



**HAL**  
open science

# Évaluation de la fonctionnalité des corridors écologiques dans le bassin minier lensois par une approche **multi-taxons**

Nicolas Yakovleff

► **To cite this version:**

Nicolas Yakovleff. Évaluation de la fonctionnalité des corridors écologiques dans le bassin minier lensois par une approche multi-taxons. Sciences du Vivant [q-bio]. 2015. dumas-01267298

**HAL Id: dumas-01267298**

**<https://dumas.ccsd.cnrs.fr/dumas-01267298>**

Submitted on 4 Feb 2016

**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.

AGROCAMPUS OUEST

CFR Angers

CFR Rennes



CHAÎNE DES TERRILS

Année universitaire : 2014 - 2015

Spécialité : **Génie de l'Environnement**

Spécialisation : **Préservation Aménagement des Milieux – Écologie Quantitative**

### Mémoire de Fin d'Études

- d'Ingénieur de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- de Master de l'Institut Supérieur des Sciences agronomiques, agroalimentaires, horticoles et du paysage
- d'un autre établissement (étudiant arrivé en M2)

# Évaluation de la fonctionnalité des corridors écologiques dans le bassin minier lensois par une approche multi-taxons

Par : Nicolas YAKOVLEFF



**Soutenu à Rennes le 17 Septembre 2015**

**Devant le jury composé de :**

Président : Didier LE CŒUR

Maître de stage : Vincent COHEZ

Enseignant référent : Manuel PLANTEGENEST

Autre membre du jury : Alain BUTET (OSUR UMR CNRS 6553 ECOBIO, Université Rennes1-UEB)

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



GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT

PRÉSERVATION AMÉNAGEMENT DES MILIEUX – ÉCOLOGIE QUANTITATIVE



**GÉNIE DE L'ENVIRONNEMENT**  
**PRÉSERVATION AMÉNAGEMENT DES**  
**MILIEUX - ÉCOLOGIE QUANTITATIVE**

## Remerciements

---

Je tiens à remercier énormément **Vincent COHEZ**, directeur technique du CPIE et maître de stage pour sa disponibilité, ses conseils et sa pédagogie. Je le remercie également pour m'avoir permis de participer à toutes les activités naturalistes, notamment le baguage et le suivi chiroptères. Merci de m'avoir accueilli au sein du CPIE !

Je remercie beaucoup également **Valériane LEMAN**, chargée d'études au CPIE et un peu maître de stage aussi, pour sa bonne humeur, sa disponibilité et son aide dans tous les domaines !

Merci beaucoup à **Manon BALBI**, doctorante à l'Université de Rennes 1 et un peu maître de stage aussi quand même, pour sa motivation sur le terrain, pour son aide en statistiques, pour l'élaboration du rapport et j'en passe !

Je remercie **tous les stagiaires** du CPIE, pour avoir participé de près ou de loin à l'étude et pour m'avoir permis de venir avec eux sur le terrain de temps en temps.

Enfin, un grand merci à **toute l'équipe de l'association**, notamment du secteur naturaliste avec **Bruno DEROLEZ**, **Simon DUTILLEUL** et **Stéphanie RONDEL**, pour m'avoir pris avec eux sur le terrain et avoir partagé leurs connaissances.



## Avant-propos

---

Le présent rapport constitue l'aboutissement d'un stage de fin d'études effectué au **CPIE Chaîne des Terrils**. Ce CPIE (Centre Permanent d'Initiatives pour l'Environnement) créé en 1989 est une association intervenant sur l'ensemble du bassin minier dans la région du Nord-Pas-de-Calais. Ses actions principales sont de **sensibiliser** les citoyens à l'environnement, d'**animer** et **valoriser** le patrimoine du bassin minier et enfin d'**agir pour sa protection** au travers d'études et conseils en écologie.

Ce stage s'inscrit dans le cadre du projet **CorBaM** (Corridors écologiques dans le Bassin Minier), réponse à un appel à projet en 2012 par la FRB (Fondation pour la Recherche sur la Biodiversité) et la Région Nord-Pas-de-Calais. Ce projet constitue un partenariat scientifique entre différentes structures dont les principales sont l'**UMR 6553 ECOBIO** (porteur de projet), le **CPIE Chaîne des Terrils** (partenaire local), et l'**UMR 6554 LETG** (pour la cartographie). Ainsi, pour une durée de 3 ans, des stagiaires du CPIE et de l'Université de Rennes 1, une doctorante, des salariés du CPIE et des chercheurs de l'UMR ECOBIO travaillent sur ce projet.

L'objectif de ce projet est de mettre au point un outil cartographique prédictif de la fonctionnalité des corridors écologiques. Pour ce faire, cela se décline en trois tâches :

- *La mise en place de cet outil de définition des corridors en milieu urbain et péri-urbain.*
- **La validation de la fonctionnalité de ces corridors écologiques par des approches directes et indirectes.**
- *L'information et la formation des acteurs locaux de l'aménagement du territoire.*

Ce stage de fin d'études a pour but de répondre à une partie de la question de la **validation de la fonctionnalité des corridors par une approche pluri-spécifique**. Les modèles biologiques retenus sont le **Hérisson d'Europe** (*Erinaceus europaeus*), les **lépidoptères hétérocères**, l'**avifaune**, le gastéropode Petit-Gris (*Helix aspersa*). Ce stage ne se base que sur les trois premiers taxons cités. Ces espèces ont été soumises à des suivis de différentes nature : directs (**CMR** (Capture-Marquage-Recapture), **radiopistage**, **repassé**...) et indirect (génétique, pour identifier une relation entre distance génétique entre populations et distance géographique).



# Table des matières

---

<b>REMERCIEMENTS</b> .....	<b>I</b>
<b>AVANT-PROPOS</b> .....	<b>III</b>
<b>TABLE DES MATIERES</b> .....	<b>V</b>
<b>LISTE DES FIGURES</b> .....	<b>VI</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX</b> .....	<b>VI</b>
<b>INTRODUCTION</b> .....	<b>1</b>
1.    GENERALITES SUR LES CORRIDORS BIOLOGIQUES .....	1
2.    ÉTAT DE L'ART DES REPNSES DES TAXONS CIBLES FACE AUX CORRIDORS .....	2
a. <i>Le cas de l'avifaune</i> .....	2
b. <i>Le cas des lépidoptères hétérocères</i> .....	3
c. <i>Le cas du Hérisson d'Europe</i> .....	3
d. <i>L'efficacité des corridors selon quelques variables</i> .....	4
3.    PROBLEMATIQUE ET OBJECTIFS .....	4
<b>I.    MATERIEL ET METHODES</b> .....	<b>5</b>
1.    SITE D'ETUDE .....	5
2.    MODELES BIOLOGIQUES .....	6
3.    REALISATION DE LA CARTOGRAPHIE .....	7
4.    PROTOCOLES DE SUIVI.....	8
a. <i>Le cas de l'avifaune</i> .....	8
b. <i>Le cas des lépidoptères hétérocères</i> .....	10
c. <i>Le cas du Hérisson d'Europe</i> .....	12
5.    ANALYSES.....	12
<b>II.   RESULTATS</b> .....	<b>14</b>
1.    AVIFAUNE .....	14
a. <i>Toutes espèces confondues</i> .....	14
b. <i>A l'échelle des populations</i> .....	15
2.    LEPIDOPTERES HETEROCERES.....	18
3.    HERISSON D'EUROPE.....	19
<b>III.  DISCUSSION</b> .....	<b>21</b>
1.    AVIFAUNE .....	21
a. <i>Toutes espèces confondues</i> .....	21
b. <i>A l'échelle des populations</i> .....	22
c. <i>Limites et améliorations du protocole</i> .....	22
2.    LEPIDOPTERES HETEROCERES.....	23
a. <i>Interprétation des taux de recapture</i> .....	23
b. <i>Interprétation de l'abondance et de la richesse spécifique</i> .....	25
3.    HERISSON D'EUROPE.....	26
4.    LIMITES ET PERSPECTIVES DE L'ETUDE.....	26
<b>CONCLUSION</b> .....	<b>29</b>
<b>REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES</b> .....	<b>31</b>
<b>ANNEXES</b> .....	<b>39</b>

## Liste des figures

Figure 1: Les différentes structures de corridors (Bergès et al., 2010) .....	1
Figure 2: Les différents rôles écologiques des corridors (Bergès et al., 2010) .....	2
Figure 3: Le secteur d'étude .....	5
Figure 4: Fauvette à tête noire mâle, <i>Sylvia atricapilla</i> .....	6
Figure 5: Sphinx du troène, <i>Sphinx ligustri</i> .....	6
Figure 6: Hérisson d'Europe avec une boucle d'oreille, <i>Erinaceus europaeus</i> .....	6
Figure 7: Modélisation des chemins de moindre coût. "bois_ZE_transfo_1ha" : zones sources boisées de plus de 1ha. "OF_1ha_W3_com_cc-links"; "OF_1ha_W5_com_cc-links"; "OF_1ha_W7_com_cc-links"; "OF_1ha_W11_com_cc-links"; "OF_1ha_W15_com_cc-links": respectivement les chemins de moindre coût dont chaque pixel est pondéré par 3;5;7;11;15 pixels adjacents. ....	8
Figure 8: Exemple du test du patch 116 avec les deux configurations corridor et matrice et le point de départ en lisière .....	9
Figure 9: Phalène du sureau, <i>Ourapteryx sambucaria</i> , avec le marquage au feutre.....	10
Figure 10: Dispositif utilisé pour capturer les lépidoptères .....	10
Figure 11: Un exemple de patch de capture (en mauve pâle) avec les six zones périphériques de recapture corridor ou matrice .....	11
Figure 12: Carte des distances de coûts du même patch source. dist_w3 donne une valeur faible (vert) si le chemin est très perméable et élevée (rouge) s'il est "résistant". ....	11
Figure 13: Hérisson équipé d'un émetteur Biotrack® .....	12
Figure 14: Effectifs des individus testés selon les espèces .....	14
Figure 15: Nombre de réponses positives à la repasse selon la configuration et aux différentes distances Signif. codes : 0  ***  0.001  **  0.01  *  0.05  .  0.1   1 .....	14
Figure 16: Barplot de la vitesse moyenne en fonction de la configuration corridor ou matrice. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard. Signif. codes : 0  ***  0.001  **  0.01  *  0.05  .  0.1    1.....	15
Figure 17: Graphe des modalités issu de l'AFC. Seules les modalités les mieux représentées apparaissent. ....	16
Figure 18: Nombre de réponses positives pour les pouillots véloces selon la configuration et aux différentes distances. Signif. codes : 0  ***  0.001  **  0.01  *  0.05  .  0.1    1 .....	17
Figure 19 : Barplot de la vitesse du Pouillot véloce selon la configuration corridor ou matrice. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard. Signif. codes : 0  ***  0.001  **  0.01  *  0.05  .  0.1    1.....	18
Figure 20 : Carte des domaines vitaux par rapport aux corridors écologiques modélisés .....	19
Figure 21 : Heatmap représentant les densités de noyau.....	20
Figure 22 : Comparaison de deux corridors évalués pour les oiseaux et les papillons, avec en haut les orthophotos correspondantes. A gauche et à droite : « bons » corridors pour les oiseaux. A droite seulement pour les lépidoptères .....	28

## Liste des tableaux

Tableau 1: Coefficients de friction attribués aux différents types d'occupation du sol pour les oiseaux.....	28
--	----

# Introduction

La **perte d'habitats et leur fragmentation**, notamment *via* l'urbanisation, ont été identifiées comme des causes primaires de l'érosion de la biodiversité ([Pimm et al., 1995](#) ; [Breckheimer et al., 2014](#) ; [Bates et al., 2014](#)). En effet, le **paysage urbain** est très hétérogène et moins à même de permettre le déplacement des espèces qui y vivent ([McKinney, 2002](#)) en réduisant les habitats naturels et en créant des **barrières physiques aux mouvements**. Les habitats les plus favorables (habitats semi-naturels, friches, jardins, parcs) sont de moins en moins nombreux, de plus petite taille et plus isolés ([Andrén, 1994](#)). Par conséquent, ces habitats deviennent défavorables pour la reproduction, et pour la mise à disposition de nourriture et d'abris pour certains taxons ([Opdam et al., 1993](#)).

## 1. Généralités sur les corridors biologiques

C'est dans ce contexte que de nombreuses études suggèrent vivement d'utiliser des **corridors** pour lier ces patches de biodiversité et permettre la dispersion notamment depuis les années 1990 ([Soulé, 1991](#)). Cette **dispersion apparaît comme essentielle** à la survie des populations ([Haddad et al., 2003](#)). Le **corridor se définit comme étant un élément linéaire du paysage reliant des habitats – les taches – et favorisant les flux entre ces habitats, au sein d'un environnement plutôt défavorable – la matrice** ([Beier & Noss, 1998](#)). Ils peuvent être de structures différentes, comme décrit dans la Figure 1.

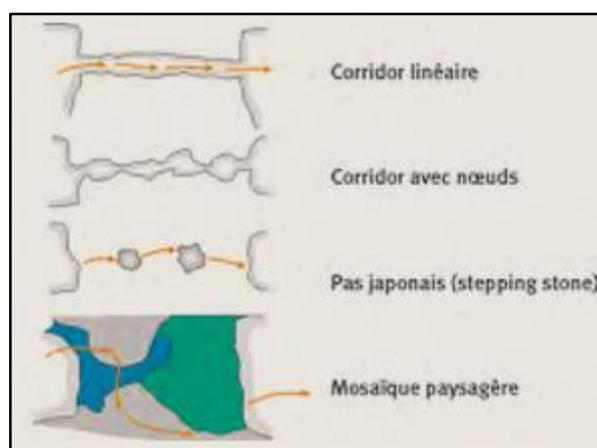


Figure 1: Les différentes structures de corridors ([Bergès et al., 2010](#))

Des corridors artificiels construits dans d'autres buts (*e.g.* des tunnels sous les autoroutes...) existent depuis bien plus longtemps et semblent déjà bien utilisés par les animaux pour traverser une barrière écologique (comme une route par exemple) ([Rodriguez et al., 1996](#)). Cependant, il manque beaucoup de données d'un point de vue quantitatif sur l'utilisation de ces corridors par la petite faune sauvage ([Simberloff et al., 1992](#)), et sur la **diversité alpha** (richesse spécifique) et bêta (variation spatiale) induites par les corridors ([Beier & Noss, 1998](#)). Malgré ce manque, **l'efficacité en général des corridors semble être maintenant admise** ([Beier & Noss, 1998](#)) et prouvée par différentes études sur différents taxons : augmentation de **flux de gènes** et d'individus ([Mech & Hallett, 2001](#) ; [Coffman et al., 2001](#)), augmentation de la **taille de population** ([Dunning et al., 1995](#) ; [Davies & Pullin, 2006](#) ; [Constantine et al., 2004](#)), augmentation du **fitness** via diminution de la consanguinité et compétition ([Baguette et al., 2013](#)), augmentation de la richesse spécifique ([Davies & Pullin, 2006](#)). Ils peuvent également permettre une recolonisation après une extinction locale ([Bergerot et al., 2013](#)), et ce grâce à la dispersion.

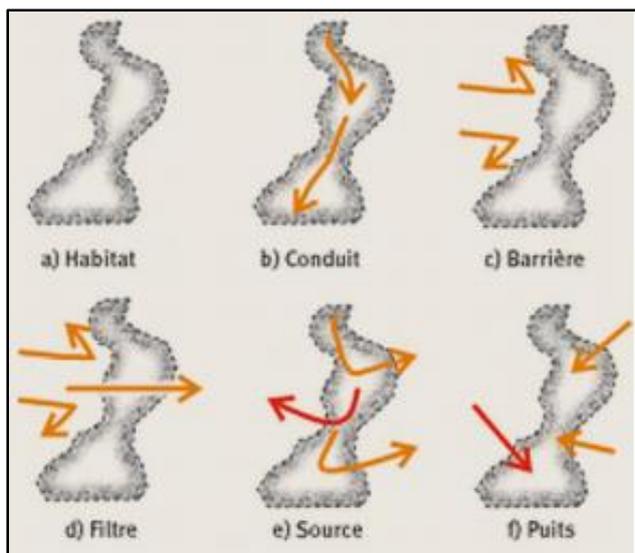


Figure 2: Les différents rôles écologiques des corridors (Bergès et al., 2010)

Leurs rôles écologiques ne se limitent pas qu'à la dispersion, comme le résume la Figure 2. On peut également noter un des effets négatifs potentiels des corridors, à savoir l'éventualité d'une fonction de barrière pour certaines espèces (Beier & Noss, 1998), mais nous nous y attarderons plus loin.

## 2. État de l'art des réponses des taxons ciblés face aux corridors

Kindlmann & Burel, (2008) insistent sur le fait qu'il faut que l'on abandonne l'idée qu'un type de paysage possède une certaine **valeur de connectivité**. Celle-ci a **deux dimensions**, que l'on ne peut absolument pas séparer : le **paysage** bien sûr, et **l'espèce** considérée. Une difficulté majeure dans l'évaluation de la fonctionnalité des corridors est qu'ils doivent être validés pour un maximum d'espèces possible, d'où la nécessité d'une approche **multi-taxons** dans ce projet. En effet, un corridor peut être un couloir de dispersion pour une espèce et une barrière pour une autre (Beier & Noss, 1998), chaque espèce a une dépendance propre aux corridors et y répond différemment (Fleury & Brown, 1997). Le présent rapport traite des cas du Hérisson d'Europe (*Erinaceus europaeus*), de l'avifaune et des lépidoptères hétérocères, taxons choisis pour des raisons exposées plus tard.

### a. Le cas de l'avifaune

Dans leur article, Forman & Alexander, (2008) ont montré que la **fragmentation** notamment due à l'urbanisation et aux infrastructures routières, causait 653 000 décès d'oiseaux par an aux Pays-Bas, et jusqu'à 7 millions en Bulgarie par exemple. De plus, la fragmentation perturbe le processus de sélection de l'habitat, réduit la colonisation des patches forestiers isolés et à long terme altère la structure et la dynamique des populations. Le problème est surtout remarquable lorsque les jeunes explorent le territoire pour une zone de future nidification par exemple. Dans un paysage non connecté, les oiseaux vont s'installer dans des territoires plus pauvres et il y aura plus de mortalité juvénile (Bélisle et al., 2001).

Les corridors seraient-ils une solution pour éviter de tels dommages ? Nombreux sont les sceptiques quant à l'efficacité de ces couloirs de dispersion pour les oiseaux (Simberloff et al., 1992 ; Hannon & Schmiegelow, 2002 in Bennett 2003). **Sont-ils pertinents pour des animaux avec un tel mode de déplacement ?** Bien qu'en général moins utilisés par les oiseaux que par les autres taxons (Gilbert-Norton et al., 2010), les corridors semblent avoir un effet positif prouvé par quelques exemples d'études plus récentes : augmentation de la survie du Mérion à gorge bleue (*Malurus pulcherrimus*) (Brooker & Brooker, 2002) et du Moineau domestique (*Passer domesticus*) dont la dispersion des juvéniles est favorisée par les corridors et devient ainsi une stratégie d'adaptation pour échapper à des mauvaises conditions dans l'aire

de nidification ([Altwegg et al., 2000](#)). [Davies & Pullin \(2006\)](#) ont montré que la présence, **l'abondance et la richesse spécifique** sont positivement **corrélées au nombre de corridors** entre les patches. Toutefois, bien qu'influant grandement sur la dispersion de manière positive, les corridors n'apparaissent pas essentiels (pour les espèces étudiées dans la plupart des articles au moins) ([Haas, 1995](#)).

#### b. Le cas des lépidoptères hétérocères

Outre les **pollutions atmosphérique et lumineuse, l'urbanisation et la fragmentation** des habitats touchent particulièrement les papillons de nuit, provoquant le déclin d'espèces communes notamment ([Bates et al., 2014](#) ; [Flick et al., 2012](#) ; [Dulieu et al., 2007](#)). Les infrastructures linéaires agissent comme des barrières pour les papillons. Le trafic routier, et dans une moindre mesure le goudronnage du sol sont responsables de cet effet barrière ([Forman & Alexander, 2008](#)). Bien que les mouvements des lépidoptères hétérocères aient rarement été décrits ([Slade et al., 2013](#) ; [Lintott et al., 2014](#)), les études qui l'ont fait décrivent la connectivité comme critique pour ces espèces ([Merckx et al., 2010](#) ; [Baguette, 2003](#)).

