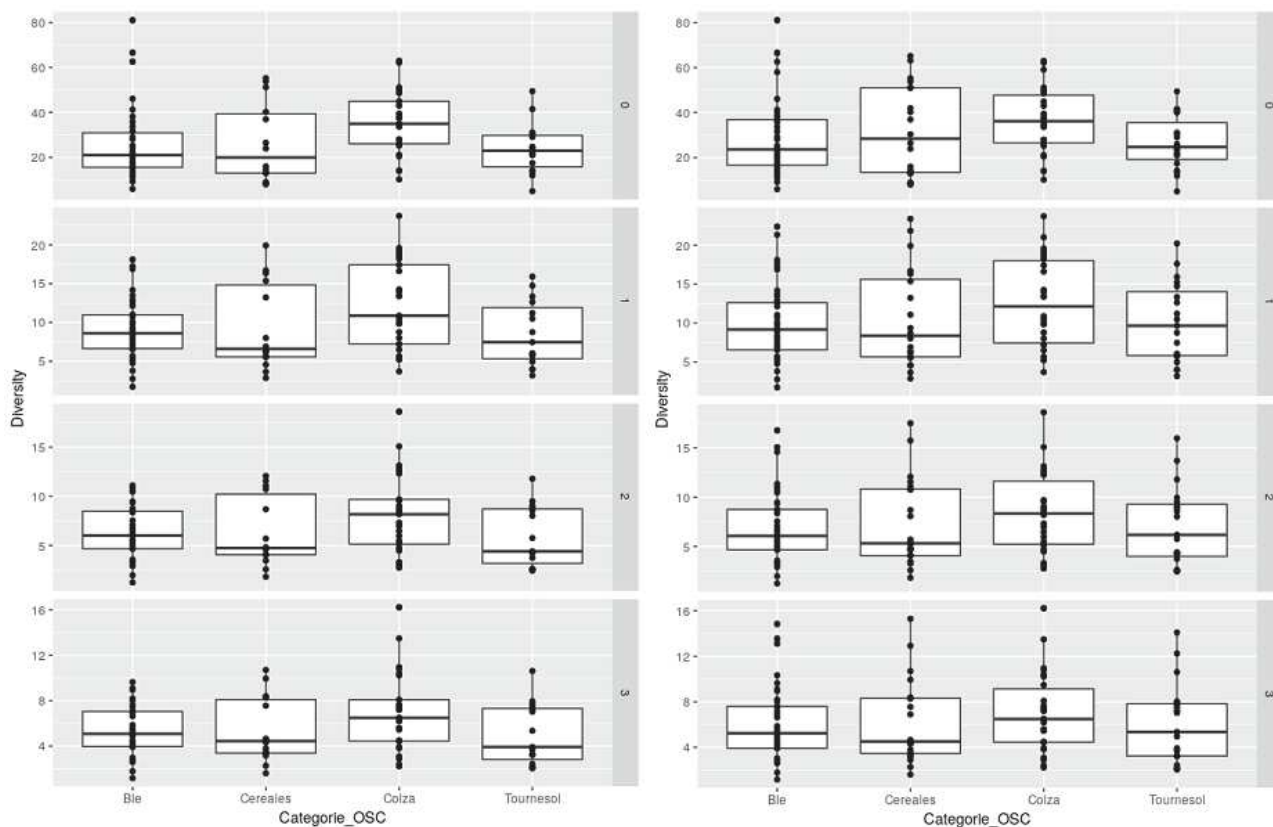


Figure 6 : Diversités pour les parcelles en conventionnel (à gauche) et conventionnel et agriculture biologique confondus (à droite)

En regardant la figure 6, on ne semble pas voir de différences a priori sur la diversité observée en fonction des types de culture, quelque que soit l'ordre, et en considérant ou non les parcelles en agriculture biologique. Il n'y a pas non plus de différences notables entre le jeu de données sans les parcelles en agriculture biologiques et celui où on les considère.

2. Variables locales

Après avoir calculé les indices de diversité pour chaque parcelle, on peut regarder ces indices en fonction des différentes variables locales que l'on considérera dans le modèle complet, c'est-à-

dire la date d'échantillonnage, l'aire de la parcelle, et si cette dernière est en agriculture biologique ou non.

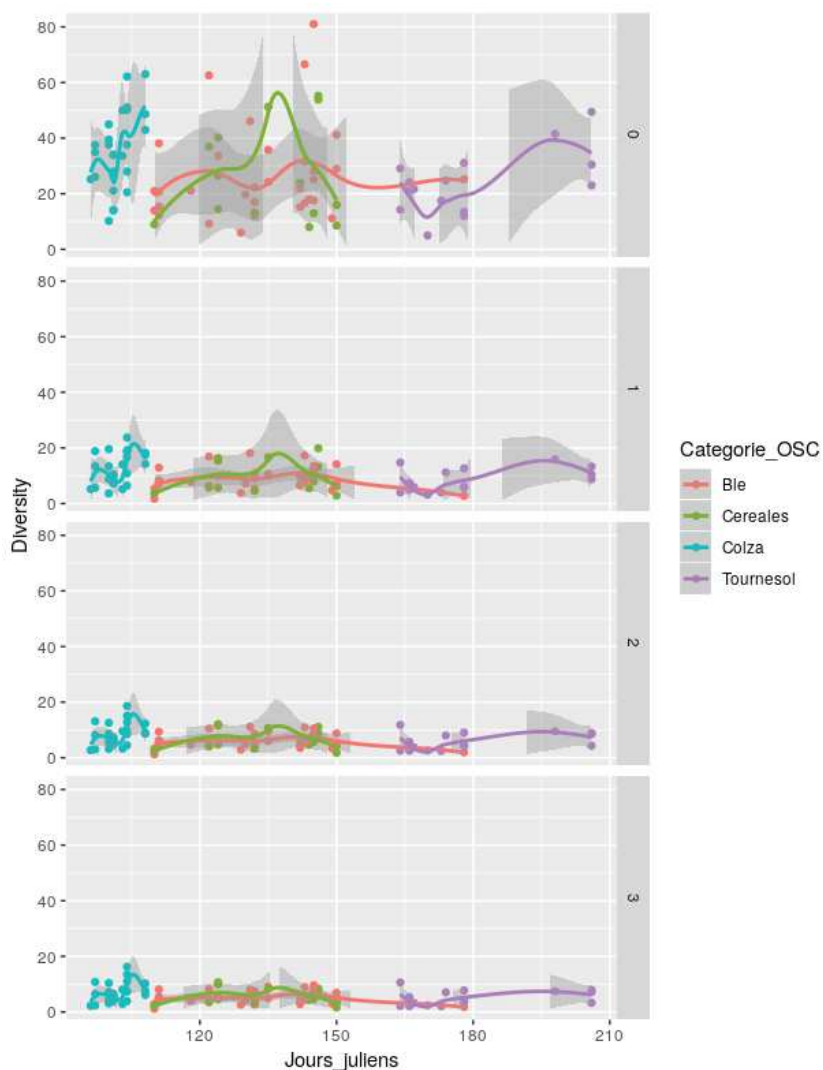


Figure 7 : Diversité en fonction du temps, par ordre et par type de culture

Sur la figure 7, on a représenté l'évolution de la diversité en fonction de la date d'observation, et en distinguant les différents types de cultures et les différents ordres. Pour le colza, la diversité augmente, puis diminue pour ensuite augmenter à nouveau. Pour les céréales et le blé, elle augmente puis diminue. Enfin, pour le tournesol, on observe la même tendance même si la phase de diminution est très courte.

