



Apports méthodologiques à l'étude des interactions des oiseaux avec le réseau de transport d'électricité en France

Leyli Borner

► To cite this version:

Leyli Borner. Apports méthodologiques à l'étude des interactions des oiseaux avec le réseau de transport d'électricité en France. Ecologie, Environnement. Museum national d'histoire naturelle - MNHN PARIS, 2016. Français. NNT : 2016MNHN0027 . tel-02326102

HAL Id: tel-02326102

<https://theses.hal.science/tel-02326102>

Submitted on 22 Oct 2019

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

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

MUSEUM NATIONAL



D'HISTOIRE NATURELLE

Ecole Doctorale Sciences de la Nature et de l'Homme – ED 227

Année 2016

N°attribué par la bibliothèque

□□□□□□□□□□

THESE

Pour obtenir le grade de

DOCTEUR DU MUSEUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE

Spécialité : Ecologie

Présentée et soutenue publiquement par

Leyli Borner

Le 24 mars 2016

**Apports méthodologiques à l'étude des interactions
des oiseaux avec le réseau de transport d'électricité en France**

Sous la direction de :

Frédéric Jiguet et Olivier Duriez

JURY :

Mme Lecomte, Jane	Professeur, Université Paris-Sud, Orsay	Rapportrice
M. Le Gall, Olivier	Directeur de recherche, INRA, Paris	Rapporteur
M. Courchamp, Franck	Directeur de recherche, Université Paris-Sud, Orsay	Examineur
M. Millon, Alexandre	Maître de conférences, IMBE, Aix-en-Provence	Examineur
M. Duriez, Olivier	Maître de conférences, CEFÉ, Montpellier	Co-directeur
M. Jiguet, Frédéric	Professeur, MNHN, Paris	Co-directeur

Résumé

Apports méthodologiques à l'étude des interactions des oiseaux avec le réseau de transport d'électricité en France

La plupart des activités humaines, industrielles ou domestiques, requièrent aujourd'hui l'utilisation d'énergie électrique. Les choix faits pour la production de cette électricité ont nécessité le développement de réseaux de transport d'électricité. En raison de sa densité de câbles, ce réseau induit une fragmentation de l'habitat des animaux volants et principalement des oiseaux. Au-delà des électrocutions au niveau des pylônes, cette fragmentation peut causer la mort d'individus par collision avec les câbles (Bevanger, 1998; Jenkins *et al.*, 2010) et également le dérangement des espèces ou des modifications de leur comportement (Deng and Frederick, 2001; Prinsen *et al.*, 2011; Shimada, 2001). Un grand nombre de facteurs influençant les collisions sont aujourd'hui identifiés (Janss, 2000; Martin and Shaw, 2010). Cependant, la quantification de la mortalité par collision reste complexe en raison de l'hétérogénéité des méthodes utilisées et de l'existence de biais à la quantification (Bech *et al.*, 2012; Ponce *et al.*, 2010).

Cette thèse se concentre sur une approche méthodologique de l'étude des interactions des oiseaux avec le réseau de lignes électriques haute-tension (HT) et très-haute-tension (THT) en France métropolitaine. Le premier volet de la thèse concerne la localisation et la hiérarchisation de zones à risque d'interaction pour les oiseaux sur l'ensemble du réseau. Dans ce but, des données de configuration des lignes électriques, de présence (atlas) et de déplacement (couloirs de migration) d'espèces d'oiseaux vulnérables aux lignes électriques sont combinées. Le deuxième volet de la thèse consiste à mettre au point des méthodes qui pourraient permettre de quantifier à l'échelle nationale la mortalité des oiseaux par collision avec les lignes électriques HT-THT. La méthodologie proposée se base sur l'estimation des biais à la quantification, réalisée au cours de la thèse, que sont la détection des cadavres d'oiseaux par les observateurs et la persistance des cadavres sous les lignes électriques. Le troisième et dernier volet de la thèse concerne les modifications de comportement des oiseaux en réponse à la fragmentation de l'espace aérien. Afin de caractériser les mouvements des oiseaux à l'approche des lignes électriques, nous avons adapté une méthodologie d'analyse proposée récemment pour étudier les stratégies d'évitement des oiseaux à différentes échelles spatiales. L'objectif de cette analyse est d'identifier les comportements de vol qui pourraient résulter en une collision avec les câbles. Des données de suivis par télémétrie en trois dimensions (données GPS 3D) de Vautour fauve (*Gyps fulvus*) sont utilisées dans cette étude comportementale.

Ce travail de recherche a permis de proposer un cadre méthodologique pour l'étude des interactions entre oiseaux et lignes électriques et de mettre en évidence l'importance des biais de quantification associés à la recherche de cadavres d'oiseaux sous les lignes. Il a établi pour la première fois une hiérarchisation du risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques sur l'ensemble du réseau de transport d'électricité français. Les facteurs qui influencent l'utilisation de l'espace à proximité des lignes électriques par les vautours fauves dans les Causses ont également été mis en évidence.

Mots-clés : collision, comportement, lignes électriques, mortalité, oiseaux

Abstract

Methodological contributions to the study of bird interactions with the electricity transmission network in France

Nowadays, most human activities, be they industrial or domestic, involve the use of electricity. Electricity production choices have required the development of electricity transmission networks. The density of this network has fragmented the habitats of flying animals, birds mainly. Further to the electrocution at power poles, this fragmentation can also cause the death of birds colliding with power lines (Bevanger, 1998; Jenkins *et al.*, 2010) and also the disturbance of species or changes in their behaviour (Deng and Frederick, 2001; Prinsen *et al.*, 2011; Shimada, 2001). Many factors have been identified that influence collision (Janss, 2000; Martin and Shaw, 2010). However, bird mortality by collision is difficult to quantify because of the heterogeneity of methods used and also of the existence of quantification biases (Bech *et al.*, 2012; Ponce *et al.*, 2010).

This work is centred on a methodological analysis of the interactions between birds and the High-Voltage(HV) and the Very-High-Voltage (VHV) power grid in Metropolitan France. The First Part discusses the localisation and proposes a hierarchy of the risk areas for birds all along the power network. To this purpose we combine data on the configuration of the power network with data on the presence (breeding atlas), and the movements (migration corridors) of bird species that are vulnerable to power lines. In the Second Part, we developed methods for the quantification, at the national level, of bird mortality that result from the collision with HV and VHV power lines. The methodology proposed builds on the estimation achieved during this thesis of the quantification biases through bird carcass detection by observers and the persistence of these carcasses below power lines. The third and last part of this thesis is about bird behaviour change as a response to airspace fragmentation. We characterised the behaviour of birds when they come close to power lines, by adapting a methodology that analyses bird movements. This methodology was recently proposed for the study of bird avoidance at different spatial scales. The aim of our analysis was to identify flight behaviour that potentially results in a collision with power lines. Griffon vultures (*Gyps fulvus*) data collected with three dimensional telemetry (3D GPS data) were used in this behavioural study.

This research corpus brings forward a methodological framework for the study of the interaction between birds and power lines and highlights the magnitude of quantification biases associated to the search for bird remains below power lines. For the first time a hierarchy of interactions risks between birds and power lines is established across the entire electricity transmission network in France. Factors that influence Griffon vultures spatial use in the vicinity of power lines in the French Causses were identified.

Keywords: collision, behaviour, electrical lines, bird, mortality

Pour Vincent

Either the airspace is habitat or flying animals are exceptionnal
for their ability to be outside of it - Robert H. Diehl (2013)



Des évènements sombres ont marqué cette dernière année de thèse.
J'ai choisi ce dessin de Luz, qui encourage l'action et porte l'espoir.

Remerciements

Je remercie en premier lieu l'ensemble des membres de mon jury d'avoir accepté d'évaluer mes travaux de thèse, **Jane Lecomte** et **Olivier Le Gall** en tant que rapporteurs, ainsi que **Franck Courchamp** et **Alexandre Millon** en tant qu'examineurs

Merci à Réseau de Transport d'Electricité pour le financement de ces trois ans de thèse. Merci à **Frédérique Decré**, **Agnès Labbaye**, **Frédéric Lemonnier**, **Jean-François Lesigne**, **Magali Simounet** et **Willy Tambouran** pour les échanges que nous avons pu avoir au cours de ces trois années. Un grand merci à **Aude Laurens** et **Sophie Dupont-Simon** qui ont suivi mes travaux de près avec beaucoup d'intérêt et de bienveillance. Merci pour votre dynamisme et votre motivation.

Merci à mes deux directeurs de thèse, **Frédéric Jiguet** et **Olivier Duriez**. **Fred**, merci pour la liberté et la confiance que tu m'as accordée au cours de ces trois années. Je te remercie d'avoir toujours soutenu et respecté mes choix. **Olivier**, merci pour ta passion contagieuse de la recherche, des vautours et aussi pour ta disponibilité ! Tu as toujours été à mon écoute pendant ces trois ans et je t'en suis extrêmement reconnaissant.

Merci à **Philippe Féron**, **Yvan Tariel**, **Lionel Jacob**, **Benjamin Kabouche**, **Dominique Py**, membres du Comité National Avifaune, pour avoir suivi attentivement mes travaux et y avoir contribué en apportant vos avis et vos conseils.

Merci à **Michel Ruas** et **Luc Fruitet** pour leurs contributions à mes expériences de terrain. Sans eux c'est sûr, il n'y aurait pas eu de manip possible. **Luc** merci de m'avoir présenté Michel et de m'avoir aidée à de nombreuses reprises, secondé de près d'**Ussap** (je ne l'oublie pas !). Michel Ruas m'a toujours très bien accueillie et m'a fourni gracieusement les carcasses d'oiseaux. Merci à **Vivien Carrere** qui m'a accompagnée sur le terrain au cours de ces expérimentations qui ont fait l'objet de son stage de M1.

Merci à toutes les personnes qui ont contribué de près ou de loin à l'acquisition des données que j'ai utilisées au cours de cette thèse. Que ce soit l'atlas des oiseaux nicheurs, la base de données de baguage ou les données vautours, beaucoup de personnes ont travaillé dur pour la conservation des oiseaux et la réalisation de ces bases de données indispensables à la communauté scientifique. Sans eux, pas de données, pas d'analyses, pas de thèse. J'aimerais ici saluer leur travail et leur exprimer ma reconnaissance. Merci entre autres à **Michel Terrasse**, **Yvan Tariel**, **Raphaël Néouze**, **Thierry David**, **Philippe Lécuyer**, **Nidal Issa**, **Olivier Dehorter**, **Pierre Fiquet**, **Romain Provost**.

J'ai eu la chance d'être entourée de spécialistes des oiseaux, qui les connaissent et qui les aiment et qui ont su répondre à mes questions, un peu saugrenues parfois. Merci à la « team ornitho » : **Fred** (bien sûr !), **Romain Provost** (merci pour ta disponibilité), **Olivier Dehorter** (promis je ne déboulerai plus dans ton bureau pour telle ou telle référence), **Pierre Fiquet** (tes négociations de plaquettes de chocolat contre liste d'oiseaux corrigée vont me manquer), **Maxime Zucca** (merci pour ta contribution « migratrice » à cette thèse), **Romain Lorrilière** (merci d'avoir été rassurant quand j'en avais besoin), **Benoît Fontaine** et **Camila Andrade** (« et sinon si je dis ça ? c'est correct ou pas ? » - merci à vous).

Merci à **Simon Benhamou**, sans qui il n'y aurait pas eu de DV de mouvement. Merci pour ton franc parler et pour tes conseils toujours avisés.

Alexandre Robert, merci pour ta gentillesse et ton aide. Tu n'as jamais répondu non à mes « Alex, je peux te demander un truc ? », merci pour ton travail et toutes les discussions stats que nous avons pu avoir qui m'ont grandement aidée dans ma réflexion.

Je remercie **Aurélien Besnard** qui m'a conseillée et aidée tout au long de cette thèse et bien avant. Merci pour toutes les opportunités professionnelles que tu m'as offertes et que tu m'offres encore. C'est toujours un plaisir de travailler avec toi, j'espère que nos collaborations dureront longtemps !

Au delà de mes collaborateurs, j'ai la chance d'être entourée par des personnes exceptionnelles qui ont grandement contribué à mon bien-être et au bon déroulement de cette thèse.

Montpellier a été ma deuxième maison pendant ces trois ans.

Merci à toute l'équipe BEV de m'avoir toujours accueillie chaleureusement, c'est toujours avec beaucoup de joie que je vous retrouve. Merci à tous ceux qui ont accepté de participer à mes expériences un peu loufoques, je crois que dans l'ensemble ça vous a bien fait marrer mes histoires d'oiseaux morts. Merci pour votre amitié et votre bienveillance qui ont fait de Montpellier un endroit où il fait si bon vivre. Dans le désordre : **Julie** (un jour on arrivera à le faire tenir ce vernis, merci pour tout ma poule !), **Guillaume** (merci pour la force tranquille que tu es), **Saliha** et **Menad** (merci pour toutes les belles discussions qu'on a pu avoir et merci pour votre soutien), **Jules** (allez à ton tour maintenant, je ne doute pas que tu réussira cette thèse avec brio ! ☺), **Roozbeh** et **Goldis** (merci pour votre accueil, grâce à vous j'ai un petit bout d'Iran à Montpellier), **Flavio** (merci pour tout !) et aussi **Simon Potier**, **Raphaël**, **Charlotte**, **Marco**, **Alicia**, **Sylvain**.

Un merci spécial à celles qui m'ont hébergée et qui ont rendu mes séjours à Montpellier encore un peu plus agréables, merci à **Juju (et à Fifi)**, merci à **Elsa** qui m'a laissée stocker mes carcasses congelées sur son balcon, merci à **Isabelle** pour toutes ces belles discussions que nous avons pu avoir.

Ma première maison, la maison mère, le CESCO, milles fois merci à vous tous !

Maud, merci pour tes conseils, tes coups de gueule, les discussions sérieuses et les nombreux rires que nous avons partagés. **Martin**, merci pour ta contribution en gaufrettes et chocolat à la fin de cette thèse, merci pour ton oreille attentive, pour les kebabs qui tâchent les robes neuves, merci pour ton amitié. **Christie**, ma coupine de thèse, merci à toi pour ton énergie, ta force, ton courage et ton soutien ! **Reto**, tu auras raté la toute fin de thèse, autant dire que tu n'as rien raté du tout. Tu me manques tellement depuis que tu es parti de l'autre côté de la Manche, j'espère que nos chemins vont se recroiser très vite. **Anne-Christine**, la grande sœur de thèse, merci pour les gaufrettes overseas, ton écoute, ton énergie, ta confiance, nos conversations sur un mode de vie plus en adéquation avec nos aspirations. **Pauline**, la petite sœur de thèse, merci pour tes gâteaux au chocolat et pour l'eau chaude. Tu prends la relève et je peux déjà voir que tu t'y prends très bien et que la réussite est au rendez-vous ! **Ariane**, merci pour la PPG et pour ton humour noir. Je ne peux plus voir de perruche à collier sans penser à toi (et ça arrive souvent à Paris !). **Hortense**, merci pour le petit bout de femme que tu es et qui dégage une énergie folle ! **Théo**, comment vais-je faire sans toi ? Plus personne avec qui se chamailler, clairement tu vas me manquer. **Charles**, tu peux être tranquille, plus personne ne viendra piquer ton café (merci pour les cafés !). **Clémentine** et **Julie**, mes co-bureaux, merci de m'avoir supportée ces dernières semaines, je vous souhaite à toutes les deux de très belles thèses, je sais déjà que vous allez tout déchirer ! **Anne Do**, merci pour tes précieux conseils. **Aliénor**, merci pour ton énergie et pour tes encouragements. Et à tous ceux que je n'oublie pas : **Diane**, **Greg**, **Rose-Line**, **Anne-Laure**, **Yves**, **Laurent**, **Nico**, **Benjamin**... merci à vous et aussi à ceux que je n'ai pas nommés !

Merci à tous ceux du 61, avec qui j'ai eu le plaisir d'échanger, de plaisanter, de m'instruire et de me cultiver. Merci à **Nathalie**, à **Emmanuelle**, **Colin**, **Anne-Caroline**, **Agathe**, **Minh-Xuan**, **Frédéric**, **Julie**, **Jean-François**, **Christian**, à **Yves**, **Kevin**, **Auréli**e et tous les autres.

Enfin, merci à mes proches et amis de longue date.

A **Emeline** et **Flo**, qui ont suivi mes aventures et écouté patiemment mes histoires d'oiseaux et de lignes électriques. **Emeline**, merci pour l'amie que tu es depuis déjà toute petite. **Marion**, **Mathilde** et **Coralie**, merci de votre patience, de votre présence, pardon pour toutes ces vacances et réunions loupées sur la fin de la thèse. Merci pour les très belles personnes que vous êtes.

Je remercie du fond du cœur ma famille. Merci à **mes parents** de m'avoir toujours soutenue dans tout ce que j'entreprends. Un grand merci à **ma mère**, qui a été d'un soutien sans faille dans les moments les plus durs et sans qui j'aurai certainement tout laissé tomber. Merci à mes sœurs, **Simine** et **Manijeh** pour l'amour qu'elles me donnent tous les jours.

Table des matières

Introduction générale.....	1
L'espace aérien, un habitat en cours de fragmentation.....	1
Lignes électriques, fragmentation et conséquences pour l'avifaune.....	2
L'écologie du mouvement des oiseaux dans l'espace aérien	7
1. <i>Etat interne – qu'est-ce qui motive le mouvement ?</i>	8
2. <i>Capacités de navigation – Où et vers quelle cible le mouvement est-il produit ?</i>	9
3. <i>Capacité de locomotion – comment le mouvement est-il produit ?</i>	10
4. <i>Les facteurs externes : quels sont les facteurs externes qui affectent le mouvement et comment ?</i>	10
5. <i>Comment interagissent tous ces facteurs ?</i>	10
Emergence du projet - Etude des interactions entre oiseaux et réseau de transport d'électricité français	11
Localisation et hiérarchisation des interactions des oiseaux avec le réseau de transport d'électricité en France	17
Introduction	17
1. <i>Cartographies de risque en biologie de la conservation</i>	17
2. <i>Les facteurs affectant la vulnérabilité des oiseaux à l'interaction avec les lignes électriques</i>	19
2.1. <i>Etat interne, capacités de navigation et de locomotion</i>	19
2.2. <i>Les facteurs externes à l'oiseau – facteurs environnementaux</i>	23
Matériels et Méthodes.....	26
1. <i>Variables environnementales</i>	29
2. <i>Oiseaux nicheurs</i>	31
2.1. <i>Modélisation de la distribution des espèces nicheuses en France</i>	31
2.2. <i>Pondération des enjeux pour chaque espèce</i>	33
2.3. <i>Indice communautaire de fragilité des oiseaux nicheurs</i>	35
3. <i>Oiseaux migrateurs</i>	37
3.1. <i>Modélisation de la distribution des oiseaux migrateurs en France</i>	37
3.2. <i>Distribution spatiale de la communauté des oiseaux migrateurs</i>	40
4. <i>Configuration des lignes électriques</i>	41
5. <i>Calcul du risque relatif d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques</i>	41
6. <i>Comparaison des cartographies de risque obtenues avec l'identification actuelle des « points sensibles avifaune »</i>	42
Résultats.....	43
1. <i>Distribution spatiale du risque relatif d'interaction</i>	43

2. Comparaison de la distribution du risque relatif d'interaction issu de nos analyses avec l'actuelle identification des Points Sensibles Avifaune	47
Discussion	50
Collision avec les lignes électriques : quantifier la mortalité.....	55
Quand la fragmentation induit la mortalité par collision	55
Méthodologie pour la quantification de la mortalité par collision et biais associés.....	56
1. Le biais de « crippling loss ».....	57
2. Le biais « d'habitat »	57
3. Les biais de persistance et de détection – étude expérimentale.....	58
3.1. Matériels et méthodes	60
3.2. Résultats	65
Discussion	69
Mouvement à proximité des lignes: évitement, utilisation – le cas des	
vautours fauves.....	107
Introduction	107
1. Ecologie du mouvement en milieu perturbé.....	107
2. L'évitement de la perturbation par les oiseaux à différentes échelles spatiales - applications aux lignes électriques	108
3. Cas d'étude - l'évitement des lignes électriques par les vautours fauves	112
3.1. Le suivi télémétrique : un outil précis pour l'étude du mouvement	112
3.2. Pourquoi les vautours fauves?	114
3.3. Jeux de données et hypothèses.....	114
Matériels et Méthodes.....	115
1. Le vautour fauve dans les Grands Causses	115
2. Marquage et suivi télémétrique des vautours fauves	117
2.1. Captures.....	117
2.2. Caractéristiques et fonctionnement des récepteurs GPS	117
2.3. Données de suivi utilisées dans les analyses	118
3. Analyse du macro-évitement, domaines vitaux de mouvement en 3D.....	120
3.1. Domaines vitaux de mouvement en 3D	120
3.2. Domaine vital populationnel de mouvement en 3D	121
4. Analyse du méso-évitement, modèles mixtes non linéaires avec structure d'autocorrélation temporelle.....	121
4.1. Construction du modèle d'évitement et variables environnementales	122
5. Micro-évitement, exploration graphique de l'approche des lignes électriques.....	125
Résultats.....	126
1. Macro-évitement.....	126
2. Méso-évitement	128

2.1. Autocorrélation temporelle.....	128
2.2. Facteurs affectant la hauteur de vol	129
3. <i>Micro-évitement</i>	130
Discussion	134
Discussion générale	139
Principaux résultats	139
Perspectives de recherches et applications.....	140
1. <i>Suivre la mortalité par collision des grands oiseaux par comptage au sol</i>	141
2. <i>Suivre la collision par des dispositifs d'acquisition automatisée des données</i>	142
3. <i>Mettre en rapport collision et fréquentation</i>	143
4. <i>Des outils pour mieux comprendre l'utilisation de l'espace par les oiseaux</i>	144
5. <i>Eviter et réduire l'impact</i>	145
Bibliographie	149
Annexes A - Chapitre 1	163
Annexes B – Chapitre 3	171

Introduction générale

L'espace aérien, un habitat en cours de fragmentation

Un habitat est une « zone présentant une combinaison de ressources et de conditions environnementales qui soutient l'occupation des individus d'une espèce donnée et qui permet à ces individus de survivre et de se reproduire » selon Morrison *et al.* (2006). A ce titre, Diehl (2013) définit l'espace aérien comme un habitat puisque les organismes capables de vol actif peuvent être complètement découplés de la surface de la terre d'un point de vue comportemental et répondre essentiellement à la disponibilité des ressources dans les airs (par exemple des vents favorables, de la nourriture). Cet habitat peut prendre la forme de corridors reliant des ressources qui peuvent être aériennes, terrestres ou aquatiques (par exemple des haltes migratoires, des reposoirs et des zones alimentaires). L'habitat aérien n'est ni statique ni prévisible et beaucoup de ses caractéristiques sont très dynamiques et influencent la distribution des animaux volants, comme les mouvements d'air, la température, les précipitations, la luminosité, la présence de proies ou de prédateurs. Des patchs éphémères d'habitat peuvent se former au sein du paysage aérien, comme par exemple des concentrations de plancton aérien dues à des mouvements atmosphériques, représentant une source de nourriture pour beaucoup de taxons dont des oiseaux comme les hirondelles (*Hirundinidae*) ou les martinets (*Apodidae*). L'utilisation de l'habitat aérien par les oiseaux est très variable dans le temps, selon les espèces et les saisons biologiques.

Les effets du développement de l'exploitation de l'espace aérien par l'Homme sur les animaux volants sont le miroir des effets de fragmentation et destruction des habitats non aériens sur la faune et la flore sauvage terrestres (Fahrig, 2003). Les oiseaux en vol représentent un risque potentiel pour l'aviation commerciale et militaire, et ils sont eux-mêmes menacés par des structures anthropiques érigées dans l'espace aérien comme les bâtiments, les éoliennes, les avions et les lignes électriques (Figure 1) (Lambertucci *et al.*, 2015).

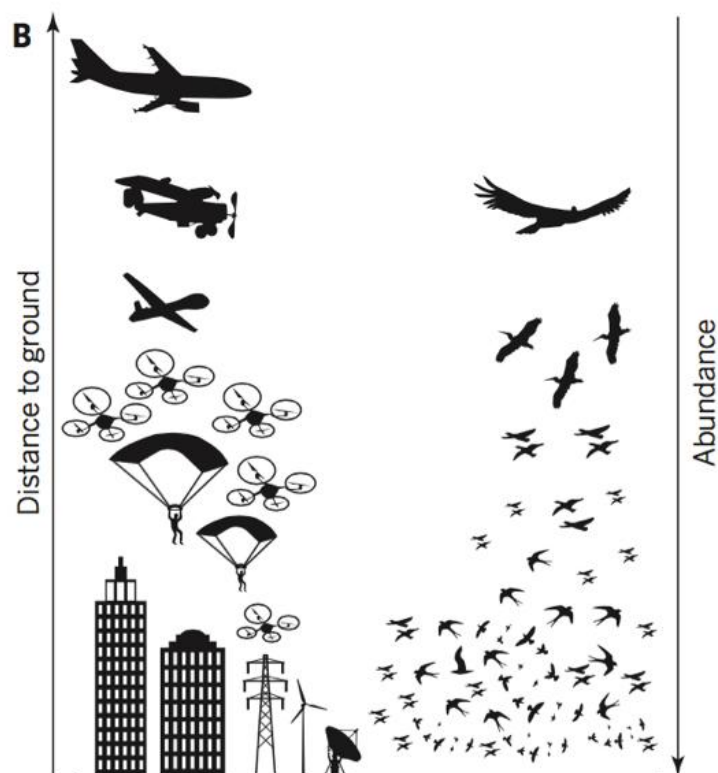


Figure 1 : Schéma représentant la distribution des objets humains et l'abondance relative de vertébrés volants utilisant le même espace aérien. Les objets et les animaux ne sont pas à l'échelle. Issu de Lambertucci *et al.*, (2015).

Lignes électriques, fragmentation et conséquences pour l'avifaune

La mise en place de tronçons aériens de lignes électriques résulte en une modification voire une destruction de l'habitat au niveau de l'emprise au sol des lignes mais également en une fragmentation de l'espace aérien. En effet, les lignes électriques représentent un obstacle dans l'espace aérien qui peut empêcher un individu ou une population de se déplacer comme ils le devraient et le pourraient en l'absence d'obstacle. L'emprise des lignes électriques sur l'espace aérien est continue. Leur évitement par un animal ne peut donc être un évitement horizontal, c'est-à-dire un contournement de l'obstacle par la gauche ou la droite, comme cela est possible pour d'autres obstacles ponctuels comme les éoliennes ou les bâtiments. L'évitement ne peut être qu'un évitement vertical, c'est-à-dire un contournement par le dessus ou le dessous, en prenant ou en perdant de l'altitude. Cette fragmentation peut avoir pour effet une modification de l'utilisation de l'espace aérien par les oiseaux (Deng and Frederick, 2001; Shimada, 2001) et dans certains cas, peut entraîner une collision des oiseaux avec les câbles électriques, induisant la mort d'individus (Bevanger, 1998; Jenkins *et al.*, 2010). Les collisions avec les lignes électriques impliquent un grand nombre d'espèces d'oiseaux y

compris des espèces protégées et pourraient affecter la viabilité de leurs populations (Bevanger, 1995; Jenkins *et al.*, 2010).

Il existe souvent une confusion concernant la collision car elle est assimilée à l'électrocution. Lorsque l'on parle de collision d'oiseaux avec des lignes électriques, il est question d'un choc entre un oiseau et des câbles électriques qui entraîne des blessures et/ou la mort de l'oiseau. Cette mortalité est complètement indépendante de l'électricité circulant dans les câbles électriques et elle est seulement due à l'infrastructure. La collision avec les lignes électriques est comparable à la collision des oiseaux avec les fenêtres des maisons et des bâtiments. Elle peut concerner toutes les espèces contrairement à l'électrocution, qui touche principalement de grandes espèces qui meurent suite au passage d'électricité dans leur corps.

Qu'est-ce que la collision? Quelles sont les différences entre collision et électrocution?	
Collision Décès consécutif à un choc direct entre deux objets  <u>Espèces concernées:</u> toutes <u>Réseau électrique concerné:</u> tous (plutôt réseau de transport)	Electrocution Décès consécutif au passage de courant électrique dans le corps  <u>Espèces concernées:</u> espèces de grandes tailles nichant ou se perchent sur les pylônes <u>Réseau électrique concerné:</u> réseau de distribution

Crédits photos : Abdullah Alsuhaibany et The Barn Owl Trust

Etant donnée la densité des réseaux électriques en France, la grande majorité des oiseaux évoluent à l'interface avec les lignes électriques et les interactions avec ces structures n'ont heureusement pas toujours de conséquences dramatiques. Sur le terrain, on peut voir très régulièrement des oiseaux évoluer de manière plus ou moins aisée et habile à l'interface avec les lignes électriques, volant entre les câbles, se perchent sur les câbles électriques, sur les pylônes. En effet, les oiseaux sont souvent limités par la disponibilité des sites de perchoir ou de nidification (Mainwaring, 2015) et certaines espèces comme la Cigogne blanche (*Ciconia*

ciconia) ou le Balbuzard pêcheur (*Pandion haliaetus*) nichent donc souvent sur des structures anthropiques (pylônes, maisons, bâtiments inhabités, ponts) qui ne sont pas prévues à cet effet (Howe *et al.*, 2014; Infante and Peris, 2003; Ramsden, 1998; Schmidt-Rothmund *et al.*, 2014). L'avantage principal de ces structures est de fournir des sites de nidification dominant le paysage dans des zones où cette ressource est limitée. Il semble que ces structures fournissent des sites de nidification adaptés pour beaucoup d'espèces (Howe *et al.*, 2014; Steenhof *et al.*, 1993), des perchoirs et sites servant à la prospection alimentaire (Phipps *et al.*, 2013), permettant à certaines espèces d'étendre leurs distributions (Anderson, 2000; Phipps *et al.*, 2013), et étant même selon Tryjanowski *et al.* (2014) associées dans les milieux agricoles à une plus grande richesse spécifique et abondance des espèces d'oiseaux.

Le principal inconvénient à l'utilisation de ces structures pour se percher ou nicher, est que ces dernières peuvent agir comme des pièges écologiques en incitant des oiseaux à utiliser des habitats non optimaux qui peuvent réduire leur succès reproducteur (Schlaepfer *et al.*, 2002). Schlaepfer *et al.* (2002) définissent un piège écologique comme une situation où, suite une altération soudaine d'un environnement par l'Homme, un individu fait le choix inadapté d'un habitat en se basant sur des indices environnementaux auparavant fiables, malgré la disponibilité d'un habitat de meilleure qualité. L'exemple le plus édifiant est celui des cigognes blanches qui sont attirées et qui nichent en grand nombre sur les pylônes, alors que des milliers de cigognes blanches sont tuées annuellement par collision ou électrocution avec les lignes électriques, représentant une importante cause de mortalité pour l'espèce (Jenkins *et al.*, 2010; Kaluga *et al.*, 2011; Martin and Shaw, 2010). De plus, l'exposition à des champs électriques intenses peut résulter en une diminution du succès reproducteur (Balmori, 2005). Que ce soit par la diminution du succès reproducteur ou par l'augmentation du risque de mortalité, les infrastructures peuvent donc agir comme des pièges écologiques. D'autre part, la structure en elle-même ou les espèces qui vont nicher sur cette structure peuvent affecter négativement d'autres espèces. Par exemple Howe *et al.* (2014) constatent une augmentation de la prédation du Tétraz des armoises (*Centrocercus urophasianus*) par le Grand Corbeau (*Corvus corax*), colonisant les habitats steppiques du tétras par le biais des pylônes électriques servant de support pour nicher.

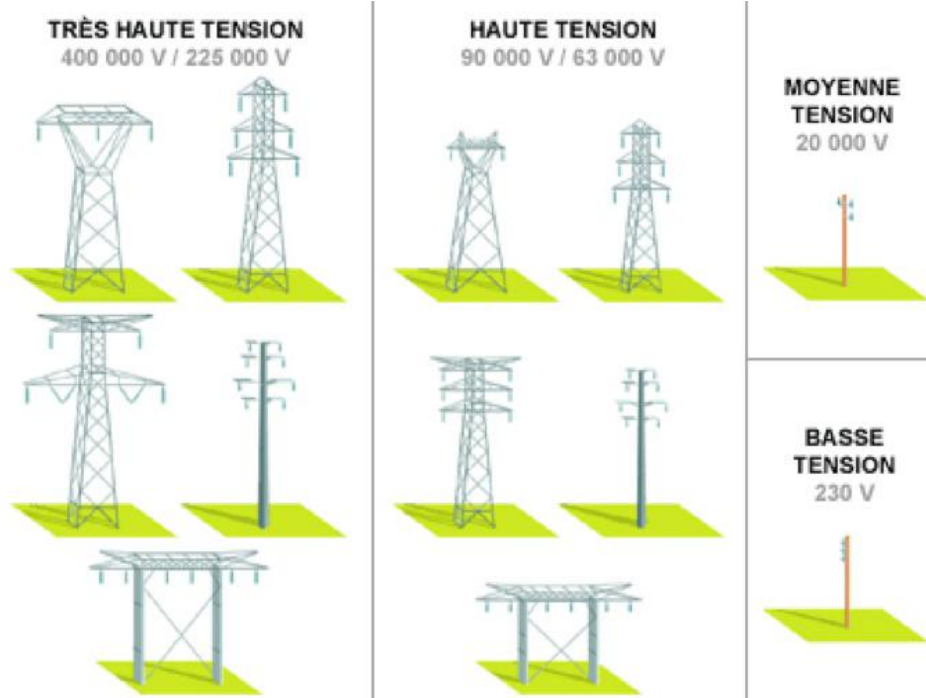


Figure 2 : Aspects des différents pylônes utilisés sur les réseaux d'électricité en France selon les tensions électriques transportées (en volts : V) (source : EDF)

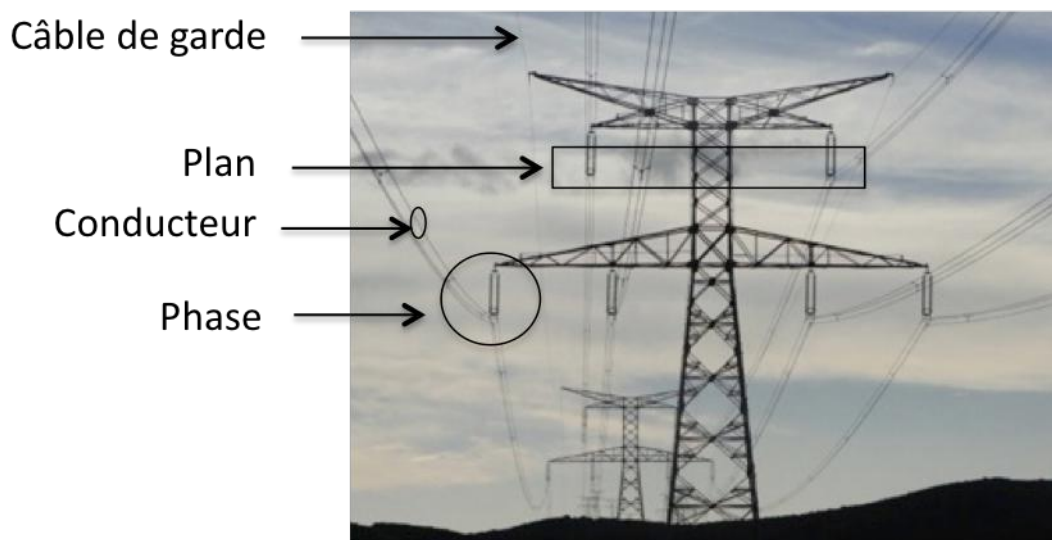


Figure 3 : Caractéristiques techniques relatives à la configuration des lignes électriques HT-THT.