La plupart des études portent sur les **rhopalocères** (« papillons de jour »), mais leur **écologie est très proche de celle des hétérocères** et donc les résultats peuvent être étendus ([Bates et al., 2014](#)). Il a été prouvé que les corridors étaient bien pertinents pour les lépidoptères et qu'ils augmentaient la compensation de l'extinction locale en permettant la dispersion ([Bergerot et al., 2013](#)), et ce en Île-de-France, région comparable au Nord-Pas-de-Calais étudiée dans ce rapport en matière d'urbanisation. Beaucoup d'autres articles vont dans ce sens, à savoir que les corridors sont préférentiellement utilisés en comparaison avec la matrice ([Bennett, 2003](#) ; [Sutcliffe & Thomas, 1996](#) ; [Haddad, 1999a](#) ; [Haddad, 1999b](#) ; [Haddad & Baum, 1999](#) ; [Maréch, 2012](#)) et qu'ils favorisent une dispersion et un flux de gènes ([Haddad, 2005](#)).

#### c. Le cas du Hérisson d'Europe

Le Hérisson d'Europe (*Erinaceus europaeus*) est particulièrement touché par la fragmentation impliquée par l'urbanisation. En effet, il a **beaucoup pâti de l'augmentation de l'utilisation des produits chimiques comme les insecticides**, les rodenticides et les molluscicides ([Dowding et al., 2010](#)) qui l'ont forcé à quitter les parcelles agricoles dans lesquelles il était localisé ([Doncaster et al., 2001](#)). On le retrouve beaucoup dans des habitats urbains comme les jardins, parcs ou petits boisements ([Young et al., 2006](#)) qui sont rendus attractifs par l'abondance de nourriture anthropique et des conditions climatiques favorables ([Hubert et al., 2011](#)). La mortalité due au trafic routier semble également un facteur de déclin important ([Huijser & Bergers, 2000](#)).

Les corridors seraient donc une solution pour éviter cette mortalité importante. L'importance de la connectivité pour la dispersion des animaux dans un contexte de paysages fragmentés et hétérogènes a été **peu étudié** ([Braaker et al., 2014](#)). Leurs déplacements ne semblent pas aléatoires : ils décident où aller et quel chemin emprunter en termes de coût à une petite échelle, par exemple un chemin qui offre des refuges en cas de danger ([Driezen et al., 2007](#)). Cependant, ils ne sont pas capables de connaître toute leur trajectoire mais **choisissent une meilleure route plutôt qu'une route au hasard** ([Reeve, 1994 in Driezen et al., 2007](#)). L'étude de [Doncaster et al., \(2001\)](#) montre une utilisation préférentielle des habitats de lisière et des bords de route qui agissent donc en corridors. L'utilisation des corridors par le Hérisson d'Europe a déjà fait l'objet d'un stage l'année dernière au CPIE Chaîne des Terrils (mais avec une autre méthode que celle utilisée dans ce rapport) et les résultats montraient une utilisation

préférentielle des corridors dans lesquels ils se déplaçaient plus longtemps et réduisaient leur vitesse ([V. Leman, CPIE Chaîne des Terrils, comm. pers.](#)).

#### d. L'efficacité des corridors selon quelques variables

Bien que leur **efficacité semble maintenant généralement admise**, les corridors ne sont pas toujours fonctionnels. En effet, cela **dépend beaucoup de l'espèce** en question : pour les lépidoptères par exemple, certaines verront une haie comme un couloir de dispersion et d'autre comme une barrière ([Dover & Sparks, 2000](#) ; [Sutcliffe & Thomas, 1996](#)). La **forme et la composition** du corridor sont d'importants facteurs pour sa qualité. En effet, chaque espèce a ses propres préférences quant au type de corridor. Par exemple, la Rousserolle effarvate préfère un corridor en « stepping stones » ([Bosschietter & Goedhart, 2005](#)). La distance inter-patches semble être elle aussi déterminante ([Haddad, 2005](#)). Enfin, la largeur est un facteur à prendre en compte : le taux de mouvement est à son maximum pour une certaine largeur (pas trop étroite à cause de l'effet lisière et pas trop large), pour des micromammifères par exemple ([Andreassen et al., 1996](#)), ou même pour certains oiseaux ([Sieving et al., 2000](#))... Certains oiseaux sont bien plus sensibles à la composition de la végétation du corridor qu'à sa forme ([Bélisle et al., 2001](#)). L'importance de cette composition végétale semble être d'autant plus marquée pour des espèces de papillons qui se déplacent le moins, pour qu'elles puissent se reproduire dans les corridors pour que les générations futures aillent coloniser le patch ([Haddad, 2005](#)).

Enfin, l'efficacité est **variable selon les individus**. Le mâle Hérisson d'Europe a un territoire beaucoup moins restreint que la femelle et utilise beaucoup plus les corridors ([Doncaster et al., 2001](#)). De même, les mâles chez les lépidoptères hétérocères volent sur de plus longues distances à la recherche de femelles et dépensent plus d'énergie, cherchent plus à se nourrir et donc utilisent plus les corridors ([Varkonyi et al., 2003](#)). L'âge est lui aussi déterminant pour l'utilisation des corridors : chez un autre petit mammifère (l'Écureuil roux), les jeunes moins craintifs hésitent beaucoup moins à emprunter la matrice plus hostile ([Selonen & Hanski, 2003](#)).

### 3. Problématique et objectifs

Malheureusement, il s'avère bien compliqué de savoir si le corridor qui va être mis en place (ou déjà existant) sera fonctionnel ou non. C'est pourquoi, il faut « apprendre en faisant » et en mettant en place les corridors puis en évaluant *a posteriori* s'ils fonctionnent ou non. C'est la notion du « **Learning by doing** » apportée par [Kato & Ahern, \(2008\)](#) dans leur article dans lequel ils conseillent de mettre en place le corridor puis de faire ensuite une gestion adaptée aux résultats de l'évaluation de sa fonctionnalité. Le projet CorBaM présenté en avant-propos suit cette démarche en évaluant la fonctionnalité de corridors préalablement définis par cartographie par la méthode des chemins de moindre coûts présentée par la suite, à partir de l'occupation du sol. Un des buts de ce projet de recherche est de **valider par des données de terrain l'hypothèse selon laquelle un individu utilise préférentiellement ces corridors théoriques pour se déplacer**. En effet, la modélisation de ces chemins est basée sur des dires d'experts et sur l'occupation du sol de la zone d'étude. De plus, cette modélisation suppose que l'animal a une connaissance complète du paysage. Il apparaît donc évident qu'il faille valider sur le terrain ces suppositions, d'autant plus lorsqu'on prend en compte le coût et l'enjeu en terme de conservation ([LaPoint et al., 2013](#)). De plus, nous avons émis l'hypothèse selon laquelle les individus des taxons étudiés ont un comportement différent dans ces corridors. La vitesse de déplacement serait plus élevée en zone de matrice urbaine du fait d'une exposition plus importante à la prédation dans ce milieu hostile (Hérisson d'Europe : [Doncaster et al.,](#)

2001 ; avifaune : [Uezu et al., 2005](#)). Nous avons ainsi évalué la connectivité fonctionnelle existant entre les zones sources qui donne une « relation fonctionnelle entre fragments due à leur distribution spatiale et au mouvement des organismes en réponse à la structure du paysage ». Cette connectivité fonctionnelle prend en compte le comportement des individus en réponse à cette structure paysagère, *a contrario* de la connectivité structurelle, ([Kindlmann & Burel, 2008](#)). Ainsi, elle prend également en compte la possibilité pour les individus de s'aventurer dans la matrice, dans des zones de « non-habitat » ([Bergerot et al., 2013](#)).

En conclusion, le projet apportera des éléments utiles à la gestion des corridors et pour se faire une idée de leur **efficacité et de leur pertinence à partir d'analyses paysagères** dans un contexte urbain, ce qui a été peu étudié ([LaPoint et al., 2015](#)). Il sera alors possible de repérer des structures paysagères qui permettent une connectivité entre les réservoirs de biodiversité. Dans un premier temps, les modèles biologiques, les protocoles de suivi de leurs déplacements et les méthodes d'analyse utilisées seront présentés. Les résultats seront ensuite exposés puis discutés.

## I. Matériel et méthodes

### 1. Site d'étude

Le projet CorBaM se réalise dans le bassin minier lensois, dans le département du Pas-de-Calais. Dans le secteur de Lens particulièrement, la densité d'habitants est très élevée (3000 au km<sup>2</sup>). Cette densité importante de population et un réseau routier et ferroviaire en font une **zone très fragmentée**. La région Nord-Pas-de-Calais est la région où la proportion de milieux naturels est la plus faible en France. Cependant, l'exploitation minière a laissé des vestiges tels que des terrils, des carreaux de fosse et des cavaliers qui ont paradoxalement pris le rôle de réservoirs de biodiversité (avec des écosystèmes très particuliers) ([Lemoine, 2013](#)) ou de corridors.

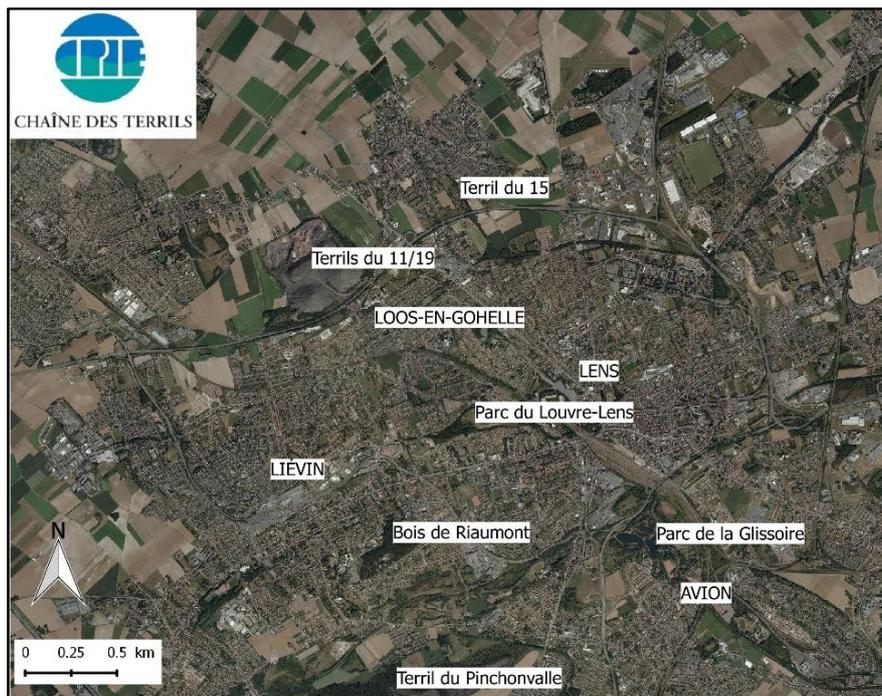


Figure 3: Le secteur d'étude

## 2. Modèles biologiques

Parmi les modèles biologiques choisis par le CPIE Chaîne des Terrils et l'Université de Rennes 1, trois ont été retenus pour ce rapport. Il a fallu dans un premier temps élire des taxons qui étaient présents sur de nombreux sites, qui avaient des capacités de dispersion différentes pour rendre compte au maximum de l'éventuelle efficacité des corridors, et enfin, il a fallu utiliser des taxons qui étaient plutôt simples à échantillonner.

Les trois taxons en question sont :

- l'avifaune : des tests préliminaires ont permis de choisir quelques espèces cibles que l'on retrouvait fréquemment dans la zone d'étude, inféodées au milieu boisé et **qui répondaient le mieux à la repasse**, méthode expliquée plus loin. Les espèces qui ont été retenues sont : le Pouillot véloce (*Phylloscopus collybita*), le Grimpereau des jardins (*Certhia brachydactyla*), la Mésange à longue queue (*Aegithalos caudatus*), la Mésange charbonnière (*Parus major*), la Fauvette à tête noire (*Sylvia atricapilla*), la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*), l'Accenteur mouchet (*Prunella modularis*), le Rougegorge familier (*Erithacus rubecula*) et le Troglodyte mignon (*Troglodytes troglodytes*).



Figure 4: Fauvette à tête noire mâle, *Sylvia atricapilla*

- les lépidoptères hétérocères : Relativement **faciles à piéger et identifier** dans nos régions tempérées, ils ont été choisis également car, à cause de la richesse spécifique et de leur diversité écologique, ils sont de très bons représentants des insectes terrestres ([Fox et al., 2010 in Slade et al., 2013](#)). La sensibilité aigüe des lépidoptères aux variables environnementales, due au court temps de génération, leur mobilité et leurs exigences écologiques ([Lizee et al., 2012](#)), en font d'excellents candidats en tant qu'indicateurs de la biodiversité ([Van Swaay et al., 2006](#)), et les papillons de nuit notamment ([Wood & Pullin, 2002 ; New, 2004 in Merckx et al., 2010](#)). Leur niche écologique fait des lépidoptères **de très bons modèles pour étudier la fragmentation des habitats ou la connectivité paysagère** ([Lizee et al., 2012 ; Bergerot et al., 2013](#)). La capacité de dispersion dépend des espèces d'hétérocères, mais d'après [Slade et al. \(2013\)](#), la majorité des espèces se déplacent d'environ 500m par semaine.



Figure 5: Sphinx du troène, *Sphinx ligustri*

- le Hérisson d'Europe (*Erinaceus europaeus*) : Ce mammifère nocturne insectivore terrestre est une espèce protégée sur le territoire français depuis le 17 avril 1981, est inscrite à l'annexe III de la convention de Berne. Nous avons vu en introduction que **la fragmentation des habitats était une des causes principales du déclin** de cette espèce ([Huijser & Bergers, 2000](#)). Comme il se retrouve en zone urbanisée ([Young et al., 2006](#)), et qu'il a une capacité de dispersion pouvant aller jusqu'à 1500m par nuit ([Braaker et al., 2014](#)), il a été retenu comme modèle.



Figure 6: Hérisson d'Europe avec une boucle d'oreille, *Erinaceus europaeus*

### 3. Réalisation de la cartographie

Dans un premier temps, une cartographie fine de **l'occupation des sols** a été réalisée par le laboratoire LETG-Rennes-COSTEL à partir de différentes sources avec le logiciel ArcGIS ([ESRI, 2011](#)) : les orthophotos datant de 2009, une cartographie de la végétation a été extraite grâce à RapidEye, et les bâtis, les routes, cimetières et autres surfaces artificialisées ont été obtenus à partir de la BD topo de l'IGN. Dix types de l'occupation du sol ont donc été référencés dans la table attributaire : surfaces bâties, surface en eau, routes, voies ferrées, cimetière, parkings, surfaces artificialisées (sols imperméabilisés et terrils), terres agricoles, sols couverts (zones herbacées et petites haies), surfaces boisées (bois et arbres isolés).

A partir de cette carte, pour chaque taxon, ont été définis des **patches sources**. En effet, sur la base de dires d'experts, les zones boisées de plus de 3ha ont été considérées comme sources pour les hérissons, les zones boisées de 1ha ou plus pour les oiseaux, et les pelouses ouvertes de plus de 2ha pour les papillons.

De même, pour chaque pixel dans la cartographie de l'occupation des sols, un **coefficient de friction** a été attribué suivant le type d'occupation. Ce coefficient reflète un coût de déplacement sur ce pixel et est compris entre 1 et 50 (avec 1 une zone perméable et 50 une zone infranchissable par l'individu). Ainsi, une hiérarchisation des types d'occupation a été faite selon les taxons. Par exemple, les bâtis ont un coefficient de 50 pour les hérissons ([Rondini & Doncaster, 2002](#)), les surfaces artificialisées ont un coût de déplacement moins élevé pour cette espèce ([Driezen et al., 2007](#)) et enfin les surfaces végétalisées ont un coût presque nul ([Doncaster et al., 2001](#)) (les surfaces boisées ont par défaut un coefficient de 0).

Sur la base de ces coefficients de friction, les **chemins de moindre coût** ([Adriaensen et al., 2003](#)) ont pu être modélisés avec le logiciel Graphab ([Foltête et al., 2012](#)). Le chemin modélisé fait 5m de large, soit la largeur d'un pixel. Un exemple de résultat de cette modélisation est exposé dans la Figure 7 pour les oiseaux. Les différents corridors représentent des chemins de moindre coût dans lesquels chaque pixel a été pondéré par un cercle de rayon de 3, 5, 7, 11 ou 15 pixels adjacents grâce au logiciel CHLOE ([Boussard & Baudry, 2014](#)). Ainsi, cela prend en compte différentes échelles dans le paysage et le contexte d'occupation des sols qu'il y a autour : par exemple, un corridor de 5m de large entre deux zones de bâti ne sera pas utilisé de la même manière qu'un corridor de 5m de large entre deux surfaces de couvert végétal. Ainsi, plus ces chemins de moindre coût se superposent, plus le corridor est considéré comme robuste et pertinent.

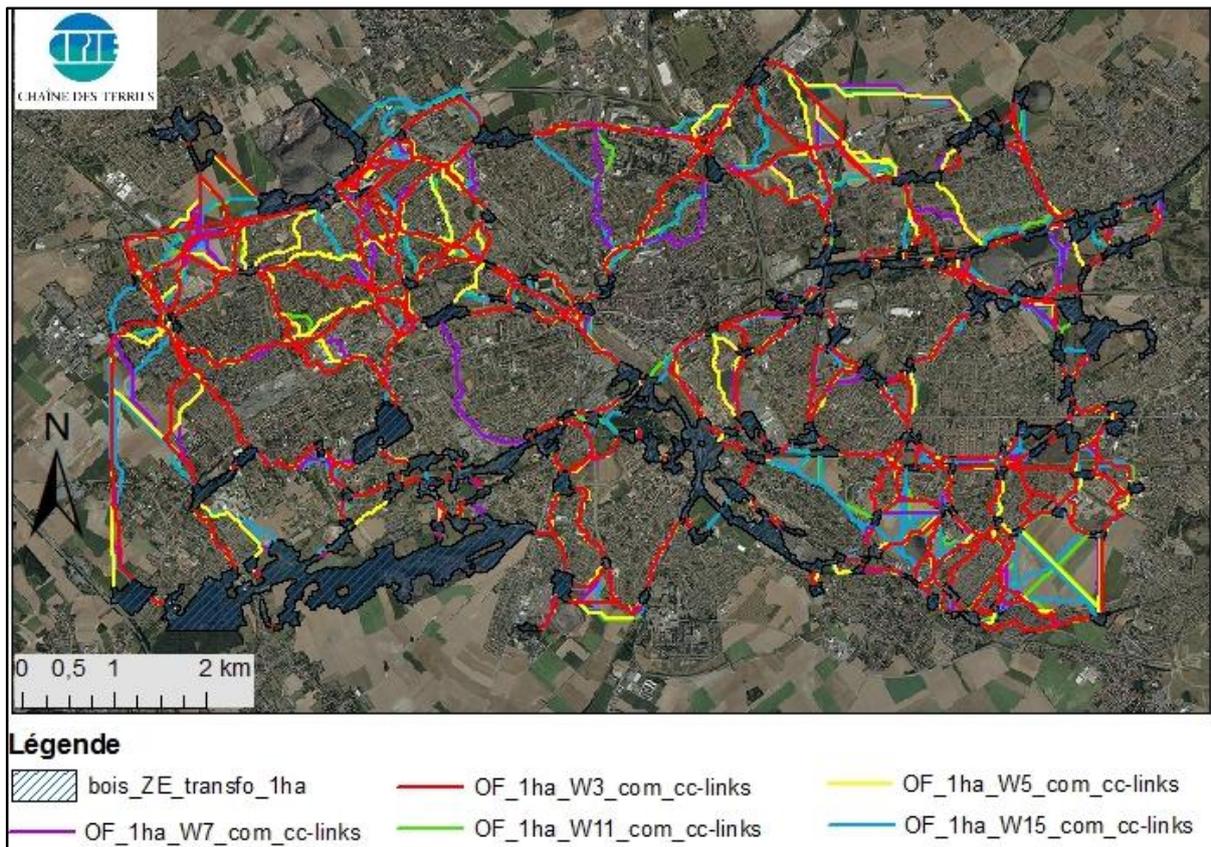


Figure 7: Modélisation des chemins de moindre coût. "bois\_ZE\_transfo\_1ha": zones sources boisées de plus de 1ha. "OF\_1ha\_W3\_com\_cc-links"; "OF\_1ha\_W5\_com\_cc-links"; "OF\_1ha\_W7\_com\_cc-links"; "OF\_1ha\_W11\_com\_cc-links"; "OF\_1ha\_W15\_com\_cc-links": respectivement les chemins de moindre coût dont chaque pixel est pondéré par 3;5;7;11;15 pixels adjacents.

