



**HAL**  
open science

# Impacts des éléments du paysage sur les communautés végétales des haies

Solène Marteau

► **To cite this version:**

Solène Marteau. Impacts des éléments du paysage sur les communautés végétales des haies. Biodiversité et Ecologie. 2017. hal-02790561

**HAL Id: hal-02790561**

**<https://hal.inrae.fr/hal-02790561>**

Submitted on 5 Jun 2020

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

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



## MEMOIRE DE STAGE

# Impacts des éléments du paysage sur les communautés végétales des haies

---

**Solène MARTEAU**

**Master 2 Pro. Espace Rural et Environnement  
Promotion 2016-2017**

**Maîtres de stage : Audrey ALIGNIER, Aude ERNOULT, Cendrine MONY**



Paysage vue du ciel par Solène MARTEAU

## Remerciements

---

C'est ici que se termine l'un des stages les plus enrichissants qu'il m'ait été donné de faire... Je remercie profondément mes maîtres de stage Audrey ALIGNIER (INRA, SAD-Paysage Rennes), Aude ERNOULT et Cendrine MONY (CNRS, Laboratoire Ecobio et maîtres de conférences à l'Université de Rennes1) qui ont cru en moi jusqu'au bout. J'ai commencé ce stage avec de très maigres connaissances sur l'écologie du paysage mais animée d'une détermination d'acier pour découvrir cette discipline qui m'intriguait.

Mentions supplémentaires pour mes maîtres de stage :

- Aude pour son aide sur le terrain dont la détermination ~~sans faille~~ des espèces végétales (cf *Clinopodium* / *Mentha sp.* qui nous aura tous bien amusé) ainsi que pour le temps et l'aide qu'elle m'a accordée avec mes analyses statistiques et pour les relectures et corrections de mon mémoire.

- Audrey pour le temps qu'elle m'a accordé lors des premiers mois de stage et surtout pendant les manipulations des cartes raster et pour ses relectures et corrections malgré son congé maternité sur la fin du stage !

- Cendrine avec qui j'ai partagé le plus de temps (partageant le même bureau... désolé pour l'intrusion), je me rappellerais de sa précieuse aide pour la détermination des *Lapsana communis* sur le terrain mais également pour son soutien infaillible lors de la dernière ligne droite pour l'écriture, la relecture et les corrections armée de sa bonne humeur et de ses chocolats, bonbon, gâteaux en profusion.

Je remercie Jacques BAUDRY et Hugues BOUSSARD (INRA, SAD-Paysage Rennes), pour leur aide en ce qui concerne les calculs des métriques paysagères avec le logiciel Chloé2012.

Je remercie les stagiaires et CDD du SAD-Paysage : Mathilde, Lily, Audrey, Margueritte et Paul pour leur bonne humeur contagieuse lors des pauses café traditionnelles animées par les grilles de mots-fléchés. Mention particulière pour Marguerite et Paul pour l'aide qu'ils m'ont apportée, au détriment de leur pause déjeuner, afin de comprendre les rudiments des analyses statistiques et des hypothèses scientifiques...

Je remercie également les stagiaires d'Ecobio : Lucie pour son aide avec les statistiques, Elsa, Charlotte et Tamara pour leur aide sur le terrain. Sans oublier Léa que je remercie pour son aide sur le terrain et dans la détermination des espèces forestières (notamment nos bien aimés *Carex sp.*). Je n'oublierais jamais nos **épopées** chevaleresques sur les routes de la ZAAr et ton soutien moral lors de la réception des corrections de mon mémoire qui m'a fait relativiser les choses.

## Sommaire des figures

---

Figure 1: Schématisation des domaines qui caractérisent tous les systèmes écologiques, sans tenir compte de l'échelle spatio-temporelle adaptée de Noss, 1990.....	2
Figure 2: Hétérogénéité de composition et de configuration, les couleurs correspondent à des taches d'habitat de nature différentes. D'après Fahrig et al., 2011 .....	3
Figure 3: Schématisation des éléments du paysage constituant le modèle « patch-matrix ». D'après Burel et Baudry, 1999 .....	3
Figure 4: Schématisation de la fragmentation : de a. vers c. la fragmentation du paysage augmente alors que la quantité d'habitat reste identique. D'après Burel et Baudry, 1999.....	4
Figure 5: A gauche : Relation entre la taille des forêts et le nombre d'espèces végétales en fonction des classes d'âge. A droite : Relation entre l'isolement des jeunes forêts (11-35 ans) et le nombre d'espèces végétales. D'après Jacquemyn et al., 2001. ....	5
Figure 6: Représentation graphique des trois types de connectivité : (a) structurale, (b) fonctionnelle potentielle, (c) fonctionnelle réelle. A gauche, les paysages à forte connectivité ; à droite, les paysages à faible connectivité. D'après Calabrese & Fagan, 2004. ....	5
Figure 7: Photographie aérienne du dispositif "continuités expérimentales" au sein du Savannah River Site (Caroline du Sud, Etats-Unis). (A) taches d'habitat connectées, (B) taches d'habitat non connectées. © Ellen Damschen.....	6
Figure 8: Schématisation des différentes sous-trames écologiques constitutives des trames vertes et bleues (TVB) (Source : trameverteetbleue.fr).....	8
Figure 9: Localisation de la zone d'étude de Pleine-Fougères (entité bocagère) et de la zone d'étude de la ville de Rennes (entité ville) sur la Zone Atelier Armorique (osur.univ-rennes1.fr). ....	10
Figure 10: Carte du grain du paysage (calculé au moyen d'une fenêtre glissante circulaire de 450m de diamètre) sur la Zone Atelier de Pleine Fougère. En orange : classe 1, grain fin ; en jaune : classe 2, grain intermédiaire ; en blanc : classe 3, grain grossier .....	12
Figure 11: Zoom sur la carte des haies de plus de 50 mètres en fonction du grain du paysage dans lequel elles se trouvent. En violet foncé : haies supérieures à 50m en grain fin ; en rose : haies supérieures à 50m en grain intermédiaire, en rose foncé : haies supérieures à 50m en grain grossier, en blanc : haies inférieures à 50m.....	12
Figure 12: Localisation des haies sur la Zone Atelier Armorique.....	13
Figure 13: Projection des espèces et des haies dans le plan factoriel 1-2 de l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). Pour le code des espèces, se référer à l'annexe 1. Pour l'AFC en page entière, se référer à l'annexe 2. ....	19
Figure 14: Représentation des variables explicatives (variables locales par haies en bas à gauche) et projection des espèces sur le plan factoriel 1-2 de la co-inertie. Pour le code des espèces, se référer à l'annexe 1. ....	23
Figure 15: Graphique de la variation de la richesse spécifique des bordures de haie en fonction de l'occupation du sol adjacente. « Autre » inclut les ronciers et les chemins. Les lettres différentes (a, b) indiquent des différences significatives au seuil de 5%. ....	24

## Sommaire des tableaux

---

Tableau 1 : Haies sélectionnées en fonction du grain de paysage.....	13
Tableau 2: Correspondances des classes de Braun-Blanquet avec les pourcentages de recouvrement utilisés.....	14
Tableau 3: Coefficients de corrélation de Pearson entre les 4 indices choisis pour caractériser les communautés végétales des haies. Toutes les valeurs sont significatives au seuil de $p=5\%$ .....	15
Tableau 4: Distribution des indices de caractérisation des communautés végétales.....	19
Tableau 5: Résultats des modèles linéaires sur l'occupation du sol et les indices paysagers à l'échelle locale. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux après une sélection « backward » sur critère AIC (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques). .....	20
Tableau 6: Résultats des modèles linéaires sur l'occupation du sol et les indices paysagers à l'échelle du paysage. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).....	21
Tableau 7: Résultats des modèles linéaires sur la trame boisée à l'échelle locale. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).....	21
Tableau 8: Résultats des modèles linéaires sur la trame boisée à l'échelle du paysage. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).....	22
Tableau 9: Résultats des modèles linéaires sur les variables locales par haie. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).....	22
Tableau 10: Résultats des modèles linéaires sur les variables locales par bordures de haie. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).....	24
Tableau 11: Résultats du test de significativité de Tuckey entre les variables d'occupation du sol.....	24

# Sommaire

---

<b>1</b>	<b>INTRODUCTION .....</b>	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>LA STRUCTURE DES PAYSAGES .....</b>	<b>2</b>
2.1	HETEROGENEITE DU PAYSAGE .....	3
2.2	FRAGMENTATION .....	4
2.3	CONNECTIVITE .....	5
<b>3</b>	<b>FONCTIONNEMENT DES METAPOPOPULATIONS / META-COMMUNAUTES .....</b>	<b>7</b>
3.1	DEFINITIONS.....	7
3.2	DISPERSION DES PLANTES.....	7
<b>4</b>	<b>AMENAGEMENT ET GESTION DU TERRITOIRE .....</b>	<b>8</b>
<b>5</b>	<b>LE PROJET WOODNET .....</b>	<b>9</b>
<b>6</b>	<b>MATERIEL ET METHODES .....</b>	<b>10</b>
6.1	PRESENTATION DU SITE D'ETUDE : LA ZONE ATELIER ARMORIQUE.....	10
6.2	SELECTION DES SITES D'ECHANTILLONNAGE.....	10
6.3	CARACTERISATION DE LA VEGETATION DES HAIES ET DES BOIS .....	14
6.4	CARACTERISATION DE LA STRUCTURE DU PAYSAGE AUTOUR DES HAIES .....	15
6.5	CARACTERISATION DES VARIABLES LOCALES ASSOCIEES A LA HAIE .....	16
6.6	ANALYSES DES JEUX DE DONNEES .....	17
<b>7</b>	<b>RESULTATS .....</b>	<b>19</b>
7.1	CARACTERISATION DES COMMUNAUTES VEGETALES .....	19
7.2.	INFLUENCE DU PAYSAGE SUR LES COMMUNAUTES VEGETALES.....	20
7.3.	INFLUENCE DES VARIABLES LOCALES SUR LES COMMUNAUTES VEGETALES.....	22
<b>8</b>	<b>DISCUSSION .....</b>	<b>25</b>
8.1.	LA STRUCTURE DES HAIES AU SEIN DE LA ZONE ATELIER ET LEUR SIMILARITE AVEC LES BOIS.....	25
8.2.	EFFETS DES VARIABLES PAYSAGERES SUR LES COMMUNAUTES VEGETALES DES HAIES.....	25
8.3.	EFFETS DES VARIABLES LOCALES SUR LES COMMUNAUTES VEGETALES DES HAIES.....	26
8.4.	APPLICATION A LA MISE EN PLACE DE LA TRAME VERTE ET BLEUE .....	28
<b>9</b>	<b>CONCLUSION DE L'ETUDE.....</b>	<b>29</b>
<b>10</b>	<b>BIBLIOGRAPHIE .....</b>	<b>30</b>
<b>11</b>	<b>TABLE DES ANNEXES .....</b>	<b>35</b>

## Liste des abréviations

---

ACP : Analyse en Composantes Principales

AFC : Analyse Factorielle des Correspondances

BAGAP : Biodiversité Agroécologie et Aménagement du Paysage

CAH : Classification Ascendante Hiérarchique

CNRS : Centre National de la Recherche Scientifique

ECOBIO : Ecosystèmes, Biodiversité, Evolution

INRA : Institut National de la Recherche Agronomique

LG : Landscape Grain

LTER: Long Term Ecosystem Research

MEA: Millennium Ecosystem Assessment

PAYSACLIM : Paysages - Changements Climatiques - Biodiversité

SAU : Surface Agricole Utile

SRCE : Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique

TVB : Trames Vertes et Bleues

UMR : Unité Mixte de Recherche

ZAAr : Zone Atelier Armorique

ZICO : Zones Importantes pour la Conservation des Oiseaux <http://www.conservation-nature.fr/inventaires.php>

ZNIEFF : Zones Naturelles d'Intérêt Ecologique Faunistique et Floristique <http://www.conservation-nature.fr/inventaires.php>

## Présentation des instituts et laboratoire d'accueil

---

### Le Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS)

Le CNRS est un organisme public de recherche fondé en 1939. Il est créé au début de la seconde guerre mondiale dans l'objectif de regrouper tous les organismes d'Etat, non spécialisés, de recherche fondamentale ou appliquée, afin de coordonner les recherches à l'échelle nationale. C'est après la victoire de la guerre que le CNRS se développe rapidement. En 1980, il inaugure une politique d'actions interdisciplinaires de recherche qui fait intervenir des chercheurs de disciplines différentes afin de répondre aux grandes questions scientifiques telle que sont la santé, l'énergie ou l'environnement.

### L'Unité Mixte de Recherche ECOBIO

L'UMR ECOBIO « Ecosystèmes, Biodiversité, Evolution » possède 159 membres qui regroupent des enseignants chercheurs de l'Université de Rennes 1 et du BIATSS, des chercheurs du Centre National de la recherche Scientifique (CNRS). Elle est également membre fondatrice et se trouve directement impliquée dans l'existence de l'Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes (OSUR).

Les recherches de l'UMR ECOBIO couvrent l'ensemble des domaines de l'écologie de la molécule à l'écosystème : écologie évolutive, écologie comportementale, écologie des communautés, écologie fonctionnelle et écologie du paysage. L'UMR ECOBIO est constituée de 6 équipes de recherche. Plus spécifiquement lors de ce stage, PAYSACLIM (Paysages - Changements Climatiques – Biodiversité) est l'équipe d'appartenance. Les recherches sont axées autour des conséquences de l'évolution de l'usage des terres et des effets locaux des changements climatiques sur la biodiversité. La variabilité spatio-temporelle des processus écologiques est étudiée de près grâce à l'animation et le développement de recherches sur deux Zones Atelier (ZA) labellisées par le CNRS : la ZA Antarctique et Subantarctique et la ZA Armorique (zone étudiée lors de ce stage).

### L'Institut National de la Recherche Agronomique (INRA)

L'INRA est un organisme public français fondé en 1946. Il est créé dans un contexte d'après-guerre dans l'objectif de « nourrir la France » alors en situation de pénurie alimentaire. L'objectif se développe 70 ans plus tard avec la mondialisation, puisqu'il s'agit dorénavant de « nourrir le monde ». Pour répondre à cette demande, l'INRA possède 17 centres régionaux sur 150 sites et publie de nombreux articles sur des thèmes variés tels que les sciences animales, végétales, environnementales et alimentaires. Grâce à ses études, l'institut apparaît comme étant le premier institut de recherche agronomique d'Europe (Connehaye, 2016).

En ce qui concerne le centre Bretagne et Basse-Normandie, il a été créé en 1946 et figure ainsi parmi les premiers centres à se développer en province. Le centre est au cœur de la première région agricole française. Les recherches s'orientent de façon à répondre aux enjeux de durabilité des filières agricoles et agroalimentaire. Il comprend 20 unités dont 10 unités de recherche, 6 unités expérimentales, 2 unités d'appui à la recherche et 2 unités sous contrat (Herpin *et al.*, 2013). Cinq grandes thématiques sont présentes sur ce centre. Plus spécifiquement lors de ce stage, l'unité d'appartenance est l'Unité Mixte de Recherche Biodiversité Agroécologie et Aménagement du Paysage (UMR BAGAP). Elle axe son travail autour de la seconde thématique et conduit de recherches sur le rôle des activités agricoles dans la gestion des ressources du paysage et de la biodiversité, et les dynamiques des services écosystémiques associés (production et régulation biologique), aux échelles de l'exploitation agricole au territoire local.

# 1 Introduction

---

D'après le Millenium Ecosystem Assessment (MEA, 2005), l'une des premières causes de l'érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale est la modification et la perte d'habitat. Fischer & Lindenmayer (2007) considère plus précisément que la fragmentation des habitats (transformation d'une large tache d'habitat en de multiples petites taches isolées les unes des autres (Wilcove et al., 1986 cité dans Fahrig, 2003 ; Wiens, 1995)) et la perte des corridors entre ces derniers (connexions de type linéaire entre les tâches d'habitat) sont les principaux facteurs de perte d'espèces. D'après plusieurs études, les corridors qui peuvent exister entre les tâches d'habitats, réduisent les effets négatifs de la fragmentation en facilitant le mouvement des espèces et en empêchant ainsi les extinctions locales de population (Wilson & Willis, 1975 cité dans Damschen *et al.*, 2006 ; Farina, 2000 ; Burel et Baudry, 1999).

Au XVIII<sup>e</sup> siècle en Europe, la révolution industrielle et notamment la mécanisation agricole a eu un impact majeur sur la structuration des paysages. En ces temps, l'agriculteur est sceptique quant à l'utilité d'une haie et voit en elle un obstacle à la mise en culture d'une zone plus vaste, ce qui engendre le remembrement agricole dans les zones à forte densité de haies (Husson et Marochini, 1997). Le remembrement agricole est une opération de réaménagement du foncier qui modifie trois grands types d'éléments linéaires ou corridors écologiques : les haies et la dynamique des lisières, les fossés d'écoulement et les rivières, les chemins. Ces corridors forment des réseaux écologiques qui ont comme rôle d'augmenter la connectivité du paysage (plus les habitats sont liés entre eux, plus la connectivité du paysage est forte). Fin 1994, 15 millions d'hectares représentant environ 50 % de la Surface Agricole Utile (SAU) sont remembrés, ce qui aura comme impact de réduire la connectivité du paysage (Graph. Agri, 1996 cité dans Husson et Marochini, 1997).

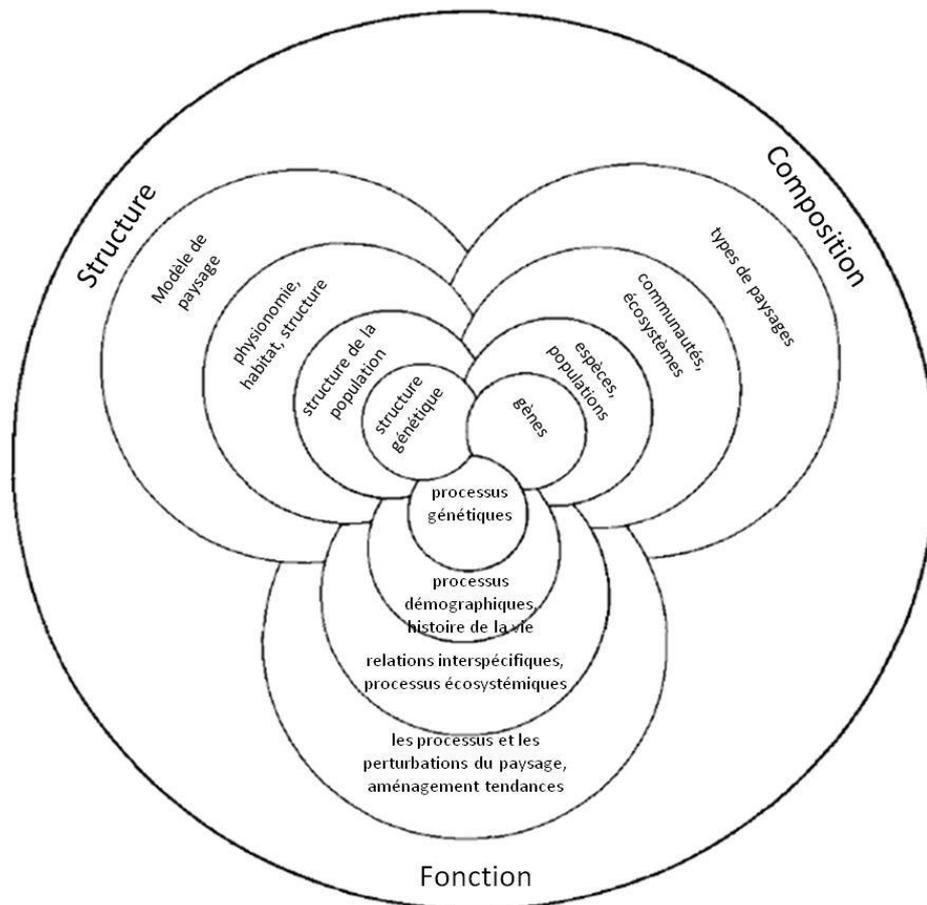
D'une façon générale, le MEA (2005) met en avant les enjeux et les valeurs de la biodiversité pour le bien-être et le fonctionnement des sociétés. Afin de compenser les effets de la fragmentation des habitats, les scientifiques conseillent d'accroître la connectivité du paysage notamment grâce aux corridors afin de maintenir, et si possible d'améliorer la biodiversité (Bennett, 2003). En France ce sont les Trames Vertes et Bleues (TVB) qui aident à préserver les corridors, cela par l'application de divers outils de planification de projets d'aménagement ([www.trameverteetbleue.fr](http://www.trameverteetbleue.fr)).

