HAL open science

INDIBIO : Élaborer des indicateurs relatifs aux effets des pratiques agricoles sur la biodiversité dans les systèmes d'exploitation d'élevage

Vincent Manneville, N. Michel, Bernard Amiaud

▶ **To cite this version:**

Vincent Manneville, N. Michel, Bernard Amiaud. INDIBIO : Élaborer des indicateurs relatifs aux effets des pratiques agricoles sur la biodiversité dans les systèmes d'exploitation d'élevage. Innovations Agronomiques, 2016, 49, pp.69-82. 10.15454/1.4622765655890154E12 . hal-01652935

HAL Id: hal-01652935

https://hal.science/hal-01652935v1

Submitted on 30 Nov 2017

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.

Distributed under a Creative Commons Attribution - NonCommercial - NoDerivatives 4.0 International License

INDIBIO : Élaborer des indicateurs relatifs aux effets des pratiques agricoles sur la biodiversité dans les systèmes d'exploitation d'élevage

Manneville V.[1], Michel N.[2], Amiaud B.[2,3,4]

[1] : Institut de l'élevage, 9, Allée Pierre de Fermat, F-63170 Aubière
[2] : Université de Lorraine, UMR 1121, Laboratoire Agronomie et Environnement, ENSAIA, 2, avenue de la Forêt de Haye, F-54505 Vandoeuvre-lès-Nancy
[3] : Université de Lorraine, UMR 1137, Ecologie et Ecophysiologie Forestière, F-54500 Vandoeuvre lès Nancy, France
[4] : INRA, UMR 1137, Ecologie et Ecophysiologie Forestière, F-54280 Champenoux, France

Correspondance : vincent.manneville@idele.fr

Le CASDAR INDIBIO[1] 2011-2013 est un projet dont le but est de fournir des indicateurs pour évaluer la biodiversité ordinaire dans les exploitations d'élevage d'herbivores. Il est financé par le ministère de l'Agriculture, de l'Agroalimentaire et de la Forêt (MAAF) et le Centre national interprofessionnel de l'économie laitière (CNIEL). Il est piloté par l'Institut de l'Élevage (Idele) et a rassemblé plusieurs partenaires techniques et scientifiques. L'équipe du projet est donc composé de l'Institut de l'Élevage, de trois Unités mixtes de recherche (UMR) : UMR 1121 Agronomie Environnement Nancy-Colmar, UMR 1213 Herbivores Clermont Ferrand et UMR 211 Agronomie Grignon, du Muséum national d'histoire naturelle (MNHN) et de France nature environnement (FNE).

Résumé

La biodiversité ordinaire correspond aux espèces communes et aux paysages qui contribuent au bon fonctionnement des écosystèmes en fournissant des services à l'homme. L'intensification des pratiques agricoles de ces 50 dernières années a contribué à la destruction des équilibres écosystémiques. La disponibilité d'indicateurs pertinents est implicitement nécessaire pour une prise en compte de la biodiversité ordinaire dans le processus agricole. Les composantes paysagères sont identifiées entre autres par une diversité d'infrastructures agroécologiques (IAE) mais aussi par leur organisation spatiale dans le territoire agricole et leur densité. Ces IAE sont des éléments fixes du paysage faisant partie intégrante de l'exploitation agricole mais non-productifs et pouvant fournir de nombreux services écosystémiques. L'étude a été réalisée sur trois régions contrastées par leurs conditions pédoclimatiques, leur position géographique, des systèmes d'élevage et des paysages : la Lorraine/Champagne-Ardenne (climat semi-continental), la Basse-Normandie (climat océanique) et l'Auvergne (climat montagnard). Dans chacune des régions, les exploitations ont été choisies selon deux axes : l'intensité des pratiques agricoles appliquées sur la prairie permanente et l'importance des IAE sur leur territoire. L'analyse de ces données montre que la richesse spécifique des espèces floristique et faunistique est dépendante à la fois des pratiques agricoles mais aussi des composantes du territoire et de la structure même du parcellaire. Le premier enseignement apporté par le traitement statistique des données nous montre que les facteurs influençant la richesse spécifique les espèces étudiées sont différents d'une région à l'autre, ce qui montre que chaque zone a sa particularité. Ainsi, le modèle de prédiction de la biodiversité ordinaire doit être utilisé en dehors des zones étudiées dans le projet avec précaution. Enfin, une évaluation globale (BioTEX) à trois échelles spatiales a été mise au point pour identifier les composantes nécessaires de l'accueil des espèces et pour qualifier les pratiques dans le but d'agir en faveur de la biodiversité.

Mots clés : Biodiversité ordinaire, paysage, infrastructures agroécologiques, flore, faune, bovins,

[1] CASDAR « INDIBIO » Recherche finalisée et innovation des instituts techniques agricoles 2011-2013 : Identification et validation d'iNDIcateurs pertinents relatifs aux pratiques agronomiques et aux infrastructures agroécologiques permettant d'évaluer la BIOdiversité dans les systèmes d'exploitation d'élevage et de polyculture-élevage.

Abstract: INDIBIO: To develop indicators on the effects of agricultural practices on biodiversity in the livestock operation systems

Ordinary biodiversity corresponds to common species and landscapes that contribute to the proper functioning of ecosystems by providing services to humans. Intensification of agricultural practices from the last 50 years has contributed to destroy the ecosystem balance. Availability of relevant indicators is implicitly required for taking account of ordinary biodiversity in the agricultural process. Landscape components are identified by a variety of agro-ecological infrastructures (AEI) but also by their spatial organization in agricultural land and their density. These AEIs are fixed elements of the landscape as non-productive part of the agricultural exploitation and can provide many ecosystem services. The study was conducted in three regions contrasted by their soil, their geographical position of farming systems conditions and landscapes: the Lorraine/Champagne-Ardenne (semi-continental climate), Basse-Normandie (oceanic climate) and Auvergne (mountain climate). In each region, farms were selected according to two axes: intensity of agricultural practices on permanent grassland and importance of AEI on their territory. Analysis of these data shows that the species richness of flora and fauna species is dependent on both agricultural practices but also components of the territory and the very structure of the parcel. The first lesson brought by the statistical analysis shows us that species, especially fauna do not response to the same factors. Thus, ordinary biodiversity prediction model offers possible extension outside the areas studied in the project with many precaution. Finally, an overall assessment (BioTEX) at three spatial scales was developed to identify the necessary components to host species and practices with positive impact on biodiversity.

Keywords: ordinary biodiversity, landscape, agro-ecological infrastructure, flora, fauna, cattle

Introduction

L'intensification des pratiques agricoles de ces 50 dernières années a contribué à la destruction des équilibres écosystémiques (Tilman et al., 2001). Parallèlement, la simplification des paysages agricoles liée à la disparition des haies et autres infrastructures agroécologiques signe la disparition d'habitats et de ressources alimentaires pour de nombreuses espèces floristiques ou faunistiques (Sklenicka et al., 2009 ; Robinson et Sutherland 2002). Cette biodiversité ordinaire relative aux espèces communes est principalement influencée par des facteurs agronomiques et paysagers.

Les effets positifs du paysage sur la diversité floristique et faunistique sont expliqués par la mosaïque formée par l'occupation des sols agricoles mais surtout par le maillage de zones non agricoles formés par les bois, les mares et les prairies naturelles (Duelli et al., 1997). Ces infrastructures agroécologiques (IAE) sont isolées ou reliées par des corridors. La qualité de la connectivité des IAE est capitale pour la circulation des espèces (Hendrickx et al., 2007). Cette garantie de mobilité assure un brassage génétique au sein même des espèces présentes. Ainsi, la proportion d'IAE, leur diversité respective (Aavik et Liira., 2009), leur répartition dans l'espace et leur qualité (Boller et al., 2004) déterminent la richesse biologique d'un paysage.