#### 4. Protocoles de suivi

##### a. Le cas de l'avifaune

L'étude de la fonctionnalité des corridors pour les oiseaux a été réalisée du 13 avril au 21 mai 2015. Pour comprendre les déplacements de l'avifaune, la méthode dite de **la repasse** a été utilisée. Cette méthode est très utilisée en ce qui concerne l'étude des mouvements des oiseaux, et certains auteurs la considèrent même comme la meilleure et la plus adaptée aux milieux urbains et complexes ([Haselmayer & Quinn, 2000](#) ; [Uezu et al., 2005](#) ; [Prescott, 2003](#)). Il s'agit de générer un **chant territorial** afin de susciter une réaction de la part du mâle qui se rapproche alors de la source d'émission du son. En effet, ce dernier va croire à une intrusion dans son territoire et il va donc réagir et essayer de chasser cet individu conspécifique artificiel ([Ward & Schlossberg, 2004](#)).

Les chants territoriaux ont été choisis sur le site web de [Xeno-Canto Foundation \(2014\)](#), et modifiés pour obtenir des séquences de 4'30'' alternant 1' de chant et 30'' de silence, comme suscitée par [Awade & Metzger, \(2008\)](#). Ces séquences sont émises par un boîtier contenant un haut-parleur, un amplificateur 50W et une batterie de 12V. A l'image des études de [Clergeau & Burel, \(1997\)](#) et [Sieving et al., \(2000\)](#), un IPA (Indice Ponctuel d'Abondance) de 5 minutes est effectué pour savoir quelles espèces sont présentes dans la zone source et donc que l'on peut tester.

Sur toute cette période, entre le lever du jour et 13h, 58 zones sources ont été échantillonnées. Pour chaque zone source, les deux configurations matrice ou corridor sont testées pour chaque espèce présente identifiée à l'IPA. Le nombre d'espèces testées est limité pour ne pas prendre le risque de potentiels impacts de la repasse ([Harris et al., 2013](#) ; [Schlossberg & Ward, 2004](#) ; [Mennill et al., 2002](#)). La configuration testée pour le premier jour est choisie au hasard. Un premier observateur se place à la lisière de la zone source et passe le chant. Lorsqu'il y a réponse positive avant la fin de la séquence de 4'30'', c'est-à-dire quand l'individu est à moins de 10m ([Tremblay & Saint-Clair, 2009](#)) de la source d'émission, un deuxième observateur placé à 50m ([Sieving et al., 2000](#)) en corridor ou en matrice lance à son tour la repasse. Le premier observateur suit de loin visuellement l'individu pour s'assurer que ce soit le même. Ainsi de suite à 100, 150 et 200m si l'individu se déplace jusque-là (cf Figure 8). Le lendemain, les mêmes espèces sont testées dans la configuration restante, en prenant le même point de départ à la lisière du patch source. En effet, il a été considéré que l'individu attiré à un point est le même pendant deux semaines ([Tremblay & Saint-Clair, 2009](#)).

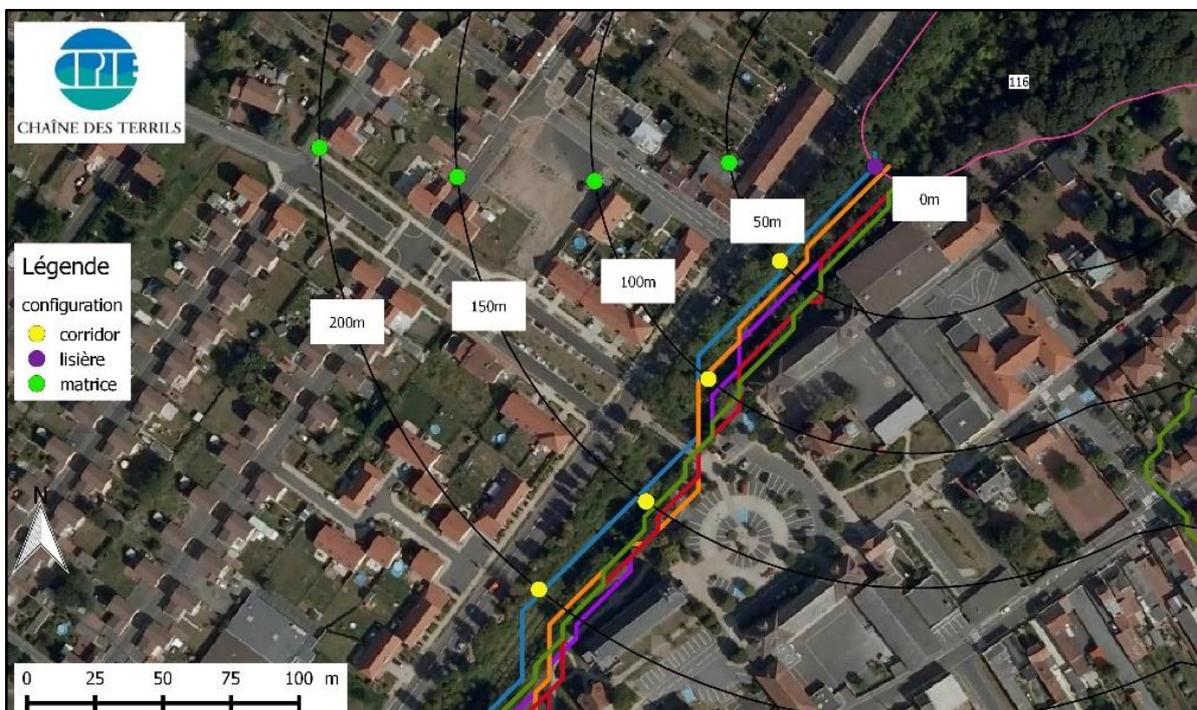


Figure 8: Exemple du test du patch 116 avec les deux configurations corridor et matrice et le point de départ en lisière

## b. Le cas des lépidoptères hétérocères

L'étude de la fonctionnalité des corridors pour les lépidoptères hétérocères s'est déroulée de fin mai à fin août. Malgré le fait qu'elle soit utilisée plus couramment pour estimer la taille d'une population ([Schwarz & Seber, 1999](#)), la technique de **CMR (Capture-Marquage-Recapture)** est utilisée dans la majorité des publications traitant de la dispersion des lépidoptères et semble être la plus adaptée ([Baguette, 2003](#) ; [Haddad 1999b](#) ; [Haddad & Baum, 1999](#) ; [Bergerot et al., 2013...](#)). Comme ils sont relativement faciles à piéger, manipuler et identifier dans nos régions ([Fox et al., 2010 in Slade et al., 2013](#)), cette méthode a été choisie pour quantifier l'effet des corridors sur les mouvements entre zones sources.

Pour étudier quel itinéraire de dispersion les lépidoptères hétérocères empruntent, des **pièges lumineux** ont été utilisés car ils sont reconnus comme étant la méthode la plus efficace ([Young et al., 2005 in Truxa & Fiedler, 2012](#)). Pour attirer les individus dans le piège, un néon U.V. branché à une batterie de 18V est installé dans le piège. Ces derniers sont séparés de 30m car ils ont un rayon d'action d'environ 15m ([Truxa & Fiedler, 2012](#)). La surface de chaque patch de minimum 2ha était couverte avec ces pièges (cf Figure 10). Les sessions de capture se font depuis la tombée de la nuit jusqu'environ 3h du matin.



Figure 10:  
Dispositif utilisé  
pour capturer les  
lépidoptères



Figure 9: Phalène du  
sureau, *Ourapteryx  
sambucaria*, avec le  
marquage au feutre

Ainsi, 3 patches ont été étudiés à raison de 1 par semaine, chacun a été répété 3 fois. Les 2 premières nuits, une session de capture est effectuée. Les papillons sont ainsi marqués (cf Figure 9) suivant un code propre à chaque jour et chaque patch à l'aide d'un feutre Schwan® OH Pen 841 universal permanent, puis identifiés et relâchés sur place. Les 2 ou 3 nuits suivantes, selon la météo, 3 zones en corridor et 3 zones en matrice en périphérie du patch sont échantillonnées. Entre 150m et 250m autour de ce dernier (distance parcourue par beaucoup d'espèces en 2 jours ([Haddad, 1999a](#) ; [Slade et al., 2013](#) ; [Merckx et al., 2009](#))), 7 pièges dans chacune des zones périphériques en corridor ou en matrice sont installés en début de soirée et récupérés en fin de nuit. Beaucoup de ces pièges ont dû être posés chez des particuliers, c'est pourquoi une campagne d'information au grand public et **d'appel à la science participative** a été effectuée (cf Annexe 1). De même, après avoir vérifié un marquage éventuel, chaque papillon était marqué pour ne pas le compter plusieurs fois, puis identifié et relâché sur place.



Figure 11: Un exemple de patch de capture (en mauve pâle) avec les six zones périphériques de recapture corridor ou matrice

Ces zones périphériques sont choisies notamment grâce à la carte des **distances de coûts** obtenue grâce à l'extension Spatial Analyst d'[ArcGIS \(ESRI, 2011\)](#) : le logiciel calcule ainsi pour chaque pixel la distance de plus faible coût cumulé vers la source la plus proche (Figure 12). Cette carte permet de bien identifier les zones corridor et matrice : la couleur verte indique que le milieu est perméable, une couleur de plus en plus rouge indique une résistance de plus en plus importante à la dispersion dans ce milieu.

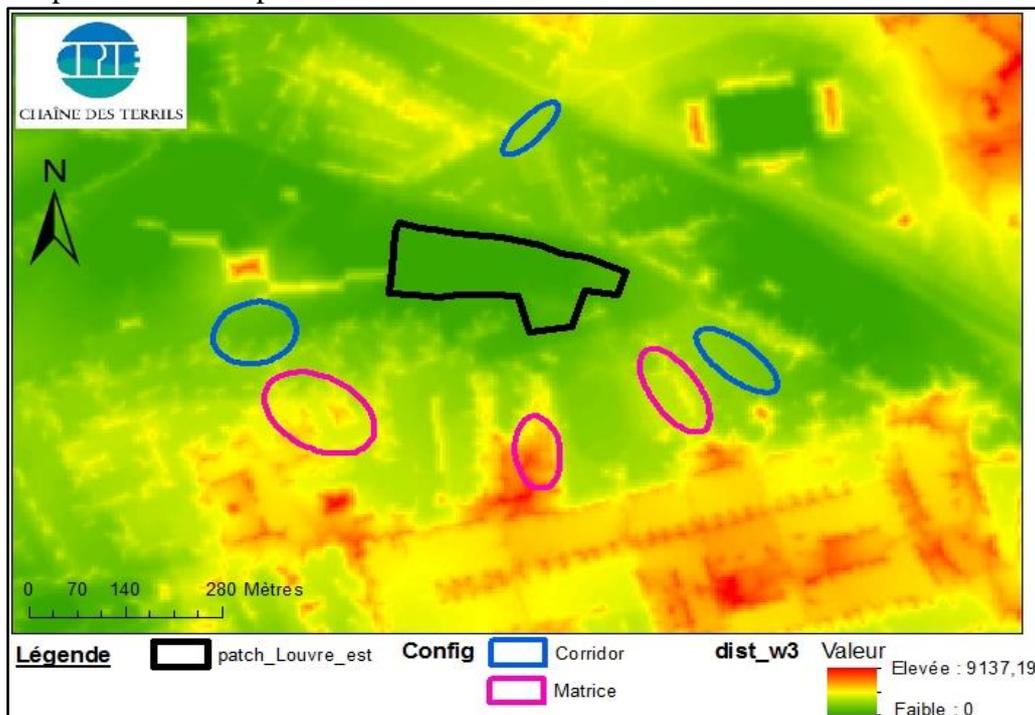


Figure 12: Carte des distances de coûts du même patch source. *dist\_w3* donne une valeur faible (vert) si le chemin est très perméable et élevée (rouge) s'il est "résistant".

### c. Le cas du Hérisson d'Europe

Le suivi du Hérisson d'Europe ne constitue pas l'activité principale du stagiaire. Il s'agit de l'étude des domaines vitaux et des habitats utilisés par les hérissons, à relier avec les corridors. Ce suivi ne rentre pas dans le cadre du projet CorBaM, comme le Hérisson d'Europe a déjà fait l'objet d'un stage en 2014. Cependant, le CPIE Chaîne des Terrils a souhaité continuer l'acquisition de données sur les habitats empruntés par ce petit mammifère.

Le protocole du projet CorBaM pour le suivi du Hérisson était différent : il s'agissait de suivre sa vitesse, sa sinuosité et l'angle de sa trajectoire en forçant l'individu à se déplacer après une translocation à 2km de la zone considérée comme source par la cartographie. Ce suivi reposait donc sur le phénomène de « homing », en le relâchant alternativement en zone corridor puis en zone matrice. Ici, le suivi consiste seulement à suivre ses déplacements et donc à en déduire son domaine vital et ses habitats préférentiels.

Les hérissons capturés après une prospection à la lampe torche dans des zones favorables sont pesés, sexés, bouclés puis équipés d'un **émetteur** posé sur le dos de manière à ne pas gêner la mise en boule (cf Figure 13). Le poids de ce dernier est de 11,9g : il ne dépasse donc pas les 5 à 10% du poids de l'animal réglementaires. Ces émetteurs de la marque Biotrack® ont une fréquence comprise entre 150 et 151 MHz et ont une durée de vie de 9 mois en théorie.



Figure 13: Hérisson équipé d'un émetteur Biotrack®

Ainsi, en additionnant les données du suivi des domaines vitaux de l'année dernière, 9 hérissons ont été suivis. Chaque session de suivi se déroule de 22h à 3h du matin. L'année dernière, ce suivi se faisait à raison d'une nuit par semaine. Cette année, trois nuits par semaine lui étaient consacrées. Pour chacun des hérissons suivis, un point toutes les 30 minutes était relevé par télémétrie puis rentré sous SIG. Pour obtenir des données les plus exactes possibles, un contact visuel avec l'animal est l'idéal. Cependant, dans les endroits non accessibles (jardins, friches), la méthode de la bi-angulation (au minimum) est utilisée. Il s'agit d'obtenir grâce à l'antenne et le récepteur Biotrack SIKA® utilisés pour la **télémétrie** différentes directions et d'en déduire au croisement de ces-dernières le point de localisation ([White & Garrott, 1990](#)).

## 5. Analyses

Les analyses statistiques ont été effectuées à l'aide du **logiciel R** ([R Core Team, 2014](#)). Pour les tests sur l'avifaune, des tests du  $\chi^2$  nous permettent dans un premier temps de tester la variabilité des effectifs de réponses positives à la repasse aux différentes distances. Dans un souci de comparaison, seuls les individus ayant répondu à la lisière à la fois le premier jour de

suivi, et le second sont pris en compte. Des tests de **Wilcoxon** sur ces données **appariées**, équivalent non paramétrique du test t de **Student**, ont été effectués pour comparer les moyennes des distances parcourues par les individus selon la configuration. Après une transformation logarithmique des données de vitesses moyenne, ces dernières ont été rendues normales et des tests t de Student ont pu être effectués. Une **AFC** (Analyse Factorielle des Correspondances) a été exécutée pour connaître les affinités relatives de chaque espèce vis-à-vis des configurations, et enfin un **GLM** (Modèle Linéaire Généralisé) pour connaître quelles variables influencent la vitesse de l'individu.

Pour les lépidoptères, un simple test **binomial** a été effectué pour comparer le nombre des recaptures en corridor et en matrice. Par ailleurs, une comparaison de la biodiversité au sens de la **richesse spécifique et de l'abondance** a été faite grâce à des tests du  $\chi^2$  pour les données brutes et à un test de **Wilcoxon** sur des données appariées pour chaque site de l'indice de Hill ([Hill, 1973](#)). Pour [Heip et al., 1998](#), un **indice de Hill** donne une bonne idée de la diversité d'une communauté. En effet, il combine l'indice de Shannon-Weaver et l'indice de Simpson. Le premier permet de rendre compte de la diversité d'un milieu en prenant en compte la richesse spécifique et l'abondance. Sa formule est  $H' = - \sum ((N_i / N) * \log_2 (N_i / N))$  (où  $N_i$  : nombre d'individus d'une espèce donnée,  $i$  allant de 1 à  $S$  (nombre total d'espèces et  $N$  : nombre total d'individus). Le deuxième mesure la probabilité que deux individus sélectionnés au hasard appartiennent à la même espèce. Sa formule est :  $D = \sum N_i(N_i-1)/N(N-1)$  (où  $N_i$  : nombre d'individus de l'espèce donnée et  $N$  : nombre total d'individus) ([Tchapgnouo et al., 2015](#)). En utilisant la sensibilité de l'indice de Shannon aux effectifs des espèces rares, et la sensibilité de l'indice de Simpson aux effectifs des espèces abondantes, l'indice de Hill semble le plus synthétique. ([Peet, 1974 ; Routledge, 1979](#)). Sa formule est :  $Hill = (1/D)/\exp(H')$  (où  $D$  : l'indice de Simpson, et  $H'$  l'indice de Shannon-Weaver). Compris entre 0 et 1, plus sa valeur s'approche de 1, plus la diversité est faible ([Routledge, 1979](#)).

Bien que ne constituant pas l'objet principal de ce rapport, les analyses des données de télémétrie sur le Hérisson ont été faites avec le logiciel **QGIS** ([Quantum GIS, 2015](#)), et le logiciel **Geospatial Modelling Environment** ([Beyer, 2012](#)). Ce-dernier permet d'obtenir les **MCP** (Minimum Convex Polygon). Le MCP est un polygone englobant tous les points de localisation et il représente ainsi le domaine vital de l'animal. Sont ainsi connus la forme, la surface et l'emplacement du domaine vital ([Nielsen et al., 2008](#)). Le problème de cette méthode est une surestimation de la taille du domaine vital de l'animal ([Nielsen et al., 2008](#)). Ainsi, il est mieux de l'utiliser en complémentaire de la méthode des kernels qui donne une surface effectivement utilisée par l'individu et des zones de fortes activités au sein du domaine ([Worton, 1989](#)). La densité de kernels (**KDE**, Kernel Density Estimation) des points pondérés par le poids de chacun (si l'individu est resté au même endroit) a été fait avec QGIS et l'extension Heatmap.

## II. Résultats

### 1. Avifaune

Au total, **207** individus ont été testés sur la période de l'étude. Parmi ceux-ci, **84 sont des individus appariés**, c'est-à-dire des individus pour lesquels il est possible de comparer leur affinité en corridor ou en matrice avec le maximum de puissance statistique puisque ce sont les mêmes individus d'un jour à l'autre de l'expérience (en orange dans le graphique ci-dessous).