Ainsi, la problématique étudiée pendant ce stage répondra à la question suivante : **Quels sont les éléments du paysage qui influencent les communautés végétales des haies ?** Plusieurs hypothèses sont émises : **(i)** le mode de gestion de la haie influence la richesse en espèces des communautés ; **(ii)** plus l'hétérogénéité de composition du paysage autour de la haie augmente (indice de Shannon), plus les communautés sont riches en espèces ; **(iii)** plus la fragmentation du paysage autour de la haie augmente (plus les surfaces d'habitat sont petites), moins les communautés sont riches en espèces ; **(iv)** plus la densité de haie est forte autour de la haie, plus les communautés végétales sont riches en espèces de manière générale, de manière spécifique ce sont les communautés forestières qui sont plus riches ; **(v)** plus le pourcentage de grande culture autour de la haie augmente, moins les communautés forestières sont riches en espèces.

Afin de répondre à ces hypothèses, je présenterai dans une première partie de contexte, l'écologie du paysage en décrivant l'hétérogénéité du paysage. J'aborderai notamment le cas de la fragmentation du paysage, son lien avec la connectivité du paysage ainsi que son impact sur le développement des métapopulations / méta-communautés. Pour conclure cette partie, j'approfondirai le sujet des corridors à travers le territoire avec les TVB. Dans un second temps, je présenterai les matériels et méthodes mis en place pour répondre à la problématique puis je détaillerai les résultats obtenus et les analyserai au regard des hypothèses dans une partie discussion.

## 2 La structure des paysages

L'écologie du paysage est l'une des branches de l'écologie, dont le terme fut introduit en 1930 par un biogéographe allemand Carl Troll. Une définition largement utilisée aujourd'hui de « paysage » est celle inscrite dans la Convention Européenne du Paysage (signée à Florence le 20 Octobre 2000). Elle stipule que « le paysage définit une partie de territoire telle que perçue par les populations, dont le caractère résulte de l'action de facteurs naturels et/ou humains et de leurs interrelations ».



**Figure 1: Schématisation des domaines qui caractérisent tous les systèmes écologiques, sans tenir compte de l'échelle spatio-temporelle adaptée de Noss, 1990**

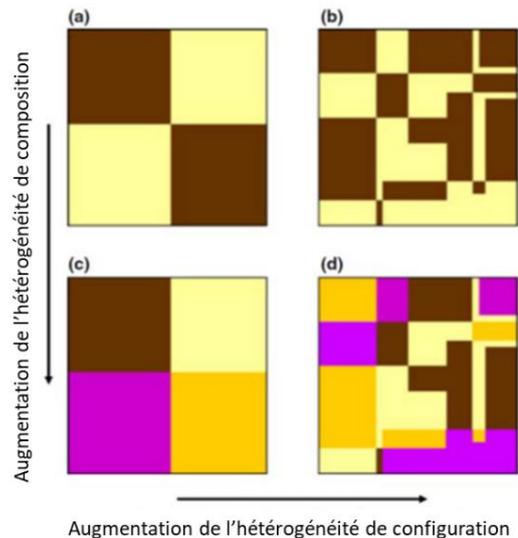
Un paysage est un système écologique qui dépend de trois domaines interdépendants connu sous le terme « pattern/process paradigm » (Bogaert & Mahamane, 2005) (Figure 1) : la configuration ou structure du paysage (l'arrangement spatial et la géométrie des éléments), la composition du paysage (les gènes, les espèces / les populations, les communautés / les écosystèmes, les types de paysages) et le fonctionnement du paysage (les flux, les processus spatiaux biologiques et écologiques) (Noss, 1990 ; Noon & Dale, 2002). La modification d'un domaine aura des répercussions sur les deux autres (Noss, 1990 ; Noon & Dale, 2002 ; Bogaert & Mahamane, 2005 cité dans Bamba, 2010).

Dans mon étude, je m'intéresse notamment à l'impact du type de paysage (composition), du modèle de paysage (structure) et des processus/perturbations du paysage (gestion) qui sont susceptibles d'influencer les communautés végétales des haies. Ainsi, il convient de s'intéresser à l'hétérogénéité du paysage et aux impacts positifs/négatifs qui en découlent.

## 2.1 Hétérogénéité du paysage

L'hétérogénéité du paysage se définit selon deux composantes : l'hétérogénéité de composition, qui mesure la diversité des taches d'habitat qui sont présent dans le paysage ainsi que l'hétérogénéité de configuration, qui mesure la complexité de l'arrangement spatial des taches d'habitat, autrement dit, la manière dont elles sont disposées dans le paysage (Figure 2) (Burel et Baudry, 1999 ; Fahrig *et al.*, 2011).

**Figure 2: Hétérogénéité de composition et de configuration, les couleurs correspondent à des taches d'habitat de nature différentes. D'après Fahrig *et al.*, 2011**

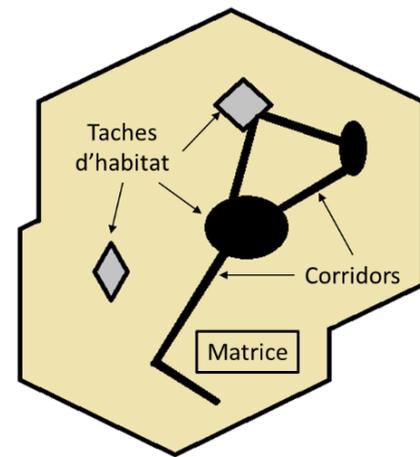


### 2.1.1 La composition du paysage

C'est en 1981 que Forman et Godron proposent de faire une distinction entre les différents éléments que l'on peut distinguer dans un paysage. Le paysage est généralement désigné comme une mosaïque de taches identifiable sur une résolution spatiale donnée, avec des occupations du sol différentes, des composition différentes en terme de communautés et une diversité d'espèces différentes. La distinction de ces éléments est connue sous le modèle « patch-matrix » (Figure 3) (Forman & Godron, 1981 ; Forman & Godron, 1986). D'après Fahrig *et al.* (2011), les taches d'habitats contiennent les ressources et la matrice est considérée comme un endroit « hostile » pour les espèces. De par leur nature, les éléments du paysage n'ont pas les mêmes fonctions pour chaque espèce. D'après Fahrig *et al.* (2011), les taches d'habitats sont classées dans l'une de ces trois classe:

- Dangereuse : aucune ressource de disponible, coût de déplacement négatif pour l'espèce, risque de prédation important.
- Neutre : aucune ressource disponible, coût de déplacement neutre pour l'espèce, généralement utilisé pour transiter vers une tache plus bénéfique.
- Bénéfique : fournit une ou plusieurs ressources en fonction des espèces : zone de refuge, zone de reproduction, zone d'alimentation, zone d'hivernation.

La composition des taches d'habitat adjacentes aux haies à une importance significative sur la richesse spécifique des haies. L'occupation du sol adjacente aux haies est un critère largement étudié mais les résultats ne sont pas toujours convergents. Plusieurs études dans la bibliographie indiquent un effet positif d'une prairie adjacente sur la richesse spécifique végétales des haies (Le Cœur *et al.*, 1997 ; Cherrill *et al.*, 2001 ; Deckers *et al.*, 2004). Deckers *et al.* (2004) indiquent également que la richesse spécifique baisse significativement lorsque le pourcentage de routes goudronnées augmente. Cherrill *et al.* (2001) indiquent que les haies adjacentes aux terres arables sont moins riches en espèces comparées à celles adjacentes aux prairies et routes. En revanche, certaines études dont Marini *et al.* (2008) qui étudient la diversité des plantes vasculaires et d'orthoptères sur les prairies, ne trouvent pas d'effet significatif de la composition du paysage.



**Figure 3: Schématisation des éléments du paysage constituant le modèle « patch-matrix ». D'après Burel et Baudry, 1999**

### 2.1.2 La configuration du paysage

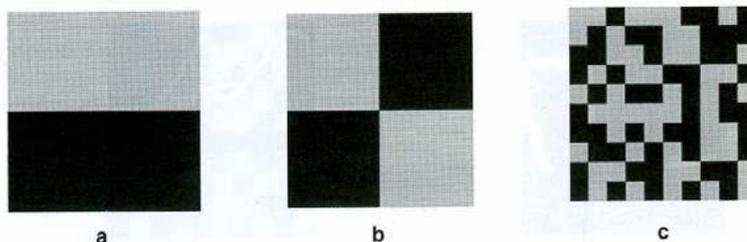
Chaque paysage est caractérisé par la configuration des éléments qui le composent dans l'espace. Ainsi les taches d'habitat qui composent le paysage vont influencer la configuration du paysage en fonction notamment de leur taille, de leur isolement ainsi que de leur forme (Forman et Godron, 1986 ; Burel et Baudry, 1999, Noon & Dale, 2002). Il est possible d'augmenter l'hétérogénéité de configuration par la réduction de la taille de taches d'habitat (Fahrig *et al.*, 2011). D'après Burel et Baudry (1999), les conséquences de l'hétérogénéité de configuration du paysage sur la composition des communautés sont reconnues en écologie du paysage depuis les travaux de Cowles (1899) sur les successions végétales en bordures des grands lacs du Michigan (Etats-Unis). Cette étude avait pour objectif d'étudier le sol, la lumière et la chaleur, le vent, la présence de villes ainsi que la topographie pour caractériser les différentes dunes de sables. Cowles a ainsi observé les différentes communautés de plantes qui se développaient en fonction des différentes taches d'habitat (ici les dunes de différentes natures en terme de configuration : altitude, type de sol, surface).

Dufлот et al. (2017) ont travaillé sur l'influence de l'hétérogénéité de configuration sur la diversité des carabes et des plantes en paysage agricole. Leur étude montre que l'hétérogénéité de configuration du paysage n'a pas d'effet sur la richesse spécifique ni sur la composition des communautés végétales. Ils expliquent également que l'hétérogénéité de configuration est généralement très corrélée avec les facteurs de composition mais que leur influence est bien différente et dépend du taxon étudié (ici la configuration du paysage influence uniquement les communautés de carabes).

Il est important de noter que l'hétérogénéité de configuration du paysage n'est pas toujours favorable à la biodiversité. En effet, certaines études théoriques suggèrent qu'il existe un seuil au-delà duquel il y aurait un effet négatif de l'hétérogénéité du paysage dû à la fragmentation des taches d'habitats (Fahrig, 2003 ; Fahrig *et al.*, 2011).

## 2.2 Fragmentation

La fragmentation est un processus qui se réfère à la transformation d'une large tache d'habitat en de multiples petites taches isolées les unes des autres, de formes et de tailles différentes (Wilcove *et al.*, 1986 cité



**Figure 4: Schématisation de la fragmentation : de a. vers c. la fragmentation du paysage augmente alors que la quantité d'habitat reste identique. D'après Burel et Baudry, 1999**

dans Fahrig, 2003 ; Wiens, 1995 ; Baldi *et al.*, 2006 ; Lindenmayer & Fischer, 2013). La fragmentation implique plusieurs effets sur le paysage (Figure 4) : (1) l'augmentation du nombre de taches d'habitat, (2) la diminution de la surface des taches d'habitat, (3) la rupture de continuité et (4) l'augmentation de l'isolement des taches d'habitat (Burel et Baudry, 1999 ; Fahrig, 2003). Les conséquences de la fragmentation sont largement étudiées et peuvent être mesurées de plusieurs façons : par exemple, en fonction de la richesse des espèces (Findlay & Houlihan, 1997 ; Steffan-Dewenter *et al.*, 2002), en fonction de l'abondance et la répartition d'une population (Steffan-Dewenter *et al.*, 2002) ou bien en fonction de la diversité génétique (Young *et al.*, 1996).

Dans leur étude, Jacquemyn *et al.* (2001) qui étudient l'influence de l'âge ainsi que de la surface des taches d'habitats forestiers sur les communautés végétales, trouvent un effet significatif de l'augmentation de la taille de tache d'habitat forestier sur la richesse spécifique végétale (Figure 5). Chaque espèce possède des exigences particulières en ce qui concerne la taille des taches d'habitat (Diaz *et al.*, 2000 cité dans Fahrig, 2003). Néanmoins, les populations habitant une tache d'habitat de faible surface ont une plus forte probabilité d'extinction que celles vivant dans une tache d'habitat plus importante (Levins, 1970).

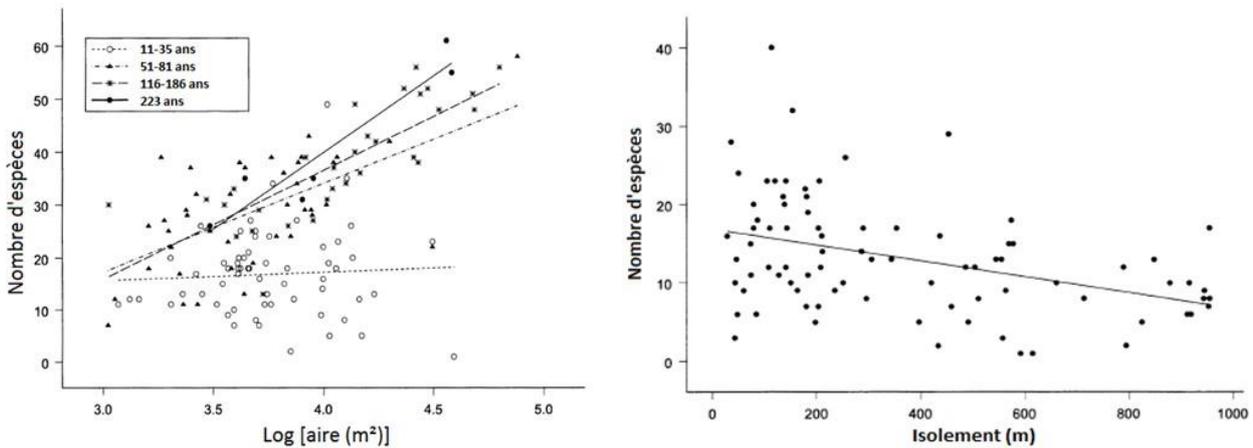


Figure 5: A gauche : Relation entre la taille des forêts et le nombre d'espèces végétales en fonction des classes d'âge. A droite : Relation entre l'isolement des jeunes forêts (11-35 ans) et le nombre d'espèces végétales. D'après Jacquemyn *et al.*, 2001.

Les résultats de Young *et al.* (1996) confirment que la fragmentation des habitats forestiers engendre un isolement des habitats, une réduction de la taille des populations végétales ainsi qu'une réduction de la diversité génétique de ces populations. Cependant, ils montrent également qu'il existe un éventuel « seuil de fragmentation » au-delà duquel la variation génétique de certaines populations ne serait pas menacée (résultats avec les populations d'*Eucalyptus albens*). Néanmoins, l'augmentation de l'isolement des taches d'habitat empêche certaines espèces de traverser la matrice, ce qui influence leur capacité de survie en jouant sur la dispersion. Ainsi, sur la Figure 5 il est possible d'observer la diminution du nombre d'espèces avec l'augmentation de l'isolement des taches d'habitats (Jacquemyn *et al.*, 2001). Ces impacts peuvent être réduits en fonction du degré de connectivité du paysage (Burel et Baudry, 1999).

### 2.3 Connectivité

D'après Taylor *et al.* (1993), la connectivité du paysage définit « la mesure dans laquelle le paysage facilite ou entrave le mouvement » des espèces entre les taches d'habitats. Cette notion implique également le fait que deux taches d'éléments soient adjacentes ou jointes dans l'espace (Burel et Baudry, 1999). Ainsi, les corridors qui peuvent exister entre les taches d'habitat augmente la connectivité d'un paysage (Wilson & Willis, 1975 cité dans Damschen *et al.*, 2006).

La connectivité peut être calculée de plusieurs manières :

- La connectivité dite « **structurelle** » est basée sur la configuration spatiale des éléments dans le paysage (Figure 6a). Un paysage avec de nombreuses connexions entre tache d'habitat sera considéré comme fortement connecté. Néanmoins, si les haies sont des bonnes connexions pour certaines espèces forestières, elles peuvent aussi constituer des obstacles infranchissables pour le pollen de *Primula vulgaris* par exemple (Campagne *et al.*, 2009). Ainsi la

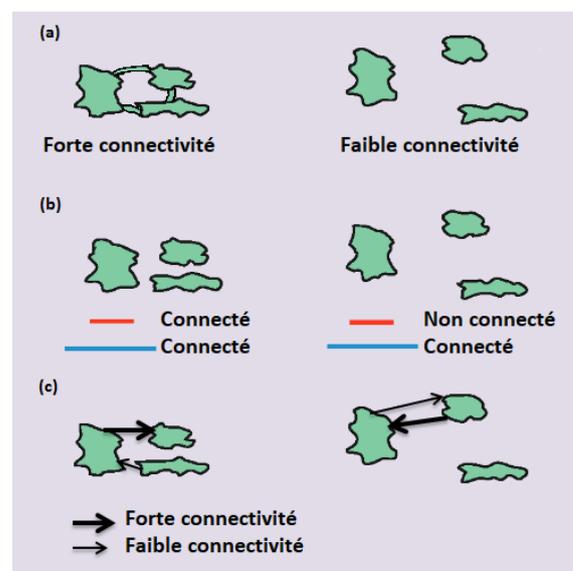


Figure 6: Représentation graphique des trois types de connectivité : (a) structurelle, (b) fonctionnelle potentielle, (c) fonctionnelle réelle. A gauche, les paysages à forte connectivité ; à droite, les paysages à faible connectivité. D'après Calabrese & Fagan, 2004.

connectivité structurelle de l'habitat n'assure pas toujours une connectivité fonctionnelle réelle en termes de flux génétique.

- La connectivité dite « **fonctionnelle** » dépend essentiellement des caractéristiques de dispersion et des exigences écologiques de l'espèce étudiée (Figure 6b, les capacités de dispersion de deux espèces sont caractérisées par les traits rouge et bleu, ainsi les taches d'habitat sur la droite ne sont pas accessibles pour l'espèce en rouge) (Merriam, 1984 ; Collinge & Forman, 1998 cité dans Tischendorf & Fahrig, 2000 ; Bennett, 2003 ; Calabrese & Fagan, 2004). Certains auteurs font la différence entre la connectivité « fonctionnelle **potentielle** », qui d'après les caractéristiques de l'espèce est probable d'arriver (Figure 6b) et la connectivité « fonctionnelle **réelle** » (Figure 6c, l'épaisseur des traits correspond à l'importance des flux mesurés) (Calabrese & Fagan, 2004 ; Vogt *et al.*, 2009). La connectivité fonctionnelle potentielle est mesurée sur le terrain par le relevé des communautés en place qui permettent de déterminer la propagation des espèces. La connectivité fonctionnelle réelle est mesurée par le déplacement réel des espèces, pour les espèces animales cela revient à poser des pièges et relevés les espèces en les ayant préalablement marquées. Mais pour les espèces végétales cette mesure n'est pas souvent utilisée car plus compliquée à mettre en place : il s'agit de faire des analyses génétiques afin de déterminer les parents de chaque individu (Lepais *et al.*, 2006).