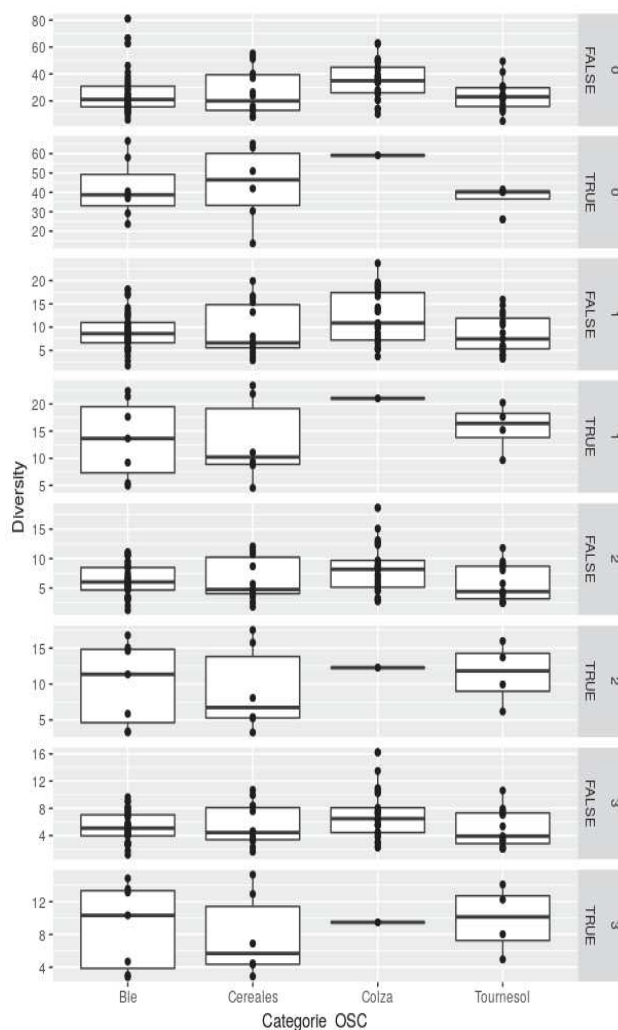


Figure 8 : Diversité par ordre pour les parcelles en conventionnel (FALSE) et en agriculture biologique (TRUE)

Tableau 5 : Moyenne de la diversité pour les cultures en conventionnel ou en agriculture biologique, pour tous les ordres

	Ordre 0	Ordre 1	Ordre 2	Ordre 3
Parcelles en AB	44,97	15,717	11,182	9,632
Parcelles en conventionnel	42,09	9,99	6,713	5,644

On remarque que pour tous les ordres et toutes les cultures considérées, la diversité est sensiblement plus élevée pour les parcelles en agriculture biologique que pour les parcelles en conventionnel (voir tableau 5). Cet écart semble de plus en plus important au fur et à mesure que l'ordre augmente. Ces différences de diversité semblent varier en fonction de la culture considérée (voir figure 4). Notons

qu'il est impossible d'analyser les résultats du colza car il n'y a qu'une parcelle en agriculture biologique.

3. Variables du paysage

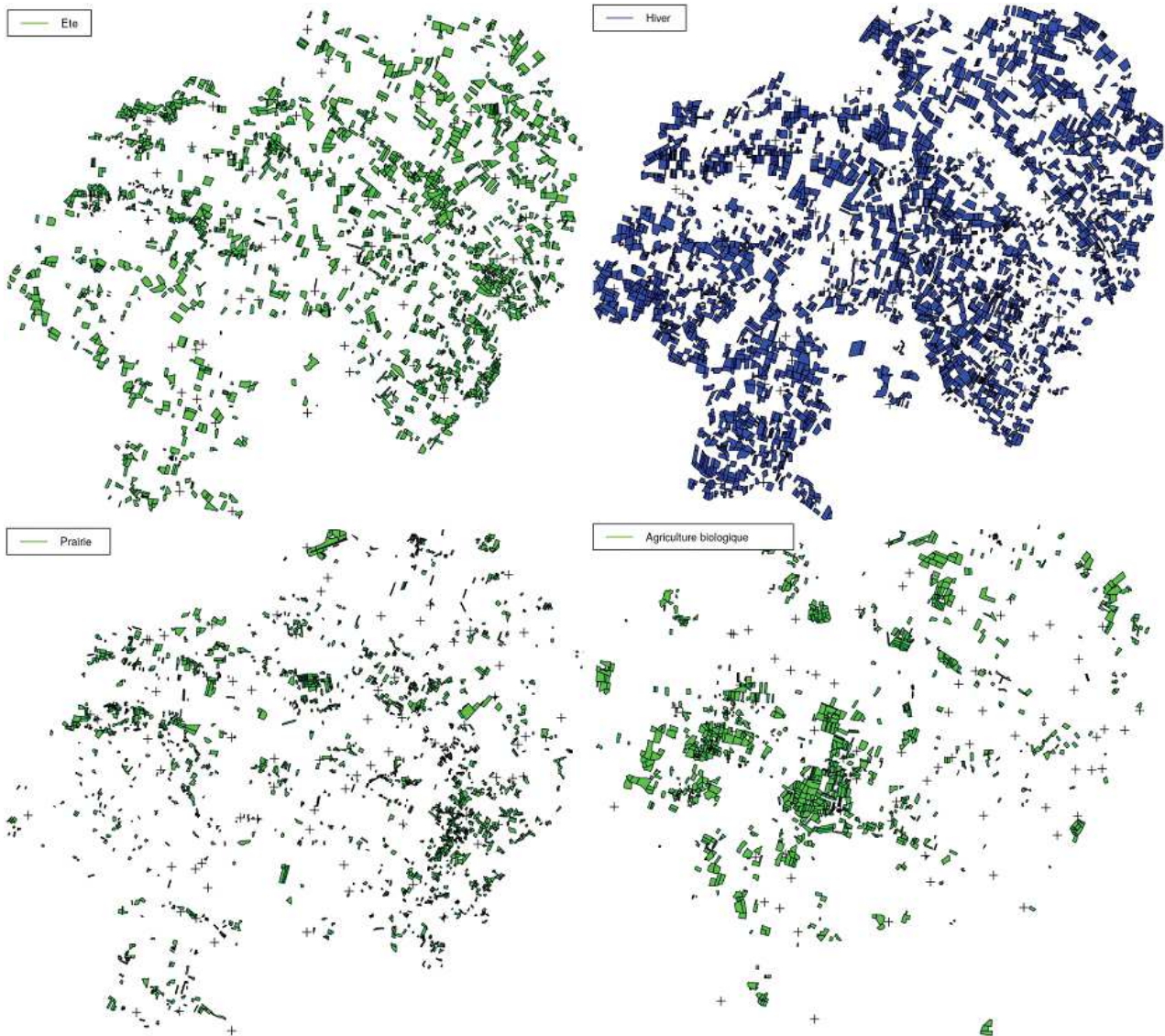


Figure 9 : cartes de répartition des différentes variables du paysage

La figure 9 représente la distribution des variables du paysage considérées dans le modèle. On remarque que ce sont les parcelles de culture en hiver qui sont les plus présentes, suivie par les parcelles de culture d'été et celle en agriculture biologique. Pour finir, les prairies sont les moins présentes dans le paysage.