Ces IAE, éléments fixes du paysage, font partie de l'exploitation agricole mais sont pour l'essentiel non-productif. En revanche, ils fournissent de nombreux services écosystémiques nécessaires à la production agricole. Plusieurs études ont déjà mis en évidence les relations entre structure paysagère et biodiversité (Burel et al., 2004; Miller et al., 1997). Les facteurs les plus pertinents pour évaluer la biodiversité dans une mosaïque paysagère sont la composition du paysage, la répartition spatiale et la proportion de surface couverte par chaque type d'habitat (Duelli et al., 1997). Les IAE comme les haies, les arbres isolés ou les buissons sont des habitats clés pour beaucoup d'espèces d'oiseaux (nidification, alimentation, protection).. De plus, ces habitats sont essentiels pour les pollinisateurs sauvages et d'autres auxiliaires de culture. Il est constaté que le nombre d'espèces d'abeilles augmente avec le pourcentage d'IAE dans le paysage (Tscharntke et al., 2005).

Les effets des pratiques agricoles de conduite de la prairie permanente influencent également l'état de la biodiversité floristique et faunistique, qu'elle soit hébergée ou de passage. Ainsi, l'augmentation de la fertilisation entraine une diminution de la diversité spécifique végétale (White et al., 2004) ainsi que de la richesse spécifique floristique. L'augmentation de la fertilisation azotée de la prairie favorise la présence des graminées au détriment des légumineuses. La richesse spécifique des plantes est plus importante dans des prairies pâturées en automne par des moutons que dans des prairies non pâturées (Scohier et Dumont, 2012). En effet, le pâturage influence fortement la composition botanique des prairies en jouant sur la compétition entre les espèces, leur dispersion et leur maintien. Une première date de fauche tardive favorise la richesse spécifique des prairies (Gaujour et al., 2012). En revanche, une fauche précoce empêche les plantes d'atteindre le stade floraison, de se reproduire et d'assurer le renouvellement de l'espèce par ensemencement naturel. D'un point de vue plus systémique, les oiseaux sont également sensibles à la fertilisation de prairies car elle entraine un développement plus rapide de la végétation. Cette offre de ressources trophiques et de sites de nidification diffère de celle des prairies non fertilisées. Par conséquent, les prairies fertilisées subissent un changement rapide de hauteur d'herbe qui affecte la disponibilité des sites de reproduction pour certaines espèces d'oiseaux (Tichit et al., 2012)

Les effets combinés des composantes paysagères et des pratiques agricoles sur la diversité des espèces sont peu connus. Un effet plus important des pratiques agricoles est observé dans des paysages à niveau de complexité intermédiaire (Tscharntke et al., 2005 ; Concepción et al., 2012). Quelques études illustrent ces effets croisés notamment sur l'activité de chiroptères dans les fermes biologiques et dans les fermes conventionnelles (Wickramasinghe et al., 2004). En effet, l'abondance des insectes nocturnes est plus élevée dans des habitats aquatiques et les pâtures des fermes biologiques que pour des habitats identiques mais en agriculture conventionnelle. Or, les insectes nocturnes volants sont la principale source de nourriture pour les chauves-souris. Ces dernières se nourrissent autour des habitats agricoles. Une réduction de la disponibilité des proies par une intensification des pratiques combinée avec une diminution des IAE entrainerait une diminution des populations de chauve-souris par effet de relation prédateur-proie. Les différences d'activité totale entre les systèmes biologiques et conventionnels peuvent s'expliquer par la présence de plus grandes haies et d'une meilleure qualité de l'eau des mares et autres surfaces en eau dans les systèmes biologiques. Ces effets combinés entre les composantes paysagères et l'intensité des pratiques n'ont souvent été abordés que pas l'intensification des pratiques en agriculture conventionnelle versus agriculture biologique.

Pour ne pas réduire notre étude a une dichotomie opposant l'agriculture biologique au conventionnel, nous nous sommes fixés comme objectif d'étudier les relations croisées entre les composantes paysagères, les pratiques agricoles conduites de la prairie permanente et la richesse spécifique pour une gamme d'espèces faunistiques et floristiques. La finalité était d'identifier et proposer des leviers d'actions aux agriculteurs afin d'ajuster la gestion de leur exploitation en faveur de la biodiversité.

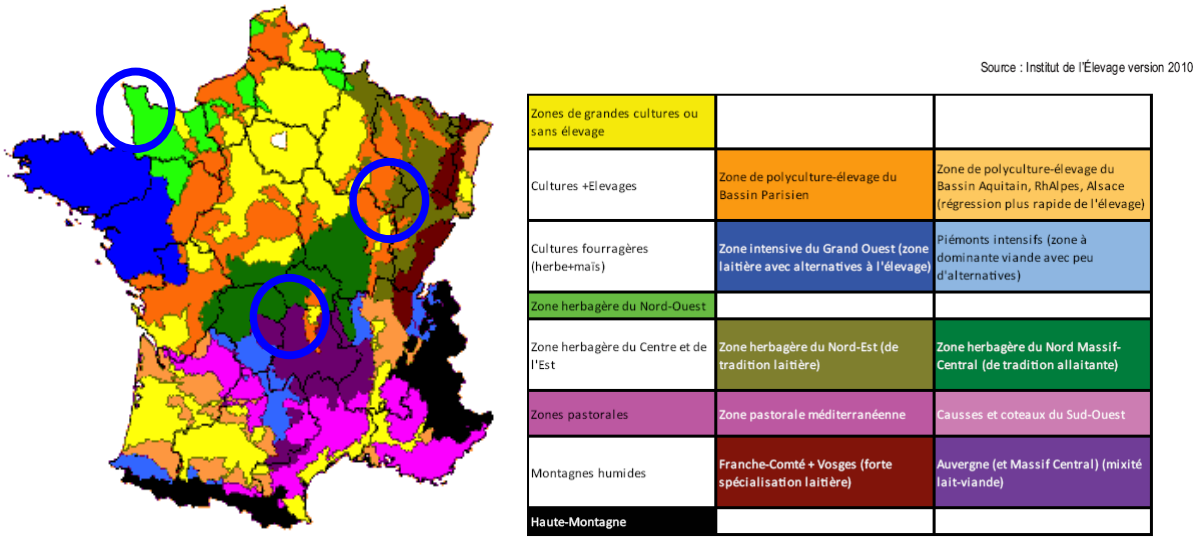
Le projet INDIBIO cherche à répondre à ce besoin en mettant au point des indicateurs explicites caractérisant la relation entre des pratiques agronomiques, des infrastructures agroécologiques et la biodiversité ordinaire dans les systèmes d'exploitation d'élevage. Ce projet d'identification et de validation d'INDIcateurs pertinents relatifs aux pratiques agronomiques et aux infrastructures agroécologiques, permettant d'évaluer la BIOdiversité dans les systèmes d'exploitation d'élevage et de polyculture-élevage, est financé par le CASDAR dans le cadre de la recherche finalisée et innovation, pour apporter des solutions innovantes répondant aux principaux enjeux de la biodiversité.

INDIBIO vise à travailler sur des indicateurs indirects relatifs aux infrastructures agroécologiques singulièrement pertinents pour évaluer un niveau global de biodiversité. Le cahier des charges sur la pertinence des indicateurs proposés repose sur des mesures de terrain pour décrire les mécanismes et les liens de causalité des pratiques agricoles sur la richesse spécifique des espèces.

1. matériel et Méthodes

L'étude a été réalisée sur trois régions contrastées (Figure 1) par leurs conditions pédoclimatiques, leur position géographique, leurs systèmes d'élevage et leurs typicités paysagères : la Lorraine/Champagne-Ardenne (climat semi-continental), la Basse-Normandie (climat océanique) et l'Auvergne (climat montagnard).