Le dispositif expérimental grandeur nature du Savannah River Site, en place depuis 2000 en Caroline du Sud aux Etats-Unis, est implanté au sein d'une forêt mature de pins qui constituent la matrice paysagère dans laquelle des taches d'habitat ont été créées artificiellement avec des coupes à blanc. Certaines de ces taches ont été reliées artificiellement par des corridors de même nature (Figure 7). D'après les résultats de l'étude

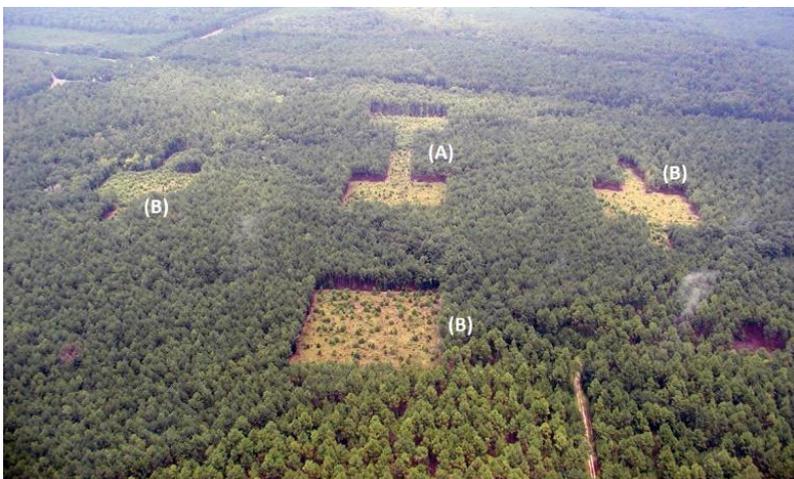


Figure 7: Photographie aérienne du dispositif "continuités expérimentales" au sein du Savannah River Site (Caroline du Sud, Etats-Unis). (A) taches d'habitat connectées, (B) taches d'habitat non connectées. © Ellen Damschen

de Damschen *et al.*, (2006) sur ce site, la richesse spécifique végétales augmente de 20% dans les taches d'habitat qui sont connectées.

Une forte connectivité du paysage réduit les effets négatifs de la fragmentation en facilitant le flux génétique et le mouvement des espèces, empêchant ainsi les extinctions et augmentant la biodiversité (Wilson & Willis, 1975 cité dans Damschen *et al.*, 2006). Néanmoins, les espèces n'ont pas toutes le même fonctionnement biologique, notamment en termes de dispersion (Mony *et al.*, en révision). La dispersion des plantes ainsi que leur fonctionnement en métapopulation / méta-communauté sont donc importants à étudier afin d'assurer leur survie.

## 3 Fonctionnement des métapopulations / méta-communautés

---

### 3.1 Définitions

Dans un paysage fragmenté, les populations vont s'organiser en métapopulations (Levins, 1970). Cette théorie considère que chaque espèce possède des taches d'habitat favorable qui sont reliées par des corridors et autour desquelles se trouve la matrice. Une métapopulation est définie par l'ensemble des populations vivant dans ces taches d'habitat, séparées spatialement mais étant connectées par des processus de dispersion (Levins, 1970 ; Jackson & Sax, 2010).

Plus tard, la théorie des métapopulations a été élargie à l'échelle des communautés. D'après Leibold *et al.* (2004), une méta-communauté est définie comme un ensemble de communautés locales qui sont liées par la dispersion de multiples espèces susceptibles d'interagir autrement dit, l'ensemble des métapopulations présentes sur un territoire. D'après Banks-Leite *et al.* (2012), la composition d'une méta-communauté à un endroit donné est susceptible d'être influencée par la connectivité du paysage qui agit notamment sur les caractères liés à l'extinction et à la colonisation des espèces.

### 3.2 Dispersion des plantes

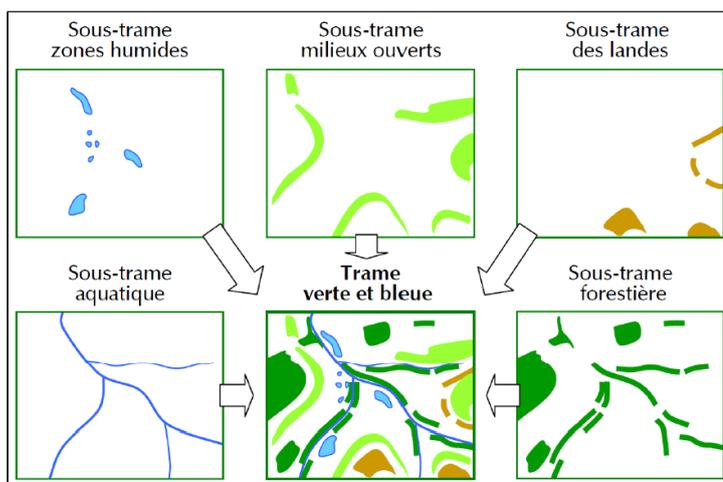
Les plantes sont des organismes sessiles chez lesquelles la dispersion se fait majoritairement de façon passive. Néanmoins, il existe des plantes qui ont un mécanisme de dispersion qualifié d'actif. C'est le cas des plantes à autopropulsion tel que le cornichon d'âne (*Ecballium elaterium*) ou plus communément les plantes à stolons comme les fraisiers (*Fragaria*). La dispersion passive dépend de facteurs abiotiques tel que l'eau (hydrochorie), le vent (anémochorie) et la gravité (barochorie) ou de facteurs biotiques tel que les animaux (zoochorie) et les hommes (anthropochorie).

D'après Corbit *et al.* (1999), les espèces végétales forestières composent en moyenne 70% de la flore retrouvée dans les haies (étude sur 32 haies à New-York, Etats-Unis). Mony *et al.* (en révision) indiquent un pourcentage d'espèces forestières zoochores entre 44 à 90% sur le pool d'espèces total rencontré lors de leur étude (Zone Atelier Armorique, Bretagne, France). Les espèces zoochores utilisent principalement les corridors écologiques type haies ou routes et chemins pour se déplacer. Ainsi, ce résultat suggère l'importance de la connectivité du paysage pour le transport des propagules d'espèces forestières par les animaux. Il convient ainsi de prendre en compte la connectivité du paysage lors de la conception des Trames Vertes et Bleues afin de garantir la dispersion des propagules nécessaires à la survie des communautés végétales forestières.

## 4 Aménagement et gestion du territoire

La lutte contre l'érosion de la biodiversité est reconnue à l'échelle internationale depuis le Sommet de la Terre à Rio en 1992. Le maintien des corridors entre taches d'habitat entre en jeu pour la protection et la survie de nombreuses espèces (Bennett, 2003). Malgré cela, la gestion de ces corridors n'est pas toujours optimale (Liénard et Clergeau, 2011). Le constat de 1992 a été à la base de la création du réseau des continuités écologiques en Europe (Boitani *et al.*, 2007) et notamment la stratégie paneuropéenne ratifiée par la France en 1995, qui vise la protection de la diversité biologique et paysagère. Cette stratégie est transcrite en droit national suite au Grenelle de l'Environnement dans les articles relatifs aux Trames Vertes et Bleues (TVB) contenus dans les lois Grenelle I (3 août 2009) et Grenelle II (12 juillet 2010) ([trameverteetbleue.fr](http://trameverteetbleue.fr)). Mais c'est uniquement suite au décret n°2014-45 du 20 janvier 2014 que le socle réglementaire est finalisé. Ce décret approuve l'élaboration et la gestion des TVB à l'échelle des Schémas Régionaux de Cohérence Ecologique (SRCE).

Les TVB visent à restaurer (si possible) et préserver la biodiversité mais également à maintenir les services écosystémiques des milieux naturels (pollinisation, épuration de l'eau, amélioration de la stabilité des sols...), cela par l'application de divers outils de planification dans les projets d'aménagement ([trameverteetbleue.fr](http://trameverteetbleue.fr) ; Bennett, 2003). Elles constituent un réseau écologique qui permet le bon fonctionnement des écosystèmes et garantit aux populations un environnement qui leur permet de



réaliser leur cycle de vie sans entraver leur circulation (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010). La TVB est composée de plusieurs sous-trames écologique : zones humides, milieux ouverts, landes, aquatique, forestière (Figure 8).

**Figure 8 : Schématisation des différentes sous-trames écologiques constitutives des trames vertes et bleues (TVB) (Source : [trameverteetbleue.fr](http://trameverteetbleue.fr))**

Les TVB sont conçues de manière à favoriser la biodiversité en générale et non quelques espèces rares aux exigences particulières. Actuellement, les capacités de dispersion des espèces et notamment les facteurs qui les contraignent sont assez mal connus. De fait, il est mal aisé de construire les TVB uniquement à partir de ces critères fonctionnels (Liénard et Clergeau, 2011). Chaque espèce possède des caractères écologiques qui lui sont propres ainsi que des capacités de dispersion associées. Il est donc possible d'observer autant de réseaux écologiques fonctionnels que d'espèces. Dans un objectif d'opérationnalité, les espèces avec des exigences écologiques proches seront regroupées : par exemple les espèces végétales forestières entre elles (Allag-Dhuisme *et al.*, 2010). Ainsi, il serait intéressant d'observer l'influence des corridors sur les communautés végétales afin d'améliorer la conception et la mise en place des TVB.

## 5 Le projet WOODNET

---

WOODNET « Connectivity patterns and processes along a gradient of European landscapes with woody vegetation and spatial heterogeneity » est un projet européen qui regroupe plusieurs partenaires : Universidad Politécnica de Madrid (Espagne), Université catholique de Louvain (Belgique), Université de Picardie (France), Observatoire des Sciences de l'Univers de Rennes (France), UMR CNRS 3498 EDYSAN (Ecologie et Dynamique des Systèmes Anthropisés, France)).

L'objectif du projet WOODNET est de déchiffrer les caractéristiques du paysage qui favorisent la biodiversité et les services écosystémiques afin d'améliorer la mise en œuvre de la Trame Verte et Bleue. Il vise à fournir des outils novateurs spatialement explicites pour améliorer l'analyse de la connectivité du paysage. Une large gamme de paysages caractérisés par une configuration et une composition différentes seront étudiées ainsi qu'une diversité d'espèces aux capacités de dispersion contrastées, allant des plantes forestières aux ours en passant par les carabes, les oiseaux et les lynx.

Le projet traite également des sciences-politiques et des problèmes juridiques en jeu lorsqu'il est question de protection de l'environnement. Cet aspect prévoit d'intégrer à la fois la science de la connectivité, les connaissances des intervenants et « l'incertitude scientifique » pour informer la politique des TVB et assurer une gestion adaptative.

Au sein du projet WOODNET, ma problématique de stage est la suivante : **Quels sont les éléments du paysage qui influencent les communautés végétales des haies ?** Plusieurs hypothèses sont émises : **(i)** le mode de gestion de la haie influence la richesse en espèces des communautés ; **(ii)** plus l'hétérogénéité de composition du paysage autour de la haie augmente (indice de Shannon), plus les communautés sont riches en espèces ; **(iii)** plus la fragmentation du paysage autour de la haie augmente (plus les surfaces d'habitat sont petits) , moins les communautés sont riches en espèces ; **(iv)** plus la densité de haie est forte autour de la haie, plus les communautés végétales sont riches en espèces de manière générale, de manière spécifique ce sont les communautés forestières qui sont plus riches ; **(v)** plus le pourcentage de grande culture autour de la haie augmente, moins les communautés forestières sont riches en espèces.

## 6 Matériel et Méthodes

### 6.1 Présentation du site d'étude : la Zone Atelier Armorique

L'étude a été conduite sur la Zone Atelier Armorique (ZAAR), site de recherche à long terme en écologie (Long Term Ecosystem Research, LTER). Une Zone Atelier (ZA) est une zone de recherche labellisée par le CNRS ayant pour objectif de mener des projets interdisciplinaires sur l'environnement et les anthropo-systèmes en lien avec des questions d'ordre sociétale. Plusieurs équipes de recherche sont intégrées dans la ZAAR et mènent des recherches pluridisciplinaires sur le long terme, en collaboration avec les acteurs de la zone ([osur.univ-rennes1.fr](http://osur.univ-rennes1.fr)).

La ZAAR intègre l'ensemble du département d'Ille et Vilaine. Elle comprend trois principales entités :

- **L'entité ville** comprend le territoire de Rennes métropole (Figure 9) et notamment un observatoire urbain mis en place sur le site des prairies St Martin.
- **L'entité marais** est localisée sur la plaine alluviale du Bas-Couesnon sur le canton de Pleine-Fougères (Figure 9). Elle possède de nombreuses zones humides qui sont des lieux présentant un fort intérêt patrimonial. Elle fait ainsi partie de plusieurs périmètres de protection (Site Natura 2000) ou d'inventaires scientifiques (ZNIEFF, ZICO...).

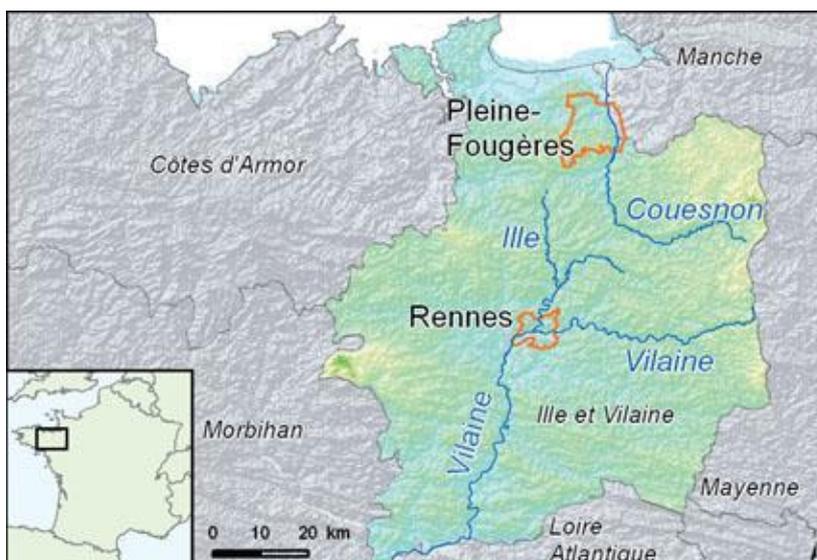


Figure 9: Localisation de la zone d'étude de Pleine-Fougères (entité bocagère) et de la zone d'étude de la ville de Rennes (entité ville) sur la Zone Atelier Armorique ([osur.univ-rennes1.fr](http://osur.univ-rennes1.fr)).

- **L'entité bocagère** au niveau du canton de Pleine-Fougères (Figure 9), étudiée depuis 1993. Cette zone s'étend sur 130 km<sup>2</sup> et est caractérisée par des paysages très contrastés allant de zones de bocage dense à des zones de bocage plus ouvertes. Il est possible de caractériser ces paysages grâce au grain d'ouverture du paysage. Ainsi, un paysage en grain fin correspond à un paysage de bocage dense avec un réseau de haies important et des taches d'habitat de petite taille. A contrario, un paysage en grain grossier correspond à un paysage de bocage ouvert avec un faible réseau de haies et des taches d'habitat de grande taille (Vannier *et al.*, 2011). Le réseau de haies est dominé par le châtaignier commun (*Castanea sativa*) et le chêne pédonculé (*Quercus robur*). Ce réseau propose des modes de gestion très différents tels que les émondages de chêne en ragosses ou les cépées de châtaignier (Baudry et Jouin, 2003). La densité du réseau de haie est en moyenne de 74 m/ha (Vannier *et al.*, 2011). Mon étude a été réalisée au sein de cette entité.

### 6.2 Sélection des sites d'échantillonnage

#### 6.2.1 Travail de pré-sélection des haies à partir des couches d'information

La sélection des haies doit respecter plusieurs critères dont le choix a été réalisé à la suite d'échanges avec les différents participants du projet WOODNET. Ces critères sont :

- (a) être dans plusieurs grain d'ouverture du paysage afin d'observer l'influence du grain sur la composition des communautés végétales.

- (b) mesurer 50 mètres minimum afin de limiter/éviter au maximum les effets de bordure lors de l'échantillonnage de la végétation.
- (c) être âgées de 50 ans minimum. Ee effet, les espèces végétales sont fortement influencées par l'âge des milieux dans lesquels elles se développent et certaines espèces ne sont présentes uniquement lorsque le milieu est en place depuis un certain temps (par exemple, *Anemone nemorosa* met des siècles à s'installer dans les fragments forestiers ou *Pteridium aquilinum* et *Polygonatum multiflorum* qui sont plus abondant dans les anciennes haies, d'après Wehling & Diekmann, 2009).
- (d) se trouver à 400 mètres minimum d'un autre site sélectionné afin de considérer la haie comme un échantillon indépendant pour les oiseaux notamment (Croci S., personne ressource).
- (e) être homogène en termes de structure sur les trois strates de la haie : herbacée, arbustive et arborée sur 50 mètres minimum ; cela dans l'objectif de constituer des échantillons homogènes qui soient comparables entre eux.
- (f) l'absence de gestion au sein de la haie (pas d'accès direct au pâturage par exemple) afin d'éviter tout biais lié à un impact de gestion trop important sur les communautés végétales.
- (g) l'essence principale de la haie (les haies de peupliers par exemple n'ont pas été retenues car considérées comme des haies trop anthropisées).
- (h) l'inaccessibilité de la haie était un critère rédhibitoire.

Pour les critères a, b, c et d, ce travail de pré-sélection a été réalisé sur les logiciels Chloé2012 et ArcMap 10.4. Le logiciel Chloé2012 est développé à l'unité SAD-Paysage (INRA de Rennes) par Jacques BAUDRY et Hugues BOUSSARD (<http://www.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Outils-informatiques/Chloe>). Il s'agit d'un logiciel en open-source qui permet de calculer des métriques paysagères sur des cartes raster au format ASCII GRID (extension de fichier .asc). Pour les critères e, f, g et h le travail a été réalisé sur le terrain en même temps que la validation des haies présélectionnées par ordinateur.

#### *Première étape : Calcul du grain d'ouverture du paysage*

La première étape consiste à calculer le grain d'ouverture du paysage avec le logiciel Chloé2012 grâce à une carte au format raster binaire des éléments boisés (incluant les haies et les bois) sur toute la Zone Atelier Armorique (ZAAr). Cette carte a été réalisée à partir d'images satellites de l'année 2015. La résolution de la carte de base est de 2m donc 1pixel fait 2m x 2m sur toutes les cartes raster en sortie.

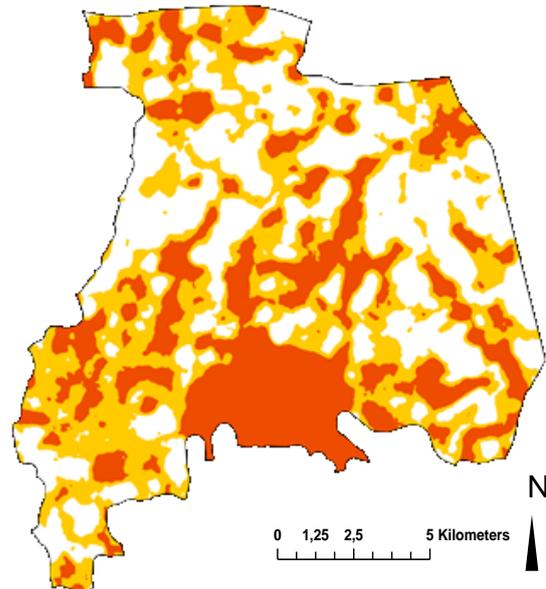
Le grain du paysage est directement lié à la distance des pixels boisés avec les autres pixels (Le Féon *et al.*, 2013). Ainsi, la première étape consiste à créer une carte qui indique la distance de chaque pixel en mètre par rapport aux pixels boisés. Quatre classes de distance ont été retenues en fonction de l'influence de la haie sur les conditions microclimatiques (Caborn, 1955 ; Vannier *et al.*, 2011) : classe 1 : pixels correspondants aux éléments boisés ; classe 2 : pixels distants de moins de 50m des éléments boisés ; classe 3 : pixels distants de 50 à 100m et classe 4 : pixels distants de plus de 100m des éléments boisés.

