

Un espace de biodiversité au service des productions herbivores : la prairie permanente



INSTITUT DE
L'ÉLEVAGE



Document rédigé par :

Bernard Amiaud (Université de Lorraine),
Aline Chanséaume (Institut de l'Élevage),
Vincent Manneville (Institut de l'Élevage)

Avec l'appui du comité scientifique INDIBIO :

Nadia Michel (Université de Lorraine),
Laurence Guichard INRA Versailles,
Antonin Pépin France Nature
Environnement,
Jean François Julien et Christian Kerbiriou
du Muséum National d'Histoire Naturelle,
Jean-Baptiste Dollé Institut de l'Élevage

Source :

Thèse Aline Chanséaume, 2014 ; Travaux
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
permettant d'évaluer la BIODiversité dans
les systèmes d'exploitation d'élevage et
de polyculture-élevage.

Avec l'appui financier du Centre National
Interprofessionnel de l'Economie Laitière
(CNIEL) et l'interprofession Bétail et viande
(INTERBEV) et du Ministère de l'Agriculture
(DGER CasDar)

Conception graphique :

Annette Castres (Institut de l'Élevage)

Mise en page :

Valérie Terrisse (Institut de l'Élevage)

Crédits photos: Institut de l'Élevage, Aline
Chanséaume, Google Earth

Édité par :

Institut de l'élevage - 149 rue de Bercy -
75595 Paris Cedex 12 - www.idele.fr

Table des matières

1.	Effets des pratiques agricoles sur la diversité faunistique et floristique des prairies permanentes.....	3
1.1	Le pâturage	3
1.2	La fauche.....	5
1.3	La fertilisation	6
2.	Effets de la structure et de la composition du paysage sur la diversité faunistique et floristique	7
2.1	Structure et composition du paysage.....	7
	L'hétérogénéité du paysage.....	8
	La connectivité du paysage	8
	La fragmentation du paysage.....	9
2.2	Les infrastructures agroécologiques : qu'est-ce que c'est ?	9
2.3	Effet des caractéristiques du paysage sur la diversité faunistique et floristique.....	10
	Hétérogénéité.....	10
	Connectivité et Fragmentation	13
	Effets mixtes des caractéristiques du paysage et des pratiques agricoles sur la diversité .	14

PREAMBULE

Cet ouvrage identifie et décrit l'effet des pratiques agricoles et de l'organisation des paysages agricoles sur la biodiversité, avec un focus sur la flore. Il en sera de même pour les effets de la structure et de la composition du paysage. Enfin une dernière partie traitera des effets combinés des pratiques et du paysage sur la diversité. La biodiversité ordinaire floristique et faunistique des prairies permanentes est influencée par de nombreux facteurs liés au sol et climat ou dépendant de près ou de loin des activités agricoles. Parmi ces facteurs identifiés dans la littérature scientifique, les pratiques agricoles, la structure et composition du paysage occupent une place importante dans ce milieu en interactions complexes. Les IAE comme les haies, les arbres isolés ou les buissons sont des habitats clés pour beaucoup d'espèces d'oiseaux (nidification, alimentation, protection). Certaines espèces d'oiseaux préfèrent les haies, d'autres les buissons, c'est pourquoi il est important de conserver une diversité d'IAE au sein d'un paysage

Globalement, des effets positifs de l'hétérogénéité du paysage sur la diversité végétale ont été observés. La diversité d'assolement et l'organisation du paysage de l'exploitation sont importantes pour maintenir la diversité floristique. Il est primordial de maintenir une mosaïque diversifiée d'habitats cultivés et non cultivés dans les exploitations agricoles pour la conservation des espèces floristiques. Les résultats du CASDAR INDIBIO illustrent bien l'effet croisé des pratiques agricoles et du paysage sur la diversité des espèces floristiques et faunistiques pour les trois régions étudiées.

1. Effets des pratiques agricoles sur la diversité faunistique et floristique des prairies permanentes

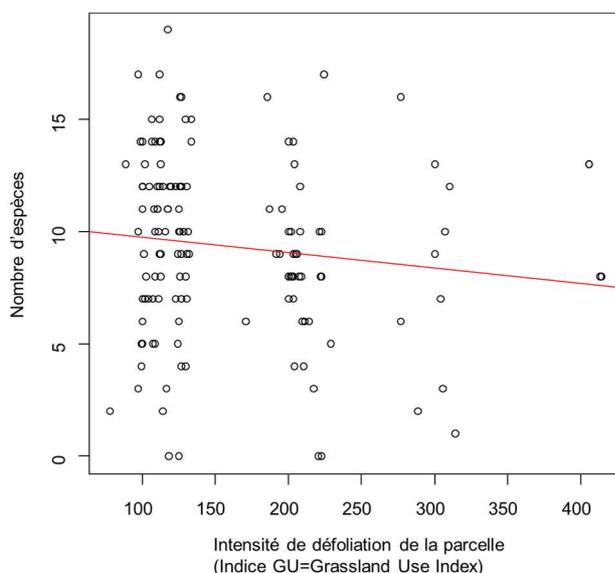
Les pratiques agricoles majoritaires appliquées en prairies permanentes sont la fertilisation, la fauche et le pâturage. Le traitement sanitaire des animaux, pâturant par la suite, peuvent avoir des conséquences sur la biodiversité des prairies permanentes. Mais peu d'études ont été réalisées et cette pratique ne sera donc pas traitée dans la suite de cette partie.

Le pâturage peut influencer la diversité des organismes en exploitation agricole à travers le taux de chargement, la saisonnalité ou la catégorie d'herbivores pâturant. Les effets de la fauche sont étudiés à partir des variables de fréquence de coupe et de date de fauche (précoce vs. tardive par exemple). Enfin la fertilisation peut se décomposer en deux composantes, la fertilisation minérale et la fertilisation organique (Gaujour *et al.*, 2012).

1.1 Le pâturage

Le pâturage est considéré comme une perturbation composée de trois composantes que sont la défoliation due à la consommation d'herbe, le dépôt des excréments et le piétinement d'intensité différente selon le chargement animal.

De manière générale, une forte intensité du pâturage réduit la densité et la diversité d'une majorité **d'organismes vivants du sol** (fourmis, vers de terre) ainsi que **les petits mammifères**. Cet effet négatif du pâturage intensif s'observe sur la richesse spécifique, l'abondance et la taille des populations. **Les populations d'oiseaux** évoluent différemment dans les prairies pâturées en fonction des espèces ;



cependant un chargement animal trop élevé est néfaste à la diversité des oiseaux (Figure 1). Les oiseaux nicheurs seront sensibles au piétinement des nids et des couvées dans les prairies, alors que les oiseaux granivores seront eux sensibles à la disponibilité des graines, dépendante de l'intensité du pâturage au sein de la prairie. L'intensité de pâturage affecte la richesse spécifique des abeilles (Kovács-Hostyánszki *et al.*, 2013) et également des autres insectes. Cette richesse spécifique est généralement supérieure dans des pâturages extensifs par rapport à des pâturages intensifs.

FIGURE 1. RELATION ENTRE LE NOMBRE D'ESPÈCES D'OISEAUX ET L'INTENSITÉ DE DÉFOLIATION DE LA PARCELLE (n=139 parcelles, SOURCE CAS DAR INDIBIO 2010-2013).

En ce qui concerne la **flore**, le pâturage est *un processus majeur qui affecte la composition* et la structure des communautés végétales. 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 and Garnier, 2008). La richesse spécifique floristique (Figure 2), la hauteur de végétation et l'hétérogénéité de la végétation augmentent dans les prairies non pâturées par rapport à des prairies pâturées, mais aucune différence n'est observée entre un pâturage extensif et un pâturage intensif (Kruess and Tschardtke, 2002). La diversité spécifique végétale, à l'échelle de la parcelle et de l'exploitation, augmente lorsque le chargement animal diminue. La gamme de diversité au sein des parcelles est plus importante sur l'exploitation pour des niveaux de chargement intermédiaire (Farruggia *et al.*, 2006). La relation entre l'intensité du pâturage et la diversité spécifique dépend de la productivité du milieu et du niveau des perturbations.