Le réseau de transport d'électricité en France

Dans un système électrique, du générateur électrique jusqu'au client, il y a trois classifications de types de tension d'électricité utilisées : le transport, la distribution et l'utilisation (Figure 2). Les lignes de transport (63 à 400 kV) sont utilisées pour transporter de grandes quantités d'électricité de la source jusqu'à un transformateur. Dans les transformateurs, **l'électricité haute tension (HT) - très haute tension (THT)** est réduite à de l'électricité moyenne tension (20 à 63 kV) et transmise par les lignes de distribution pour les usages résidentiels, commerciaux et industriels. Les tensions de distribution sont à nouveau diminuées vers des tensions d'utilisation (basse tension : 120 à 600 V) pour l'utilisateur final.

Le **réseau de transport d'électricité français** représente 105 331 kilomètres de lignes électriques HT-THT dont 4721 kilomètres sont des circuits souterrains. Le linéaire du réseau de transport est distribué à 57% sur des zones agricoles et 16% sur des zones forestières (RTE, 2014). La hauteur des pylônes est en moyenne de 20 mètres, variant entre 7 et 120 mètres. Sur un pylône, certains câbles sont électrifiés (appelés **conducteurs**) et d'autres non (**câbles de garde**) (Figure 3). Les conducteurs sont facilement reconnaissables car liés aux pylônes par une chaîne d'isolateur. Leur épaisseur varie de 1 à 1596 mm². Les conducteurs sont rassemblés en une **phase**, pouvant être constituée de 1 à 6 conducteurs, et pouvant être arrangées horizontalement ou verticalement. Lorsqu'elles sont organisées horizontalement, les phases constituent un arrangement de conducteurs sur un seul et même **plan**, donc à une seule et même hauteur par rapport au sol. Lorsque les phases sont organisées verticalement, elles peuvent constituer un arrangement de conducteurs sur 2 à 4 plans, présentant des hauteurs distinctes des conducteurs par rapport au sol. Les câbles de garde, non électrifiés, sont généralement les plans de câble les plus hauts, rattachés en haut du pylône, et permettent de protéger les pylônes et les conducteurs de la foudre.

Les interactions entre réseau électrique et oiseaux et leurs conséquences pour les populations d'oiseaux vont dépendre des mouvements de ces derniers. Le développement de cadres d'étude du mouvement, notamment en rapport avec des thématiques éoliennes, offre l'opportunité de transposer ces cadres à l'étude du mouvement en présence de lignes électriques.

L'écologie du mouvement des oiseaux dans l'espace aérien

Le cadre conceptuel de l'écologie du mouvement posé par Nathan et al. (2008) propose que l'état interne, la capacité de locomotion, la capacité de navigation et les facteurs externes soient les quatre composants centraux qui affectent le mouvement d'un individu et qui expliquent les raisons, les moyens, la temporalité et la spatialité du mouvement animal (Figure 4).

L'état interne est "l'état multidimensionnel (physiologique et neurologique) de l'individu qui affecte sa motivation et sa disposition à bouger". La capacité de locomotion correspond à "l'ensemble des traits (biomécaniques ou morphologiques) qui permettent à l'individu d'exécuter ou de faciliter le mouvement". La capacité de navigation quant à elle est "l'ensemble des traits (cognitifs ou sensoriels) qui permettent à l'individu d'obtenir et d'utiliser les informations qui lui permettent d'orienter son mouvement dans l'espace et/ou le temps". Enfin, les facteurs externes sont "l'ensemble des facteurs environnementaux biotiques ou abiotiques qui influencent le mouvement de l'individu". Il est possible d'illustrer l'approche mécanistique du mouvement par cinq questions: 1. Qu'est-ce qui motive le mouvement, quels sont les objectifs internes? (état interne), 2. Comment ce mouvement est-il produit (capacité de locomotion)?, 3. Où et vers quelle cible le mouvement est-il produit (capacité de navigation)?, 4. Quels sont les facteurs externes qui affectent le mouvement et comment? (facteurs externes) et 5. Comment ces quatre composants interagissent pour produire le mouvement?

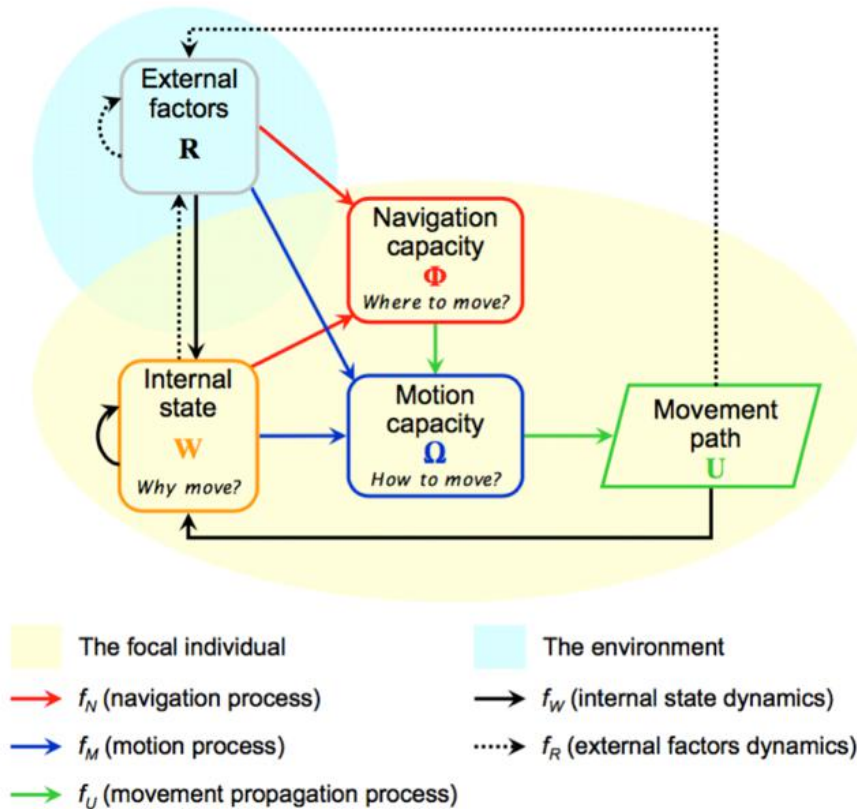


Figure 4 : Un cadre conceptuel général pour l'écologie du mouvement, composé de trois composants basiques (fond jaune) relatif à l'individu (état interne, capacité de locomotion, et capacité de navigation) et un quatrième composant basique (fond bleu) faisant référence aux facteurs externes qui affectent son mouvement. Les relations entre les composants liés aux processus par lesquels ils s'affectent les uns les autres, sont représentées par des flèches indiquant la direction de l'impact. Le chemin de mouvement résultant se rapporte aux composants internes et externes. Glossaire : état interne (internal state), état multidimensionnel de l'individu qui affecte sa motivation et sa disponibilité à bouger ; capacité de locomotion (motion capacity), l'ensemble des traits qui rendent l'individu capable d'exécuter ou de faciliter le mouvement ; capacité de navigation (navigation capacity), l'ensemble des traits qui rendent l'individu capable d'orienter son mouvement dans l'espace et/ou le temps ; facteurs externes (external factors), l'ensemble des facteurs environnementaux biotiques et abiotiques qui affectent le mouvement de l'individu ; processus de locomotion (motion process), la capacité de locomotion réalisée étant donné l'impact de la localisation actuelle, l'état interne et les facteurs externes sur la capacité de locomotion fondamentale de l'individu ; processus de navigation (navigation process), la capacité de navigation réalisée étant donné l'impact de la localisation actuelle, l'état interne et les facteurs externes sur la capacité de navigation fondamentale de l'individu ; processus de propagation du mouvement (movement propagation process), le mouvement réalisé produit par le processus de motion et (optionnellement) affecté par le processus de navigation (issu de (Nathan *et al.*, 2008))

1. Etat interne – qu'est-ce qui motive le mouvement ?

Parmi les organismes vivants, les animaux sont les machines les plus élaborées en termes de prise de décision (Stephens, 2008). L'acquisition de ressources est au cœur du mode de vie animal et cet impératif a certainement joué un rôle central dans la formation des mécanismes neurologiques qui contrôlent le mouvement et ainsi, la prise de décision (Stephens, 2008). Les

animaux à la recherche de nourriture font face à une hiérarchie de décisions parmi lesquelles ils doivent choisir parmi des habitats, sélectionner des proies et des patch au sein de ces habitats, et enfin allouer leurs efforts en réponse à des besoins conflictuels tels que le nourrissage efficace en opposition à l'évitement de prédateurs et de perturbation. La prise de décision animale est un équilibre sophistiqué entre des gains de nourriture et un risque de prédation.

Les objectifs internes des oiseaux à se déplacer varient selon les espèces, l'âge, le sexe, la saison biologique, le moment de la journée et les indices émis par les facteurs externes et perçus par l'individu (Henderson *et al.*, 1996). Des déplacements journaliers entre les zones de reposoirs et les zones d'alimentation aux déplacements migratoires, en passant par les mouvements de dispersion juvénile motivés par l'objectif d'acquérir des connaissances sur le territoire environnant et découvrir de nouveaux territoires.

2. Capacités de navigation – Où et vers quelle cible le mouvement est-il produit ?

La capacité de navigation repose sur les capacités sensorielles et cognitives de l'animal qui sont essentielles pour la prise de décision. L'espace perceptuel est l'étendue spatiale du paysage pour laquelle l'information permettant la prise de décisions vis-à-vis du déplacement est disponible. Les caractéristiques de l'espace perceptuel ne doivent pas être considérées comme des traits fixes et isotropiques (dont les propriétés ne varient pas en fonction de la direction). Les stimuli environnementaux peuvent inciter des changements d'orientation de l'animal et ainsi l'exposer à un espace dont il n'avait pas la perception auparavant et au sein duquel ses capacités perceptuelles peuvent différer. L'orientation de l'animal détermine les caractéristiques paysagères perçues et prises en compte lors de la prise de décision de mouvement (Olden *et al.*, 2004).

La vision est un sens déterminant pour la perception de l'espace par les oiseaux. Il existe des variations entre espèces à la fois dans la taille des champs visuels individuels et dans la manière dont ces champs se combinent pour produire le champ visuel total (Martin, 2014). Ce sont les projections contra-latérales qui permettent à chaque œil de recevoir les informations concernant l'espace dans lequel l'oiseau évolue, dans la direction du déplacement, de manière symétrique afin d'en extraire des informations de distance à des objets. La fonction première du champ binoculaire n'est sans doute pas le contrôle de la locomotion mais plutôt le contrôle de la position du bec pendant le nourrissage.

3. Capacité de locomotion – comment le mouvement est-il produit ?

Les caractéristiques morphologiques des oiseaux varient entre espèces, et ce sont principalement elles qui vont contrôler l'agilité en vol des oiseaux. Le poids, la longueur et la largeur des ailes (la surface alaire), la longueur de la queue, déterminent les capacités de vol des oiseaux. Bevanger (1998) suggère que les espèces les moins agiles vont être celles avec un fort ratio entre le poids de l'individu et la surface de l'aile, c'est-à-dire des oiseaux qui ont de petites ailes et un corps lourd, et un faible ratio entre la longueur de l'aile et sa surface, c'est-à-dire des oiseaux qui ont des ailes courtes et larges. A l'inverse, les espèces les plus agiles présentent de grandes ailes et un corps léger et des ailes longues et effilées.

4. Les facteurs externes : quels sont les facteurs externes qui affectent le mouvement et comment ?

Les conditions météorologiques, l'habitat, la présence et la configuration des lignes électriques sont autant de facteurs externes qui affectent le mouvement des oiseaux et qui sont les principaux facteurs d'intérêt dans l'étude des interactions entre oiseaux et lignes électriques. Les conditions météorologiques peuvent affecter les capacités perceptuelles des oiseaux et leurs capacités de locomotion (Shamoun-Baranes *et al.*, 2006). Le brouillard et la pluie peuvent contraindre la vision des oiseaux et affecter leurs capacités de navigation. Des vents forts peuvent contraindre les capacités de locomotion des oiseaux, même pour des espèces agiles en vol, et entraver leur déplacement. Les habitats présentent des indices de qualité qui vont être perçus par les oiseaux comme attractifs ou répulsifs et qui vont être intégrés par ces individus dans l'analyse visant à décider du mouvement et de la direction de ce mouvement (Coccon *et al.*, 2015). Les lignes électriques font partie du paysage environnant les oiseaux et présentent également des indices pouvant être perçus comme attractifs ou répulsif, qui sont pris en compte par l'individu dans la prise de décision du mouvement (Phipps *et al.*, 2013).

5. Comment interagissent tous ces facteurs ?

Le concept de l'écologie du mouvement est un système complexe où tous les facteurs décrits ci-dessus interagissent à plusieurs niveaux et perpétuellement (Nathan *et al.*, 2008). L'état interne de l'oiseau va déterminer sa décision de se déplacer. Cet état interne est affecté par des facteurs génétiques, physiologiques mais aussi par des facteurs externes qui émettent des indices, qui sont ou ne sont pas perçus par l'individu selon ses capacités sensorielles et donc ses capacités de navigation. Selon ses capacités de navigation, l'oiseau a une

représentation spatiale plus ou moins complète et juste de son environnement et de la qualité des habitats qui l'entourent ; ce qui va lui permettre d'orienter son mouvement. Une fois les objectifs et la direction de déplacement défini par l'individu, ce sont ses capacités de locomotion qui vont déterminer la réalisation effective de ce mouvement. Les facteurs externes peuvent à nouveau intervenir en affectant les capacités de locomotion de l'individu et ses capacités de navigation et entraîner une redéfinition des objectifs et directions du déplacement. Ce système est dynamique et ces facteurs interagissent perpétuellement au cours du déplacement de l'individu (Figure 4).

L'écologie du mouvement est une des thématiques centrales de cette thèse. Les interactions entre oiseaux et lignes électriques, qui peuvent résulter en des collisions et des modifications du comportement, se produisent au cours d'un mouvement. Elles sont la conséquence des choix réalisés par l'individu au cours de son mouvement et de l'influence des facteurs environnementaux sur sa trajectoire. C'est ce cadre d'étude qui nous permet de caractériser la vulnérabilité des oiseaux aux interactions avec les lignes électriques, déterminée par des facteurs intrinsèques aux oiseaux et des facteurs externes. Cette caractérisation de la vulnérabilité couplée à une représentation spatiale des distributions des espèces concernées permet de cartographier le risque d'interaction entre oiseaux et lignes électriques (Chapitre 1). A une échelle spatiale plus fine, c'est l'écologie du mouvement qui nous permet d'étudier les mécanismes d'évitement et d'utilisation des lignes électriques par les oiseaux (Chapitre 3). Enfin, l'absence ou l'échec de la mise en place de mouvement d'évitement entraîne la collision des oiseaux avec les lignes électriques, phénomène complexe à étudier en raison de nombreux biais associés à l'estimation de la mortalité par collision (Chapitre 2).

Emergence du projet - Etude des interactions entre oiseaux et réseau de transport d'électricité français

La plupart des études concernant les interactions entre les oiseaux et les lignes électriques, et en particulier la mortalité par collision, sont centrées à une échelle locale sur des tronçons de lignes identifiés comme mortifères (Jenkins *et al.*, 2010). Ces études donnent une image incomplète et biaisée des conflits existant à une large échelle spatiale. Un état des lieux de la connaissance scientifique concernant les interactions entre oiseaux et lignes électrique et le développement d'un modèle conceptuel de ces interactions permettent l'identification de critères objectifs pour l'analyse spatiale à large échelle du risque d'interaction entre oiseaux et lignes électriques (Lindenmayer and Likens, 2009, 2010). Cette analyse spatiale à large

échelle est indispensable d'une part pour la réalisation de suivis statistiquement rigoureux basés sur un échantillonnage représentatif de la variabilité du risque d'interaction, et d'autre part pour l'identification objective de sites qui pourraient faire l'objet de mesures de réduction de l'impact (Albert *et al.*, 2010).

La mortalité par collision avec les lignes électriques a été estimée pour diverses espèces d'oiseaux (Bevanger, 1995; Demerdzhiev *et al.*, 2009; Garcia-del-Rey and Rodriguez-Lorenzo, 2011; Tobolka, 2014). Il existe en effet un fort besoin de quantification de la mortalité afin d'évaluer l'impact potentiel de ces infrastructures sur les dynamiques de populations notamment pour les espèces longévives ayant de faibles taux de fécondité pour lesquelles la mort d'un individu adulte peut impacter négativement et significativement la dynamique de population (Saether and Bakke, 2000). Cependant, en plus de présenter un biais induit par l'absence de plan d'échantillonnage et par la sélection de sites mortifères pour les suivis de mortalités, ces études négligent pour la plupart les nombreux biais associés à la méthodologie utilisée pour estimer la mortalité vis-à-vis des lignes électriques et plus généralement vis-à-vis d'autres causes de mortalité (éoliennes, pesticides, bâti etc.) (Bech *et al.*, 2012; Kostecke *et al.*, 2001; Schutgens *et al.*, 2014). Les études visant à quantifier ces biais sont de plus en plus nombreuses, en particulier vis-à-vis de la mortalité par collision avec les éoliennes (Bispo *et al.*, 2013; Peters *et al.*, 2014). Peu d'études de ces biais concernent la mortalité par collision avec les lignes électriques et certaines études suggèrent qu'ils pourraient dépendre du type d'infrastructure (Lambertucci *et al.*, 2009). L'estimation des biais à la quantification de la mortalité par collision avec les lignes électriques est indispensable d'une part dans l'élaboration d'une stratégie de suivi rigoureuse afin de s'assurer de la puissance statistique des futurs suivis et d'autre part pour obtenir des estimations non biaisées des effectifs d'oiseaux trouvés morts sous les lignes (Loss *et al.*, 2014).

L'étude du mouvement des oiseaux à l'interface avec les lignes électriques est indispensable pour comprendre les stratégies de mouvement mises en place par les oiseaux en réponse à la présence d'obstacles dans l'espace aérien et identifier les facteurs qui induisent une utilisation de l'espace pouvant entraîner la collision (Everaert, 2014; Hull and Muir, 2013). Les premières études du comportement des oiseaux ont débuté par l'observation à vue des oiseaux (Cooper and Day, 1998; Pennycuik, 1972) et à mesure que de nouvelles technologies comme les radars et les GPS sont devenues accessibles pour le suivi des espèces, un nombre plus important d'études ont vu le jour (Deng and Frederick, 2001; Desholm *et al.*, 2014). Les facteurs influençant les mouvements et l'utilisation de l'espace en réponse à la

présence d'obstacle dans l'espace aérien sont encore peu connus et principalement étudiés vis-à-vis des éoliennes (Barrios and Rodriguez, 2004; Furness *et al.*, 2013). Etant donnée la complexité de ces systèmes, il existe un fort besoin d'acquisition de connaissances sur l'utilisation de l'espace aérien par les oiseaux et sur les mouvements qui pourraient leur permettre de détecter et de répondre à la présence de lignes électriques. Ces études permettraient notamment de mettre en place des mesures visant à réduire le risque de collision entre les oiseaux et les lignes électriques (Barrientos *et al.*, 2012).

En France, un Comité National Avifaune réunissant l'entreprise de transport d'électricité (RTE), l'entreprise de distribution d'électricité (ERDF) et deux associations de protection de la Nature (la Ligue pour la Protection des Oiseaux et France Nature Environnement) a été créé en 2004. Ce comité a pour objectif de discuter et de mettre en place des actions visant à réduire les impacts des lignes électriques sur les oiseaux. Il existe en effet un engagement de la Commission européenne, des entreprises de distribution et de transport d'électricité ainsi que des organisations non gouvernementales à réduire l'impact des réseaux de distribution et de transport d'électricité sur les oiseaux par le biais de conventions internationales (Convention de Bonn) et de déclarations (Budapest Declaration on bird protection and power lines). Il existe une forte connaissance de terrain vis-à-vis des interactions entre les oiseaux et les lignes électriques grâce aux études menées localement par des associations de protection de la Nature en collaboration avec les gestionnaires des réseaux d'électricité, concernant la mortalité par collision et le comportement des oiseaux à proximité des lignes (CORA-Rhône, 1996, 1998; Kabouche, 2001; Kabouche *et al.*, 2006; LPO Aveyron, 2012; LPO PACA, 2013). Cependant, ces études souffrent des limites méthodologiques évoquées plus tôt et la quantification de la mortalité par collision reste incertaine en raison de l'hétérogénéité des méthodes utilisées et de l'existence des biais à la quantification. La localisation et la hiérarchisation des zones d'interaction entre oiseaux et lignes électriques à l'échelle nationale - en se basant sur des connaissances scientifiques - n'a jamais été entreprise. Une localisation des sites à enjeux a été réalisée par une association de protection de la Nature, l'Association Multidisciplinaire des Biologistes spécialistes de l'Environnement (AMBE) selon une méthodologie qui n'a pas été décrite.

Mes travaux de recherche ont émergés dans ce contexte, à la demande de Réseau de Transport d'Electricité (RTE), et se concentrent donc sur une approche méthodologique de l'étude des interactions des oiseaux avec le réseau de lignes électriques haute-tension et très-haute-tension en France métropolitaine.

Nous avons tenté d'apporter des réponses, des solutions techniques ou des recommandations aux questions suivantes :

Partie I, relative à la localisation et la hiérarchisation du risque d'interaction entre les oiseaux et les lignes électriques à l'échelle nationale

- *Quelle est la distribution des interactions entre les oiseaux et les lignes électriques à l'échelle nationale ? Peut-on identifier des zones à fort enjeu dans le but d'accentuer les mesures de protection sur les secteurs prioritaires ?*
- *La distribution de ces interactions est-elle différente pour des espèces à fort enjeu de conservation ?*
- *La distribution des sites identifiés jusqu'à présent comme étant à fort risque de collision est-elle corrélée à celle des sites identifiés comme à plus fort risque d'interaction par notre méthodologie reposant sur des données collectées à large échelle ?*

Ces questions sont traitées avec une approche spatiale, en utilisant trois bases de données nationales. La présence d'oiseaux nicheurs collectées dans le cadre de l'atlas des oiseaux nicheurs de France (Issa and Muller, 2015); les données d'oiseaux migrateurs bagués collectées depuis 1954 issues de la base de données de baguage et déplacements d'oiseaux de France (Dehorter and CRBPO, 2015), et les données concernant le réseau de transport d'électricité sont utilisées. Des modèles de distribution d'espèces sont utilisés pour estimer la distribution des probabilités de présence des oiseaux nicheurs et migrateurs. Une hiérarchisation des espèces nicheuses selon un indice de fragilité à l'interaction avec les lignes électriques est établie et intégrée dans les cartographies (Certain *et al.*, 2015; Furness *et al.*, 2013). Les cartographies de risque d'interaction entre oiseaux et lignes électriques sont construites en combinant les distributions spatiales des oiseaux nicheurs, migrateurs et du réseau d'électricité. Les cartographies obtenues sont comparées à la distribution des sites actuellement identifiés comme sites à enjeux par des analyses descriptives.

Il est attendu une variabilité spatiale des risques d'interactions entre oiseaux nicheurs et migrateurs et selon que les enjeux sont hiérarchisés entre espèces.

Dans une deuxième partie de cette thèse, nous avons travaillé sur l'une des deux conséquences de la fragmentation aérienne provoquée par les lignes électriques, la mortalité par collision des oiseaux. Nous avons étudié les possibles moyens de quantifier cette mortalité et plus particulièrement les biais à la quantification.

- *Comment est quantifiée la mortalité par collision des oiseaux avec les lignes électriques et quels sont les biais associés ?*

- *Comment les biais de persistance et de détection des carcasses d'oiseaux affectent la quantification de la mortalité ? Comment le biais de persistance varie spatialement, selon les sites et les habitats, selon la taille et l'âge des carcasses, selon la saison ?*
- *Quels sont les effets de la taille des carcasses sur le biais de détection ? Quelle est la variabilité de la détection entre carcasses et observateurs ?*
- *Est-il possible d'obtenir une estimation de ces biais qui puisse être extrapolée à de nouvelles configurations ?*
- *Quelles sont les implications de ces biais pour le suivi de la mortalité et comment améliorer les suivis de mortalité d'oiseaux sous les lignes électriques ?*

Afin d'estimer les biais de persistance et de détection des carcasses d'oiseaux, une expérimentation de disposition et de suivi de carcasses a été réalisée sur une période totale de trois mois dans la région montpelliéraine. Des analyses dites « de survie » (Kaplan and Meier, 1958) et des modèles mixtes ont été utilisés pour étudier l'effet de différents facteurs sur la persistance et la détection des carcasses. Les probabilités de détection et de persistance estimées par ces analyses sont ensuite cumulées afin d'évaluer les effets de ces biais pour la quantification de la mortalité.

Une certaine homogénéité de la persistance des carcasses pour des sites proches et une variation de la détection des carcasses d'oiseaux en fonction de la taille sont attendues.

Dans une troisième partie, nous avons étudié les effets de la fragmentation de l'espace aérien sur le mouvement d'oiseaux à proximité des lignes à différentes échelles spatiales :

- *Existe-t-il un déplacement de l'utilisation de l'espace par les oiseaux à la proximité des lignes électriques ?*
- *Existe-t-il une évasion anticipée ou impulsive de la ligne par les oiseaux ? Si oui à quelle distance survient-elle et comment se caractérise-t-elle ?*
- *L'évitement des lignes par les oiseaux survient-il au stade le plus extrême d'un point de vue du risque de collision qui est la fuite ? Si oui comment se caractérise-t-elle ?*

Ces questions sont traitées grâce à des données de suivi télémétrique d'individus de vautours fauves (*Gyps fulvus*) sur la région des Grands Causses sur les années 2010 à 2012 (Duriez *et al.*, 2014). La précision et la résolution de ces données permettent une analyse fine des trajectoires en trois dimensions. Des analyses de domaines vitaux de mouvement en trois dimensions sont utilisées pour étudier la distribution de l'utilisation de l'espace par les vautours. Afin de caractériser des comportements d'évasion anticipée par une augmentation

ou diminution de la hauteur de vol, des modèles mixtes de régression non linéaire sont utilisés pour étudier les relations entre hauteur de vol et distance aux lignes électriques. Enfin, une analyse descriptive des trajectoires à l'approche des lignes est réalisée.

Il est attendu que les vautours ont une bonne représentation spatiale de leur environnement et que les comportements d'évitements soient plutôt anticipés à une distance assez importante des lignes électriques.

Il est attendu que si le mouvement des vautours les amène à une très grande proximité de la ligne, la fuite sera peu probable et le risque de collision sera grand.

Chapitre 1 :

Localisation et hiérarchisation des interactions des oiseaux avec le réseau de transport d'électricité en France

Ce premier chapitre de thèse a pour but de proposer une méthodologie visant à localiser et hiérarchiser le risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques HT et THT et à appliquer cette méthodologie sur l'ensemble de la France. Ce travail permet de répondre à des objectifs opérationnels en termes de conservation des espèces. Il permet aux acteurs de la conservation tels que les gestionnaires d'espèces et d'espaces naturels ainsi qu'aux gestionnaires des réseaux électriques, de construire un plan d'échantillonnage de sites, représentatifs de la variabilité du risque d'interaction, pour lesquels des actions de suivi de mortalité par collision et du comportement des oiseaux pourraient être envisagées ainsi que des mesures de réduction de l'impact implémentées.

Introduction

1. Cartographies de risque en biologie de la conservation

La spatialisation des enjeux est un aspect incontournable et commun à de nombreuses études en biologie de la conservation, que ce soit pour représenter la distribution d'une espèce (Monnet *et al.*, 2015) ou les enjeux relatifs à l'impact d'infrastructures anthropiques (Reid *et al.*, 2015), aux changements climatiques (Giorgi and Lionello, 2008) ou à la progression d'espèces invasives (Peterson *et al.*, 2003). Les analyses spatiales ont débuté par le dessin à la main de cartes de distribution d'espèces et aujourd'hui, avec la numérisation des données, le stockage et le partage des données facilité, et le développement constant des méthodes d'analyses spatiales, les conditions techniques pour répondre à ces problématiques n'ont jamais été aussi performantes.

La cartographie spatiale du risque, « risk-mapping » pour les anglophones, est utilisée notamment vis-à-vis des infrastructures anthropiques, dans un objectif de planification de l'implantation des infrastructures et en particulier du développement de l'énergie éolienne en milieu marin (Certain *et al.*, 2015; Furness *et al.*, 2013; Garthe and Huppopp, 2004). Il s'agit dans ce cas de représenter spatialement la distribution des oiseaux marins et de prévoir leurs

potentielles interactions avec des projets de parcs éoliens afin de planifier l'implantation des éoliennes de manière à éviter l'impact. Etant données les nombreuses convergences techniques entre l'interaction avec les lignes électriques et l'interaction avec les éoliennes, ainsi que le peu d'études et de méthodologies proposées sur les lignes électriques, les méthodes de spatialisation du risque développées pour le risque éolien peuvent tout à fait être transposées au risque lié aux lignes électriques.

Certain *et al.* (2015) proposent une méthodologie se basant sur la combinaison de données à l'échelle spécifique, pondérées par des **indices de vulnérabilité et de sensibilité** des espèces, pour construire des indices d'enjeux de collision entre oiseaux et éoliennes à l'échelle de la communauté.

La **vulnérabilité** d'une espèce est relative à la probabilité qu'elle soit impactée par une pression donnée alors que la **sensibilité** de l'espèce fait référence à la résilience de l'espèce à tout type de pression, c'est-à-dire sa capacité à retrouver un état de fonctionnement et de développement identique à son état avant perturbation (Tilman, 1996).

Pour estimer la vulnérabilité des oiseaux marins aux champs d'éoliennes, Furness *et al.* (2013) ont utilisé le temps passé en vol et la proportion du temps passé à la hauteur des pales des éoliennes, la manœuvrabilité en vol et l'activité nocturne des espèces.

Parmi les facteurs relatifs à la sensibilité, ceux liés au statut de conservation des espèces reflètent l'ampleur que tout type de pression peut avoir sur ces espèces.

Les individus d'une espèce donnée peuvent être vulnérables à un type de pression mais si cette espèce est résiliente, alors l'impact de la pression sur l'espèce s'en retrouve modéré. Inversement, une pression modérée sur une espèce à cycle de reproduction lent peut avoir un impact plus important car les populations de cette espèce présentent une probabilité plus importante de ne pas être capable de compenser une mortalité accidentelle additionnelle (Saether and Bakke, 2000).

Certain *et al.* (2015) calculent **un indice de fragilité global** spécifique à partir des indices de vulnérabilité et de sensibilité. Cet indice de fragilité est utilisé pour pondérer les données de distribution des espèces afin d'obtenir un indice d'enjeux pour la communauté entière des oiseaux marins. Les sorties de ces études de « risk mapping » proposées par Certain *et al.* (2015) sont constituées principalement d'un jeu de cartes présentant une distribution spatiale de la fragilité de la communauté d'oiseaux à chaque pression dont la mortalité par collision avec les éoliennes.

Dans le but d'appliquer ces méthodes de « risk mapping » au risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques – collision et/ou modification comportementale – j'ai réalisé une synthèse de la littérature afin de déterminer les facteurs impactant la vulnérabilité des oiseaux vis-à-vis des lignes électriques. Comme nous l'avons vu en introduction de cette thèse, les facteurs affectant le mouvement des oiseaux, et donc les interactions avec les lignes électriques, sont des facteurs intrinsèques aux oiseaux que sont l'état interne, les capacités de navigation et de locomotion ; et des facteurs externes que sont les facteurs environnementaux. Certain *et al.* (2015) ne prennent pas en compte la configuration et la distribution des éoliennes dans leur étude car il s'agit d'une étude avant implantation, or dans le cas des lignes électriques HT et THT, la majorité est déjà implantée et ces facteurs doivent donc être pris en compte.

La sensibilité des espèces est commune à tout type de pression et les facteurs pris en compte sont donc les mêmes que ceux utilisés en rapport avec les éoliennes. Peu d'études s'intéressent à mettre en relation les études de mortalité à la dynamique des populations et montrent un effet biologiquement significatif des collisions sur les populations (Shaw *et al.*, 2010). Dans les populations présentant de forts taux de reproduction, l'impact des lignes électriques en tant que facteur indépendant de mortalité est probablement compensé (Bevanger, 1998). Cependant pour des petites populations ou des espèces présentant de faibles taux de reproduction, la perte d'un individu peut affecter significativement la viabilité de populations locales, rares ou menacées d'extinction (Bevanger, 1998).

2. Les facteurs affectant la vulnérabilité des oiseaux à l'interaction avec les lignes électriques

2.1. *Etat interne, capacités de navigation et de locomotion*

La proportion de temps passé en vol et la hauteur de vol vont affecter la probabilité d'un oiseau d'être en interaction avec les lignes électriques et sont en partie déterminés par la phase du cycle journalier et annuel dans laquelle il se trouve : à l'échelle d'une journée, en fonction de la période d'alimentation, de transit entre deux sites d'alimentation ou vers un dortoir, d'une exposition à un prédateur ou à un dérangement engendrant une fuite rapide ; à l'échelle de l'année, en fonction de sa décision de migrer, trait génétique faisant l'objet d'une certaine plasticité phénotypique (cas des migrateurs partiels, en particulier) dont l'expression dépend notamment des conditions environnementales, du sexe et de l'âge (Pulido, 2007).

La migration est une adaptation permettant aux oiseaux d'exploiter de manière optimale les ressources dans le temps et dans l'espace. Elle peut s'effectuer sur de grandes distances

(jusqu'à 71 000 km parcourus en une année par la Sterne arctique *Sterna paradisaea*) ou sur de simples gradients altitudinaux (espèces montagnardes), être régulière d'une année sur l'autre (majorité des oiseaux) ou dépendre de la rareté soudaine d'une ressource (espèces irruptives) (Zucca, 2015).