B. Blé et céréales

Tableau 6 : résultats des analyses avec buffers et siland pour le blé en agriculture conventionnelle

Ordre		Siland			Buffer		
		Estimate	Pr(> t)	Distance	Estimate	Pr(> t)	Distance
0	(Intercept)	23,3			55,6	0,2	
	tempsf	6,46	1		7,2	0,4	
	tempstm	5,59	1		1,89	0,8	
	Aire	0	1		-3,13E-05	0,7	
	Bio	-31,4	1	408	-2,39E+01	0,4	107
	Été	-66,6	1	132	7,05	0,8	2,25E-03
	Hiver	17,7	0,08	35,3	3,31	0,8	27,3
	Prairie	132	1	82	-38,8	0,2	4,93E-04
	1	(Intercept)	9,84			17,3	0,1
tempsf		1,09	0,02		1,56	0,4	
tempstm		2,94	0,02		1,61	0,4	
Aire		0	0,02		-5,64E-06	0,8	
Bio		-15,1	0,07	411	-4,62	0,5	51,4
Été		-26,2	0,2	190	2,08	0,8	69,4
Hiver		5,93	0,003	49,1	-2,03	0,6	92,9
Prairie		8,69E+15	0,3012	4,89	-9,45	0,2	1,15E-04
2		(Intercept)	7,08			7,23	0,4
	tempsf	0,873	0,05		1,17	0,4	
	tempstm	2,03	0,05		1,33	0,3	
	Aire	0	0,02		-5,65E-06	0,7	
	Bio	-8,67	0,1	358	-4,29	0,3	3,48E-06
	Été	-18,6	0,03	166	3,49	0,5	119
	Hiver	3,25	0,03	6,99	-9,85E-01	0,7	75,5
	Prairie	5,93	0,8	124	-3,55	0,5	8,84E-01
	3	(Intercept)	5,97			4,22	0,5
tempsf		1,02	0,1		1,11	0,3	
tempstm		1,74	0,1		1,15	0,3	
Aire		0	0,03		-4,86E-06	0,7	
Bio		-6,07	0,3	328	-4,27	0,2	6,91E-05
Été		-15,7	0,08	162	3,63	0,4	112
Hiver		2,46	0,07	7,54	-7,17E-01	0,7	78,2
Prairie		4,19	0,9	258	-1,62	0,7	23,5

Pour le blé, les paramètres significatifs varient en fonction de l'ordre et de la méthode considérés. Aucun paramètre n'a d'effet significatif avec la méthode des buffers. On remarque que les rayons de buffers estimés sont parfois très faibles ($<10^{-2}m$), ce qui suggère que l'estimation n'a pas convergé ou que le modèle n'était pas approprié aux données.

Avec la méthode des SIF, les parcelles de cultures d'hiver ont un effet significatif positif sur les diversités d'ordre 1 et 2 et légèrement significatif sur les diversités d'ordre 0 et 3. La distance d'influence moyenne estimée est d'environ 40 mètres pour les ordres 0 et 1, diminue à environ 7 m pour les 2 et 3. Pour l'ordre 0, seules les cultures d'hiver ont un effet significatif. Pour les ordres supérieurs à 0, l'aire est significative mais son effet est nul. Il s'agit sûrement d'un effet positif très faible, qui a été arrondi à 0. Pour les ordres 1 et 2, le temps est significatif avec comme observé, une

diversité maximale lors des dates d'échantillonnage intermédiaires. Pour les ordres 2 et 3, les cultures d'été ont un effet significatif négatif sur la diversité avec une distance moyenne d'influence de 165 m environ. Enfin, pour l'ordre 1, les parcelles en agriculture biologique pourrait avoir un effet significatif négatif avec une SIF de distance moyenne relativement élevée (400m). Néanmoins ces estimations sont fortement questionnables car pour les diversités d'ordre 1, 2 et 3, des distances moyennes d'influence inférieure à trois la taille de grille choisie on était estimé. D'après Carpentier et Martin, in prep, dans ce cas, l'approximation de la répartition continue des variables du paysage par discrétisation sur laquelle repose l'estimation n'est plus valable et peut conduire à des estimations erronées.

Tableau 7 : résultats des analyses avec buffers et siland pour les céréales (hors blé) en agriculture conventionnelle

Ordre		Siland			Buffer		
		Estimate	Pr(> t)	Distance	Estimate	Pr(> t)	Distance
0	(Intercept)	15,9			69,1	0,06	
	tempsf	5,37	0,8		5,7	0,4	
	tempsm	2,19	0,8		-1,86	0,8	
	Aire	-1,00E-04	0,7		-4,20E-05	0,6	
	Bio	20,6	1	131	9,35	0,7	0,0138
	Été	1,05E+308	0,4	3,04E-01	-13,1	0,6	251
	Hiver	26,8	0,2	162	-12,6	0,4	77,9
	Prairie	6,60E+03	0,03	15,8	-25,9	0,3	0,577
	1	(Intercept)	5,99			16,7	0,06
tempsf		1,16	0,08		4,20E-01	0,8	
tempsm		1,58	0,08		-1,79E-01	0,9	
Aire		0	0,3		2,78E-06	0,9	
Bio		3,39	0,9	109	-1,82	0,7	91,2
Été		16,8	0,009	11,5	2,34	0,6	1,58E-04
Hiver		7,77	0,08	126	-5,59	0,2	102
Prairie		9280	0,05	12,4	-6,25	0,4	1,32E-04
2		(Intercept)	4,3			10,7	0,09
	tempsf	0,556	0,1		8,45E-02	0,9	
	tempsm	0,696	0,1		-3,28E-01	0,8	
	Aire	0	0,02		-9,34E-07	0,9	
	Bio	2,97	0,8	132	-7,36E-01	0,8	37,1
	Été	11,8	0,007	13,6	1,67	0,6	65,2
	Hiver	6,16	0,05	165	-3,89	0,1	78,2
	Prairie	5700	0,09	12,4	-3,24	0,5	32
	3	(Intercept)	3,91			8,53	0,1
tempsf		4,78E-01	0,1		2,64E-02	1	
tempsm		4,08E-01	0,1		-4,66E-01	0,6	
Aire		0	0,02		-1,09E-06	0,9	
Bio		2,32	0,1	158	-9,50E-01	0,8	35,1
Été		1,56E+308	0,01	3,04E-01	1,60E+00	0,6	66,2
Hiver		4,48	0,1	146	-3,17	0,1	71,9
Prairie		1,24E+04	0,1	11,2	-2,26	0,6	40,6

On observe pour les céréales, comme précédemment pour le blé, aucun effet significatif en utilisant la méthode des buffers et des estimations de rayons de buffer très faibles. Pour la méthode des SIF, les effets significatifs varient en fonction de l'ordre considéré. Cependant quelque soit l'ordre

de la diversité considérée, il y a toujours des distances moyennes de SIF estimées très faibles (inférieur à $x/3m$). Les résultats obtenus ne sont pas fiables. Pour l'ordre 0, on observe un effet significatif de la prairie avec une SIF de distance moyenne 16m. Pour l'ordre 1, le temps est faiblement significatif et son effet positif. Les cultures d'hiver ont un effet positif également avec une SIF de distance moyenne 165m. Pour les ordres 2 et 3, l'aire a un effet significatif neutre. Enfin, pour l'ordre 2, on a un effet positif des cultures d'hiver avec une SIF de distance moyenne 165m.

C. Tournesol

Tableau 8 : résultats des analyses avec buffers et siland pour le tournesol en agriculture conventionnelle

Ordre		Siland			Buffer		
		Tournesol			Tournesol		
		Estimate	Pr(> t)	Distance	Estimate	Pr(> t)	Distance
0	(Intercept)	-31			27,3	0,6	
	tempsf	9,18	3,00E-03		11,9	0,2	
	tempstm	-2,88	3,00E-03		2,4	0,8	
	Aire	-0,0001	5,00E-05		-3,30E-06	1	
	Bio	61,1	5,00E-05	345	17,2	0,4	122
	Été	76,6	7,00E-06	157	-2,15E+01	0,3	1,78
	Hiver	118	7,00E-05	760	-1,83E+01	0,6	150
	Prairie	22,1	2,00E-04	769	20,6	0,4	306
1	(Intercept)	-21,2			34,4	0,03	
	tempsf	-2,23	2,00E-01		-6,58E-01	0,8	
	tempstm	-2,75	2,00E-01		1,34	0,7	
	Aire	0	8,00E-01		9,61E-06	0,8	
	Bio	24	5,00E-04	252	12,7	0,09	101
	Été	59	1,00E-05	114	-16,7	0,01	2,21E-05
	Hiver	81,6	4,00E-02	64,7	-16,3	0,1	199
	Prairie	53,3	5,00E-03	141	-5,8	0,4	68,1
2	(Intercept)	-22,2			24,5	0,07	
	tempsf	-2,81	0,2		-1,3	0,6	
	tempstm	-2,2	0,2		1,29	0,7	
	Aire	0	0,3		1,30E-05	0,7	
	Bio	19,8	1	242	10	0,1	92,1
	Été	46,7	0,0001	89,9	-11,9	0,05	34,5
	Hiver	76,4	0,2	62,9	-12	0,2	193
	Prairie	50,5	0,02	118	-4,37	0,5	72,4
3	(Intercept)	-23,6			19,8	0,2	
	tempsf	-2,88	0,1		-1,38	0,6	
	tempstm	-2,25	0,1		1,03	0,7	
	Aire	0	0,2		1,19	0,7	
	Bio	17,7	1	238	7,44	0,2	95,3
	Été	44,6	0,0002	77,2	-9,82	0,1	46,3
	Hiver	76,8	0,3	60,8	-8,15	0,3	63,7
	Prairie	49,9	0,02	107	-3,49	0,6	57,4