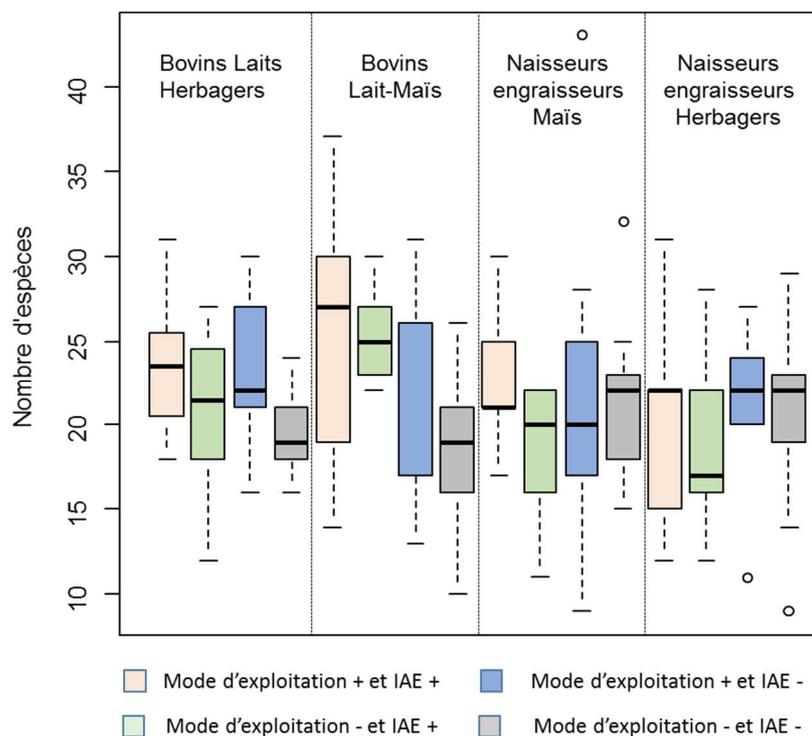


FIGURE 2. NOMBRE D'ESPECES DE LA FLORE (moyenne sur 48 échantillons de 0.25 cm²) SELON L'INTENSITE D'EXPLOITATION ET LA DENSITE D'INFRASTRUCTURES AGROECOLOGIQUES (SOURCE CAS DAR INDIBIO 2010-2013).

En plus de cela, l'intensité du pâturage influence également les caractéristiques des espèces. En effet, d'un point de vue fonctionnel, une augmentation de la charge animale est associée à une augmentation des espèces rudérales et compétitrices, annuelles, à régénération saisonnière par graines, avec floraison et dispersion des graines tôt dans la saison, des plantes en rosette, exigeant de la lumière et avec une hauteur minimale inférieure.

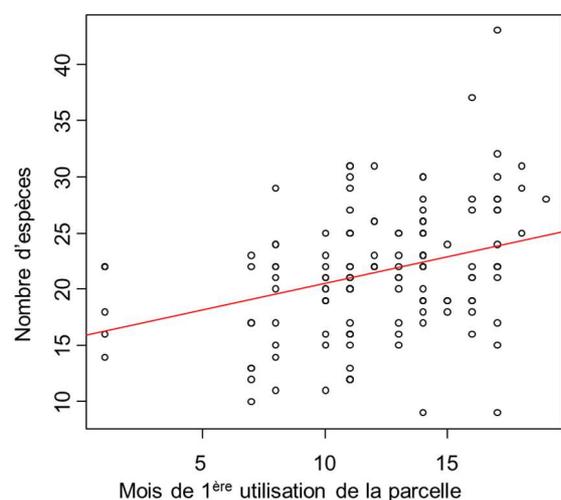
Selon le type d'herbivores (bovin, ovin, équin, caprin) qui pâture, la richesse spécifique fluctue (Bakker *et al.*, 2006; Bergès, 2013). Cet effet dépend du comportement alimentaire de l'herbivore, de son efficacité digestive et de son comportement spatial. Le type d'herbivores affecte l'hétérogénéité de la végétation à cause d'une sélection effectuée sur les différentes espèces dans la prairie, selon les catégories animales. En effet, celles-ci montrent des différences spatiales et temporelles dans leur utilisation de l'herbe comme ressource. Le pâturage améliore généralement l'hétérogénéité spatiale, soit de manière régulière pour les bovins et les ovins, soit en créant des zones spécifiques pour les chevaux (Loucougaray 2003). Le pâturage mixte permet une addition ou une compensation des effets du pâturage de chaque catégorie d'herbivores. Des études montrent les effets positifs d'un pâturage mixte modéré sur les communautés végétales (Fleurance *et al.*, 2011).

L'effet de la saison de pâturage sur la diversité des plantes en prairie n'a pas été beaucoup étudié et divers effets ont été trouvés. Cependant, une étude de Scohier et Dumont (2012) montre que la richesse spécifique en espèces végétales est plus importante dans des prairies pâturées en automne par des moutons que dans des prairies non pâturées.

1.2. La fauche

La fauche affecte la faune de manière indirecte via l'effet sur la végétation qui est un abri pour les petits mammifères, une zone de nidification pour les oiseaux ou de nourriture pour les pollinisateurs. Une date de fauche précoce va, par exemple, avoir un effet sur la production de graines dans la prairie, graines qui sont la base de la nourriture de certains oiseaux. A l'inverse, une fauche trop tardive va entraîner une fermeture du couvert, par la dominance d'espèces compétitrices, qui peut être néfaste pour certains arthropodes par exemple. Les prairies fauchées sont des habitats inadéquats pour les orthoptères (Braschler *et al.*, 2009) qui sont tués par les passages des engins de coupe. Cet impact dépend du matériel et des techniques utilisés, mais aussi des préférences d'habitat et de l'écologie des espèces faunistiques étudiées (Humbert *et al.*, 2009). C'est le cas par exemple des populations d'araignées peu mobiles ou inféodées à la litière qui diminuent dans les prairies fauchées (Cattin *et al.*, 2003). L'effet négatif de la fauche est visible à long terme pour les carabes qui voient leur abondance et leur richesse spécifique diminuer en prairie fauchée.

FIGURE 3. RELATION ENTRE LE NOMBRE D'ESPÈCES VÉGÉTALES ET LA DATE DE 1ÈRE UTILISATION EN FAUCHE OU EN PÂTURAGE (n=139 parcelles, SOURCE CAS DAR INDIBIO 2010-2013).



Les caractéristiques de fauche qui influencent la diversité floristique sont la date de fauche, en particulier de première fauche, et le nombre de coupes. Des fauches précoces et/ou des fauches à répétition sur une même parcelle entraînent une diminution de la diversité végétale (Zechmeister *et al.*, 2003). La date de fauche affecte la végétation des prairies de par son impact sur la date de floraison des espèces présentes. Des dates de fauche tardive favorisent la diversité floristique des prairies (Figure 3). Une exploitation très tardive peut induire une diminution de la richesse spécifique. Il est important de noter que la fréquence de coupe est corrélée aux dates de fauche.

1.3. La fertilisation

La fertilisation des prairies permanentes se décompose en deux types : la fertilisation minérale (engrais de synthèse type N-P-K) et la fertilisation organique (fumier, lisier, compost). La fertilisation minérale peut entraîner une acidification des sols défavorable aux micro-organismes sauf ceux du groupe des nitrifiants qui profitent de cette acidification pour stimuler leur activité (Burel and Garnier, 2008). Cette fertilisation minérale a un effet direct moins important que la fertilisation organique sur les micro-organismes, elle stimule la croissance des plantes et la production de rhizodépôts favorables aux activités microbiennes. La fertilisation organique impacte également la microfaune du sol à travers la diversité et la quantité des résidus organiques présents dans la prairie.

Pour les oiseaux, la fertilisation de prairies entraîne 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 entraîner une diminution de la disponibilité des graines pour les oiseaux granivores. Comme montré sur la figure 4, la richesse spécifique des plantes et des oiseaux est négativement associée à l'utilisation de fertilisant (Billeter *et al.*, 2008; Klimek *et al.*, 2007)

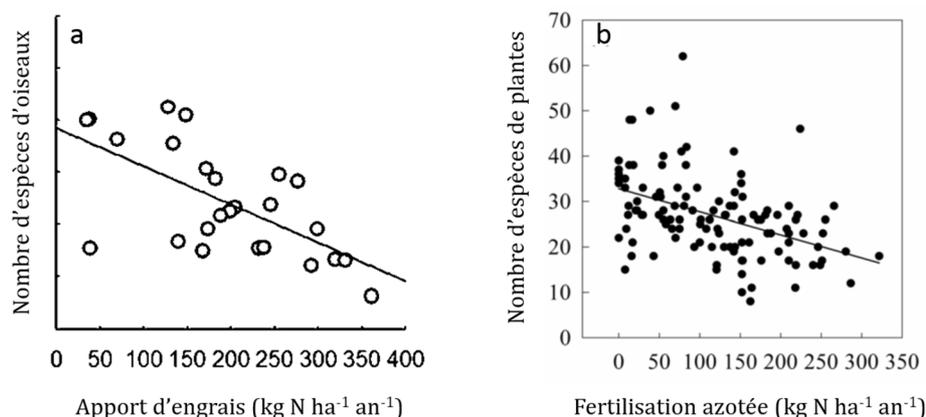


FIGURE 4. RELATION ENTRE LE NOMBRE D'ESPÈCES ET LA FERTILISATION AZOTÉE, A) CAS DES OISEAUX (BILLETER ET AL., 2008); B) CAS DES PLANTES (KLIMEK ET AL., 2007).