De nombreuses stratégies existent pour migrer : des espèces vont voler des milliers de kilomètres à très haute altitude, sans se poser pendant plusieurs jours, et n'auront donc qu'une très faible exposition aux lignes électriques (jusqu'à 11 000 km d'une seule traite pour la Barge rousse, *Limosa lapponica*, (Gill *et al.*, 2009). Elles feront ensuite halte plusieurs jours, voire plusieurs semaines, sur un site de halte migratoire où leur exposition peut être plus importante. La plupart des oiseaux migrateurs effectuent des vols plus courts, d'une nuit ou d'une journée, entrecoupées de haltes de plusieurs jours pour reconstruire leurs réserves énergétiques (Alerstam, 1990). Certaines espèces se nourrissent durant le vol actif, combinant vol migratoire à basse altitude et recherche de proies (cas de certains rapaces tels que l'Epervier d'Europe *Accipiter nisus*, le Faucon émerillon *Falco columbarius*, le Balbuzard pêcheur *Pandion haliaetus*) et ont donc une forte exposition aux lignes électriques durant leur migration. Les rapaces et autres planeurs, de manière générale, migrent à une altitude très variable en fonction de la force des courants ascendants, et présentent ainsi une vulnérabilité importante vis à vis des lignes électriques, accentuée par leur forte envergure. Les cygnes et les oies migrent le plus souvent à 300 mètres de hauteur, et l'altitude de vol est très variable (de quelques dizaines de mètres à plusieurs milliers de mètres) chez les canards, les limicoles et les passereaux. Les migrateurs diurnes volent en moyenne plus bas que les migrateurs nocturnes, et les migrateurs courte distance tels que les Pinsons des arbres (*Fringilla coelebs*), Alouettes des champs (*Alauda arvensis*), Pipits farlouses (*Anthus pratensis*) progressent à quelques dizaines de mètres de haut seulement par vent adverse, à hauteur des lignes électriques (Bruderer, 1997; Liechti, 2006). Toutes les espèces sont sinon potentiellement en contact avec des lignes électriques au début de l'ascendance et à l'approche de l'atterrissage, qui se produisent de nuit pour la plupart des espèces, et dans un environnement inconnu. Ce risque est accentué par la présence de sources lumineuses (de longueurs d'onde élevées, en particulier) pouvant désorienter les oiseaux migrateurs nocturnes et les attirer droit vers une ligne électrique, particulièrement par conditions météorologiques défavorables (particulièrement en présence de brouillard ou de nuages bas) (Gauthreaux and Belser, 2006). Les périodes de migration peuvent ainsi représenter d'importants risques de collision. Ces risques sont cependant importants tout au long de l'année. Hors des périodes de vol migratoire actif, les oiseaux effectuent des mouvements fréquents et des vols répétés. L'exposition aux

lignes électriques peut alors être importante ce qui peut exposer les oiseaux à un risque de collision à la proximité des lignes. Citons par exemple les déplacements nocturnes quotidiens des canards depuis leurs sites de repos jusqu'à leurs sites de gagnage, les allers-retours depuis les dortoirs en hiver, et les nombreux trajets pour nourrir les jeunes au nid en période de reproduction.

Les collisions semblent être plus probables de nuit que de jour en raison des mauvaises conditions de visibilité pour les oiseaux, cependant il faut être prudent dans cette généralisation. Deng and Frederick (2001) montrent une moins grande réactivité face aux lignes électriques des oiseaux volant de nuit comparé à ceux volant de jour, mais ces oiseaux volant de nuit volaient généralement plus haut par rapport au sol que les oiseaux volant de jour. En volant plus haut de nuit les oiseaux peuvent diminuer leur risque d'interaction avec des obstacles naturels ou anthropiques. Cependant le risque peut être maximal au moment du départ ou de l'arrivée des oiseaux sur les sites de nidification, par exemple les puffins de Newell (*Puffinus auricularis newelli*) croisent les lignes électriques à une plus grande proximité au lever du jour qu'à la tombée de la nuit et les collisions sont enregistrées lors des vols matinaux (Cooper and Day, 1998). Des études radar ont montré que sous de bonnes conditions météorologiques, en absence de vents violents, de pluie ou de brouillard, 84 à 97% des oiseaux migrants de nuit volent à des altitudes de plus de 125 mètres du sol où elles ne sont pas exposées au risque de collision (études privées américaines, Avian Power Line Interaction Committee (APLIC), 2012).

Il existe des comportements spécifiques qui peuvent distraire l'oiseau de la présence des lignes électriques. Le vol en formation rend les espèces plus vulnérables à la collision car il laisse peu de place à la manœuvre et que la vision de l'individu est partiellement obstruée par les individus qui l'entourent (Croft *et al.*, 2013, 2015; Crowder and Rhodes, 2002). En revanche la présence d'un groupe peut être avantageuse car les groupes peuvent détecter les obstacles et y réagir à de plus grandes distances que les oiseaux évoluant seuls (Crowder and Rhodes, 2002) et la structure du groupe avec un individu dominant expérimenté peut réduire le risque de collision (Croft *et al.*, 2015). Pour les espèces prédatrices, le risque de collision peut être lié à la poursuite d'une proie. Bevanger (1994) suggère que les chasseurs aériens tels que les hirondelles et certains rapaces comme le faucon pèlerin (*Falco peregrinus*), l'aigle royal (*Aquila chrysaetos*), et l'autour des palombes (*Accipiter gentilis*), malgré une très bonne manœuvrabilité en vol et une bonne vision, peuvent être distraits de la présence de la ligne par la poursuite de leurs proies. Les comportements liés à la reproduction peuvent augmenter le risque de collision si les sites de reproduction sont proches des lignes électriques. Ces

comportements regroupent les parades nuptiales, la défense du territoire, la construction du nid et le nourrissage des jeunes, les envols des jeunes, et les vols autour des nids et de la colonie de manière générale.

Le risque peut aussi être associé à l'âge des individus reflétant leurs **capacités de navigation**, avec les oiseaux les plus vieux étant souvent habitués à la présence des lignes électriques et développant des stratégies d'évitement les exposant à un moins grand risque que les jeunes (Henderson *et al.*, 1996). Les jeunes ont en général un moins bon contrôle de leur vol, une moins bonne connaissance de leur environnement et sont plus vulnérables à la collision que les adultes.

Les capacités de perception de l'environnement par les oiseaux sont peu connues à ce jour. La vision est considérée comme le principal sens permettant l'acquisition d'indices perceptuels par les oiseaux et elle est très différente de la vision humaine. Le champ de vision binoculaire est généralement réduit et la vision frontale des oiseaux a une acuité visuelle généralement inférieure à leur vision latérale qui est davantage utilisée pour détecter les détails (Martin, 2011). Les passereaux ont des champs binoculaires significativement plus larges que les non passereaux. Parmi les passereaux, les corvidés ont les champs binoculaires les plus larges. Parmi les non passereaux, il existe une grande variabilité des champs visuels entre familles et même au sein de genres. Les principaux moteurs des différences dans les champs visuels sont associés à la variabilité des défis perceptuels que rencontrent les oiseaux à travers les différents modes de prospection alimentaire (Martin, 2014). Martin and Shaw (2010) ont montré que chez les familles d'oiseaux présentant de forts risques de collision avec de forts taux de mortalité associée aux lignes électrique (grues et outardes) le champ de vision frontale est très étroit, alors que les champs binoculaires verticaux sont assez longs (caractéristique des espèces qui prennent les aliments directement dans le bec sous surveillance visuelle). Il existe de très grandes zones aveugles au-dessus et en dessous des champs binoculaires et dans la direction de déplacement. En vol, les mouvements de tête dans le plan vertical, vont rendre l'oiseau aveugle à sa direction de déplacement. De tels mouvements peuvent se produire quand les oiseaux scannent le paysage en dessous d'eux, à la recherche de nourriture ou de sites de perchoirs ou de congénères.

La probabilité pour un oiseau d'entrer en collision est en partie fonction de sa morphologie qui affecte sa manœuvrabilité en vol et donc ses **capacités de locomotion** (Bevanger, 1994; Crowder and Rhodes, 2002; Janss, 2000; Rubolini *et al.*, 2005). Bevanger (1994) classe les espèces dans différentes catégories de manœuvrabilité en vol sur la base de leur morphologie en utilisant le poids, la charge alaire (le ratio entre la masse corporelle et la surface alaire)

ainsi que l'allongement de l'aile (le ratio entre l'envergure de l'oiseau montée au carré et la surface alaire). Il trouve que les oiseaux avec une forte charge alaire (ailes courtes et/ou corps lourds) présentent généralement une moins bonne manœuvrabilité en vol et donc un plus grande susceptibilité à la collision que les oiseaux avec une faible charge alaire. De même, les espèces avec un faible allongement (des ailes plus courtes que larges) sont plus vulnérables que celles avec un fort allongement (des ailes plus longues que larges). Il en conclut donc que les oiseaux avec une forte charge alaire et un faible allongement représentent les espèces avec une mauvaise manœuvrabilité en vol qui pourraient ne pas avoir l'agilité nécessaire pour rapidement éviter la collision. Janss (2000) et Rubolini *et al.* (2005) reprennent la méthodologie de Bevanger (1994) et mettent en relation la morphologie des espèces avec les effectifs d'oiseaux trouvés morts sous les lignes, notamment pour étudier les caractéristiques morphologiques qui permettraient de distinguer les victimes de collision des victimes d'électrocution. Ils parviennent à la même conclusion que Bevanger (1994) selon laquelle les espèces avec une forte charge alaire et un faible allongement représentent les espèces les plus susceptibles à la collision (Janss, 2000; Rubolini *et al.*, 2005). Par exemple, Brown and Drewien (1995) trouvent que les oiseaux d'eau (en particulier le canard colvert *Anas platyrhynchos*) représentent plus de la moitié des effectifs d'oiseaux morts par collision. En comparaison, Henderson *et al.* (1996) étudient une colonie de sternes pierregarin (*Sterna hirundo*), espèce considérée agile en vol, dont les sites alimentaires et les dortoirs sont séparés par des lignes électriques et qui malgré une exposition importante aux lignes, présente une faible mortalité avec seulement deux individus trouvés morts par collision. Cependant, les études mettant en relation des effectifs d'oiseaux trouvés morts sous les lignes avec les traits morphologiques de ces espèces doivent être considérées avec prudence puisque les suivis de mortalité sont très fortement biaisés et qu'il y a de très fortes chances que l'échantillon collecté sous les lignes ne soit pas représentatif du gradient morphologique d'oiseaux qui entrent en collision avec les lignes.

2.2. Les facteurs externes à l'oiseau – facteurs environnementaux

➤ Lignes électriques

Les câbles de garde sont souvent associés à la collision car ils sont placés tout en haut et sont généralement de plus faible épaisseur que les conducteurs, les rendant moins visibles (Savereno *et al.*, 1996). Le plus petit diamètre des câbles de garde par rapport aux conducteurs influence le risque de collision (Jenkins *et al.*, 2010; Savereno *et al.*, 1996).

La présence de câble de garde est le seul facteur relatif aux lignes influençant le risque d'interaction étudié scientifiquement, bien que d'autres caractéristiques soient identifiées comme influençant ce risque (Avian Power Line Interaction Committee (APLIC), 2012). Ainsi, les lignes qui sont positionnées perpendiculairement aux routes de migration et aux autres routes empruntées par les oiseaux, aux crêtes des montagnes, aux vallées fluviales et aux lignes de rivage pourraient poser de plus grands risques d'interaction. Le nombre de plans de conducteurs par rapport au sol est également un facteur qui fait sens mais qui n'a pas été étudié. Une partie des chercheurs est d'accord pour dire qu'il faut garder l'arrangement vertical des conducteurs à un minimum car cela réduit la hauteur de la zone de collision quand d'autres suggèrent qu'au contraire la concentration des câbles va les rendre plus visibles pour les oiseaux (Avian Power Line Interaction Committee (APLIC), 2012).

➤ Les conditions météorologiques

Les conditions météorologiques ou de luminosité peuvent affecter la visibilité et la manœuvrabilité des oiseaux en vol. Le brouillard, la couverture nuageuse, les vitesses de vent fortes et les précipitations sont associées à de plus forts risques d'interaction (Drewitt and Langston, 2008; Shamoun-Baranes *et al.*, 2006). La visibilité réduite et de forts vents peuvent forcer les oiseaux à voler à de plus faibles altitudes, les mettant potentiellement à la même hauteur que les lignes électriques, comme cela a été montré sur les grues du Canada (*Grus canadensis*) (Morkill and Anderson, 1991).

➤ Habitat

Les lignes électriques localisées près d'habitats très utilisés (sites de reproduction, de prospection, de dortoirs) peuvent présenter un plus fort risque d'exposition à la collision, car ces lignes vont être fortement fréquentées. C'est particulièrement vrai lorsque les habitats de dortoirs et de prospection alimentaire sont séparés par une petite distance, où les oiseaux volent à de faibles altitudes, les amenant potentiellement à la hauteur des lignes électriques. Le risque particulier causé par une ligne va donc dépendre en partie de l'utilisation de l'habitat adjacent par l'oiseau. Champs agricoles, zones humides et aires urbaines contribuent positivement à la présence d'oiseaux dans la zone d'étude (près des aéroports dans une zone tampon de 13 km en Italie) (Coccon *et al.*, 2015).

Cette synthèse de la littérature nous a permis d'identifier les facteurs influant la vulnérabilité des espèces. La proportion de temps passée en vol et la proportion de temps de vol passée à hauteur risquée vis-à-vis des lignes électriques sont dépendantes de l'état interne, des capacités de navigation et de locomotion des oiseaux. Afin de prendre en compte les effets de **l'état interne**, la variabilité saisonnière de l'utilisation de l'espace par les oiseaux est prise en compte grâce aux données de présence des oiseaux au cours de la reproduction et au cours de la migration. Les données de reproduction concernent la distribution des espèces qui se reproduisent en France à partir du printemps jusqu'à la fin de l'été. Les données de migration concernent la distribution des espèces qui vont traverser la France au tout début du printemps et à la fin de l'été pour se déplacer entre leurs aires de reproduction et d'hivernage. En ce qui concerne les **capacités de navigation**, la connaissance scientifique n'est pas encore suffisante à ce jour pour attribuer un poids différent aux espèces selon leur vision et plus globalement leur capacité à percevoir leur environnement (Martin, 2011). Pour les **capacités de locomotion**, les études de Bevanger (1994); Janss, 2000 et Rubolini *et al.* (2005) mettant en relation des traits morphologiques et des effectifs d'oiseaux trouvés sous les lignes sont très probablement biaisées (Chapitre 2). En effet, certaines espèces peuvent être fortement représentées parmi les victimes de collision en raison de leur abondance (l'étourneau sansonnet *Sturnus vulgaris* formant des groupes de plusieurs milliers d'individus par exemple), ce qui reflète donc plus l'abondance de l'espèce que sa vulnérabilité à la collision (Janss, 2000). Par ailleurs, les carcasses de passereaux sont si petites qu'elles sont difficilement trouvées et leur nombre peut être sous-estimé et donc sous représenté dans ces études (Drewitt and Langston, 2008). Nous ne pouvons donc pas nous reposer sur cette classification de la manœuvrabilité en vol des oiseaux.

Les connaissances scientifiques ne permettent pas actuellement de pondérer sur des données chiffrées la proportion de temps passé en vol et la proportion de temps passé à des hauteurs de vol dangereuse vis-à-vis de la collision avec les lignes électriques pour plusieurs centaines d'espèces d'oiseaux.

Pour représenter spatialement le risque d'interaction entre oiseaux et lignes électriques à l'échelle de la France, trois types de données sont combinés par le biais d'analyses spatiales. Ces données concernent les distributions spatiales des populations d'oiseaux au cours de la reproduction et de la migration, construites en prenant en compte des variables d'habitat, de climat et de topographie, et enfin la distribution spatiale du réseau de transport d'électricité français.

Nous avons essayé de répondre aux questions suivantes:

- Quelle est la distribution des interactions entre les oiseaux et les lignes électriques à l'échelle nationale ? Peut-on identifier des zones à fort enjeu dans le but d'accentuer les mesures de protection sur les secteurs prioritaires ?
- La distribution de ces interactions est-elle différente pour des espèces à fort enjeu de conservation ?
- La distribution des sites identifiés jusqu'à présent comme étant à fort risque de collision est-elle corrélée à celle des sites identifiés comme à plus fort risque d'interaction par notre méthodologie reposant sur des données collectées à large échelle?

Matériels et Méthodes

L'unité choisie pour les analyses spatiales de la localisation et de la hiérarchisation du risque d'interaction des oiseaux vis-à-vis des lignes électriques est une maille de 10 x 10 km se basant sur la maille de l'Atlas des oiseaux nicheurs de France (Issa and Muller, 2015), qui constitue la résolution spatiale la plus large des trois types de données utilisées.

Des modèles de distribution d'espèces sont utilisés pour estimer les probabilités de présence des oiseaux au cours de la reproduction et de la migration (Figure 5). Ces modèles utilisent les données de l'atlas des oiseaux nicheurs, les données de reprise de bague des oiseaux en période de migration et des variables environnementales (Tableau 1). Les caractéristiques environnementales des sites utilisés par une espèce sont comparées par ces modèles aux caractéristiques des sites disponibles pour l'espèce sur une zone d'étude définie. Une fois que les conditions environnementales favorables à la présence de l'espèce sont caractérisées, les sites qui présentent ces conditions sur la zone d'étude sont identifiés et la distribution potentielle de l'espèce peut être cartographiée (Pearson, 2007). Les modèles de distribution d'espèces permettent ainsi de prédire la probabilité de présence d'une espèce qui peut être non détectée localement sur une maille par les protocoles de suivis appliqués sur le terrain. Ils permettent également de lisser les artefacts causés par des différences d'application du protocole de suivi des oiseaux nicheurs entre les régions (notamment en Nord-Pas-de-Calais et en Corse) (Issa and Muller, 2015) (Figure 6).

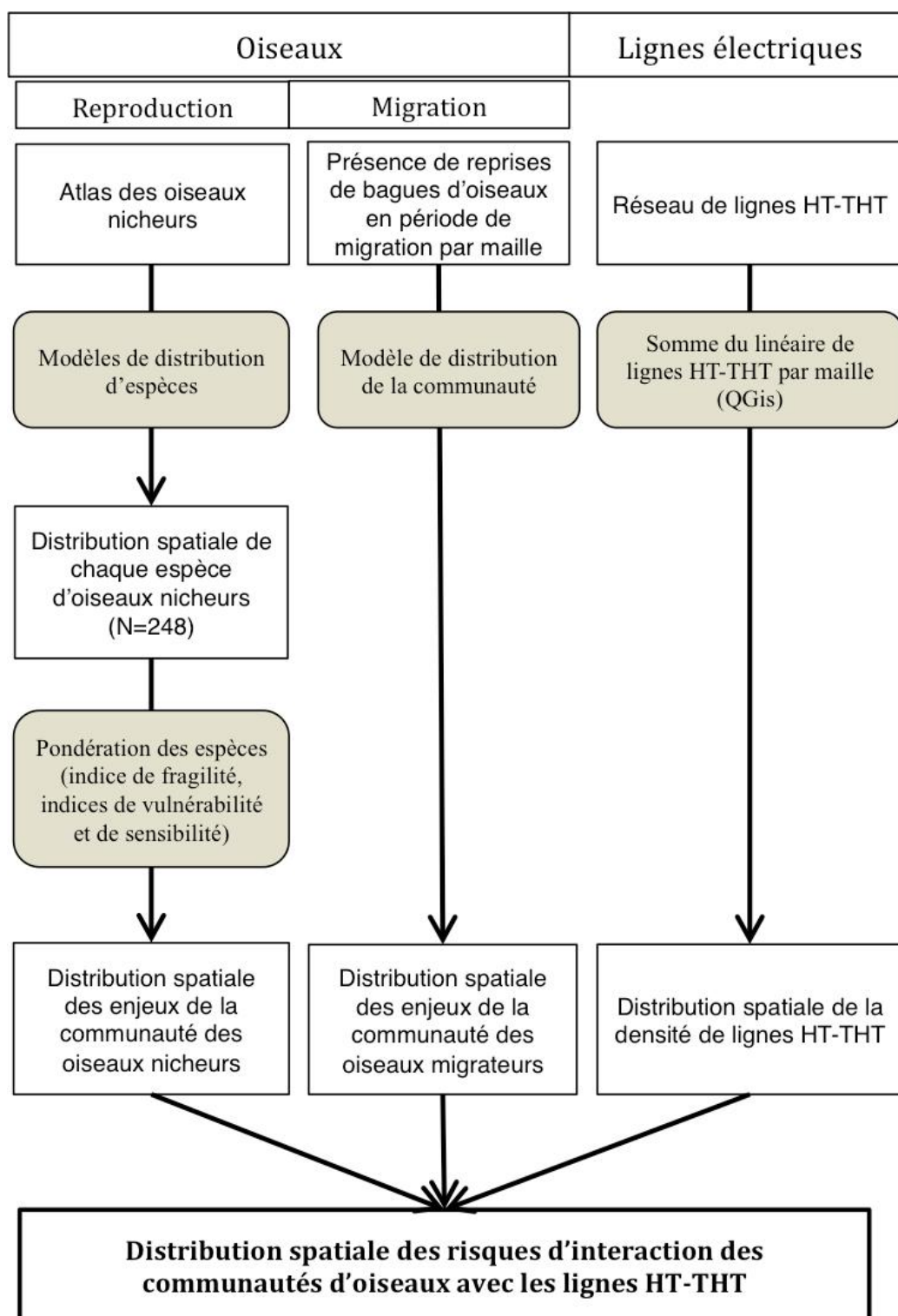


Figure 5 : Résumé des méthodes utilisées pour représenter spatialement le risque d'interaction entre les communautés d'oiseaux et les lignes électriques HT-THT en France.

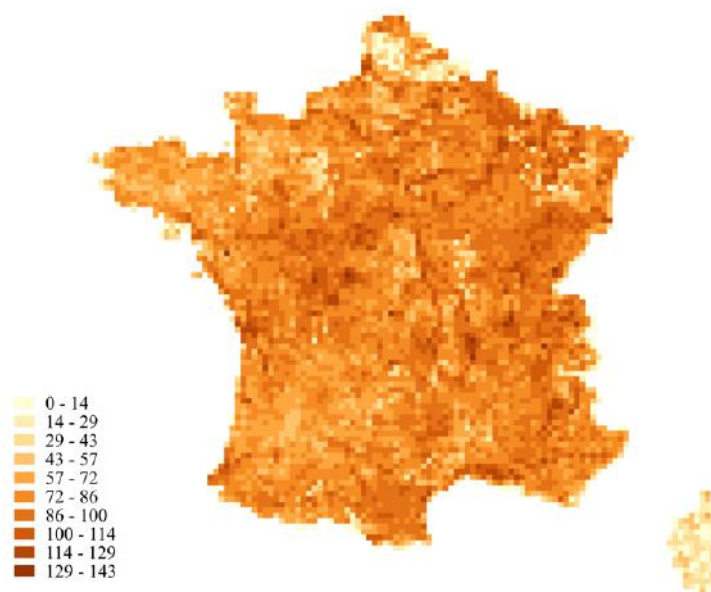


Figure 6 : Richesse spécifique des espèces d'oiseaux au cours de la reproduction (en nombre d'espèces présentes pour chaque maille de 10km x 10km) basée sur les données brutes de l'atlas des oiseaux nicheurs de France (Issa & Muller 2015)

Les probabilités de présence estimées par les modèles sont ensuite utilisées pour construire un **indice communautaire de fragilité** des espèces vis-à-vis des interactions avec les lignes électriques (Figure 5). La fragilité est estimée en combinant des **indices de sensibilité et de vulnérabilité** à l'interaction avec les lignes électriques et est utilisée pour pondérer les probabilités de présence et donner un poids plus important aux espèces fragiles.

Les indices communautaires de fragilité des oiseaux sont croisés avec la distribution du réseau de transport d'électricité pour évaluer les risques d'interaction entre oiseaux et lignes électriques (Figure 5).

La distribution de ces indices est ensuite confrontée à la distribution des sites utilisés jusqu'à présent pour localiser les enjeux oiseaux-lignes électriques.

Les termes « oiseaux nicheurs » et « espèces nicheuses » sont utilisés pour désigner les espèces d'oiseaux et leurs distributions au cours de la reproduction. Les termes « oiseaux migrateurs » et « espèces migratrices » sont utilisés pour désigner les espèces d'oiseaux et leurs distributions au cours de la migration.

Nous avons fait le choix de présenter les cartographies de distribution des enjeux des oiseaux nicheurs, des oiseaux migrateurs et des lignes électriques dans la partie Matériels et Méthodes car elles représentent des étapes intermédiaires de cette analyse dont les résultats sont les cartographies du risque d'interaction entre oiseaux et lignes électriques et la comparaison avec la distribution des sites à enjeux réalisée précédemment par l'AMBE.

1. Variables environnementales

Les variables environnementales utilisées dans les modèles de distribution d'espèce sont des variables d'habitat issues de (CORINE Land Cover, 2006) (précision à 20-25 m), des variables climatiques issues de Bioclim 1.4 (Hijmans *et al.*, 2005) et des variables topographiques issues de modèles numériques de terrain (précision 25 m) (Tableau 1). Pour chaque maille de 10 x 10 km, les surfaces d'habitat par maille, les valeurs moyennes des variables climatiques et les valeurs moyennes des variables topographiques sont calculées avec le plugin Qmarxan sous Qgis 2.8.3-Wien (Quantum GIS Development Team, 2016).

Afin de ne conserver que les variables environnementales qui ne sont pas fortement corrélées entre elles pour les modèles de distribution, des coefficients de corrélation de Spearman sont calculés et une valeur supérieure ou égale à 0.7 est utilisée pour identifier les variables fortement corrélées. Une ACP est réalisée sur les variables topographiques, les variables climatiques et la variable habitat « esp_ouverts », qui représente la distribution des glaciers, car ces variables sont fortement corrélées entre elles. Les deux premiers axes de l'ACP sont sélectionnés et les coordonnées des mailles sur ces deux axes sont ensuite utilisées comme variables explicatives (Axis1 et Axis 2) dans les modèles de distribution d'espèces. Les variables habitat sont centrées-réduites pour utilisation dans les modèles.

Tableau 1 : Variables environnementales utilisées pour modéliser la probabilité de présence des oiseaux au cours de la reproduction et de la migration. Les variables explicatives utilisées par les modèles sont symbolisées par un « X ». Les variables d'habitat sont issues de CORINE Land Cover (2006), les variables climatiques sont issues de Bioclim 1.4 (Hijmans *et al.*, 2005) et les variables topographiques sont issues de modèles numériques de terrain.

Variables		
Habitat	Nomenclature (N°typologie CORINE Land Cover)	Var. explicatives
zones_urba	zones urbanisées (typologie 11)	X
terres_arables	terres arables (21)	X
cult_perma	cultures permanentes (22)	X
zones_humid_int	zones humides intérieures (41)	X
zones_humid_marit	zones humides côtières (42)	X
eau_conti	eaux continentales (51)	X
eau_mari	eaux maritimes (52)	X
prairies	prairies (23)	X
zones_agri_hetero	zones agricoles hétérogènes (24)	X
forets	forêts (31)	X
veget_arbust	milieux à végétation arbustive et /ou herbacée (32)	X
esp_ouverts	espaces ouverts sans ou avec peu de végétation (33)	
Variables Climat		
bio15	saisonnalité des précipitations	
bio14	précipitation du mois le plus sec	
bio13	précipitation du mois le plus pluvieux	
bio12	précipitation annuelle	
bio6	température minimale du mois le plus froid	
bio5	température maximale du mois le plus chaud	
bio4	saisonnalité des températures	
bio1	température annuelle moyenne	
Variables Topographie		
aspect	direction d'exposition des pentes	
cti	indice d'humidité	
slope	pente	
Variables composites		
Axis1	coordonnées sur le 1er axe de l'ACP entre les variables Climat, les variables Topographie et esp_ouverts	X
Axis2	coordonnées sur le 2e axe de l'ACP entre les variables Climat, les variables Topographie et esp_ouverts	X

2. Oiseaux nicheurs

2.1. *Modélisation de la distribution des espèces nicheuses en France*

Les probabilités de présence des espèces nicheuses sont modélisées sur la base des données de présence des oiseaux nicheurs collectées dans le cadre de l'atlas des oiseaux nicheurs de France (2009-2012) (Issa and Muller, 2015). Ces données concernent la présence des espèces nicheuses sur l'ensemble de la France par unité de mailles de 10 km x10 km (5875 mailles). La reproduction possible, probable et certaine des espèces dans chaque maille est renseignée, toutes trois sont considérées comme une donnée de présence des espèces dans les mailles pour les analyses. Sur les 320 espèces pour lesquelles l'atlas fournit des informations, les nicheurs accidentels et les espèces d'oiseaux marins pélagiques vivant en haute mer ne sont pas utilisées dans les analyses car peu confrontées au risque de collision (Annexe A Tableau 1A).

Etant donné que l'on souhaite modéliser la probabilité de présence d'un grand nombre d'espèces dont les niches, c'est-à-dire l'ensemble des conditions environnementales nécessaires à la survie et au maintien de l'espèce (Hutchinson, 1957), varient énormément entre espèces, un large ensemble de variables environnementales est utilisé dans les analyses (Tableau 1). Cependant le nombre de variables explicatives que l'on peut utiliser dans un modèle est limité par le nombre de données afin d'éviter une sur-paramétrisation des modèles. De plus, la prévalence des espèces (la proportion des données de présence par rapport au nombre total de données d'observation) affecte la performance des modèles et doit être prise en compte dans la détermination du nombre adéquat de variables explicatives à utiliser dans les modélisations (McPherson *et al.*, 2004).

Pour chaque espèce disposant de plus de 30 données de présence (ratio de prévalence > 0.005), la probabilité de présence est modélisée (248 espèces) (Elith *et al.*, 2006). Afin de concilier la nécessité d'un nombre important de variables explicatives pour représenter la variabilité des préférences environnementales des espèces et d'autre part les faibles ratios de prévalence pour 137 espèces limitant le nombre de variables explicatives, 13 variables explicatives ont été utilisées (Tableau 1). L'autocorrélation spatiale des données de présence pour chaque espèce n'est pas prise en compte dans les modèles en raison de la lourdeur des procédures visant à intégrer ce type de facteur dans les modèles et du grand nombre d'espèces dont on souhaite modéliser la distribution. Un modèle de régression linéaire généralisée (GLM) suivant une loi de distribution binomiale est utilisé pour modéliser la probabilité de présence de chaque espèce (N=248). Aucune sélection de variable n'est faite, la fiabilité de la prédiction étant pour nous prioritaire par rapport à la significativité des variables explicatives

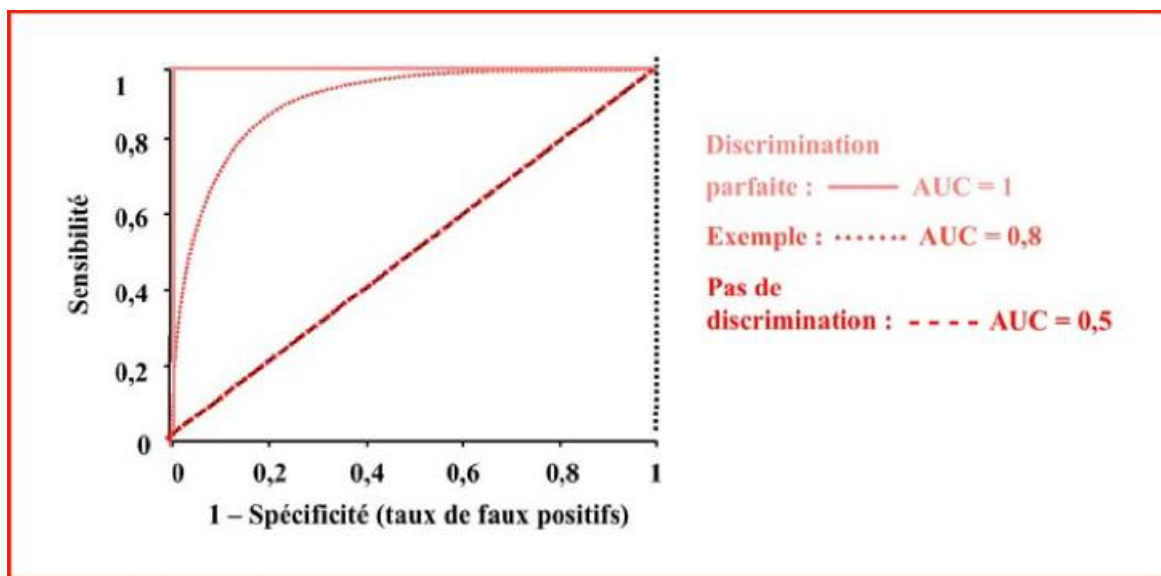
et l'objectif de cette étude étant de prédire la distribution des espèces et non pas de décrire leur niche (Legendre and Legendre, 1998)..

Pour chaque espèce, les modèles sont évalués par validation croisée : chaque modèle est construit avec 80% du jeu de données et est ensuite testé sur les 20% restant. L'AUC (Area Under the Curve) est calculé pour évaluer la prédiction des modèles avec la fonction roc du package pROC dans R v3.2.1 (Encart 1) (Cumming, 2000; R Core Team, 2015; Robin *et al.*, 2011). Pour chaque espèce 100 répétitions de validation croisée sont réalisées et la moyenne des AUC est calculée. Ensuite, pour l'ensemble des 248 espèces, la moyenne, le minimum et le maximum de ces AUC sont calculés. Le nombre d'espèces pour lesquelles l'AUC est inférieur à 0.7 est reporté.

Les modélisations de la distribution des espèces nicheuses ont une valeur moyenne d'AUC de 0.83 pour l'ensemble des espèces et sont comprises entre 0.64 et 0.99 pour chaque espèce. Seules 11 espèces présentent des AUC moyens inférieurs à 0.7. Ces prédictions sont donc considérées comme fiables (Encart 1). La distribution de la probabilité de présence de chaque espèce nicheuse est intégrée aux analyses de pondération des enjeux pour la construction de la distribution spatiale de l'indice communautaire de fragilité des oiseaux au cours de la reproduction.

Encart 1. Qu'est-ce que l'AUC ?

L'AUC (Area Under the Curve) est un test seuil-indépendant, qui calcule l'aire sous la courbe de ROC (Receiver-Operating Characteristic). La courbe ROC représente sur l'axe des abscisses le taux d'erreur « faux-positif » c'est-à-dire la proportion d'observations pour lesquelles l'espèce est faussement prédite présente par les modèles ; et sur l'axe des ordonnées la sensibilité c'est-à-dire la proportion d'observations pour lesquelles l'espèce est correctement prédite présente. Cette relation « faux positif » - « vrai positif » est représentée pour chaque valeur seuil (le seuil à partir duquel la probabilité de présence estimée par le modèle est considérée comme une présence). L'AUC est calculée en sommant l'aire sous cette courbe. Elle peut varier entre 0.5 et 1. Lorsque l'AUC est égal à 0.5 la distribution potentielle prédite par le modèle n'est pas différente d'une distribution aléatoire de l'espèce sur la zone d'étude (Fielding and Bell, 1997). Plus l'AUC est proche de 1, plus la prédiction du modèle est bonne. La qualité de la prédiction est considérée comme faible entre 0.5 et 0.7, modérée entre 0.7 et 0.9 et très forte lorsqu'elle est supérieure à 0.9 (Swets, 1988).