Le grain d'ouverture du paysage a ensuite été calculé en utilisant la métrique paysagère « Indice Landscape Grain » (Le Féon *et al.*, 2013 ; Boussard & Baudry, 2014). Cette métrique paysagère est calculée en fonction du nombre de classes de distance (soit ici quatre) selon la formule :  $LG(nc) = \frac{Pcnc + \sum_{i=2}^{nc-1} (i-1) * Pci}{(nc-1) - (nc-2) * Pcnc}$  (Boussard & Baudry, 2014) où Pc représente les proportions des classes de distance obtenues sur la carte entière, et nc le nombre de classe de distance. Les résultats de cette formule varient de 0 à 1, sachant qu'une valeur proche de 1 indique un grain d'ouverture du paysage grossier (paysage de bocage ouvert).

Pour appliquer cette formule (LG) sur toute ma carte, j'utilise la fonction d'analyse par fenêtre glissante circulaire. Le principe général est de calculer pour chaque pixel la moyenne de la valeur des

pixels de son environnement spatial local déterminé par la taille de la fenêtre et de lui attribué cette valeur. Le logiciel fait passer une fenêtre d'analyse (ici circulaire) sur chaque pixel de la carte de distance afin de calculer la métrique paysagère LG. Pour réaliser les cartes, deux diamètres de fenêtre circulaire ont été testés : 300 et 450m. Ces valeurs correspondent aux meilleures tailles de fenêtre pour expliquer la diversité des carabes forestiers d'après les analyses de Betbeder *et al.* (2015). Dans un souci d'homogénéité du projet WOODNET, le choix a été fait de conserver les mêmes tailles de fenêtre pour tous les taxons.

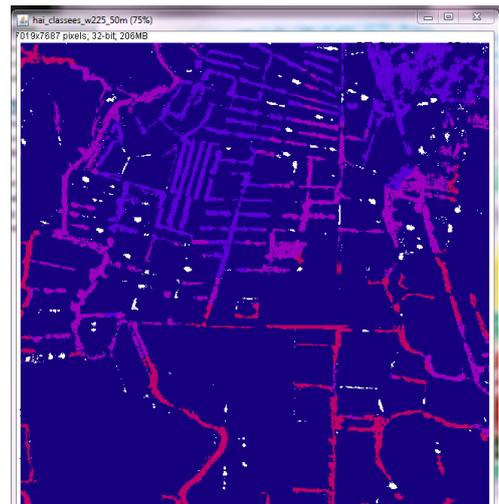
Le grain d'ouverture du paysage a été catégorisé en trois classes selon une répartition égale du nombre de pixels par classe : classe 1, paysage en grain fin (= paysage de bocage dense) ; classe 2, paysage en grain intermédiaire et classe 3, paysage en grain grossier (= paysage de bocage ouvert) (Figure 10). Les résultats des cartes de grain d'ouverture du paysage étant similaires avec les fenêtres à 300 et à 450m de diamètre, seule la carte à 450m est conservée pour les étapes suivantes.



**Figure 10:** Carte du grain du paysage (calculé au moyen d'une fenêtre glissante circulaire de 450m de diamètre) sur la Zone Atelier de Pleine Fougère. En orange : classe 1, grain fin ; en jaune : classe 2, grain intermédiaire ; en blanc : classe 3, grain grossier

#### *Seconde étape : sélection des haies de plus de 50 mètres*

La seconde étape consiste à sélectionner les haies d'au minimum 50m de long. Nous avons considéré qu'une trouée dans la canopée de moins de 5m n'interrompait pas la continuité de la haie car le protocole considère que les espèces peuvent « traverser ». De par le format des cartes en raster, les haies sont sélectionnées en fonction de leur surface (estimation d'une canopée de 10m, sur 50m de long soit 500m<sup>2</sup> minimum). Les deux cartes obtenues sont croisées afin d'obtenir une carte des haies supérieures ou égales à 50m en fonction du grain d'ouverture du paysage dans lequel elles se trouvent (Figure 11).



**Figure 11:** Zoom sur la carte des haies de plus de 50 mètres en fonction du grain du paysage dans lequel elles se trouvent. En violet foncé : haies supérieures à 50m en grain fin ; en rose : haies supérieures à 50m en grain intermédiaire, en rose foncé : haies supérieures à 50m en grain grossier, en blanc : haies inférieures à 50m

#### *Troisième étape : Sélection des haies à plus de 400m*

J'ai ensuite travaillé sur le logiciel ArcMap 10.4. Pour commencer, j'ai créé une couche vecteur poly-ligne vierge sur laquelle j'ai ajouté manuellement les haies. J'ai sélectionné 75 haies aléatoirement sur la carte obtenue en fin de seconde étape (carte des haies en fonction du grain d'ouverture du paysage) de façon à obtenir une répartition homogène dans les classes de grain d'ouverture du paysage en respectant la distance de 400m minimum entre chaque haie. Afin d'éviter un « effet zone », j'ai sélectionné les haies de façon à couvrir la totalité de la zone, sachant qu'une zone devait posséder des haies dans les trois classes d'ouverture du paysage.

#### *Quatrième étape : Vérification de l'âge des haies*

Pour terminer cette partie de pré-sélection, j'ai vérifié que les haies avaient plus de 50 ans en contrôlant leur présence sur des photos aériennes de 1952 et 1974. Les photographies utilisées sont en open-source et proviennent des données IGN disponibles sur <https://remonterletemps.ign.fr/>.

A la suite de ce travail, 75 haies ont été présélectionnées.

### 6.2.2 Travail de validation des haies sur le terrain

Tableau 1 : Haies sélectionnées en fonction du grain de paysage.

Grain	TOTAL
1 : fin	9
2 : intermédiaire	10
3 : grossier	9
TOTAL	28

Avant de réaliser les inventaires écologiques, nous avons procédé à une validation sur le terrain des haies présélectionnées. A la suite de cette validation sur le terrain, j'ai identifié les 28 haies nécessaires à notre échantillonnage qui répondent au mieux à l'ensemble des critères, en conservant une certaine égalité dans la répartition des grains d'ouverture du paysage (Tableau 1, Figure 12).

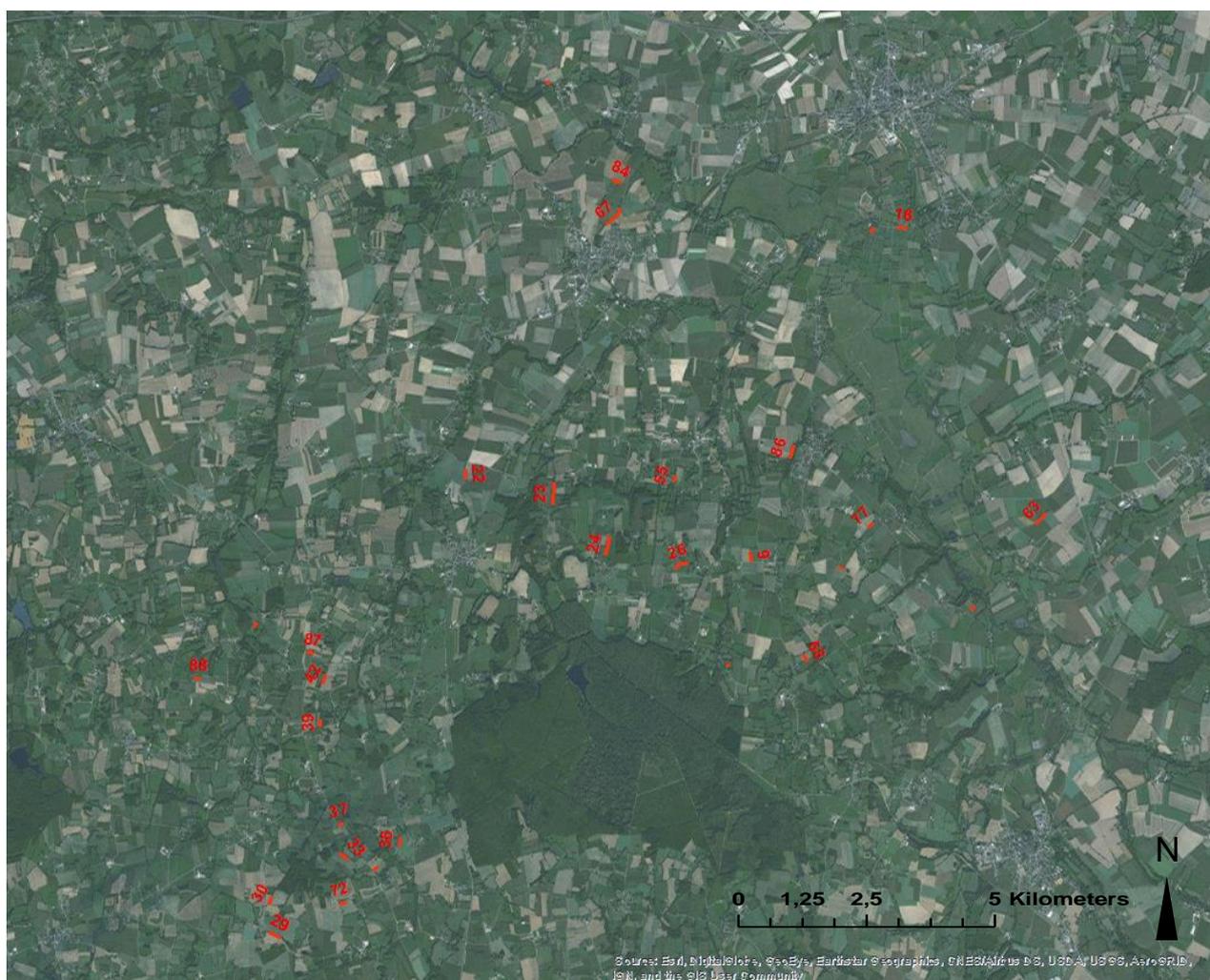


Figure 12: Localisation des haies sur la Zone Atelier Armorique

### 6.2.3 Les bois

Ils ont été sélectionnés en fonction de leur âge : 50 ans minimum (déterminé à partir de photographies aériennes de 1952 de l'IGN disponible sur <https://remonterletemps.ign.fr/>) car d'après plusieurs études, dont Hermy *et al.* (1999), certaines espèces végétales comme *Anemone nemorosa* mettent des siècles à s'installer tandis que d'autres tels que *Geum urbanum* ou *Urtica dioica* s'installent dès la première année. Un critère de surface puis de forme sont également appliqués car ils

peuvent influencer la biodiversité des bois (Honnay *et al.*, 1999 ; Alignier, 2010). L'indice de forme est calculé à partir de leur périmètre divisé par leur surface. Les bois qui correspondaient le mieux aux critères ont été retenus (au final l'échelle de surface s'étend de 1,17 à 3,67 ha).

## 6.3 Caractérisation de la végétation des haies et des bois

### 6.3.1 Réalisation des inventaires floristiques

#### Les haies

Nous avons réalisé un inventaire floristique de toutes les espèces herbacées et ligneuses sur les 28 haies sélectionnées. La limite de la haie est fixée à la limite de pâturage ou de culture. Cet inventaire est réalisé sur 25 mètres. Toutes les espèces sont inventoriées sur chaque bordure de la haie. Un coefficient d'abondance (ici l'échelle de Braun-Blanquet) est attribué pour les espèces herbacées par bordure de haie puis en moyenne sur la haie entière. Pour les espèces ligneuses des strates arbustive et arborée, uniquement l'occurrence est notée.

Le coefficient d'abondance de Braun-Blanquet utilisé sur le terrain est ensuite transcrit en pourcentage de recouvrement (en prenant le milieu de la classe de Braun-Blanquet comme valeur), comme le montre le Tableau 2, afin de faciliter les analyses à venir (toutes les analyses sont réalisées avec ces valeurs). Pendant ce stage uniquement les espèces herbacées sont étudiées. Certaines variables sont étudiées sur la haie entière (richesse totale), d'autres sont étudiées par bordure (richesse du côté A, richesse du côté B) de haie. En effet, une haie étant bordée d'une occupation du sol pouvant être différente de chaque côté de celle-ci, il m'a paru nécessaire de dissocier les 2 côtés pour tenir compte de l'influence de ce paramètre.

**Tableau 2: Correspondances des classes de Braun-Blanquet avec les pourcentages de recouvrement utilisés.**

Classe de Braun-Blanquet	Transposition en pourcentage de recouvrement
5 : 75% de la surface	87,5%
4 : 50-75% de la surface	62,5%
3 : 25-50% de la surface	37,5%
2 : 5-25% de la surface	15%
1 : 5% de la surface, individus abondants	3%
+ : 5% de la surface, individus peu abondants	1%
r : 1% de la surface, individus très rares	0,5%
i : individu unique	0,1%

#### Les bois

Afin de comparer les communautés végétales présentes dans les bois et dans les haies, j'ai également réalisé des inventaires floristiques sur 10 bois. Les relevés ont été effectués sur des transects espacés de 5 mètres afin de couvrir la surface entière des bois. Toutes les espèces herbacées et ligneuses ont été inventoriées et un coefficient d'abondance leur a été attribué : 1 pour les espèces rares, 2 pour les espèces régulièrement rencontrées mais non dominantes et 3 pour les espèces dominantes et structurantes régulièrement rencontrées en abondance pendant toute l'opération. Dans le cadre de mes analyses, j'utiliserai uniquement le relevé des espèces herbacées en présence sur la totalité des bois (liste entière des espèces rencontrées), dans l'objectif de comparer la communauté végétale forestière aux communautés végétales des haies et d'appliquer un indice de similarité.

### 6.3.2 Calcul des indices de structuration des communautés végétales

Dans un premier temps, j'ai calculé trois indices de diversité communément utilisés en écologie du paysage sur la matrice d'espèces en fonction des haies mais également en fonction des bordures des

haies (ex : une valeur pour la richesse globale, une valeur pour la richesse côté A et une valeur pour la richesse côté B). J'ai également calculé un indice de similarité par haie entre le pool d'espèces recensé dans les bois et le pool d'espèces recensées dans les haies. Les différents indices que j'ai utilisés afin de caractériser mes communautés végétales sont les suivants :

- Richesse spécifique  $S = N$  avec N le nombre total d'espèces. Cet indice permet de recenser le nombre d'espèces présentes dans le milieu sachant que plus N est grand, plus la communauté est diversifiée.

- Indice de Shannon-Wiener  $H' = - \sum_{i=1}^S \left( \frac{Ni}{N} \times \log_2 \frac{Ni}{N} \right)$  avec N le nombre total d'individus et Ni le nombre d'individus de l'espèce i : cet indice mesure la diversité spécifique d'un milieu c'est-à-dire qu'il combine la richesse spécifique et la répartition des individus au sein du milieu (équitabilité spécifique). Les valeurs ne sont pas bornées mais débutent à 0 (qui indique une diversité spécifique nulle).

- Indice de diversité de Simpson  $D = 1 - \sum \left( \frac{Ni(Ni-1)}{N(N-1)} \right)$  avec N le nombre total d'individus et Ni le nombre d'individus de l'espèce i. Cet indice est borné de 0 à 1, 1 signifiant une communauté très diversifiée.

- Equitabilité  $E = \frac{H'}{H_{max}} = \frac{H'}{\log(S)}$  avec H' l'indice de Shannon-Wiener et S la richesse spécifique. Cet indice est borné de 0 à 1, 1 signifiant une communauté très équilibrée.

- Indice de Similarité de Sorensen  $S = \frac{2W}{a+b}$  avec W le nombre d'espèces communes entre les deux jeux de données, a le nombre d'espèce présentes dans la liste 1 et b le nombre d'espèces présentes dans la liste 2. Cet indice est borné de 0 à 1 sachant qu'une similarité de 0 indique qu'aucune espèce n'est commune aux deux jeux de données.

Sur ces quatre indices, j'ai réalisé un test de corrélation de Pearson (Tableau 3), les indices de Shannon et Simpson étant fortement corrélés entre eux ( $r=0,8625$ ) et celui de Shannon légèrement avec la richesse ( $r=0,4451$ ), je n'ai conservé que l'indice de richesse spécifique et celui de l'équitabilité qui sont plus faiblement corrélés entre eux ( $r=0,0688$ ).

**Tableau 3: Coefficients de corrélation de Pearson entre les 4 indices choisis pour caractériser les communautés végétales des haies. Toutes les valeurs sont significatives au seuil de  $p=5\%$ .**

	Richesse	Shannon	Simpson	Equitabilité
Richesse	1			
Shannon	0,4451	1		
Simpson	0,0616	0,8625	1	
Equitabilité	0,0688	0,9179	0,9288	1

## 6.4 Caractérisation de la structure du paysage autour des haies

Afin de caractériser la structure du paysage et son influence sur la végétation des haies, j'étudie dans un premier temps l'influence de l'hétérogénéité générale du paysage puis dans un second modèle je focalise l'analyse sur la trame boisée. Dans le but d'observer une influence du paysage à large échelle et une influence à proximité de la haie, j'ai choisi d'étudier deux tailles de fenêtre circulaire : 400 et 200m. Dans Ernoult & Alard (2011), l'influence du paysage est étudiée dans un carré de 1km<sup>2</sup>. Dans mon étude, les haies sont séparées de 400m. Afin de ne pas superposer l'influence de plusieurs paysages (cas de pseudo-réplication), l'échelle maximale choisie est une fenêtre circulaire de 400m de diamètre sur. En ce qui concerne l'échelle locale, dans Ernoult & Alard (2011) elle est de 300m de diamètre, or afin d'observer une différence entre les deux échelles choisies, j'ai décidé de réduire le diamètre à 200m autour de la haie.

Pour cette caractérisation de la structure du paysage autour des haies, différents indices paysagers sont calculés pour les deux tailles de fenêtre, avec le logiciel Fragstat (deux avec ArcMap 10.4). Les

indices pour étudier l'influence de l'hétérogénéité du paysage dans son ensemble sont calculés à partir de la cartographie de l'occupation du sol réalisé en 2015. Pour analyser la trame boisée l'un des indices a été calculé à partir d'une carte raster binaire avec uniquement l'indication des bois et des haies puis deux autres ont été calculés sur ArcMap 10.4 à partir de photos aériennes en open-source de 2015.

#### 6.4.1 Caractérisation de l'hétérogénéité du paysage

Afin d'analyser l'influence de l'hétérogénéité générale du paysage, deux indices de configuration du paysage et deux indices de composition du paysage sont calculés pour les deux tailles de fenêtre. Ces indices sont les suivants :

- Le pourcentage d'occupation du sol de chaque tache d'habitat. Cinq classes d'occupation du sol ont été retenues : bois, cultures, prairies, surface bâtie, routes et chemins. Les espèces végétales sont fortement influencées par la gestion des taches d'habitats, il semble donc important d'observer la composition du paysage. Un test de corrélation de Pearson a été effectué sur ces pourcentages et n'a pas relevé de corrélation entre les différentes occupations du sol.

- L'indice de Shannon  $SHDI = -\sum_{i=1}^m (P_i \cdot \ln P_i)$  avec  $P_i$  la proportion du paysage occupé par la tache  $i$  et  $m$  le nombre de classe de taches d'occupation du sol présent. Cet indice mesure la diversité spécifique d'un milieu. Il combine la richesse spécifique et la répartition des individus au sein du milieu (équitabilité spécifique), les valeurs ne sont pas bornées mais débutes à 0 (qui indique une diversité spécifique nulle). Il permet d'estimer l'hétérogénéité de composition du paysage.