L'augmentation de la fertilisation entraîne une **diminution de la diversité spécifique végétale** (White *et al.*, 2004), ainsi que de la richesse spécifique (Schoier and Dumont, 2012). De nombreuses études, portent sur l'effet de l'azote inorganique sur la diversité végétale. L'ajout d'azote dans les prairies favorise la présence des graminées, surtout les compétitrices qui ont une teneur en matière sèche des feuilles faible, à l'inverse des légumineuses. En général, la richesse spécifique diminue alors quand la fertilité en azote augmente. Quant au phosphore inorganique il a une grande influence sur la richesse spécifique. L'apport de phosphore dans une prairie est la pratique la plus responsable de la diminution de la richesse spécifique de par l'effet d'exclusion compétitive qui se met en place entre les espèces végétales ; ceci a également des conséquences sur la productivité des prairies. En ce qui concerne l'apport de chaux dans les prairies, des résultats contradictoires sont obtenus dans la littérature car ceux-ci sont dépendants des conditions pédoclimatiques et de la modification du pH qui fait suite à l'application de la chaux.

Les amendements organiques ont des effets qui dépendent du niveau de la fertilisation, des conditions locales et de la composition floristique initiale de la prairie. La fertilisation affecte cette composition floristique de par la teneur en éléments N et P apportée et aussi par le transport des graines au sein des différentes formes de fertilisants organiques.

2. Effets de la structure et de la composition du paysage sur la diversité faunistique et floristique

2.1. Structure et composition du paysage

Le paysage est défini comme un niveau d'organisation du système écologique supérieur à l'écosystème. Il est souvent reconnu comme un niveau d'organisation intermédiaire entre l'écosystème et la région. C'est un ensemble d'écosystèmes composé d'une matrice, d'îlots (taches ou parcelles) et de corridors. La matrice est la composante principale, la plus étendue du paysage considéré. La matrice caractérise la physionomie du paysage et correspond à un élément étendu ou plusieurs éléments fortement connectés entre eux. Comme on le voit sur la Figure 5, un paysage peut être constitué de plusieurs matrices ; ici une matrice agricole composée de prairies et d'une forêt. La nature structurelle et compositionnelle du paysage est importante pour la biodiversité (Fahrig *et al.*, 2011). L'îlot correspond à une surface du paysage non linéaire, différente de la matrice dans laquelle il se trouve. Un îlot peut être un bosquet de taille moyenne, de surface inférieure à la forêt qui n'est pas dans la continuité de cette forêt (Figure 5). Les corridors sont eux des éléments linéaires différents de la matrice qui l'entourent de chaque côté. Ils permettent de créer un lien entre des îlots. Plus il y a de corridors, mieux ils sont répartis et plus la connectivité du paysage est bonne. Les corridors peuvent être des éléments linéaires étroits comme des haies (Figure 5), des éléments dits en bandes ou des éléments bordant des cours d'eau.

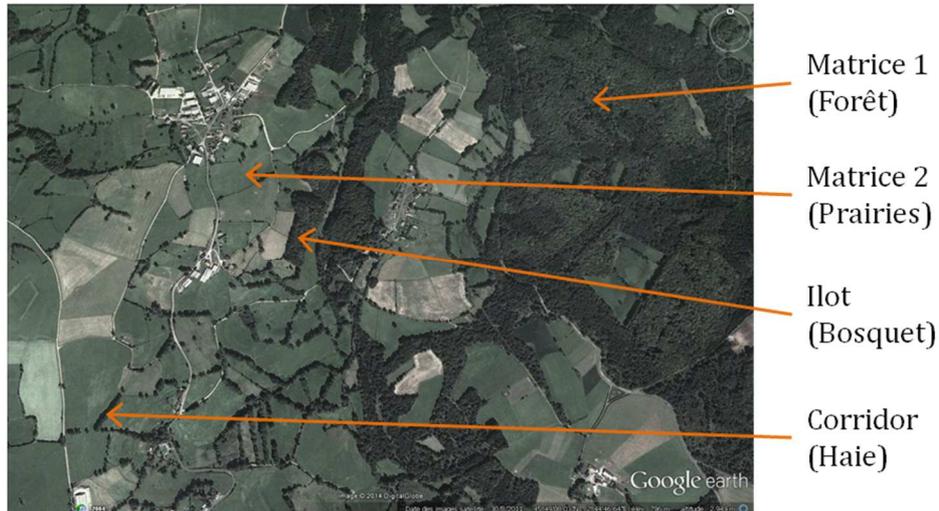


FIGURE 5. PHOTOGRAPHIE ILLUSTRANT LA COMPOSITION D'UN PAYSAGE (PHOTO : GOOGLE EARTH).

L'HÉTÉROGÉNÉITÉ DU PAYSAGE

L'hétérogénéité d'un paysage donne des informations sur la diversité des éléments qui composent ce paysage. Souvent les éléments du paysage correspondent à différentes utilisations du sol. L'indice de mesure de l'hétérogénéité du paysage le plus connu est basé sur l'indice de Shannon qui est habituellement utilisé par les écologistes pour estimer la diversité spécifique. Les indices de couverture du sol et d'hétérogénéité permettent de caractériser la structure du paysage, sa composition et son arrangement spatial (Fischer and Lindenmayer, 2007).

LA CONNECTIVITÉ DU PAYSAGE

La connectivité est la mesure de la capacité des organismes à se déplacer entre des taches séparées d'un habitat. La connectivité peut être décrite de façon structurelle ce qui correspond à la densité et à la complexité de la structure des corridors et de la matrice. Le deuxième aspect de la connectivité est la connectivité fonctionnelle qui est définie comme la mesure dans laquelle un individu peut se déplacer à travers un paysage. Contrairement à la connectivité structurelle, elle prend en compte l'écologie de l'espèce. La connectivité est dépendante du nombre de corridors et de la disposition de ceux-ci entre les différents îlots d'un paysage (Figure 6). Les corridors sont des zones à l'intérieur d'une zone cible qui permettent les mouvements d'une espèce donnée d'un habitat à un autre.

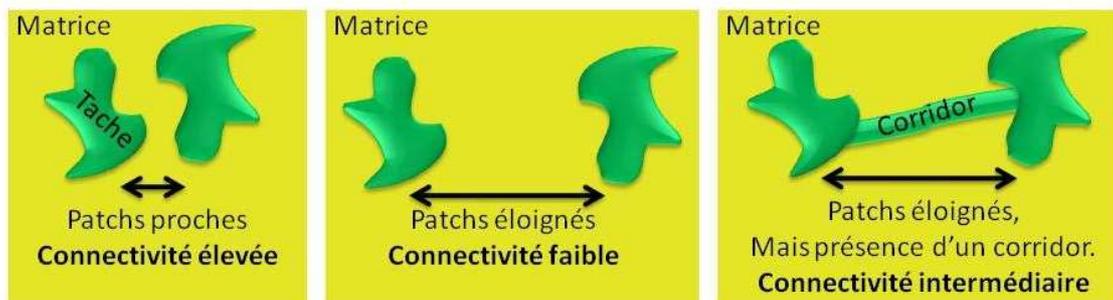


FIGURE 6. REPRÉSENTATION SCHEMATIQUE DE LA CONNECTIVITÉ ET DES CORRIDORS (BLANCHET, 2012).

La connectivité est donc d'autant plus élevée quand les éléments du paysage sont reliés entre eux par des corridors. De manière générale la connectivité favorise les mouvements des individus, les échanges génétiques, ainsi, les corridors interviennent en réduisant les probabilités d'extinctions et en favorisant les recolonisations (Burel and Baudry, 1995).

LA FRAGMENTATION DU PAYSAGE

La fragmentation d'un habitat résulte d'une destruction partielle d'une surface initiale d'un type d'habitat, ce qui entraîne plusieurs taches d'habitats déconnectés et un effet négatif sur la biodiversité. La fragmentation n'est pas seulement une perte d'habitat mais aussi une modification de la qualité de cet habitat, avec une réduction de la continuité des habitats disponibles et une augmentation des effets de bordures (Burel and Baudry, 1999; Gaujour et al., 2012). La fragmentation des réseaux de haies et la disparition des prairies, par exemple, réduisent les disponibilités de zones de repos, d'alimentation et de reproduction à l'échelle des paysages ce qui entraîne des modifications sur les réseaux trophiques et des perturbations des relations proie-prédateur.