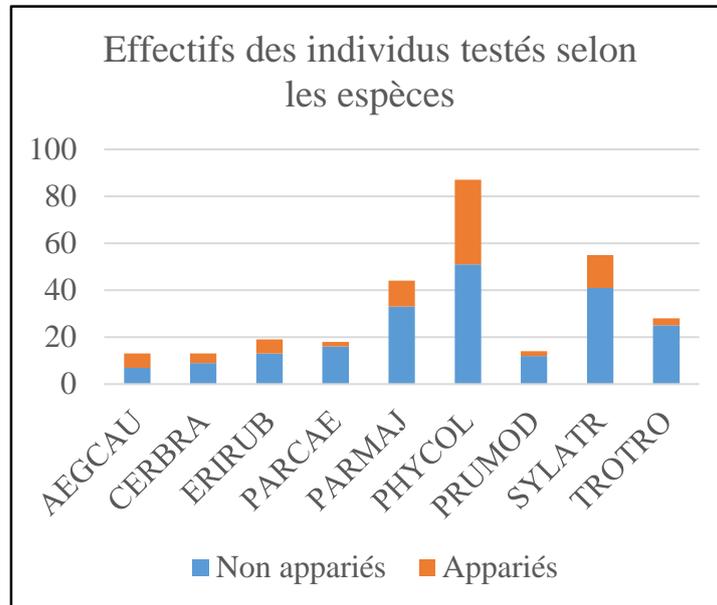


Figure 14: Effectifs des individus testés selon les espèces

Les trois espèces les plus représentées dans cette étude sont le Pouillot véloce (*Phylloscopus collybita*), la Fauvette à tête noire (*Sylvia atricapilla*) et la Mésange charbonnière (*Parus major*). Elles représentent respectivement 25%, 20% et 16% de l'ensemble des individus testés.

#### a. Toutes espèces confondues

Dans un premier temps, le nombre de réponses positives aux différentes distances pour les oiseaux en général a été comparé entre les deux configurations suite à des tests du  $\chi^2$ .

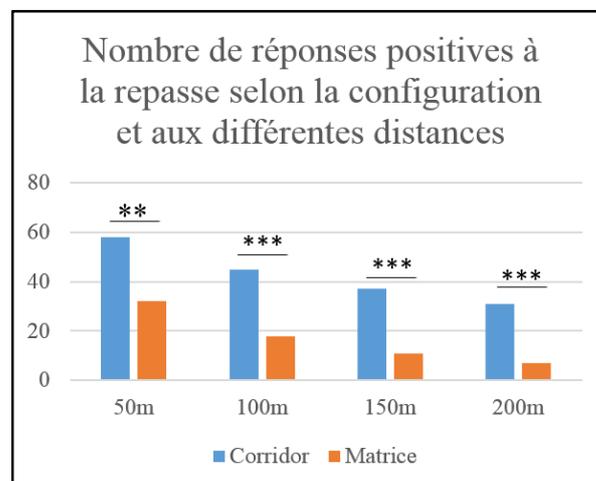


Figure 15: Nombre de réponses positives à la repasse selon la configuration et aux différentes distances

Signif. codes : 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 | 1

On peut ainsi affirmer que **les oiseaux, toutes espèces confondues, répondent significativement plus à la repasse en corridor qu'en matrice**. Cette tendance est d'autant plus marquée lorsque la distance parcourue augmente dans l'une ou l'autre des configurations corridor ou matrice (50m :  $\chi^2=7.51$ ,  $df=1$ ,  $p\text{-value}=0.0061$  ; 100m :  $\chi^2=11.57$ ,  $df=1$ ,  $p\text{-value}=0.00067$  ; 150m :  $\chi^2=14.08$ ,  $df=1$ ,  $p\text{-value}=0.00017$  ; 200m :  $\chi^2=15.1$ ,  $df=1$ ,  $p\text{-value}=9.89.10^{-5}$ ).

Ainsi, **en général, les oiseaux empruntent davantage les corridors que les zones de matrice urbaine pour se déplacer**, et ce, peu importe la distance à parcourir. De plus, la distance parcourue en corridor est significativement plus élevée qu'en matrice (Wilcoxon apparié,  $N=87$ ,  $V=1201$ ,  $p\text{-value}=3.747.10^{-8}$ ).

Il a également été possible de comparer les vitesses de déplacement des oiseaux dans l'une ou l'autre des configurations. Pour ce test statistique, toutes les données ont été considérées, les appariées comme les non-appariées, en prenant soin de tirer au hasard les données appariées dans un souci d'indépendance.

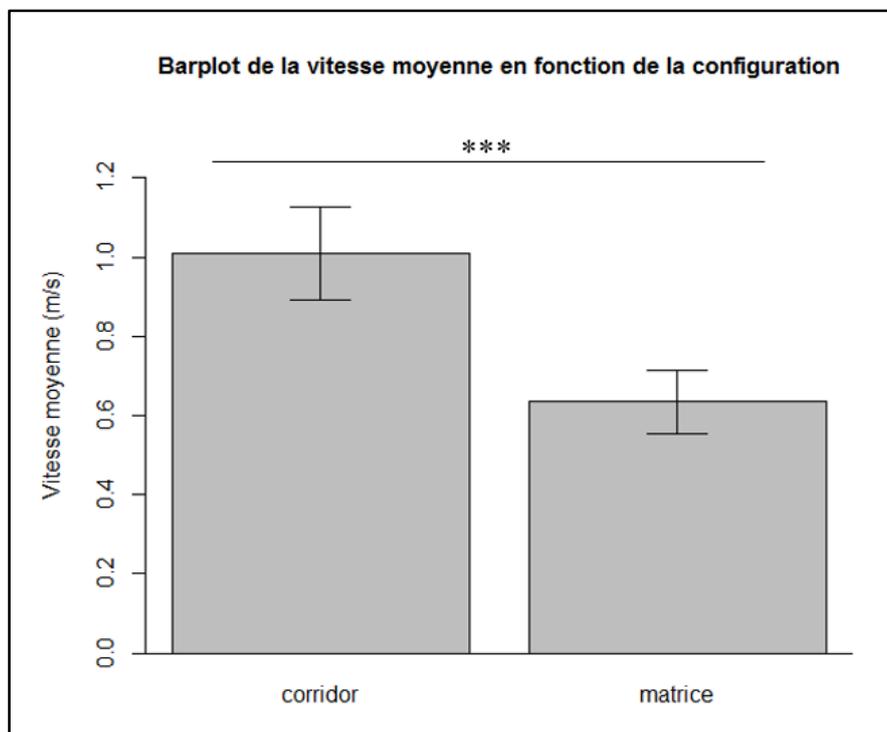


Figure 16: Barplot de la vitesse moyenne en fonction de la configuration corridor ou matrice. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard.  
Signif. codes : 0 |\*\*\*| 0.001 |\*\*| 0.01 |\*| 0.05 |.| 0.1 | | 1

Ainsi, **les oiseaux toutes espèces confondues se déplacent significativement plus vite en corridor qu'en matrice** (test T,  $t=2,67$ ,  $df=56$ ,  $p\text{-value}=0,009975$ ).

#### b. A l'échelle des populations

Pour étudier quel est le rôle du facteur espèce une AFC a d'abord été effectuée. Le graphe des modalités qui en ressort est exposé Figure 17, avec seulement les modalités les mieux représentées qui apparaissent. Le premier plan factoriel explique 89% de l'inertie. Le premier axe discrimine les espèces selon la configuration corridor ou matrice, et le second

permet de les différencier selon la distance qu'elles y parcourent. On voit que le Pouillot véloce (PHYCOL) a plus d'indifférence à utiliser l'une ou l'autre des configurations que les autres espèces bien représentées ( $\cos^2 > 0.7$ ) sur le premier plan factoriel. On voit par ailleurs que les Fauvettes à tête noire (SYLATR) vont bien moins loin que les Mésanges charbonnières (PARMAJ) et que les Grimpereaux des jardins (CERBRA). **Ces trois dernières espèces affectionnent de la même manière la configuration corridor et sont plus dépendantes de cette configuration que le pouillot par exemple.**

(PHYCOL : Pouillot véloce ; SYLATR : Fauvette à tête noire ; PARMAJ : Mésange charbonnière ; CERBRA : Grimpereau des jardins ; AEGCAU : Mésange à longue queue ; PARCAE : Mésange bleue ; ERIRUB : Rougegorge familier ; PRUMOD : Accenteur mouchet ; TROTRO : Troglodyte mignon ; c50, c100, c150, c200 les distances en corridor à 50, 100, 150 et 200m ; m50, m100, m150, m200 les distances en matrice à 50, 100, 150 et 200m)

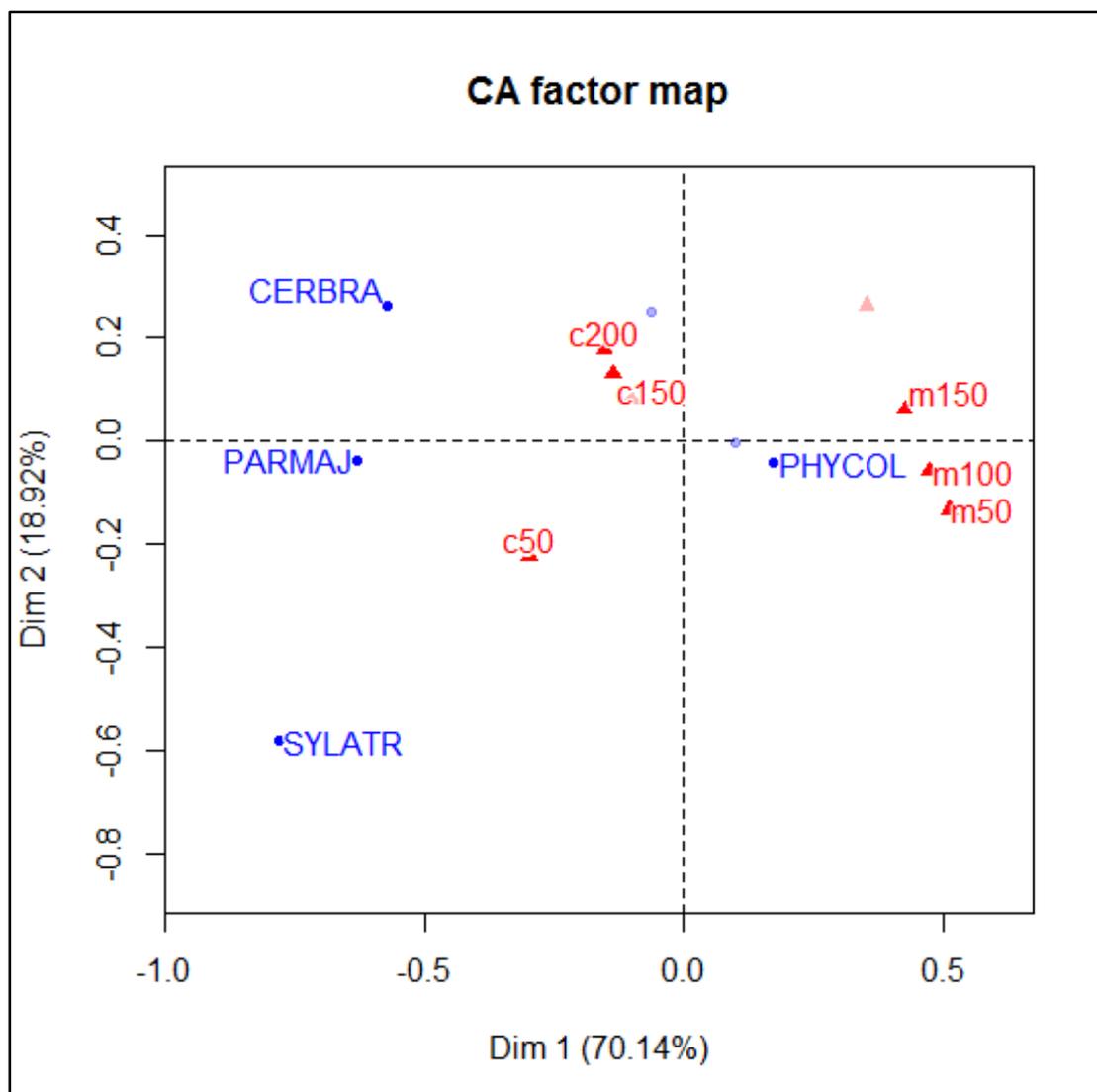


Figure 17: Graphe des modalités issu de l'AFC. Seules les modalités les mieux représentées apparaissent.

Le modèle linéaire généralisé a permis de mettre en évidence que **les effets de la configuration et ceux de l'espèce sont ceux qui influent le plus sur la vitesse des individus**, au-delà des différentes interactions et de l'effet de la couverture nuageuse et de la température par exemple. Ainsi, le modèle représentant le mieux la réalité qui a été retenu est celui présentant la plus faible valeur du critère d'Akaike. Il s'écrit :

$$\frac{1}{vitesse\ moyenne} = 0,0202 + \begin{cases} 0 \text{ si configuration = } \\ \text{corridor ; } 0,00887 \text{ si } \\ \text{configuration = matrice} \end{cases} + \begin{cases} 0 \text{ si espèce = AEGCAU} \\ 0,003 \text{ si espèce = CERBRA} \\ 0,048 \text{ si espèce = ERIRUB} \\ 0,016 \text{ si espèce = PARCAE} \\ 0,012 \text{ si espèce = PARMAJ} \\ 0,0011 \text{ si espèce = PHYCOL} \\ 0,02 \text{ si espèce = PRUMOD} \\ 0,016 \text{ si espèce = SYLATR} \\ -0,00085 \text{ si espèce = TROTRO} \end{cases}$$

L'analyse de la déviance résiduelle (non significative) et de la distribution des résidus permettent de dire que ce modèle a une bonne qualité prédictive.

Lorsque l'on fait les mêmes tests que ceux effectués à l'échelle de la communauté, mais cette fois-ci espèce par espèce, il apparaît qu'ils ne ressortent pas significatifs pour chacune d'elle. En effet, malgré des **tendances qui vont dans le sens d'une préférence pour les corridors** (excepté pour l'Accenteur mouchet, qui ne semble pas avoir de préférence), les résultats ne sont significatifs que pour le Pouillot véloce et la Fauvette à tête noire.

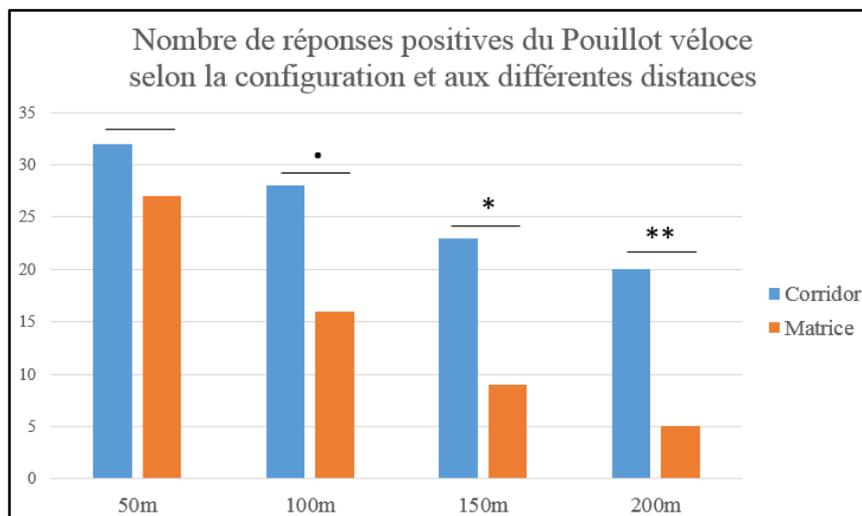


Figure 18: Nombre de réponses positives pour les pouillots véloces selon la configuration et aux différentes distances.

Signif. codes : 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 | | 1

Les individus qui sont de l'espèce Pouillot véloce répondent significativement davantage à la repasse qu'à partir de 150m ( $\chi^2=6,125$ ,  $df=1$ ,  $p\text{-value}=0,01333$ ). A partir de cette distance, **les pouillots se déplacent donc davantage en corridor qu'en matrice**.

Les fauvettes, elles, **affectionnent davantage leurs déplacements en corridor plutôt qu'en matrice mais seulement jusqu'à 50m**. La différence du nombre de réponses positives

est significative pour 50m ( $\chi^2=5$ ,  $df=1$ ,  $p\text{-value}=0,02535$ ) mais elle ne l'est plus pour les distances plus importante.

La moyenne des **distances parcourues par les pouillots est significativement plus grande en corridor pour les deux espèces** Pouillot véloce et Fauvette à tête noire (Wilcoxon apparié, respectivement  $V=358$ ,  $p\text{-value}=4,426.10^{-5}$  et  $V=21$ ,  $p\text{-value}=0,03103$ ).

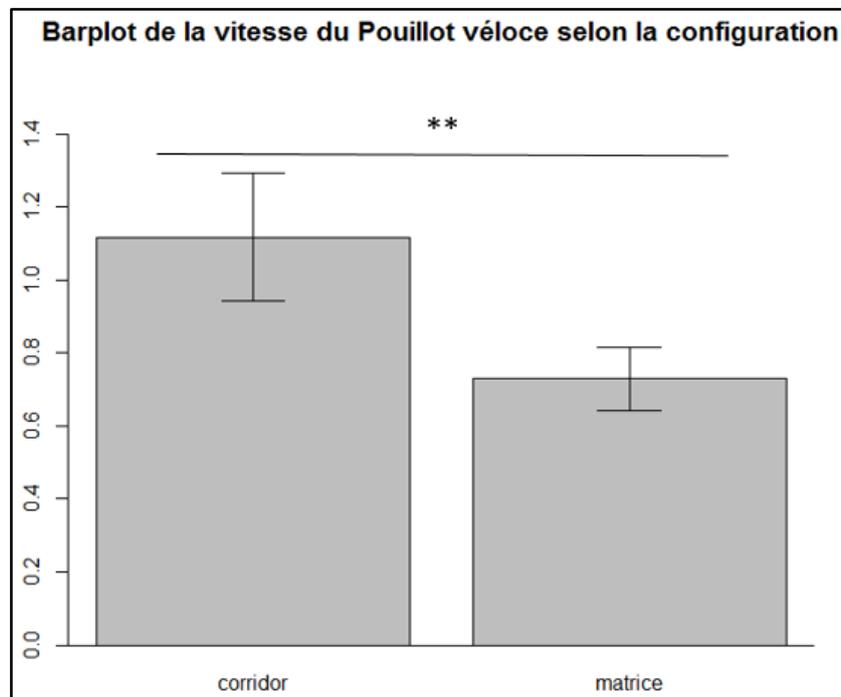


Figure 19 : Barplot de la vitesse du Pouillot véloce selon la configuration corridor ou matrice. Les barres d'erreur représentent l'erreur standard.  
Signif. codes : 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 '|' 1

La Figure 19 montre que la différence de moyennes des vitesses des pouillots véloce est significative (test T apparié,  $t=2,689$ ,  $df=25$ ,  $p\text{-value}=0,006289$ ). Ils **se déplacent donc beaucoup plus vite en corridor qu'en matrice**. Le trop faible nombre de données de vitesse en matrice pour l'espèce Fauvette à tête noire a fait que le même test n'a pas pu être réalisé sur cette espèce.

## 2. Lépidoptères hétérocères

Au total, **8085** papillons ont été marqués et identifiés, dont 3458 en zone source et 4627 en zones périphériques (corridor ou matrice) et **264** espèces de 9 familles différentes ont été recensées. Le taux de recapture des papillons marqués en zone source est très faible (**0,6%**) : 20 papillons ont été recapturés sur les 3458 (16 en zone de corridor et 4 en zone de matrice). Ainsi, le nombre de recaptures en corridor est significativement plus élevé qu'en matrice (Binomial,  $p\text{-value}=0,01182$ ,  $p=0,8$ ).

Avec les chiffres bruts de richesse spécifique et d'abondance, des tests du  $\chi^2$  montrent une abondance significativement plus grande en corridor qu'en matrice ( $\chi^2=57,87$ ,  $df=2$ ,  $p\text{-value}=2,715.10^{-13}$ ). En revanche, les richesses spécifiques dans ces deux configurations n'ont pas de différence significative, bien qu'elle ne soit pas loin du seuil de 5% ( $p\text{-value}=0,057$ ). Par

ailleurs, il existe une différence quant à l'abondance des papillons entre les patches et les corridors, mais pas vis-à-vis de la richesse spécifique. La transformation des données en indice de Hill pour chaque site étudié permet une comparaison de la biodiversité en termes de richesse spécifique et d'abondance. Le test de comparaison de moyennes en corridor et en matrice expose une **différence significative en faveur des corridors** (Wilcoxon,  $W=15$ ,  $p\text{-value}=0,007442$ ). En revanche, la comparaison des indices en corridors et en patches ne donne pas de différence significative (Wilcoxon,  $W=8$ ,  $p\text{-value}=0,3727$ ).