2.2. Pondération des enjeux pour chaque espèce

Pour représenter spatialement la fragilité de la communauté des populations d'oiseaux à la collision au cours de la reproduction, la méthode de Certain *et al.* (2015) est utilisée, s'appuyant et adaptant les méthodes de Garthe and Huppopp (2004) et Furness *et al.* (2013).

➤ Indice de vulnérabilité

L'indice de vulnérabilité correspond à la probabilité relative des espèces à interagir avec les lignes électriques et repose sur deux facteurs évalués à dire d'expert que sont la proportion

de temps passé en vol et la hauteur de vol. L'expert consulté est Frédéric Jiguet¹. Le premier facteur (v_i1) est la proportion de temps passé en vol de l'espèce i noté de 1 à 3. Une valeur de 1 correspond à une faible proportion de temps passé en vol et 3 correspond à une forte proportion de temps passé en vol. Le deuxième facteur (v_i2) est la hauteur de vol de l'espèce i , noté de 1 à 2, une valeur de 1 correspond à des hauteurs de vol à faible risque d'interaction avec les lignes électriques et 2 à des hauteurs de vol considérées à fort risque d'interaction avec les lignes électriques (Annexe A Tableau 2A).

➤ **Indice de sensibilité**

La sensibilité à la collision correspond à la sensibilité des dynamiques des populations à une mortalité par collision. Le critère UICN France est utilisé pour hiérarchiser les espèces selon leur sensibilité (UICN France *et al.*, 2011). Une valeur de 1 à 6 est attribuée au facteur de sensibilité s_i selon le critère UICN France tel que, 1 : NA et DD, 2 : LC, 3 : NT, 4 : VU, 5 : EN, 6 : CR (Figure 7 et Annexe A Tableau 2A).

➤ **Indice global de fragilité**

L'indice global de fragilité de l'espèce i est obtenu pour chaque espèce en combinant l'indice de sensibilité et l'indice de vulnérabilité (Annexe A Tableau 2A).

L'indice de vulnérabilité V_i pour chaque espèce i est :
$$V_i = \frac{v_i1 * v_i2}{\max((v_i1 * v_i2) + 1)}$$

L'indice de sensibilité pour chaque espèce i est :
$$S_i = \frac{s_i}{\max(s_i + 1)}$$

La méthode de pondération utilisée pour calculer l'indice communautaire de fragilité des espèces nicheuses nécessite une valeur inférieure à 1 des indices de vulnérabilité et de sensibilité afin de ne pas obtenir une valeur nulle au dénominateur (cf 2.3), c'est pourquoi ces indices sont divisés par la valeur maximale de l'indice à laquelle on ajoute 1.

L'indice global de fragilité de l'espèce i est :
$$F_i = V_i * S_i$$

¹ Frédéric Jiguet est professeur au MNHN, expert ornithologue et directeur du CRBPO.

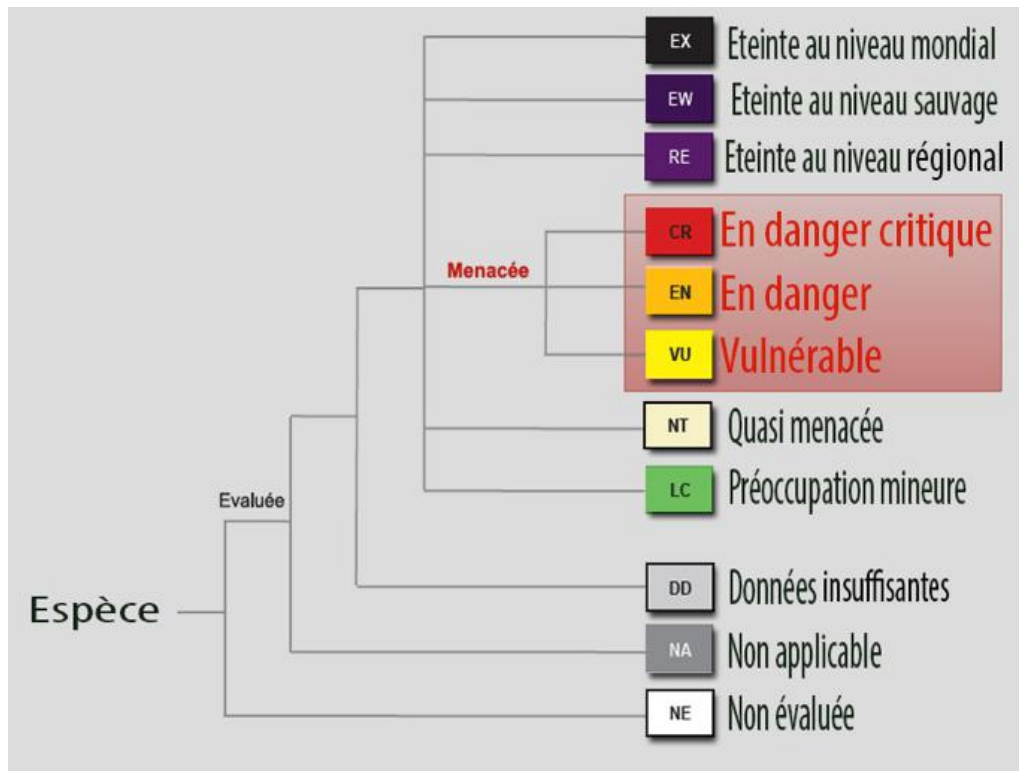


Figure 7 : Catégories UICN utilisées pour hiérarchiser les espèces d'oiseaux au cours de la reproduction selon leur sensibilité (d'après les guides UICN 2001 & 2003).

2.3. Indice communautaire de fragilité des oiseaux nicheurs

La méthodologie de Certain *et al.* (2015) permet de calculer **l'indice communautaire de fragilité** C_j dans chaque maille j , unité spatiale des analyses (j variant de 1 à 5875) :

$$C_j = \sum_{i=1}^S \frac{p_{ij}}{1 - F_i}$$

Avec p_{ij} , représentant la probabilité de présence de l'espèce i dans la maille j ; et F_i étant l'indice global de fragilité de l'espèce i . Les espèces i variant de 1 à $S=248$.

Les cartographies sont tout d'abord construites (1.) pour l'ensemble des espèces sans aucune pondération, reflétant simplement la distribution spatiale de la somme des probabilités de présence des espèces pour chaque maille, puis (2.) avec une pondération par l'indice de fragilité F_i et enfin (3.) seulement pour les espèces considérées « vulnérables », « en danger », « en danger critique » selon le critère UICN France (47 espèces au total auxquelles on se réfèrera dans la suite du Chapitre par « espèces menacées ») avec une pondération par l'indice de fragilité F_i .

Cette méthode de calcul de l'indice communautaire permet d'attribuer un poids aux espèces de manière exponentielle selon un indice de fragilité croissant.

L'indice communautaire des oiseaux nicheurs sans pondération est en moyenne de 0.56 (± 0.09). Il est plus faible sur les massifs montagneux à haute altitude (une partie des Alpes et des Pyrénées) et sur le littoral Ouest de la France (Figure 8 a). Les zones où l'indice est plus fort sont localisées sur les grandes vallées fluviales, le long de la Loire, du Rhône, de la Seine, le long de l'axe Rhodanien et en Languedoc-Roussillon. La pondération des espèces rend les enjeux sur les oiseaux nicheurs plus localisés et moins diffus (Figure 8 b et c). Les enjeux se concentrent alors le long du couloir rhodanien, en région Centre et Ile de France, en Languedoc Roussillon et Midi-Pyrénées. Les valeurs d'indice ne changent globalement pas avec une moyenne de 0.53 (± 0.09). Lorsque seules les espèces menacées sont prises en compte (Figure 8 c) et qu'une pondération est appliquée, l'indice communautaire de fragilité est globalement plus faible avec une moyenne de 0.23 (± 0.07).

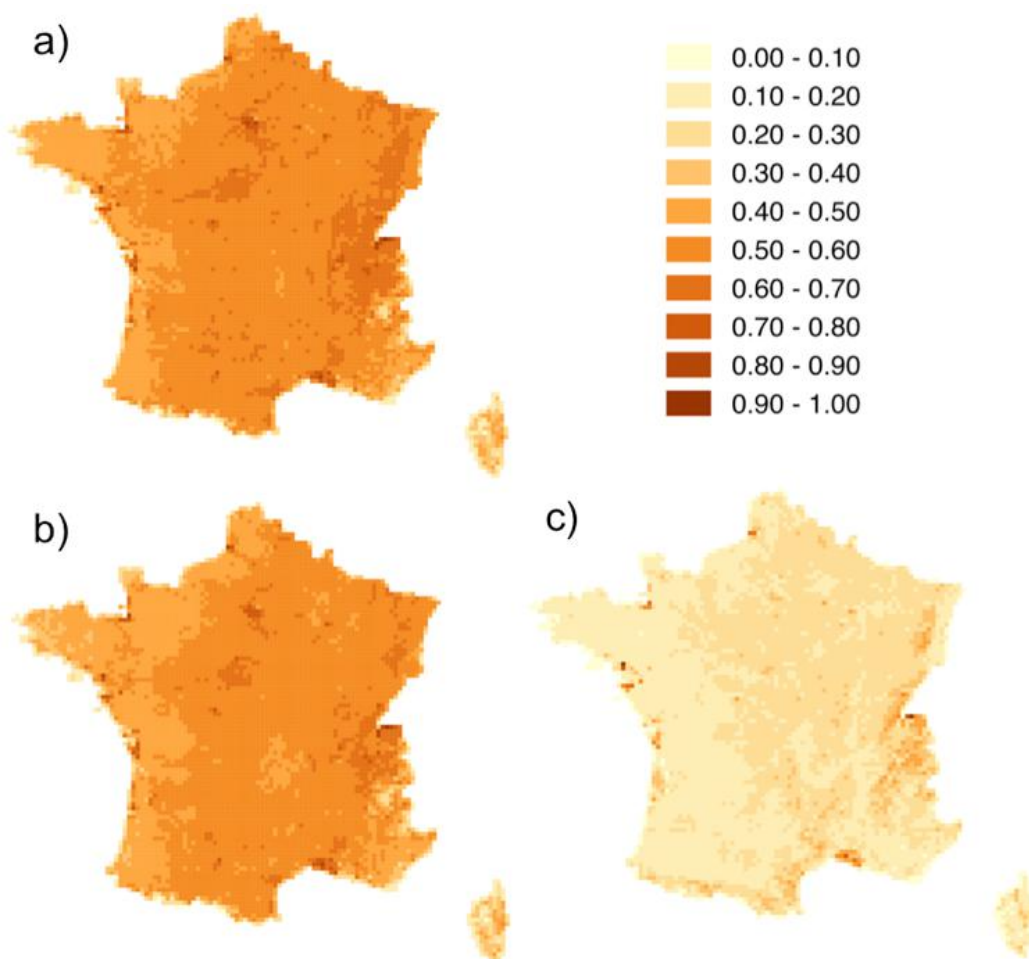


Figure 8 : Indice communautaire de fragilité des oiseaux nicheurs construit à partir des modèles de distribution de chaque espèce pour chaque maille de 10km x 10km, a) sans pondération des espèces, b) avec pondération par l'indice de fragilité F_i , c) seulement pour les espèces menacées avec une pondération par l'indice de fragilité F_i . Les valeurs d'indice communautaire par maille sont divisées par la valeur maximale pour toutes les mailles afin de varier entre 0 et 1.

3. Oiseaux migrateurs

3.1. *Modélisation de la distribution des oiseaux migrateurs en France*

Pour représenter la distribution des voies de migration, nous avons utilisé des données de reprises d'oiseaux migrateurs bagués, collectées depuis 1954 et issues de la base de données de baguage et déplacements d'oiseaux de France (Dehorter and CRBPO, 2015). Les données de reprises de bague sont utilisées car elles permettent de réduire le biais observateur sur la distribution des données. En effet, les reprises de bague correspondent à la découverte d'un oiseau bagué mort et peuvent donc être réalisées par n'importe qui et ne dépendent donc pas d'un effort de terrain. L'information est ensuite transmise au centre de gestion des données de baguage (CRBPO).

Le biais restant est celui de la distribution des populations humaines, car aux endroits peu habités de France, la probabilité de reprise de bague est plus faible. Pour 930 mailles, aucune donnée de reprise de bague n'a été enregistrée depuis 1954, ces mailles sont donc sûrement des mailles où la densité de population est faible comme les zones de haute montagne (Figure 9). Cela représente seulement 15.8% des mailles ce qui suggère une assez bonne couverture et un faible biais de distribution des populations sur ces données et donc sur les couloirs de migration issus de ces données.

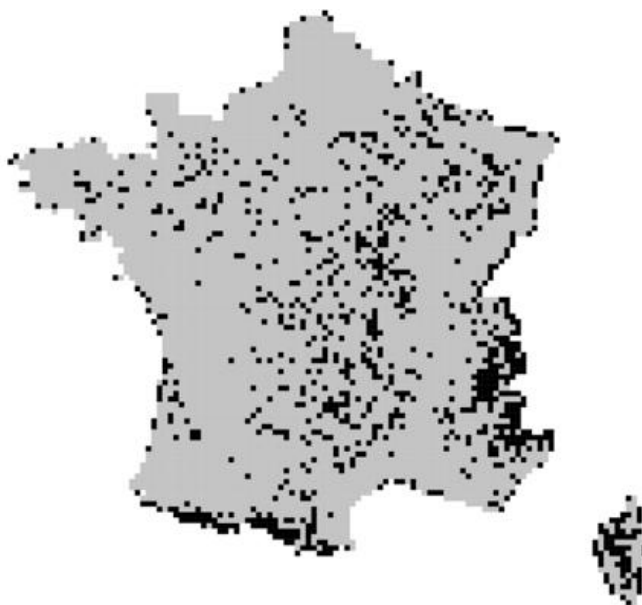


Figure 9 : Présence-absence des données de reprises de bague sur la France (Dehorter and CRBPO, 2015) (en gris : présence de données dans la maille atlas, en noir : absence de données).

Pour identifier les couloirs migratoires, les données de reprises de bague découvertes entre le 1^{er} mars et le 30 avril sont sélectionnées afin de représenter la migration pré-nuptiale et celles découvertes entre le 1^{er} septembre et le 30 octobre sont sélectionnées afin de représenter la

migration post-nuptiale ; représentant un total de 16876 données et concernant 230 espèces. La présence des données de reprises de bague dans chaque maille de 10 x 10 km est calculée avec le plugin Qmarxan sous QGIS 2.8.3-Wien (Quantum GIS Development Team, 2016).

La probabilité de présence des espèces migratrices dans les mailles atlas est modélisée grâce à des modèles de distribution d'espèces. C'est la présence et non l'abondance des données par maille qui est utilisée pour les analyses car l'abondance des données de reprises de bague est fortement corrélée au biais de distribution des densités de population humaine, de manière beaucoup plus importante que la présence des données dans les mailles (Figure 10 et Annexe A Figure 1A). La modélisation de la probabilité de présence ne peut être réalisée au niveau spécifique pour les migrateurs, contrairement aux oiseaux nicheurs, en raison du faible nombre de données pour chaque espèce et de l'hétérogénéité très forte du nombre de données par espèce. Les modélisations de la distribution sont réalisées directement au niveau de la communauté de migrateurs, la pondération par espèce des enjeux d'interaction avec les lignes électriques n'est pas possible et une carte de probabilité de présence d'oiseaux migrateurs est donc réalisée et utilisée pour la réalisation des cartographies du risque d'interaction oiseaux-lignes électriques.



Figure 10 : Présence-absence des données de reprises de bague sur la France aux périodes de migration pré et post-nuptiale (Dehorter and CRBPO, 2015) (en gris : présence de données dans la maille atlas, en noir : absence de données).

L'autocorrélation spatiale de données de présence des migrateurs est explorée à l'aide d'un corrélogramme afin de déterminer son amplitude et la distance à partir de laquelle elle devient nulle en utilisant la fonction `spline.correlog` du package `ncf` (Bjornstad, 2013). A partir de ces informations, la valeur d'autocorrélation spatiale entre les données est obtenue pour chaque

maille et intégrée dans une variable explicative qui est incorporée dans les modélisations sous le nom de « *acpre* » en utilisant la fonction *autocov_dist* du package *spdep* (Bivand and Piras, 2015; Bivand *et al.*, 2013). La pondération de l'autocorrélation donnée à chaque maille est l'inverse de la distance entre mailles.

Un modèle de régression linéaire généralisée (GLM) suivant une loi de distribution binomiale est utilisé pour modéliser la probabilité de présence des migrateurs dans les mailles. Les variables environnementales explicatives utilisées sont les mêmes que pour les modélisations de probabilité de présence des oiseaux nicheurs (Tableau 1) avec l'ajout de la variable d'autocorrélation *acpre*. Aucune sélection de variable n'est faite, la fiabilité de la prédiction étant pour nous prioritaire par rapport à la significativité des variables explicatives (Legendre and Legendre, 1998).

Le modèle est également évalué par validation croisée : chaque modèle est construit avec 80% du jeu de données et testé sur les 20% restants. L'AUC est calculée pour évaluer la prédiction avec la fonction *roc* du package *pROC* (Encart 1). Cent répétitions de validation croisée sont réalisées et la moyenne, le minimum et le maximum des AUC sur les 100 itérations sont calculés.

La distance à partir de laquelle l'autocorrélation spatiale de la présence de migrateurs devient nulle est de 127 km. L'autocorrélation spatiale est estimée à 0.25 pouvant varier jusqu'à 0.5 à une faible distance entre les mailles. La modélisation de la distribution des migrateurs a une valeur moyenne d'AUC de 0.76 (± 0.01 , minimum : 0.74 et maximum : 0.79). La prédiction de la probabilité de présence des migrateurs est donc considérée comme fiable et intégrée aux analyses.

3.2. Distribution spatiale de la communauté des oiseaux migrateurs

La distribution spatiale de la probabilité de présence des oiseaux migrateurs est concentrée d'une part le long de l'axe Rhodanien, longeant le Rhône et reliant la Lorraine et l'Alsace aux régions PACA et Languedoc-Roussillon (Figure 11). D'autre part, le littoral et les régions limitrophes présentent également de fortes probabilités de présence, notamment la Picardie et le Nord Pas de Calais. Les massifs montagneux des Alpes et des Pyrénées ressortent fortement avec des probabilités de présence faibles voir nulles. Les probabilités de présence ne sont pas nulles à l'intérieur des terres et elles sont même fortes sur la région Ile de France.

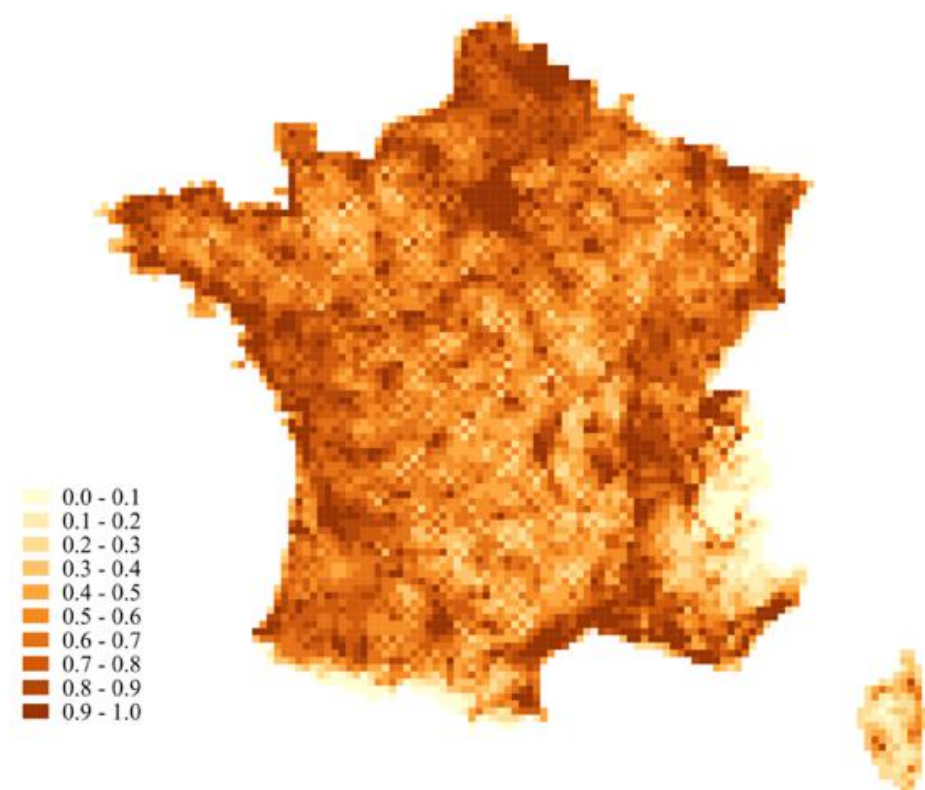


Figure 11 : Probabilité de présence des oiseaux au cours de la migration issue du modèle de distribution de la communauté des oiseaux migrateurs pour chaque maille de 10km x 10km.

Il apparaît dans ces résultats que malgré les précautions prises au cours de la modélisation de la distribution de la communauté des oiseaux migrateurs, des biais liés à la distribution des populations humaines subsistent et faussent la prédiction de la distribution spatiale de cette communauté. Ces prédictions ne seront pas utilisées dans la suite du manuscrit pour le calcul du risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques et la carte (Figure 11) ne doit pas être considérée comme pertinente pour répondre aux questions posées dans ce manuscrit.

4. Configuration des lignes électriques

Etant donnée l'incertitude concernant la hiérarchisation du risque de collision vis-à-vis de la configuration des lignes électriques, seul le linéaire par maille (en mètres) de réseau de transport d'électricité est utilisé pour représenter spatialement le risque d'interaction avec le réseau électrique (Figure 12).

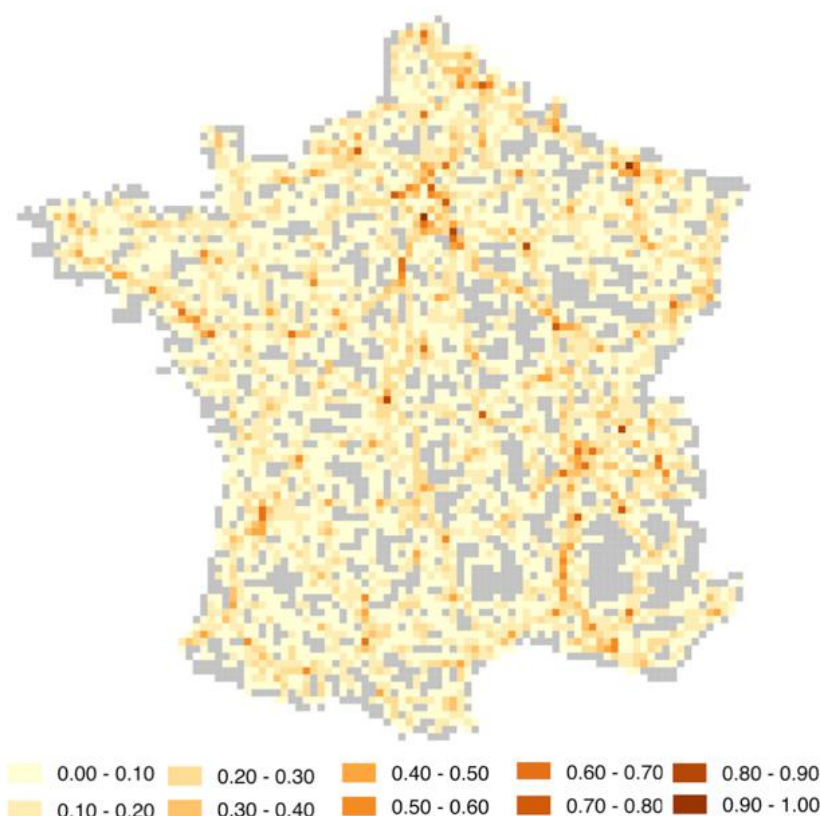


Figure 12 : Indice de densité de lignes électriques HT-THT par maille de 10km x 10km basé sur la somme du linéaire de réseau pour chaque maille divisée par la valeur maximale pour toutes les mailles afin de varier entre 0 et 1. Les mailles grisées correspondent aux mailles où les lignes HT-THT sont absentes.

5. Calcul du risque relatif d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques

Afin de représenter spatialement sur une carte le risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques au cours de la reproduction, j'ai calculé R_j le risque relatif d'interaction dans la maille j tel que :

$$R_j = (N_j + E_j)$$

où N est l'importance relative de la communauté des oiseaux nicheurs et E est l'importance relative du réseau de transport d'électricité dans la maille j . Si E_j est égal à 0, c'est-à-dire si

aucune ligne électrique HT-THT n'est présente dans la maille, alors le risque d'interaction des oiseaux avec le réseau électrique R_j est considéré comme nul.

Pour cette étape finale, les valeurs de N_j et E_j sont divisées par leurs valeurs maximales respectives sur toutes les mailles, de manière à varier entre 0 et 1.

Le risque d'interaction des oiseaux avec les lignes HT-THT est calculé en prenant en compte dans tous les cas la distribution du linéaire électrique (E_j) dans les mailles. Il est calculé : (1.) pour la communauté des oiseaux nicheurs, (2.) pour la communauté des oiseaux nicheurs avec une pondération des espèces nicheuses par l'indice de fragilité F_i et (3.) pour la communauté des oiseaux nicheurs seulement pour les espèces nicheuses menacées pondérées par l'indice de fragilité F_i .

Les risques d'interaction (2.) et (3.) sont nommés risque pondéré d'interaction des oiseaux nicheurs et risque pondéré d'interaction des oiseaux nicheurs menacés respectivement.

6. Comparaison des cartographies de risque obtenues avec l'identification actuelle des « points sensibles avifaune »

Les « Points Sensibles Avifaune » (PSA) sont les sites jusqu'à présent utilisés par Réseau de Transport d'Electricité comme étant des sites à enjeux vis-à-vis de l'avifaune et résultent d'un travail réalisé par l'Association Multidisciplinaire des Biologistes spécialistes de l'Environnement (AMBE) qui est une association de protection de la Nature. La méthode utilisée par l'AMBE pour identifier ces sites n'a pas été décrite et nous ne disposons donc d'aucune information concernant cette méthodologie.

Les PSA sont au nombre de 728 en France et leur présence dans chaque maille de 10 x 10 km est calculée avec le plugin Qmarxan sous QGis 2.8.3-Wien (Figure 13) et il existe en tout 590 mailles pour lesquelles des Points Sensibles Avifaune ont été identifiés (10% du nombre total de mailles) (Quantum GIS Development Team, 2016).



Figure 13 : Présence pour chaque maille des Points Sensibles Avifaune (en gris : présence de PSA dans la maille atlas, en noir : absence de PSA)

La moyenne des risques d'interaction issue de nos analyses est comparée entre les mailles où les PSA sont présents et celles où les PSA sont absents par un test statistique de Wilcoxon Mann Whitney afin de déterminer si ces moyennes sont significativement différentes. La proportion du nombre de mailles où les PSA sont présents et absents est calculée pour différentes valeurs de risque d'interaction.

Résultats

1. Distribution spatiale du risque relatif d'interaction

Les lignes HT-THT étant absentes de 28% du nombre total des mailles, le risque d'interaction est toujours inférieur à 0.1 pour 28% des mailles (Figure 15).

Le risque d'interaction des oiseaux nicheurs avec les lignes HT-THT présente des valeurs moyennes pour 58% des mailles qui ont une valeur de risque comprise entre 0.3 et 0.5 (Figure 14 a et Figure 15 a). Seulement 1% des mailles présentent un risque d'interaction relativement faible (<0.3) et 13% et 3% des mailles ont une valeur de risque supérieure à 0.5 et à 0.6 respectivement. Ces mailles à plus fort enjeu sont distribuées le long de l'axe Rhodanien, à la zone frontalière avec la Belgique et l'Allemagne, sur le littoral Atlantique et en région Ile de France notamment (Figure 14 a).

Le risque d'interaction pondéré des oiseaux nicheurs avec les lignes HT-THT est compris entre 0.3 et 0.5 pour 58% des mailles et 9% des mailles présentent un risque compris entre 0.5

et 0.6. Les mailles présentant un risque d'interaction relativement fort (>0.6) représentent 3% du nombre total de mailles. Ces zones à fort enjeu sont localisées principalement en région Ile de France, le long de l'axe Rhodanien et sur le littoral méditerranéen (Figure 14 b et Figure 15 b).

Le risque d'interaction pondéré des oiseaux nicheurs menacés avec les lignes HT-THT est inférieur à 0.4 pour 61% des mailles contre 31% des mailles lorsque tous les oiseaux nicheurs sont considérés. Pour 26% des mailles, le risque est compris entre 0.3 et 0.5 et 1% des mailles présentent un risque supérieur à 0.6. Les zones à fort enjeu sont principalement localisées sur la région Ile de France, le long de l'axe Rhodanien, le littoral méditerranéen, à la frontière belge et allemande (Figure 14 c et Figure 15 c).

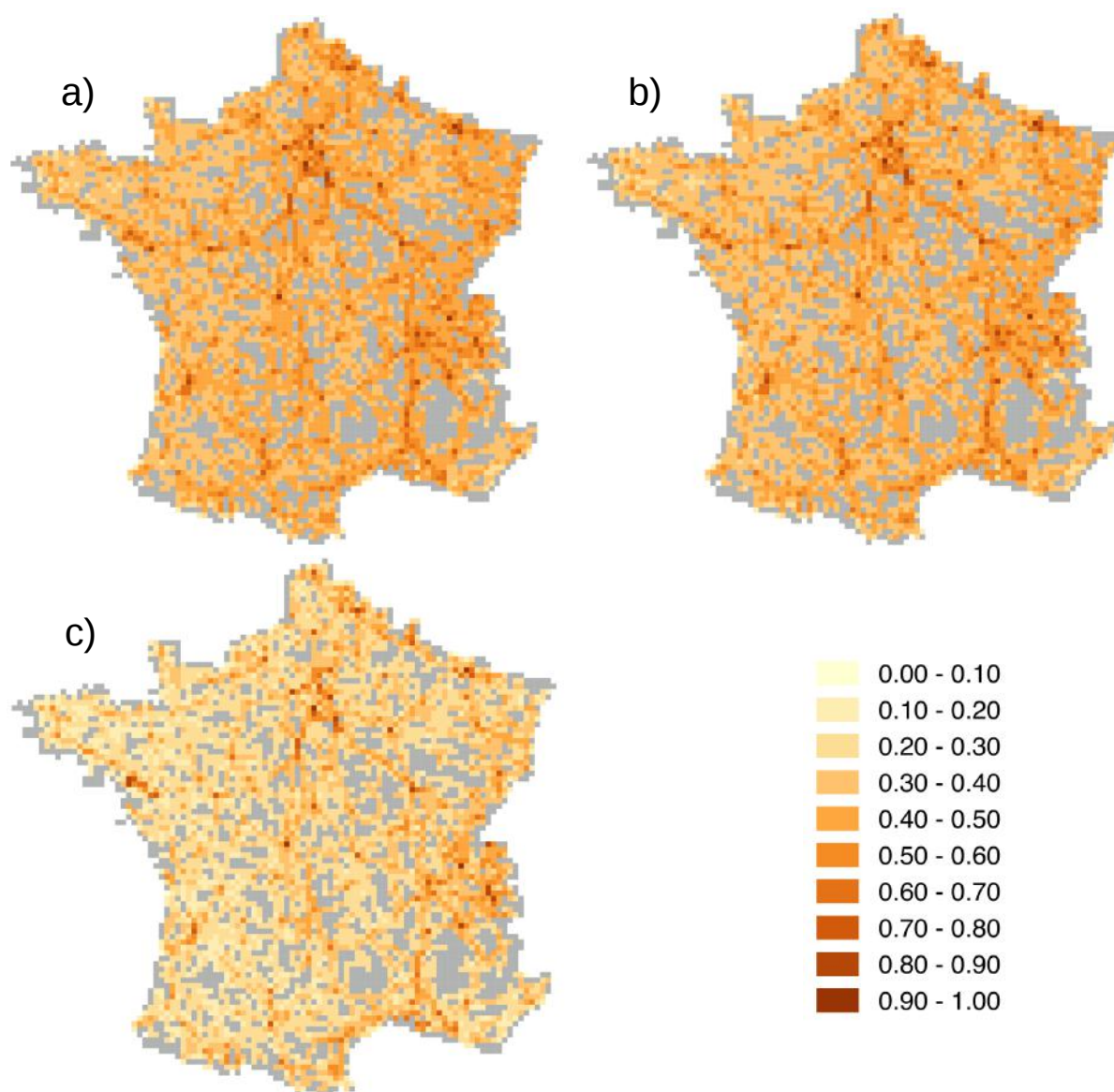


Figure 14 : Risque d'interaction avec les lignes HT-THT a) des oiseaux nicheurs; risque pondéré d'interaction avec les lignes HT-THT b) des oiseaux nicheurs et c) des oiseaux nicheurs menacés. Les valeurs de risque d'interaction de chaque maille sont divisées par la valeur maximale de toutes les mailles afin de varier entre 0 et 1. Les mailles grisées correspondent aux mailles où le risque d'interaction est nul car les lignes HT-THT sont absentes des mailles. Le gradient de couleur des mailles représente le risque d'interaction le jaune pâle correspond à un risque d'interaction > 0 et la marron foncé correspond à un risque relatif d'interaction de 1.