Figure 1 : Territoires de l'étude (source Institut de l'élevage 2010)



Dans chacune des régions, les exploitations ont été choisies selon deux axes : l'intensité des pratiques agricoles sur la prairie permanente et l'importance des infrastructures agroécologiques (IAE) sur leur territoire. Sur les 35 exploitations pilotes associées au programme INDIBIO, 11 exploitations sont localisées dans la Manche, 12 en Lorraine/Champagne-Ardenne et 12 en Auvergne. Le choix des fermes a été réalisé par les ingénieurs des réseaux d'élevage des chambres d'agriculture de la Manche, du Puy de Dôme, de la Haute Marne et des Vosges. Les systèmes d'exploitation retenus ont été choisis pour obtenir des conduites différenciées de la surface en herbe. En effet, la gestion de l'herbe en bovins lait est différente de celle des allaitants.

Tableau 1 : Récapitulatif des systèmes d'exploitation d'élevage suivis dans le programme INDIBIO selon la zone climatique.

	Bovins lait herbe (BLh)	Bovins lait Maïs (BLm)	Bovins allaitants Naisseur (Nh)	Bovins allaitants engraisseur (Nem)	Total
Auvergne	3	3	3	3	12
Normandie	2	3	3	3	11
Champagne-Ardenne et Vosges	3	3	3	3	12

4 parcelles par exploitation ont été échantillonnées selon des modalités d'exploitation de la prairie permanente combinées avec des zones à forte ou faible densité d'IAE à savoir :

- 1 parcelle avec densité d'IAE élevée et à faible intensité d'utilisation: P1
- 1 parcelle avec densité d'IAE élevée et à forte intensité d'utilisation : P2
- 1 parcelle avec densité d'IAE limitée et à faible intensité d'utilisation : P3
- 1 parcelle avec densité d'IAE limitée et à forte intensité d'utilisation : P4

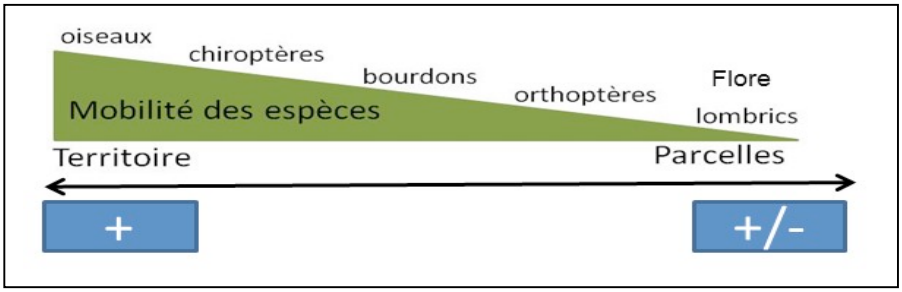
8 variables paysagères (tableau 2) ont été calculées dans un rayon de 300m, 1500m et 3000m autour de chaque parcelle. Ces trois distances ont été retenues en fonction du degré de mobilité des espèces retenues.

Tableau 2 : Description des facteurs paysagers et parcellaires calculées dans un rayon de 300m, 1500m et 3000m autour de chaque parcelle

Variables paysagères	Code	Unité
Surface des parcelles	PARC. AREA (A)	m²
Périmètre des parcelles techniques	PARC. PERIM (P)	m
Indice de forme de la parcelle technique : : PARC FORM = P / (2 * (√(π * A)). (Comber et al., 2003; De Clercq et al., 2006; Cousins and Aggemyr, 2008).	PARC FORM	
Distance centre bordure : DIST.EC = 100 * √(A-CA). Avec CA = surface de la zone centrale. (Jorge and Garcia, 1997).	DIST.EC	m
Densité des haies autour des parcelles	D.HAIE	%
Densité des forêts autour des parcelles	D.FOR	%
Densité des mares autour des parcelles	D.MARE	%
Densité des bosquets autour des parcelles	D.BOSQ	%

Les différents taxons ont été choisis selon leur degré de mobilité (figure 2), mais aussi pour les services écosystémiques qu'ils fournissent. Les espèces peu mobiles doivent traduire les pressions des pratiques à l'échelle de la parcelle. En revanche, pour les espèces mobiles à très mobiles doivent exprimer les composantes paysagères.

Figure 2 : Des espèces choisies selon le degré de mobilité



Le traitement statistique des données relatives aux pratiques agricoles, à la structure des parcelles et aux caractéristiques paysagères a été réalisé à partir d'une méthode par blocs. Cette méthode MBPLS (Multiblock Partial Least Squares, Wold. 1984) présente l'avantage de donner une contribution relative aux variables retenues.

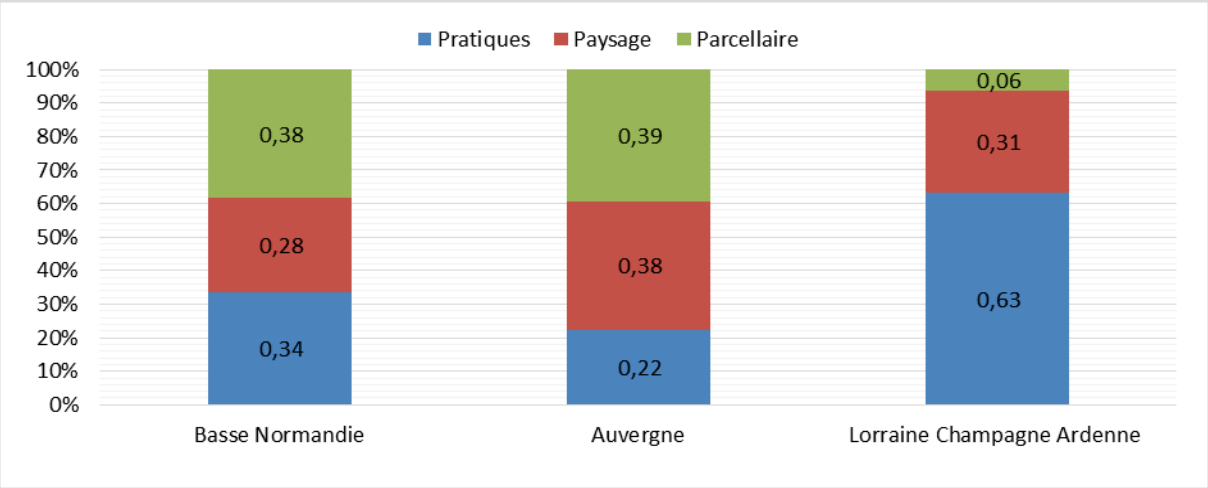
2. Résultats

Dans cette partie, nous allons analyser les dynamiques d'évolution de la richesse spécifique des espèces considérées dans cette étude et ce, en fonction de trois blocs de variables relatives au paysage, à la conduite de la prairie permanente et à la structure du parcellaire. Ces interactions entre les pratiques agricoles et les IAE définissent la qualité de l'habitat.

21. Etude des relations entre les infrastructures agroécologiques, les pratiques agricoles à l'échelle prairiale sur la richesse spécifique des espèces.

Pour la flore prairiale, la composition du paysage et celle des parcelles ont un poids très différents sur la diversité floristique (Figure 3). Le bloc lié aux pratiques sur la prairie varie de 22% à 63%. Le bloc paysager joue un rôle important dans la diversité floristique.

Figure 3 : Poids des effets des blocs pratiques, contexte paysager et structure parcellaire sur la richesse spécifique floristique



Dans le détail des différents facteurs étudiés, l'azote minéral a un effet dépressif sur la richesse des espèces floristiques en Basse-Normandie et Lorraine/Champagne-Ardenne (Tableau 3). Pour l'Auvergne, si aucun effet ne ressort, c'est aussi parce que les quantités de N minéral épandues restent faibles (médiane = 16 kg de N par ha). La complexité de la forme de la parcelle a des effets positifs sur la diversité floristique. L'effet bordure joue un rôle important dans la mesure où il conserve des espèces floristiques sous l'effet du microclimat joué par les IAE mais aussi parce que la surface en connexion avec la bordure est plus importante dans les parcelles à géométrie complexe. On constate que les facteurs influençant la richesse spécifique ne sont pas identiques dans les trois territoires étudiés.