### 3. Hérisson d'Europe

Les MCP modélisés nous donnent des informations sur les domaines vitaux : leur emplacement et leur taille notamment. La carte obtenue pour les individus suivis cette année est exposée Figure 20.

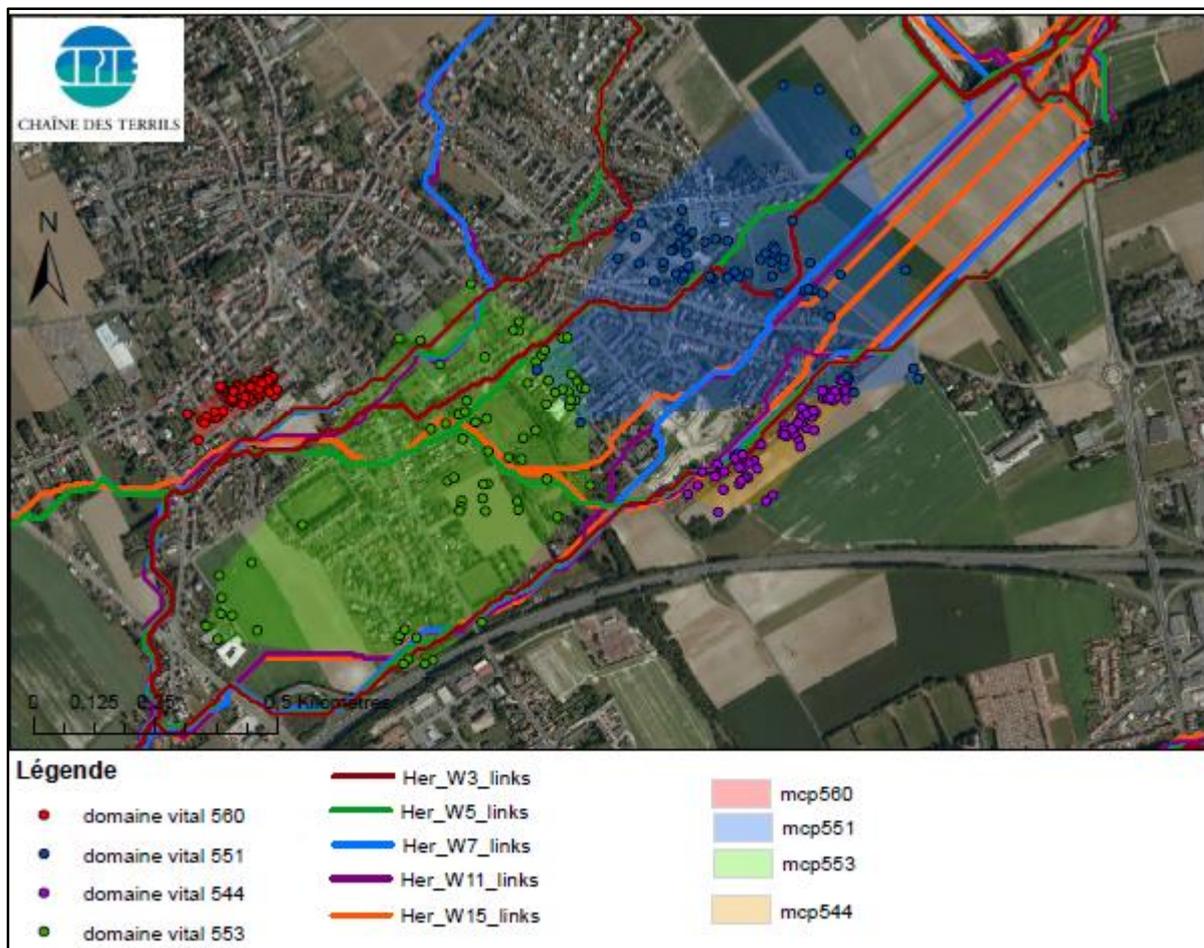


Figure 20 : Carte des domaines vitaux par rapport aux corridors écologiques modélisés

Les domaines vitaux ont des superficies très variables suivant les individus (individu 560 (mâle) : 1,19ha ; individu 551 (mâle) : 34,7ha ; individu 553 (mâle) : 37,35ha ; individu 544 (femelle) : 3,30ha).

Les KDE sont représentés dans la carte Figure 21. La densité est calculée en fonction du nombre de point dans un endroit dans lequel plus le nombre est important plus la valeur est grande. On a donc les zones les plus foncées qui sont des zones de plus forte activité.

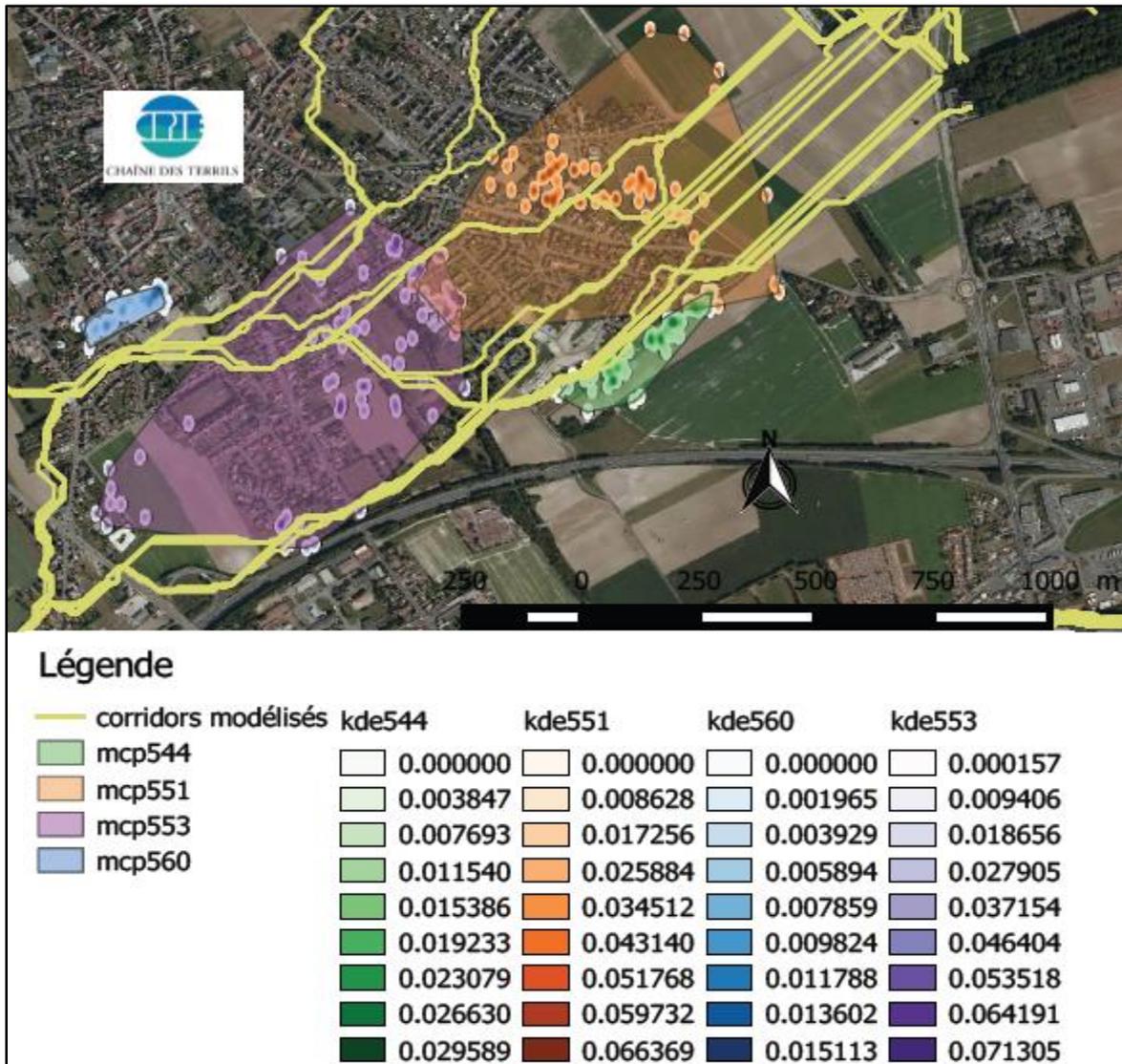


Figure 21 : Heatmap représentant les densités de noyau.

### III. Discussion

---

#### 1. Avifaune

##### a. Toutes espèces confondues

Les résultats concernant l'utilisation des corridors par l'avifaune indiquent une **affinité particulière pour ces connexions entre zones sources**. Ils viennent ainsi corroborer l'hypothèse avancée stipulant que les individus utilisent préférentiellement les corridors théoriques modélisés par la cartographie. Ces **résultats sont en accord avec la bibliographie récente sur l'utilisation des corridors par les oiseaux** ([Gilbert-Norton et al., 2010](#) ; [Bosschieter & Goedhart, 2005](#)) qui donne tort aux sceptiques vis-à-vis de leur efficacité pour ce taxon ([Simberloff et al., 1992](#) ; [Hannon & Schmiegelow, 2002 in Bennett, 2003](#)). Bien qu'ils ne soient pas indispensables pour leur survie et leur dispersion ([Haas, 1995](#) ; [Castellón & Sieving, 2006](#)), les **corridors leur permettent effectivement de se déplacer et de traverser une matrice restreignant grandement leurs mouvements**. Cependant, cette dernière ne les inhibe pas totalement : des individus ont répondu positivement à la repasse dans cette configuration, même jusqu'à 200m.

En effet, un couloir boisé leur permettrait d'être moins visibles de leurs prédateurs ([Uezu et al., 2005](#)), et ils choisiraient donc d'emprunter ce chemin plutôt qu'un milieu ouvert. En outre, ces corridors offrent plus de perchoirs et une réserve de nourriture plus importante que la matrice. Ces caractéristiques apporteraient des explications à cette affinité. La pression de prédation comme la dépense énergétique y seraient moins élevées. La fragmentation induite par le réseau routier serait une explication logique également : son rôle de barrière est avéré dans la bibliographie ([Forman & Alexander, 2008](#)). Par exemple, dans l'étude de [Desrochers & Hannon \(1997\)](#), les passereaux étudiés traversent deux fois plus facilement 50m de couloir boisé que de milieu ouvert ou fragmenté par des routes. Bien que relativement beaucoup moins importante, la perméabilité de la matrice pourrait s'expliquer par la perception par les individus d'un corridor en structure de « stepping stone » (cf Introduction) comme le préfèrent par exemple le Tourco rougegorge (*Scelorchilus rubecula*) ([Castellón & Sieving, 2006](#)) ou encore la Rousserolle effarvate (*Acrocephalus scirpaceus*) ([Bosschieter & Goedhart, 2005](#)). Les différentes taches correspondraient donc à des haies, des arbres isolés ou encore des jardins. C'est une des limites de la modélisation des chemins de moindre coût : elle ne prend pas en compte d'éventuelles connexions discontinues dans le paysage urbain.

Les individus ont une affinité particulière avec les corridors mais ont aussi des **comportements différents selon qu'ils se trouvent dans l'une ou l'autre des configurations**. Les résultats ont montré que pour les oiseaux en général, en mélangeant toutes les espèces étudiées, les **individus vont plus vite en zone corridor qu'en zone matrice** pour les mêmes raisons qu'explicitées ci-dessus. Ce résultat va à l'encontre de l'hypothèse avancée par [Uezu et al., \(2005\)](#) stipulant que les individus se déplacent plus rapidement en matrice dans le but d'échapper à d'éventuels prédateurs. Leur comportement plus lent dans cette configuration indiquerait plutôt une **vigilance** face à ces éventuels prédateurs, ou plus largement face à de potentiels dangers dont regorge la matrice urbaine pour la faune sauvage. Le temps plus important que met l'individu à venir à moins de 10m de la source d'émission du chant en matrice peut également être expliqué par une plus longue recherche de perchoirs favorables qui y sont moins nombreux.

## b. A l'échelle des populations

Cependant, **traverser une zone défavorable dépend notamment des caractéristiques de l'espèce** : taille du corps, degré de spécificité d'habitat, le comportement ([Uezu et al., 2005](#)). La bibliographie est unanime sur le fait que l'utilisation des corridors est propre à chaque espèce ([Bennett, 2003](#) ; [Saint-Clair et al., 1998](#)). C'est pourquoi il est essentiel de vérifier ces résultats pour chaque espèce étudiée, quand cela a été possible. En effet, les résultats peuvent être influencés par quelques espèces en particulier. C'est le cas dans la présente étude : le Pouillot véloce est clairement l'espèce la plus représentée (avec 25% des individus).

L'AFC effectuée montre bien cette **diversité de dépendances et de réponses aux corridors**. Seules les espèces les mieux représentées ont été gardées pour le graphe des modalités dans cette analyse. Chacune réagit à sa manière : **le Pouillot est plus indifférent que les autres vis-à-vis de la configuration** et les trois autres espèces vont plus ou moins loin dans leur configuration préférentielle qu'est le corridor. Ceci s'explique par des traits biologiques propres à chaque espèce comme explicité ci-dessus ([Uezu et al., 2005](#)). Le GLM permet à son tour d'appuyer le résultat de l'existence d'un effet du facteur espèce sur la vitesse des individus, en fonction de la configuration.

Le Pouillot véloce ne semble **avoir une affinité particulière pour les corridors écologiques qu'à partir de 150m**, avec une tendance dès 100m. Ceci suggérerait que cette espèce est plutôt généraliste jusqu'à cette distance, ceci n'est pas étonnant étant donnée la faible spécificité de l'habitat boisé de cette espèce ([Jiguet & Julliard, 2006](#)). Ce trait biologique du Pouillot véloce explique également sa position sur le graphe des modalités de l'AFC. On pourrait supposer qu'au-delà, les individus n'osent pas s'éloigner davantage d'un habitat favorable en cas de danger et donc vont moins loin en matrice. De même, les déplacements de la Fauvette à tête noire seraient favorisés par les corridors, mais jusqu'à 50m. En revanche, pour les autres espèces excepté l'Accenteur mouchet qui y semble indifférent, bien qu'ayant des légères tendances à une préférence pour les corridors, aucune n'est significative à cause du faible nombre d'individus échantillonnés. Aucune préférence pour la matrice n'a été observée, et ce pour aucune des espèces étudiées. La vitesse moyenne des pouillots véloces confirme les résultats obtenus lorsque toutes les espèces étudiées sont prises en compte, à savoir **qu'ils sont plus rapides en corridor**, pour des raisons explicitées dans la partie précédente.

Ces nuances dans la diversité des réponses aux corridors pourraient être dues, outre les traits biologiques comme la taille, le poids ou le degré de spécificité de l'habitat ([Uezu et al., 2005](#)), à des territorialités différentes selon l'espèce. En effet, comme la méthode de la repasse repose sur la défense de son territoire par l'individu ([Ward & Schlossberg, 2004](#)), on peut supposer qu'en matrice, avec l'exemple des pouillots véloces, ils défendent leur territoire (qui hypothétiquement s'arrête à la lisière de la zone source) dans une zone de 100m autour. Par contre, en zone de corridor, ils pourraient se permettre d'aller plus loin du fait de la facilité de déplacement et d'une faible pression de prédation qu'offre cette configuration.

## c. Limites et améliorations du protocole

Une absence de réponse à la repasse par les oiseaux peut évidemment influencer la fonctionnalité des corridors, et ce pourrait être attribué au protocole expérimental. En effet, l'oiseau peut ne pas réagir à la repasse pour plusieurs raisons : le signal peut être atténué par les conditions de circulation par exemple, ce qui est fréquent dans la matrice urbaine, et donc l'individu **perd sa motivation à repousser l'intrus simulé** ; le **coût pour parcourir la**

**distance est trop élevé ; l'oiseau a atteint la frontière de son canton** et donc il ne lui sert à rien de poursuivre ce faux intrus ([Awade & Metzger, 2008](#)). En outre, selon l'espèce et sa phénologie, l'individu a un comportement territorial plus ou moins marqué et donc cela influence sur la positivité de la réponse ([Harris & Haskell, 2013](#)). Par ailleurs, étudier les déplacements dans le territoire seulement induit un biais qui n'est négligeable : les mouvements décrits ne comprennent pas les mouvements extraterritoriaux pour la recherche de nourriture par exemple ([Awade & Metzger, 2008](#)).

Certains auteurs utilisent d'autres chants que des chants territoriaux pour susciter une réaction de la part de l'individu, à savoir le « **mobbing call** » (« houspillage » ou cri de harcèlement) ([Desrochers & Hannon, 1997](#)) qui est un appel au rassemblement, à une coopération, pour harceler un éventuel prédateur ([Naguib et al., 1999](#)). Bien qu'il soit souvent utilisé dans les études de déplacement des oiseaux, l'individu peut ne pas percevoir l'éventuel prédateur comme une menace car la source d'émission du houspillage peut être trop loin. Par opposition, s'il est trop près, il arrive souvent que l'individu se fige et ne chante pas pour éviter tout risque de prédation ([Creagan & Osborne, 2005](#)). Malgré ce biais, il aurait pu être utilisé pour cette étude et pourrait être plus adapté pour pallier ces variations dans les réactions à la repasse. Malheureusement, le manque de données pour ce type de chant pour les espèces qui nous intéressent n'a pas permis son utilisation.

Une alternative au chant territorial serait d'autant plus intéressante que quelques études prouvent **l'effet négatif** sur certaines espèces de ce type de chant. En effet, chez les Mésanges à tête noire (*Poecile atricapillus*), [Mennill et al., \(2002\)](#) ont montré que la repasse de chant territorial peut bouleverser les rangs sociaux des individus : les mâles qui réagissent à ce chant sont considérés comme perdants par leurs potentielles partenaires car ils n'arrivent pas à chasser l'intrus simulé de leur territoire. Elles se tournent donc vers d'autres mâles pour l'accouplement. Par ailleurs, la repasse en général affecte leurs comportements, leur fait dépenser de l'énergie inutilement, les détourne d'autres activités vitales comme la recherche de nourriture et les expose davantage à la prédation ([Harris & Haskell, 2013](#)), c'est pourquoi les ornithologues sont en général très sceptiques quant à son utilisation. Cependant le peu d'études sur l'impact ne permet pas de tirer des conclusions définitives ([Schlossberg & Ward, 2004](#)).

Ainsi, les préconisations que l'on peut faire pour la suite du projet (qui se fait à Rennes en 2016 sur les mêmes taxons) seraient **d'utiliser le mobbing call** plutôt que le chant territorial et de concentrer l'effort d'échantillonnage sur les espèces les plus communes (Pouillot véloce, Fauvette à tête noire, Mésange charbonnière). Un facteur qui a été omis dans la présente étude et qui serait intéressant à étudier est **la distance entre les patches**. En effet, dans une étude faite en Amérique Centrale, le mouvement entre les patches et la capacité à pénétrer dans un habitat défavorable est corrélé avec la distance entre eux ([Graham, 2001](#)). Dans l'idéal, pour réellement suivre la dispersion et son effet potentiel, il faudrait utiliser la télémétrie, afin de suivre leurs déplacements précisément et sans les influencer, à compléter par une étude génétique pour identifier une éventuelle relation entre distance génétique entre populations et distance géographique, et donc une dispersion efficace ([LaPoint et al., 2015](#)).