- L'indice de densité de lisière  $ED = \frac{E}{A} (10,000)$  avec  $E$  la longueur totale de lisière dans le paysage (m) et  $A$  l'aire totale du paysage ( $m^2$ ). Cet indice renseigne sur l'hétérogénéité de configuration du paysage, notamment sur la fragmentation du paysage car plus la densité de lisières est grande, plus la taille des tâches est petite.

- L'indice de proximité  $PROX = \sum_{s=1}^n \frac{a_{ijs}}{h_{ijs}^2}$  avec  $a_{ijs}$  l'aire des taches  $ij$ s ( $m^2$ ) et  $h_{ijs}$  la distance (m) entre les taches d'habitat  $ij$ s de lisière à lisière. Les indices d'isolement et de proximité sont particulièrement importants dans le contexte de la perte d'habitat et de la fragmentation. Plusieurs auteurs qui travaillent sur des fragments forestiers expliquent que l'isolement de taches d'habitats n'a pas d'effet significatif sur la richesse des communautés végétales (Honnay *et al.*, 1999 ; Krauss *et al.*, 2004), j'ai néanmoins choisi de calculer l'indice proximité PROX car travaillant sur les haies j'ai voulu observer si l'impact était le même.

#### 6.4.2 Caractérisation de la trame boisée

En ce qui concerne la caractérisation de la « trame boisée », j'ai calculé quatre indices qui sont :

- La surface des haies et bois soit le nombre total de pixels boisés contenu dans la fenêtre ce qui permet d'observer l'influence des boisements sur les communautés végétales.
- Le nombre d'intersections de haies entre elles afin de rendre compte de la connectivité des haies au sein du réseau bocager.
- Le linéaire de haie : cet indice permet de rendre compte de la densité des haies dans les deux tailles de fenêtre (200 et 400m).
- Le grain d'ouverture du paysage : cet indice apporte une information sur le réseau de haie et l'ouverture du paysage. Cet indice est le même pour les deux tailles de fenêtre, car il est calculé sur l'ensemble de la zone dans une fenêtre circulaire de 450m de diamètre (voir la partie 6.2).

J'ai réalisé un test de corrélation de Pearson sur ces quatre indices, à l'issue duquel aucune corrélation n'est décelée.

### 6.5 Caractérisation des variables locales associées à la haie

Afin de caractériser les variables locales associées à la haie, j'ai séparé les indices en deux modèles distincts : ceux propres à la haie dans son entièreté et ceux des bordures (côtés) de haies. Lors

de la phase de terrain, j'ai ainsi mesuré trois indices pour les haies et quatre pour les bordures. Ces indices sont pour les haies :

- La hauteur strate arborée : variation de 5 à 15m.
- La hauteur strate arbustive : variation de 1 à 3m.
- La largeur au sol de la haie : variation de 2 à 10m.

J'ai également noté par bordure de haie :

- Le mode de gestion de la strate herbacée : entretien mécanique ou chimique, les deux entretiens ou aucun entretien. Il a été possible de noter les signes de l'impact d'une gestion mécanique néanmoins l'impact chimique n'étant pas toujours visible, il est possible que certaines haies n'aient pas été répertoriées comme entretenues.

- La hauteur du talus : variation de 0 à 1m.
- La profondeur du fossé : variation de 0 à 5m.
- L'occupation du sol adjacent : culture, prairie ou autre (soit chemin ou roncier).

## 6.6 Analyses des jeux de données

Pour l'analyse de mes données, j'utilise le logiciel R studio version 3.4.0.

Dans un premier temps, afin d'analyser la structure des communautés végétales des haies, j'ai réalisé une Analyse en Factorielle des Correspondances (AFC) sur les espèces. J'ai également réalisé une AFC sur les haies suivie d'une Classification Ascendante Hiérarchique (CAH) pour regrouper si possible les haies en fonction de leur composition végétale grâce à l'analyse d'un dendrogramme.

Avant de commencer mes analyses, j'ai vérifié par des tests de corrélation l'absence de corrélations fortes entre les différentes variables explicatives utilisées (variables paysagères, occupations du sol, variables de la trame boisée, variables locales). Ces tests ont été réalisés par échelle spatiale (200m de taille de fenêtre circulaire pour l'échelle locale et 400m pour l'échelle du paysage) mais également entre échelles.

Afin d'analyser l'influence du paysage sur les communautés végétales des haies, j'ai réalisé trois modèles statistiques qui regroupent mes variables explicatives : l'un utilisant les indices paysagers (ED, SHDI, PROX), un second qui regroupe les pourcentages d'occupations du sol, l'autre utilisant uniquement les variables liées à la trame boisée. Les variables de réponse sont la richesse spécifique, l'équitabilité et la similarité de composition des communautés végétales. J'ai ensuite sélectionné le meilleur modèle au moyen de la méthode « stepwise AIC » en sélection « backward » : les variables sont supprimées indépendamment selon la significativité qu'elles apportent au modèle (sachant que certaines variables comprises dans un modèle significatif au seuil de  $p < 0,05$  peuvent ne pas être significatives,  $p\text{-value} > 0,05$ ). J'ai ensuite réalisé un test Shapiro-Wilk afin de vérifier la normalité de mes résidus et valider la conformité des analyses ( $p\text{-value} > 0,05$ ). J'ai également réalisé une analyse de variance (ANOVA) afin de vérifier la significativité des variables explicatives.

J'ai ensuite réalisé trois analyses de co-inertie correspondant aux trois jeux de variables explicatives (modèles décrits ci-dessus). L'analyse de co-inertie permet d'étudier la relation entre la composition des communautés et les variables explicatives en projetant simultanément, et sur la même échelle, les résultats de l'AFC des communautés végétales des haies et les résultats d'une Analyse en Composante Principale (ACP) des variables explicatives. La relation entre les espèces et les variables explicatives est mesurée par le coefficient de corrélation RV qui varie de 0 à 100%.

Afin d'analyser l'influence des variables locales liées à la haie, j'ai réalisé deux modèles statistiques qui regroupent mes variables explicatives, l'un utilisant les variables locales par haie (hauteur de la strate arborée, hauteur de la strate arbustive, largeur de la haie), l'autre composé des variables locales par bordures (occupation du sol adjacent, hauteur du talus, profondeur du fossé, gestion de la strate herbacée). La méthode d'analyse pour le modèle qui regroupe les variables locales par haie est la même que celle pour les variables paysagères expliqué ci-dessus. En revanche pour le modèle des variables locales par bordures, certaines modifications ont été apportées. Une haie est composée de deux bordures, ces dernières doivent être appariées lors des analyses afin de ne pas les

considérer comme distinctes l'une de l'autre. Pour ce modèle la méthode « stepwise AIC » ne fonctionne pas, j'utilise un modèle linéaire à effets mixtes (GLMM ; fonction « lmer » dans R). Ce type de modèle ne permet pas d'obtenir directement la p-value du modèle, j'ai donc utilisé un modèle nul pour faire une différence entre celui-ci et le GLMM » afin de l'obtenir. J'ai ensuite réalisé un test Shapiro-Wilk afin de vérifier la normalité des résidus et valider la conformité des analyses (p-value>0,05). J'ai également réalisé une ANOVA sur le GLMM afin de vérifier la significativité des variables explicatives (observation des p-value<0,05) Ainsi qu'un test de Tuckey sur les variables explicatives qualitatives (Occupation du sol adjacent et gestion de la strate herbacée).

## 7 Résultats

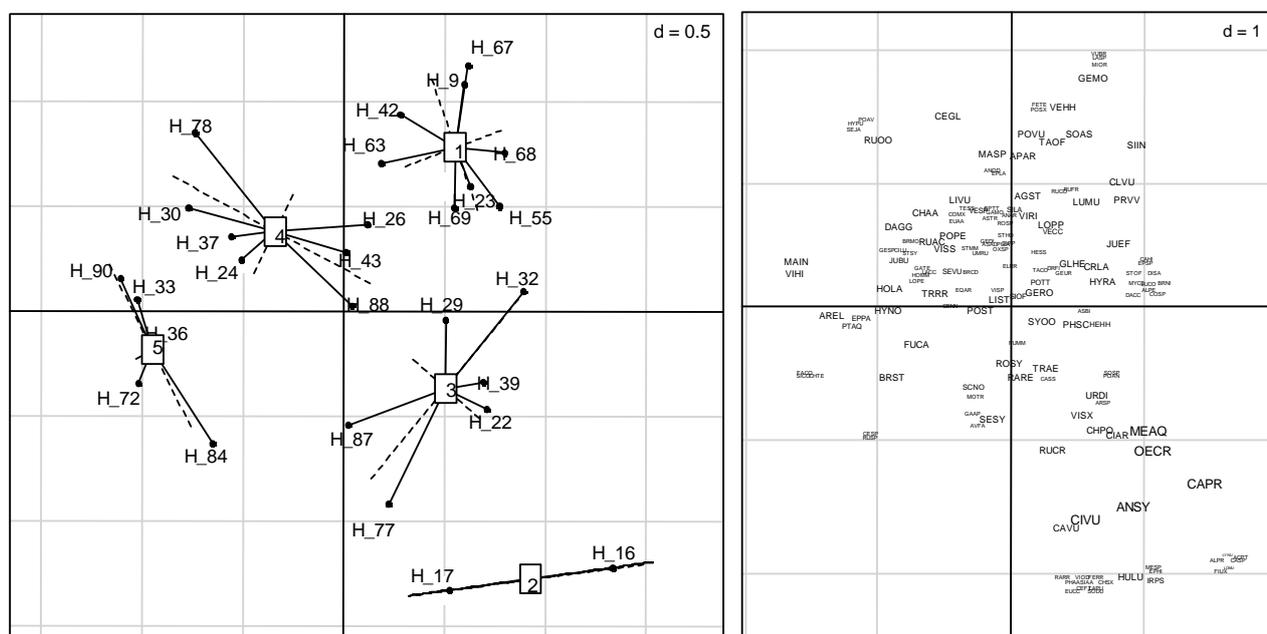
### 7.1 Caractérisation des communautés végétales

Les haies présentent en moyenne 26 espèces. La richesse spécifique varie entre 12 à 49 espèces. Les communautés présentent une équitabilité moyenne de 0,58 (Tableau 4). Les communautés végétales des petits boisements ont une richesse spécifique variant entre 22 et 55 espèces avec une moyenne de 31 espèces. La similarité calculée entre chaque haie et le pool total des espèces des bois présentent une similarité moyenne de 0,40. Les haies sont composées de 44 à 90% d'espèces qui sont retrouvées dans le pool des espèces forestières avec une moyenne de 72%.

**Tableau 4: Distribution des indices de caractérisation des communautés végétales**

Haies	Richesse	Equitabilité	Similarité
<b>Moyenne</b>	26	0,5822	0,3987
<b>Minimum</b>	12	0,3404	0,2432
<b>Maximum</b>	49	0,8959	0,5636

La composition floristique des haies a été analysée via une AFC (Axe 1 : 16% de l'inertie expliquée, Axe 2 : 11%). L'analyse démontre cinq grands types de haies Figure 13 (Annexe 2). Le groupe 1 est caractérisé par les espèces *Dactylis glomerata*, *Galium aparine*, *Hedera helix* et *Rubus fruticosus* ; le groupe 2 est caractérisé par *Iris pseudacorus*, *Mentha aquatica*, *Hedera helix*, *Epilobium hirsutum* et *Urtica dioica* ; le groupe 3 est caractérisé par *Galium aparine*, *Hedera helix* et *Rubus fruticosus* ; le groupe 4 est caractérisé par *Stellaria holostea*, *Rubus fruticosus*, *Galium aparine* et *Dactylis glomerata* ; le groupe 5 est caractérisé par *Arrhenatherum elatius*, *Dactylis glomerata* et *Galium aparine*. Les haies des groupes 1, 3, 4 et 5 sont réparties sur l'ensemble de la zone alors que les haies du groupe 2 sont localisées sur le marais de Sougéal.



**Figure 13: Projection des espèces et des haies dans le plan factoriel 1-2 de l'Analyse Factorielle des Correspondances (AFC). Pour le code des espèces, se référer à l'annexe 1. Pour l'AFC en page entière, se référer à l'annexe 2.**

## 7.2. Influence du paysage sur les communautés végétales

### 7.2.1 Influence de l'hétérogénéité du paysage

#### Echelle locale : fenêtre circulaire de 200m de diamètre

Pour les occupations du sol, la variable « proportion des cultures » varie de 0 à 100% avec une moyenne de 60%, celle de « la proportion des bois » varie de 0 à 28% avec une moyenne de 3%, la « proportion des prairies » varie de 0 à 98% avec une moyenne de 35%, la « proportion des routes et chemins » varie de 0 à 5% avec une moyenne de 2% et celle de la « proportion de surface bâtie » varie de 0 à 4% avec une moyenne de 0,2% (Annexe 3). Pour les indices paysagers, l'indice de densité de lisière (ED) varie de 0 à 547m avec une moyenne de 259m, l'indice de proximité (PROX) varie de 0 à 514 avec une moyenne de 146m et l'indice de Shannon (SHDI) varie de 0 à 1,4 avec une moyenne de 0,77.

**Tableau 5: Résultats des modèles linéaires sur l'occupation du sol et les indices paysagers à l'échelle locale. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux après une sélection « backward » sur critère AIC (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).**

		Richesse			Équitabilité			Similarité		
		r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens
<b>Occupation du sol 200m</b>	<b>Modèle 1</b>	0,05	0,14		0,11	0,13		0,12	0,04	
	Bois					0,10	+			
	Cultures					0,42	+			
	Routes et chemins		0,14	+					0,04	+
	Bâti									
	Prairie									
<b>Indices paysagers 200m</b>	<b>Modèle 2</b>	0,08	0,07		-0,07	0,73		-0,02	0,49	
	ED					0,92	-		0,70	-
	PROX		0,07	+		0,33	-		0,20	+
	SHDI					0,58	+		0,45	+

A l'échelle de la zone de 200m, les modèles retenus pour la richesse et l'équitabilité ne sont pas significatifs contrairement à celui concernant l'indice de similarité. La similarité entre chaque haie et le pool d'espèces forestières augmente lorsque le pourcentage de routes et chemins augmente.

La composition des haies ne dépend pas des variables d'occupation du sol (Co-inertie non significative : RV = 0,18 ; p-value=0,86) ni des indices paysagers (Co-inertie non significative : RV = 0,20 ; p-value=0,38).

#### Echelle du paysage : cercle de 400m de diamètre

Pour les occupations du sol, la variable « proportion de cultures » varie de 0 à 100% avec une moyenne de 54%, celle de la « proportion de bois » varie de 0 à 29 avec une moyenne de 6%, celle de la « proportion de prairies » varie de 0 à 96 avec une moyenne de 35%, la « proportion de routes et chemins » varie de 0 à 4% avec une moyenne de 2% et celle de la « proportion de surface bâtie » varie de 0 à 8% avec une moyenne de 2% (Annexe 3). Pour les indices paysagers, l'indice de densité de lisière (ED) varie de 50 à 403m avec une moyenne de 262m, l'indice de proximité (PROX) varie de 0 à 1832m avec une moyenne de 438m. L'indice de Shannon (SHDI) varie de 0,2 à 1,7 avec une moyenne de 1,06.

**Tableau 6: Résultats des modèles linéaires sur l'occupation du sol et les indices paysagers à l'échelle du paysage. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).**

		Richesse			Équitabilité			Similarité		
		r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens
<b>Occupation du sol 400m</b>	<b>Modèle</b>	0,12	0,15		-0,09	0,72		0,08	0,09	
	Bois		0,86	-		0,60	+			
	Cultures		0,03	-		0,58	+		0,09	-
	Routes et chemins					0,98	+			
	Bâti		0,50	-		0,23	+			
	Prairie		0,17	-		0,42	+			
<b>Indices paysagers 400m</b>	<b>Modèle</b>	0,06	0,19		-0,06	0,71		-0,09	0,87	
	ED		0,23	+		0,30	+		0,56	+
	PROX					0,63	-		0,61	-
	SHDI		0,17	-		0,82	-		0,76	-

Les modèles linéaires qui testent le lien entre l'occupation du sol ou les indices paysagers avec la richesse spécifique, l'équitabilité ou la similarité entre chaque haie et le pool d'espèces forestières, ne sont pas significatifs.

Aucune relation significative n'est détectée entre la composition floristique des communautés de haies et les variables d'occupation du sol d'une part (Co-inertie non significative : RV = 0,70 ; p-value=0,22) et les indices paysagers d'autre part (Co-inertie non significative : RV = 0,15 ; p-value=0,23).

### 7.2.2 Influence de la trame boisée

#### Echelle locale

Les bois et haies représentent entre 6 et 51% de l'occupation du sol avec une moyenne de 20%, le nombre d'intersections varie entre 0 et 5 avec une moyenne de 2 intersections par fenêtre. La longueur du linéaire de haies varie entre 83 et 838m avec une moyenne de 338m.

**Tableau 7: Résultats des modèles linéaires sur la trame boisée à l'échelle locale. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).**

		Richesse			Équitabilité			Similarité		
		r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens
<b>Trame boisée 200m</b>	<b>Modèle</b>	0,08	0,08		0,14	0,03		0,13	0,03	
	Aire haies et bois									
	Intersections		0,08	+		0,03	+			
	Linéaire									
	Grain du paysage								0,03	-

Aucune relation significative n'est décelée entre la richesse spécifique et la trame boisée. En revanche, l'équitabilité de la communauté végétale augmente significativement avec le nombre d'intersections. La similarité entre chaque haie et le pool d'espèces forestières augmente significativement lorsque le grain du paysage diminue.

La composition floristique des communautés de haies n'est pas reliée aux variables de la trame boisée (Co-inertie non significative : RV = 0,27 ; p-value=0,14).

## Echelle du paysage

Les bois et haies représentent entre 7 et 47% de l'occupation du sol avec une moyenne de 22%, le nombre d'intersections varie entre 0 et 23 avec une moyenne de 7 intersections par fenêtre. La longueur du linéaire de haies varie de 290 à 2715m avec une moyenne de 1159m.

**Tableau 8: Résultats des modèles linéaires sur la trame boisée à l'échelle du paysage. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).**

		Richesse			Équitabilité			Similarité		
		r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens
<b>Trame boisée 400m</b>	<b>Modèle</b>	0,08	0,08		-0,07	0,70		0,13	0,03	
	Aire haies et bois					0,29	+			
	Intersections					0,52	-			
	Linéaire		0,08	+		0,74	+			
	Grain du paysage					0,50	-		0,03	-

La richesse spécifique et l'équitabilité ne dépendent pas de la trame boisée. La similarité entre chaque haie et le pool d'espèces forestières augmente significativement lorsque le grain du paysage diminue.

La composition floristique des communautés de haies n'est pas reliée aux variables de la trame boisée (Co-inertie non significative : RV = 0,23 ; p-value=0,18).

## 7.3. Influence des variables locales sur les communautés végétales

### 7.3.1 Influence des variables locales associées à la haie

La largeur de la haie au sol varie entre 2 et 10m avec une moyenne de 4m, la hauteur de la strate arborée fluctue de 5 à 15m avec une moyenne de 10m et la hauteur de la strate arbustive varie entre 1 et 3m avec une moyenne de 1,5m.

**Tableau 9: Résultats des modèles linéaires sur les variables locales par haie. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).**

		Richesse			Équitabilité			Similarité		
		r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens
<b>Variables locales haies</b>	<b>Modèle</b>	-0,09	0,88		0,11	0,045		0,07	0,10	
	Largeur au sol		0,94	-						
	Hauteur arbres		0,85	-						
	Hauteur arbustes		0,44	+		0,045	+		0,10	-

La richesse et la similarité entre chaque haie et le pool d'espèces forestières ne dépendent pas des variables de structuration de la haie contrairement à l'équitabilité. L'équitabilité augmente significativement avec la hauteur de la strate arbustive.