2.2 Les infrastructures agroécologiques : qu'est-ce que c'est ?

Les infrastructures agroécologiques (IAE) sont des éléments fixes du paysage, faisant partie intégrante de l'exploitation agricole, comme les haies, les arbres isolés, les murets de pierre sèche, les lisières de forêts... (Figure 7). Ce sont des milieux semi-naturels qui ne reçoivent ni engrais, ni pesticides. Elles font pleinement partie de l'espace agricole et sont gérées de manière extensive, le plus souvent par les agriculteurs. Ce sont des éléments essentiels pour l'environnement. Ils contribuent à la préservation de la biodiversité en servant de zone de refuge, de repos et d'alimentation pour la faune et la flore.



FIGURE 7. INFRASTRUCTURES AGROECOLOGIQUES : ARBRES ISOLÉS, HAIES, LISIÈRES DE FORET, BORD DE CHEMIN (CREDITS PHOTOS : ALINE CHANSEAUME).

A l'échelle du paysage, les IAE constituent un élément clé en participant à la préservation et à la restauration des continuités écologiques. Les infrastructures agroécologiques présentent ainsi un intérêt pour l'agriculture de différentes manières. Elles ont une fonction spécifique de support dans les paysages agricoles (Freemark *et al.*, 2002). Il faut tout de même noter que ces IAE peuvent constituer une barrière physique à la dispersion d'une espèce ou engendrer une perte de production pour l'agriculteur en créant un micro climat défavorable par exemple. Les IAE jouent également un rôle dans la qualité de l'eau, en limitant le ruissellement et en épurant les eaux, ou encore dans le stockage du carbone. Elles ont également un rôle fonctionnel en protégeant les troupeaux des aléas climatiques comme le vent, les fortes chaleurs etc ... Il y a tout de même un manque de connaissance sur l'effet de l'intensité de gestion des IAE ou leur configuration spatiale sur la faune et la flore (Grashof-Bokdam and van Langevelde, 2005).

2.3. Effet des caractéristiques du paysage sur la diversité faunistique et floristique

Plusieurs études ont déjà mis en évidence les relations entre structure paysagère et biodiversité (Burel *et al.*, 2004; Miller *et al.*, 1997). Selon Duelli (1997), les facteurs les plus pertinents pour évaluer la biodiversité dans une mosaïque paysagère agraires 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**.

HETEROGENEITE

De manière générale, les groupes taxonomiques ont des réponses variables à l'hétérogénéité du paysage selon leur capacité de déplacement. Les plantes (organismes peu mobiles à court terme) répondent à des changements à l'échelle fine alors que les oiseaux par exemple (organismes mobiles) vont répondre à une échelle spatiale plus étendue. La **diminution de l'hétérogénéité** du paysage à différentes échelles spatiales et temporelles est une conséquence de l'intensification de l'agriculture. Recréer de l'hétérogénéité est la clef pour restaurer et maintenir de la biodiversité dans les agrosystèmes (Benton *et al.*, 2003). Burel *et al.* (2004) ont montré qu'un paysage d'agriculture intensive, remembré, sans haies ni bordures enherbées, affiche une biodiversité en arthropodes inférieure à celle d'un paysage hétérogène et pourvu d'infrastructures agroécologiques. **La répartition** des différents habitats a également un rôle à jouer dans le maintien de la diversité. Dans des paysages plutôt simples, la répartition des différents habitats est plus importante que dans des paysages complexes (Tscharrntke *et al.*, 2005). Un paysage avec une densité d'habitat, d'infrastructures agroécologiques élevées mais mal réparties ne sera pas bénéfique à la biodiversité. Une augmentation de la richesse spécifique **des plantes vasculaires, des oiseaux et des arthropodes**, à l'échelle du paysage, en parallèle d'une augmentation de la proportion des IAE est également observée par Billeter *et al.*, (2008) et Concepción *et al.* (2012).

Les infrastructures agroécologiques sont des habitats pour les pollinisateurs et les auxiliaires de culture ; elles sont le principal moteur de la diversité des abeilles (Carré *et al.*, 2009). En effet le nombre d'espèces d'abeilles augmente avec le pourcentage d'IAE (Figure 8) dans le paysage (Tscharntke *et al.*, 2005).

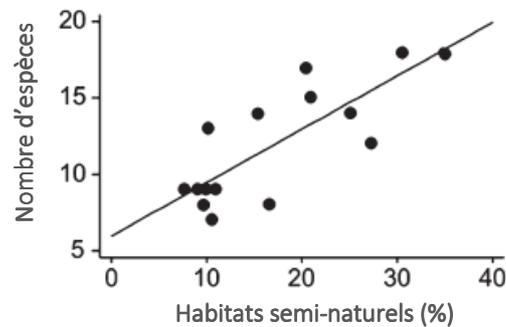


FIGURE 8. NOMBRE D'ESPÈCES D'ABEILLE EN FONCTION DU POURCENTAGE D'HABITATS SEMI-NATURELS DANS LE PAYSAGE (TSCHARNTKE ET AL., 2005).

Les infrastructures agroécologiques sont aussi des refuges pour les populations d'arthropodes (Duelli and Obrist, 2003). La richesse spécifique des carabes, des syrphes, des punaises et des araignées est affectée par l'augmentation de la proximité des IAE (Hendrickx *et al.*, 2007) et par l'hétérogénéité de la mosaïque paysagère (Aviron *et al.*, 2005).

Les IAE comme les haies, les arbres isolés ou les buissons sont des habitats clés pour beaucoup d'espèces d'oiseaux (nidification, alimentation, protection). Certaines espèces d'oiseaux préfèrent les haies, d'autres les buissons, c'est pourquoi il est important de conserver une diversité d'IAE au sein d'un paysage (Figure 9). Pour les oiseaux nicheurs dans les haies par exemple, leur richesse et leur abondance sont associés à la taille des haies et à la présence/absence d'arbres dans la haie.

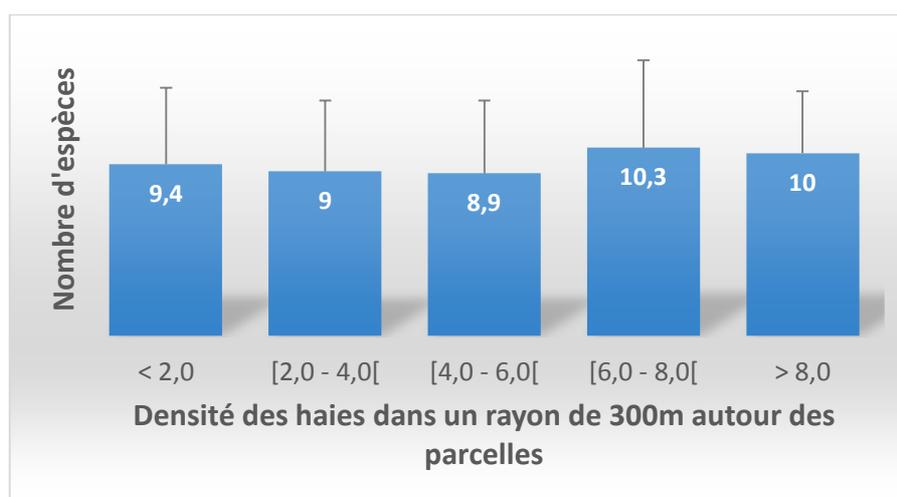


FIGURE 9. NOMBRE D'ESPÈCES D'OISEAUX ET DENSITE DE HAIES A 300M AUTOUR DES PARCELLES ECHANTILLONNEES (n=139 parcelles, SOURCE CAS DAR INDIBIO 2010-2013).

La fourniture d'une couverture associée à la complexité botanique par la haie est également très importante (Hinsley and Bellamy, 2000). Ces différentes études montrent bien l'importance de la quantité, la proportion, de la diversité et de la qualité des infrastructures agroécologiques dans le paysage pour le maintien de la biodiversité.

En ce qui concerne l'hétérogénéité du paysage, elle affecte différemment les organismes selon leur mobilité. C'est un facteur clé dans l'occupation de l'espace par les ongulés sauvages (chevreuils, cerfs etc.). Un paysage hétérogène composé de haies, de bosquets et de petites parcelles peut favoriser la présence des ongulés sauvage. Les haies jouent le rôle de refuges en association à des petites parcelles, elles servent également de corridor de déplacement (Coulon *et al.*, 2006). La présence de bosquets disséminés dans la matrice agricole favorise la présence d'espèces d'ongulés forestiers comme le chevreuil.

L'hétérogénéité du paysage affecte également les communautés de chauves-souris (Figure 10). La disparition des sites de reproduction (vieux arbres), des sites de chasse (haies, bois, prairies), et la diminution des populations d'insectes (proie) entraîne de fortes perturbations de leurs communautés. Ce sont des animaux très sensibles à l'échelle du paysage : elles rebutent à traverser de vastes étendues découvertes. Elles se déplacent en suivant des éléments linéaires du paysage tels que les haies, les lisières de forêts ou encore les cours d'eau (Downs and Racey, 2006).