Tableau 3 : Effet des facteurs (seuil de significativité>0,05) relatifs aux pratiques, au contexte paysager et à la structure parcellaire sur la richesse spécifique de flore prairiale.

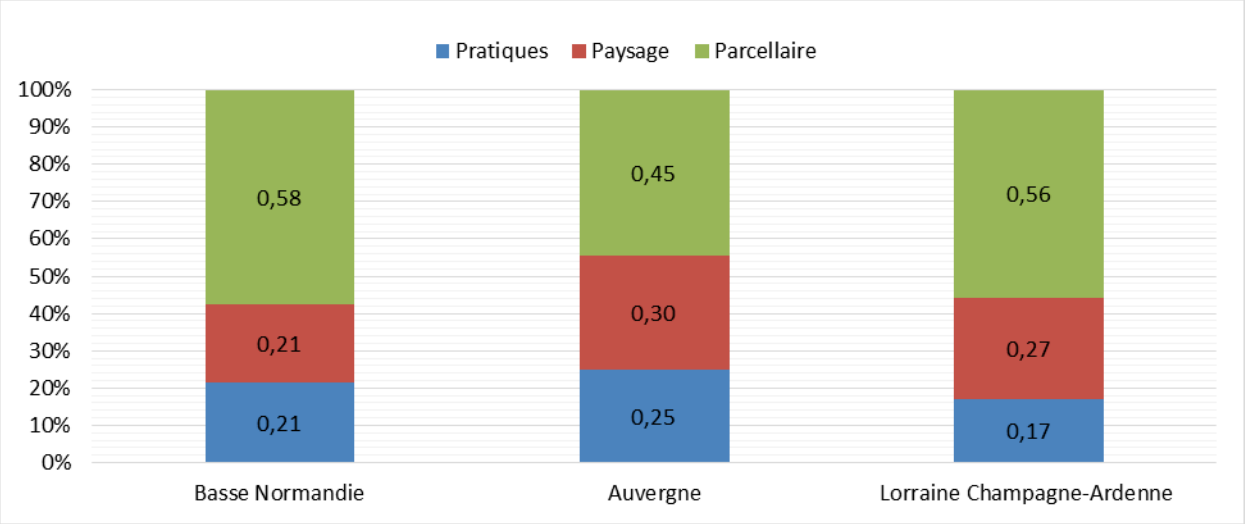
Blocs	Critères	Basse Normandie	Auvergne	Lorraine Champagne-Ardenne
Pratiques	DATE_1UTIL		Positif	Positif
	JPP			Négatif
	Nmin	Négatif		Négatif
	Pmin	Positif		
Paysage	D% BOSQ300	Positif		
	D% HAIE300			Positif
	D% MARE300			Négatif
	D% VERGER300		Positif	
	D% AL300		Négatif	Négatif
Parcellaire	PARC_FORM	Positif	Positif	
	PARC_AREA		Négatif	

(Date de première utilisation=DATE.1UTIL ; Jours de présence au pâturage=JPP ; Quantité d'azote minérale=Nmin ; Densité des haies dans les 300m autour des parcelles=D.HAIE ; Densité de bosquets dans les 300m autour des parcelles=D.BOSQ ; Densité des mares dans les 300m autour des parcelles=D.MARE ; Densité d'alignement de vergers dans les 300m autour des parcelles=D.VERGER ; Densité d'alignement d'arbres dans les 300m autour des parcelles=D.AL ; Indice de forme de la parcelle technique=PARC FORM ; Surface des parcelles=PARC.AREA)

Pour les bourdons, la structure du paysage a un poids qui varie de 21 à 30% sur la diversité des espèces de bourdons que celle des blocs parcellaire et pratiques réunis (Figure 4). Le bloc lié à la

structure du parcellaire est assez conséquent car il influence à plus de 45% la richesse spécifique des bourdons

Figure 4 : Poids des effets des blocs pratiques, contexte paysager et structure parcellaire sur la richesse spécifique en bourdons



L'azote minéral épandu en Normandie et Lorraine Champagne-Ardenne favorise les graminées et par conséquent limite l'émergence de légumineuses (tableau 4). Or, les fleurs de légumineuse constituent un des principaux garde-manger des bourdons. Les parcelles de grandes tailles ayant une distance centre-bordure importante ont des effets plus dépressifs sur les populations de bourdons. Cela sous-tend la notion de fragmentation pour cette espèce à mobilité moyenne. La complexité de forme de la parcelle a une influence positive en Basse Normandie et en Auvergne sur les bourdons. Cette relation est aussi en lien avec la richesse spécifique plus importante dans des parcelles de formes géométriques complexes observées pour la flore. Pour les bourdons comme pour la flore, les facteurs influençant la richesse spécifique ne sont pas identiques dans les trois territoires étudiés.

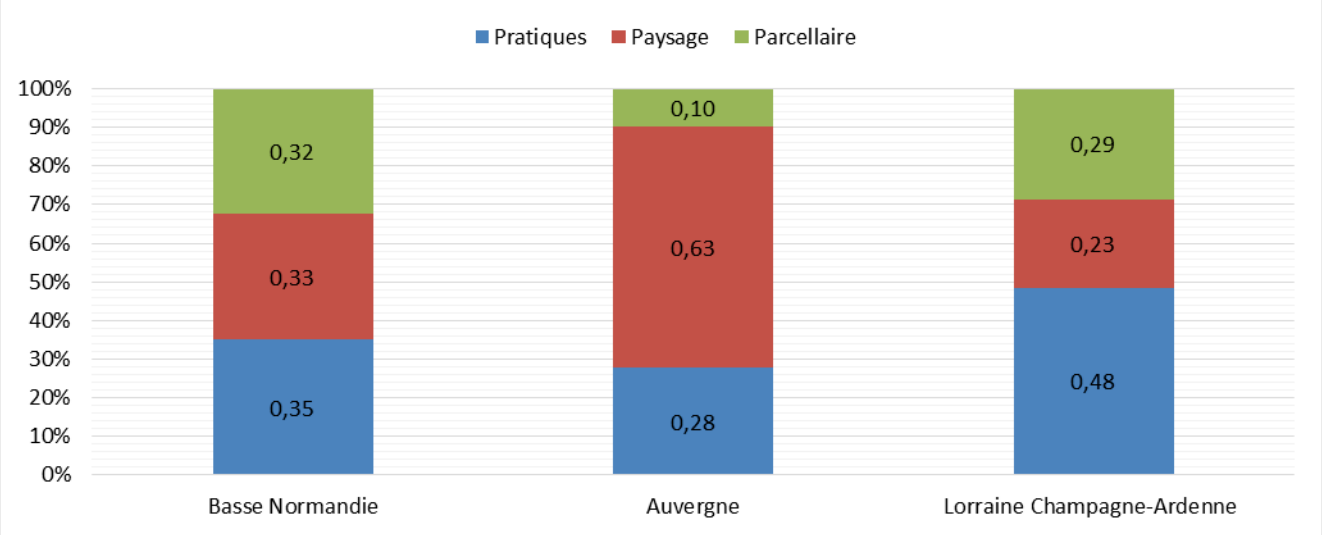
Tableau 4 : Effet des facteurs (seuil de significativité>0,05) relatifs aux pratiques, au contexte paysager et à la structure parcellaire sur la richesse spécifique des bourdons

Blocs	Critères	Basse Normandie	Auvergne	Lorraine Champagne-Ardenne
Pratiques	Nmin			Négatif
	Norg		Négatif	
	Pmin			Négatif
Paysage	D% FOR300		Positif	
	D% HAIE300			Positif
	D% ARB300	Positif		
	D% AL300			Positif
Parcellaire	PARC_FORM	Positif	Positif	
	PARC_AREA	Négatif		Négatif
	DIST_EC	Négatif		Négatif

(Quantité d'azote minérale=Nmin ; Quantité d'azote organique=Norg ; Quantité de phosphore minérale=Pmin ; Densité des haies dans les 300m autour des parcelles=D.HAIE ; Densité des forêts dans les 300m autour des parcelles=D.FOR ; Densité d'arbres isolés dans les 300m autour des parcelles=D.ARB ; Densité d'alignement d'arbres dans les 300m autour des parcelles=D.AL ; Indice de forme de la parcelle technique=PARC FORM ; Surface des parcelles=PARC.AREA ; Distance centre bordure=DIST.EC)

En Auvergne, le bloc paysager explique en grande partie la richesse spécifique **des chiroptères (**Figure 5). En revanche, en Champagne-Ardenne, ce sont les pratiques sur la prairie qui expliquent majoritairement cette richesse avec un poids de 50%. En Lorraine Champagne-Ardenne, le bloc pratique de conduite de la prairie permanente intervient à hauteur de 48% pour les facteurs expliquant cette richesse spécifique.