On remarque qu'à tous les ordres, pour la méthode des SIF, les cultures d'été et les prairies ont un effet positif sur la diversité au sein de la parcelle. Pour l'ordre 0, la richesse spécifique tous les paramètres sont significatifs, avec un effet positif pour tous les éléments du paysage, les cultures

d'état ayant la distance moyenne de SIF la plus faible (157m) et les prairies la plus élevée (769m). Pour l'ordre 1, seules les variables du paysage ont un effet significatif et toujours positif, les distances moyenne de SIF estimées sont plus faibles (la plus grande correspondant aux cultures en conduite biologique est de 252m). Enfin aux ordres 2 et 3, seules les cultures d'été et les prairies ont des effets significatifs positifs avec une distance moyenne de SIF respectives d'environ 80m et 110 m, ces valeurs étant légèrement plus faibles pour l'ordre 3 que pour l'ordre 2. Avec les méthodes des buffers, contrairement à précédemment, les rayons estimés ne sont pas extrêmement faibles, sauf dans le cas de la diversité d'ordre 1. Aucun effet n'est significatif, à l'exception de l'effet des cultures d'été qui est négatif significatif pour les diversités d'ordres 1 et 2, mais qui semble très local aux vues des distances estimées.

D. Colza

Tableau 9 : résultats des analyses avec buffers et siland pour le colza en agriculture conventionnelle

Ordre		Siland			Buffer		
		Estimate	Pr(> t)	Distance	Estimate	Pr(> t)	Distance
0	(Intercept)	34			33,7	0,2	
	tempsf	10,6	8,00E-07		18,8	0,03	
	tempstm	-5,76	8,00E-07		6,97E-01	0,9	
	Aire	0	5,00E-01		-7,88E-05	0,1	
	Bio	10,5	5,00E-01	11,9	-48,7	0,2	3,74E-05
	Été	4,38	7,00E-01	21,4	13,5	0,4	77,2
	Hiver	11,4	1	511	-35,4	0,07	95,9
	Prairie	-13,6	1	143	13	0,6	21,7
1	(Intercept)	4,55			-9,03E-01	0,9	
	tempsf	7,18	1,00E-05		4,47	0,2	
	tempstm	-1,41	1,00E-05		-3,21	0,3	
	Aire	-0,0001	2,00E-04		-4,29E-05	0,02	
	Bio	-77	1,00E-01	251	-15,1	0,3	12,3
	Été	-222	1,00E-04	28,2	6,79	0,2	6,97E-05
	Hiver	34,2	2,00E-02	415	-4,86	0,5	88,3
	Prairie	70,8	6,00E-02	234	14,2	0,3	102
2	(Intercept)	3,63			1,16E-01	1	
	tempsf	5,16	3,00E-05		3,43	0,1	
	tempstm	-0,77	3,00E-05		-1,66	0,4	
	Aire	0,0000	1,00E-03		-3,07E-05	0,03	
	Bio	-66,5	8,00E-02	258	-15,6	0,2	57,7
	Été	-126	8,00E-02	33,4	5,6	0,2	0,487
	Hiver	22,3	4,00E-04	427	-3,25	0,5	89,6
	Prairie	52,1	5,00E-02	262	7,89	0,4	88,7
3	(Intercept)	3,75			3,24	0,6	
	tempsf	4,34	0,0002		3,21	0,1	
	tempstm	-0,643	0,0002		-8,90E-01	0,6	
	Aire	0	0,003		-2,43E-05	0,04	
	Bio	-55,8	0,09	256	-13,7	0,2	58,1
	Été	-96,4	0,05	36,7	5,44	0,1	0,00161
	Hiver	17	0,2	429	-2,83	0,5	90,6
	Prairie	40	0,2	241	2,4	0,7	34,3

Pour le colza, avec la méthode des buffers, on observe un effet significatif mais très faible de l'aire. Cet effet se retrouve aux ordres 1, 2 et 3 avec la méthode des SIF. Pour les diversités d'ordre 0,1,2 et 3 l'effet du temps significatif avec une diversité diminuée lors des dates d'échantillonnage et maximale lors des échantillonnages tardifs. Pour les diversités d'ordre 1,2,3, les parcelles de cultures d'été ont un effet négatif avec une distance moyenne de SIF très faible (environ 30m). Les cultures d'hiver et les prairies ont des effets positifs à plus grande échelle (respectivement ; environ 420 m et 250m) significatif pour les ordres 1 et 2.

E. Modèles avec parcelles en agriculture biologique

Les résultats des modèles auxquels on ajoute les parcelles en agriculture biologique change peu par rapport à ceux exclusivement en conventionnel (voir annexe 1, 2 et 3). On a plus d'effets significatifs, néanmoins, il y a encore plus de problèmes d'estimations des distances, ce qui conduit à penser que ces résultats sont difficilement interprétables. A noter que le jeu de données ne présentait qu'une seule parcelle de colza en agriculture biologique, les résultats ne sont donc pas présentés ici car peu représentatifs.

IV. Discussion

A. Modèles réalisés

On a donc estimé l'influence du paysage pour les différents ordres, les différentes cultures et via les différentes méthodes. Nous allons maintenant discuter de tous les résultats que nous avons obtenus avec ces différentes analyses.

B. Comparaison des deux méthodes

L'un des buts du stage était de comparer la méthode des buffers avec la méthode d'estimation par les fonctions d'influence spatiale. Cependant, la méthode des buffers a donné des résultats très étranges. En effet, on ne trouve jamais rien de significatif (sauf pour l'été pour deux ordres du tournesol), de plus, les distances estimées sont extrêmement faibles. Ainsi, on en conclut que le modèle n'était soit pas approprié, soit qu'il y a eu un problème d'estimations. Il est donc impossible non seulement d'analyser les résultats obtenus par cette méthode mais aussi de la comparer avec la méthode SIF.

C. Résultats de la méthode SIF

Nous allons donc ici nous intéresser uniquement aux résultats obtenus grâce à la méthode SIF.

1. Cultures semées aux mêmes dates

Lorsque nous nous intéressons aux effets des cultures ayant des dates de semis similaires aux cultures étudiées (c'est-à-dire été pour le tournesol, et hiver pour le colza, le blé et les céréales), nous remarquons que ces cultures ont un effet significatif positif sur la diversité. Pour le tournesol et le blé, on retrouve cet effet aux quatre ordres. Pour le colza et les céréales, on retrouve également cet effet mais uniquement aux ordres 1 et 2. Néanmoins, on peut affirmer que les cultures ayant la même date de semis augmentent la diversité d'adventices. Cela pourrait sembler dans un premier temps contradictoire avec l'idée selon laquelle on doit tendre vers une diversification du paysage. Néanmoins il ne faut pas oublier que dans les appellations cultures d'été et d'hiver l'on retrouve une diversité de cultures et non pas seulement celles qui ont été étudiées. Ainsi, ce n'est pas forcément contradictoire, et on pourrait imaginer qu'il faudrait tendre vers une diversification des cultures, mais semées aux mêmes dates.