## 2. Lépidoptères hétérocères

### a. Interprétation des taux de recapture

Les résultats montrent qu'il y a **quatre fois plus de chances que les papillons de nuits se déplacent via les corridors** définis théoriquement que via la matrice. Ces résultats sont bien sûr à nuancer compte tenu du **faible nombre d'individus recapturés**, qui font que le taux de recapture en général est de 0,6%. Dans la bibliographie, les taux de recapture sont plus élevés

(5% pour [Merckx et al., 2010](#) ; 3,88% pour [Dulieu et al., 2007](#) ; 10 à 15% pour [Nieminen, 1996](#)). Ils sont variables suivant les espèces (par exemple, dans l'étude de [Merckx et al., \(2009\)](#), *Spilosoma lubricipeda* est recapturé à hauteur de 5% alors que *Noctua pronuba* 0,01%). Outre le fait que l'étude se déroule dans un milieu fortement urbanisé, une explication pourrait être la distance des pièges autour de la zone périphérique. En effet, la taille des ailes et la distance de dispersion sont positivement corrélées ([Beck & Kitching, 2007](#)). Ainsi, les plus petits pourraient en une nuit se déplacer de moins de 200m et les plus grands aller au-delà ([Sekar, 2012](#) ; [Kuussaari et al., 1996](#) ; [Margaritopoulos et al., 2012](#) dans lequel des papillons de nuit de taille moyenne se déplacent en majorité de 80m, mais quelques individus plus rares jusqu'à 200m). Dans l'idéal, il aurait fallu installer des lots de pièges à différentes distances, non seulement pour optimiser les chances de recapturer différentes espèces, mais aussi pour appuyer le fait que les papillons utilisent plus les corridors s'il y avait eu **plusieurs recaptures à différentes distances**. En effet, un autre biais de ce protocole, et il est bien connu dans les études de CMR, est que le papillon peut être recapturé en zone corridor, mais **peut avoir emprunté un chemin différent** jusqu'à être attiré par le piège qui se trouve en corridor ([Bergerot et al., 2013](#)). En outre, le faible taux de recapture peut être expliqué par le fait que la majorité des individus pourrait ne pas avoir besoin de sortir du patch dont la taille pour le classer en zone source a été choisie à partir de dires d'experts. Malheureusement, il existe un manque cruel de bibliographie sur les tailles des domaines vitaux.

En acceptant ce biais, on peut dire qu'ils **utilisent plus les corridors que les matrices pour se déplacer**. Une des explications pourrait être la richesse en nourriture qui est plus importante dans les corridors (pour les espèces dont les imagos se nourrissent), la diminution de la pression de prédation en zone corridor car ils sont moins exposés, la possibilité de se poser et reprendre de l'énergie, ou encore des conditions microclimatiques plus favorables ([Bergerot et al., 2013](#)).

Cependant, une préconisation pour l'étude qui se poursuit à Rennes en 2016 serait de prendre en compte la lumière. En effet, il est largement admis que la lumière urbaine est en réalité un piège écologique pour les papillons de nuit, insectes très photophiles, qui viennent tourner autour de la lumière artificielle jusqu'à épuisement ([Bates et al., 2014](#) ; [Challéat, 2014a](#)). C'est dans ce contexte que depuis quelques années, à la Trame Verte et Bleue vient s'ajouter la « trame noire » ([Challéat 2014b](#)). La lumière rendrait plus rugueux des corridors de déplacement pour certaines espèces et cette **composante nocturne n'est pas du tout prise en compte** dans le code de l'environnement ([Challéat, 2014b](#)). Elle serait la seconde cause du déclin des insectes nocturnes, ce qui rompt de ce fait la chaîne alimentaire pour leurs prédateurs (chiroptères, oiseaux...) ([Challéat, 2014b](#)). Ainsi, il serait judicieux de s'intéresser aux **mouvements selon la luminosité**. La **distance entre les patches** semble également un facteur important. Comme pour les oiseaux, [Haddad \(2000\)](#) a prouvé que pour des grandes distances entre patches, la probabilité d'utiliser les corridors pouvait atteindre deux fois la probabilité de les utiliser pour des plus courtes distances.

Afin de proposer des améliorations au protocole pour optimiser les chances de recaptures, un GLM a été effectué afin de déterminer quelle variable environnementale influe le plus sur la probabilité de recapture, ce qui est le cas dans la bibliographie ([Hirao et al., 2008](#)). Une famille binomiale et donc une fonction de lien logit sont utilisées pour prédire la probabilité d'avoir une ou plusieurs recaptures ou non en fonction de la température, l'humidité, la couverture nuageuse, le vent et le nombre de jour s'étant écoulé depuis la session de capture.

La seule variable qui ressort avec un **effet significatif est le temps qui s'est écoulé depuis la session de capture**, contrairement à ce que stipulent [Truxa & Fiedler \(2012\)](#), pour qui seule la température influait. On arrive donc au modèle suivant :

$$P = \exp(1,26 + |0 \text{ si jour1 après la capture ; } -1,96 \text{ si jour2 après la capture ; } -18,82 \text{ si jour3 après la capture}|) / (1 + \exp(1,26 + |0 \text{ si jour1 après la capture ; } -1,96 \text{ si jour2 après la capture ; } -18,82 \text{ si jour3 après la capture}|))$$

(avec P la probabilité d'avoir au moins une recapture)

Ainsi, pour les prochaines manipulations, il sera recommandé **d'enchaîner les sessions de capture et de recapture, éventuellement d'alterner** ces sessions.

Il aurait été intéressant de **tester l'effet sexe**, les mâles se déplaçant *a priori* moins que les femelles ([Haddad, 1999a](#) ; [Kuussaari et al., 1996](#)). Ce phénomène peut être expliqué par différentes hypothèses : les femelles se déplacent davantage :

- (i) pour éviter le harcèlement des mâles pour l'accouplement ([Väisänen et al., 1994 in Kuussaari et al., 1996](#)) ;
- (ii) pour déposer leurs œufs sur le maximum de plantes hôtes et dans différents habitats pour éviter le maximum de mortalité ([Brown & Ehrlich, 1980 in Kuussaari et al., 1996](#)).

Un autre biais des études en CMR est donc que la probabilité d'attraper le papillon varie suivant les individus, mais aussi suivant le type de mouvement (routine ou dispersant) ([Van Dyck & Baguette, 2005](#)).

Il est admis que l'utilisation des corridors dépend de l'espèce ([Dover & Sparks, 2000](#) ; [Beier & Noss, 1998](#), [Gilbert-Norton et al., 2010](#)). Le trop faible taux de recapture n'a pas permis une étude différentielle selon les sites ou les espèces. Même en regroupant par famille, le grand nombre de 0 dans le jeu de données n'a pas permis l'exploitation d'un GLM. Si le taux de recapture avait été plus important, il aurait fallu voir quelles espèces ou quel groupe d'espèces utilisent préférentiellement les corridors. Cependant, les tendances montrent **une utilisation des corridors égale de la part des espèces généralistes et des spécialistes**. Ces tendances vont à l'encontre des résultats trouvés par [Haddad & Baum, \(1999\)](#), qui ont trouvé une exclusivité d'utilisation des corridors par les spécialistes.

#### b. Interprétation de l'abondance et de la richesse spécifique

A l'image de [Mönkonnen & Mutanen \(2003\)](#), il est apparu intéressant d'appuyer ces résultats basés sur des faibles taux de recapture par une étude comparative de l'abondance et richesse spécifique. Bien que ne donnant qu'une notion restrictive de la biodiversité, l'utilisation de l'indice de Hill ([Hill, 1973](#)), semble plutôt bien estimer la diversité en termes d'abondance et de richesse spécifique ([Heip et al., 1998](#)). Il s'agit de valider ou non l'hypothèse avancée par [Blair & Launer \(1995\) in Di Mauro et al., \(2007\)](#) à savoir que **l'abondance relative et la diversité sont liées négativement avec le degré d'artificialisation**. Cette hypothèse s'avère vraie après la comparaison des données brutes d'abondance et de richesse et surtout après la comparaison des indices de Hill. Les résultats vont dans le sens de l'étude de [Mönkonnen & Mutanen \(2003\)](#) : il y a bien une différence de diversité entre corridor et matrice, mais pas entre corridor et zone source. Ces conclusions ne permettent évidemment pas de

traduire une fonctionnalité des corridors en tant que couloir de dispersion mais une **fonctionnalité en tant qu'habitat, au minimum**. Elles apportent donc un poids supplémentaire pour **justifier la conservation de ces corridors** et prouvent une utilité supplémentaire des corridors.

Elles soulignent également la nécessité de dépenser au mieux l'argent investi dans la conservation de la biodiversité. En effet, si les corridors sont aussi favorables à la biodiversité que les zones sources, alors il **peut être plus rentable d'augmenter la surface du patch plutôt que d'aménager des corridors**. Quelques auteurs montrent même que la disponibilité en habitat a bien plus d'influence que leur connectivité sur la pérennité de la population ([Fahrig, 1997](#); [Trzcinski et al., 1999](#)). Il aurait été intéressant d'étudier le lien entre la richesse spécifique et la connectivité plus ou moins grande d'un patch. Cette relation a été impossible à établir compte tenu du faible nombre de zones sources étudié.

### 3. Hérisson d'Europe

La carte obtenue Figure 20 montre que pour les individus 551, 553 et 544, leurs domaines vitaux se situent à proximité ou sont traversés à plusieurs reprises par les corridors modélisés. Pour l'individu 560, son domaine vital n'a aucune proximité avec des corridors. C'est aussi le domaine avec la plus petite superficie (1,19ha). Pour un mâle, c'est extrêmement en-dessous de ce que la bibliographie apporte comme informations. En effet, pour un mâle, les domaines vitaux ont une superficie d'environ 40ha ([Doncaster et al., 2001](#)). Pour les deux autres mâles, cela coïncide (bien qu'un peu plus petit, puisque le suivi est en milieu urbain). Cette surface extrêmement petite pourrait être expliquée par l'éloignement par rapport aux réseaux de corridors modélisés. Une étude future sur la corrélation entre ces deux caractéristiques paysagères (superficie du domaine vital et connectivité) serait intéressante. De plus, la Figure 21 montre que les zones de fortes activités se situent à proximité des corridors. Ceci est bien marqué pour l'individu 544, pour lequel la majeure partie de son activité se situe au niveau d'un corridor robuste (car cumulant les différents chemins).

Connaître avec précision les tailles et les habitats préférentiels au sein des domaines vitaux pourrait permettre par la suite de mieux définir les zones source pour la modélisation des chemins de moindre coût et les coefficients associés ([Sordello et al., 2014](#)). En effet, ces corridors ont été modélisés en considérant que le Hérisson d'Europe était une espèce inféodée aux milieux boisés. La bibliographie décrit un animal plutôt généraliste ([Reeve, 1994 in Driezen et al., 2007](#)). De plus, les coefficients de friction qui lui étaient attribués sont à évaluer une nouvelle fois. Par exemple, les surfaces artificialisées avaient un coût trop élevé par rapport à la facilité que les individus ont à les traverser lorsqu'on est sur le terrain.

Enfin, il est évident qu'une analyse aussi superficielle ne permet d'obtenir des conclusions définitives, d'autant que les résultats sont encore en cours d'acquisition. Cependant, elle a permis d'observer des tendances et des relations *a priori* bien marquées avec les corridors.

### 4. Limites et perspectives de l'étude

Le projet CorBaM a pour objectif premier de fournir un outil cartographique prédictif de la fonctionnalité des corridors écologiques. Cet outil cartographique se base sur la méthode des chemins de moindre coûts d'[Adriaensen et al., \(2003\)](#). Une des limites de cette méthode est

la différence entre la cartographie et la réalité du terrain. Le paysage urbain est extrêmement modifié ([Wood & Pullin, 2002](#)) et en constante transformation ([Grimm et al., 2008](#)). C'est pourquoi, en comparaison avec des orthophotos datant de 2009, il peut être totalement différent. Par ailleurs, les orthophotos ne permettent pas assez finement de caractériser le corridor ou la matrice en question. C'est pourquoi, à l'image de [LaPoint et al., \(2015\)](#), il serait intéressant d'instaurer un **indice standardisé et objectif pour quantifier la qualité du paysage urbain** (imperméabilité des surfaces, surface couverte par la canopée, densité de route, densité de fragmentation et connectivité, pollution lumineuse, atmosphérique et sonore). Fournir un tel indice pourrait permettre une meilleure gestion des milieux urbains car la qualité est parfois plus importante que la connectivité ou la surface d'habitat. Ce serait plus pertinent pour certaines espèces ([Soga & Koike, 2011](#)).

Par ailleurs, un indice de qualité fait sur le terrain, et pas seulement à partir de la cartographie, permettrait de savoir ce qu'il faut améliorer pour la dispersion des individus. La difficulté réside dans la dépendance propre à chaque espèce aux caractéristiques du corridor : suivant la composition de la végétation ([Bélisle et al., 2001](#)), suivant sa largeur ([Sieving et al., 2000](#)), sa structure ([Bosschieter & Goedhart, 2005](#)). Pour les papillons par exemple, il faudrait aussi l'estimer avec la diversité et l'abondance des plantes mellifères ([Soga & Koike, 2011](#)).

La Figure 22 illustre le fait que la fonctionnalité des corridors dépend de la qualité de ce-dernier, et de l'espèce. Ces deux corridors ont été étudiés pour les oiseaux et les papillons. Or, ils n'ont pas eu la même fonctionnalité. Sur la cartographie, ils paraissent plutôt semblables : même proximité avec les routes, ils ne sont pas fragmentés, la canopée semble aussi dense. La modélisation théorique montre deux corridors aussi robustes l'un que l'autre lorsque l'on regarde la superposition des différents chemins. Il n'en est rien : sur le terrain, le corridor de gauche contient peu d'arbres très espacés, une seule strate arborée et aussi un grand espace de milieu ouvert qui n'apparaissait pas sur la cartographie car il est dû à la construction du Louvre Lens datant de 2013. Le corridor se trouvant à droite sur la Figure 22 est quant à lui beaucoup plus dense, présente une strate herbacée, une strate buissonnante et une strate arborée, et l'environnement n'a pas changé et est fidèle à l'orthophoto de 2009. Les résultats prouvent une très bonne fonctionnalité pour les oiseaux (le pouillot a répondu jusqu'à 200m contre 50m dans la matrice correspondante ; la fauvette 50m contre 0m dans la matrice) en ce qui concernent les deux corridors. Les papillons, en revanche, n'ont utilisé que le corridor de droite. Il a comptabilisé à lui seul 4 recaptures, alors qu'il n'y en a eu aucune dans celui de gauche. De plus, il apparaît beaucoup plus favorable : 753 papillons de 131 espèces ont été recensés pour celui de droite contre 196 de 58 espèces seulement pour celui de gauche. Les oiseaux sont peut-être plus dépendants de la structure et du nombre de perchoirs existant (contrairement à ce que stipule [Bélisle et al., 2001](#)) que sa densité, son nombre de strates et sa composition, qui semblent être des facteurs beaucoup plus importants pour les papillons ([Haddad, 2005](#)). Ainsi, **la qualité du corridor est déterminante pour sa fonctionnalité, et elle dépend grandement du taxon en question.**



Figure 22 : Comparaison de deux corridors évalués pour les oiseaux et les papillons, avec en haut les orthophotos correspondantes. A gauche et à droite : « bons » corridors pour les oiseaux. A droite seulement pour les lépidoptères

Une seconde limite à la méthode utilisée pour modéliser les corridors écologiques est l'utilisation des chemins de moindre coût ([Adriaensen et al., 2003](#)). Une alternative à cette méthode est celle proposée par [McRae et al., \(2008\)](#), à savoir la **théorie des circuits électriques**. Cette méthode se base aussi sur une carte de résistance mais considère simultanément tous les chemins possibles pour décrire la connectivité et la perméabilité du paysage dans son ensemble. Plusieurs chemins parallèles modélisés entre deux zones sources permettront un flux plus large d'individus que l'unique chemin de moindre coût. Cette théorie est une extension de la méthode d'[Adriaensen et al., \(2003\)](#). Elle semble plus adaptée dans un contexte aussi complexe que le paysage urbain ([Braaker et al., 2014](#)).

La critique que l'on peut faire à l'une ou l'autre de ces méthodes est que le **choix des coefficients de rugosité** est défini arbitrairement à partir de dires d'experts, de même que la taille des domaines vitaux (qui peut être connue par une étude comme celle sur le Hérisson d'Europe ci-avant). Le Tableau 1 montre les différents coefficients de rugosité attribués aux oiseaux forestiers. D'après ce qui a été observé sur le terrain, les routes et les voies ferrées par exemple ne devraient pas être considérées autant résistantes. Les parkings et les cimetières d'autre part devraient l'être davantage.

Tableau 1: Coefficients de friction attribués aux différents types d'occupation du sol pour les oiseaux.

Légende	Coefficient de friction attribué pour les oiseaux
Route infranchissable - bâti	50
Routes – voie ferrée	18.4
Parking – cimetière – zone artificialisée	6.8
Zones boisées	1
Zones herbacées	2.5
Surface en eau	18.4
Zones agricoles	2.5

De même, la **détermination du seuil de superficie d'un patch** s'est faite à partir de bibliographie lorsqu'elle existait mais dans le cas contraire, elle s'est basée sur des dires d'experts. Par exemple, la taille des domaines vitaux des papillons de nuit n'est pas connue. C'est pourquoi le faible taux de recapture obtenu pourrait être lié au fait que le papillon ne souhaite pas sortir de la zone source, celle-ci étant trop grande pour qu'il veuille en sortir et se disperser. La zone source pourrait suffire à la pérennité des populations : [Haddad, \(1999a\)](#) propose même de **favoriser dans certains cas l'augmentation de la surface du patch**, ce qui peut être plus simple, bon marché, et même plus efficace que vouloir à tout prix le connecter via les corridors.

Il faut avoir conscience que **la dispersion étudiée ici n'est pas la dispersion « réelle »**. En effet, [Van Dyck & Baguette, \(2005\)](#) discriminent un mouvement « trivial » (journalier, de routine) pour la recherche de nourriture, d'un endroit pour se reposer ou de partenaire et un mouvement « spécial » de déplacement net, d'installation d'un individu ou d'une population à une certaine distance de l'endroit précédent ou du territoire natal. C'est ce dernier qui devrait être étudié pour qualifier le mouvement de dispersion.

L'outil cartographique qui a défini théoriquement les corridors au préalable met en exergue des chemins de moindre coût préférentiellement empruntés par rapport à la matrice urbaine. Cette étude a montré que ces corridors étaient bien fonctionnels pour l'avifaune et les lépidoptères hétérocères. **Cet outil a donc un intérêt certain pour l'aménagement du territoire**. En effet, il peut permettre d'affirmer quels sont les corridors à conserver et pour quelles espèces. Si un indice standardisé de qualité est défini, il peut même apporter des éléments pour savoir quelles caractéristiques pour quelles espèces sont indispensables pour sa fonctionnalité. Par exemple, il pourrait être un argument de poids pour empêcher la destruction de certains corridors au profit de la construction urbaine et ainsi avoir un impact non négligeable dans la conception du PLU (Plan Local d'Urbanisme).

En outre, il pourrait devenir un **outil pour la conception des SRCE** (Schémas Régionaux de Cohérence Écologique). En effet, en France, la loi portant engagement national pour l'environnement, instaurant les SRCE, prévoit qu'« à l'expiration d'un délai fixé par décret, l'autorité administrative compétente de l'État procède à une analyse des résultats obtenus du point de vue de la préservation et de la remise en bon état des continuités écologiques par la mise en œuvre du SRCE et décide de son maintien en vigueur ou de procéder à sa révision. » (Article L.371-3 du Code de l'Environnement). Chaque SRCE doit absolument comporter un dispositif de suivi et d'évaluation des corridors écologiques pour vérifier la préservation ou la remise en bon état de la continuité, et ce dispositif doit être basé sur une récolte de données diverses allant de la littérature scientifique sur le sujet à la mise en place d'inventaire, et en passant par un diagnostic territorial. L'évaluation devra être réalisée conjointement par le président du conseil régional et le préfet de région au plus tard tous les six ans après adoption du schéma ([Amsallem et al., 2013](#)). Cette étude peut fournir des **éléments de méthode pour améliorer la définition de corridors potentiels et pour valider ces SRCE**.

## Conclusion

La présente étude valide par des données de terrain la fonctionnalité des corridors écologiques pour les lépidoptères hétérocères et les oiseaux particulièrement. En apportant les preuves d'une **pertinence des corridors pour ces deux taxons en milieu urbain**, elle permet d'approuver l'utilité d'un **outil cartographique pouvant apporter une aide à la décision** pour les pouvoirs publics afin d'aménager ou de conserver des corridors ou non à partir d'analyses

paysagères. La validation par des données de terrain de ces suppositions à partir d'analyses cartographique **permet de prouver l'existence d'une connectivité fonctionnelle** et non seulement potentielle ([LaPoint et al., 2015](#)). La démarche d'utiliser *a priori* un modèle cartographique puis *a posteriori* des cortèges d'espèces regroupés par grands types de traits de vie (capacités de dispersion et exigences écologiques) semble être la piste la plus prometteuse pour parler de fonctionnalité des continuités écologiques ([Sordello et al., 2014](#)).