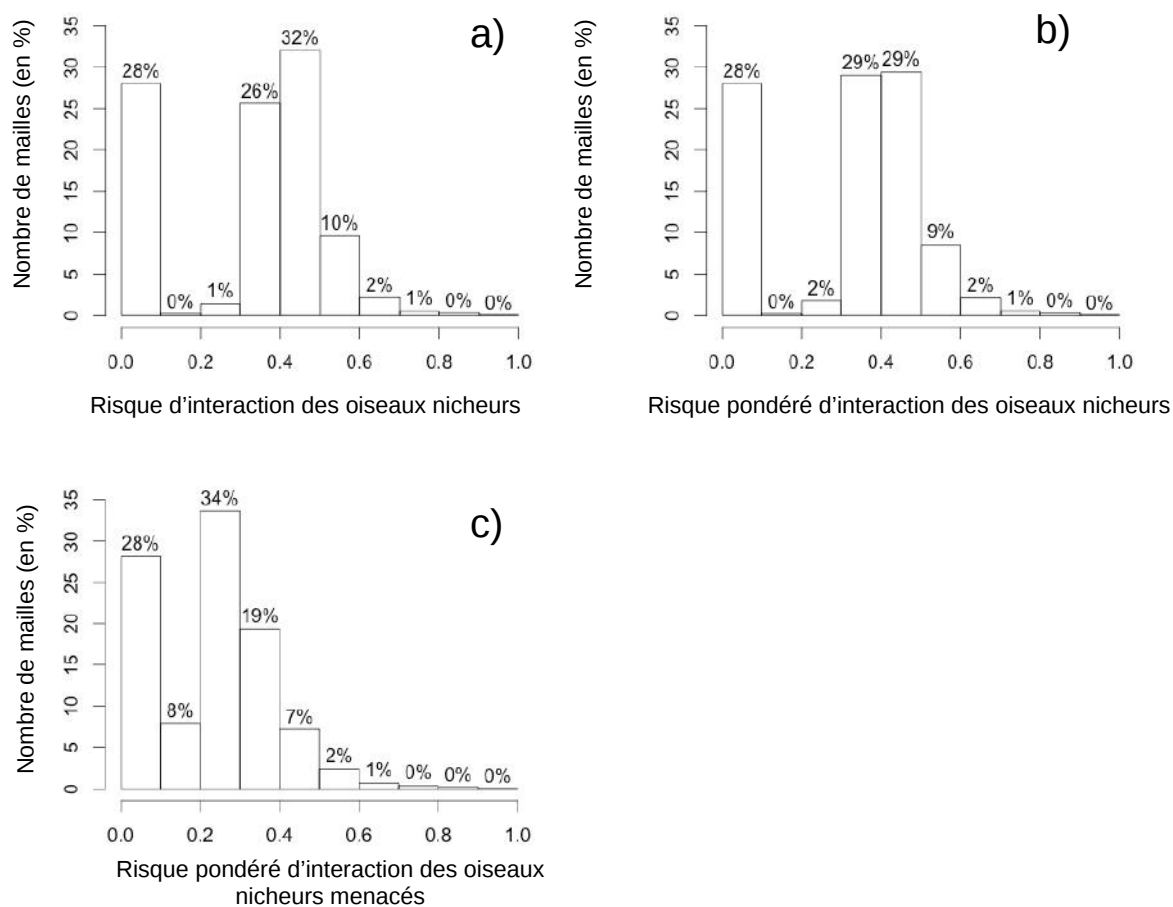


Figure 15 : Variation du nombre de mailles (en %) présentant des valeurs de risque d'interaction comprises entre 0 et 1, pour le risque d'interaction avec les lignes HT-THT a) des oiseaux nicheurs; pour le risque pondéré d'interaction avec les lignes HT-THT b) des oiseaux nicheurs, c) des oiseaux nicheurs menacés.

2. Comparaison de la distribution du risque relatif d'interaction issu de nos analyses avec l'actuelle identification des Points Sensibles Avifaune

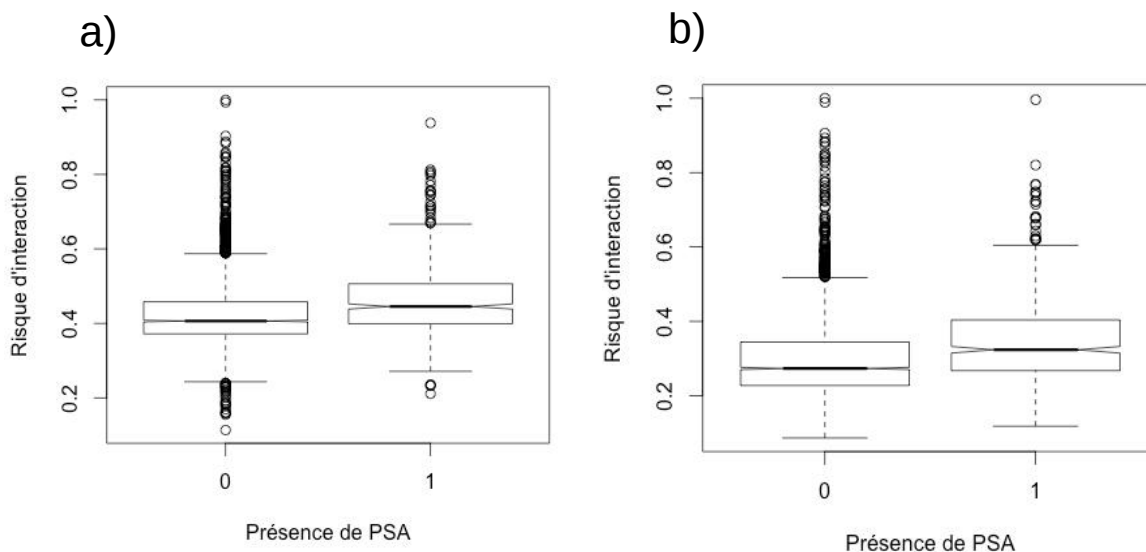


Figure 16 : Variation du risque pondéré d'interaction avec les lignes HT-THT a) des oiseaux nicheurs b) des oiseaux nicheurs menacés; en fonction de la présence de Points Sensibles Avifaune dans les mailles (0 = absent ; 1 = présent)

Le risque d'interaction issu de nos analyses est en moyenne plus fort dans les mailles où sont présents des PSA que dans les mailles où ils sont absents. La moyenne du risque pondéré d'interaction prenant en compte les oiseaux nicheurs est de 0.42 (± 0.08) en absence de PSA et de 0.46 (± 0.10) en présence de PSA dans les mailles (Figure 16 a). Ces moyennes sont significativement différentes selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($W=707920$, $p<0.001$). La moyenne du risque pondéré d'interaction des oiseaux nicheurs menacés est de 0.30 (± 0.10) en absence de PSA et de 0.35 (± 0.12) en présence de PSA dans les mailles (Figure 16 b). Ces moyennes sont significativement différentes selon le test de Wilcoxon-Mann-Whitney ($W=756920$, $p<0.001$).

La proportion relative de la présence de PSA dans les mailles augmente avec une valeur croissante du risque d'interaction issu de nos analyses. Les PSA sont présents dans 27% et 16% des mailles où le risque d'interaction est compris entre 0.75 et 1 alors qu'ils ne représentent que 0.5% et 3.6% des mailles où le risque est compris entre 0 et 0.25, pour le risque pondéré d'interaction des oiseaux nicheurs et celui des oiseaux nicheurs menacés respectivement (Tableau 2 et Tableau 3).

Les PSA sont absents de 76% et 73% des mailles où le risque d'interaction pondéré des oiseaux nicheurs est supérieur à 0.5 et à 0.75 respectivement (Figure 17 a).

Ils sont absents de 73.3% et 84% des mailles où le risque d'interaction pondéré des oiseaux nicheurs menacés est supérieur à 0.5 et à 0.75 respectivement (Figure 17 b).

Tableau 2 : Proportion des mailles où les PSA sont présents en relation avec le nombre de mailles total où le risque pondéré d'interaction des oiseaux nicheurs est compris entre $0 \leq - < 0.25$, $0.25 \leq - < 0.5$, $0.5 \leq - < 0.75$ et $0.75 \leq - < 1$

	0 - 0.25	0.25 - 0.5	0.5 - 0.75	0.75 - 1
Nombre total de mailles	1684	3508	646	37
Nombre de mailles avec présence de PSA	9	415	156	10
% mailles présence PSA	0.5%	11.8%	24.1%	27%

Tableau 3 : Proportion des mailles où les PSA sont présents en relation avec le nombre de mailles total où le risque pondéré d'interaction des oiseaux nicheurs menacés est compris entre $0 \leq - < 0.25$, $0.25 \leq - < 0.5$, $0.5 \leq - < 0.75$ et $0.75 \leq - < 1$

	0 - 0.25	0.25 - 0.5	0.5 - 0.75	0.75 - 1
Nombre total de mailles	3103	2551	196	25
Nombre de mailles avec présence de PSA	112	419	55	4
% mailles présence PSA	3.6%	16.4%	28%	16%

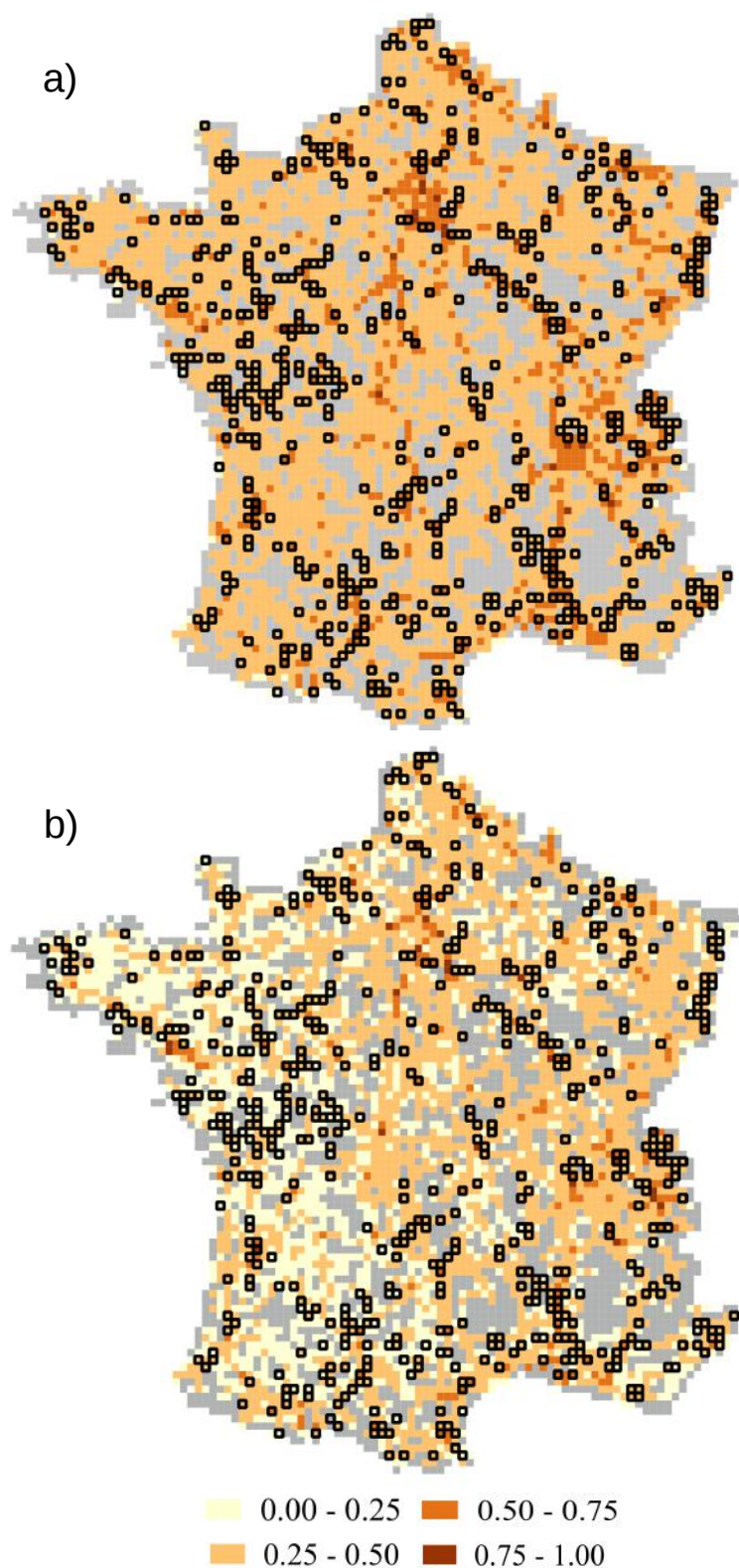


Figure 17 : Présence de PSA par rapport à la distribution spatiale du risque pondéré d'interaction a) des oiseaux nicheurs; b) des oiseaux nicheurs menacés. La présence de PSA sur les mailles est représentée par des carrés noirs. Les mailles grisées correspondent aux mailles où le risque d'interaction est nul car les lignes HT-THT sont absentes des mailles

Discussion

Nous avons proposé une méthode de hiérarchisation du risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques, adaptée d'une méthode de cartographie de risque de collision des oiseaux marins avec les éoliennes (Certain *et al.*, 2015). Les facteurs influençant la fragilité des oiseaux aux lignes électriques ont été identifiés par une synthèse de la littérature grise et scientifique et intégré à cette méthode. Cette méthode a été appliquée à l'échelle nationale en utilisant des données de distribution des oiseaux nicheurs, des oiseaux migrateurs et des lignes HT-THT. La distribution spatiale des régions identifiées à fort risque d'interaction est globalement similaire, que l'importance relative des espèces soit hiérarchisée ou non. Cependant, la hiérarchisation des espèces rend la distribution du risque plus localisée. Les PSA identifiés par l'AMBE sont distribués sur des mailles où le risque d'interaction issu de nos analyses est en moyenne significativement plus fort que le risque d'interaction des mailles où aucun PSA n'a été identifié. Cependant un grand nombre de mailles identifiées à fort enjeu par nos analyses n'ont pas été précédemment identifiées par l'AMBE comme des sites à enjeux.

Le risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques est relativement plus fort (>0.6) sur le littoral méditerranéen, la région Ile-de-France, le couloir Rhodanien, le littoral atlantique, le Nord-Pas-de-Calais et la Picardie. Ne disposant pas de données quantifiées des interactions des oiseaux avec les lignes électriques, il ne nous ait pas possible de valider ou discuter de la distribution spatiale du risque d'interaction. L'importance donnée à la région Ile-de-France pourrait être biaisée par la distribution des populations humaines. Toutefois, le linéaire électrique HT-THT est plus dense en région Ile-de-France ce qui pourrait aussi contribuer à l'enjeu fort identifié sur cette région.

La distribution des Points Sensibles Avifaune, sites identifiés à enjeu par l'AMBE et jusqu'à présent utilisés par Réseau de Transport d'Electricité comme étant des sites à enjeux vis-à-vis de l'avifaune, est positivement corrélée au risque d'interaction estimé par nos analyses. Les mailles où les PSA sont présents montrent un risque d'interaction en moyenne significativement plus fort que les mailles où les PSA sont absents. Il y a donc globalement une assez bonne cohérence entre les sites identifiés jusqu'à présent et nos cartes de risque d'interaction. Cependant, environ 73% des mailles identifiées à fort enjeu par notre analyse n'ont pas été identifiées par l'analyse précédente, soit par exemple 27 mailles pour lesquelles le risque pondéré d'interaction des oiseaux nicheurs avec les lignes HT-THT est supérieur à

0.75. Notre analyse permet donc de généraliser sur l'ensemble du territoire l'identification des sites à enjeux, et d'apporter une hiérarchisation de ces sites.

Le terme de « risque d'interaction » est choisi et non pas « risque de collision » car ces analyses spatiales nous permettent de mettre en rapport les distributions de différents facteurs de risque, ici la distribution des oiseaux et des lignes électriques. Les impacts possibles de l'exposition des oiseaux aux lignes électriques ne sont pas représentés que par la collision et la mortalité qu'elle entraîne (Chapitre 2) mais aussi par les modifications du comportement avec de possibles comportements d'évitement (Chapitre 3) (Shimada, 2001). Ainsi, il faut garder à l'esprit en regardant ces cartes de risque qu'elles ne représentent pas la probabilité pour un oiseau d'entrer en collision avec les lignes mais bien le risque d'un impact des lignes sur les oiseaux.

D'autre part, ces cartes sont des cartes de risque relatif et non pas de risque absolu. C'est-à-dire qu'une valeur de risque de 0.8, par exemple, ne correspond pas à une chance de 80% pour un oiseau d'avoir des interactions avec la ligne électrique mais à une probabilité 1.3 fois plus importante que pour une maille de valeur 0.6. Le risque nul d'interaction n'existe pas, hormis sur les sites où les lignes électriques sont absentes.

C'est la première fois qu'une hiérarchisation du risque d'interaction des communautés d'oiseaux avec les lignes électriques HT-THT est menée à l'échelle d'un territoire aussi vaste. Shaw *et al.*, (2010) et Silva *et al.* (2014) ont également utilisé des méthodes spatiales pour hiérarchiser le risque de collision avec les lignes électriques de la Grue du paradis (*Grus paradisea*) en Afrique du Sud et de l'Outarde canepetière (*Tetrax tetrax*) au Portugal. Ces approches centrées sur des espèces identifiées comme vulnérables sont complémentaires à notre approche qui permet une vision spatiale du risque d'interaction prenant en compte la variabilité de la distribution des espèces (Kang *et al.*, 2013; Rodrigues and Brooks, 2007). Cependant, considérer le risque d'interaction pour plusieurs espèces implique des choix méthodologiques concernant l'importance donnée à chaque espèce, qui peuvent être discutables. Notre but était d'identifier les régions de France où l'interaction des oiseaux avec le réseau de lignes HT-THT pourrait être importante, de la manière la plus exhaustive possible et en particulier pour des espèces menacées à l'échelle nationale. Nous avons donc choisi une hiérarchisation des espèces reposant sur le statut de conservation UICN France des espèces et sur leur vulnérabilité (Furness *et al.*, 2013; UICN France *et al.*, 2011).

Cartographier précisément le risque d'interaction à l'échelle spécifique requiert une réflexion approfondie sur le choix des variables environnementales pertinentes et sur l'effet de

l'autocorrélation spatiale (Dormann *et al.*, 2007; McPherson and Jetz, 2007). Cependant, notre objectif étant de cartographier le risque à l'échelle de la communauté, nous avons opté pour une modélisation représentant un compromis entre le niveau de précision et l'effort nécessaire pour modéliser individuellement autant d'espèces. Les modèles semblent prédire correctement la distribution des espèces nicheuses (plus de 96% des modélisation à l'échelle spécifique présentent en moyenne un AUC supérieur à 0.7 et 63% un AUC supérieur à 0.8).

Pour la première fois en France, la distribution des voies de migration est estimée de manière quantitative en se basant sur des données le moins biaisées possible par la distribution d'observateurs. Des similitudes avec les cartes de migration précédemment produites existent bien entendu, notamment concernant les axes principaux de migration (le couloir rhodanien-rhénan et le couloir littoral Manche-Atlantique) (Figure 18). Les cartes de migration issues de nos analyses présentent un front de migration beaucoup plus diffus. Il subsiste cependant un biais important de distribution des populations humaines qui pourrait notamment expliquer la présence de migrateurs estimée très forte par nos analyses pour la région Ile-de-France. De plus, le manque de données par espèce ne nous a pas permis de modéliser la distribution de chaque espèce. La carte des voies de migration doit donc être améliorée. L'utilisation de données d'un grand nombre d'individus d'espèces migratrices suivies par télémétrie traversant la France ou l'utilisation de la technologie radar sont deux pistes pour l'amélioration de cette carte (Desholm *et al.*, 2014).



Figure 18 : Voies de migration principales et secondaires des oiseaux migrateurs en France
(source : <http://www.migraction.net/>)

Une synthèse de la littérature scientifique nous a permis d'identifier un grand nombre de facteurs interdépendants qui influencent la vulnérabilité des oiseaux aux lignes électriques. L'influence de ces facteurs sur la vulnérabilité des oiseaux est souvent déterminée par des suivis de mortalité biaisés vers la découverte de grandes espèces (Chapitre 2) et les avis concernant l'effet de ces facteurs sont parfois contradictoires (Jenkins *et al.*, 2010). A ce jour, les connaissances scientifiques reposant sur des protocoles et des analyses robustes manquent pour pouvoir avec assurance attribuer un poids différent aux oiseaux nicheurs et aux oiseaux migrateurs (Barrios and Rodríguez, 2004; Demerdzhiev *et al.*, 2009; Henderson *et al.*, 1996). Il n'existe pas d'étude ayant analysé l'effet de diverses caractéristiques des lignes électriques tels que le nombre de plans de câbles, l'épaisseur des câbles et la hauteur des pylônes sur le risque d'interaction des oiseaux. Nous avons donc fait le choix de ne pas réaliser de pondération du risque se basant sur ces caractéristiques. Les comportements de vol n'étant pas étudiés de manière quantitative pour la majorité des espèces d'oiseaux, la probabilité d'une espèce à interagir avec les lignes, liée au temps passé en vol et à la hauteur de vol, a été estimée par un expert.

Une pondération des espèces basée sur des données quantitatives de suivi du comportement de vol des espèces d'oiseaux nécessiterait un effort de suivi considérable et semble peu réaliste. Des données de distribution des oiseaux hivernants pourraient être ajoutées afin de compléter les cartes de risque d'interaction. Ces données n'ont pas été prises en compte dans cette analyse car je n'ai pas disposé au cours de la thèse des données de l'atlas des oiseaux hivernants ou d'autres données présentant une couverture spatiale aussi large et de même résolution que celle des oiseaux nicheurs.

Cette hiérarchisation du risque d'interaction doit constituer un socle méthodologique pour organiser et prévoir des actions afin de mesurer et de suivre les impacts des lignes électriques sur les oiseaux. La mortalité par collision et les modifications du comportement pourrait être suivis sur différents sites représentatifs de la variabilité de risque d'interaction prédit par nos analyses et pour différentes configurations. Ces suivis permettraient de faire évoluer cette hiérarchisation grâce à un processus itératif. C'est ce qu'ont fait Shaw *et al.* (2010) pour le risque de collision des grues du paradis (*Anthropoides paradiseus*) en Afrique du Sud où suite à une analyse spatiale hiérarchisant le risque de collision des grues avec les lignes électriques, un suivi de mortalité par collision a été réalisé et les données collectées ont été utilisées pour faire évoluer la cartographie de risque et identifier les facteurs influençant les collisions.

Cette méthode ne constitue en aucun cas la seule méthodologie possible mais elle présente l'avantage de reposer sur les critères les plus objectifs possible et de pouvoir être facilement modifiable et reproductible selon les besoins et la priorisation souhaitée des espèces.

Chapitre 2 :

Collision avec les lignes électriques : quantifier la mortalité

Dans le chapitre précédent nous avons localisé et hiérarchisé le risque d'interaction entre oiseaux et lignes électriques. Ces interactions peuvent avoir des conséquences sur le comportement des oiseaux mais peuvent aussi provoquer une mortalité d'individus par collision, et c'est de cette problématique dont il est question dans ce chapitre. La première étape de localisation et de hiérarchisation des enjeux d'interaction est une étape indispensable au suivi et à la quantification de la mortalité par collision. Elle permet la sélection de sites au sein d'un gradient de dangerosité potentielle des lignes vis-à-vis de la collision reposant sur des critères objectifs pour le choix des sites à suivre et non pas un suivi des sites les plus mortifères comme cela est souvent le cas.

La mortalité des oiseaux par collision est un phénomène complexe à quantifier, en raison de l'existence de nombreux biais liés à la méthode de suivi de cette mortalité. Ce chapitre a pour objectif de proposer un socle méthodologique à l'estimation de la mortalité par collision, d'étudier les implications de ces biais pour la puissance statistique des futurs suivis et pour l'estimation non biaisée des effectifs d'oiseaux trouvés morts sous les lignes.

Quand la fragmentation induit la mortalité par collision

Les réseaux électriques induisent une fragmentation continue de l'espace aérien qui peut avoir pour conséquence la collision des oiseaux avec les câbles électriques. Les collisions peuvent entraîner la mort d'individus (Bevanger, 1998; Jenkins *et al.*, 2010), concernent toutes les espèces et peuvent affecter la viabilité des populations d'oiseaux (Bevanger, 1995). Bien que le risque de collision ne soit nul pour aucune espèce, certaines espèces présentent des comportements et des morphologies qui vont davantage les exposer à la collision et par ailleurs, certaines espèces sont plus fragiles face à la mortalité. En effet, la mortalité d'un individu peut impacter significativement et mettre en danger les populations d'espèces longévives avec de faibles taux de fécondité (Garrido and Fernandez-Cruz, 2003; Jenkins *et al.*, 2010) (Chapitre 1).

Le suivi et la quantification de la mortalité par collision représentent des enjeux de conservation majeurs car ils sont indispensables à :

- l'identification des espèces impactées par cette mortalité,
- la caractérisation des traits rendant ces espèces vulnérables à la collision,
- l'estimation de l'impact de cette mortalité sur les dynamiques des populations de ces espèces,
- la localisation spatiale des enjeux de collision et,
- l'identification des caractéristiques des sites affectant le risque de collision.

Nous avons essayé de répondre aux questions suivantes :

- Comment est quantifiée la mortalité par collision des oiseaux avec les lignes électriques et quels sont les biais associés ?
- Comment les biais de persistance et de détection des carcasses d'oiseaux affectent la quantification de la mortalité ? Comment le biais de persistance varie spatialement, selon les sites et les habitats, selon la taille et l'âge des carcasses, selon la saison ?
- Quels sont les effets de la taille des carcasses sur le biais de détection ? Quelle est la variabilité de la détection entre carcasses et observateurs ?
- Est-il possible d'obtenir une estimation de ces biais qui puisse être extrapolée à de nouvelles configurations ?
- Quelles sont les implications de ces biais pour le suivi de la mortalité et comment améliorer les suivis de mortalité d'oiseaux sous les lignes électriques ?

Méthodologie pour la quantification de la mortalité par collision et biais associés

Cette quantification est principalement réalisée grâce à des comptages de carcasses d'oiseaux au sol sous les lignes électriques. Cette méthode de suivi est également utilisée pour les suivis de mortalité associée aux éoliennes, bâtiments et aux routes (Bernardino *et al.*, 2013; Erritzoe *et al.*, 2003; Kerlinger *et al.*, 2012). Il existe des biais inhérents à ce type de suivi qui induisent une importante sous-estimation de la mortalité, affectant de manière hétérogène les carcasses d'oiseaux selon leur taille, les sites et habitats sur lesquels elles gisent. L'existence de ces biais rend la quantification de la mortalité très complexe. L'estimation de ces biais et l'identification des facteurs qui les affectent représentent donc des enjeux importants pour une quantification précise de la mortalité.

Les travaux précédents ont identifié quatre biais principaux : 1. un oiseau blessé lors d'une collision peut continuer son mouvement et mourir en dehors de la zone prospectée au cours des suivis, ce biais est appelé « **cripling loss** » (Bech *et al.*, 2012), 2. une portion des sites suivis pour la mortalité peut être inaccessible (végétation fermée ou présence d'un plan d'eau par exemple) et non prospectée pour la recherche de carcasses, ce biais est appelé « **biais d'habitat** » (Huso and Dalthorp, 2014) ; 3. la disparition des carcasses sous les lignes électriques, liée à l'activité des nécrophages ou à des activités anthropiques comme les usages agricoles, est appelé « **biais de persistance** » (Kostecke *et al.*, 2001) ; et 4. la capacité des observateurs à trouver les carcasses d'oiseaux présentes sur les sites, est appelé « **biais de détection** » (Rivera-Milan *et al.*, 2004).

1. Le biais de « crippling loss »

Le biais de « crippling loss » correspond donc à la proportion des oiseaux qui entrent en collision avec les câbles électriques et qui ne meurent pas immédiatement. Ils peuvent être blessés par la collision (fractures des ailes et des pattes), et mourir suite aux blessures quelques heures ou jours plus tard, en dehors de la zone prospectée lors des comptages au sol sous les lignes électriques (Bech *et al.*, 2012). Ce biais est le plus complexe à estimer expérimentalement. En effet, il nécessite de connaître le nombre de collisions avec les câbles électriques qui résultent en une mortalité et de mettre en relation ce nombre avec le nombre de carcasses retrouvées sous les lignes électriques, lui-même affecté par les biais d'habitat, de persistance et de détection des carcasses. En raison de cette complexité, ce biais est généralement négligé dans les études de mortalité. Il pourrait cependant être non négligeable, voire majeur : Savereno *et al.* (1996) ont estimé par observation directe sur deux sites différents des biais de 75% et 73% d'oiseaux entrés en collision avec les lignes électriques qui sortent de la zone prospectée au cours des suivis de mortalité. Ainsi les oiseaux retrouvés morts sous les lignes ne représenteraient environ qu'un quart des oiseaux entrés en collision, blessés et morts de manière directe et indirecte.

2. Le biais « d'habitat »

Le biais d'habitat peut être quantifié par une estimation de la proportion du site qui ne peut être prospectée par l'observateur et ne nécessite pas d'expérimentation particulière. Ce biais est estimé directement au moment du suivi sur les sites, en reportant la proportion du site qui n'a pas pu être prospectée et en répercutant cette proportion non suivie sur la proportion de carcasses qui a pu être manquée. Par exemple, si 20% de la surface du site n'est pas

accessible à la prospection, parce que le milieu est trop fermé pour y pénétrer ou qu'un plan d'eau est présent sur une partie du site, l'effectif de carcasses d'oiseaux trouvées sur ce site sera considéré comme représentant 80% du nombre d'oiseaux morts par collision, du moins en ce qui concerne la prise en compte du biais d'habitat.

3. Les biais de persistance et de détection – étude expérimentale

Les biais de persistance et de détection peuvent être estimés expérimentalement par un suivi de carcasses disposées sous les lignes électriques, simulant la présence d'oiseaux morts par collision.

Etant donné que ces biais sont présents dans tous les suivis de mortalité basés sur le comptage au sol de carcasses d'oiseaux, des expérimentations visant à estimer ces biais ont été menées sur différents types d'infrastructures telles que les parcs éoliens, les routes, les bâtiments et les tours de communication (Bernardino *et al.*, 2013; Erritzoe *et al.*, 2003; Kerlinger *et al.*, 2012). Peu d'études conjuguent des méthodes de terrain standardisées et des analyses robustes, et ces études concernent majoritairement le biais de persistance (Gehring *et al.*, 2009; Guinard *et al.*; Peron *et al.*, 2013; Stevens *et al.*, 2012). L'extrapolation des estimations de ces biais d'une infrastructure à une autre peut être problématique car un effet de l'infrastructure sur ces biais a été mis en évidence, en particulier sur le comportement de prospection des nécrophages (sous des structures ponctuelles ou linéaires) et donc la persistance (Lambertucci *et al.*, 2009).

Comme le nombre d'études concernant la détection des carcasses par différents observateurs est limité toutes infrastructures confondues, que l'utilisation d'estimations des biais de persistance relatives à d'autres infrastructures pourrait être inappropriée et qu'il existe seulement cinq études expérimentales visant à estimer ces biais sous les lignes électriques (Tableau 4), nous avons conduit notre propre expérimentation (Lehman *et al.*, 2010; Ponce *et al.*, 2010; Savereno *et al.*, 1996; Schutgens *et al.*, 2014; Shaw *et al.*, 2010).

Tableau 4 : Résumé des méthodes et des résultats des études étudiant les biais de persistance et détection en rapport avec la mortalité des oiseaux induite par les lignes électriques

Etude	Pays	Type	Méthodes	Résultats
Schutgens <i>et al.</i> (2014)	Afrique du Sud	persistance	2 sites, 41 carcasses (<i>Alopochen aegyptiaca</i>) suivies tous les jours pendant 7 jours puis à 14, 21, 28, 48 et 90 jours.	16% des carcasses enlevées à la fin des 90 jours
Schutgens <i>et al.</i> (2014)	Afrique du Sud	détection	3 réplicats réalisés à 1, 48 et 90 jours après positionnement des carcasses sur les sites pour la persistance, observateurs expérimentés et non expérimentés, Analyses: GLMM binomial avec effet aléatoire sur les carcasses et les observateurs	71% des carcasses détectées, pas d'effet de l'expérience des observateurs ; la hauteur de la végétation, la distance aux lignes électriques et la position des carcasses sont des facteurs significatifs, les taux de détection au jour 1 et 90 sont similaires et plus forts qu'au jour 48
Ponce <i>et al.</i> , (2010)	Espagne	persistance	11 sites; 5 réplicats (novembre 2007 à août 2008), 522 carcasses (<i>Phasianus colchicus</i> , <i>Alectoris rufa</i> , <i>Coturnix coturnix</i> entières et coupées en deux) suivies 4 fois par mois à 2, 7, 22 et 28 jours Analyses: GLM binomiale, analyses univariées et tests de Mann-Whitney	Effet de la taille, et du site, pas d'effet significatif de la saison, les petits oiseaux disparaissent plus vite et à une plus forte proportion que les gros, au jour 28 71% des oiseaux disparus
Ponce <i>et al.</i> , (2010)	Espagne	détection	2 réplicats, 4 observateurs testés, 4 classes de taille (voir persistance), les observateurs prospectent l'un après l'autre, le premier observateur marque les carcasses et le deuxième recherche les carcasses non trouvées par le premier. Analyses: GLM binomiale et analyses univariées	détection augmente avec la taille de l'oiseau et l'expérience de l'observateur; en moyenne 53% de détection; <i>Phasianus colchicus</i> : 71.5%; <i>Alectoris rufa</i> : 55.8%, <i>Coturnix coturnix</i> entières : 32.1%; <i>Coturnix coturnix</i> moitié : 33.3%
Savereno <i>et al.</i> (1996)	USA	persistance	2 sites, 19 carcasses suivies tous les jours pendant 5 jours et ensuite 2 à 3 fois par semaine pendant 60 jours au total	A la fin des deux mois de suivis, 38% et 73% des carcasses ont persisté sur chacun des sites
Savereno <i>et al.</i> (1996)	USA	détection	6 réplicats, 4 observateurs testés, <i>Anas platyrhynchos</i> ; prospection par deux observateurs;	66% et 73%
Shaw <i>et al.</i> , (2010)	Afrique du Sud	persistance	4 sites, 24 carcasses, (<i>Alopochen aegyptiacus</i>) suivies tous les jours pendant 5 jours puis 4 fois dans une période de 5 mois;	54%
Lehman <i>et al.</i> , (2010)	USA	persistance	2 réplicats, 47 carcasses (<i>Haliaeetus leucocephalus</i> ; <i>Accipiter</i> , <i>Asio</i> , <i>Bubo</i> , <i>Buteo</i> , and <i>Circus spp</i>), suivies tous les jours pendant 7 jours et tous les 3-5 jours jusqu'à disparition	33% des oiseaux disparus au bout de 26 jours (en juin), aucune disparition en novembre

L'objectif de cette expérimentation est à la fois d'obtenir des estimations des biais de persistance et de détection sous les lignes électriques, d'identifier les facteurs influençant ces biais, et d'en déduire des implications en termes de suivi de la mortalité par comptage des carcasses sous les lignes électriques.

Ce qui suit est un résumé de l'article scientifique en anglais se trouvant à la fin de ce chapitre.

3.1. Matériels et méthodes

J'ai mené des expérimentations dans le but d'estimer les biais de persistance et de détection sur une zone d'étude couvrant environ 30 km² dans la région de Montpellier (Figure 19). Les sites utilisés pour les expériences correspondaient à des tronçons de lignes électriques de 250m de long et 40m de large. Ils étaient distants en moyenne de 800 mètres (de 100m à 4km) et distribués parmi trois types d'habitats différents (garrigue, vigne et oliveraie). Les sites 1 à 14 étaient utilisés pour les expérimentations de persistance et le site 9 et les sites 15 à 17 étaient utilisés pour la détection. Les expérimentations de persistance et de détection n'ont pas été réalisées en même temps de manière à ne pas biaiser la persistance en dérangeant les activités des nécrophages.