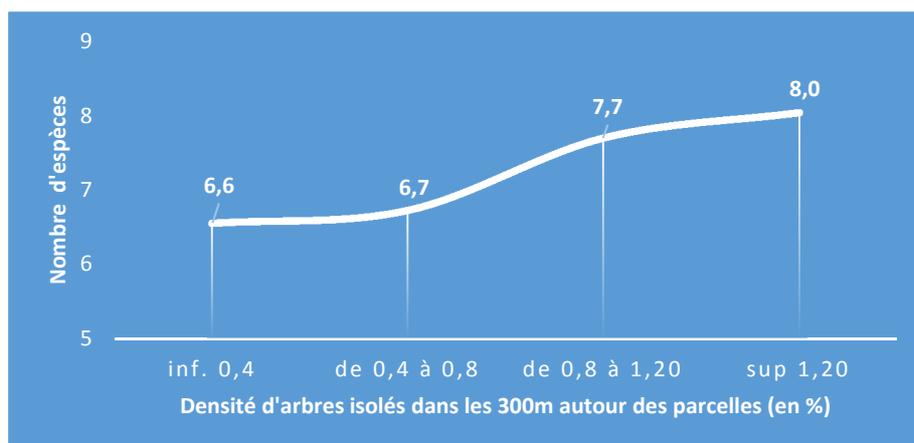


FIGURE 10. NOMBRE D'ESPECES DE CHAUVES-SOURISET DENSITE D'ARBRES ISOLES A 300M AUTOUR DES PARCELLES ECHANTILLONNEES (n=139 parcelles, SOURCE CAS DAR INDIBIO 2010-2013).

Globalement des effets positifs de l'hétérogénéité du paysage sur la diversité végétale ont été observés. Généralement cette relation positive peut être expliquée par une augmentation du nombre de types d'habitats avec une augmentation de l'hétérogénéité du paysage. La diversité d'assolement et l'organisation du paysage de l'exploitation sont importantes pour maintenir la diversité floristique. Il est primordial de maintenir une mosaïque diversifiée d'habitats cultivés et non cultivés dans les exploitations agricoles pour la conservation des espèces floristiques (Freemark *et al.*, 2002).

L'hétérogénéité du paysage peut influencer la composition végétale en prairie permanente en créant un pool d'espèces diversifié et en créant des refuges pour les espèces végétales (Benton *et al.*, 2003; Rosenzweig, 1995). La richesse spécifique végétale (à l'échelle de l'exploitation) est significativement corrélée à l'hétérogénéité du paysage (Fédoroff *et al.*, 2005). D'un point de vue fonctionnel, les espèces anémochores (dispersion des graines par le vent) sont plus sensibles à l'hétérogénéité que les espèces barochores (dispersion par gravité) (Gaujour *et al.*, 2009). La diversité végétale est aussi affectée par le type, la diversité et le changement d'utilisation des terres à une échelle locale (Baessler and Klotz, 2006; Fédoroff *et al.*, 2005; Pacha and Petit, 2008).

CONNECTIVITE ET FRAGMENTATION

La surface d'habitat et la connectivité dans les paysages affectent également les caractéristiques fonctionnelles de certains taxons, c'est le cas de la régularité des communautés de pollinisateurs (abeilles et papillons). Les communautés de pollinisateurs dans les petits fragments d'habitat sont principalement composées d'espèces mobiles et généralistes. Les éléments du paysage jouent alors le rôle de corridor, mais ils peuvent aussi créer une barrière potentielle pour certaines espèces. C'est le cas des abeilles et des guêpes dont l'abondance et la richesse déclinent avec l'augmentation de l'isolement des prairies par une haie (Krewenka *et al.*, 2011).

La connectivité des différents éléments paysagers entre eux crée aussi des conditions de micro-habitats affectant les communautés. Une étude réalisée sur l'effet de la connectivité haie-forêt (fréquente dans les exploitations agricoles situées en matrice principale forestière) sur les communautés de carabes et d'araignées montre qu'à l'échelle du paysage, le type d'habitat linéaire boisé est plus important pour la présence des arthropodes que les effets d'isolement ou les conditions des micro-habitats. L'apparition de carabes généralistes est plus élevée dans les haies par rapport aux lisières de forêts. Les haies sont des refuges pour les espèces spécialistes des milieux ouverts et pour les espèces avec de grandes capacités de dispersion. Les lisières de forêt améliorent quant à elles la persistance des espèces forestières et des espèces à capacité de dispersion réduite (Fischer *et al.*, 2013). Les bords de champs sont de manière générale des zones refuges qui augmentent la diversité des arthropodes auxiliaires, des carabes, des syrphes et des araignées (Marshall, 2004).

Les haies et les caractéristiques artificielles linéaires du paysage peuvent également influencer les trajectoires de vol des bourdons, importants pollinisateurs. Cette réponse directionnelle peut avoir des conséquences sur le succès de reproduction des plantes. La connectivité globale des haies dans un paysage est à la fois importante pour les déplacements des bourdons et pour les plantes qui dépendent de ces bourdons pour la pollinisation (Cranmer *et al.*, 2012). Cette relation habitat-faune-flore se retrouve chez les **papillons**. En effet, il existe des corrélations fortes entre la richesse spécifique des papillons et la richesse spécifique des plantes dans les prairies semi-naturelles (Ekroos *et al.*, 2013). La composition du paysage en termes de proportion de prairie et la surface de prairie affecte la richesse spécifique des papillons en prairie. Une relation existe entre richesse spécifique des papillons et la qualité de l'habitat (hauteur de végétation, abondance des fleurs), en prairie (Öckinger and Smith, 2006).

Comme cité en début de partie, les infrastructures agroécologiques jouent un rôle de refuge qui favorise la diversité végétale (Le Coeur *et al.*, 2002; Cousins, 2006). Différents types de bordures de prairie (bord de route, lisière de forêt) sont indiqués comme d'importants habitats pour la diversité et la conservation des plantes (Jacot *et al.*, 2012). En effet, comme le montre la figure 11, la proportion d'IAE dans le paysage améliore la richesse spécifique végétale à l'échelle du paysage et de l'habitat (Aavik and Liira, 2008).

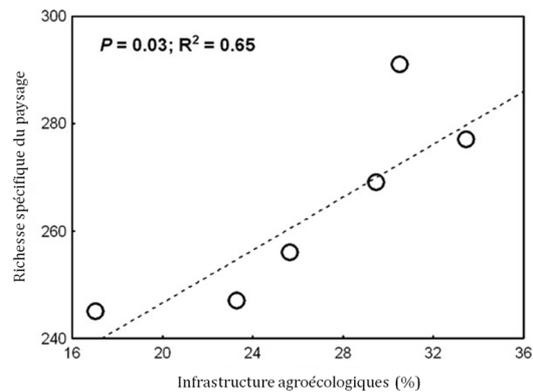


FIGURE 11. RICHESSE SPECIFIQUE DES PLANTES EN FONCTION DU POURCENTAGE D'INFRASTRUCTURES AGROECOLOGIQUES, A L'ECHELLE DU PAYSAGE (AAVIK ET LIIRA, 2009).

Une diminution de la diversité spécifique végétale peut également être due à une augmentation de la **fragmentation** (Luoto *et al.*, 2003). La fragmentation de l'habitat n'est pas perçue de la même manière selon les espèces végétales (différences suivant le type de pollinisation, le mode de dispersion des graines...). La taille des fragments est positivement corrélée avec le taux de colonisation (Mac Arthur et Wilson, 1967). L'effet positif des zones fragments sur la richesse spécifique végétale est d'abord expliqué par l'augmentation de l'hétérogénéité des habitats avec une augmentation des zones fragments. Une deuxième explication est le fait que les petits fragments peuvent contenir des espèces végétales qui sont plus sensibles à l'extinction. Une connectivité élevée a aussi un effet positif sur la diversité végétale à l'échelle spécifique (Lindborg and Eriksson, 2004). La connectivité élevée des habitats permet de compenser l'effet négatif de la fragmentation.

EFFETS MIXTES DES CARACTERISTIQUES DU PAYSAGE ET DES PRATIQUES AGRICOLES SUR LA DIVERSITE

Les interactions entre les pratiques agricoles et les IAE sont très importantes car elles définissent la qualité de l'habitat. Les effets des IAE et caractéristiques du paysage sont fonction de l'intensité et de la nature des pratiques agricole subies dans la parcelle, de la nature des parcelles contiguës, de la composition floristique de la bordure et des habitats en connexion (Le Coeur *et al.*, 2002). De plus, des paysages structurellement complexes améliorent la biodiversité dans les agrosystèmes, car ceux-ci peuvent compenser une gestion locale très intensive (Tschardtke *et al.*, 2005). Concepción *et al.* (2012) ajoutent qu'un effet supérieur des pratiques locales est observé dans des paysages à niveau de complexité intermédiaire.