La composition floristique des haies est influencée par les variables de structuration de la haie (Co-inertie significative RV=0,32, p-value=0,02). La variabilité de la composition des haies est expliquée à 32% par les variables locales. Deux variables locales structurent fortement la composition des communautés végétales et explique : la largeur au sol de la haie (Contribution absolue de l'axe 1 : 28% ; de l'axe 2 : 65%) et la hauteur moyenne de la strate arborée (Contribution absolue de l'axe 1 : 60% ; de l'axe 2 : 34%), la hauteur de la strate arbustive n'est pas très impactant (Contribution absolue de l'axe 1 : 12% ; de l'axe 2 : 0,5%). Les haies à forte emprise au sol sont caractérisées par des

espèces comme *Asplenium trichomanes*, *Anagallis arvensis*, *Oenanthe crocata* ou *Epilobium hirsutum*. A l'inverse les haies étroites sont caractérisées par *Matricaria inodora*, *Vicia hirsuta*, *Misopates orontium*. Les haies dont la hauteur moyenne de la strate arborée est basse sont caractérisées *Pteridium aquilinum*, *Circaea lutetiana*, *Fallopia convolvulus*, *Luzula multiflora* tandis qu'une forte hauteur moyenne de la strate arborée correspond à des espèces telles que le *Senecio jacobea*, *Polygonum aviculare*, *Hypericum pulchrum*, *Aphanes arvensis* (Figure 14).



Figure 14: Représentation des variables explicatives (variables locales par haies en bas à gauche) et projection des espèces sur le plan factoriel 1-2 de la co-inertie. Pour le code des espèces, se référer à l'annexe 1.

### 7.3.2 Influence des variables locales associées par bordure de haie

La profondeur du fossé fluctue entre 0 et 2m avec une moyenne de 0,2m, la hauteur du talus varie de 0 à 1m avec une moyenne de 0,1m. Trois modes de gestion de la strate herbacée ont été recensés dont 24 bordures qui ne présentent aucune gestion, 22 bordures qui ont une gestion mécanique et 8 bordures qui ont une gestion mécanique.

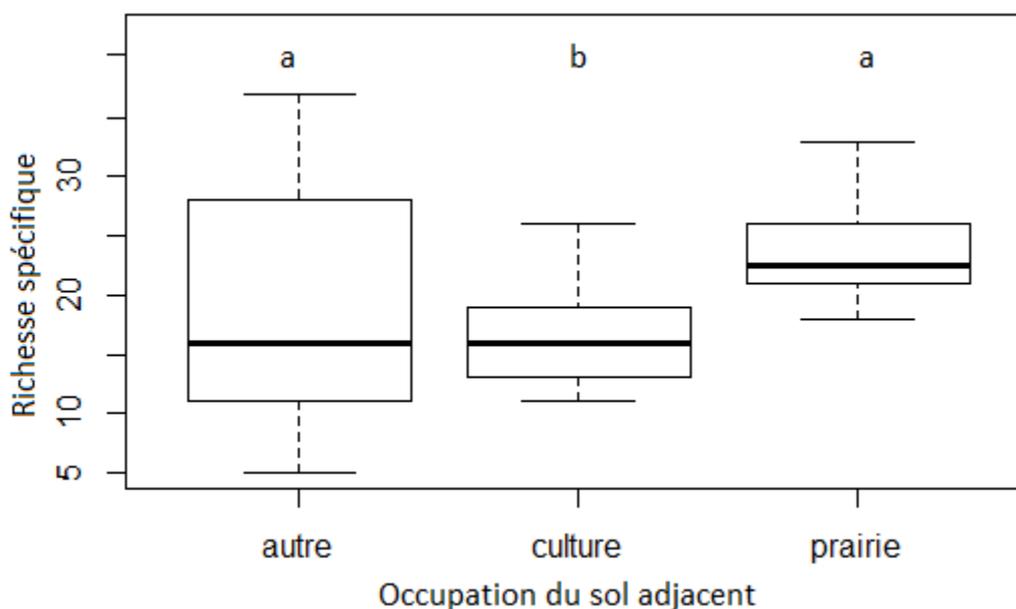
**Tableau 10: Résultats des modèles linéaires sur les variables locales par bordures de haie. Les modèles présentés sont ceux qui ont été retenus comme étant les plus parcimonieux (voir matériel et méthodes pour plus de détails sur les analyses statistiques).**

		Richesse			Équitabilité		
		r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens	r <sup>2</sup> ajusté	p-value	sens
<b>Variables locales bordures</b>	<b>Modèle</b>	0,6	3,54 <sup>-06</sup>		-0,16	0,1	
	Gestion herbacée		0,69	=		0,26	=
	Profondeur fosse		4,08 <sup>-05</sup>	-		0,62	-
	Hauteur talus		0,03	+		0,02	+
	Occupation sol		0,004	a>b		0,85	=

Les variables de gestion des bordures expliquent 60% des variations de la richesse des communautés de la bordure. L'ensemble des variables à l'exception de la gestion de la strate herbacée influencent significativement la richesse. La richesse diminue avec la profondeur du fossé et augmente avec la hauteur du talus. Elle est supérieure pour les haies dont la parcelle adjacente est la prairie par rapport à une culture ou une autre occupation du sol, néanmoins l'occupation du sol adjacent « autre » et « prairie » ne sont pas significativement différents (Tableau 11 et Figure 15). L'équitabilité de la communauté de la bordure ne dépend pas des variables de gestion.

**Tableau 11: Résultats du test de significativité de Tuckey entre les variables d'occupation du sol**

Occupation du sol	P-value
<b>culture - autre</b>	0.008
<b>prairie - autre</b>	0.82
<b>prairie - culture</b>	0.04



**Figure 15: Graphique de la variation de la richesse spécifique des bordures de haie en fonction de l'occupation du sol adjacent. « Autre » inclut les ronciers et les chemins. Les lettres différentes (a, b) indiquent des différences significatives au seuil de 5%.**

## 8 Discussion

---

### 8.1. La structure des haies au sein de la zone atelier et leur similarité avec les bois

Les haies au sein de la zone atelier de Pleine Fougère sont hétérogènes en termes de composition : l'AFC des communautés permet de différencier cinq groupes d'espèces. French et Cummins (2001), identifient des espèces similaires à celles de notre étude tel que *Arrhenatherum elatius*, *Galium aparine* qu'ils considèrent comme des espèces compétitrices indicatrices d'une gestion intensive à l'inverse de *Rubus fruticosus*, *Stachys sp.*, *Vicia sp.* qui sont indicatrices d'une faible gestion.

La richesse spécifique des communautés est assez disparate et varie de 12 à 49 espèces pour une moyenne de 26. Deckers *et al.* (2004) ont échantillonné 511 haies indépendantes (Flandres, Belgique) pour un pool total d'espèce de 198 (contre 154 dans notre étude) et une moyenne de richesse spécifique de 24. Ce qui indique que la richesse spécifique de nos haies est en moyenne similaire avec d'autres haies européennes.

Lors de notre étude, les pourcentages des espèces forestières (espèces présentes dans les relevés des bois) accueillies dans les haies oscillent entre 44% et 90% avec une moyenne de 72%. Des résultats similaires sont observés par Corbit *et al.* (1999) qui trouvent en moyenne 70% d'espèces forestières dans leurs haies (étude sur 32 haies à New-York, Etats-Unis) puis par Wehling & Diekmann (2009) qui trouve entre 37% et 77% d'espèces forestières dans leurs haies (étude sur 130 haies au Nord-Ouest de l'Allemagne). Ces pourcentages indiquent que les haies de la Zone Atelier Armorique sont de bons refuges pour une partie des espèces forestières mais il convient d'observer que 1/3 des espèces forestières ne sont présentes que dans les fragments forestiers, qui constituent des « sources » pour ces espèces (exemple avec *Carex sp.*, *Blechnum spicant*, *Arum italicum*, *Ranunculus repens*, *Valeriana repens*).

### 8.2. Effets des variables paysagères sur les communautés végétales des haies

#### La configuration et la composition du paysage

Les résultats de la présente étude ne distinguent qu'un effet mineur de la composition et de la configuration du paysage sur la structure des communautés de haies, invalidant ainsi nos hypothèses de départ (ii, iii, v). Quelque soit l'échelle d'analyse (200 ou 400m), aucun indice caractérisant l'hétérogénéité de composition et de configuration n'est relié significativement aux communautés végétales. Seule la quantité de route et de chemins augmente la similarité entre les haies et le pool d'espèces des boisements à l'échelle locale. Pourtant plusieurs études ont démontré l'effet de la structure du paysage (Cowles, 1899 ; Young *et al.*, 1996 ; Jacquemyn *et al.*, 2001). En effet, certaines suggèrent qu'il existe un seuil au-delà duquel il y aurait un effet négatif de l'hétérogénéité du paysage dû à la fragmentation des taches d'habitats (Fahrig, 2003 ; Fahrig *et al.*, 2011). En revanche ici, aucun effet positif ou négatif n'apparaît. Dans notre cas d'étude, la faible variation des indices qui servent à expliquer les variables paysagères pourrait être à l'origine l'absence d'effet observé.

En ce qui concerne la composition du paysage, un effet positif est observé sur l'influence des routes sur la similarité entre le pool d'espèce forestières et les communautés végétales forestières. Les bords de route et de chemin sont des éléments linéaires qui structurent le paysage, ils sont ainsi reconnus comme participant à la dispersion d'espèces végétales, notamment par le transport des graines et du pollen de plante (Gavier-Pizarro *et al.*, 2010 ; Trombulak & Frissell, 2000). Ces propagules (graines ou pollen) peuvent être transportées par les animaux (espèces zoochore notamment) mais également par l'influence de l'homme et des véhicules (Tikka *et al.*, 2001). Mony *et al.* (en révision), indiquent un pourcentage d'espèce forestière zoochore entre 44 à 90% (sur des fragments forestiers contenant de 10 à 43 espèces), ainsi lorsque le pourcentage de route augmente, la connectivité augmente également pour les espèces forestières ce qui explique l'augmentation de la similarité.

## La trame forestière

Nos résultats soulignent l'importance de la trame boisée validant l'hypothèse iv. Une meilleure qualité du réseau de haies caractérisée par une augmentation du nombre d'intersections, du linéaire de haies et par une finesse du grain d'ouverture du paysage (forte densité de haies) augmente l'équitabilité des communautés ainsi que la similarité entre les communautés des haies et le pool d'espèces forestières. De la même façon, une meilleure qualité du réseau de haie tend à augmenter la richesse spécifique des communautés mais ce résultat n'est pas significatif.

Les haies forment une partie de la trame forestière et sont à la fois des zones de refuge et d'habitat. Ainsi l'augmentation de la quantité d'habitat favorable, caractérisé par un grain d'ouverture du paysage fin et un linéaire de haie plus important, favorise la richesse spécifique des communautés végétales des haies mais également les espèces forestières, ce qui est similaire avec les résultats de Le Cœur *et al.* (1997).

Les haies sont également des corridors intégrés dans la trame forestière, ils participent à la dispersion des espèces forestières. Mony *et al.* (en révision), démontre l'importance de la connectivité du paysage pour le transport des propagules d'espèces forestières par les animaux. Ainsi, une forte connectivité du paysage, caractérisée par un grain d'ouverture du paysage fin, un linéaire de haie plus important et un nombre d'intersection entre haie important, favorise la richesse spécifique et ainsi le maintien des communautés végétales, notamment les espèces forestières (Damschen *et al.*, 2006 ; Mony *et al.*, en révision).

## L'effet de l'échelle spatiale

Dans le contexte de cette étude, les résultats indiquent un effet plus important (plus de relations significatives) à l'échelle locale (200m) qu'à l'échelle du paysage (400m). Les effets du paysage sur les communautés végétales, qui se détectent à l'échelle large (400m) sont également détectés à l'échelle locale (200m), en revanche le contraire n'est pas observé. Certaines études bibliographiques indiquent également que, plus la taille de fenêtre d'étude augmente moins l'impact sur la communauté végétale est significatif (Deckers *et al.*, 2004). Ce qui démontre que l'environnement local et la structuration du paysage à l'échelle fine influence directement les communautés végétales.

Certaines variables paysagères peuvent conditionner l'établissement des espèces via leur action sur les facteurs environnementaux. Par exemple, la densité de haies, conditionne à échelle fine les conditions microclimatiques. Ainsi, un grain d'ouverture du paysage fin implique une baisse de 30 à 50% du vent, ce qui augmente la température moyenne (Guyot & Seguin, 1976). L'augmentation de la température implique une diminution de la richesse spécifique des communautés végétales des haies telles que cela a été démontré par Deckers *et al.* (2004).

## 8.3.Effets des variables locales sur les communautés végétales des haies

### Synthèse des résultats obtenus

Les variables locales qui concernent aussi bien la structure de la haie que les facteurs de gestion sont des facteurs clés qui gouvernent les espèces végétales des haies (Deckers *et al.*, 2005 ; Alignier & Baudry, 2016). Les variables liées à la structure de la haie et notamment la hauteur de la strate arbustive, jouent un rôle significatif sur l'équitabilité des espèces présentes dans les communautés végétales des haies, c'est à dire sur les équilibres compétitifs entre plantes. Les variables liées à la gestion jouent également un rôle majeur sur la richesse spécifique des communautés ainsi que sur leur composition. Ces résultats valident l'hypothèse (i) postulant que le mode de gestion de la haie influençait la richesse spécifique des communautés végétales des haies.

## L'hétérogénéité de structure verticale

L'effet de la structure de la haie sur les communautés végétales qu'elle abrite a été souvent démontré (Deckers *et al.*, 2004 ; Gould & Gorchoy, 2000 cité par Wehling & Diekmann, 2009). Deckers *et al.* (2004) indiquent notamment qu'il existe une relation positive entre la richesse spécifique et la largeur de la haie, ce qui démontre l'importance de la qualité mais également de la quantité de l'habitat. Dans notre étude, la largeur de la haie n'a pas d'impacts significatif. Une autre hypothèse propose qu'une strate arbustive dense influence négativement les espèces herbacées par une forte compétition pour l'espace au niveau des racines et pour la lumière, ce qui réduirait la richesse spécifique et notamment la richesse en espèces forestières (Gould & Gorchoy, 2000 cité par Wehling & Diekmann, 2009). Dans notre cas d'étude, la hauteur de la strate arbustive n'influence pas la richesse spécifique, Les impacts sur l'équitabilité des communautés ne sont pas étudiés dans la bibliographie. Nous pouvons émettre l'hypothèse que la compétition induite par la strate arbustive force les espèces à être toute réduite au même développement.

## La gestion locale de la haie

Les variables de gestion sont celles qui gouvernent le plus la composition et la richesse des communautés végétales des haies (Deckers *et al.*, 2004 ; Deckers *et al.*, 2005). L'impact de la gestion de la haie est directement lié aux pratiques, notamment par la fréquence et l'intensité des interventions qui impliquent des perturbations pour les espèces végétales (Deckers *et al.*, 2004 ; Alignier & Baudry, 2016). Certaines études ont déjà conclu qu'une relation négative existait entre l'augmentation de l'intensité des pratiques agricoles et la richesse spécifique végétale des haies (Bunce *et al.*, 1994 ; Hegarty *et al.*, 1994). Dans notre étude, la profondeur du fossé est corrélée négativement avec la richesse des communautés végétales. Deckers *et al.* (2004) obtient des résultats similaires sur son étude qui montre un effet significatif négatif de la profondeur du fossé sur la richesse spécifique. D'après ces auteurs, les fossés favorisent l'installation d'espèces à croissance très rapide et couvrant une large surface, ce qui empêche l'implantation d'autre espèces herbacées. La hauteur du talus est également significative et augmente la richesse spécifique lorsqu'il augmente. Aucune source bibliographique n'est disponible pour étayer ces résultats. L'hypothèse serait que talus favorise l'exposition au rayonnement et les conditions de sol sont plus séchantes. Il est peut-être moins facile à gérer par fauche/broyage par les gestionnaires des haies donc moins d'impact et plus propice au développement de nombreuses espèces.

L'occupation du sol adjacente aux haies a une importance significative sur la richesse spécifique des haies de notre étude, les haies bordées de prairies ont une plus grande richesse spécifique que celles bordées par des cultures. Ces résultats sont similaires à ceux obtenus dans plusieurs études (Le cœur *et al.*, 1997 ; Cherrill *et al.*, 2001 ; Deckers *et al.*, 2004). D'après Deckers *et al.* (2004), la richesse spécifique des haies baisse significativement avec une occupation du sol adjacente de type jardin et route goudronnées mais elle augmente significativement pour une occupation du sol de type prairies et chemins non goudronnés. L'étude de Cherrill *et al.* (2001) fonctionne avec le même système de relevé floristique que le projet Woodnet, c'est-à-dire par bordure de haies. Ils indiquent que les haies adjacentes aux prairies et routes sont plus riches en espèces comparées à celles adjacentes aux terres arables et trouvent un effet significatif sur la composition floristique des bordures de haie. La variable prairie est significative dans beaucoup d'études, et indique un fort potentiel pour augmenter la richesse spécifique des haies car elle contient une richesse spécifique abondante. A l'inverse, l'occupation du sol adjacent en en cultures possède une gestion plus intensive (labour et gestion chimique des parcelles, fertilisation des parcelles) qui entraîne de fortes conséquences négatives sur la richesse spécifique des haies (Deckers *et al.*, 2004).

Ces résultats restent à considérer avec précaution, car les haies sont soumises à de nombreuses variables dont certaines n'ont pas pu être prises en compte. A titre d'exemple, s'il a été possible de noter les signes de l'impact d'une gestion mécanique de la strate herbacée des haies, les signes de l'impact d'une gestion chimique ne sont pas toujours visibles : ils dépendent non seulement de la météo mais également du moment de l'observation. Il est donc possible que certaines haies n'aient pas été répertoriées comme ayant fait l'objet d'une gestion chimique. De la même façon, l'information

concernant la gestion des strates arbustive et arborée dépend du moment de l'observation. Ainsi, certaines informations concernant les interventions passées (coupe, replantation, élagage, émondage) peuvent nous avoir échappé. Une façon de palier à ce problème aurait été d'enquêter avec les propriétaires

## 8.4. Application à la mise en place de la Trame Verte et Bleue

### Source de biodiversité

La TVB joue un rôle prédéterminant pour la richesse spécifique des milieux et la conservation des espèces forestières (Wehling & Diekmann, 2009). Lors de notre étude, les haies contiennent en moyenne 72% d'espèces forestières, ce qui indique le rôle de zones de refuge et d'habitat pour ces espèces. Néanmoins, 1/3 de la richesse spécifique des boisements n'est pas retrouvé dans les haies, il paraît donc important de s'intéresser à la conservation des boisements ainsi qu'à la qualité des haies en tant que corridor. Les Trames Vertes et Bleues sont un moyen de connecter les taches d'habitat forestiers (appelées également sources) et d'éviter la disparition d'espèces en augmentant les zones de refuge et d'habitat et en facilitant leur circulation. Elles sont ainsi source d'une grande biodiversité.

Dans cette étude, il est possible d'observer le fait que la fonctionnalité de la trame boisée se détecte à échelle fine, ce qui donne une importance pour l'échelle de la gestion des haies qui doit être identique.