**Les lépidoptères hétérocères comme les oiseaux en milieu urbain ont une affinité particulière pour les corridors écologiques pour se déplacer.** Cependant, la matrice urbaine dominante n'inhibe pas totalement leurs mouvements. Pour les oiseaux, il a été possible d'identifier un **comportement particulier selon la configuration** dans laquelle ils se déplacent. Au sein des corridors, leur vitesse de déplacement augmente beaucoup. Des nuances suivant les espèces quant à ces comportements et à leur affinité avec telle ou telle configuration ont été observées. Ceci appuie une nouvelle fois la nécessité de valider cette fonctionnalité pour le maximum d'espèces et de taxons, et d'être certain que l'aménagement du corridor ou sa conservation en vaut la peine. Le fait que ces résultats ne soient pas généralisables à toutes les espèces implique un effort de recherche ([Beier & Noss, 1998](#) ; [Davies & Pullin, 2006](#)). La validation taxon par taxon étant évidemment inimaginable ([Sordello et al., 2014](#)), on pourrait penser à l'utilisation d'espèces parapluies, plus exigeantes pour la qualité de l'habitat et plus spécialistes. Dans ce contexte, le MNHN et le CSRPN s'efforcent de lister des espèces « déterminantes TVB » qui serviraient à l'évaluation de la fonctionnalité des SRCE ([DREAL Languedoc-Roussillon, 2010](#)). De plus, aucune étude n'est encore faite à propos de la persistance à long-terme d'une population, qui plus est à l'échelle du paysage. En outre, il ne s'agit pas juste d'augmenter le nombre de connections entre fragments isolés, mais bien d'avoir des corridors de qualité. Dans tous les cas, les corridors doivent être utilisés comme **outil complémentaires d'autres actions de conservation**, ils ne peuvent pas à eux seuls permettre la viabilité d'une population ([van der Ree, 2006](#) ; [Niemela, 2001](#)).

Les méthodes utilisées pour parvenir à ces conclusions révèlent en revanche quelques biais et pourraient être affinées pour la suite de l'étude qui continue dans le secteur de Lens et de Rennes. Ces résultats seront donc à confirmer par la même étude sur les mêmes modèles à Rennes l'an prochain. Nombreux sont les auteurs qui préconisent **l'utilisation de l'outil génétique** (en complément des autres méthodes) pour évaluer la connectivité fonctionnelle ([LaPoint et al., 2015](#)). Dans le projet CorBaM, il a été utilisé pour le Petit-Gris (*Helix aspersa*) et le Hérisson d'Europe (*Erinaceus europaeus*) mais les résultats restent à être analysés. En 2016, le travail portera sur le modèle biologique de la chenille. En effet, la génétique apparaît quant à elle très pertinente à l'échelle régionale et permet de rendre compte de la connectivité fonctionnelle de façon presque exhaustive car il peut reposer sur des prélèvements directs comme indirects et rend compte du degré d'hétérozygotie, même de l'organisation spatiale en métapopulation... Reste le problème de coût et d'organisation interrégionale. Les auteurs préconisent une phase de calibration entre plusieurs régions pilotes ([Sordello et al., 2008](#)).

Enfin, [Bélisle, \(2005\)](#) et [Peles et al., \(1999\)](#) appellent à plus de recherche sur le sujet de la mesure de la connectivité, et donc l'évaluation de la fonctionnalité des corridors bien que nombre de méthodes existent comme vu précédemment. **L'écologie comportementale** pourrait fournir une **base théorique plus solide et de meilleures prédictions** d'utilisation du paysage par les individus. D'après ces auteurs, une prise en considération plus importante de l'écologie comportementale théorique éviterait des résultats néfastes pour la biologie de la conservation. En outre il est apparu évident qu'il faille définir un indice standard de qualité et de déduire des données de terrain les éléments clés qui rendent un corridor fonctionnel ou non et pour quelles espèces.

## Références bibliographiques

---

- Adriaensen, F., Chardon, J.P., De Blust, G., Swinnen, E., Villalba, S., Gulinck, H.** (2003). The application of 'least-cost' modelling as a functional landscape model. *Landscape and Urban Planning*, 64, 233–247.
- Altwegg, R., Ringsby, T. H., & SÆther, B.-E.** (2000). Phenotypic correlates and consequences of dispersal in a metapopulation of house sparrows *Passer domesticus*. *Journal of Animal Ecology*, 69(5), 762–770. <http://doi.org/10.1046/j.1365-2656.2000.00431.x>
- Amsallem, J., Tonneau, J.-P., Salles, É., Sordello, R., & Benko, S.** (2013). Propositions pour le dispositif de suivi et d'évaluation d'un Schéma Régional de Cohérence Écologique. Ministère de l'Écologie, Du Développement Durable et de l'Énergie, Coordination MNHN, ONEMA et UMR TETIS, IRSTEA, 28. Retrieved from <http://www.trameverteetbleue.fr/outils-methodes/suivi-evaluation>
- Andrén, H.** (1994). Effects of Habitat Fragmentation on Birds and Mammals in Landscapes with Different Proportions of Suitable Habitat: A Review. *Oikos*, 71(3), 355–366.
- Awade, M., & Metzger, J. P.** (2008). Using gap-crossing capacity to evaluate functional connectivity of two Atlantic rainforest birds and their response to fragmentation. *Austral Ecology*, 33(7), 863–871.
- Baguette, M., Blanchet, S., Legrand, D., Stevens, V. M., & Turlure, C.** (2013). Individual dispersal, landscape connectivity and ecological networks. *Biological Reviews*, 88(2), 310–326.
- Baker, J., French, K., & Whelan, R. J.** (2002). The edge effect and ecotonal species: bird communities across a natural edge in southeastern australia. *Ecology*, 83(11), 3048–3059.
- Bates, A. J., Sadler, J. P., Grundy, D., Lowe, N., Davis, G., Baker, D., Young, H.** (2014). Garden and Landscape-Scale Correlates of Moths of Differing Conservation Status: Significant Effects of Urbanization and Habitat Diversity. *PLoS ONE*, 9(1), e86925.
- Beier, P., & Noss, R. F.** (1998). Do Habitat Corridors Provide Connectivity? *Conservation Biology*, 12(6), 1241–1252.
- Bélisle, M.** (2005). Measuring landscape connectivity: the challenge of behavioral landscape ecology. *Ecology*, 86(8), 1988–1995.
- Bennett, A. F., Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Swetnam, R. D., & Mac Nally, R.** (2004). Do regional gradients in land-use influence richness, composition and turnover of bird assemblages in small woods? *Biological Conservation*, 119(2), 191–206.
- Beyer, H.L.** (2012). Geospatial Modelling Environment (Version 0.7.2.1). (software). URL: <http://www.spatalecology.com/gme>
- Boscolo, D., & Paul Metzger, J.** (2011). Isolation determines patterns of species presence in highly fragmented landscapes. *Ecography*, 34(6), 1018–1029.
- Bosschieter, L., & Goedhart, P. W.** (2005). Gap Crossing Decisions by Reed Warblers (*Acrocephalus Scirpaceus*) in Agricultural Landscapes. *Landscape Ecology*, 20(4), 455–468.
- Boussard H. & Baudry J.** (2014). Chloe2012 : a software for landscape pattern analysis. URL : <http://www.rennes.inra.fr/sad/Outils-Produits/Outils-informatiques/Chloe>.

- Braaker, S., Moretti, M., Boesch, R., Ghazoul, J., Obrist, M. K., & Bontadina, F.** (2014). Assessing habitat connectivity for ground-dwelling animals in an urban environment. *Ecological Applications*, 24(7), 1583–1595.
- Breckheimer, I., Haddad, N. M., Morris, W. F., Trainor, A. M., Fields, W. R., Jobe, R. T., Walters, J. R.** (2014). Defining and evaluating the umbrella species concept for conserving and restoring landscape connectivity. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 28(6), 1584–1593.
- Browne, S. J., Aebischer, N. J., Yfantis, G., & Marchant, J. H.** (2004). Habitat availability and use by Turtle Doves *Streptopelia turtur* between 1965 and 1995: an analysis of Common Birds Census data: Capsule Breeding density on long-term CBC plots fell in proportion to loss of nesting rather than feeding habitat. *Bird Study*, 51(1), 1–11.
- Castellón, T. D., & Sieving, K. E.** (2006). An Experimental Test of Matrix Permeability and Corridor Use by an Endemic Understory Bird. *Conservation Biology*, 20(1), 135–145.
- Challéat, S.** (2014). « Sauver la nuit » : empreinte lumineuse, urbanisme et gouvernance des territoires. Humanities and Social Sciences. Université de Bourgogne, 2010
- Challéat, S.** (2014). « Empreinte lumineuse, trame noire et corridors noirs : quelques précisions », Carnets du Collectif RENOIR – Ressources Environnementales Nocturnes, tOurisme, territoIRES [carnet de recherche]. 05 décembre 2014. [En ligne] URL : <http://renoir.hypotheses.org/838> (consulté le 24/08/2015)
- Conradt, L., Roper, T. J., & Thomas, C. D.** (2001). Dispersal Behaviour of Individuals in Metapopulations of Two British Butterflies. *Oikos*, 95(3), 416–424.
- Creegan, H. P., & Osborne, P. E.** (2005). Gap-crossing decisions of woodland songbirds in Scotland: an experimental approach. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 678–687.
- Davies, Z. G., & Pullin, A. S.** (2007). Are hedgerows effective corridors between fragments of woodland habitat? An evidence-based approach. *Landscape Ecology*, 22(3), 333–351.
- Desrochers, A., & Hannon, S. J.** (1997). Gap Crossing Decisions by Forest Songbirds during the Post-Fledging Period. *Conservation Biology*, 11(5), 1204–1210.
- Di Mauro, T. D.** (2007). Determining the effect of urbanization on generalist butterfly species diversity in butterfly gardens. *Urban Ecosyst*, 10(4), 427–439.
- Doncaster P., Rondinini C. & Johnson P.** (2001). Field test for environmental correlates of dispersal in hedgehogs *Erinaceus europaeus*. *Journal of Animal Ecology*. 70, 33-46.
- Dover, J., & Fry, G.** (2001). Experimental simulation of some visual and physical components of a hedge and the effects on butterfly behaviour in an agricultural landscape. *Entomologia Experimentalis et Applicata*, 100(2), 221–233.
- Dover, J., & Settele, J.** (2008). The influences of landscape structure on butterfly distribution and movement: a review. *Journal of Insect Conservation*, 13(1), 3–27.
- Dover, J., & Sparks, T.** (2000). A review of the ecology of butterflies in British hedgerows. *Journal of Environmental Management*, 60(1), 51–63.

- Dowding, C. V., Harris, S., Poulton, S., & Baker, P. J.** (2010). Nocturnal ranging behaviour of urban hedgehogs, *Erinaceus europaeus*, in relation to risk and reward. *Animal Behaviour*, 80(1), 13–21.
- DREAL Languedoc-Roussillon.** (2010). La trame verte et bleue, les espèces déterminantes TVB, Rapport d'activités. Retrieved from [http://www.languedoc-roussillon.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Methodologie\\_et\\_especes\\_26\\_mars\\_2010\\_cle1623ea.pdf](http://www.languedoc-roussillon.developpement-durable.gouv.fr/IMG/pdf/Methodologie_et_especes_26_mars_2010_cle1623ea.pdf)
- Driegen, K., Adriaensen, F., Rondinini, C., Doncaster, C. P., & Matthysen, E.** (2007). Evaluating least-cost model predictions with empirical dispersal data: A case-study using radiotracking data of hedgehogs (*Erinaceus europaeus*). *Ecological Modelling*, 209(2–4).
- Dunning, J. B., Borgella, R., Clements, K., & Meffe, G. K.** (1995). Patch Isolation, Corridor Effects, and Colonization by a Resident Sparrow in a Managed Pine Woodland. *Conservation Biology*, 9(3), 542–550.
- ESRI (Environmental Systems Resource Institute),** 2011. ArcMap 10.1. ESRI, Redlands, California.
- Fahrig, L.** (1997). Relative Effects of Habitat Loss and Fragmentation on Population Extinction. *The Journal of Wildlife Management*, 61(3), 603–610.
- Foltete J.C., Clauzel C. & Vuidel G.** (2012). A software tool dedicated to the modelling of landscape networks. *Environmental Modelling & Software* 38 :316-327.
- Forman, R. T. T. & Alexander L. E.** (1998) Roads and their major ecological effects. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 29, 207.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H.** (2010). A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 24(3), 660–668.
- Graham, C. H.** (2001). Factors Influencing Movement Patterns of Keel-Billed Toucans in a Fragmented Tropical Landscape in Southern Mexico. *Conservation Biology*, 15(6), 1789–1798.
- Grimm, N. B., Faeth, S. H., Golubiewski, N. E., Redman, C. L., Wu, J., Bai, X., & Briggs, J. M.** (2008). Global change and the ecology of cities. *Science (New York, N.Y.)*, 319(5864), 756–760.
- Haas, C. A.** (1995). Dispersal and Use of Corridors by Birds in Wooded Patches on an Agricultural Landscape. *Conservation Biology*, 9(4), 845–854.
- Haddad, N.** (2000). Corridor Length and Patch Colonization by a Butterfly, *Junonia coenia*. *Conservation Biology*, 14(3), 738–745.
- Haddad, N. M.** (1999a). Corridor and distance effects on interpatch movements: a landscape experiment with butterflies. *Ecological Applications*, 9(2), 612–622.
- Haddad, N. M.** (1999b). Corridor Use Predicted from Behaviors at Habitat Boundaries. *The American Naturalist*, 153(2), 215–227.
- Haddad, N. M., & Baum, K. A.** (1999). An experimental test of corridor effects on butterfly densities. *Ecological Applications*, 9(2), 623–633.
- Haddad, N. M., Bowne, D. R., Cunningham, A., Danielson, B. J., Levey, D. J., Sargent, S., & Spira, T.** (2003). Corridor use by diverse taxa. *Ecology*, 84(3), 609–615.

- Haddad, N. M., & Tewksbury, J. J.** (2005). Low-quality habitat corridors as movement conduits for two butterfly species. *Ecological Applications*, 15(1), 250–257.
- Hanski, I.** (1999). Habitat Connectivity, Habitat Continuity, and Metapopulations in Dynamic Landscapes. *Oikos*, 87(2), 209–219.
- Harris, J. B. C., & Haskell, D. G.** (2013). Simulated Birdwatchers' Playback Affects the Behavior of Two Tropical Birds. *PLoS ONE*, 8(10), e77902.
- Haselmayer, J. & Quinn J.** (2000). A comparison of point counts and sound recording as bird survey methods in Amazonian Southeast Peru, *Condor*, 102, 887-893.
- Heip, C. H. R., Herman, P. M. J., & Soetaert, K.** (1998). Indices of diversity and evenness. *Océanis* (Paris), (4).
- Hill, M. O.** (1973). Diversity and Evenness: A Unifying Notation and Its Consequences. *Ecology*, 54(2), 427–432.
- Hinsley, S. A., Bellamy, P. E., Newton, I., & Sparks, T. H.** (1995). Habitat and Landscape Factors Influencing the Presence of Individual Breeding Bird Species in Woodland Fragments. *Journal of Avian Biology*, 26(2), 94–104.
- Hinsley S. A., Bellamy, P. E., Newton, I., Sparks, T. H.** (1998). Co-occurrence of bird species-richness and the abundance of individual bird species in highly fragmented farm woods in eastern England, 227–232.
- Hipperson, C.** (2010). A comparison of three bird survey methods used to identify 12 target species within forest fragments in Northern Madagascar. *Comparison of Bird Survey Methods*, 11p.
- Hirao, T., Murakami, M., & Kashizaki, A.** (2008). Effects of mobility on daily attraction to light traps: comparison between lepidopteran and coleopteran communities. *Insect Conservation and Diversity*, 1(1), 32–39.
- Hubert, P., Julliard, R., Biagiatti, S., & Poulle, M.-L.** (2011). Ecological factors driving the higher hedgehog (*Erinaceus europeus*) density in an urban area compared to the adjacent rural area. *Landscape and Urban Planning*, 103(1), 34–43.
- Huijser, M. P., & Bergers, P. J. M.** (2000). The effect of roads and traffic on hedgehog (*Erinaceus europaeus*) populations. *Biological Conservation*, 95(1), 111–116.
- Kato, S., & Ahern, J.** (2008). “Learning by doing”: adaptive planning as a strategy to address uncertainty in planning. *Journal of Environmental Planning and Management*, 51(4), 543–559.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T.** (2003a). How does landscape context contribute to effects of habitat fragmentation on diversity and population density of butterflies? *Journal of Biogeography*, 30(6), 889–900.
- Krauss, J., Steffan-Dewenter, I., & Tschardtke, T.** (2003b). Local species immigration, extinction, and turnover of butterflies in relation to habitat area and habitat isolation. *Oecologia*, 137(4), 591–602.
- Kubel, J. E., & Yahner, R. H.** (2007). Detection probability of Golden-winged Warblers during point counts with and without playback recordings. *Journal of Field Ornithology*, 78(2), 195–205.

- Kuussaari, M., Nieminen, M., & Hanski, I.** (1996). An Experimental Study of Migration in the Glanville Fritillary Butterfly *Melitaea cinxia*. *Journal of Animal Ecology*, 65(6), 791–801.
- Jiguet, F., Julliard, R.** (2006). Suivi temporel des oiseaux communs. Bilan du programme STOC pour la France en 2005, MNHN, CRBPO. 14-2.
- LaPoint, S., Gallery, P., Wikelski, M., & Kays, R.** (2013). Animal behavior, cost-based corridor models, and real corridors. *Landsc. Ecol.*, 28(8), 1615–1630.
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R.** (2015). Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868–878.
- Lees, A. C., & Peres, C. A.** (2008). Conservation Value of Remnant Riparian Forest Corridors of Varying Quality for Amazonian Birds and Mammals. *Conservation Biology*, 22(2), 439–449.
- Lemoine, G.** (2013). La biodiversité des terrils. Regards, Société Française d'Écologie.
- Lintott, P. R., Bunnefeld, N., Fuentes-Montemayor, E., Minderman, J., Blackmore, L. M., Goulson, D., & Park, K. J.** (2014). Moth species richness, abundance and diversity in fragmented urban woodlands: implications for conservation and management strategies. *Biodiversity and Conservation*, 23(11), 2875–2901.
- Margaritopoulos, J. T., Voudouris, C. C., Olivares, J., Sauphanor, B., Mamuris, Z., Tsitsipis, J. A., & Franck, P.** (2012). Dispersal ability in codling moth: mark–release–recapture experiments and kinship analysis. *Agricultural and Forest Entomology*, 14(4), 399–407.
- Maréchal, C.** (2012). Thèmes de recherche : Biodiversité, Biodiversité terrestre, Lépidoptères. ZA Armorique, LTER France. Retrieved from <http://osur.univ-rennes1.fr/ZA-Armorique/page.php?43>
- McKinney, M. L.** (2002). Urbanization, Biodiversity, and Conservation The impacts of urbanization on native species are poorly studied, but educating a highly urbanized human population about these impacts can greatly improve species conservation in all ecosystems. *BioScience*, 52(10), 883–890.
- McRae, B. H., Dickson, B. G., Keitt, T. H., & Shah, V. B.** (2008). Using circuit theory to model connectivity in ecology, evolution, and conservation. *Ecology*, 89(10), 2712–2724.
- Mennill, D. J., Ratcliffe, L. M., & Boag, P. T.** (2002). Female eavesdropping on male song contests in songbirds. *American Association for the Advancement of Science*, 296(5569), 873–873.
- Merckx, T., Feber, R. E., Mclaughlan, C., Bourn, N. A. D., Parsons, M. S., Townsend, M. C., Macdonald, D. W.** (2010). Shelter benefits less mobile moth species: The field-scale effect of hedgerow trees. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 138(3–4), 147–151.
- Moffitt, H. R., & Albano, D. J.** (1972). Codling Moths: Fluorescent Powders as Markers. *Environmental Entomology*, 1(6), 750–753.
- Mota, P. G., & Depraz, V.** (2004). A Test of the Effect of Male Song on Female Nesting Behaviour in the Serin (*Serinus serinus*): a Field Playback Experiment. *Ethology*, 110(11), 841–850.
- Mönkkönen, M., & Mutanen, M.** (2003). Occurrence of Moths in Boreal Forest Corridors. *Conservation Biology*, 17(2), 468–475.