Aucun oiseau n'a été tué pour réaliser ces expérimentations, nous avons utilisé des carcasses d'oiseaux issues d'un élevage d'oiseaux de gibier élevés en plein air, mortes de causes naturelles ou relatives à élevage. Afin d'avoir une bonne représentation du gradient de taille des oiseaux pouvant entrer en collision avec les lignes électriques, nous avons utilisés des carcasses de faisan (*Phasianus colchicus*) et de différents stades de développement de perdrix rouge (*Alectoris rufa*). Les différentes catégories de taille des carcasses seront référées par la suite comme suit : les faisans correspondent à nos « grandes » carcasses (753 ± 256.5 g), les perdrix rouge adultes sont appelées « moyennes » carcasses (387 ± 46.9 g), les perdrix âgées de 4 à 8 semaines sont appelées « petites » carcasses (73 ± 14.9 g) et les perdrix âgées de 3 à 7 jours sont appelées « très petites » carcasses (9.5 ± 1.8 g) (Figure 20).

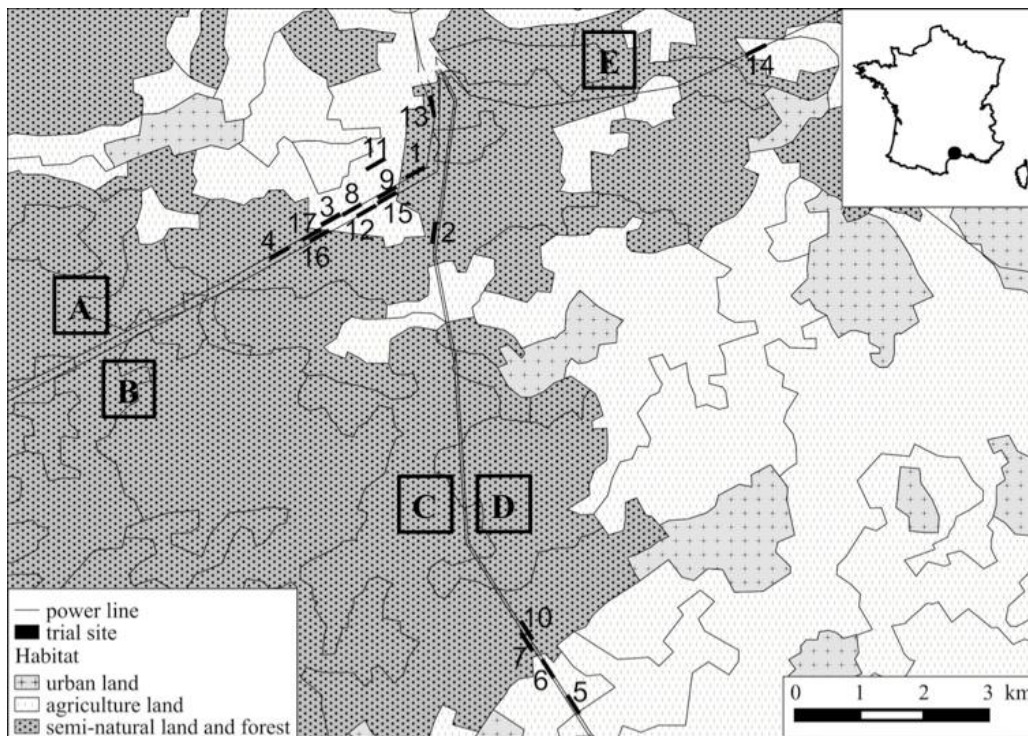


Figure 19 : Sites expérimentaux utilisés au cours des expérimentations ayant pour but d'estimer les biais de persistance et de détection de carcasses d'oiseaux, et lignes électriques HT-THT associées, dans la région de Montpellier, France. Les sites sont symbolisés par un rectangle noir et identifiés par un numéro (de 1 à 17), les lignes électriques HT-THT sont représentées par des traits noirs qui traversent des vignes et des oliveraies (polygones blancs) et des garrigues (polygones gris foncés). La ligne électrique A est une ligne de 400 kV et les lignes B, C, D et E sont des lignes de 225 kV.



Figure 20 : Morphologie des différentes catégories de taille de carcasses de perdrix rouge (*Alectoris rufa*) et de faisan (*Phasianus colchicus*) utilisées au cours des expériences de persistance et de détection. De gauche à droite, les très petites, petites, moyennes et grandes carcasses correspondant à des poussins de perdrix rouge âgés de 3 à 7 jours, des perdreaux âgés de 4 à 8 semaines, de perdrix adulte et de faisan adulte respectivement.

➤ Protocole expérimental de suivi de la persistance des carcasses

De manière à simuler la mort d'oiseaux par collision qui meurent sous les lignes, les carcasses d'oiseaux sont disposées sur un total de 14 sites. En tout 235 carcasses ont été suivies au cours de 3 périodes de suivi : en juillet 2013 ; en avril et en juillet 2014. Entre 8 et 9 carcasses sont déposées par site selon la période de suivi. Les quatre catégories de taille de carcasses sont utilisées pour les expériences de persistance mais toutes les catégories ne sont pas disponibles à toutes les périodes de suivi. Les expériences ne sont pas conduites sur les 14 sites simultanément en raison du fort effort de terrain que cela représente (cf Appendix, Table A1 de l'article). Les sites 1, 3, 4 et 6 sont suivis à chaque période. La manipulation des oiseaux est réalisée avec des gants de manière à ne pas laisser d'odeur humaine sur les carcasses (Whelan *et al.*, 1994). La position des carcasses sur les sites est produite de manière aléatoire avec QGis 2.8.3-Wien et les positions sont ensuite transférées sur GPS. Un marquage supplémentaire est réalisé sur site à environ 30 cm des carcasses en utilisant des matériaux naturels (bois, cailloux) (Figure 21). Ce double marquage nous permet de s'assurer d'une probabilité de 100% de détection des carcasses par l'observateur réalisant le suivi, et d'observer ainsi la disparition des carcasses et non pas un défaut de détection des carcasses par l'observateur, en particulier pour les très petites carcasses. Les carcasses sont suivies tous les jours pendant 30 jours. La disparition d'une carcasse constatée au cours d'une session de suivi est vérifiée à la session suivante pour confirmation.



Figure 21 : Marquage supplémentaire (en plus du marquage GPS) réalisé avec des matériaux naturels, sur site, au cours des expériences de persistance. Ici une croix réalisée avec des ormeaux de vignes trouvés sur site marque la présence d'une carcasse de perdrix adulte dite de taille « moyenne ».

➤ **Protocole expérimental pour l'estimation de la détection des carcasses**

La détection des carcasses par des observateurs a été testée au cours de deux expériences, le 2 août 2013 et le 7 mai 2014 (Figure 22). Elle a été testée sur quatre sites dont deux étaient localisés en garrigue et les deux autres en vigne (voir Appendix, Table A2 de l'article). Les quatre classes de taille de carcasses ont été utilisées au cours des deux expérimentations.

Les carcasses étaient positionnées sur les sites 1 heure avant l'arrivée des observateurs et les limites des sites étaient marquées avec des rubans de signalisation de manière à donner des repères visuels aux observateurs et standardiser la prospection. Sur chaque site, quatre carcasses de chaque catégorie de taille étaient disposées (en tout 112 carcasses suivies). La détection des carcasses par cinq et 14 observateurs a été testée au cours de la première et de la deuxième expérience respectivement. La position des carcasses sur les sites a été produite de manière aléatoire selon le même protocole que pour les expériences de persistance. Un numéro unique a été placé sous chaque carcasse. Le temps de prospection est standardisé et chaque observateur prospecte un site pendant 30 minutes. Lorsqu'une carcasse est trouvée par l'observateur, le numéro unique de la carcasse est noté puis les observateurs poursuivent la prospection. Le temps passé à la récupération du numéro et à la remise en place du numéro sous la carcasse n'est pas compté dans le temps de prospection. L'ordre de passage des observateurs est organisé aléatoirement et 15 minutes sont laissées entre chaque observateur de manière à ce qu'ils ne s'influencent pas dans leur prospection. Après chaque expérimentation de détection, la présence des carcasses sur les sites est vérifiée par l'expérimentateur et toute carcasse manquante a été retirée du jeu de données pour les analyses de manière à s'assurer que c'est bien la détection des observateurs qui est estimée et non pas un défaut de persistance.



Figure 22 : Observateur prospectant un site localisé en garrigue, à la recherche de carcasses d'oiseaux, au cours de l'expérience de détection du 2 août 2013.

➤ Analyses de persistance

Nous avons utilisé des modèles dit de « known-fate » du logiciel MARK (White and Burnham, 1999) pour évaluer les effets des sites, de l'habitat, de la période de suivi, de la taille des carcasses et de l'âge des carcasses (nombre de jours depuis le positionnement sur site) sur la probabilité de persistance. Les modèles de « known-fate » permettent d'estimer la probabilité de « survie » des carcasses, c'est-à-dire dans notre cas la probabilité de persistance, et d'évaluer les effets de différentes variables explicatives sur cette probabilité en appliquant des régression logistiques binomiales sur des histoires individuelles de capture-recapture (Kaplan and Meier, 1958). Dans ces modèles, la probabilité de détection est fixée à un car nous savons avec certitude à chaque occasion si les carcasses sont encore présentes sur site. Nous avons utilisé les 30 visites journalières pour construire des histoires de capture de 30 sessions qui sont ensuite utilisées dans les modélisations (cf Article 2.5.1).

➤ Analyses de détection

Pour estimer les probabilités de détection et évaluer l'effet de différentes variables explicatives sur la détection, des modèles mixtes linéaires généralisés suivant une loi de distribution binomiale sont utilisés avec R en utilisant la fonction `glmer` du package `lme4` (Bates *et al.*, 2015, 2015). Nous avons construit des modèles multivariés qui incorporent l'effet de la taille des carcasses, des sites, et de la période d'expérimentation. Etant donné que

différents observateurs peuvent détecter une même carcasse et chaque observateur est à la recherche de plusieurs carcasses, des effets aléatoires des observateurs et des carcasses sur l'ordonnée à l'origine ont été utilisés dans les modèles (cf Article 2.5.2).

➤ Effets combinés de la persistance et de la détection

De manière à évaluer la sous estimation de la mortalité qu'entraînent les biais de détection et de persistance cumulés, nous avons calculé la probabilité qu'une carcasse d'oiseau persiste sur site et soit ensuite détectée par les observateurs.

Nous avons calculé pour chaque catégorie de taille (grande, moyenne, petite et très petite) la probabilité qu'une carcasse persiste sur site pendant 7 jours et soit ensuite détectée par un observateur. Ces probabilités ont été calculées en utilisant les valeurs de probabilité de persistance journalière et de probabilité de détection moyenne pour chaque catégorie de taille issues nos analyses :

$P = p_i^7 * d_j$ avec p_i la probabilité de persistance journalière d'un site à une période de suivi i et d_j la probabilité de détection moyenne de chaque catégorie de taille j .

Ensuite nous avons calculé pour les grandes carcasses, la probabilité qu'une carcasse persiste sur site pour différents intervalles de temps entre les suivis de mortalité, allant de 1 à 14 jours et pour les valeurs de probabilité de persistance journalière issues de nos analyses :

$P = p_i^t * d_L$ avec p_i la probabilité de persistance journalière d'un site à une période de suivi i , t l'intervalle de temps entre les suivis fictifs de mortalité en nombre de jours et d_L la probabilité de détection des grandes carcasses.

3.2. Résultats

Nous avons mis en évidence des variations significatives de la probabilité de persistance journalière entre les sites et les périodes de suivi, ainsi qu'une interaction significative de ces deux facteurs (Article Table 1). Nous n'avons pas observé d'effet significatif de la taille et de l'âge des carcasses sur la probabilité de persistance.

La probabilité de persistance journalière varie fortement entre sites, étant comprise entre 0.2 (CI=0.03-0.7) pour le site 12 et 0.93 (CI=0.86-0.97) sur le site 10 en avril 2014 (Figure 23). Elle est donc 8 fois plus importante sur le site 10 que le site 12. Une forte variabilité de la persistance est observée pour des sites qui sont proches les uns des autres, comme par exemple le site 12 et le site 3 qui sont distants de 250 mètres et qui, en avril 2014, présentent des probabilités de persistance journalière de 0.2 (CI=0.03-0.7) et 0.82 (CI=0.68-0.91)

respectivement. Cette forte variabilité entre sites de la persistance est observée pour les trois périodes de suivi.

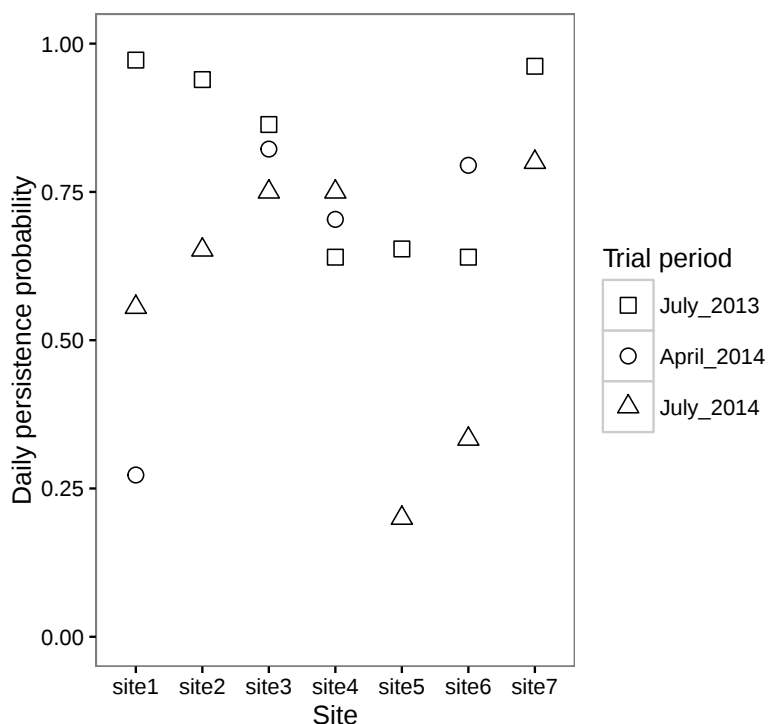


Figure 23 : Variation de la probabilité de persistance journalière entre sites, pour les périodes de suivi de juillet 2013, avril et juillet 2014. Les probabilités de persistance journalières présentées ici sont issues du modèle sélectionné incluant une interaction des effets du site et de la période de suivi. Les carrés sont utilisés pour représenter les probabilités de persistance journalière en juillet 2013, les ronds pour avril 2014 et les triangles pour juillet 2014.

La persistance est globalement plus forte en juillet 2013 que pour les autres périodes de suivi (Figure 23). Il n'y pas de patron général de variation de la persistance en fonction de la période de suivi sur un même site, par exemple les sites 1 et 6 présentent de fortes variations de la persistance entre les 3 périodes de suivi alors que les sites 3 et 4 présentent des probabilités de persistance similaires.

En ce qui concerne la détection des carcasses par les observateurs, la taille des carcasses a un effet significatif sur la probabilité de détection et les effets aléatoires « observateurs » et « carcasses » sont significatifs (Article Table 2).

La déviance estimée des ordonnées à l'origine de l'effet aléatoire entre carcasses est de 1.41 et celle des ordonnées à l'origine de l'effet aléatoire entre observateurs est de 0.43. La probabilité de détection est donc plus variable d'une carcasse à une autre que d'un observateur à un autre.

La probabilité de détection moyenne des grandes carcasses est de 0.47 (SE=0.01), de 0.18 (SE=0.01) pour les carcasses moyennes, 0.07 pour les petites carcasses (SE=0.007) et de 0.005 (SE=0.0006) pour les très petites carcasses (Figure 24).

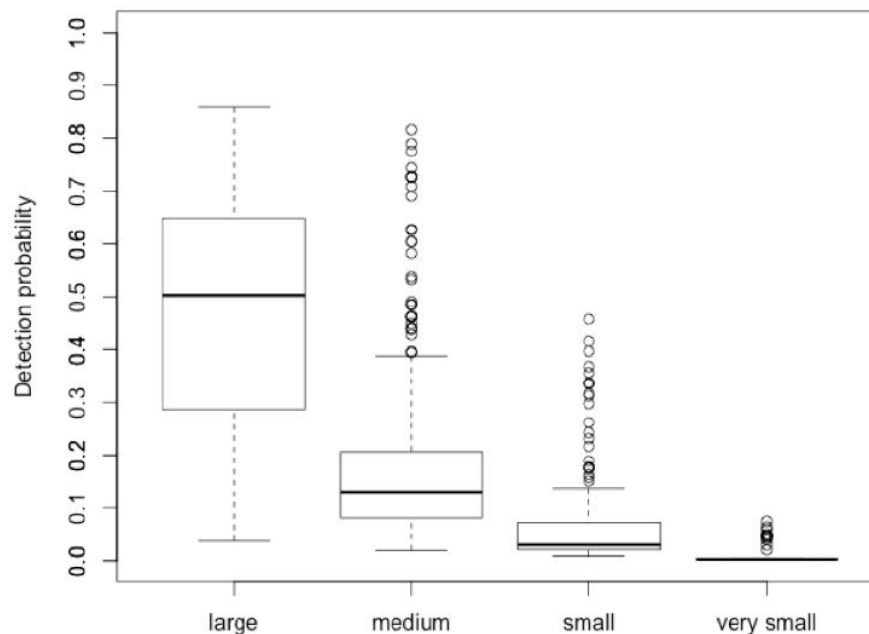


Figure 24: Variation de la probabilité de détection pour les différentes catégories de taille de carcasses. Ces estimations sont issues du modèle mixte linéaire généralisé sélectionné, incluant un effet de la taille des carcasses et des effets aléatoires des variables “observateur” et “carcasse”. La ligne épaisse représente la probabilité de détection médiane, la limite basse et haute des boîtes représentent le premier (Q1) et le 3e quartile (Q3) respectivement. Le trait le plus bas représente la valeur maximale entre la probabilité de détection minimale et $Q_1 - 1.5 \cdot (Q_3 - Q_1)$. Le trait le plus haut représente la plus petite valeur entre la probabilité de détection maximale et $Q_3 + 1.5 \cdot (Q_3 - Q_1)$, pour chaque catégorie de taille.

La probabilité qu'une carcasse d'oiseau persiste pendant 7 jours et qu'elle soit détectée par un observateur est inférieure à 0.001 pour des probabilités de persistance journalière inférieures à 0.6, pour toutes les catégories de taille de carcasses. Elle est inférieure à 0.001 pour les très petites carcasses pour toutes les valeurs de probabilité de persistance journalière. Pour les grandes carcasses, cette probabilité est inférieure ou égale à 33%, pour les carcasses moyennes elle est inférieure ou égale à 13% et pour les petites carcasses elle est inférieure ou égale à 5% (Figure 25).

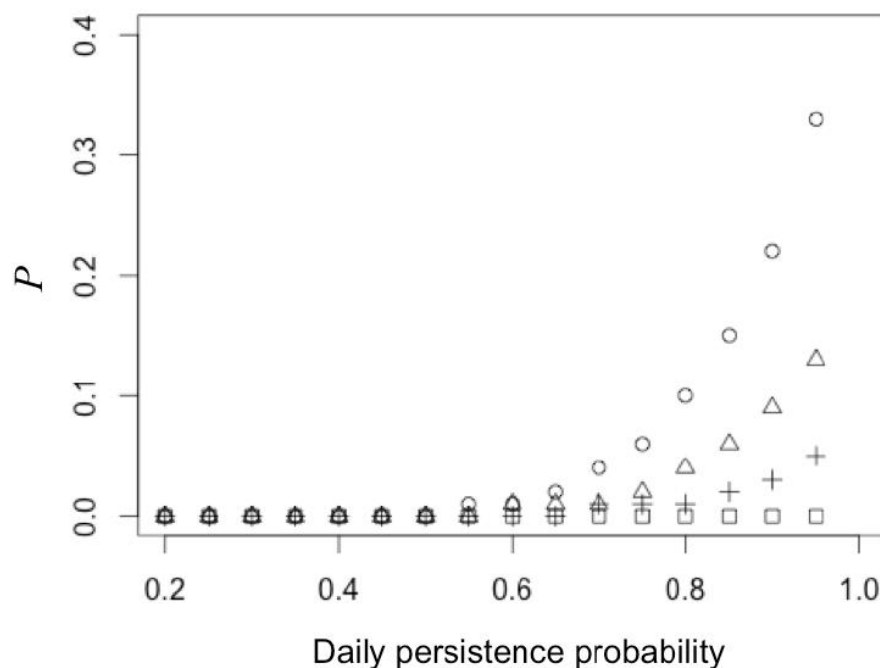


Figure 25 : Variation de la probabilité qu'une carcasse n'ait pas disparu du site au bout de sept jours et soit détectée par un observateur (P), en fonction de la probabilité de persistance journalière, pour chaque catégorie de taille de carcasse. Les ronds correspondent aux valeurs de cette probabilité pour les grandes carcasses, les triangles aux carcasses de taille moyenne, les croix pour les carcasses de petites tailles et les carrés pour les carcasses de très petite taille.

Discussion

La discussion portant sur les variations des biais de persistance et de détection et des facteurs qui les influencent se trouve dans l'article à la fin de ce chapitre et n'est pas répétée ici.

Nos expérimentations nous ont permis de mettre en évidence une forte variabilité des biais de persistance et de détection qui entraînent de grandes incertitudes concernant l'estimation de mortalité par collision. Cependant il ne nous a pas été possible d'identifier des facteurs permettant d'extrapoler la valeur de ces biais pour d'autres configurations comme de nouveaux sites, d'autres périodes de suivi, etc.

Ces expérimentations nous ont permis de déterminer que pour des espèces de petite taille, en raison du biais de détection, le protocole de prospection utilisé au cours de nos expérimentations ne nous permettrait pas d'obtenir une quantification de la mortalité pour ces oiseaux. Pour les oiseaux de petite taille (10g et 70g) comme certains passereaux, un protocole spécialisé pourrait être mis en place de manière à compenser les très faibles probabilités de détection obtenues par un observateur humain prospectant le site pendant 30 minutes à la recherche d'oiseaux de tailles variables. Une prospection plus intense avec plusieurs observateurs prospectant le site ensemble, un temps plus important de prospection ou encore l'utilisation de chiens pour la détection des carcasses pourraient être envisagés (Homan *et al.*, 2001). En effet les chiens sont beaucoup plus efficaces dans la détection des carcasses que les humains à la fois en termes de probabilité de détection du fait de leur odorat plus développé, mais aussi dans la constance de la détection sur différents types de sites, de couverture végétale, et enfin dans la rapidité à détecter les carcasses (Arnett, 2006; Paula *et al.*, 2011).

D'autre part, la probabilité de trouver un oiseau qui ait persisté sur site jusqu'au moment du suivi et qui soit ensuite détecté par un observateur est largement inférieure à une chance sur deux même pour des suivis réalisés tous les jours et pour de « grandes » carcasses (750 g). La combinaison des biais de persistance et de détection entraîne une très forte sous-estimation et des suivis fréquents seront nécessaires pour obtenir une estimation précise de la mortalité par les méthodes de comptage au sol. Des tests de puissance pourraient être réalisés afin de déterminer pour différentes valeurs de probabilités de collision avec les lignes électriques, de persistance journalière et de détection, une stratégie de suivi adaptée. Les tests de puissance permettent en effet d'estimer la puissance statistique d'un protocole, c'est-à-dire la probabilité pour que les analyses réalisées à partir des données collectées par ce protocole détectent une

variation statistiquement significative pour une variation réelle d'une certaine amplitude (Steidl *et al.*, 1997).

La plupart des études qui quantifient la mortalité par collision avec les lignes électriques se basent sur une méta-analyse à l'échelle d'un pays, utilisant des données de suivis de mortalité réalisés dans le pays concerné ou ailleurs, parfois sur d'autres continents. Des estimations moyennes des biais toutes infrastructures confondues sont utilisées pour produire des estimations moyennes de mortalité toutes espèces confondues, avec de très grands écart-types (Loss *et al.*, 2014; Rioux *et al.*, 2013). L'intérêt de ce type d'étude est discutable du point de vue de la biologie de la conservation parce que les enjeux en termes de conservation sont extrêmement variables d'une espèce à une autre. Savoir qu'entre 8 et 57 millions d'oiseaux meurent par collision sur les lignes électriques chaque année aux Etats-Unis Loss *et al.* (2014) a moins de sens que de savoir que la mortalité estimée en Afrique du Sud pour une espèce à enjeu comme la Grue du paradis (*Anthropoides paradiseus*) et mise en relation avec la dynamique des populations indique que cette mortalité n'est pas soutenable pour les populations (Shaw *et al.*, 2010). De plus, ce type d'estimation moyenne à l'échelle d'un pays ne permet pas d'appréhender les variations locales de la mortalité et d'identifier les sites et régions sur lesquels des mesures de réduction de l'impact devraient être prises. Enfin, ces études ne reposent pas sur un plan d'échantillonnage de sites sélectionnés dans un gradient représentatif des différents niveaux de dangerosité des lignes électriques pour la collision mais sur des suivis de mortalité réalisés sur des sites identifiés comme mortifères et entraînent donc certainement une surestimation de la mortalité.

Afin d'identifier les facteurs qui influencent la variabilité spatiale entre sites de la persistance, des suivis de la présence et de l'abondance des communautés de nécrophages pourraient être réalisés en parallèle aux expériences de persistance, par exemple en utilisant des pièges photographiques sur les sites (Kostecke *et al.*, 2001; Rogers *et al.*, 2014). Ce type d'étude pourrait permettre d'étudier le lien entre persistance et communauté de nécrophages. Si des effets significatifs sont identifiés, les probabilités de persistance estimées pourraient être extrapolées d'un site à un autre, en déterminant la communauté de nécrophages présente sur les sites. Dans notre cas, ces variations sont très localisées (exemple du site 12 et du site 3 distants de 250 mètres sur lesquels, en avril 2014, des probabilités de persistance journalière de 0.2 et 0.82 respectivement sont observées). Ces variations peuvent suggérer des variations spatiales des invertébrés nécrophages présents sur site et nécessiteraient un suivi fin de ces communautés (Ray *et al.*, 2014).

La variation de la détection entre « individus carcasses » peut être liée à des différences de micro-habitats entourant les carcasses (sol nu, présence de cailloux, d'une touffe d'herbe), et à des variations de la position des carcasses (sur le ventre, le dos, une aile en l'air). L'influence de ces facteurs pourraient être étudiés par des expériences de détection supplémentaires (Schutgens *et al.*, 2014).

Dans ce chapitre, la mortalité par collision comme conséquence des interactions entre lignes électriques et oiseaux a été étudiée. Dans le suivant et dernier chapitre, les modifications de comportement des oiseaux qui sont l'autre conséquence des interactions entre oiseaux et lignes électriques sont étudiées.

**Bird collision on power lines:
estimating biases associated with
carcass detection and persistence**

Leyli Borner, Olivier Duriez, Aurélien Besnard, Alexandre Robert, Vivien
Carrere, Frédéric Jiguet

Article soumis à Ecological Applications

Bird collision on power lines: estimating biases associated with carcass detection and persistence

Borner L.^{a,*}, Duriez O.^b, Besnard A.^b, Robert A.^a, Carrere V.^a, Jiguet F.^a

^a UMR 7204 Sorbonne Universités-MNHN-CNRS-UPMC, Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation, CP51, 55 rue Buffon, 75005, Paris, France;

^b CEFE UMR 5175, CNRS - Université de Montpellier - Université Paul-Valéry Montpellier - EPHE – 1919 route de Mende, 34293 Montpellier cedex 5, France

* Corresponding author:

Phone: + 33 (0)140793359.

Fax : +33 (0)140793835

E-mail address: lborner@mnhn.fr

Abstract: Quantification of bird mortality by collision along power lines is complicated by the heterogeneity of the survey methods used and the biases associated with carcass persistence and detection by observers. To estimate these biases we conducted three persistence experiments, lasting 30-days each, by placing and monitoring carcasses of red-legged partridges (*Alectoris rufa*) and common pheasants (*Phasianus colchicus*) below power lines at 14 sites, and two detection experiments, testing the detection of carcasses by 19 observers. We used survival analysis and generalized linear mixed effects models to investigate the effects of site, habitat, carcass size and trial period on both carcass persistence and detection. We also explored the effects of carcass age and observer on carcass persistence and carcass detection respectively. We found significant variations of carcass persistence in relation to site and trial period, and a significant interaction among these variables. The daily carcass persistence probability was highly variable among sites up to a 8-fold variation. Carcass detection increased with increasing carcass size and was significantly affected by the microhabitat surrounding the carcasses and varied among observers. These results suggest that carcass persistence and detection vary strongly and unpredictably at a small landscape scale. We thus incite managers to conduct carcass persistence and detection experiments on sites where they attempt to produce unbiased estimates of birds' mortality below power lines and in conditions similar to the mortality surveys. Unbiased and precise estimation of bird collision mortality along power lines on a large scale might require a substantial field effort with survey frequency higher than once a week.

Keywords: bird mortality; detection probability; electric networks; linear infrastructure; scavenger.

1. INTRODUCTION

The use of electricity is nowadays required for most human activities, whether industrial or domestic, and have thus called for the development of electric power distribution and transmission networks. Electrical grids share with other linear infrastructure networks (roads, railroads, etc.) impacts linked to their spatial occupancy such as habitat loss resulting from conversion of original habitats to “artificial” habitats, and habitat fragmentation (Geneletti, 2006). The distinctive feature of electrical grids is that they continuously occupy the aerial space while having a discontinuous hold on the ground. Indeed, electrical grids and more specifically transmission network, owing to high wire density, lead to habitat fragmentation for flying animals and mostly birds. This fragmentation results in the death of individuals by collision with wires (Bevanger, 1998; Jenkins *et al.*, 2010) and also leads to species disturbance or behavioral changes (Deng and Frederick, 2001; Prinsen *et al.*, 2011; Shimada 2001). Collision with power lines can involve all flying species and could affect populations’ viability (Bevanger, 1995). For instance Jenkins *et al.* (2010) estimated that 4000 to 11 900 Ludwig’s Bustards (*Neotis ludwigii*) die annually on high-voltage transmission lines, a number that is not sustainable based on population’s demography.

The first reported cases of bird collisions with power lines occurred in the USA at the end of the 19th century and since then, a rise of scientific studies and environmental impact assessments regarding this phenomenon has been observed (APLIC, 2012). Factors influencing bird collisions with power lines are nowadays identified, such as bird morphology and vision, topography, meteorological conditions (Janss, 2000; Martin and Shaw, 2010). Yet, the precise quantification of the impact remains complex due to the huge heterogeneity of methods used in mortality surveys and the existence of several biases affecting its estimation (Bech *et al.*, 2012).

Quantification of birds’ mortality is mainly carried out by carcass counts below power lines. However, a high proportion of the birds killed may not be found during these surveys leading to an underestimation of mortality. Indeed, four factors can contribute to this underestimate: 1. the removal by scavengers of carcasses under power lines, i.e. carcass persistence (Kostecke *et al.*, 2001), 2. the difficulty for observers to detect carcasses, i.e. carcass detection (Rivera-Milan *et al.*, 2004), 3. the accessibility of sites under power lines for an efficient prospection, i.e. habitat bias (Huso and Dalthorp, 2014), and 4. the flight of wounded birds which die outside the search area, i.e. crippling bias (Bech *et al.*, 2012). Crippling bias is difficult to estimate experimentally as it requires unbiased monitoring of bird

collision with power lines either by direct observation or telemetry, which is costly in both time and money, thus it is so far neglected. Habitat bias is quantified by determining the area of the site that cannot be searched by observers and does not require experiments to be estimated. Persistence and detection can be estimated in order to be dealt with in the mortality count estimates.

The quantification methodology for bird mortality on power lines and its inherent biases is shared with other bird mortality surveys related to pesticide use in agricultural fields and infrastructures such as wind-power facilities, roads, fence, buildings and towers (Bernardino *et al.*, 2013; Erritzoe *et al.*, 2003; Kerlinger *et al.*, 2012). Therefore, many studies have focused on the estimation of birds' carcass persistence and detection based on experimental positioning and monitoring of carcasses associated with different types of infrastructures and few of these studies have done so based on standardized field methods combined with robust analytical procedures (Stevens *et al.*, 2011; Guinard *et al.*, 2012; Peron *et al.*, 2013; Gehring *et al.*, 2009). Extrapolation among infrastructures may moreover not be relevant as there may be an infrastructure-related effect on persistence. Different types of infrastructure may display variation in the amount of wildlife mortality generated by the infrastructure (Calvert *et al.*, 2013), which can lead to variation in abundance of food resource and thus attractivity for scavengers. They may differ in the risk for scavenger feeding on such infrastructures (Fahrig and Rytwinski, 2009). Infrastructures can also differ on the size of search plots, their vegetation cover, related to variability in maintenance practices among infrastructures, and the protocols used for detection experiments (survey by car, by feet etc.) (Guinard *et al.*, 2012). All of which may affect detection biases. Therefore, studies aiming at estimating persistence and detection biases associated with other infrastructures should not be used to correct mortality estimates found under power lines. Yet, only five peer-reviewed studies examined carcass persistence related to power lines among which only three also investigated carcass detection (Lehman *et al.*, 2010; Ponce *et al.*, 2010; Savereno *et al.*, 1996; Shaw *et al.*, 2010; Schutgens *et al.*, 2014) and only Ponce *et al.* (2010) estimated these parameters using a range of carcass size (54.1g to 1kg).

We conducted here an experiment on bird carcass persistence and detection aiming at simultaneously assessing the impact of several factors that may affect these parameters and how these impacts may affect mortality estimation when not taken into account. To do that, we monitored for the first time a total of 235 carcasses on a daily-basis for 30 successive days and investigated the effect of carcass size (4 size categories), sites (N=14), habitats (N=3) and

season (N=3) on carcass persistence. We also tested carcass detection probabilities and investigated simultaneously the effects of observer (N=19), carcass size (N=4), site (N=4), habitat (N=2) and trial period (N=2).

Phenomena responsible for carcass removal, such as scavenging and anthropogenic activities, may affect differently carcasses persistence depending on their location and time of year. Vegetation cover (Schutgens *et al.*, 2014) and the distribution, abundance and composition of scavenger communities (Pain, 1991) can affect carcass detection by scavengers. Spatial and temporal variation of these factors may lead to variability in the pattern of carcass persistence variation with trial period among sites. Besides, scavenger activities and abundance of their alternative food resources vary throughout the year (Flint *et al.*, 2010; Smallwood, 2007), reflecting phenological events such as breeding and rearing (Morrison, 2002). Anthropogenic activities may also be a source of persistence variability among sites, such as farming practices like plowing and walkers visiting sites potentially accompanied by dogs (Paula *et al.*, 2011), as observed during our persistence trials. Farming practices vary among seasons and could also lead to temporal variation in persistence. Meteorological conditions may vary between trial periods and these conditions can affect both carcass decomposition and carcass detection by scavengers (Santos *et al.*, 2011).