### Importance des variables locales

La qualité d'un habitat est essentielle afin d'assurer la fonction de corridor écologique potentiel dans le but de maintenir les populations végétales (Corbit *et al.*, 1999). La structure spatiale à échelle fine est importante, notamment les variables de gestion locales qui sont primordiales, comme nous l'avons vu précédemment en partie 8.3. Il est nécessaire de maintenir des fossés peu profonds et une hauteur de talus mais également d'assurer une gestion des strates herbacée, arbustive et arborée qui ne soit pas trop impactante sur les milieux pour maintenir une bonne richesse spécifique. Ainsi, pour augmenter l'efficacité de la trame boisée et maintenir une richesse spécifique, il est nécessaire de s'assurer de la fonctionnalité des corridors à échelle fine ainsi que de proposer une gestion locale de la haie moins impactante sur les espèces dans le but d'améliorer la qualité de l'habitat.

### Perspectives de l'étude

Les TVB considèrent toutes les haies présentes dans le paysage et restaurent celles qui ont disparu (dans la mesure du possible). L'âge des haies est donc totalement différent d'une haie à l'autre. L'impact de l'âge du peuplement des haies sur la richesse spécifique est rarement étudié et le peu d'études qui le prend en compte proposent des résultats divergents. En Allemagne et en Belgique, la richesse spécifique est plus forte dans les haies plus âgées (100 à 200 ans) que les haies plus jeunes (50 ans) (Wehling & Diekmann, 2009 ; Deckers *et al.*, 2005). A contrario, en Amérique, aucune relation n'a été décelée entre la richesse en espèces forestières et l'âge de la haie. Wehling & Diekmann (2009) émettent ainsi l'hypothèse que les différences qui peuvent exister indiquent des vitesses de colonisation qui sont expliquées par les différences entre les régions d'études : des climats différents, des gestions différentes et des espèces différentes. Il apparaît donc intéressant d'étudier ce facteur qui semble jouer un rôle important sur la richesse spécifique des haies dans certains pays européens caractérisés par un climat similaire à celui de la France. Dans cette perspective, le projet WOODNET prévoit la cartographie ancienne de 1950 à nos jours du linéaire de haies sur la Zone Atelier de Pleine Fougère.

## 9 Conclusion de l'étude

---

Cette étude a permis de mettre en évidence des effets mineurs de la composition ou de la configuration du paysage sur la structuration des communautés végétales des haies, quelque soit l'échelle observée. En parallèle, la variable locale « hauteur de la strate arbustive » liée à la structure de la haie a révélée des effets significatifs positifs sur l'équitabilité des espèces présentes dans les haies, c'est à dire sur les équilibres compétitifs entre plantes. Les variables locales liées à la gestion (hauteur du talus, profondeur du fossé, occupation du sol adjacent) jouent quant à elles un rôle majeur sur la richesse spécifique des communautés ainsi que sur leur composition. Les variables liées à la trame boisée, notamment celle en lien avec la connectivité du paysage sont significativement positives ce qui soulignent l'importance de la trame boisée sur la richesse spécifique et l'équitabilité des communautés végétales des haies.

Dans cette étude, les éléments du paysage qui influencent les communautés végétales des haies sont principalement des variables locales. Néanmoins, les recherches bibliographiques nous indiquent une influence significative de la densité du linéaire de haie à l'échelle du paysage sur la richesse spécifique des communautés en général mais également pour les espèces forestières (Le Cœur *et al.*, 1997). Ces espèces forestières utilisent les haies en tant que zone d'habitat, zone de refuge et zone de dispersion. Dans notre étude, elles sont en moyenne présente à 72% dans les haies. Ainsi, il convient de proposer une nouvelle approche pour l'application de la Trame Verte et Bleue sur le territoire. La qualité de l'habitat, influencé par les variables locales et notamment la gestion de la haie, joue un rôle essentiel pour les espèces végétales. L'objectif pour la TVB est d'associer les stratégies de restauration et de conservation du linéaire bocager avec des stratégies de gestion dans le but de coupler les approches de quantité et de qualité des habitats.

## 10 Bibliographie

---

- Allag-Dhuisme F., Amsallem J., Barthod C., Deshayes M., Graffin V., Lefeuvre C., Salles E. (coord), Barnetche C., Brouard-Masson J, Delaunay A., Garnier C.C, Trouvilliez J. (2010). Choix stratégiques de nature à contribuer à la préservation et à la remise en bon état des continuités écologiques. Proposition issue du Comité Opérationnel Trame Verte et Bleue. MEEDDM ed.
- Alignier, A. (2010). Distribution des communautés végétales sous l'influence des lisières forestières dans des bois fragmentés (Thèse, Institut National Polytechnique de Toulouse).
- Alignier A. & Baudry J. (2016). Is plant temporal beta diversity of field margins related to changes in management practices? *Acta Oecologica*, 75, 1-7.
- Baldi G., Guerschman J.P. & Paruelo J.M. (2006). Characterizing fragmentation in temperate South America grasslands. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 116: 197-208.
- Bamba I. (2010). Anthropisation et dynamique spatio-temporelle de paysages forestiers en république démocratique du Congo. Thèse présentée en vue de l'obtention du grade de Docteur en Sciences, Université libre de Bruxelles.
- Banks-Leite C., Ewers R.M. & Metzger J.P. (2012). Unraveling the drivers of community dissimilarity and species extinction in fragmented landscapes. *Ecology*, 93(12): 2560-2569.
- Baudry J. (Editeur) et Jouin A. (Editeur) (2003). De la haie aux bocages. Organisation, dynamique et gestion. Paris, FRA : INRA Editions, 435 p.
- Bennett A.F. (2003). Linkages in the landscape. The role of corridors and connectivity in wildlife conservation, Gland, Switzerland et Cambridge, UK, IUCN, 254 p.
- Betbeder J., Hubert-Moy L., Burel F., Corgne S. & Baudry J. (2015). Assessing ecological habitat structure from local to landscape scales using synthetic aperture radar. *Ecological Indicators*, 52: 545-557.
- Bogaert J. & Hong S.K. (2004). Landscape ecology: monitoring landscape dynamics using spatial pattern metrics. In *Ecological issues in a changing world*, pp.109-131. Springer Netherlands.
- Bogaert J. et Mahamane A. (2005). Ecologie du paysage : cibler la configuration et l'échelle spatiale. *Annales des Sciences Agronomiques du Bénin*, 7:39-68.
- Boitani L., Falcucci A., Maiorano L. & Rondinini C. (2007). Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation biology*, 21(6): 1414-1422.
- Boussard, H. & Baudry, J. (2014) Chloé212: a software for landscape pattern analysis (<http://www.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Outils-informatiques/Chloe>)
- Boussard H. et Baudry J. (2014). Documentation utilisateur pour le logiciel Chloé2012.
- Bunce R.G.H., Howard D.C., Barr C.J. (1994). Botanical diversity in British hedgerows. The British Crop Protection Council, Farnham, pp. 43–52 BCPC monograph 58.
- Burel F. et Baudry J. (1999). Ecologie du paysage. Concepts, méthodes et applications. TEC & DOC, Paris, 359 p.
- Caborn J.M. (1955). The influence of shelter-belts on microclimate. *Quart. J. Roy. Meteor. Soc.* 81(347): 112–115.
- Calabrese J.M. & Fagan W.F. (2004). A comparison-shopper's guide to connectivity metrics. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 2(10): 29-536.
- Collinge S.K. & Forman R.T.T. (1998). A conceptual- model of land conversion processes - predictions and evidence from a microlandscape experiment with grassland insects. - *Oikos* 82:66-84.

- Campagne P., Affre L., Baumel A., Roche P., & Tatoni T. (2009). Fine-scale response to landscape structure in *Primula vulgaris* Huds.: does hedgerow network connectedness ensure connectivity through gene flow? *Population ecology*, 51(1): 209-219.
- Cherrill A., Mercer C., McClean C. & Tudor G. (2001). Assessing the Floristic Diversity of Hedge Networks: A landscape perspective, *Landscape Research*, 26:1, 55-64.
- Corbit M., Marks P.L., Gardescu S. (1999). Hedgerows as habitat corridors for forest herbs in central New York, USA. *Journal of Ecology* 87, 220–232.
- Cowles H.C. (1899). The ecological relations of the vegetation on the sand dunes of lake Michigan. *Botanical gazette*, 27: 95-117, 167-202, 281-308, 361-391.
- Damschen E.I., Haddad N.M., Orrock J.L., Tewksbury J.J. & Levey D.J. (2006). Corridors increase plant species richness at large scales. *Science*, 313(5791): 1284-1286.
- Deckers B., Hermy M. & Muys B. (2004). Factors affecting plant species composition of hedgerows: relative importance and hierarchy. *Acta Oecologica*, 26(1): 23-37.
- Deckers B., Becker P.D., Honnay O., Hermy M. & Muys B. (2005). Sunken roads as habitats for forest plant species in a dynamic agricultural landscape: effects of age and isolation. *Journal of Biogeography*, 32(1): 99-109.
- Diaz J.A., Carbonell R., Virgos E., Santos T. & Telleria J.L. (2000). Effects of forest fragmentation on the distribution of the lizard *Psammmodromus algirus*. *Anim. Conserv.* 3: 235–40.
- Dufлот R., Ernoult A., Aviron S., Fahrig L. and Burel F. (2017) Relative effects of landscape composition and configuration on multi-habitat gamma diversity in agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 241:62–69
- Ernoult A. & Alard D., (2011) Species richness of hedgerow habitats in changing agricultural landscapes: are  $\alpha$  and  $\gamma$  diversity shaped by the same factors? *Landscape Ecology* 26:683–696
- Fahrig L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual review of ecology, evolution, and systematics*, 34(1): 487-515.
- Fahrig L., Baudry J., Brotons L., Burel F.G., Crist T.O., Fuller R. J., Sirami C., Siriwardena G.M & Martin J.L. (2011). Functional landscape heterogeneity and animal biodiversity in agricultural landscapes. *Ecology letters*, 14(2): 101-112.
- Findlay C.S. & Houlahan J. (1997). Anthropogenic correlates of species richness in southeastern Ontario wetlands. *Conserv. Biol.* 11:1000–9.
- Fischer J. & Lindenmayer D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation: a synthesis. *Global ecology and biogeography*, 16(3): 265-280.
- Forman R.T.T. & Godron M. (1981). Patches and structural components for a landscape ecology. *Biosciences*, 31: 733-740.
- Forman R.T.T. & Godron M. (1986). *Landscape ecology*. John Wiley & sons, New York, USA.
- French D.D. & Cummins R.P. (2001). Classification, composition, richness and diversity of British hedgerows. *Applied vegetation science*, 4(2): 213-228.
- Gavier-Pizarro G.I., Radeloff V.C., Stewart S.I., Huebner C.D. & Keuler N.S. (2010). Housing is positively associated with invasive exotic plant species richness in New England, USA. *Ecological Applications*, 20(7): 1913-1925.
- Gould A.M. & Gorchoff D.L. (2000). Effects of the exotic invasive shrub *Lonicera maackii* on the survival and fecundity of three species of native annuals. *The American Midland Naturalist*, 144(1): 36-50.
- Guyot G. et Seguin B. (1976). Influence du bocage sur le climat d'une petite région. In: *Los Bocages, Histoire. Economie. Ecologie*. CNRS. ENSA et Université de Rennes, Rennes. France, pp. 121-130.

- Hanski I. 1999. *Metapopulation ecology*. Oxford series in ecology and evolution. Oxford University Press, Oxford, 328 p.
- Hegarty C.A., McAdam J.H., Cooper A. (1994). Factors influencing the plant species composition of hedges—implications for management in environmentally sensitive areas. *The British Crop Protection Council, Farnham*, pp. 227–234 BCPC Monograph 58.
- Hermý M., Honnay O., Firbank L., Grashof-Bokdam C. & Lawesson J.E. (1999). An ecological comparison between ancient and other forest plant species of Europe, and the implications for forest conservation. *Biological conservation*, 91(1): 9-22.
- Honnay O., Hermý M. & Coppin P. (1999). Effects of area, age and diversity of forest patches in Belgium on plant species richness, and implications for conservation and reforestation. *Biological conservation*, 87(1): 73-84.
- Husson J-P. et Marochini E. (1997). Les remembrements agricoles entre économie et écologie. In: *Noroi, Crises et mutations agricoles et rurales*. 173 : 195-208.
- Jackson S.T. & D.F. Sax, 2010. Balancing biodiversity in a changing environment: extinction debt, immigration credit and species turnover. *Trends in Ecology & Evolution* 25: 153–160.
- Jacquemyn H., Butaye J. & Hermý M. (2001). Forest plant species richness in small, fragmented mixed deciduous forest patches: the role of area, time and dispersal limitation. *Journal of Biogeography*, 28(6): 801-812.
- Kouki J. & Löfman S. (1998). Forest fragmentation: processes, concepts and implication for species. In: *Key Concepts in Landscape Ecology*. Proceedings of the 1998 European congress of IALE, Preston.
- Krauss J., Klein A.M., Steffan-Dewenter I. & Tschardt T. (2004). Effects of habitat area, isolation, and landscape diversity on plant species richness of calcareous grasslands. *Biodiversity and Conservation*, 13(8): 1427-1439.
- Le Coeur D., Baudry J. & Burel F. (1997). Field margins plant assemblages: variation partitioning between local and landscape factors. *Landscape and Urban Planning*, 37(1-2): 57-71.
- Le Féon V., Burel F., Chifflet R., Henry M., Ricroch A., Vaissière B.E. & Baudry J. (2013). Solitary bee abundance and species richness in dynamic agricultural landscapes. *Agriculture, Ecosystems & Environment* 166(0): 94-101.
- Leibold M.A., Holyoak M., Mouquet N., Amarasekare P., Chase J.M., Hoopes M.F., Holt R.D., Shurin J.B., Law R., Tilman D., Loreau M. & Gonzalez A. (2004). The metacommunity concept: a framework for multiscale community ecology. *Ecology letters*, 7(7): 601-613.
- Lepais O., Lavabre J., Gonzalez M., Willm J., Cabanettes A. et Gerber S. (2006). Diversité et structuration génétique des chênes à l'échelle de deux paysages : impact de l'écologie, de l'histoire et de la gestion. *Les Actes du BRG*, 6: 543-557.
- Levins R. (1970). Extinctions. In: *Some Mathematical Questions in Biology: Lectures on Mathematics in the Life Sciences*. S. A. Levin (eds). American Mathematical Society, Providence, Rhode Island, USA, pp.77–107.
- Lindenmayer D.B. & Fischer J. (2013). *Habitat fragmentation and landscape change: an ecological and conservation synthesis*. Island Press.
- Marini L., Fontana P., Scotton M. & Klimek S. (2008). Vascular plant and Orthoptera diversity in relation to grassland management and landscape composition in the European Alps. *Journal of Applied Ecology*, 45(1): 361-370.
- McCollin D., Jackson J.I., Bunce R.G.H., Barr C.J. & Stuart R. (2000). Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of environmental management*, 60(1): 77-90.
- MEA, Millennium Ecological Assessment. (2005)

- Merriam H.G. (1984). Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern. In: Brandt J. & Agger P. *Methodology in landscape ecological research and planning: proceedings*. Roskilde University Centre, Denmark. 1: 5-15.
- Mony C., Abadie J., Gil-Tena A., Burel F., Ernoult A. (en revision). Effect of connectivity on animal-dispersed forest plant communities in agriculture-dominated landscapes. *Connectivity effects on animal-dispersed forest plant assemblages*.
- Murphy H.T. & Lovett-Doust J. (2004). Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter? *Oikos*, 105(1): 3-14.
- Noon B.R. & Dale V.H. (2002). Broad-scale ecological science and its application. In: *Applying landscape ecology in biological conservation*. (eds. Gutzwiller K.J.), pp. 34-52. Springer, Berlin Heidelberg, New York.
- Noss R.F. (1990). Indicators for monitoring biodiversity: a hierarchical approach. *Conservation biology*, 4(4): 355-364.
- Rackham O. (1975). *Hayley Wood*. Cambridge: The Cambridge and Isle of Ely Naturalists' Trust.
- Smith A.T. & Peacock M.M. (1990). Conspecific attraction and the determination of metapopulation colonization rates. *Conservation Biology*, 4(3): 320-323.
- Stamps J.A., Buechner M. & Krishnan V.V. (1987). The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat. *The American Naturalist*, 129(4): 533-552.
- Steffan-Dewenter I., Münzenberg U., Bürger C., Thies C. & Tschardt T. (2002). Scale dependent effects of landscape context on three pollinator guilds. *Ecology*, 83(5): 1421-1432.
- Taylor P.D., Fahrig L., Henein K. & Merriam G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos* 68: 571-573.
- Tikka P.M., Högmander H. & Koski P.S. (2001). Road and railway verges serve as dispersal corridors for grassland plants. *Landscape ecology*, 16(7): 659-666.
- Tischendorf L. & Fahrig L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1) : 7-19.
- Trombulak S.C. & Frissell C.A. (2000). Review of ecological effects of roads on terrestrial and aquatic communities. *Conservation biology*, 14(1): 18-30.
- Vannier C., Vasseur C., Hubert-Moy L. & Baudry J. (2011). Multiscale ecological assessment of remote sensing images. *Landscape Ecol.* 26: 1053-1069.
- Vogt P., Ferrari J.R., Lookingbill T.R., Gardner R.H., Riitters K.H. & Ostapowicz K. (2009). Mapping functional connectivity. *ecological indicators*, 9(1): 64-71.
- Wehling S. & Diekmann M. (2009). Importance of hedgerows as habitat corridors for forest plants in agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 142(11): 2522-2530.
- Wiens J.A. (1995). Landscape mosaics and ecological theory. In: *Mosaic landscapes and ecological processes*, pp.1-26. Springer Netherlands.
- Wilcove D.S. (1985). Nest predation in forest tracts and the decline of migratory songbirds. *Ecology*, 66(4): 1211-1214.
- Wilcove D.S., McLellan C.H. & Dobson A.P. (1986). Habitat fragmentation in the temperate zone. In *Conservation Biology*, ed. ME Soule, pp.237-56. Sunderland, MA: Sinauer
- Wilson E.O. & Willis E.O. (1975). in *Ecology and evolution of communities*. Cody M.L. (Publisher), & Diamond J.M (Publisher). Harvard University Press.
- Young A., Boyle T. & Brown T. (1996). The population genetic consequences of habitat fragmentation for plants. *Trends in Ecology & Evolution*, 11: 413-418.

## Webographie

Connehaye E. (2016). Aux sources de l'INRA. [Site internet, consulté le 26/04/2016] <http://institut.inra.fr/Reperes/Jalons-historiques/1946-1963/Tous-les-magazines/Creation-de-l-Inra>

Herpin P., Marhin P. et Crémona K. (2013). L'INRA en Bretagne et Normandie [Site internet, consulté le 21/04/2017] <http://www.rennes.inra.fr/Qui-sommes-nous/L-Inra-en-Bretagne-et-Normandie>

Liénard S. et Clergeau P. (2011) Trame Verte et Bleue : Utilisation des cartes d'occupation du sol pour une première approche qualitative de la biodiversité. Cybergeog : European Journal of Geography, Environnement, Nature, Paysage, document n°519. [En ligne, consulté le 16.05.2017]. <http://cybergeog.revues.org/23494>

TVB : Les références juridiques de la Trame Verte et Bleue, consulté en mai 2017. <http://www.trameverteetbleue.fr/presentation-tvb/references-juridiques>

TVB : Qu'est-ce que la Trame Verte et Bleue : outil alliant préservation de la biodiversité et aménagement du territoire, consulté en mai 2017. <http://www.trameverteetbleue.fr/presentation-tvb/qu-est-ce-que-trame-verte-bleue/outil-alliant-preservation-biodiversite-amenagement-territoire?language%3Den=fr>

TVB : Qu'est-ce que la Trame Verte et Bleue : un peu d'histoire, consulté en mai 2017. <http://www.trameverteetbleue.fr/presentation-tvb/qu-est-ce-que-trame-verte-bleue/un-peu-histoire?language%25253Den=fr&language%253Den=fr&language%3Den=fr>

## Personnes ressource

Solène CROCI, chargé de recherche en Ecologie Urbaine au Laboratoire COSTEL UMR CNRS 6554 LETG. Communication sur la biologie des oiseaux pour le projet Woodnet.