Figure 5 : Poids des effets des blocs pratiques, contexte paysager et structure parcellaire sur la richesse spécifique des chiroptères



Pour les chiroptères, ce sont les variables définissant la densité des mares, des forêts et des arbres isolés dans un rayon de 3000 m qui influencent fortement la diversité des chiroptères. La date de la première fauche (DATE_1UTIL) et le nombre de fauches influent sur la présence de chauves-souris (Tableau 5). En effet, le nombre d'espèces de chauves-souris est maximal lorsque deux fauches sont appliquées sur les parcelles alors qu'il diminue au-delà. La date de première utilisation (pâturage) de mars et avril est plus propice aux chauves-souris.

L'intensité d'utilisation de l'herbe est un des facteurs de variation de la diversité des chiroptères, car les pressions de pâturage exercées modifient le stock de proies en prairies. L'activité de chasse des chauves-souris serait également plus importante en bordure de parcelles et de forêts qu'en habitats ouverts (Tableau 5). La forte activité des chauves-souris à l'interface entre milieu cultivé et forêt serait liée à l'abondance des lépidoptères dans les habitats de bordure, de champs riches en espèces.

Pour les oiseaux, le poids de 63% en Basse-Normandie du bloc paysager explique en grande partie la richesse spécifique. En Auvergne, le bloc relatif aux pratiques sur la prairie représente près de 43% de l'ensemble (Figure 6). En Lorraine Champagne-Ardenne, les trois blocs ont une influence identique sur cette même richesse spécifique.

Le nombre de fauches a un effet dépressif sur la richesse spécifique aviaire. La date de première utilisation de l'herbe influence négativement cette diversité (tableau 6). En revanche, la densité de haies et la lisière de forêts sont des facteurs importants. Le rôle plus dépressif des vergers en Basse Normandie peut être expliqué par la spécialisation d'espèces de ce milieu. Pour les oiseaux, ce sont les variables définissant la densité des mares, des haies, des forêts et des arbres isolés dans un rayon de 3000 m qui influencent fortement la diversité des chiroptères.

Tableau 5 : Effet des facteurs (seuil de significativité>0,05) relatifs aux pratiques, au contexte paysager et à la structure parcellaire sur la richesse spécifique des chiroptères

Blocs	Critères	Basse Normandie	Auvergne	Lorraine Champagne Ardenne
Pratiques	DATE_1UTIL	Positif		
	GU	Négatif		Positif
	Norg		Positif	
	Pmin	Négatif		
	Chaux		Négatif	Positif
Paysage	D% FOR3000	Positif		Positif
	D% MARE3000		Positif	
	D% VERGER3000		Négatif	
	D% ARB3000		Négatif	
	D% AL3000		Positif	

(Date de première utilisation=DATE.1UTIL ; Intensité d'utilisation de l'herber (Grass Use Index)=GU ; Quantité de fertilisation organique=Q.ORG ; Quantité de phosphore minérale=Pmin ; Quantité de chaux=Chaux ; Densité des forêts dans les 3000m autour des parcelles=D.FOR ;Densité des mares dans les 3000m autour des parcelles=D.MARE ; Densité d'arbres isolés dans les 3000m autour des parcelles=D.ARB ; Densité d'arbres alignés dans les 3000m autour des parcelles=D.AL)

Figure 6 : Poids des effets des blocs pratiques, contexte paysager et structure parcellaire sur la richesse spécifique des oiseaux.

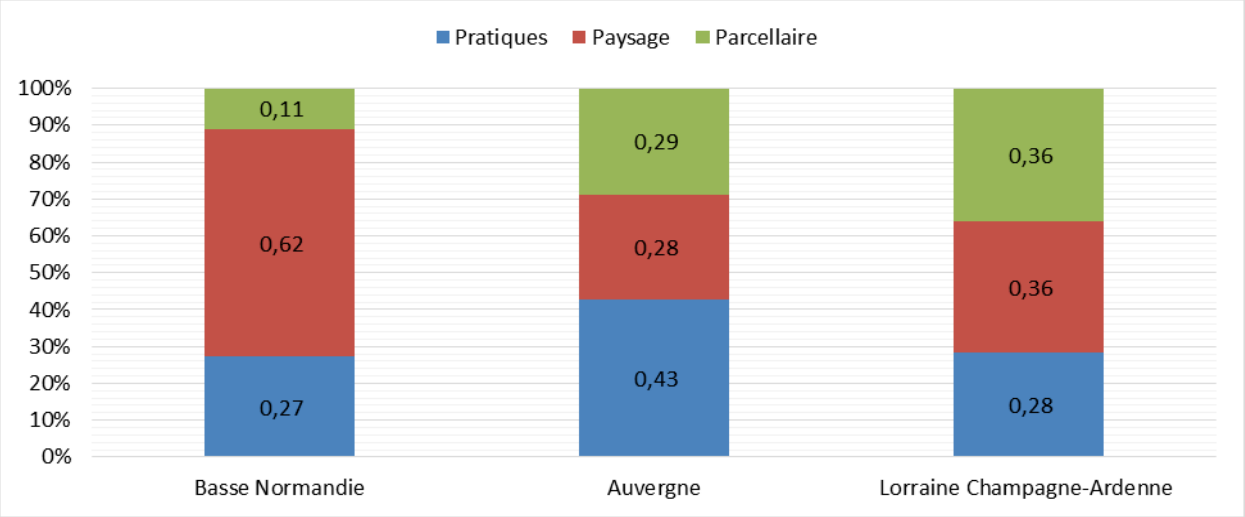


Tableau 6 : Effet des facteurs (seuil de significativité>0,05) relatifs aux pratiques, au contexte paysager et à la structure parcellaire sur la richesse spécifique des oiseaux

Blocs	Critères	Basse Normandie	Auvergne	Lorraine Champagne Ardenne
Pratiques	NB_FAUCHE		Négatif	
	DATE_1UTIL	Négatif		
	GU		Négatif	
	Norg			Négatif
	Chaux	Négatif		
Paysage	D% FOR300			Positif
	D% HAIE300	Positif	Positif	
	D% VERGER300	Négatif		

(Nombre de fauches par an=NB.FAUCHE ; Date de première utilisation=DATE.1UTIL ; Intensité d'utilisation de l'herbe (Grass Use Index)=GU ; Quantité de fertilisation organique=Q.ORG ; Quantité de chaux=Chaux ; Densité des haies dans les 300m autour des parcelles=D.HAIE ; Densité des forêts dans les 300m autour des parcelles=D.FOR. Densité de verger dans les 300m autour des parcelles=D.VERGER)

22. Mise au point d'un modèle de prédiction pour la gamme de taxons retenus et application en fermes du modèle

Une modélisation des relations a été réalisée avec pour objectif de prédire les dynamiques d'évolution richesse spécifique pour la flore prairiale et pour la faune. Le champ taxonomique a été limité à cinq espèces (tableau 7). Les règles de réponses utilisées pour prédire sont construites uniquement à partir des jeux de données collectés en fermes.