- Naguib, M., Mundry, R., Ostreiher, R., Hultsch, H., Schrader, L., & Todt, D.** (1999). Cooperatively breeding Arabian babblers call differently when mobbing in different predator-induced situations. *Behavioral Ecology*, 10(6), 636–640.
- Niemela, J.** (2001). The Utility of Movement Corridors in Forested Landscapes. *Scandinavian Journal of Forest Research*, 16(sup003), 70–78.
- Nilsen, E. B., Pedersen, S., & Linnell, J. D. C.** (2007). Can minimum convex polygon home ranges be used to draw biologically meaningful conclusions? *Ecological Research*, 23(3), 635–639.
- Öckinger, E., & Smith, H. G.** (2007). Do corridors promote dispersal in grassland butterflies and other insects? *Landscape Ecology*, 23(1), 27–40.
- Opdam, P., van Apeldoorn, R., Schotman, A., & Kalkhoven, J.** (1993). Population responses to landscape fragmentation. In C. C. Vos & P. Opdam (Eds.), *Landscape Ecology of a Stressed Environment* (pp. 147–171). Springer Netherlands.
- Peet, R. K.** (1974). The Measurement of Species Diversity. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 5(1), 285–307.
- Peles, J. D., Bowne, D. R., & Barrett, G. W.** (1999). Influence of Landscape Structure on Movement Patterns of Small Mammals. In G. W. Barrett & J. D. Peles (Eds.), *Landscape Ecology of Small Mammals* (pp. 41–62). Springer New York.
- Prescott, D. R. C.** (2003). The use of call playbacks for censusing Loggerhead Shrikes in southern Alberta. Alberta Sustainable Resource Development, Fish and Wildlife Division, Alberta Species at Risk Report No. 67, Edmonton, AB. 10pp.
- Quantum GIS Development Team.** (2015). Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. <http://qgis.osgeo.org>
- R Core Team.** (2014). R: A language and environment for statistical computing. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rondinini, C., & Doncaster, C. P.** (2002). Roads as barriers to movement for hedgehogs. *Functional Ecology*, 16(4), 504–509.
- Routledge, R. D.** (1979). Diversity indices: which ones are admissible? *Journal of Theoretical Biology*, 76(4), 503–515.
- Saarinen, K., Valtonen, A., Jantunen, J., & Saarnio, S.** (2005). Butterflies and diurnal moths along road verges: Does road type affect diversity and abundance? *Biological Conservation*, 123(3), 403–412.
- St. Clair, C. C., Bélisle M., Desrochers A., and Hannon S.** (1998). Winter Responses of Forest Birds to Habitat Corridors and Gaps. *Ecology and Society*; Vol. 2, No. 2.
- Schlossberg, S. & M.P. Ward.** (2004). Using conspecific attraction to conserve endangered birds. *Endangered Species Update* 21: 132-138.
- Schtickzelle, N., Choutt, J., Goffart, P., Fichet, V., & Baguette, M.** (2005). Metapopulation dynamics and conservation of the marsh fritillary butterfly: Population viability analysis and management options for a critically endangered species in Western Europe. *Biological Conservation*, 126(4), 569–581.

- Schwarz, C. J., & Seber, G. A. F.** (1999). Estimating Animal Abundance: Review III. *Statistical Science*, 14(4), 427–456.
- Sieving, K. E., Willson, M. F., & De Santo, T. L.** (2000). Defining Corridor Functions for Endemic Birds in Fragmented South-Temperate Rainforest. *Conservation Biology*, 14(4), 1120–1132.
- Slade, E. M., Merckx, T., Riutta, T., Bebbler, D. P., Redhead, D., Riordan, P., & Macdonald, D. W.** (2013). Life-history traits and landscape characteristics predict macro-moth responses to forest fragmentation. *Ecology*, 94(7), 1519–1530.
- Soga, M., & Koike, S.** (2011). Relative importance of quantity, quality and isolation of patches for butterfly diversity in fragmented urban forests. *Ecological Research*, 27(2), 265–271.
- Sordello, R., Amsallem, J., & Dubus, V.** (2012). Quelle faisabilité d'utiliser l'outil génétique pour le suivi et l'évaluation de la Trame verte et bleue? Centre de Ressources TVB, MHNN - SPN, UMR TETIS - IRSTEA, 35.
- Sordello, R., Rogeon, G. & Touroult, J.** (2014). *La fonctionnalité des continuités écologiques - Premiers éléments de compréhension*. Service du patrimoine naturel, Muséum national d'histoire naturelle, Paris. 32p.
- Sutcliffe, O. L., & Thomas, C. D.** (1996). Open Corridors Appear to Facilitate Dispersal by Ringlet Butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between Woodland Clearings. *Conservation Biology*, 10(5), 1359–1365.
- Tchapgnouo, J. G. N., Njiné, T., Togouet, S. H. Z., Segnou, S. C. D., Tahir, T. S. M., Tchakonté, S., & Pinel-Alloul, B.** (2012). Diversité spécifique et abondance des communautés de copépodes, cladocères et rotifères des lacs du complexe Ossa (Dizangué, Cameroun). *Physio-Géo. Géographie, physique, et environnement*, (Volume 6), 71–93.
- Tremblay, M. A., & St. Clair, C. C.** (2009). Factors affecting the permeability of transportation and riparian corridors to the movements of songbirds in an urban landscape. *Journal of Applied Ecology*, 46(6), 1314–1322.
- Tremblay, M. A., & St. Clair, C. C.** (2011). Permeability of a heterogeneous urban landscape to the movements of forest songbirds. *Journal of Applied Ecology*, 48(3), 679–688.
- Truxa, C., & Fiedler, K.** (2012). Attraction to light-from how far do moths (Lepidoptera) return to weak artificial sources of light? *Eur J Entomol. European Journal of Entomology*, 109(1), 77–84.
- Trzcinski, M. K., Fahrig, L., & Merriam, G.** (1999). Independent effects of forest cover and fragmentation on the distribution of forest breeding birds. *Ecological Applications*, 9(2), 586–593.
- Uezu, A., Metzger, J. P., & Vielliard, J. M. E.** (2005). Effects of structural and functional connectivity and patch size on the abundance of seven Atlantic Forest bird species. *Biological Conservation*, 123(4), 507–519.
- Van der Ree, R., Heinze, D., McCarthy, M., & Mansergh, I.** (2009). Wildlife Tunnel Enhances Population Viability. *Ecology and Society*, 14(2), 7.
- Van Dyck, H., & Baguette, M.** (2005). Dispersal behaviour in fragmented landscapes: routine or special movements? *Basic and Applied Ecology*, 6(6), 535–545.

- Van Swaay, C., Warren, M., & Loïs, G.** (2006). Biotope Use and Trends of European Butterflies. *Journal of Insect Conservation*, 10(2), 189–209.
- Vanhinsbergh, D., Gough, S., Fuller, R. J., & Brierley, E. D. R.** (2002). Summer and winter bird communities in recently established farm woodlands in lowland England. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 92(2–3), 123–136.
- Várkonyi, G., Kuussaari, M., & Lappalainen, H.** (2003). Use of forest corridors by boreal *Xestia* moths. *Oecologia*, 137(3), 466–474.
- Ward, M. P., & Schlossberg, S.** (2004). Conspecific Attraction and the Conservation of Territorial Songbirds. *Conservation Biology*, 18(2), 519–525.
- White G.C. & Garrott R.A.** (1990). *Analysis of Wildlife Radio-Tracking Data*. Academic Press, Inc. 383p.
- Wiens, J. A.** (1995). Habitat fragmentation: island v landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*, 137, S97–S104.
- Wood, B. C., & Pullin, A. S.** (2002). Persistence of species in a fragmented urban landscape: the importance of dispersal ability and habitat availability for grassland butterflies. *Biodiversity & Conservation*, 11(8), 1451–1468.
- Worton, B. J.** (1989). Kernel Methods for Estimating the Utilization Distribution in Home-Range Studies. *Ecology*, 70(1), 164–168.
- Xeno-Canto Foundation.** (2014) Xeno-canto. Sharing bird sounds from around the world [en ligne]. Xeno-canto Foundation, Amsterdam. [consulté en mars 2015]. (URL: <http://www.xenocanto.org/>)

## Annexes

Annexe 1 : Le flyer d'appel à la science participative distribué aux particuliers pour nous permettre d'installer des pièges dans leur jardin

### Préserver la biodiversité en participant à l'inventaire des papillons de nuit dans votre ville

**Hébergez un piège lumineux à papillons de nuit dans votre jardin**

Une étude est menée sur les papillons de nuit, dans la métropole lennoise par le CPIE la Chaîne des Terrils et le laboratoire ECOBIO de l'Université de Rennes 1. Elle s'intéresse aux espèces de papillons de nuit présentes en ville ainsi qu'aux déplacements des individus entre leurs différents habitats.

Nous avons besoin de votre aide ! Votre jardin a été sélectionné comme propice à notre étude, nous souhaiterions y installer un piège lumineux à papillons de nuit (inoffensif, seulement quelques soirs au cours de cet été).



**Participez à la recherche scientifique**

Merci de nous contacter pour nous donner votre accord et pour avoir plus d'informations sur cette étude.

A bientôt



Piège à papillons de nuit

#### Contact :

Programme de recherche CORBAM  
Tel : **0683762524**  
Mail : [etude.papillon@gmail.com](mailto:etude.papillon@gmail.com)

CPIE Chaîne des Terrils  
Base du 11/19 - rue Léon Blum  
Bâtiment 5  
62750 Loos-en-Gohelle  
Tel : 0321281728



Annexe 2 : Liste des espèces de lépidoptères hétérocères recensés.

<i>Abrostela tripartita</i>	<i>Chloroclystis v-ata</i>	<i>Eupithecia venosata</i>
<i>Abrostela triplasia</i>	<i>Chrysoteuchia culmella</i>	<i>Euplexia lucipara</i>
<i>Acronicta aceris</i>	<i>Cidaria fulvata</i>	<i>Euproctis chrysorrhoea</i>
<i>Acronicta leporina</i>	<i>Cilix glaucata</i>	<i>Eurrhynx hortulata</i>
<i>Acronicta megacephala</i>	<i>Cosmia pyralina</i>	<i>Evergestis extimalis</i>
<i>Acronicta psi</i>	<i>Cosmia trapezina</i>	<i>Evergestis limbata</i>
<i>Acronicta rumicis</i>	<i>Cosmoroe ocellata</i>	<i>Falcaria lacertina</i>
<i>Agapeta hamana</i>	<i>Cossus cossus</i>	<i>Gluphisia crenata</i>
<i>Agriphila tristella</i>	<i>Craniophora ligustri</i>	<i>Gymnoscelis rufifasciata</i>
<i>Agrotis clavis</i>	<i>Crocallis elinguaris</i>	<i>Habrosyne pyritoides</i>
<i>Agrotis crasa</i>	<i>Cryphia algae</i>	<i>Hadena bicuris</i>
<i>Agrotis exclamationis</i>	<i>Cryphia domestica</i>	<i>Hadena compta</i>
<i>Agrotis ipsilon</i>	<i>Cryphia muralis</i>	<i>Hadena luteago</i>
<i>Agrotis puta</i>	<i>Cryphia sp</i>	<i>Hadena perplexa</i>
<i>Agrotis segetum</i>	<i>Cucullia absinthii</i>	<i>Hadena rivuralis</i>
<i>Alcis repandata</i>	<i>Cucullia umbratica</i>	<i>Hecatera bicolorata</i>
<i>Amphipyra berbera</i>	<i>Cyclophora punctaria</i>	<i>Hecatera dysodea</i>
<i>Amphipyra pyramidea</i>	<i>Diachrysia chrysitis</i>	<i>Heliopsis maritima</i>
<i>Amphipyra tragopoginis</i>	<i>Diarsia rubi</i>	<i>Hemistola chrysoprasaria</i>
<i>Anania coronata</i>	<i>Dicestra trifolii</i>	<i>Hemithea aestivaria</i>
<i>Anania verbascalis</i>	<i>Drepana falcataria</i>	<i>Hepialus humuli humuli</i>
<i>Angenora prunaria</i>	<i>Ectropis crepuscularia</i>	<i>Hepialus sylvina</i>
<i>Apamea lithoxylaea</i>	<i>Eilema caniola</i>	<i>Herminia grisealis</i>
<i>Apamea monoglypha</i>	<i>Eilema complana</i>	<i>Herminia tarsicrinalis</i>
<i>Apamea ophiogramma</i>	<i>Eilema lurideola</i>	<i>Hoplodrina blanda</i>
<i>Apamea scolopacina</i>	<i>Eilema sp</i>	<i>Hoplodrina octogenari</i>
<i>Apamea sordens</i>	<i>Ematurga atomaria</i>	<i>Horisme tersata</i>
<i>Apamea zeta</i>	<i>Endotracha flammealis</i>	<i>Horisme vitalbata</i>
<i>Apeira syringaria</i>	<i>Ennomos alniaria</i>	<i>Hydraecia micacea</i>
<i>Aphomia sociella</i>	<i>Epirrhoe alternata</i>	<i>Hydriomena furcata</i>
<i>Aplocera plagiata</i>	<i>Epirrhoe rivata</i>	<i>Hydriomena impluviata</i>
<i>Archips podana</i>	<i>eremobia ochroleuca</i>	<i>Hypena proboscidalis</i>
<i>Archips rosana</i>	<i>Ethmia bipunctella</i>	<i>Hypomecis sp</i>
<i>Arenostola phragmitidis</i>	<i>Euclidia glyphica</i>	<i>Hypsopygia costalis</i>
<i>Atolmis rubricollis</i>	<i>Eulithis prunata</i>	<i>Idaea aversata</i>
<i>Autographa gamma</i>	<i>Eulithis pyraliata</i>	<i>Idaea biselata</i>
<i>Axilia putris</i>	<i>Eupithecia absinthiata</i>	<i>Idaea dimidiata</i>
<i>Biston betularia</i>	<i>Eupithecia alternaria</i>	<i>Idaea fuscovenosa</i>
<i>Cabera exanthemata</i>	<i>Eupithecia assimilata</i>	<i>Idaea humiliata</i>
<i>Cabera pusaria</i>	<i>Eupithecia centaureata</i>	<i>Idaea seriata</i>
<i>Cacoecimorpha pronubana</i>	<i>Eupithecia exiguata</i>	<i>Idaea sp</i>
<i>Calliteara pudibunda</i>	<i>Eupithecia haworthiata</i>	<i>Idaea subsericeata</i>
<i>Campaea margaritata</i>	<i>Eupithecia icterata</i>	<i>inconnu</i>
<i>Camptogramma bilineata</i>	<i>Eupithecia innotata</i>	<i>inconnu (vieux)</i>
<i>Caradrina morpheus</i>	<i>Eupithecia intricata</i>	<i>Jadis lactearia</i>
<i>Catephia alchymista</i>	<i>Eupithecia inturbata</i>	<i>Korscheltellus lupulinus</i>
<i>Catocala nupta</i>	<i>Eupithecia irriguata</i>	<i>Lacanobia oleracea</i>
<i>Cerura ermiea</i>	<i>Eupithecia linariata</i>	<i>Laothoe populi</i>
<i>Cerura venula</i>	<i>Eupithecia pulchellata</i>	<i>Lasiocampa quercus</i>
<i>Chiasma clathrata</i>	<i>Eupithecia sp</i>	<i>Laspeyria flexula</i>
<i>Chlorissa viridata</i>	<i>Eupithecia succenturiata</i>	<i>Lateroligia ophiogramma</i>
<i>Chloroclysta truncata</i>	<i>Eupithecia tripunctaria</i>	
	<i>Eupithecia trisignaria</i>	

<i>Leucoma salicis</i>	<i>Noctua sp</i>	<i>Polymixis flavicincta</i>
<i>Ligdia adustata</i>	<i>Notodonta dromedarius</i>	<i>Pterostoma palpina</i>
<i>Litophane hepatica</i>	<i>Notodonta ziczac</i>	<i>Ptilodon cucullina</i>
<i>Lomaspilis marginata</i>	<i>Ochropleura plecta</i>	<i>Pyrale sp</i>
<i>Lomographa temerata</i>	<i>Oligia latruncula</i>	<i>Pyralis farinalis</i>
<i>Luperina testacea</i>	<i>Oligia sp</i>	<i>Pyrausta purpuralis</i>
<i>Lymantria dispar</i>	<i>Oligia stigilis</i>	<i>Pyrrhia umbra</i>
<i>Macaria alternata</i>	<i>Oligia versicolor</i>	<i>Rheumaptera undulata</i>
<i>Mamestra brassicae</i>	<i>Opisthrogaptis luteolata</i>	<i>Rivula sericealis</i>
<i>Megalographa biloba</i>	<i>Orgyia antiqua</i>	<i>Scoliopteryx libatrix</i>
<i>Melanchra persicariae</i>	<i>Orthopygia glaucinalis</i>	<i>Scopula floslactata</i>
<i>Melanthia procellata</i>	<i>Orthosia gothica</i>	<i>Scopula imitaria</i>
<i>Mesapamea didyma</i>	<i>Ostrinia nubilalis</i>	<i>Scopula marginepunctata</i>
<i>Mesapamea secalis</i>	<i>Othosia cerasi</i>	<i>Scotopteryx chenopodiata</i>
<i>Mesoligia furuncula</i>	<i>Ourapteryx sambucaria</i>	<i>Selenia dentaria</i>
<i>Mesoligia literosa</i>	<i>Paradrina clavipalpis</i>	<i>Selenia lunularia</i>
<i>Mesoligia sp</i>	<i>Parascotia fuliginaria</i>	<i>Sphinx ligustri</i>
<i>Micro sp</i>	<i>Parastichtis ipsillon</i>	<i>Spilosoma lubricieda</i>
<i>Mitochrista miniata</i>	<i>Pareulype berberata</i>	<i>Spilosoma luteum</i>
<i>Mormo maura</i>	<i>Pasiphila rectangularata</i>	<i>Spilosoma urticae</i>
<i>Myelois circumvoluta</i>	<i>Pechipogo plumigeralis</i>	<i>Stegania trimaculata</i>
<i>Mythimna albipuncta</i>	<i>Pelurga comitata</i>	<i>Tethea ocularis</i>
<i>Mythimna conigera</i>	<i>Peribatodes rhomboidaria</i>	<i>Thalera fimbrialis</i>
<i>Mythimna ferrago</i>	<i>Perizoma alchemillata</i>	<i>Thalpophila matura</i>
<i>Mythimna impura</i>	<i>Perizoma minorata</i>	<i>Thyatira batis</i>
<i>Mythimna pallens</i>	<i>Phalera bucephala</i>	<i>Timandra comae</i>
<i>Mythimna pudorina</i>	<i>Pheosia gnoma</i>	<i>Trachea atriplicis</i>
<i>Mythimna sp</i>	<i>Pheosia tremula</i>	<i>Tyria jacobaeae</i>
<i>Mythimna unipuncta</i>	<i>Philerema transversata</i>	<i>Xanthorhoe fluctuata</i>
<i>Noctua comes</i>	<i>Phlogophora meticulosa</i>	<i>Xanthorhoe quadrifasiata</i>
<i>Noctua fimbriata</i>	<i>Photodes captiuncula</i>	<i>Xanthorhoe sp</i>
<i>Noctua interjecta</i>	<i>Phragmatobia fuliginosa</i>	<i>Xanthorhoe spadicearia</i>
<i>Noctua janthe</i>	<i>Platyperigea kadenii</i>	<i>Xestia c nigrum</i>
<i>Noctua janthina</i>	<i>Plemyria rubiginata</i>	<i>Xestia ditrapezium</i>
<i>Noctua pronuba</i>	<i>Pleuroptya ruralis</i>	<i>Xestia triangulum</i>
	<i>Polia plebeja</i>	<i>Xestia xanthographa</i>
		<i>Zanclognatha tarsipennalis</i>

Annexe 3 : Carte des points d'échantillonnage pour les oiseaux.