2. Cultures semées durant l'autre période

En revanche, l'effet des cultures qui ne sont pas semées aux mêmes dates semble moins clair. Pour le colza, l'effet des cultures d'été est significatif et négatif aux ordres 1 et 3. Pour le blé, on a également un effet négatif aux ordres 2 et 3. En revanche, pour le tournesol, on observe un effet positif des cultures d'hiver pour les ordres 0 et 1.

3. Agriculture biologique et prairie

Pour ces deux variables, en dépit de ce que l'on aurait pu attendre spontanément, on observe aucun effet significatif pour le blé, les céréales et le colza. Pour le tournesol on a néanmoins un effet positif de la prairie à tous les ordres, et un effet positif du bio aux ordres 1 et 2.

4. Distances

L'un des problèmes des résultats est l'estimation des distances. Il y a eu beaucoup de problèmes d'estimations de distances trop faibles. Ces distances faibles, lorsqu'elles sont inférieures à 15x3mètres, ne peuvent pas être discutées, car elles présentent de mauvaises estimations. En regardant les résultats pour le blé et le tournesol, qui ont donné les meilleures estimations, on constate néanmoins que l'on a obtenu de très longues distances (la plus longue étant 769 mètres pour la prairie ordre 0 du tournesol, sachant que le quantile 0,95, c'est-à-dire la zone totale d'effet, était estimée à 1500 mètres).

Pour toutes les cultures, l'effet et la distance estimée semblent relativement stables dans les ordres.

On remarque néanmoins en général une distance qui diminue avec les ordres, notamment pour le tournesol.

B. Perspectives

Beaucoup d'estimations se sont mal passées. Il semble y avoir eu un problème avec les analyses. Pour régler ce problème, il y aurait deux solutions. Tout d'abord, la première solution serait de diminuer le nombre de variables (en particulier enlever celles dont la distance estimée est trois fois inférieure à la taille de la grille, qui posent un problème pour tout le reste de l'estimation) via un système de sélection de variables. Ce système pourrait par exemple se baser sur un algorithme de sélection backward ou forward. Une autre solution serait d'augmenter le nombre de données. En effet, on avait ici peu de données, ce qui a pu conduire à des erreurs d'estimations. Une solution pour cela serait d'utiliser des données pluriannuelles par exemple.

On peut donc conclure en disant que le principal élément du paysage qui semble avoir un impact est la présence de culture semées à la même date, et que cet impact est positif. Pour les autres éléments, il est dur d'avoir une estimation ou une conclusion claire concernant leur impact ou non.

Néanmoins, ces résultats semblent dire qu'une gestion durable des cultures, et en particulier une gestion des adventices, pourrait être permise par une gestion du paysage.

Bibliographie

In prep :

Bourgeois Bérenger, Gaba, Sabrina, Plumejeaud, Christine, Bretagnolle, Vincent. Local source-sink dynamics and regional mass-effect jointly drive weed diversity in arable fields

Carpentier, Florence, Martin, Olivier. SILand : an R package for estimating the spatial influence of landscape

Ammann, Klaus. « The Impact of Agricultural Biotechnology on Biodiversity a Review », s. d., 102.

Aue, Birgit, Klemens Ekschmitt, Stefan Hotes, et Volkmar Wolters. « Distance Weighting Avoids Erroneous Scale Effects in Species-Habitat Models: Distance Weighting in Species-Habitat Models ». *Methods in Ecology and Evolution* 3, n° 1 (février 2012): 102-11.

<https://doi.org/10.1111/j.2041-210X.2011.00130.x>.

Beckie, Hugh J., et François J. Tardif. « Herbicide Cross Resistance in Weeds ». *Crop Protection* 35 (mai 2012): 15-28. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2011.12.018>.

Benvenuti, Stefano. « Weed Seed Movement and Dispersal Strategies in the Agricultural Environment ». *Weed Biology and Management* 7, n° 3 (septembre 2007): 141-57. <https://doi.org/10.1111/j.1445-6664.2007.00249.x>.

Bretagnolle, Vincent, Elsa Berthet, Nicolas Gross, Bertrand Gauffre, Christine Plumejeaud, Sylvie Houte, Isabelle Badenhauer, et al. « Description of long-term monitoring of farmland biodiversity in a LTSER ». *Data in Brief* 19 (1 août 2018): 1310-13. <https://doi.org/10.1016/j.dib.2018.05.028>.

———. « Towards Sustainable and Multifunctional Agriculture in Farmland Landscapes: Lessons from the Integrative Approach of a French LTSER Platform ». *Science of The Total Environment* 627 (juin 2018): 822-34. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.01.142>.

Chamberlain, D E, R J Fuller, R G H Bunce, et J C Duckworth. « Changes in the Abundance of Farmland Birds in Relation to the Timing of Agricultural Intensification in England and Wales », 2000, 18.

Chandler, Richard, et Jeffrey Hepinstall-Cymerman. « Estimating the Spatial Scales of Landscape Effects on Abundance ». *Landscape Ecology* 31, n° 6 (août 2016): 1383-94. <https://doi.org/10.1007/s10980-016-0380-z>.

Chao, Anne, et Lou Jost. « Estimating Diversity and Entropy Profiles via Discovery Rates of New Species ». Édité par Ryan Chisholm. *Methods in Ecology and Evolution* 6, n° 8 (août 2015): 873-82. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12349>.

Chao, Anne, Y. T. Wang, et Lou Jost. « Entropy and the Species Accumulation Curve: A Novel Entropy Estimator via Discovery Rates of New Species ». Édité par David Warton. *Methods in Ecology and Evolution* 4, n° 11 (novembre 2013): 1091-1100. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12108>.

D. Moraga, Andrew, Amanda Martin, et Lenore Fahrig. « The scale of effect of landscape context varies with the species' response variable measured ». *Landscape Ecology*, 1 avril 2019. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00808-9>.

Daróczy, Zoltán. « Generalized information functions ». *Information and Control* 16, n° 1 (1 mars 1970): 36-51. [https://doi.org/10.1016/S0019-9958\(70\)80040-7](https://doi.org/10.1016/S0019-9958(70)80040-7).

Ferrier, Simon, et Antoine Guisan. « Spatial Modelling of Biodiversity at the Community Level ». *Journal of Applied Ecology* 43, n° 3 (juin 2006): 393-404. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2006.01149.x>.

Fried, Guillaume, Stephane Cordeau, Aurélie Metay, et Elena Kazakou. « Relative Importance of Environmental Factors and Farming Practices in Shaping Weed Communities Structure and Composition in French Vineyards ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 275 (avril 2019): 1-13. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2019.01.006>.