With regards to persistence, we expected moderate spatial heterogeneity of persistence among sites (Stevens *et al.*, 2011; Ponce *et al.*, 2010), related to variability in scavenger presence and abundance and their opportunistic behavior. However, we also expected this heterogeneity to be mitigated by the habituation of scavengers to explore power lines on a regular basis and use them as a food source, which would result in close persistence probabilities for sites nearby (Meunier *et al.*, 2000). We expected persistence to be higher in shrublands as ground cover may interfere with carcass detection by scavengers (Hager *et al.*, 2012). We also expected variation in persistence with carcass size and age, i.e. time since experimental positioning of carcass, as carcasses may desiccate with increasing age and become less palatable to scavengers and carcass size may affect the probability for a scavenger to find and be able to remove the carcass.

For carcass detection by observers, we expected an increase of detection probability with increasing carcass size (Peters *et al.*, 2014); spatial variability of detection between sites and microhabitats, i.e. habitat surrounding the carcass exact location on site including type of substrate and vegetation height (Schutgens *et al.*, 2014; Grodsky *et al.*, 2013) as ground cover

and the type and color of substrate may affect detection. We also expected observing variability among observers in detection (Ponce *et al.*, 2010).

2. MATERIAL AND METHODS

2.1 Study area

The study area was located 21 km west of Montpellier, southern France (43°35'N, 3°42'E), characterized by a Mediterranean climate and a patchwork of agricultural lands and shrublands with a short vegetation (0.1-0.5 m tall). The terrain was rolling between 40 m to 190 m of altitude. The 17 study sites were spread along five power lines, crossing vineyards, olive groves and shrublands (see Appendix, Figure A1 in Supplementary materials). These habitats displayed variation in ground cover and land use related to agricultural practices. Each site was a 250m long and 40m wide stretch of power line. Power line A is a 400 kV power line and B, C, D and E are 225 kV power lines. Sites 1 to 14 were used for persistence trials, site 9 was used for both persistence and detection trials and sites 15 to 17 were used exclusively for detection trials. Persistence and detection trials were not conducted at the same time to avoid interfering in scavenging activity and possibly bias carcass persistence.

2.2 Bird carcasses

We used 347 bird carcasses for persistence and detection trials over a two-year experiment. Carcasses came from a free-range farm, birds all died from natural or farming-related causes. We used several developmental stages of Red-legged Partridge (*Alectoris rufa*) and Common Pheasant (*Phasianus colchicus*) in order to get a size range: 3-7 days partridge chicks (9.5 ±1.83 g, qualified as very small), 4-8 weeks partridge chicks (73 ±14.93 g, qualified as small), adult partridges (387 ±46.93 g qualified as medium) and adult pheasants (753 ±245.46 g qualified as large). We kept carcasses in a -20°C cold room from the moment they died until trials. Handling of birds was done using gloves in order not to leave a human scent on carcasses and bias persistence trials (Whelan *et al.*, 1994).

2.3 Carcass persistence trials

We surveyed 14 sites during the persistence trials of which five were located in shrublands, three in olive groves and five in vineyards. Trials were conducted from July 5th to August 3rd 2013 (July 2013), from April 3rd until May 3rd 2014 (April 2014) and from June 24th until July 24th 2014 (July 2014). Meteorological conditions differed between trials: April 2014 was about 10°C colder on average and on extremes than both July trials. July 2013 was drier than

July 2014 with cumulated monthly rainfall three times lower and sun exposure 21% higher in 2013 than in 2014 (Meteo France). Trials were not conducted at all sites simultaneously due to human resources limitations; only sites one, three, four and six were surveyed at each trial (see Appendix, Table A1). On each site we placed three large, three medium and three very small carcasses in July 2013 (9 carcasses per site) and four small and four medium carcasses for both April and July 2014 (8 carcasses per site). Change in carcass number and size category between 2013 and 2014 was due to variability in carcass supply as no bird was killed for the experiments. We limited the number of carcasses per site in order not to attract scavengers artificially (Smallwood, 2007). Carcasses positions within sites were randomly produced using the GIS software QGIS 2.6 (Quantum GIS Development Team, 2015) and then transferred onto GPS (GPSMAP 62s Garmin, ± 5 m precision). A supplementary mark was made on site less than 30 cm from the carcass using natural materials (wood, rocks). Double marking insured assessment of effective carcass disappearance and not failure of carcass detection by experimenter, especially for very small carcasses. Carcasses were checked every day until no carcasses remained on sites and up to 30 days. Carcass removals were checked again the day after the disappearance report to further confirm disappearance.

2.4 Carcass detection trials

Four sites were used for the detection trials of which two were located in shrublands and two were located in vineyard (see Appendix, Table A2). Carcass detection trials were conducted on August 2nd 2013 and on May 7th 2014. All four-carcass size categories were used, except for the 2013 trial for which small carcasses were not available. On each site, four birds of each size category were placed, that is 12 and 16 carcasses per site for 2013 and 2014 trials respectively. We tested carcass detection by five observers in 2013 and 14 other observers in 2014. Observers were both men and women, their age ranged from 20 to 38 years-old, their experience in mortality surveys was mostly non existent however most of them were skilled naturalists with experience in surveys regarding discreet and unmoving terrestrial animals. Carcass positions within sites were randomly produced as described previously for persistence trials. Carcasses were placed on sites about an hour before observers' arrival and sites' boundaries were marked. A unique number was placed under each carcass. All observers surveyed each site for 30 minutes. When a carcass was found, observers stopped the clock, retrieved the carcass number, put back the carcass the way they found it and continued the survey until search time was up. The order of observer's passage was randomly organized and 15 minutes were left between each survey start so that observers would not influence each

other. After trials, carcass presence was checked to make sure that all carcasses were available for detection during the whole duration of the survey. When a carcass was missing it was taken out of the data set. In 2014, 4 carcasses were thus excluded from analysis. Fewer sites were used for carcass detection trials than persistence trials because as described these trials require a lot of human resources and are very time consuming.

2.5 Data analysis

2.5.1 Carcass persistence analysis

We used known-fate models in Program MARK (White and Burnham, 1999) to assess how trial period, habitat type, site, carcass age and carcass size affected carcass persistence probability. Known-fate models compute binary logistic regressions allowing to estimate carcass “survival” probability, i.e. in this case persistence probability, and evaluate whether and how different explanatory variables affect persistence probability based on individuals’ capture-recapture encounter histories (Kaplan and Meier, 1958). In these models, sampling probability, i.e. carcass detection, is set to one because we know the fate (dead, i.e. removed from site or alive, i.e. still on site) of marked individuals with certainty at each sampling occasion. We used our 30 daily-visits to provide models with 30 sampling-occasions encounter histories.

Because there were two nested spatial scales, site that is a finer scale nested in habitat that is coarser, we first evaluated which spatial scale explained the best variability in persistence probability. Thus, we first built single-effect models evaluating the effects of site and habitat on persistence and we further used sites and not habitat in multivariate models (see below) as variability in persistence was better explained by site effect than habitat (see Appendix, Table A3 in Supplementary materials).

We then built 45 multivariate models that incorporated all combinations of trial period, carcass size, site and carcass age effects. Carcass age effects were incorporated in order to assess whether there was a strong daily variation in persistence. For each model we modeled persistence 1- as constant over carcass age (no age effect), 2- as variable over carcass age with a linear continuous time function referred to as “agelinear”, and 3- as variable over carcass age with a gompertz continuous time function referred to as “agegompertz”. Two-ways interactions between variables were modeled except with carcass age in order not to over-parameterize the models. Therefore we considered only additive effects between carcass age and other variables in multivariate models.

The Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AIC_C) was used to evaluate the relative support of candidate models. An AIC_C difference ≤ 2 between two models was considered as not meaningful and the most parsimonious model was selected (Burnham and Anderson, 2002).

2.5.2 Carcass detection analysis

We fitted generalized linear mixed effects models with a binomial distribution and a logit link using the package *lme4* (Bates *et al.*, 2014) to evaluate the effect of several factors on carcass detection probabilities. We built multivariate models that incorporated carcass size, site and year as fixed effects. Two-ways interactions between these factors were tested. As several different observers could detect a same carcass, and each observer was in search of several carcasses, we included observer identity (observer ID) and carcass identity (carcass ID) as random intercept effects in models.

First, we selected significant random effects using anova by comparing nested models with the model containing both random effects and models containing either one of the random effects.

Then, we used the dredge function in package MuMIn (Kamil, 2015) in program R (R Core Team, 2015) to model all possible combinations of fixed effects using a fixed random structure selected at step 1 (72 models, see Appendix, Table A4 in Supplementary materials).

The Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AIC_C) was used to evaluate the support of candidate models. An AIC_C difference ≤ 2 between two models was considered as not meaningful and the most parsimonious model was then selected (Burnham and Anderson, 2002).

Finally, for the model selected which best-explained variability in the data, we calculated the amount of variance (R^2) explained by fixed and by random effects (Nakagawa & Schielzeth 2013) and we used the predict function of package *lme4* (Bates *et al.*, 2014) to get detection probabilities.

2.5.3 Combined effects of persistence and detection

In order to explore the combined effects of persistence and detection probabilities and understand how much underestimation of bird mortality they lead to, we calculated the probabilities that bird carcasses were not removed from site and then detected by a human observer.

We first calculated for each size category, large, medium, small and very small, the probability that a carcass is not removed from site for 7 days and is then detected by an observer for our range of daily persistence probabilities and for mean detection probabilities of each size category:

$P = p_i^7 * d_j$ with p_i the persistence probability of site and trial period i and d_j the average detection probability of size category j .

Then we calculated for large carcasses, the probability that a carcass is not removed from site for different sampling frequencies, ranging from 1 to 14 days and for our range of persistence probabilities:

$P = p_i^t * d_L$ with p_i the persistence probability of site and trial period i , t the sampling frequency in number of days and d_L the detection probability of large carcasses.

3. RESULTS

3.1 Carcass persistence

In total 45 models were built and compared (see Appendix, Table A3). The model including an interaction effect of site and trial period was the most parsimonious model which best explained the variability in persistence probability with the lowest AICc of all models tested (AICc=1020.7) (Table 1).

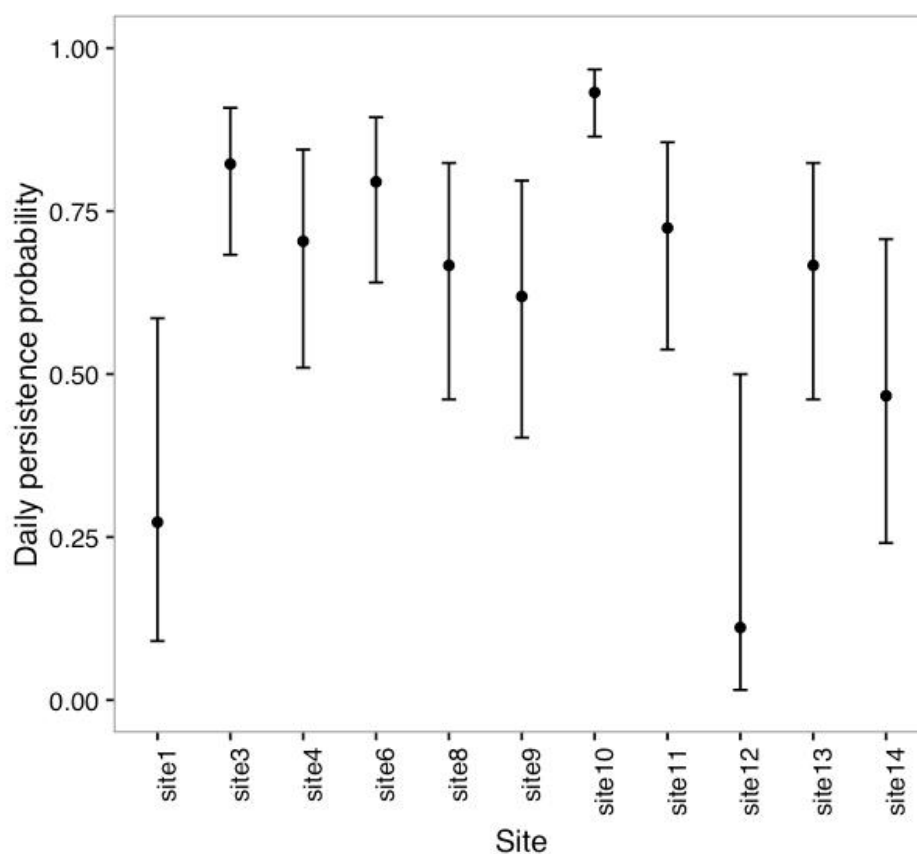


Figure 1: Daily persistence probability variation across 11 sites in April 2014 for 235 carcasses. We present daily persistence probabilities and the lower and upper 95% confidence intervals estimated from the selected model including an interaction effect of site and trial period.

Table 1: Known-fate models used to describe persistence probability of bird carcasses placed in Montpellier's region, France (+ indicates additive effects between variables and: indicates interactions). Persistence is allowed to vary with time that a carcass has been laid on site following a continuous linear time function (agelinear) and a continuous gompertz time function (agegompertz) (see Material and Methods). Site is a factor variable with 14 values accounting for spatial variation, size is a factor variable with 4 levels (large, medium, small and very small), trials were conducted in July 2013, April 2014 and July 2014 (trial_period). The Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AIC_c) the AICc difference (Delta AICc), the number of parameters (Num. Par) and the deviance of each model are presented. Only 17 models are presented, see Table A3 (Appendix) for more results.

Model	Delta		Num.	
	AICc	AICc	Par	Deviance
site+trial_period+site:trial_period	1020.74	0	29	348.95
agegompertz+site+trial_period+site:trial_period	1022.36	2	30	348.47
agelinear+site+trial_period+site:trial_period	1022.62	2	30	348.73
site+size+trial_period+site:trial_period	1026.76	6	33	544.66
agegompertz+ [site+size+period+site:period]	1028.42	8	34	544.19
agelinear+ [site+size+period+site:period]	1028.57	8	34	544.35
site+size+trial_period+site:size	1040.25	20	44	534.67
agegompertz+ [site+size+period+site:size]	1040.86	20	45	533.12
agelinear+ [site+size+trial_period+site:size]	1041.61	21	45	533.87
site+size+site:size	1051.29	31	42	385.08
agegompertz+site+size+site:size	1053.36	33	43	385.00
agelinear+site+size+site:size	1053.43	33	43	385.07
agegompertz+ [site+size+period]	1057.20	36	20	602.29
agelinear+ [site+size+trial_period]	1057.21	36	20	602.29
agegompertz+ [site+size+period+trial_period:size]	1059.20	38	21	602.21
agelinear+ [site+size+trial_period+size:trial_period]	1059.23	38	21	602.24
site+size+trial_period	1062.28	42	19	609.43

Daily persistence probability varied up to a 8-fold between sites (Figure 1), ranging between 0.2 (CI=0.03-0.7) for site 12 to 0.93 (CI=0.86-0.97) for site 10 in April 2014. Persistence variability among sites occurred at all three trial periods (Figure 2). Sites that were close to each other showed high variability in persistence, for example sites 12 and 3, which were less than 250 meters apart, presented 0.2 (CI=0.03-0.7) and 0.82 (CI=0.68-0.91) daily persistence probabilities in April 2014. *In situ* variability of persistence probability varied among sites,

for example persistence probability ranged between 0.24 and 0.70 on site 14 (lower and upper confidence interval respectively) whereas it varied between 0.86 and 0.97 on site 10 in April 2014.

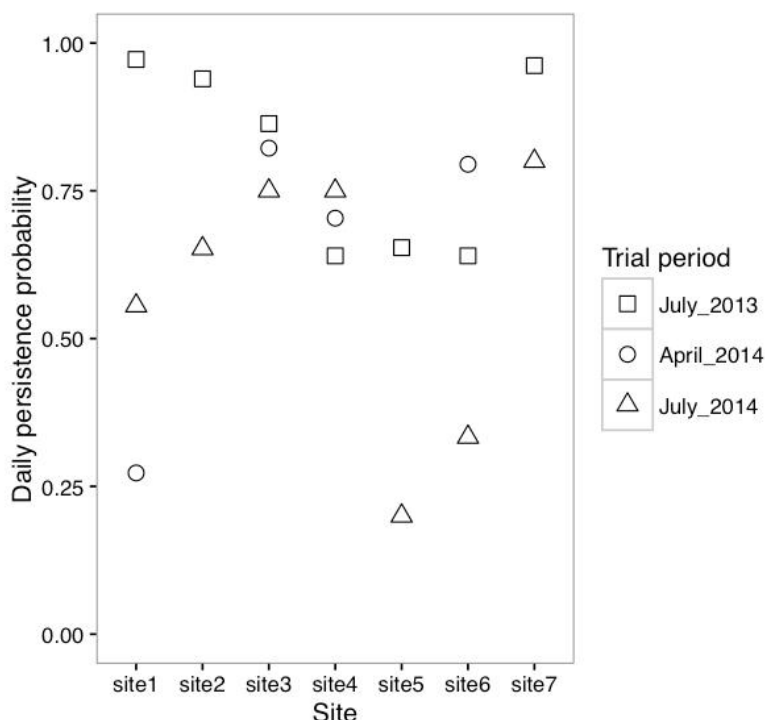


Figure 2: Daily persistence probability variation across sites and among trial periods (square-shaped for July 2013, round-shaped for April 2014 and triangle-shaped for July 2014). We present daily persistence probabilities estimated from the selected model including an interaction effect of site and trial period.

We found support for variation in persistence in relation to trial period. Persistence is generally higher in July 2013 than in April and July 2014 (Figure 2). There was no consistent pattern for persistence variability on sites across trial periods, with sites 3 and 4 displaying similar persistence probabilities across trial periods whereas sites 1, 5 and 6 showed high variability in persistence across trial periods (Figure 2).

We found no support for carcass age and size effects on persistence probability. The model adding an additive carcass age effect following a continuous time function to the model including an interaction effect of site and trial period did not have a meaningful AICc difference ($\Delta AICc \leq 2$) but was not the most parsimonious (Table 1).

The first model including a carcass size effect was 6 points higher in AIC than the best model (Table 1) therefore carcass size seemed to be not significant (AIC=1026.76).

3.2 Carcass detection

The anova showed the significance of both observer and bird carcass random effects (carcass ID: Chisq=35.77, pvalue<0.001 and observer ID: Chisq=4.15, pvalue=0.04).

Among fixed effects, variability in detection was best explained by carcass size only, which was the most parsimonious model with an $\Delta AICc \leq 2$ (Table 2, see Appendix, Table A4). The total variance explained by this model was 68% with 47% explained by fixed effects and 21% explained by random effects. The estimated among-carcasses (carcass ID) standard deviation between intercepts was 1.41 and the estimated among-observers (observer ID) standard deviation between intercepts was 0.43.

Table 2. Generalized linear mixed-effects models of bird carcass detection by human observers in relation to year, habitat, site, carcass size and two-ways interactions among these factors. Random effects for observer ID and carcass ID are fitted for all models (see Results). An “X” symbolizes the presence of each factor in models. The number of degrees of freedom (df), the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc) and AICc difference (delta) are presented. Only models with delta ≤ 2 are presented, see Appendix Table A4 for more models.

year:				year:		year:		habitat:	site:	Df	AICc	delta
year	habitat	site	size	habitat	site	size	size	size	size			
X	X	X	X							10	736.97	0
X		X	X							10	736.97	0
		X	X							9	737.08	0.11
	X	X	X							9	737.08	0.11
X	X	X	X	X						11	737.66	0.69
			X							6	737.94	0.97
X			X							7	738.14	1.17
X	X	X	X	X				X		14	738.58	1.61

The mean detection probabilities were 0.47 (SE=0.01) for large carcasses, 0.18 (SE=0.01) for medium carcasses, 0.07 (SE=0.007) for small carcasses and 0.005 (SE=0.0006) for very small carcasses (Figure 3). Standard deviations in detection probabilities for large, medium, small and very small carcasses were 0.23, 0.17, 0.09 and 0.01 respectively (Figure 3). They were 0.22, 0.16, 0.09 and 0.009 respectively when only carcass size and variability in detection

among carcasses were accounted for; and 0.06, 0.03, 0.02, 0.002 when only carcass size and variability in detection among observers were taken into account.

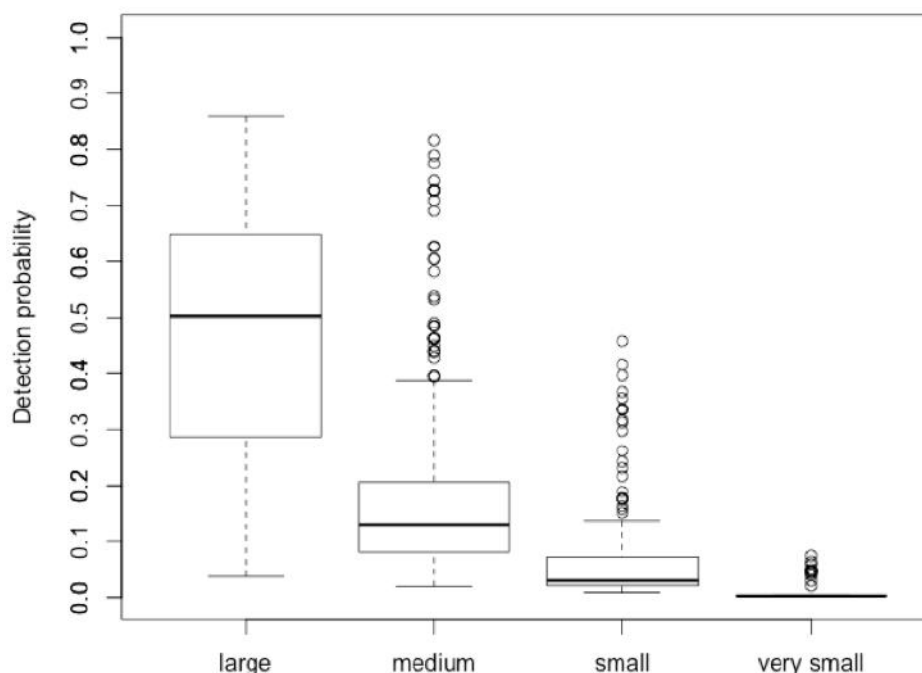


Figure 3: Detection probability variation along carcass size based on the predicted values of generalized linear mixed model with size as a fixed effect and observer ID and carcass ID as random effects. The thick line represents the median detection probability, the lower and upper hinges show the 25th (Q₁) and 75th (Q₃) percentiles respectively; the lower whisker shows the largest value between the minimum detection probability and $Q_1 - 1.5 \cdot (Q_3 - Q_1)$ and the upper whisker represent the smallest value between the maximum detection probability and $Q_3 + 1.5 \cdot (Q_3 - Q_1)$ for each size category.

3.3 Accounting for both persistence and detection

For all size categories and for daily persistence less than 0.5, the probability that a bird carcass was not removed from site for 7 days and was then found by an observer was less than 0.001 (Figure 4). The probability that a very small carcass was not removed from site for 7 days and was then found by an observer ($d=0.005$) was never higher than 0.001. For small carcasses ($d=0.07$), probability was superior to 0 for daily persistence superior or equal to 0.7 and increased to up to 5%. For medium carcasses ($d=0.18$), probability was superior to 0 for daily persistence superior to 0.6 and increased to up to 13%. For large carcasses ($d=0.47$), probability was superior to 0 for daily persistence superior to 0.55 and increased to up to 33%.

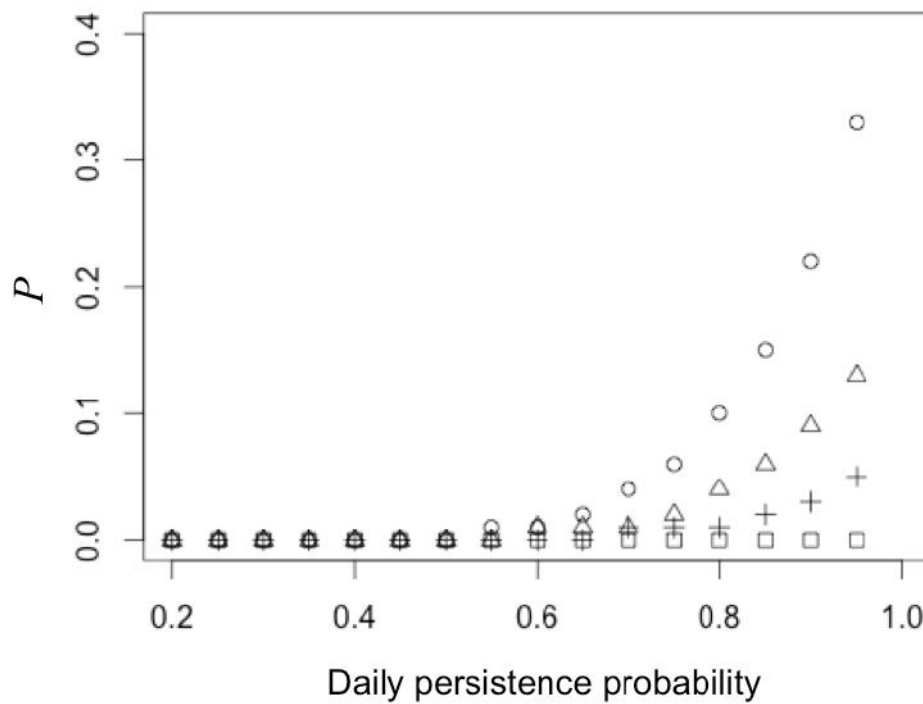


Figure 4: Probability that a carcass is not removed from site for seven days and is then detected by an observer (P), along daily persistence probability, for each carcass size category (round-shaped for large, triangle-shaped for medium, cross-shaped for small and square-shaped for very small carcasses).

The probability that a large carcass was not removed from site and then found by an observer ($d=0.47$) grew with increasing sampling frequency, from zero to 42% for a sampling frequency of 1 day (a visit each day) and daily persistence of 0.9 (Figure 5).

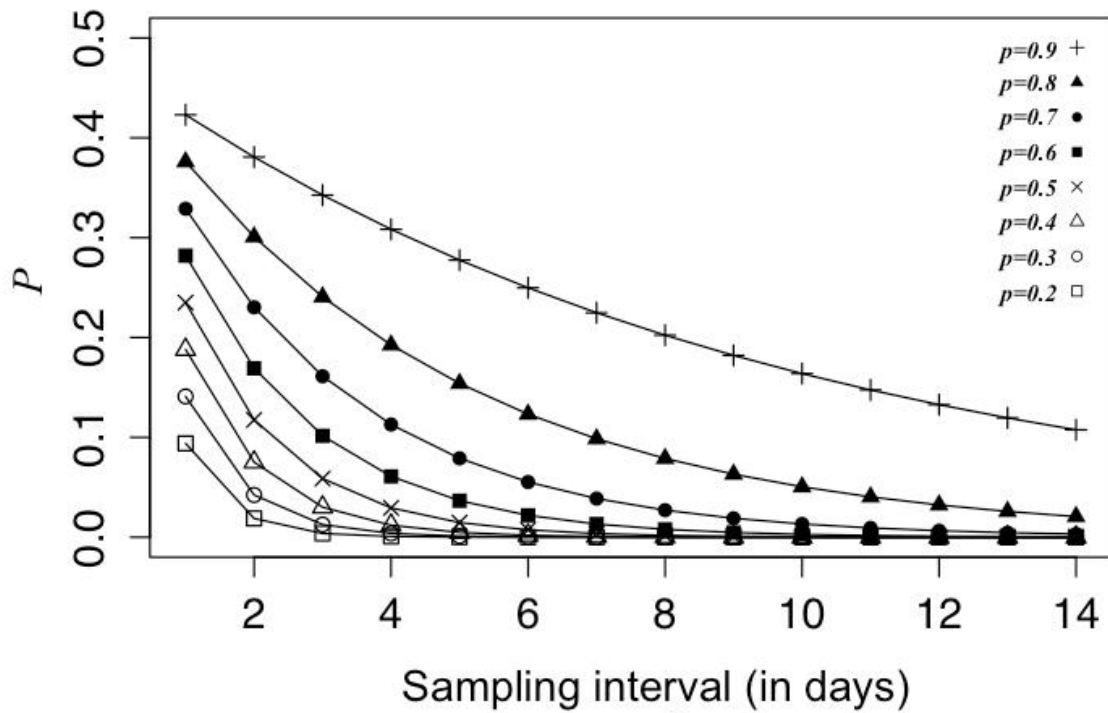


Figure 5: Variation of the probability that a large carcass is not removed from site (P), along sampling frequency, for daily persistence probability values (p) of 0.9, 0.8, 0.7, 0.6, 0.5, 0.4, 0.3 and 0.2 from the top to bottom lines respectively.

4. DISCUSSION AND CONCLUSION

4.1 Carcass persistence

We found support for strong variation in persistence in relation to sites and trial periods. Furthermore, we found a significant interaction among these factors, which induced variability in persistence variation patterns among sites and trial periods. This is the first time that such variability of carcass persistence is demonstrated under power lines. Similar patterns of variability in carcass persistence were however observed on communication towers by Flint *et al.* (2010).

We expected to observe a highly deterministic scavenger behavior, with scavengers habituated to finding food under power lines and regularly prospecting the linear infrastructure of power line stretches (Meunier *et al.*, 2000). This would have resulted in similar persistence probabilities for close sites. However, our results indicate that carcass persistence can strongly vary among close sites, which leans towards a more opportunistic behavior of scavengers under power lines than was expected. Flint *et al.* (2010) demonstrated that scavengers were not habituated to search for carcass near towers, whereas Lambertucci *et*

al. (2009) found evidence of scavenger species choosing to feed close to roads and taking advantage of the food resource provided by them. Scavenger behavior could be less predictable under power lines because mortality by collision with power lines may be less frequent and less important than mortality on roads. Besides, carcasses could be harder to detect for scavengers under power lines compared to roads.

Such a high variability of persistence probability among sites has never been demonstrated before and cannot only be explained by variation in distribution, abundance and composition of scavenger communities or variation in weather conditions. Indeed, at the same season, sites that were close enough to be exposed to the same scavenger community and weather showed high variability in persistence. This may be due to local variation of microhabitat and scavenger behavior. Therefore, presence and abundance of scavenger communities or weather conditions cannot be used to predict variability in persistence among sites. Not being able to predict variability in persistence among sites prevents from comparing mortality estimates among sites. Indeed, difference in number of birds found dead between two close power line stretches could reflect difference in persistence probabilities rather than differences in mortality.

Trial period significantly affected persistence probability. Persistence was globally higher in July 2013 which may be due to extreme weather conditions as July 2013 was drier than April and July 2014 with cumulated monthly rainfall three times lower and sun exposure 21% higher in 2013 than in 2014. These weather conditions may have accelerated the desiccation of carcasses in July 2013, which may have affected the olfactory cues produced by carcasses and used by scavengers (Santos *et al.*, 2011) and may have made the carcasses less attractive to scavengers. Variation in persistence with trial period may also be related to variation in distribution, abundance and community composition of scavengers along seasons (Flint *et al.*, 2010; Smallwood, 2007). Indeed, the April trial period took place during the breeding season when pressure for food is higher and could explain the lower persistence probabilities.

Carcass size affects the visibility, the smell and the portability of carcasses (Ponce *et al.*, 2010). Despite using a wide range of carcass size, we did not find a significant effect of carcass size on persistence probability. However, we may have lacked the statistical power to highlight carcass size effect on persistence. Indeed our representation of carcass sizes throughout all trial periods was imperfect. Large and very small carcasses were used only in 2013 and small carcasses only in 2014.

4.2 Carcass detection

Carcass detection decreased significantly with decreasing carcass size. As expected, in conditions where vegetation and ground color may interfere with carcass visibility to observers, larger carcasses are more conspicuous to humans than smaller ones (Peters *et al.*, 2014).

We demonstrated heterogeneity in detection among observers. We argue that since the search time is usually not standardized among observers in previous studies (Ponce *et al.*, 2010), differences uncovered by previous studies may reflect differences in search time among observers. Since we performed our detection trials with no selection regarding observers' experience in bird mortality surveys, the observers' experience could have been lower in our experiments compared to the literature as other studies usually tested the detection by more experienced observers (Homan *et al.*, 2001; Rivera-Milan *et al.*, 2004; Stevens *et al.*, 2011). Indeed, we observed lower detection rate than found in the literature with 47, 18 and 7% detection for large, medium and small size categories respectively, whereas Ponce *et al.* (2010) observed 55.8, 32.1 and 33.3% detection for similar size classes.

We did not find support for significant effects of site and habitat; however detection varied significantly among carcasses, indicating a significant effect of carcass peculiarities and of the microhabitat surrounding carcasses on detection. Indeed, each carcass was placed in a microhabitat that differed with regard to vegetation cover and ground color; and carcasses can be placed in different positions (spread out, on the back or belly), all of which can affect carcass detection (Stevens *et al.*, 2011). Besides, there might be physical variability in size and color among carcasses of the same species and the same size class, which may affect carcass detection. Thus each carcass does not have the same chance of being detected by an observer.

The dispersion of detection probability was much stronger when accounting for variability among carcasses than among observers. Therefore detection was much more variable among carcasses than among observers and training the observers may not reduce significantly the variability in detection probability, as variation in carcasses physical aspects, positions and the microhabitats surrounding carcasses were more important and led to higher variation. Such variations in detection among carcasses are difficult to account for and correction factor based on average estimates would not allow producing unbiased estimate of mortality.

4.3 Recommendations for managers and practitioners

Our results can be used to set up or improve protocols aiming at taking into account the persistence and detection biases for correcting mortality surveys along power lines. We demonstrated that carcass persistence was extremely heterogeneous among close sites and seasons. These results question the use of correction factors for carcass persistence extrapolated from published data for another location or time of year. Carcass detection varied significantly with carcass size, among observers and varied widely among carcasses, probably due to variability in microhabitat surrounding the carcasses. Standardizing detection would therefore not be achieved through observers training. Combining persistence and detection probabilities suggest that a high sampling frequency in mortality surveys (less than once every seven days) will be needed to estimate bird mortality under power lines. Unbiased estimation of bird collision mortality along power lines through ground search might thus require a substantial field effort. When the aim of the study is to estimate average bird mortality on a large scale (country) for all species confounded with over-representation of large species and broad imprecision, then practitioners may use average estimates of carcass persistence and detection and not worry about variability of these estimates. Such studies have been conducted in the USA where between 8 and 57 million birds are estimated to be killed each year by collision with power lines (Loss *et al.*, 2014). However, as stakes differ greatly among species regarding their conservation status and as political and biodiversity management decision-making is mostly done within countries, such studies may be of little interest for stakeholders. Therefore, when the goal is to estimate precise bird mortality at a fine scale (region) or to compare mortality among sites, regarding a particular specie, then practitioners should be very wary of these considerations and we incite managers to conduct carcass persistence and detection experiments using carcasses similar to the species investigated, on sites and at the time of year for which they wish to produce unbiased estimates of bird mortality. We also advise that the duration of carcass monitoring in persistence experiments be consistent with the frequency of mortality surveys. The heterogeneity of the biases associated with this survey method hinder the case by case adaptation of the model to specific local conditions and weaken the robustness of estimates. Thus, we suggest that effort should be focused on the improvement of automated data recording tools as a substitute to ground search surveys.