Une étude portant sur les communautés de pollinisateurs indique que globalement la richesse spécifique de ces communautés diminue quand l'hétérogénéité du paysage diminue, mais seulement en exploitation conventionnelle. Ce résultat est à nuancer selon les espèces (Andersson *et al.*, 2013). Les abeilles sont aussi affectées, à la fois par la proximité des infrastructures agroécologiques (caractéristique du paysage) mais également par l'intensité des modes d'exploitation (Hendrickx *et al.*, 2007). De même, la structure du paysage et des parcelles ont un effet équivalent sur les populations de bourdons (Figure 12).

La spécialisation de l'habitat et l'échelle d'étude influence les relations entre la richesse spécifique des plantes et les facteurs locaux et paysagers. L'hétérogénéité de l'habitat augmente la richesse spécifique des espèces spécialistes que ce soit à l'échelle du quadrat ou de la parcelle. Il est important de conserver une mosaïque d'habitats ouverts, d'arbres, de buissons dans les prairies (Reitalu *et al.*, 2012).

Les gradients environnementaux physiques, l'utilisation des terres, la structure du paysage et les traits des espèces interagissent dans la détermination des patrons de diversité des plantes à l'échelle du paysage, dans les exploitations agricoles (Lomba *et al.*, 2011). 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).

Les résultats du CAS DAR INDIBIO illustrent bien l'effet croisé des pratiques agricoles et du paysage sur la diversité des chauves-souris dans différentes régions de polyculture-élevage de France (Figure 13). La première indique que l'abondance, la richesse et la diversité spécifique des insectes nocturnes volants sont plus élevées en exploitation biologique qu'en exploitation conventionnelle. L'abondance de ces insectes est plus élevée dans des habitats aquatiques et les pâtures des fermes biologiques par rapport aux mêmes habitats en exploitation 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 intensification des pratiques dans les agrosystèmes entraînerait une diminution des populations de chauves-souris par effet de relation prédateur-proie (Wickramasinghe *et al.*, 2004). Ces résultats sont confirmés dans la deuxième étude par l'enregistrement de l'activité totale des chauves-souris qui est plus élevée dans les exploitations biologiques que dans les exploitations conventionnelles.

Cette plus grande activité de recherche de nourriture suggère une qualité d'habitat en termes de disponibilité des proies supérieure dans les systèmes biologiques, comme cité ci-dessus. Les différences d'activité totale entre les systèmes biologiques et conventionnels peut s'expliquer par la présence de plus grandes haies et d'une meilleure qualité de l'eau dans les systèmes biologiques (Wickramasinghe *et al.*, 2003). Il y a là un effet à la fois des pratiques locales et du paysage sur la diversité des insectes et des chauves-souris.

Des résultats similaires ont été trouvés pour les plantes, insectes et araignées. Ces organismes vivants sont affectés à la fois par des variables locales (gestion locale, type d'agrosystème, position au sein de la parcelle) et par l'intensité de gestion du paysage à grande échelle. La richesse spécifique des graminées et des araignées diminue avec le pourcentage de couverture de la SAU. Les résultats de l'étude montrent qu'une plus grande surface de bordure conduit à une plus grande richesse spécifique (Batáry *et al.*, 2012).

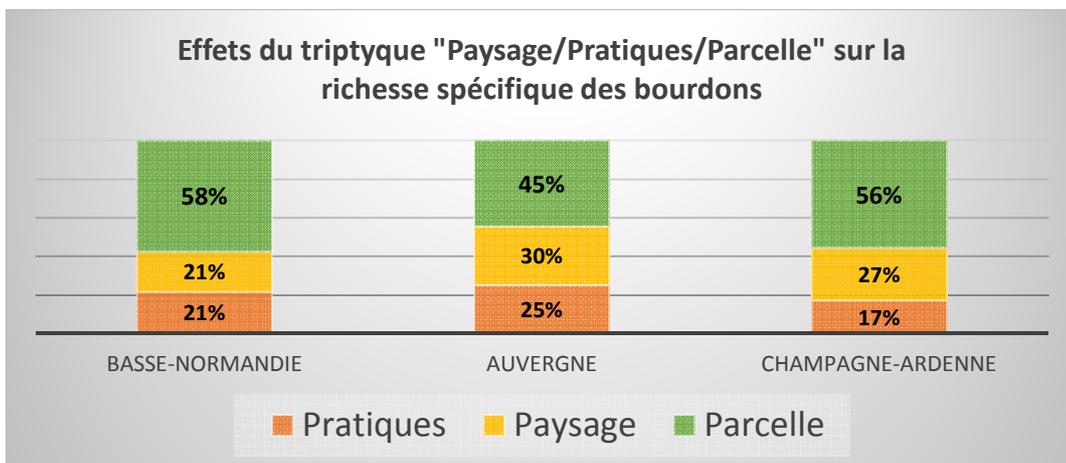


FIGURE 12. FACTEURS INFLUENÇANT LA RICHESSE SPECIFIQUE DES BOURDONS (SOURCE CAS DAR INDIBIO 2010-2013)

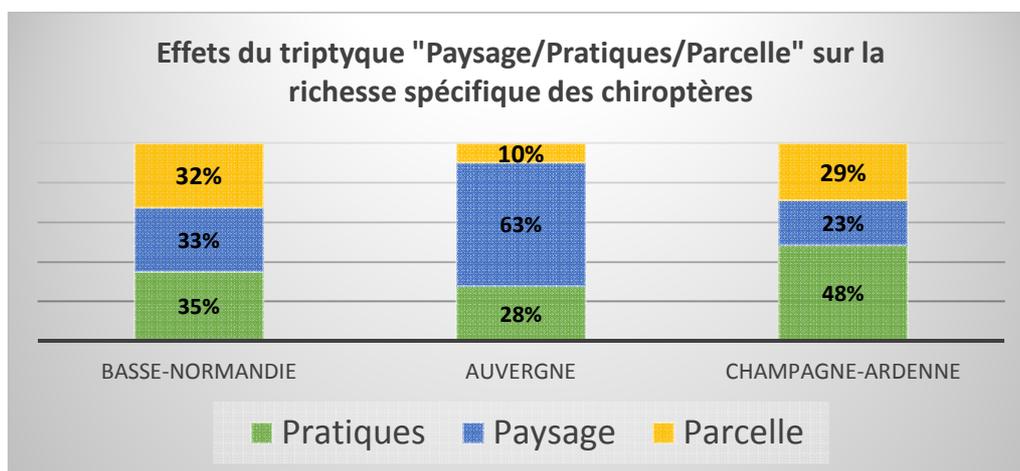


FIGURE 13. FACTEURS INFLUENÇANT LA RICHESSE SPECIFIQUE DES CHIROPTERES (SOURCE CAS DAR INDIBIO 2010-2013)

De nombreuses et diverses variables affectent la diversité et notamment la diversité végétale (Figure 14). On retrouve des variables de pratiques agricoles et des variables du paysage, les infrastructures agroécologiques jouant un rôle clé dans le paysage.

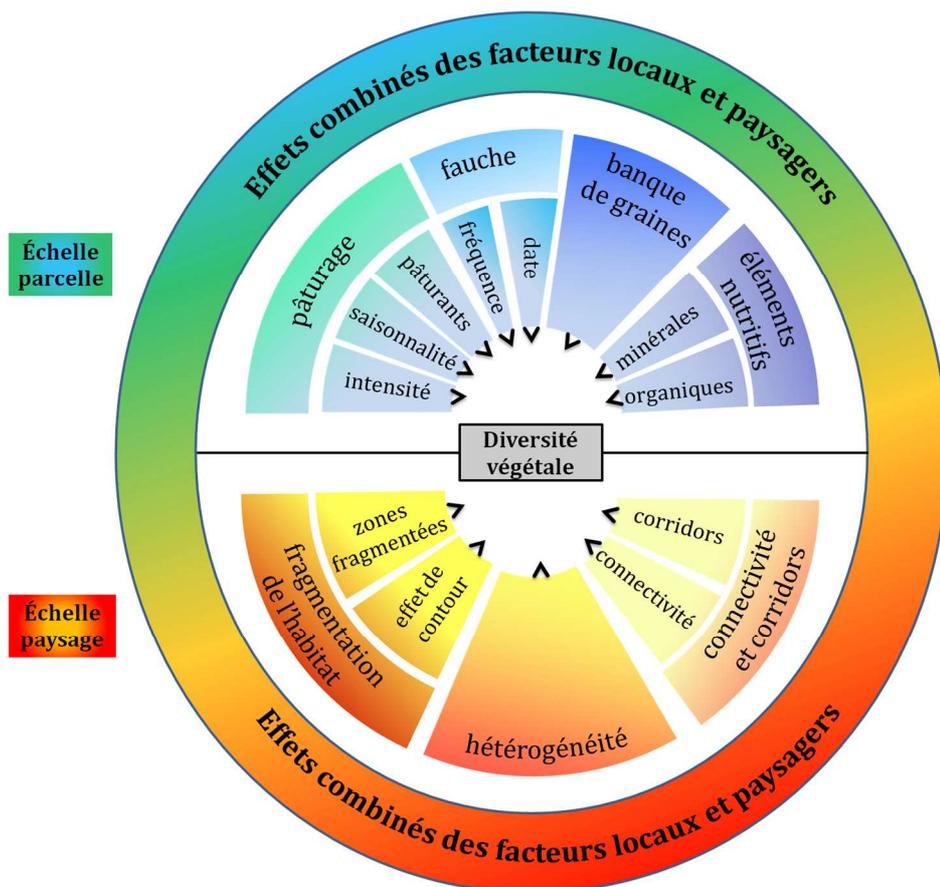


FIGURE 14. SYNTHÈSE DES FACTEURS LOCAUX ET DES FACTEURS PAYSAGERS INFLUENÇANT LA DIVERSITÉ VÉGÉTALE EN PRAIRIES PERMANENTES (ADAPTE DE BLANCHET 2012).