Fried, Guillaume, Fabrice Dessaint, et Xavier Reboud. « Local and Regional Changes in Taxonomic and Functional Diversity of Arable Weed Communities in Burgundy (France) between the 1970s and the

- 2000s ». *Botany Letters* 163, n° 4 (octobre 2016): 359-71.
<https://doi.org/10.1080/23818107.2016.1234410>.
- Fried, Guillaume, Lisa R. Norton, et Xavier Reboud. « Environmental and Management Factors Determining Weed Species Composition and Diversity in France ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 128, n° 1-2 (octobre 2008): 68-76. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2008.05.003>.
- Gaba, Sabrina, Guillaume Fried, Elena Kazakou, Bruno Chauvel, et Marie-Laure Navas. « Agroecological Weed Control Using a Functional Approach: A Review of Cropping Systems Diversity ». *Agronomy for Sustainable Development* 34, n° 1 (janvier 2014): 103-19.
<https://doi.org/10.1007/s13593-013-0166-5>.
- Gaba, Sabrina, Edith Gabriel, Joël Chadœuf, Florent Bonneau, et Vincent Bretagnolle. « Herbicides Do Not Ensure for Higher Wheat Yield, but Eliminate Rare Plant Species ». *Scientific Reports* 6, n° 1 (juillet 2016): 30112. <https://doi.org/10.1038/srep30112>.
- Gaba, Sabrina, Xavier Reboud, et Guillaume Fried. « Agroecology and Conservation of Weed Diversity in Agricultural Lands ». *Botany Letters* 163, n° 4 (octobre 2016): 351-54.
<https://doi.org/10.1080/23818107.2016.1236290>.
- Geiger, Flavia, Jan Bengtsson, Frank Berendse, Wolfgang W. Weisser, Mark Emmerson, Manuel B. Morales, Piotr Ceryngier, et al. « Persistent Negative Effects of Pesticides on Biodiversity and Biological Control Potential on European Farmland ». *Basic and Applied Ecology* 11, n° 2 (mars 2010): 97-105. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2009.12.001>.
- Gotelli, Nicholas J., et Robert K. Colwell. « Quantifying Biodiversity: Procedures and Pitfalls in the Measurement and Comparison of Species Richness ». *Ecology Letters* 4, n° 4 (22 juillet 2001): 379-91. <https://doi.org/10.1046/j.1461-0248.2001.00230.x>.
- Götzenberger, Lars, Francesco de Bello, Kari Anne Bråthen, John Davison, Anne Dubuis, Antoine Guisan, Jan Lepš, et al. « Ecological Assembly Rules in Plant Communities-Approaches, Patterns and Prospects ». *Biological Reviews* 87, n° 1 (février 2012): 111-27. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x>.
- Gunton, Richard M., Sandrine Petit, et Sabrina Gaba. « Functional Traits Relating Arable Weed Communities to Crop Characteristics: Traits Relating Weed Communities to Crops ». *Journal of Vegetation Science* 22, n° 3 (juin 2011): 541-50. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2011.01273.x>.
- Havrda, J, et F Charv'at. « Quantification method of classification processes ». *Kybernetika* 3 (1 janvier 1967).
- Hernández Plaza, María Eva, F. Bastida, Yésica Pallavicini, Inmaculada Izquierdo, et José Luis González-Andújar. « Relationship between Weed Diversity and Crop Yield in Spanish Wheat Fields », septembre 2016. <https://digital.csic.es/handle/10261/160369>.
- Hill, Mark. « Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences ». *Ecology* 54 (1 mars 1973): 427-32. <https://doi.org/10.2307/1934352>.
- Jackson, Heather Bird, et Lenore Fahrig. « Are Ecologists Conducting Research at the Optimal Scale?: Is Research Conducted at Optimal Scales? » *Global Ecology and Biogeography* 24, n° 1 (janvier 2015): 52-63. <https://doi.org/10.1111/geb.12233>.
- Jost, Lou. « Entropy and Diversity ». *Oikos* 113, n° 2 (mai 2006): 363-75.
<https://doi.org/10.1111/j.2006.0030-1299.14714.x>.
- Krebs, John R., Jeremy D. Wilson, Richard B. Bradbury, et Gavin M. Siriwardena. « The Second Silent Spring? » *Nature* 400, n° 6745 (août 1999): 611-12. <https://doi.org/10.1038/23127>.
- Leibold, M. A., M. Holyoak, N. Mouquet, P. Amarasekare, J. M. Chase, M. F. Hoopes, R. D. Holt, et al. « The Metacommunity Concept: A Framework for Multi-Scale Community Ecology: The Metacommunity Concept ». *Ecology Letters* 7, n° 7 (4 juin 2004): 601-13.
<https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00608.x>.
- Levin, Simon A. « The Problem of Pattern and Scale in Ecology: The Robert H. MacArthur Award Lecture ». *Ecology* 73, n° 6 (décembre 1992): 1943-67. <https://doi.org/10.2307/1941447>.
- M. Siriwardena, Gavin, Stephen Baillie, Stephen T. Buckland, R Fewster, John Marchant, et Jeremy Wilson. « Trends in the abundance of farmland birds: A quantitative comparison of smoothed

- Common Birds Census indices ». *Journal of Applied Ecology* 35 (5 janvier 2002): 24-43. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.1998.00275.x>.
- Mahaut, Lucie, Guillaume Fried, et Sabrina Gaba. « Patch Dynamics and Temporal Dispersal Partly Shape Annual Plant Communities in Ephemeral Habitat Patches ». *Oikos* 127, n° 1 (janvier 2018): 147-59. <https://doi.org/10.1111/oik.04415>.
- Marcon, Eric. « Mesures de la Biodiversité », s. d., 284.
- . « Practical Estimation of Diversity from Abundance Data », s. d., 30.
- Marcon, Eric, et Bruno Hérault. « Entropart : An R Package to Measure and Partition Diversity ». *Journal of Statistical Software* 67, n° 8 (2015). <https://doi.org/10.18637/jss.v067.i08>.
- Meulen, Annemieke van der, et Bhagirath Singh Chauhan. « A Review of Weed Management in Wheat Using Crop Competition ». *Crop Protection* 95 (mai 2017): 38-44. <https://doi.org/10.1016/j.cropro.2016.08.004>.
- Miguet, Paul, Lenore Fahrig, et Claire Lavigne. « How to Quantify a Distance-Dependent Landscape Effect on a Biological Response ». Édité par Nick Isaac. *Methods in Ecology and Evolution* 8, n° 12 (décembre 2017): 1717-24. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12830>.
- Nicolopoulou-Stamati, Polyxeni, Sotirios Maipas, Chrysanthi Kotampasi, Panagiotis Stamatis, et Luc Hens. « Chemical Pesticides and Human Health: The Urgent Need for a New Concept in Agriculture ». *Frontiers in Public Health* 4 (18 juillet 2016). <https://doi.org/10.3389/fpubh.2016.00148>.
- Petit, Sandrine, Sabrina Gaba, Anne-Laure Grison, Helmut Meiss, Baptiste Simmoneau, Nicolas Munier-Jolain, et Vincent Bretagnolle. « Landscape Scale Management Affects Weed Richness but Not Weed Abundance in Winter Wheat Fields ». *Agriculture, Ecosystems & Environment* 223 (mai 2016): 41-47. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2016.02.031>.
- S. Mendes, Renio, Luiz Evangelista, Sidinei Thomaz, Angelo Agostinho, et Luiz Gomes. « A unified index to measure ecological diversity and species rarity ». *Ecography* 31 (7 avril 2008): 450-56. <https://doi.org/10.1111/j.0906-7590.2008.05469.x>.
- Schumacher, Matthias, Simon Ohnmacht, Ronja Rosenstein, et Roland Gerhards. « How Management Factors Influence Weed Communities of Cereals, Their Diversity and Endangered Weed Species in Central Europe ». *Agriculture* 8, n° 11 (2 novembre 2018): 172. <https://doi.org/10.3390/agriculture8110172>.
- Storkey, J. « A Functional Group Approach to the Management of UK Arable Weeds to Support Biological Diversity ». *Weed Research* 46, n° 6 (décembre 2006): 513-22. <https://doi.org/10.1111/j.1365-3180.2006.00528.x>.
- Storkey, J, et P Neve. « What Good Is Weed Diversity? » Édité par Matt Liebman. *Weed Research* 58, n° 4 (août 2018): 239-43. <https://doi.org/10.1111/wre.12310>.
- Storkey, Jonathan, et Duncan B Westbury. « Managing Arable Weeds for Biodiversity ». *Pest Management Science* 63, n° 6 (juin 2007): 517-23. <https://doi.org/10.1002/ps.1375>.
- Therond, Olivier, Michel Duru, Jean Roger-Estrade, et Guy Richard. « A New Analytical Framework of Farming System and Agriculture Model Diversities. A Review ». *Agronomy for Sustainable Development* 37, n° 3 (juin 2017): 21. <https://doi.org/10.1007/s13593-017-0429-7>.
- Tilman, D. « Forecasting Agriculturally Driven Global Environmental Change ». *Science* 292, n° 5515 (13 avril 2001): 281-84. <https://doi.org/10.1126/science.1057544>.
- Tilman, D., et C. Lehman. « Human-Caused Environmental Change: Impacts on Plant Diversity and Evolution ». *Proceedings of the National Academy of Sciences* 98, n° 10 (8 mai 2001): 5433-40. <https://doi.org/10.1073/pnas.091093198>.
- Tsallis, Constantino. « Possible Generalization of Boltzmann-Gibbs Statistics ». *Journal of Statistical Physics* 52, n° 1-2 (juillet 1988): 479-87. <https://doi.org/10.1007/BF01016429>.
- Van Bruggen, A.H.C., M.M. He, K. Shin, V. Mai, K.C. Jeong, M.R. Finckh, et J.G. Morris. « Environmental and Health Effects of the Herbicide Glyphosate ». *Science of The Total Environment* 616-617 (mars 2018): 255-68. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2017.10.309>.
- Walther, B. A., et S. Morand. « Comparative Performance of Species Richness Estimation Methods ». *Parasitology* 116, n° 4 (avril 1998): 395-405. <https://doi.org/10.1017/S0031182097002230>.