Tableau 7 : Synthèse des critères influençant la richesse spécifique pour chaque taxon et conservés pour la construction des indicateurs

			variables de pratiques								variables de contexte paysager							variables de contexte parcellaire		
taxon	région	rayon	NB_FAUCHE	DATE_1UTIL	JPP	GU	Nmin	Norg	Pmin	Chaux	D% BOSQ300	D% FOR300	D% HAIE300	D% MARE300	D% VERGER300	D% ARB300	D% AL300	PARC_FORM	PARC_AREA	DIST_EC
flore	AUV	300		+											+		-	+	-	
lombrics	AUV	300						-	-		+	-	-			-				-
bourdons	AUV	300						-				+						+		
oiseaux	AUV	300	-			-							+							
chiroptères	AUV	3000						+		-				+	-	-	+			
flore	BNO	300					-		+		+							+		
lombrics	BNO	300	-												+				-	+
bourdons	BNO	300														+		+	-	-
oiseaux	BNO	300		-						-			+		-					
chiroptères	BNO	3000		+		-			-			+								
flore	LCA	300		+	-		-						+	-						
lombrics	LCA	300			+	+		-												
bourdons	LCA	300					-		-								+		-	-
oiseaux	LCA	300						-				+								
chiroptères	LCA	3000				+				+		+								

La méthode d'agrégation proposée se nomme CONTRA pour CONstruction Transparente d'Arbre de décision (Bockstaller, non publié). L'utilisation de la logique floue (Figures 7 et 8) dans ce modèle se traduit par le passage d'une classe de note à une autre de manière progressive. Les données d'entrée correspondent aux variables (Tableau 7) de pratiques agricoles et d'organisation du paysage. En utilisant le poids de chacune de ces variables, l'outil CONTRA parvient à un arbre de décision de manière automatique.

Cette modélisation a ainsi été conçue dans le but de prédire l'évolution de la richesse spécifique floristique et faunistique. La prédiction de la valeur écologique de la prairie permanente et des composantes paysagères est réalisée à partir de l'identification des pratiques agricoles, de la densité des infrastructures agroécologiques et du contexte paysager. Cette valeur écologique est établie pour la flore et cinq espèces faunistiques illustrant des services écologiques. Enfin, ce prototype a été testé dans une cinquantaine de fermes d'élevage.

Cet outil aboutit au final à une note de biodiversité allant de 0 à 10 pour un taxon donné, avec la possibilité de « remonter » à la variable d'entrée. Ce dernier aspect est important pour l'opérationnalité d'un tel type d'outil. Cela offre la possibilité d'agir sur la/les variables(s) qui font varier la note finale et ainsi simuler les effets sur d'éventuelles modifications de pratiques agricoles et de réorganisation des composantes du paysage, voire de la structure même des parcelles. Cet outil est actuellement au stade de prototype est développé pour cinq taxons (flore, lombrics, bourdons, chiroptères et oiseaux) et dans trois régions (Basse Normandie, Auvergne et Lorraine/Champagne-Ardenne).

Figure 7 : Illustration des règles de décision utilisées dans le prototype pour prédire la biodiversité floristique

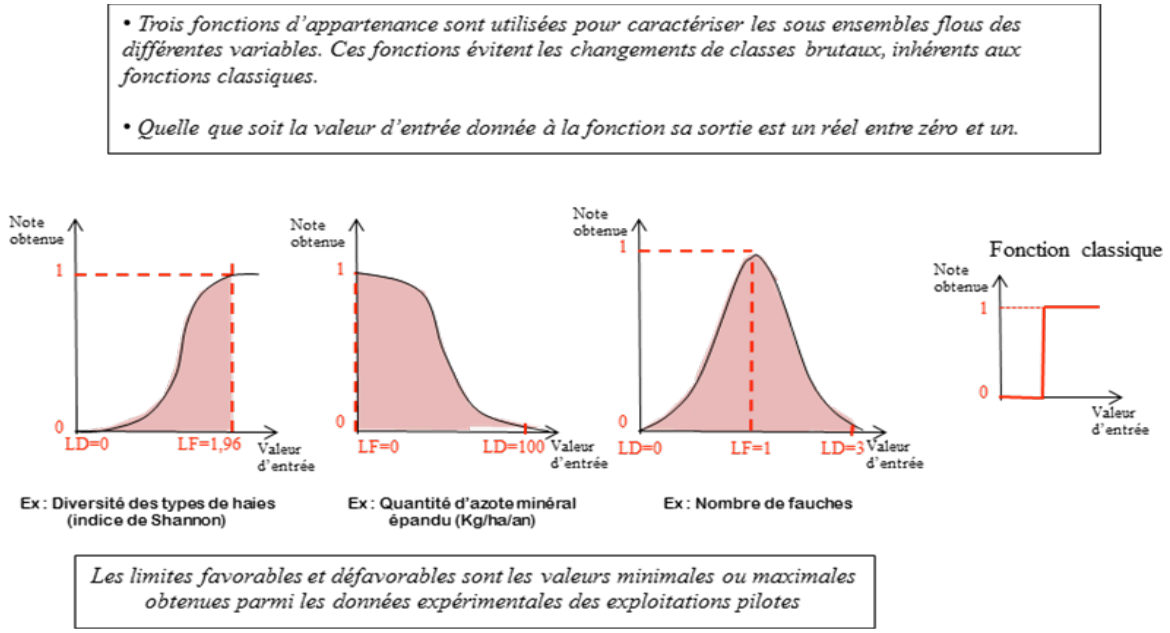
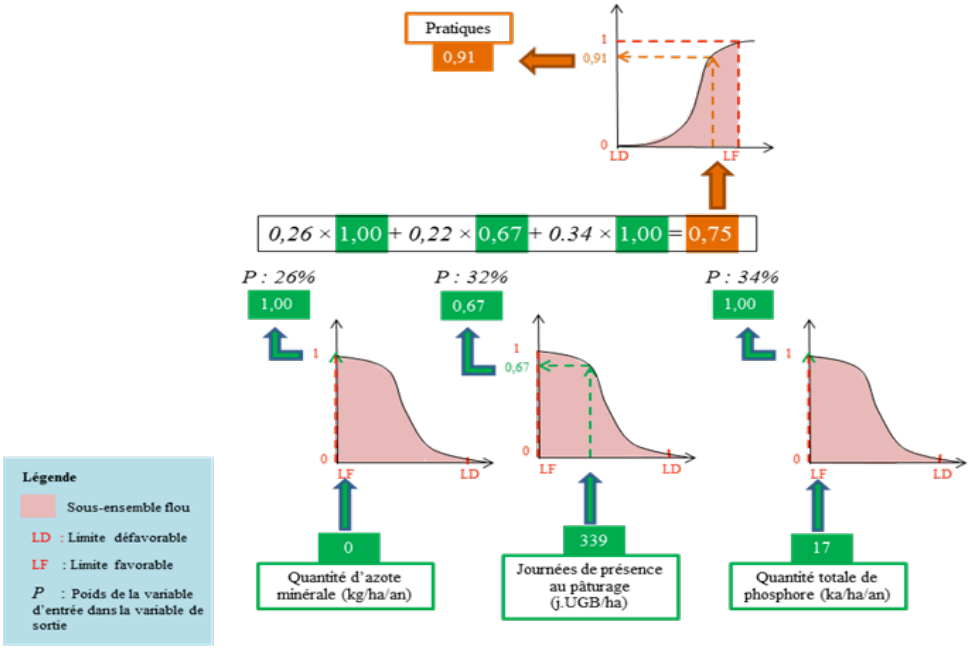
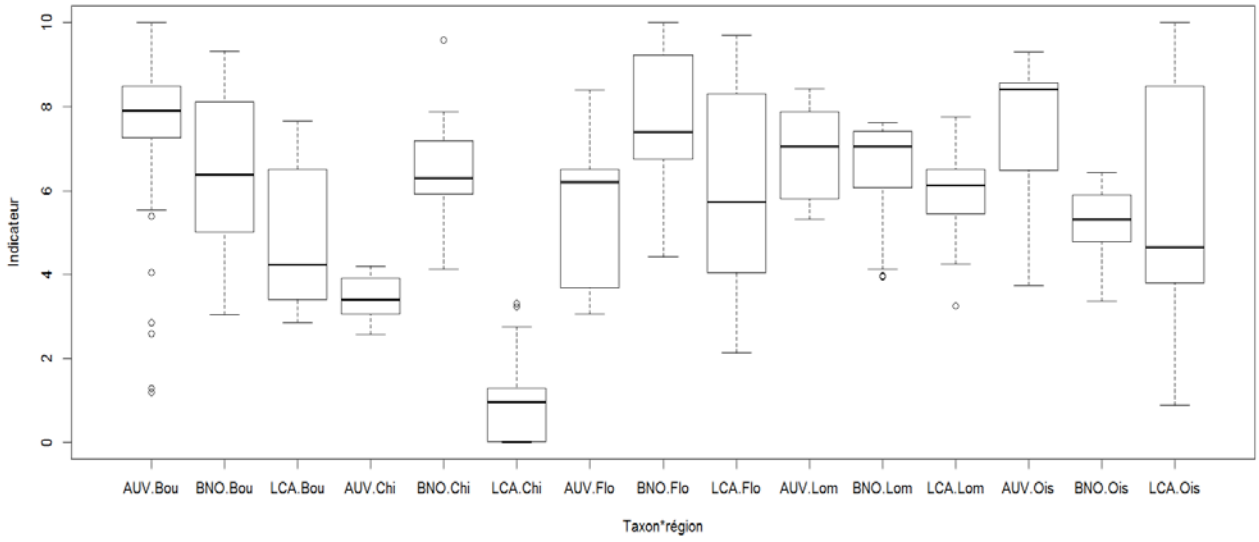