Bibliographies utilisées

- Andersson, G.K.S., Birkhofer, K., Rundlöf, M., Smith, H.G., 2013. *Basic Appl. Ecol.* 14, 540–546.
- Aviron, S., Burel, F., Baudry, J., Schermann, N., 2005. *Agric. Ecosyst. Environ.* 108, 205–217.
- Baessler, C., Klotz, S., 2006. *Agric. Ecosyst. Environ.* 115, 43–50.
- Bakker, E.S., Ritchie, M.E., Olff, H., Milchunas, D.G., Knops, J.M.H., 2006. *Ecol. Lett.* 9, 780–788.
- Batáry, P., Holzschuh, A., Orci, K.M., Samu, F., Tschardtke, T., 2012. *Agric. Ecosyst. Environ.* 146, 130–136.
- Benton, T.G., Vickery, J.A., Wilson, J.D., 2003. *Trends Ecol. Evol.* 18, 182–186.
- Bergès, L., 2013. La tactique de pâturage des bovins et équins [WWW Document]. URL <http://www.inra.fr/Chercheurs-etudiants/Systemes-agricoles/Toutes-les-actualites/La-tactique-de-paturage-des-bovins-et-equins> (accessed 9.5.14).
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H., Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., Hamersky, R., Hendrickx, F., Herzog, F., Klotz, S., Koolstra, B., Lausch, A., Le Coeur, D., Maelfait, J.P., Opdam, P., Roubalova, M., Schermann, A., Schermann, N., Schmidt, T., Schweiger, O., Smulders, M.J., Speelmans, M., Simova, P., Verboom, J., Van Wingerden, W.K.R., Zobel, M., Edwards, P.J., 2008. *J. Appl. Ecol.* 45, 141–150.
- Bockstaller, 2013. Evaluation agri-environnementale et choix des indicateurs : acquis, enjeux et pistes [WWW Document]. URL <http://prodinra.inra.fr/?locale=fr#!ConsultNotice:255916> (accessed 9.8.14).
- Braschler, B., Marini, L., Thommen, G.H., Baur, B., 2009. *Ecol. Entomol.* 34, 321–329.
- Burel, F., Baudry, J., 1995. *Agric. Ecosyst. Environ.* 55, 193–200.
- Burel, F., Baudry, J., 1999. *Ecologie du paysage - Concepts, méthodes et applications*. Paris.
- Burel, F., Butet, A., Delettre, Y.R., Millán de la Peña, N., 2004. *Landsc. Urban Plan.* 67, 195–204.
- Burel, F., Garnier, E., 2008. *ESCo Agriculture et biodiversité - Chapitre 1: les effets de l'agriculture sur la biodiversité*. Paris.
- Butler, S.J., Brooks, D., Feber, R.E., Storkey, J., Vickery, J.A., Norris, K., 2009. *J. Appl. Ecol.* 46, 1154–1162.
- Carré, G., Roche, P., Chifflet, R., Morison, N., Bommarco, R., Harrison-Cripps, J., Krewenka, K., Potts, S.G., Roberts, S.P.M., Rodet, G., Settele, J., Steffan-Dewenter, I., Szentgyörgyi, H., Tschudin, T., Westphal, C., Woyciechowski, M., Vaissière, B.E., 2009. *Agric. Ecosyst. Environ.* 133, 40–47.
- Cattin, M.-F., Blandenier, G., Banašek-Richter, C., Bersier, L.-F., 2003. *Biol. Conserv.* 113, 179–188.
- Le Coeur, D., Baudry, J., Burel, F., Thenail, C., 2002. *Agric. Ecosyst. Environ.* 89, 23–40.
- Concepción, E.D., Díaz, M., Kleijn, D., Báldi, A., Batáry, P., Clough, Y., Gabriel, D., Herzog, F., Holzschuh, A., Knop, E., Marshall, E.J.P., Tschardtke, T., Verhulst, J., 2012. *J. Appl. Ecol.* 49, 695–705.
- Concepción, E.D., Fernández-González, F., Díaz, M., 2011. *Ecol. Appl.* 22, 972–981.
- Coulon, A., Cosson, J.-F., Morellet, N., Angibault, J.-M., Cargnelutti, B., Galan, M., Aulagnier, S., Hewison, A.J., 2006. *Proc. R. Soc. B Biol. Sci.* 273, 341–348.
- Cousins, S.A.O., 2006. *Biol. Conserv.* 127, 500–509.
- Cousins, S.A.O., Lavorel, S., Davies, I., 2003. *Landsc. Ecol.* 18, 315–332.
- Cranmer, L., McCollin, D., Ollerton, J., 2012. *Oikos* 121, 562–568.
- Dajoz, R., 2006. *Précis d'écologie*. Dunod, Paris.
- Dauber, J., Hirsch, M., Simmering, D., Waldhardt, R., Otte, A., Wolters, V., 2003. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 321–329.
- Diaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D.G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M., Noy-Meir, I., Landsberg, J., Zhang, W., Clark, H., Campbell, B.D., 2007. *Glob. Change Biol.* 13, 313–341.
- Dijk, W.F.A. van, Ruijven, J. van, Berendse, F., Snoo, G.R. de, 2014. *Biol. Conserv.* 171, 91–98.
- Downs, N.C., Racey, P.A., 2006. *Acta Chiropterologica* 8, 169–185.
- Duelli, P., 1997. *Agric. Ecosyst. Environ.* 62, 81–91.
- Duelli, P., Obrist, M.K., 1998. *Biodivers. Conserv.* 7, 297–309.
- Duelli, P., Obrist, M.K., 2003a. *Basic Appl. Ecol.* 4, 129–138.
- Duelli, P., Obrist, M.K., 2003b. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 87–98.
- Ekroos, J., Kuussaari, M., Tiainen, J., Heliölä, J., Seimola, T., Helenius, J., 2013. *Ecol. Indic.* 34, 528–535.
- Fahrig, L., 2003. *Annu. Rev. Ecol. Evol. Syst.* 34, 487–515.
- Farruggia, A., Dumont, B., Jouven, M., Baumont, R., Loiseau, P., 2006. *Fourrages* 188, 477–493.
- Fedoroff, E., Ponge, J.-F., Dubs, F., Fernandez-Gonzales, F., Lavelle, P., 2005. *Agric. Ecosyst. Environ.* 105, 283–290.