Walther, Bruno A., et Joslin L. Moore. « The Concepts of Bias, Precision and Accuracy, and Their Use in Testing the Performance of Species Richness Estimators, with a Literature Review of Estimator Performance ». *Ecography* 28, n° 6 (décembre 2005): 815-29. <https://doi.org/10.1111/j.2005.0906-7590.04112.x>.

Annexe 1 : résultats des analyses Siland et Buffers en intégrant les parcelles en agriculture biologique et en ajoutant ce paramètre en effet local : blé

Ordre		Siland			Buffer		
		Estimate	Blé Pr(> t)	Distance	Estimate	Blé Pr(> t)	Distance
0	(Intercept)	18.3704			3.707e+01	0.32712	
	tempsf	8.8054	0.04226		9.801e+00	0.17546	
	tempsm	10.4550	0.04226		3.735e+00	0.58558	
	Aire	-0.0001	1.00000		-2.988e-05	0.72696	
	Bio local	10.5715	0.36780		2.423e+01	0.00891	
	Bio paysage	24.6937	1.00000	13.3697	-1.651e+01	0.37733	1.067608e+02
	Été	-95.8507	1.00000	72.8219	1.482e+01	0.43157	3.801969e-03
	Hiver	21.6666	0.01093	40.6648	7.079e+00	0.62634	3.146459e+01
	Prairie	104509.7616	0.01502	112389	-3.163e+01	0.29599	2.857030e-05
1	(Intercept)	7.123000e+00			1.803e+01	0.08448	
	tempsf	1.505600e+00	0.04844		1.523e+00	0.44359	
	tempsm	4.020300e+00	0.04844		2.403e+00	0.21585	
	Aire	0.000000e+00	0.16790		-4.289e-06	0.85671	
	Bio local	5.327800e+00	0.04933		6.668e+00	0.00904	
	Bio paysage	4.739875e+299	0.08953	8.320000e-02	-4.180e+00	0.41391	1.406896e+02
	Été	-1.833840e+01	0.13350	1.935170e+02	1.735e+00	0.73597	8.306071e+00
	Hiver	5.987400e+00	0.08149	7.988500e+01	-3.162e+00	0.47334	1.158574e+02
	Prairie	3.932180e+01	0.12140	1.944438e+02	-9.611e+00	0.24896	8.584149e-06
2	(Intercept)	5.924900e+00			1.032e+01	0.18116	
	tempsf	1.128600e+00	0.15200		1.073e+00	0.45505	
	tempsm	2.517200e+00	0.15200		1.653e+00	0.23597	
	Aire	0.000000e+00	0.02365		-7.539e-06	0.66192	
	Bio local	3.796800e+00	0.05663		5.299e+00	0.00491	
	Bio paysage	2.864496e+303	0.08867	8.270000e-02	-2.901e+00	0.39875	8.915623e-04
	Été	-1.479900e+01	0.15530	1.837086e+02	1.278e+00	0.75145	6.753960e+01
	Hiver	4.026300e+00	0.07743	9.447370e+01	-2.271e+00	0.48953	1.083214e+02
	Prairie	1.269300e+01	0.06877	1.032869e+02	-4.156e+00	0.48657	1.508851e-05
3	(Intercept)	4.805500e+00			7.952e+00	0.25940	
	tempsf	6.238000e-01	0.085210		1.065e+00	0.40686	
	tempsm	1.743300e+00	0.085210		1.362e+00	0.26897	
	Aire	0.000000e+00	0.005257		-8.930e-06	0.56407	
	Bio local	3.242700e+00	0.012720		4.822e+00	0.00398	
	Bio paysage	5.274088e+66	0.018490	1.743000e-01	-2.539e+00	0.40102	1.049157e-05
	Été	-1.144900e+01	0.050550	2.219048e+02	5.085e-01	0.88038	2.200774e+01
	Hiver	5.597300e+00	0.016330	2.023561e+02	-1.966e+00	0.49122	1.134270e+02
	Prairie	1.185691e+04	0.022070	1.124610e+01	-2.027e+00	0.73380	4.676919e+01

Annexe 2 : résultats des analyses Siland et Buffers en intégrant les parcelles en agriculture biologique et en ajoutant ce paramètre en effet local : céréales

Ordre		Siland			Buffer		
		Estimate	Pr(> t)	Distance	Estimate	Pr(> t)	Distance
0	(Intercept)	-63.6746			1.139e+02	0.1099	
	tempsf	14.9397	0.1315000		8.237e+00	0.5385	
	tempism	16.9211	0.1315000		-2.894e+00	0.8367	
	Aire	-0.0003	0.0055290		5.550e-06	0.9688	
	Bio local	-10.2752	0.6628000		1.908e+01	0.2718	
	Bio paysage	285.3095	0.002091	152.7838	7.868e+01	0.0971	1.786864e-03
	Été	184.5710	0.0009625	34.2505	-5.116e+01	0.2687	7.066759e+01
	Hiver	175.4181	0.0008700	130.8949	-5.054e+01	0.1626	7.915491e+01
	Prairie	2710.4984	0.0031000	26.0600	-2.825e+01	0.4866	5.853226e-05
1	(Intercept)	-20.2880			1.860e+01	0.455	
	tempsf	3.3931	0.419900		-2.528e-01	0.955	
	tempism	0.8015	0.419900		-4.138e+00	0.383	
	Aire	-0.0001	0.030900		2.415e-05	0.613	
	Bio local	-11.1507	0.333300		4.937e+00	0.388	
	Bio paysage	97.8159	0.002766	116.5479	1.795e+01	0.253	1.288972e-04
	Été	62.3603	0.003137	21.4852	-3.436e+00	0.823	4.526675e+01
	Hiver	59.5959	0.002327	120.9774	-1.405e+01	0.272	1.056243e+02
	Prairie	898.3005	0.035820	25.6850	5.545e-01	0.969	7.148338e+01
2	(Intercept)	-11.8687			9.201e+00	0.582	
	tempsf	1.0123	0.704800		-1.234e+00	0.679	
	tempism	-0.5139	0.704800		-3.501e+00	0.278	
	Aire	-0.0001	0.028840		1.447e-05	0.651	
	Bio local	-6.1793	0.439500		3.930e+00	0.312	
	Bio paysage	62.7795	0.007027	118.2239	1.060e+01	0.319	0.1035116
	Été	40.4440	0.004790	12.6603	-9.989e-01	0.917	0.0001000
	Hiver	39.4626	0.004080	124.9664	-8.915e+00	0.297	102.4800554
	Prairie	1039.6937	0.090990	22.5861	3.466e+00	0.740	106.3158218
3	(Intercept)	-8.8112			3.163e+00	0.838	
	tempsf	0.3389	0.753200		-1.312e+00	0.605	
	tempism	-0.8687	0.753200		-3.013e+00	0.254	
	Aire	0.0000	0.046910		8.719e-06	0.746	
	Bio local	-4.1659	0.498200		3.347e+00	0.287	
	Bio paysage	48.7091	0.017880	117.2117	6.665e+00	0.439	3.849160e-05
	Été	32.7327	0.006232	11.1321	1.138e+00	0.903	8.473012e+01
	Hiver	31.3516	0.008965	123.5544	-5.635e+00	0.369	7.322899e+01
	Prairie	828.4424	0.164300	22.3110	5.507e+00	0.563	1.393051e+02