Figure 8 : Schématisation de la méthode de calcul aboutissant à la note globale des pratiques relatives à la diversité floristique des bordures de parcelle



Le test réalisé dans 40 fermes (Figure 9) à partir du modèle montre des résultats des bourdons et des lombrics meilleurs en région Auvergne et moins bons en Lorraine/Champagne-Ardenne. Les chiroptères présentent de forts écarts entre les trois régions ainsi que des valeurs relativement resserrées. Les résultats sont particulièrement bas, notamment en Lorraine/Champagne-Ardenne. Concernant la flore, les notes d'Auvergne et de Lorraine/Champagne-Ardenne sont relativement similaires, et ceux de Basse-Normandie sont certainement les meilleurs comparés aux autres taxons et régions. Enfin, les oiseaux présentent des résultats relativement similaires pour les régions Auvergne et Lorraine/Champagne-Ardenne, et des résultats resserrés pour la Basse-Normandie.

Figure 9 : Variabilité des indicateurs de prédiction des 40 fermes enquêtées (AUV= Auvergne, BNO= Basse-Normandie, LCA= Lorraine/Champagne-Ardenne, Bou= bourdons, Chi= chiroptères, Flo= flore, Lom= lombrics, OIS= oiseaux) (Source Casdar INDIBIO 2010-2013)



3. Discussion

L'originalité de l'étude porte sur la contribution globale des trois blocs étudiés : paysagers, pratiques et structure parcellaire. De façon plus fondamentale, la haie, les alignements d'arbres, les lisières de forêts et autres bosquets assurent la diversité des habitats pour les espèces floristiques et faunistiques. Plusieurs études ont déjà mis en évidence les relations entre structure paysagère et biodiversité (Burel et al., 2004 ; Miller et al., 1997). Les facteurs les plus pertinents pour évaluer la biodiversité dans une mosaïque paysagère agraire sont la variabilité du paysage (nombre de biotopes par unité de surface), l'hétérogénéité du paysage (nombre d'habitats et longueur de l'écotone par unité de surface) et la proportion de surface couverte par chaque type d'habitat (Duelli et al., 1997).

A l'échelle de la prairie permanente, les relations établies correspondent à celles décrites dans la littérature scientifique. Les fauches précoces et/ou des fauches à répétition sur une même parcelle entraine une diminution de la diversité végétale (Zechmeister et al., 2003). L'augmentation de la fertilisation entraine une diminution de la diversité spécifique végétale (White et al., 2004), ainsi que de la richesse spécifique (Scohier et Dumont, 2012). Les impacts du pâturage sur la richesse spécifique varient selon les études mais des grandes tendances se dégagent. Aussi, la richesse spécifique est généralement défavorisée par le pâturage intensif d'animaux domestiques, mais ce dernier préserve cette richesse sur le long terme par rapport à des parcelles abandonnées (Burel et Garnier, 2008). Seule la relation avec le bloc paysager reste à approfondir car certains liens biologiques ne sont pas encore établis comme comprendre, l'effet de la dispersion ou de la concentration des pollens dans la survie des espèces.

Pour les bourdons, nous constatons que la richesse spécifique de ces communautés est conditionnée à la fois par la proximité des infrastructures agroécologiques et par l'intensité des modes d'exploitation (Hendrickx et al., 2007). Les talus et les haies servent d'abris aux reines fécondées pour hiverner. De plus, cette présence d'espaces semi-naturels tels que des bandes enherbées ou des talus où fleurissent des plantes sauvages est donc indispensable au développement des colonies de bourdons (Carré et al., 2009). La complexité de la forme de la parcelle intègre ces composantes car elle augmente le potentiel d'abri pour les reines mais aussi conserve une diversité de plantes à fleurs sauvages. L'intensité de pâturage affecte la richesse spécifique des abeilles (Kovács-Hostyánszki et al., 2013) et par analogie des bourdons.

Pour les chiroptères, l'activité importante à l'interface entre milieu cultivé et forêt serait liée à l'abondance et à la diversité des proies dans les habitats de bordure de champs. La densité des mares influence favorablement le nombre d'espèces de chauves-souris. Ce constat confirme que la création de zones humides artificielles, comme les mares de rétention dans un paysage agricole exploité intensivement profitent aux chauves-souris, comme cela a été montré au sein de vignobles (Stahlschmidt et al., 2012). De plus présence de haies ou d'alignements d'arbres sont très bénéfiques aux chauves-souris (Boughey et al., 2011 ; Fuentes-Montemayor et al., 2013). Nous constatons que l'hétérogénéité compositionnelle de l'habitat augmente la richesse spécifique des chiroptères spécialisés à l'échelle de la parcelle. Il est donc important de conserver une diversité d'habitats ouverts, d'arbres et de buissons dans les prairies. Au pâturage, les plantes sont plus vulnérables à l'herbivorie par les insectes, ce qui est susceptible d'accroitre les espèces prédatrices telles que les chauves-souris (Burel et al., 2008).

Pour les oiseaux, la fertilisation de prairies entraine un développement plus rapide de la végétation et offre des ressources trophiques et des sites de nidification différents des prairies non fertilisées. Mais ces prairies fertilisées qui subissent un changement rapide de hauteur d'herbe affectent la disponibilité des sites de reproduction des oiseaux. En effet, les exigences écologiques vis-à-vis de la hauteur du couvert végétal varient selon les espèces. La variation du couvert induit également une réduction de l'abondance et de l'accessibilité des invertébrés qui sont une source de nourriture des oiseaux. Une diminution de la diversité végétale va entrainer une diminution de la disponibilité des graines pour les oiseaux granivores.

Cette analyse des relations met en relief la contribution globale des trois blocs étudiés : paysagers, pratiques et structure parcellaire. Ces paysages structurellement complexes améliorent la biodiversité dans les agrosystèmes, car ceux-ci peuvent compenser une gestion locale très intensive (Tscharntke et al., 2005). Les pratiques locales ont un effet à l'échelle de l'exploitation détectable sur des espèces mobiles et connectées aux prairies comme les abeilles (Kovács-Hostyánszki et al., 2013).