- Fischer, C., Schlinkert, H., Ludwig, M., Holzschuh, A., Gallé, R., Tschardtke, T., Batáry, P., 2013. *J. Insect Conserv.* 17, 1027–1038.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B., 2007. *Glob. Ecol. Biogeogr.* 16, 265–280.
- Fleurance, G., Duncan, P., Farruggia, A., Dumont, B., Lecomte, T., others, 2011. *Fourrages* 207, 189–199.
- Freemark, K.E., Boutin, C., Keddy, C.J., 2002. *Conserv. Biol.* 16, 399–412.
- Gaujour, E., Amiaud, B., Mignolet, C., Plantureux, S., 2012. *Agron. Sustain. Dev.* 32, 133–160.
- Gil-Tena, A., Lecerf, R., Ernoult, A., 2013. *Ecol. Indic.* 24, 48–55.
- Godron, M., Forman, R.T.T., 1983. *Landscape Modification and Changing Ecological Characteristics*, in: Mooney, P.H.A., Godron, P.M. (Eds.), *Disturbance and Ecosystems*, Ecological Studies. Springer Berlin Heidelberg, pp. 12–28.
- Grashof-Bokdam, C.J., van Langevelde, F., 2005. *Landsc. Ecol.* 20, 417–439.
- 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. *J. Appl. Ecol.* 44, 340–351.
- Hinsley, S.A., Bellamy, P.E., 2000. *J. Environ. Manage.* 60, 33–49.
- Humbert, J.-Y., Ghazoul, J., Walter, T., 2009. *Agric. Ecosyst. Environ.* 130, 1–8.
- Jacot, K., Eggenschwiler, L., Beerli, C., Bosshard, A., Suter, M., 2012. *Agric. Ecosyst. Environ.* 153, 75–81.
- Jeanneret, P., Schüpbach, B., Luka, H., 2003. *Agric. Ecosyst. Environ.* 98, 311–320.
- Klimek, S., Kemmermann, A.R. g., Hofmann, M., Isselstein, J., 2007. *Biol. Conserv.* 134, 559–570.
- Kovács-Hostyánszki, A., Elek, Z., Balázs, K., Centeri, C., Falusi, E., Jeanneret, P., Penksza, K., Podmaniczky, L., Szalkovszki, O., Báldi, A., 2013. *Ecol. Indic.* 33, 111–120.
- Krewenka, K.M., Holzschuh, A., Tschardtke, T., Dormann, C.F., 2011. *Biol. Conserv.* 144, 1816–1825.
- Kruess, A., Tschardtke, T., 2002. *Biol. Conserv.* 106, 293–302.
- Lafage, D., Pétilion, J., 2014. *Agric. Ecosyst. Environ.* 185, 1–8.
- Lavorel, S., Díaz, S., Cornelissen, J.H.C., Garnier, E., Harrison, S.P., McIntyre, S., Pausas, J.G., Pérez-Harguindeguy, N., Roumet, C., Urcelay, C., 2007. *Plant Functional Types: Are We Getting Any Closer to the Holy Grail?*, in: Canadell, J.G., Pataki, D.E., Pitelka, L.F. (Eds.), *Terrestrial Ecosystems in a Changing World*, Global Change — The IGBP Series. Springer Berlin Heidelberg, pp. 149–164.
- Lindborg, R., Eriksson, O., 2004. *Ecology* 85, 1840–1845.
- Lomba, A., Bunce, R.G.H., Jongman, R.H.G., Moreira, F., Honrado, J., 2011. *Landsc. Urban Plan.* 99, 248–258.
- Luoto, M., Rekolainen, S., Aakkula, J., Pykala, J., 2003. *Ambio* 32, 447–452.
- Marie-Laure Navas, Garnier, É., 2013. *Diversité fonctionnelle des plantes traits des organismes, structure des communautés, propriétés des écosystèmes*. De Boeck, Bruxelles.
- Marini, L., Öckinger, E., Bergman, K.-O., Jauker, B., Krauss, J., Kuussaari, M., Pöyry, J., Smith, H.G., Steffan-Dewenter, I., Bommarco, R., 2014. *Ecography* 37, 544–551.
- Marshall, E.J.P., 2004. *J. Crop Improv.* 12, 365–404.
- McMahon, B.J., Anderson, A., Carnus, T., Helden, A.J., Kelly-Quinn, M., Maki, A., Sheridan, H., Purvis, G., 2012. *Ecol. Indic.* 18, 676–683.
- Miller, J.N., Brooks, R.P., Croonquist, M.J., 1997. *Landsc. Ecol.* 12, 137–153.
- Morelli, F., 2013. *Ecol. Eng.* 57, 261–266.
- Öckinger, E., Smith, H.G., 2006. *Oecologia* 149, 526–534.
- Olff, H., Ritchie, M.E., 1998. *Trends Ecol. Evol.* 13, 261–265.
- Overmars, K.P., Schulp, C.J.E., Alkemade, R., Verburg, P.H., Temme, A.J.A.M., Omtzigt, N., Schaminée, J.H.J., 2014. *Ecol. Indic.* 37, 186–198.
- Pacha, M.J., Petit, S., 2008. *Agric. Ecosyst. Environ.* 123, 81–87.
- Piessens, K., Honnay, O., Devlaeminck, R., Mermly, M., 2006. *Agric. Ecosyst. Environ.* 114, 335–342.
- Reitalu, T., Purschke, O., Johansson, L.J., Hall, K., Sykes, M.T., Prentice, H.C., 2012. *J. Veg. Sci.* 23, 41–51.
- Ricou, C., 2014. *Conception d'un indicateur prédictif évaluant les effets des pratiques agricoles sur la diversité floristique et ses services en grandes cultures à l'échelle de la bordure de champ*.
- Rosenzweig, M.L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge.
- Le Roux, X., Barbault, R., Baudry, J., Burel, F., Doussan, I., Garnier, E., Herzog, F., Lavorel, S., Lifran, R., Roger-Estrade, J., Sarthou, J.-P., Trommetter, M., 2008. *Agriculture et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport*.
- Rüdiger, J., Tasser, E., Tappeiner, U., 2012. *Ecol. Indic.* 15, 208–216.
- Scohier, A., Dumont, B., 2012. *animal* 6, 1129–1138.
- Smart, S.M., Bunce, R.G.H., Firbank, L.G., Coward, P., 2002. *Agric. Ecosyst. Environ.* 91, 73–87.

- Smart, S.M., Marrs, R.H., Le Duc, M.G., Thompson, K., Bunce, R.G.H., Firbank, L.G., Rossall, M.J., 2006. *J. Appl. Ecol.* 43, 1128–1137.
- Tscharntke, T., Klein, A.M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., Thies, C., 2005. *Ecol. Lett.* 8, 857–874.
- Vandewalle, M., Purschke, O., de Bello, F., Reitalu, T., Prentice, H.C., Lavorel, S., Johansson, L.J., Sykes, M.T., 2014. *J. Veg. Sci.* 25, 750–759.
- Violle, C., Navas, M.-L., Vile, D., Kazakou, H., Fortunel, C., Hummel, I., Garnier, E., 2007. *Oikos* 116, 882–892.
- Westoby, M., 1998. *Plant Soil* 199, 213–227.
- Westoby, M., Falster, D.S., Moles, A.T., Vesk, P.A., Wright, I.J., 2002. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* 33, 125–159.
- White, T.A., Barker, D.J., Moore, K.J., 2004. *Agric. Ecosyst. Environ.* 101, 73–84.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., Jennings, N.V., 2004. *Conserv. Biol.* 18, 1283–1292.
- Wickramasinghe, L.P., Harris, S., Jones, G., Vaughan, N., 2003. *J. Appl. Ecol.* 40, 984–993.
- Zechmeister, H.G., Schmitzberger, I., Steurer, B., Peterseil, J., Wrbka, T., 2003. *Biol. Conserv.* 114, 165–177.



Un espace de biodiversité au service des productions herbivores : la prairie permanente

Cet ouvrage identifie et décrit l'effet des pratiques agricoles et de l'organisation des paysages agricoles sur la biodiversité, avec un focus sur la flore. Il en sera de même pour les effets de la structure et de la composition du paysage. Enfin une dernière partie traitera des effets combinés des pratiques et du paysage sur la diversité. La biodiversité ordinaire floristique et faunistique des prairies permanentes est influencée par de nombreux facteurs liés au sol et au climat ou dépendant de près ou de loin des activités agricoles. Parmi ces facteurs identifiés dans la littérature scientifique, les pratiques agricoles, la structure et composition du paysage occupent une place importante dans ce milieu en interactions complexes. Les IAE comme les haies, les arbres isolés ou les buissons sont des habitats clés pour beaucoup d'espèces d'oiseaux (nidification, alimentation, protection). Certaines espèces d'oiseaux préfèrent les haies, d'autres les buissons, c'est pourquoi il est important de conserver une diversité d'IAE au sein d'un paysage.

Globalement, des effets positifs de l'hétérogénéité du paysage sur la diversité végétale ont été observés. La diversité d'assolement et l'organisation du paysage de l'exploitation sont importantes pour maintenir la diversité floristique. Il est primordial de maintenir une mosaïque diversifiée d'habitats cultivés et non cultivés dans les exploitations agricoles pour la conservation des espèces floristiques. Les résultats du CASDAR INDIBIO illustrent bien l'effet croisé des pratiques agricoles et du paysage sur la diversité des espèces floristiques et faunistiques pour les trois régions étudiées.



Institut de l'Élevage
149 rue de Bercy
75595 Paris cedex 12
Tél. 01 40 04 52 50
Fax 01 40 04 53 00
www.idele.fr

Novembre 2014
Réf. 0014304034
ISBN 978-2-36343-584-2

Document rédigé par :
Bernard Amiaud (Université de Lorraine),
Aline Chanséaume (Institut de l'Élevage),
Vincent Manneville (Institut de l'Élevage)

Crédits photos :
Institut de l'Élevage, Université de Lorraine, Google Earth