Annexe 3 : résultats des analyses Siland et Buffers en intégrant les parcelles en agriculture biologique et en ajoutant ce paramètre en effet local : tournesol

Ordre		Siland			Buffer		
		Tournesol			Tournesol		
		Estimate	Pr(> t)	Distance	Estimate	Pr(> t)	Distance
0	(Intercept)	-30.8989			7.076e+01	0.1105	
	tempsf	-1.4767	0.59430		2.275e+00	0.7766	
	tempsm	-6.3054	0.59430		3.332e+00	0.7479	
	Aire	-0.0001	0.13860		-2.741e-05	0.7425	
	Bio local	52.4433	1.00000		1.280e+01	0.1765	
	Bio paysage	48.9413	0.46340	267.8320	2.593e+01	0.2046	1.040722e+02
	Eté	118.1182	0.02680	118.8764	-3.291e+01	0.0869	3.304375e-05
	Hiver	106.3136	0.07369	96.1689	-3.716e+01	0.1669	7.503485e+01
	Prairie	69.7412	0.27290	179.1907	1.182e-01	0.9953	6.845203e+01
1	(Intercept)	-23.9844			4.490e+01	0.00555	
	tempsf	-4.5897	0.0740000		-3.604e+00	0.19827	
	tempsm	-3.6918	0.0740000		1.735e+00	0.59853	
	Aire	0.0000	0.3651000		9.574e-06	0.71359	
	Bio local	33.4450	0.0372100		9.996e+00	0.00695	
	Bio paysage	23.9539	0.2119000	291.4260	1.609e+01	0.03532	9.432734e+01
	Eté	67.6563	0.0001101	114.1882	-1.876e+01	0.00501	7.127209e-05
	Hiver	80.0323	0.0764600	72.1999	-2.337e+01	0.02194	1.974245e+02
	Prairie	59.5544	0.0021100	159.7133	-1.029e+01	0.15636	1.061120e+02
2	(Intercept)	-18.1570			3.216e+01	0.0169	
	tempsf	-4.7803	0.0945200		-3.519e+00	0.1631	
	tempsm	-2.2491	0.0945200		1.473e+00	0.6263	
	Aire	0.0000	0.9413000		1.110e-05	0.6561	
	Bio local	22.6797	0.0856400		8.142e+00	0.0137	
	Bio paysage	20.6382	1.0000000	265.2606	1.227e+01	0.0711	1.554943e+02
	Eté	50.3801	0.0008507	125.4670	-1.283e+01	0.0228	9.898205e-05
	Hiver	54.7499	0.0501100	82.8319	-1.739e+01	0.0503	1.765397e+02
	Prairie	46.6337	0.0983500	175.4076	-7.883e+00	0.2052	6.097984e+01
3	(Intercept)	-13.9642			2.927e+01	0.0315	
	tempsf	-5.7066	0.040460		-3.692e+00	0.1469	
	tempsm	-1.9142	0.040460		1.241e+00	0.6710	
	Aire	0.0000	0.396800		5.577e-06	0.8240	
	Bio local	11.6181	1.000000		6.891e+00	0.0241	
	Bio paysage	22.2200	1.000000	299.0243	9.815e+00	0.0900	96.31549
	Eté	51.3082	0.002023	211.7723	-1.297e+01	0.0391	43.72071
	Hiver	30.3121	0.044300	143.1909	-1.329e+01	0.0812	59.58331
	Prairie	56.2720	0.058540	605.1432	-6.715e+00	0.2561	62.35558

	Diplôme : M2 ingénieur agronome Spécialité : M2 Modélisation en écologie Spécialisation / option : Enseignant référent : Frédéric Hamelin	
Auteur(s) : Mathilde Souillot Date de naissance* : 17/03/1996	Organisme d'accueil : INRA Adresse : Allée de Vilvert 78352 Jouy-en-Josas	
Nb pages : 26 Annexe(s) : 3	Maître de stage : Florence Carpentier	
Année de soutenance : 2019		
Titre français : Etude de l'effet du paysage sur la diversité des assemblages de plantes adventices dans la plaine du Val de Sèvre		
Titre anglais : Study of the landscape effect on weed blends diversity the Val de Sèvre plain		
Résumé (1600 caractères maximum) : Longtemps, les adventices sont apparues comme totalement néfastes pour les cultures. Aujourd'hui, dans une perspective agroécologique, elles apparaissent comme un élément clé des agroécosystèmes, favorisant la biodiversité sauvage mais aussi la production agricole via la pollinisation, la régulation biologique des ravageurs... Cependant pour fournir l'ensemble de ces services écosystémiques, la diversité d'espèces de ces assemblages d'adventices doit être élevée. L'objectif de ce stage était d'étudier comment le paysage influe sur cette diversité. A partir de l'observation des adventices de 253 parcelles dans la Zone Atelier "Plaine & Val de Sèvre" d'une surface 450km ² , nous avons cherché à quantifier l'influence de variables paysagères sur la diversité des adventices dans des parcelles de céréales, de tournesol ou de colza à partir de quatre variables du paysage : la présence de cultures semées en hiver, de celles semées au printemps ou été, de prairies, de parcelles en conduite biologique. Nous avons utilisé deux nouvelles méthodes permettant une estimation directe de l'échelle d'influence par maximum de vraisemblance en estimant des rayons <i>buffers</i> ou des fonctions d'influence spatiales. Les résultats obtenus suggèrent que la diversité de ces assemblages d'adventice est surtout favorisée par la présence de cultures semées à la même date dans un voisinage variant de 50m à 1,5km. Bien que ces premières analyses nécessitent d'être approfondies, elles semblent montrer que la gestion du paysage pourrait être un élément important dans la gestion durable des cultures.		
Abstract (1600 caractères maximum) : For a while, weed emerged as highly harmful to farming/cultivation. Today, from an agroecological perspective, they appear as a key element within agroecosystems by privileging pests' wild biodiversity as well as to be favoring agricultural production through pollination and pest biological regulation. However, to provide all those ecosystem services, species diversity from those weed blends must be high. The goal of this internship was to study the way landscape influences this diversity. From the observation of 253 weed plots in the « Plaine & Val de Sèvre » Zone Atelier spread on a 450km ² area, we tempted to quantify the influence of landscape variables on weed diversity within cereal, sunflower, or rapeseed parcels, using four landscape variables : the presence of crops sown in winter, of the ones sown in spring or in summer, the presence of pastures and finally the presence of organic fields. We also used two new methods in order to directly estimate the scale of this influence via maximum likelihood, by estimating buffers or spatial influence functions. The acquired data suggest that the weed blends diversity is especially supported by the presence of crops sown at the same date in a 50m to 1,5km area of proximity. Although these first analyses need to be dealt with more depth, they seem to highlight the landscape management as a potential key element in the sustainable management of crop growing.		
Mots-clés : adventice, agroécologie, paysage, diversité spécifique		
Key Words: weed, agroecology, landscape, diversity		

* Élément qui permet d'enregistrer les notices auteurs dans le catalogue des bibliothèques universitaires