De façon plus fondamentale, la haie, les alignements d'arbres, les lisières de forêts et autres bosquets assurent la diversité des habitats pour les espèces floristiques et faunistiques. Par ailleurs, on observe que les effets négatifs de certaines pratiques agricoles sur la richesse spécifiques des espèces sont souvent atténués lorsque la densité des IAE est supérieure à 6% (résultats non présentés). Enfin, les facteurs expliquant la richesse spécifique pour les deux espèces étudiées sont différents d'une région à l'autre, ce qui montre que chaque zone a sa particularité et qu'il n'existe pas de solution unique pour maintenir la qualité de l'écosystème.

Enfin, la modélisation prédictive de la biodiversité offre la possibilité d'aboutir à un outil d'aide à la décision pour l'agriculteur et pour les autres acteurs du territoire. Toutefois, les règles de réponses établies à partir des jeux de données collectés en fermes dans les territoires pilotes de l'étude ne sont pas transposables dans n'importe quel autre territoire. Le choix des taxons retenus pour qualifier est très important car ces espèces servent à donner un signal sur la qualité même d'un agroécosystème. Une démarche simplifiée et opérationnelle appelée BIOTEX a été mise au point dans le but d'évaluer la biodiversité ordinaire à différentes échelles, de manière simple, rapide mais rigoureuse. Elle intègre les composantes qui interagissent sur la biodiversité ordinaire et repose sur l'utilisation d'indicateurs indirects pour répondre à une logique pédagogique.

En conclusion

Ces résultats illustrent bien l'effet croisé des pratiques agricoles et du paysage sur la diversité des espèces floristiques et faunistiques dans différentes régions de polyculture-élevage de France. Le rôle joué par le bloc paysager est conséquent car il explique au moins 30% de la variabilité au sein de chaque espèce peu mobile ou très mobile. Le niveau global de biodiversité d'un élevage peut ainsi être

évalué sur la base d'une quantification et d'une caractérisation des IAE en lien avec l'intensité des pratiques agricoles. Ces variables indirectes illustrant les composantes paysagères (linéaire de haies, surface des parcelles etc.) et les pratiques agricoles (chargement animal, quantité de fertilisants etc.) devraient être utilisées pour qualifier un potentiel de biodiversité d'un agroécosystème. Ainsi, la densité d'IAE présents dans un espace agricole, leur répartition, leur connectivité et leur qualité déterminent la richesse biologique d'un paysage. Par conséquent, il est donc pertinent de s'appuyer sur ces IAE pour appréhender le potentiel de biodiversité d'un territoire mais aussi d'évaluer les effets des systèmes de production agricole sur la diversité biologique.

Références bibliographiques

Aavik T., Liira J., 2009. Agrotolerant and high nature-value species-plant biodiversity indicator groups in agroecosystems. Ecol. Indic. 5, 892-901

Boughey K.L., Lake I.R., Haysom K.A., Dolman P.M., 2011. Improving the biodiversity benefits of hedgerows: How physical characteristics and the proximity of foraging habitat affect the use of linear features by bats. Biological Conservation 144, 1790-1798.

Bockstaller C., Guichard L., Makowski D., Aveline A., Girardin P., Plantureux S., 2008. Agri-environmental indicators to assess cropping and farming systems. A review. Agron. Sustain. Dev. 28, 139–149.

Boller E.F., Avilla J., Joerg E., Malavotta C., Wijnands F.G., Esbjerg P., 2004. Integrated production. Principles and technical guidelines, 3rd Edition. Bulletin OILB/SROP, 27 (2) 54p.

Burel F., Butet A., Delettre Y.R., Millàn de la Peña N., 2004c. Differential response of selected taxa to landscape context and agricultural intensification. Landsc. Urban Plan. 67, 195–204.

Carré G. et al., 2009. Landscape context and habitat type as drivers of bee diversity in European annual crops. Agriculture, Ecosystems and environment, p 40-45.

Duelli P., 1997a. Biodiversity evaluation in agricultural landscapes: An approach at two different scales. Agric. Ecosyst. Environ. 62, 81–91.

Gaujour E., Amiaud B., Mignolet C., Plantureux S., 2012. Factors and processes affecting plant biodiversity in permanent grasslands. A review. Agron. Sustain. Dev. 32, 133–160.

Hendrickx F., Maelfait J.P., Wingerden W.v., Schweiger O., Speelmans M., Aviron S., Augenstein I., Billeter R., Bailey D., Bukacek R., Burel F., Diekötter T., Dirksen J., Herzog F., Liira J., Roubalova M., Vandomme V., Bugter R., 2007. How landscape structure, land-use intensity and habitat diversity affect components of total arthropod diversity in agricultural landscapes. J. Appl. Ecol. 44, 340–351.

Fuentes-Montemayor E., Goulson D., Cavin L., Wallace J.M., Park K.J., 2013. Fragmented woodlands in agricultural landscapes: The influence of woodland character and landscape context on bats and their insect prey. Agriculture, Ecosystems & Environment, 172, 6 15

Kovács-Hostyánszki A., Elek Z., Balázs K., Centeri C., Falusi E., Jeanneret P., Penksza K., Podmaniczky L., Szalkovszki O., Báldi A., 2013. Earthworms, spiders and bees as indicators of habitat quality and management in a low-input farming region—A whole farm approach. Ecol. Indic. 33, 111–120. doi:10.1016/j.ecolind.2013.01.033

Miller J.N., Brooks R.P., Croonquist M.J., 1997a. Effects of landscape patterns on biotic communities. Landsc. Ecol. 12, 137–153.

Robinson R.A., Sutherland W.J., 2002. Post-war changes in arable farming and biodiversity in Great Britain. Journal of Applied Ecology 39, 157–176.

Sklenicka P., Molnarova K., Brabec E., Kumble P., Pittnerova B., Pixova K., Salek M., 2009. Remnants of medieval field patterns in the Czech Republic: Analysis of driving forces behind their disappearance with special attention to the role of hedgerows. Agriculture Ecosystem & Environment 129, 465–473

Stahlschmidt P., Brühl C.A., 2012. Bats at risk? Bat activity and insecticide residue analysis of food items in an apple orchard. Environmental Toxicology and Chemistry 31 (7), 1556-1563

Scohier A., Dumont B., 2012. How do sheep affect plant communities and arthropod populations in temperate grasslands? Animal 6, 1129–1138.

Tilman D., Fargione J., Wolff B., D'Antonio C., Dobson A., Howarth R. et al., 2001. Forecasting agriculturally driven global environmental change. Science 292, 281–284

Tscharntke T., Klein A.M., Kruess A., Steffan-Dewenter I., Thies C., 2005. Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. Ecol. Lett. 8, 857–874.

Tichit M., 2012. Livestock farming systems and biodiversity: from antagonisms to synergies.

White T.A., Barker D.J., Moore K.J., 2004. Vegetation diversity, growth, quality and decomposition in managed grasslands. Agric. Ecosyst. Environ. 101, 73–84.

Wickramasinghe L.P., Harris S., Jones G., Jennings N.C., 2004. Abundance and species richness of nocturnal Insects on organic and conventional farms: effects of agricultural intensification on bat foraging. Conservation Biology 18 (5), 1283-1292.

Wold S. 1984. Three PLS algorithms according to SW .In: Symposium MULDAST (Multivariate Analysis in Science and Technology), Umea University, Sweden. pp. 26–30.

Zechmeister H.G., Schmitzberger I., Steurer B., Peterseil J., Wrbka T., 2003a. The influence of land-use practices and economics on plant species richness in meadows. Biol. Conserv. 114, 165–177.

Cet article est publié sous la licence Creative Commons (CC BY-NC-ND 3.0)

https://creativecommons.org/licenses/by-nc-nd/3.0/fr/

Pour la citation et la reproduction de cet article, mentionner obligatoirement le titre de l'article, le nom de tous les auteurs, la mention de sa publication dans la revue « Innovations Agronomiques », la date de sa publication, et son URL)