## 11 Table des annexes

---

Annexe 1 : Pool des espèces rencontrées : Présence 1, uniquement dans les haies, présence 2, uniquement dans les bois ; présence 3, rencontrée dans les haies et les bois.

Annexe 2 : AFC des espèces.

Annexe 3 : Variation des minimums, maximums et moyennes des variables étudiées

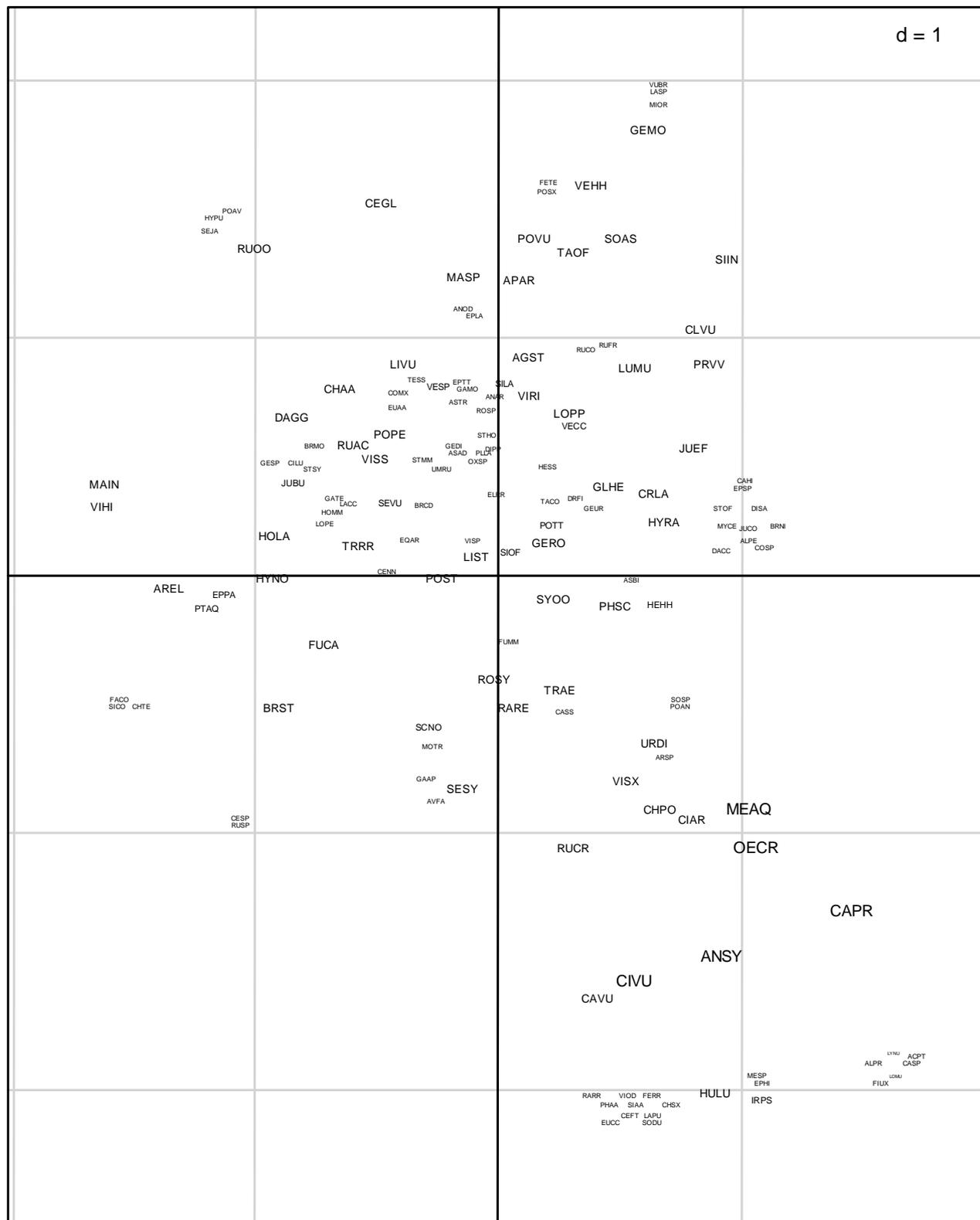
Annexe 1 : Pool des espèces rencontrées : Présence 1, uniquement dans les haies, présence 2, uniquement dans les bois ; présence 3, rencontrée dans les haies et les bois.

Especes	Esp	Présence	Especes	Esp	Présence
<i>Achillea ptarmica</i>	ACPT	1	<i>Juncus conglomeratus</i>	JUCO	3
<i>Agrostis stolonifera</i>	AGST	3	<i>Juncus effusus</i>	JUEF	3
<i>Ajuga reptans L.</i>	AjuRep	2	<i>Lamiaceae sp</i>	LASP	1
<i>Alliaria petiolata</i>	ALPE	3	<i>Lamiastrum galeobdolon</i>	LamGal	2
<i>Alopecurus pratensis</i>	ALPR	1	<i>Lamium purpureum</i>	LAPU	1
<i>Anagallis arvensis</i>	ANAR	1	<i>Lapsana communis</i>	LACC	3
<i>Angelica sylvestris</i>	ANSY	3	<i>Linaria striata</i>	LIST	1
<i>Anthoxanthum odoratum</i>	ANOD	3	<i>Linaria vulgaris</i>	LIVU	1
<i>Aphanes arvensis</i>	APAR	1	<i>Listera ovata</i>	LisOva	2
<i>Arrhenatherum elatius</i>	AREL	3	<i>Lolium multiflorum</i>	LOMU	1
<i>Arum italicum</i>	AruIta	2	<i>Lolium perenne</i>	LOPE	3
<i>Arum sp</i>	ARSP	1	<i>Lonicera periclymenum</i>	LOPP	3
<i>Asplenium adiantum-nigrum</i>	ASAD	3	<i>Luzula multiflora</i>	LUMU	1
<i>Asplenium billoti</i>	ASBI	1	<i>Luzula pilosa</i>	LuzPil	2
<i>Asplenium scolopendrium</i>	AspSco	2	<i>Lysimachia nummularia</i>	LYNU	1
<i>Asplenium trichomanes</i>	ASTR	1	<i>Malva sp</i>	MASP	1
<i>Avena fatua</i>	AVFA	1	<i>Matricaria inodora</i>	MAIN	1
<i>Blechnum spicant</i>	BleSpi	2	<i>Melica uniflora Retz.</i>	MelUni	2
<i>Brasica nigra</i>	BRNI	1	<i>Mentha aquatica</i>	MEAQ	1
<i>Bromus mollis</i>	BRMO	3	<i>Mentha sp</i>	MESP	1
<i>Bromus sterilis</i>	BRST	3	<i>Milium effusum</i>	MiIEff	2
<i>Bryonia cretica ssp dioica</i>	BBCD	3	<i>Misopates orontium</i>	MIOR	1
<i>Calystegia sepium</i>	CASS	2	<i>Moehringia trinervia</i>	MOTR	1
<i>Cardamine hirsuta</i>	CAHI	1	<i>Molinia caerulea</i>	MolCae	2
<i>Cardamine pratensis</i>	CAPR	3	<i>Myosotis cespitosa</i>	MYCE	1
<i>Carex acutiformis Ehrh.</i>	CarAcu	2	<i>Oenanthe crocata</i>	OECR	3
<i>Carex laevigata Sm.</i>	CarLae	2	<i>Orchis sp</i>	OrcSp	2
<i>Carex pilosa</i>	CarPil	2	<i>Oxalis sp</i>	OXSP	1
<i>Carex remota L.</i>	CarRem	2	<i>Phalaris arundinacea</i>	PHAA	1
<i>Carex sp</i>	CASP	3	<i>Phyllitis scolopendrium</i>	PHSC	1
<i>Carex sylvatica</i>	CarSyl	2	<i>Plantago lanceolata</i>	PLLA	1
<i>Carex vulpina</i>	CAVU	1	<i>Poa annua</i>	POAN	3
<i>Centaurea nigra</i>	CENN	1	<i>Poa sp</i>	POSX	1
<i>Cephalanthera damazonium</i>	CapDam	2	<i>Poa trivialis trivialis</i>	POTT	3
<i>Cerastium fontanum trivialis</i>	CEFT	1	<i>Polygonatum multiflorum</i>	POMU	2
<i>Cerastium glomeratum</i>	CEGL	1	<i>Polygonum aviculare</i>	POAV	1
<i>Cerastium sp</i>	CESP	1	<i>Polygonum persicaria</i>	POPE	1
<i>Chaerophyllum temulentum</i>	CHTE	1	<i>Polypodium vulgare</i>	POVU	3
<i>Chenopodium album</i>	CHAA	1	<i>Polystichum aculatum</i>	PolAcu	2
<i>Chenopodium polyspermum</i>	CHPO	1	<i>Polystichum setiferum</i>	PolSet	2
<i>Chenopodium sp</i>	CHSX	1	<i>Potentilla sterilis</i>	POST	3
<i>Circaea lutetiana</i>	CILU	3	<i>Primula vulgaris</i>	PRVV	3
<i>Cirsium arvense</i>	CIAR	3	<i>Pteridium aquilinum</i>	PTAQ	3
<i>Cirsium palustre</i>	CirsPal	2	<i>Ranunculus acris</i>	RanAcr	2

<i>Cirsium vulgare</i>	CIVU	1	<i>Ranunculus repens</i>	RARE	3
<i>Clinopodium vulgare</i>	CLVU	1	<i>Raphanus raphanistrum</i>	RARR	1
<i>Composee sp</i>	COSP	1	<i>Rorippa sylvestris</i>	ROSY	1
<i>Conopodium majus</i>	COMX	3	<i>Rosa sp</i>	ROSP	3
<i>Cruciata laevipes</i>	CRLA	3	<i>Rubus fruticosus</i>	RUFR	3
<i>Dactylis glomerata</i>	DAGG	3	<i>Rumex acetosa</i>	RUAC	1
<i>Daucus carota</i>	DACC	1	<i>Rumex conglomeratus</i>	RUCO	3
<i>Deschampsia cespitosa</i>	DesCes	2	<i>Rumex crispus</i>	RUCR	1
<i>Digitalis purpurea</i>	DIPP	3	<i>Rumex obtusifolius</i>	RUOO	1
<i>Digitaria sanguinalis</i>	DISA	1	<i>Rumex sp</i>	RUSP	1
<i>Dryopteris filix-mas</i>	DRFI	3	<i>Scrophularia nodosa</i>	SCNO	1
<i>Elymus repens</i>	ELRR	1	<i>Senecio jacobea</i>	SEJA	1
<i>Epilobium hirsutum</i>	EPHI	1	<i>Senecio sylvaticus</i>	SESY	1
<i>Epilobium lanceolatum</i>	EPLA	1	<i>Senecio vulgaris</i>	SEVU	1
<i>Epilobium palustre</i>	EPPA	1	<i>Silene conica</i>	SICO	1
<i>Epilobium sp</i>	EPSP	1	<i>Silene inflata</i>	SIIN	1
<i>Epilobium tetragonum</i>	EPTT	3	<i>Silene latifolia</i>	SILA	1
<i>Equisetum arvense</i>	EQAR	3	<i>Sinapis alba</i>	SIAA	1
<i>Equisetum telmateia</i>	EquTel	2	<i>Sisymbrium officinale</i>	SIOF	1
<i>Erigeron annua</i>	EriAnn	2	<i>Solanum dulcamara</i>	SODU	1
<i>Eupathorium cannabinum</i>	EUCC	3	<i>Sonchus asper</i>	SOAS	1
<i>Euphorbia amygdaloides</i>	EUAA	3	<i>Sonchus sp</i>	SOSP	1
<i>Fallopia convolvulus</i>	FACO	1	<i>Stachys officinalis</i>	STOF	3
<i>Festuca rubra</i>	FERR	1	<i>Stachys sylvatica</i>	STSY	3
<i>Festuca tenuifolia</i>	FETE	1	<i>Stellaria holostea</i>	STHO	3
<i>Filipendula ulmaria</i>	FIUX	1	<i>Stellaria media</i>	STMM	3
<i>Fumaria capriolata</i>	FUCA	1	<i>Symphitum officinale</i>	SYOO	1
<i>Fumaria muralis</i>	FUMM	1	<i>Tamus communis</i>	TACO	3
<i>Galeopsis tetrahit</i>	GATE	3	<i>Taraxacum officinale</i>	TAOF	3
<i>Galium aparine</i>	GAAP	3	<i>Teucrium scorodonia</i>	TESS	3
<i>Galium mollugo</i>	GAMO	1	<i>Trifolium repens</i>	TRRR	1
<i>Geranium dissectum</i>	GEDI	1	<i>Triticum aestivum</i>	TRAE	1
<i>Geranium molle</i>	GEMO	1	<i>Umbilicus rupestris</i>	UMRU	3
<i>Geranium robertianum</i>	GERO	3	<i>Urtica dioica</i>	URDI	3
<i>Geranium sp</i>	GESP	1	<i>Valeriana repens</i>	ValRep	2
<i>Geum urbanum</i>	GEUR	3	<i>Veronica chamaedrys</i>	VECC	1
<i>Glechoma hederacea</i>	GLHE	3	<i>Veronica hederifolia</i>	VEHH	1
<i>Hedera helix</i>	HEHH	3	<i>Veronica sp</i>	VESP	3
<i>Heracleum sphondylium</i>	HESS	3	<i>Vicia hirsuta</i>	VIHI	1
<i>Holcus lanatus</i>	HOLA	3	<i>Vicia sativa</i>	VISS	1
<i>Holcus mollis</i>	HOMM	3	<i>Vicia sp</i>	VISX	3
<i>Humulus lupulus</i>	HULU	1	<i>Vinca minor L.</i>	VinMin	2
<i>Hyacinthoides non-scripta</i>	HYN0	3	<i>Viola odorata</i>	VIOD	1
<i>Hypericum perforatum</i>	HypPer	2	<i>Viola reichenbachiana</i>	VioRei	2
<i>Hypericum pulchrum</i>	HYPU	3	<i>Viola riviniana</i>	VIRI	1
<i>Hypochoeris radicata</i>	HYRA	1	<i>Viola sp</i>	VISP	1
<i>Iris pseudacorus</i>	IRPS	3	<i>Vulpia bromoides</i>	VUBR	1

Annexe 2 : AFC des espèces des haies.

La contribution absolue de l'axe 1 est de 16% et celle de l'axe 2 de 11%. Afin de rendre la figure le plus lisible possible, certaines espèces qui se superposait ont été réduite en taille (aucune signification biologique). Pour la liste des espèces se reporter à l'annexe 1.



Annexe 3 : Variation des minimums, maximums et moyennes des variables étudiées

	Variables	Moyenne	Minimum	Maximum
Caractérisation de la communauté des haies	Richesse	25,96	12	49
	Equitabilité	0,58	0,34	0,9
	Similarité	0,4	0,24	0,56

	Variables	Moyenne	Minimum	Maximum
Variables locales par bordure	Profondeur du fossé	0,24	0	2
	Hauteur talus	0,1	0	1
Variables locales par haie	Largeur au sol	4,41	2	10
	Hauteur des arbres	10,08	5	15
	Hauteur des arbustes	1,5	1	3

200m	Variables	Moyenne	Minimum	Maximum
Trame boisée	Aire haies et bois	20,41	5,7489	50,75
	Intersections	1,96	0	5
	Linéaire	337,46	83	838
Indices paysagers	ED	259,01	0	547,48
	PROX	145,55	0	514,33
	SHDI	0,77	0	1,39
Occupation du sol	Bois	2,85	0	27,51
	Cultures	60,03	0	100
	Routes et chemins	1,76	0	4,60
	Bâti	0,23	0	4,18
	Prairie	34,72	0	98,34

400m	Variables	Moyenne	Minimum	Maximum
Trame boisée	Aire haies et bois	21,55	7,38	47,41
	Intersections	7,18	0	23
	Linéaire	1158,92	290	2715
Indices paysagers	ED	261,69	49,81	403,60
	PROX	438,32	0	1831,71
	SHDI	1,06	0,20	1,73
Occupation du sol	Bois	6,14	0	28,89
	Cultures	53,89	0	100
	Routes et chemins	2,04	0	4,18
	Bâti	2,09	0	8,12
	Prairie	35,31	0	95,87

## Résumé

---

D'après le Millenium Ecosystem Assessment, l'une des premières causes de l'érosion de la biodiversité à l'échelle mondiale est la modification et la perte d'habitat, notamment par le biais de la fragmentation du paysage. Les corridors qui peuvent exister entre les taches habitats, réduisent les effets négatifs de la fragmentation en facilitant le mouvement des espèces, empêchant ainsi les extinctions locales de populations. En France ce sont les Trames Vertes et Bleues (TVB) qui aident à préserver de tels corridors, et sont mis en œuvre par l'application de divers outils de planification de projets d'aménagement. Le travail réalisé s'intègre dans un projet européen portant sur le rôle des haies comme corridors écologiques.

Les travaux réalisés dans ce stage ont pour but d'étudier l'impact des éléments du paysage sur les communautés végétales des haies. Pour cela des relevés floristiques ont été réalisés sur 28 haies et 10 fragments forestiers sur la Zone Atelier Armorique (France, Bretagne). Cette étude a permis de mettre en évidence des effets mineurs de la composition ou de la configuration du paysage sur la structuration des communautés végétales des haies, quelle que soit l'échelle observée. Néanmoins, les variables locales liées à la structure horizontale et verticale de la haie affectent les abondances relatives des espèces présentes dans les haies. Les variables de gestion quant à elles jouent un rôle majeur sur la richesse spécifique des communautés ainsi que sur leur composition. Les variables liées à la connectivité du paysage sont significativement positives ce qui souligne l'importance de la trame boisée sur la richesse spécifique et l'équitabilité des communautés végétales des haies. En moyenne, 72% des espèces présentes dans les haies échantillonnées sont également présentes dans les fragments forestiers étudiés. Ce qui démontre l'importance de restaurer et conserver les haies mais également de proposer des stratégies de gestion adaptées afin d'améliorer non seulement la quantité mais également la qualité des habitats que constituent les haies dans la mise en place de la TVB au sein des paysages agricoles.

Mots clés : paysage, connectivité, TVB, communautés végétales, espèces forestières

## Abstract

---

According to the Millennium Ecosystem Assessment, one of the primary causes of global biodiversity loss is habitat alteration and loss, caused by landscape fragmentation. Ecological corridors between habitats reduce the negative effects of fragmentation by facilitating species movement, preventing hence local populations from extinction. In France, the "Green and Blue Infrastructures" (GBIs) help to preserve such corridors through the application of various planning tools. This work is included in a wider European project dealing with the role of hedgerows as ecological corridors.

The study conducted here consists of studying the impact of the elements of the landscape on the hedgerows plant communities. We carried floristic surveys in 28 hedgerows and 10 forest fragments in the LTER site "Zone Atelier Armorique" (France, Brittany). This study demonstrated minor effects of landscape composition and configuration on plant assemblages, whatever the scale considered. The local variables related to the hedgerow structure affected species relative abundance within the community. Variables related to management had a major impact on the richness and composition of plant communities. Variables related to the connectivity are significantly positive, which underline the importance of the wooded framework on the specific richness and the equitability of the plant communities. On average, 72% of the species present in the hedgerows were also present in the forest fragments suggesting their key role as refuge habitat. This demonstrates the importance of restoring and conserving hedgerows but also proposing appropriate management strategies to link habitat quantity and quality approaches in GBI implementation in agricultural landscapes.

Keywords: landscape, connectivity, GBI, plant communities, forest species