Acknowledgments

Our study was funded by Réseau de Transport d'Electricité. We thank Michel Ruas for kindly donating the bird carcasses. We also thank all the observers who voluntarily participated in the detection experiments.

References

- Avian Power Line Interaction Committee (APLIC). 2012. Reducing avian collisions with power lines: the state of the art in 2012. Edison Electric Institute and APLIC. Washington, D.C.
- Bates D, Maechler M, Bolker B and Walker S (2014). *_lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4_*. R package version 1.1-7, <URL: <http://CRAN.R-project.org/package=lme4>>.
- Bech, N., Beltran, S., Boissier, J., Allienne, J.F., Resseguier, J., and Novoa, C. (2012). Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg? *Animal Biodiversity and Conservation* 35, 95–98.
- Bernardino, J., Bispo, R., Costa, H., and Mascarenhas, M. (2013). Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. *New Zealand Journal of Zoology* 40, 63–74.
- Bevanger, K. (1995). Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology* 32, 745–753.
- Bevanger, K. (1998). Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological Conservation* 86, 67–76.
- Burnham, K.P., and Anderson, D.R. (2002). *Model Selection and Multimodel Inference: A Practical Information-Theoretic Approach*, 2nd ed. Springer-Verlag, New-York, USA.
- Calvert, A.M., Bishop, C.A., Elliot, R.D., Krebs, E.A., Kydd, T.M., Machtans, C.S., and Robertson, G.J. (2013). A Synthesis of Human-related Avian Mortality in Canada. *Avian Conservation and Ecology* 8.
- Clark, R., and Wobeser, B. (1997). Making sense of scents: Effects of odour on survival of simulated duck nests. *Journal of Avian Biology* 28, 31–37.
- Deng, J., and Frederick, P. (2001). Nocturnal flight behavior of waterbirds in close proximity to a transmission powerline in the Florida Everglades. *Waterbirds* 24, 419–424.
- Erritzoe, J., Mazgajski, T., and Rejt, L. (2003). Bird casualties on European roads - a review. *Acta Ornithologica* 38, 77–93.

- Fahrig, L., and Rytwinski, T. (2009). Effects of roads on animal abundance: an empirical review and synthesis. *Ecology and Society* 14.
- Flint, P.L., Lance, E.W., Sowl, K.M., and Donnelly, T.F. (2010). Estimating carcass persistence and scavenging bias in a human-influenced landscape in western Alaska. *Journal of Field Ornithology* 81, 206–214.
- Gehring, J., Kerlinger, P., and Manville, II, A.M. (2009). Communication towers, lights, and birds: successful methods of reducing the frequency of avian collisions. *Ecological Applications* 19, 505–514.
- Geneletti, D. (2006). Some common shortcomings in the treatment of impacts of linear infrastructures on natural habitat. *Environmental Impact Assessment Review* 26, 257–267.
- Grodsky, S.M., Jennelle, C.S., and Drake, D. (2013). Bird mortality at a wind-energy facility near a wetland of international importance. *The Condor* 115, 700–711.
- Guinard, E., Julliard, R., and Barbraud, C. (2012). Motorways and bird traffic casualties: Carcasses surveys and scavenging bias. *Biological Conservation* 147, 40–51.
- Hager, S.B., Cosentino, B.J., and McKay, K.J. (2012). Scavenging affects persistence of avian carcasses resulting from window collisions in an urban landscape. *Journal of Field Ornithology* 83, 203–211.
- Homan, H.J., Linz, G., and Peer, B.D. (2001). Dogs increase recovery of passerine carcasses in dense vegetation. *Wildlife Society Bulletin* 29, 292–296.
- Huso, M.M.P., and Dalthorp, D. (2014). Accounting for unsearched areas in estimating wind turbine-caused fatality. *Journal of Wildlife Management* 78, 347–358.
- Janss, G. (2000). Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation* 95, 353–359.
- Jenkins, A.R., Smallie, J.J., and Diamond, M. (2010). Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. *Bird Conservation International* 20, 263–278.
- Kamil Bartoń (2015). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.13.4.
- Kaplan, E., and Meier, P. (1958). Nonparametric-estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association* 53, 457–481.
- Kerlinger, P., Guarnaccia, J., Hasch, A., Culver, R.C.E., Curry, R.C., Tran, L., Stewart, M.J., and Riser-Espinoza, D. (2012). Avian collision mortality at 50-and 60-m guyed towers in central California. *The Condor* 114, 462–469.
- Kostecke, R., Linz, G., and Bleier, W. (2001). Survival of avian carcasses and photographic evidence of predators and scavengers. *Journal of Field Ornithology* 72, 439–447.

- Lambertucci, S.A., Speziale, K.L., Rogers, T.E., and Morales, J.M. (2009). How do roads affect the habitat use of an assemblage of scavenging raptors? *Biodiversity and Conservation* 18, 2063–2074.
- Lehman, R.N., Savidge, J.A., Kennedy, P.L., and Harness, R.E. (2010). Raptor electrocution rates for a utility in the intermountain western United States. *Journal of Wildlife Management* 74, 459–470.
- Loss, S.R., Will, T., and Marra, P.P. (2014). Refining estimates of bird collision and electrocution mortality at power lines in the United States. *PLOS ONE* 9,
- Martin, G.R., and Shaw, J.M. (2010). Bird collisions with power lines: Failing to see the way ahead? *Biological Conservation* 143, 2695–2702.
- Meunier, F., Verheyden, C., and Jouventin, P. (2000). Use of roadsides by diurnal raptors in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 92, 291–298.
- MORRISON, M. (2002). Searcher bias and scavenging rates in bird/wind energy studies. National Renewable Laboratory Report, NREL/SR-500-30876. <http://www.osti.gov/bridge>
- Nakagawa, S., and Schielzeth, H. (2013). A general and simple method for obtaining R² from generalized linear mixed-effects models. *Methods in Ecology and Evolution* 4, 133–142.
- Pain, D.J. (1991). Why are lead-poisoned waterfowl rarely seen? The disappearance of waterfowl carcasses in the Camargue, France. *Wildfowl* 42, 118–122.
- Paula, J., Leal, M.C., Silva, M.J., Mascarenhas, R., Costa, H., and Mascarenhas, M. (2011). Dogs as a tool to improve bird-strike mortality estimates at wind farms. *Journal for Nature Conservation* 19, 202–208.
- Peron, G., Hines, J.E., Nichols, J.D., Kendall, W.L., Peters, K.A., and Mizrahi, D.S. (2013). Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. *Journal of Applied Ecology* 50, 902–911.
- Peters, K.A., Mizrahi, D.S., and Allen, M.C. (2014). Empirical evidence for factors affecting searcher efficiency and scavenging rates at a coastal, terrestrial wind-power facility. *Journal of Fish and Wildlife Management* 5, 330–339.
- Peterson, C., Lee, S., and Elliott, J. (2001). Scavenging of waterfowl carcasses by birds in agricultural fields of British Columbia. *Journal of Field Ornithology* 72, 150–159.
- Ponce, C., Alonso, J.C., Argandona, G., Garcia Fernandez, A., and Carrasco, M. (2010). Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation* 13, 603–612.
- Prinsen, H.A.M., G.C. Boere, N. Pires & J.J. Smallie, 2011. Synthèse des conflits entre oiseaux migrateurs et lignes électriques dans la région Afrique-Eurasie. CMS Série

- technique N° XX, AEWA Série technique N° XX. Bonn, Allemagne.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <http://www.R-project.org/>.
- Rivera-Milan, F., Zaccagnini, M., and Canavelli, S. (2004). Field trials of line-transect surveys of bird carcasses in agro-ecosystems of Argentina's Pampas region. *Wildlife Society Bulletin* 32, 1219–1228.
- Santos, S.M., Carvalho, F., and Mira, A. (2011). How long do the dead survive on the road? Carcass persistence probability and implications for road-kill monitoring surveys. *PLOS ONE* 6.
- Savereno, A., Savereno, L., Boettcher, R., and Haig, S. (1996). Avian behavior and mortality at power lines in coastal South Carolina. *Wildlife Society Bulletin* 24, 636–648.
- Schutgens, M., Shaw, J.M., and Ryan, P.G. (2014). Estimating scavenger and search bias for collision fatality surveys of large birds on power lines in the Karoo, South Africa. *Ostrich* 85, 39–45.
- Shaw, J.M., Jenkins, A.R., Smallie, J.J., and Ryan, P.G. (2010). Modelling power-line collision risk for the Blue Crane *Anthropoides paradiseus* in South Africa. *Ibis* 152, 590–599.
- Shimada, T. (2001). Choice of daily flight routes of Greater white-fronted geese: Effects of power lines. *Waterbirds* 24, 425–429.
- Smallwood, K.S. (2007). Estimating wind turbine-caused bird mortality. *Journal of Wildlife Management* 71, 2781–2791.
- Stevens, B.S., Reese, K.P., and Connelly, J.W. (2011). Survival and detectability bias of avian fence collision surveys in sagebrush steppe. *Journal of Wildlife Management* 75, 437–449.
- Whelan, C., Dilger, M., Robson, D., Hallyn, N., And Dilger, S. (1994). Effects of olfactory cues on artificial-nest experiments. *The Auk* 111, 945–952.
- White, G.C., and Burnham, K.P. (1999). Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 *Supplement*, 120–138.

APPENDICES

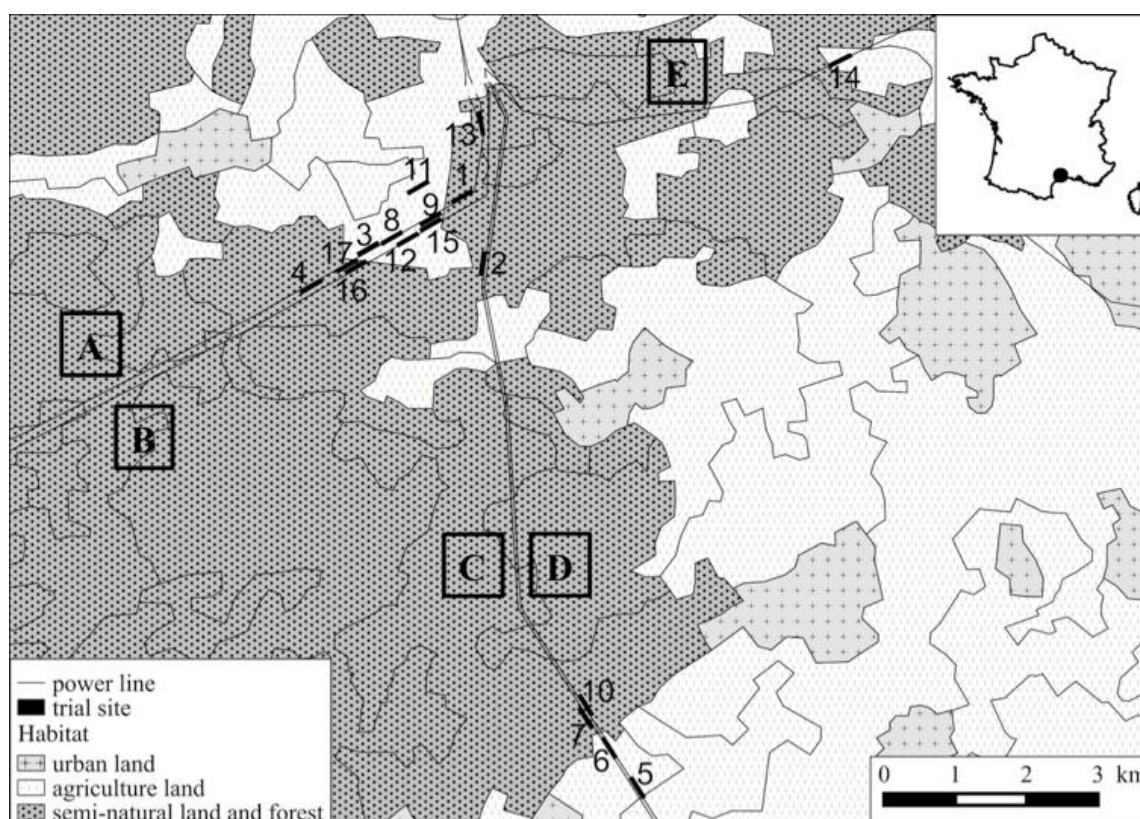


Figure A1: Trial sites location and associated power lines used to assess the persistence and detection of bird carcasses in Montpellier's region, France. Black rectangles indicate the sites each identified by a number (from 1 to 17); black continuous lines show power lines crossing vineyards and olive groves (dotted white polygons) and shrubland (dotted dark grey polygons)

Table A1: Sites characteristics regarding habitat and power line for persistence trials with information on size of carcasses used and trial periods surveyed.

siteID	habitat	power line	large	Medium	small	very small
site1	shrubland	A	trial 1	trials 1;2;3	trials 2;3	trial 1
site2	shrubland	B	trial 1	trials 1;3	trial 3	trial 1
site3	olive grove	A	trial 1	trials 1;2;3	trials 2;3	trial 1
site4	shrubland	A	trial 1	trials 1;2;3	trials 2;3	trial 1
site5	wineyard	C	trial 1	trials 1;3	trial 3	trial 1
site6	wineyard	C & B	trial 1	trials 1;2;3	trials 2;3	trial 1
site7	shrubland	B	trial 1	trials 1;3	trial 3	trial 1
site8	olive grove	A		trials 2;3	trials 2;3	
site9	wineyard	A		trials 2;3	trials 2;3	
site10	shrubland	C		trial 2	trial 2	
site11	olive grove			trials 2;3	trials 2;3	
site12	wineyard	D		trial 2	trial 2	
site13	shrubland	A		trials 2;3	trials 2;3	
site14	wineyard	E		trial 2	trial 2	

Table A2: Sites characteristics regarding habitat and power line for detection trials with information on size of carcasses used and trial periods surveyed.

siteID	habitat	power line	large	medium	small	very small
site9	wineyard	A	2013;2014	2013;2014	2014	2013;2014
site15	wineyard	D	2013;2014	2013;2014	2014	2013;2014
site16	shrubland	A	2013;2014	2013;2014	2014	2013;2014
site17	shrubland	D	2013;2014	2013;2014	2014	2013;2014

Table A3: Known-fate models used to describe persistence probability of bird carcasses placed in Montpellier's region, France (+ indicates additive effects between variables and: indicates interactions). Persistence is allowed to vary with time that a carcass has been laid on site following a continuous linear time function (agelinear) and a continuous gompertz time function (agegompertz) (see Material and Methods). Site is a factor variable with 14 values accounting for spatial variation across vineyard, olive groves and shrubland (habitat); size is a factor variable with 4 levels (large, medium, small and very small), trials were conducted in July 2013, April 2014 and July 2014 (trial_period).

Model	AICc	Delta	Num.	Deviance
		AICc	Par	
site+trial_period+site:trial_period	1020.74	0	29	348.95
agegompertz+site+trial_period+site:trial_period	1022.36	2	30	348.47
agelinear+site+trial_period+site:trial_period	1022.62	2	30	348.73
site+size+trial_period+site:trial_period	1026.76	6	33	544.66
agegompertz+ [site+size+trial_period+site:trial_period]	1028.42	8	34	544.19
agelinear+ [site+size+trial_period+site:trial_period]	1028.57	8	34	544.35
site+size+trial_period+site:size	1040.25	20	44	534.67
agegompertz+ [site+size+trial_period+site:size]	1040.86	20	45	533.12
agelinear+ [site+size+trial_period+site:size]	1041.61	21	45	533.87
site+size+site:size	1051.29	31	42	385.08
agegompertz+site+size+site:size	1053.36	33	43	385.00
agelinear+site+size+site:size	1053.43	33	43	385.07
agegompertz+ [site+size+trial_period]	1057.20	36	20	602.29
agelinear+ [site+size+trial_period]	1057.21	36	20	602.29
agegompertz+ [site+size+trial_period+trial_period:size]	1059.20	38	21	602.21
agelinear+ [site+size+trial_period+size:trial_period]	1059.23	38	21	602.24
site+size+trial_period	1062.28	42	19	609.43
site+size+trial_period+size:trial_period	1064.16	43	20	609.24
agelinear+site+trial_period	1066.85	46	18	417.95
agegompertz+site+trial_period	1067.70	47	18	418.80
site+trial_period	1072.77	52	17	425.93
agelinear+site	1073.71	53	15	236.27
agegompertz+site	1074.42	54	15	236.98
site+size	1077.01	56	18	461.30
agelinear+habitat	1086.09	65	4	881.87

Model	Delta		Num.	
	AICc	AICc	Par	Deviance
agegompertz+habitat	1086.48	66	4	885.76
Site	1088.01	67	14	252.62
agelinear+trial_period	1089.97	69	4	1012.11
agegompertz+trial_period	1090.22	69	4	1014.65
agelinear+site+size	1091.67	71	19	473.89
agegompertz+site+size	1092.06	71	19	474.28
agelinear+size+trial_period+size:trial_period	1096.27	76	8	665.94
agegompertz+size+trial_period+size:trial_period	1096.52	76	8	666.19
agelinear+size+trial_period	1096.68	76	8	666.34
agegompertz+size+trial_period	1096.99	76	8	666.65
agelinear+size	1099.63	79	5	1056.61
agegompertz+size	1099.85	79	5	1058.81
agegompertz	1110.98	90	2	373.88
agelinear	1111.00	90	2	374.10
Habitat	1120.39	100	3	1244.99
trial_period	1124.96	104	3	1382.16
size+trial_period+size:trial_period	1127.28	107	7	698.97
size+trial_period	1128.28	108	7	699.97
Size	1140.62	120	4	1486.64
(.)	1177.70	157	1	106.12

Table A4: Generalized linear mixed-effects models of bird carcass detection by human observers in relation to year, habitat, site, carcass size and two-ways interactions among these factors. Random effects for observer ID and carcass ID are fitted for all models (see Results). An “X” symbolizes the presence of each factor in models. The number of degrees of freedom (df), the Akaike Information Criterion corrected for small sample size (AICc) and AICc difference (delta) are presented.

year	habitat	site	size	year: habitat	year: site	year: size	habitat: size	site: size	df	AICc	delta
X	X	X	X						10	736.97	0.00
X		X	X						10	736.97	0.00
		X	X						9	737.08	0.11
	X	X	X						9	737.08	0.11
X	X	X	X	X					11	737.66	0.69
			X						6	737.94	0.97
X			X						7	738.14	1.17
X	X	X	X	X			X		14	738.58	1.61
X	X	X	X			X			12	739.22	2.25
X		X	X			X			12	739.23	2.26
X	X	X	X				X		13	739.48	2.51
	X	X	X				X		12	739.71	2.74
	X		X						7	739.78	2.82
X		X	X		X				13	739.86	2.89
X	X	X	X		X				13	739.88	2.91
X	X	X	X	X	X				13	739.94	2.97
X	X	X	X		X		X		16	739.95	2.98
X	X	X	X	X	X		X		16	739.95	2.98
X	X		X						8	739.96	2.99
X	X	X	X	X		X			13	739.96	2.99
X			X			X			9	740.30	3.33
X	X		X	X					9	740.67	3.70
X	X	X	X	X	X		X	X	22	740.80	3.84
X	X	X	X		X			X	22	740.80	3.84
X	X	X	X	X	X			X	22	740.81	3.84
X		X	X		X			X	22	740.81	3.84
X	X	X	X		X		X	X	22	740.81	3.84
X	X		X	X			X		12	740.96	3.99
X	X	X	X	X		X	X		16	741.55	4.58
X	X	X	X			X	X		15	741.81	4.84
	X		X				X		10	741.94	4.97
X	X		X				X		11	741.98	5.01
X	X	X	X		X	X			15	741.98	5.01

year	habitat	site	size	year: habitat	year: site	year: size	habitat: size	site: size	df	AICc	delta
X	X	X	X	X	X	X			15	741.99	5.02
X		X	X		X	X			15	742.01	5.04
X	X		X			X			10	742.15	5.18
X	X	X	X	X			X	X	20	742.49	5.52
X	X	X	X	X				X	20	742.49	5.52
X	X		X	X		X			11	742.91	5.94
X	X	X	X	X	X	X	X		18	742.96	5.99
X	X	X	X		X	X	X		18	742.96	5.99
X	X	X	X				X	X	19	743.53	6.56
X		X	X					X	19	743.53	6.56
X	X	X	X					X	19	743.53	6.56
X	X		X	X		X	X		14	743.94	6.97
X	X	X	X	X	X	X	X	X	24	744.01	7.04
X		X	X		X	X		X	24	744.01	7.04
X	X	X	X	X	X	X		X	24	744.01	7.04
X	X	X	X		X	X	X	X	24	744.01	7.04
X	X	X	X		X	X		X	24	744.01	7.04
	X	X	X					X	18	744.02	7.05
	X	X	X				X	X	18	744.02	7.05
		X	X					X	18	744.02	7.05
X	X		X			X	X		13	744.30	7.33
X	X	X	X	X		X		X	22	745.41	8.44
X	X	X	X	X		X	X	X	22	745.41	8.44
X	X	X	X			X		X	21	745.81	8.85
X		X	X			X		X	21	745.81	8.85
X	X	X	X			X	X	X	21	745.81	8.85
									3	810.57	73.60
X									4	810.63	73.66
	X								4	812.58	75.61
X	X								5	812.65	75.68
X	X			X					6	814.24	77.27
X	X	X							7	814.58	77.61
X		X							7	814.58	77.61
		X							6	814.66	77.70
	X	X							6	814.66	77.70
X	X	X		X					8	816.21	79.24
X	X	X		X	X				10	818.37	81.40
X	X	X			X				10	818.37	81.40
X		X			X				10	818.37	81.40

Chapitre 3 :

Mouvement à proximité des lignes: évitement, utilisation – le cas des vautours fauves

La mortalité par collision résultant de la fragmentation générée par les lignes électriques est le témoignage le plus évident de l'impact de cette infrastructure sur la conservation des oiseaux. Cependant, les modifications de comportement engendrées par cette fragmentation, plus discrètes, peuvent avoir des conséquences importantes puisqu'elles constituent une perte de temps et d'énergie habituellement consacrés à l'acquisition de ressources ou à d'autres activités. Ce chapitre a pour objectif d'étudier à différentes échelles spatiales l'impact des lignes électriques sur les mouvements et le comportement des oiseaux. L'étude de ces mécanismes pourrait apporter des connaissances qui permettraient de mettre en place des actions sur les réseaux électriques afin de limiter l'impact de la fragmentation aérienne sur le comportement des oiseaux.

Introduction

1. Ecologie du mouvement en milieu perturbé

Les structures anthropiques et notamment les lignes électriques peuvent être considérées comme des sources de stimuli de perturbation et l'évitement de ces infrastructures par les oiseaux peut alors s'assimiler à une forme évoluée de stratégie anti-prédatrice qui permet à l'individu de gérer le risque perçu par la présence de l'infrastructure (Frid and Dill, 2002). Au cours de l'évolution, les proies manifestant des réponses anti-prédatrices à des stimuli menaçants ont été sélectionnées. Ces réponses anti-prédatrices correspondent à l'adoption d'une réaction proportionnée à un stimulus qui, s'il entraîne une fuite, sera coûteux en temps et en énergie. La conséquence de l'exposition à un risque de prédation ou de perturbation est la décision prise par la proie de compromettre son taux d'acquisition de ressources afin de réduire sa probabilité de mortalité ou de perturbation (Lima, 1998). La perturbation peut affecter l'individu à trois niveaux: son utilisation de l'habitat, sa vigilance et sa probabilité de fuite ou d'évitement (Frid and Dill, 2002).

Les caractéristiques des systèmes « perturbation - animal perturbé », tels que différents angles et distances entre l'animal et la perturbation, diverses configurations sociales de

l'animal (seul ou en groupe), caractéristiques de la perturbation, conditions environnementales vont affecter la réponse à la perturbation (Carr and Lima, 2010).

La distance d'alerte (un proxy pour la distance de détection) est également influencée par la taille des oiseaux; Blumstein *et al.* (2005) observent que les gros oiseaux ont des distances d'alerte plus grandes que les petits oiseaux. Ils expliquent cette tendance par le fait que plus les oiseaux sont gros, moins ils sont cryptiques et généralement moins ils sont agiles en vol par rapport à de plus petits oiseaux.

La taille de l'infrastructure, la vitesse et l'angle d'approche de l'infrastructure par l'animal, la distance entre l'individu et le "refuge" le plus proche et l'expérience précédente de la perturbation augmentent la perception du risque et donc la distance d'initiation de l'évitement (Stankowich and Blumstein, 2005). Des facteurs environnementaux comme le vent peuvent rendre les oiseaux moins sensibles et attentifs aux stimuli de perturbation (Carr and Lima, 2010). De plus, la direction du vent peut être une variable déterminante de la hauteur de vol des oiseaux et donc de l'évitement (Villegas-Patraca and Herrera-Alsina, 2015).

2. L'évitement de la perturbation par les oiseaux à différentes échelles spatiales - applications aux lignes électriques

Un cadre pour l'étude des mécanismes d'évitement des éoliennes est proposé par May (2015). C'est ce cadre, sa terminologie et les hypothèses proposées qui sont utilisés ici pour étudier l'évitement des lignes électriques par de grands rapaces à différentes échelles spatiales.

L'évitement est étudié à 3 échelles spatiales: le macro-évitement, le méso-évitement et le micro-évitement (Cook *et al.*, 2014). L'évitement est un terme générique et pour plus de précision, il prend ici des terminologies différentes à chaque échelle spatiale. Le **macro-évitement** est relatif au "**déplacement**" des activités, le **méso-évitement** est relatif au comportement "**d'évasion anticipée et impulsive**" et enfin, le **micro-évitement** est relatif à la "**fuite**" (Figure 26).

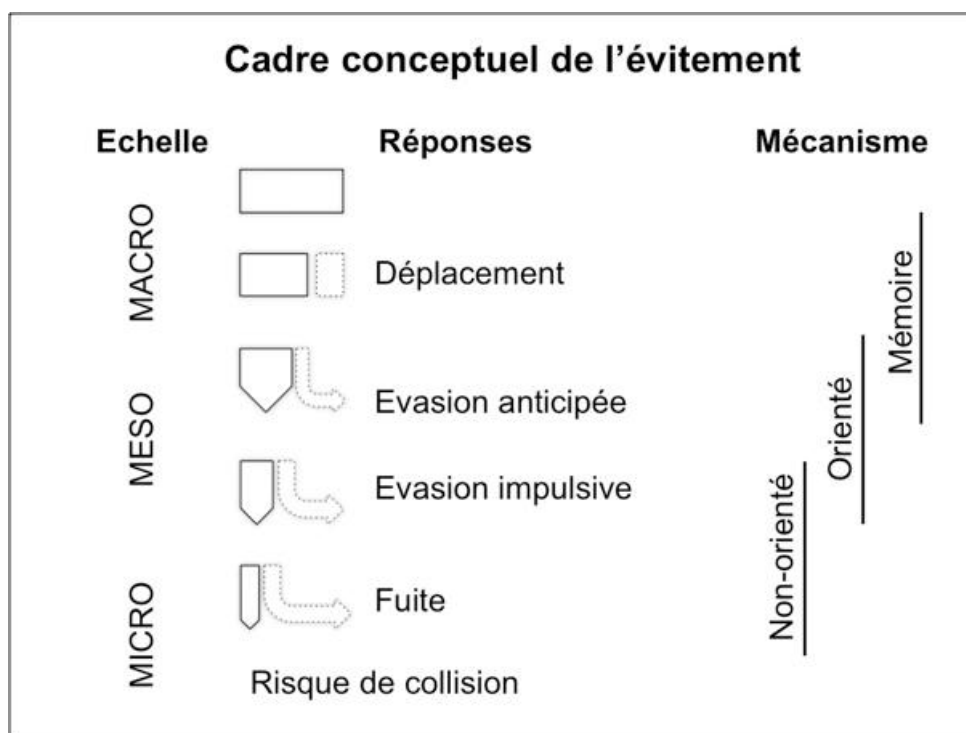


Figure 26 : Cadre conceptuel de l'évitement proposé par (May, 2015). La figure représente les différentes réponses d'évitement qui peuvent survenir de manière récursive à différentes échelles spatiales. Les lignes verticales sous « Mécanisme » indiquent quelles catégories de navigation vont agir sur ces réponses (adapté de (May, 2015))

A **macro-échelle**, le déplacement correspond à un changement sur le long terme, que ce soit une diminution ou une augmentation, de la densité de population qui vit sur ou à côté de l'infrastructure en réponse à son implantation (May, 2015). Selon les traits d'histoire de vie, la sensibilité de l'espèce au dérangement et la qualité des habitats environnants, la perturbation peut entraîner un **déplacement partiel ou complet** de la population et peut ainsi entraîner une perte de l'habitat fonctionnel (Drewitt and Langston, 2006; Furness *et al.*, 2013). Cependant, l'infrastructure peut également provoquer une attraction d'individus en raison de l'augmentation de la densité de postes de perchoir ou une augmentation de l'approvisionnement en proies et entraîner un gain de l'habitat fonctionnel (Lindeboom *et al.*, 2011). Le déplacement peut solliciter les capacités de navigation de l'individu, notamment la mémorisation spatiale de la localisation de l'infrastructure.

A **méso-échelle**, l'évasion est définie comme l'évitement d'un obstacle suite à la détection d'un risque perçu de collision (May, 2015). La détection du risque dépend des capacités de perception sensorielle (Martin, 2011; Olden *et al.*, 2004) et l'action d'évitement dépend des capacités locomotrices de l'individu (morphologie, capacité aérodynamique) (Janss, 2000; Rubolini *et al.*, 2005). L'évasion peut être une réaction à un stress, appelée alors « **évasion impulsive** », ou une réponse à une connaissance précédente de la localisation de l'obstacle

appelée « **évasion anticipée** ». L'évasion impulsive est plus abrupte, elle correspond à un changement soudain et brusque de la trajectoire d'un individu alors que l'évasion anticipée correspond à un évitement à une distance plus importante de l'obstacle sans changer abruptement de direction de vol. L'évasion anticipée mobilise la mémoire spatiale, la capacité à inclure les infrastructures dans la cartographie spatiale cognitive des individus va déterminer leur capacité à les éviter (Greggor *et al.*, 2014).

A **micro-échelle**, on parle de **fuite**. La fuite correspond à un évitement de dernière minute à une très grande proximité de l'infrastructure comme dernier recours pour éviter la collision, relevant plutôt du réflexe, c'est-à-dire une réponse non orientée à un stimulus sensoriel (Mueller and Fagan, 2008).

S'inspirant du cadre conceptuel proposé par Frid and Dill (2002), May (2015) propose un ensemble d'hypothèses concernant les caractéristiques de l'évitement des infrastructures par les oiseaux relevant de l'utilisation de l'habitat, de la vigilance et la probabilité de fuite et d'évitement.

A macro-échelle, le déplacement prend place lorsque d'intenses stimuli de perturbation réduisent l'accès aux ressources sur le long terme (**hypothèse I.A**) (Benitez-Lopez *et al.*, 2010; Desholm *et al.*, 2014; Watts *et al.*, 2015). La magnitude de ce déplacement va dépendre de la disponibilité d'habitats alternatifs (**hypothèse I.B**). Certaines études réalisées sur les lignes électriques semblent confirmer l'**hypothèse I.A**. En effet, la présence de lignes électriques est le facteur paysager le plus important et affecte négativement la localisation des perchoirs chez la barge à queue noire (*Limosa limosa*) (Desholm *et al.*, 2014), la densité de reproducteurs chez l'outarde canepetière (*Tetrax tetrax*) (Silva *et al.*, 2010) et induit un taux de rotation des couples reproducteurs deux fois plus important qu'en l'absence de lignes électriques chez l'aigle de Bonelli (*Aquila fasciata*) (Manosa and Real, 2001). La modification du réseau électrique visant à minimiser ou éliminer les impacts négatifs a permis une augmentation de la taille de population de l'Aigle ibérique (*Aquila adalberti*) (Lopez-Lopez *et al.*, 2011). En revanche, il n'existe pas à ce jour d'étude ayant étudié le lien entre magnitude du déplacement et disponibilité d'habitats alternatifs en lien avec les lignes électriques (**hypothèse I.B**).

L'individu est la plupart du temps soumis à plusieurs stimuli qui agissent simultanément, (la recherche de nourriture, d'un partenaire, la défense du territoire) et qui peuvent réduire sa vigilance à l'encontre de la perturbation associée à l'infrastructure. La vigilance peut se traduire par une évasion anticipée amorcée à une distance perçue comme étant sûre de manière à réduire le risque perçu avant qu'une action évasive abrupte et liée au stress (évasion

impulsive) ne soit nécessaire. La probabilité d'une évasion anticipée augmente avec une approche plus directe ([hypothèse II.A](#)), la diminution de la distance entre l'individu et l'obstacle ([hypothèse II.B](#)), une plus grande densité d'obstacles ([hypothèse II.C](#)), des facteurs augmentant la perception du risque de l'individu tels que les conditions environnementales et/ou les interactions de groupe ([hypothèse II.D](#)). Des évasions qui pourraient être qualifiées d'anticipées ont été mises en évidence sur les lignes électriques mais les effets de la distance aux lignes, de l'angle d'approche, de la densité d'obstacles sur la probabilité d'évitement n'ont pas directement été étudiés. Ainsi, chez la grande outarde *Otis tarda*, l'angle moyen de direction de vol indique clairement qu'après l'envol, les routes s'éloignent des lignes électriques à un angle approximatif de 90° (Raab *et al.*, 2011). Il existe un effet d'évasion anticipée de la ligne jusqu'à une distance de 800 m au moins et peut-être même jusqu'à 1600m, suggérant que, même à de grandes distances les directions de vol sont affectées par l'infrastructure. Malgré une disponibilité similaire des ressources, Shimada (2001) observe que la proportion des oies rieuses *Anser albifrons* volant au-dessus des lignes électriques partiellement cachées par une végétation forestière est significativement plus importante qu'au-dessus des lignes situées sur des champs de riz. Dans certains cas, les oies prennent des routes indirectes pour éviter de croiser les lignes électriques situées dans les champs de riz, reflétant un apprentissage spatial de la localisation de l'infrastructure.

La fuite ou l'évasion impulsive suite à la détection de l'infrastructure permettent d'éviter la collision potentielle. Alors que l'évasion impulsive survient à une échelle intermédiaire (méso-évitement), la fuite est un réflexe de dernière minute à la proximité immédiate de l'infrastructure (micro-évitement). La probabilité d'évasion impulsive ou de fuite et leur intensité augmentent avec un angle d'approche plus direct de l'infrastructure ([hypothèse III.A](#)), la rapidité de vol ([hypothèse III.B](#)), la visibilité de l'infrastructure ([hypothèse III.C](#)), une distance importante aux habitats non perturbés ([hypothèse III.D](#)), une forte densité des obstacles ([hypothèse III.E](#)), un faible coût de la fuite, déterminé notamment par les conditions environnementales et/ou les interactions sociales ([hypothèse III.F](#)). Les effets de l'angle d'approche, de la rapidité de vol, de la visibilité de l'infrastructure et de distance aux « refuges » sur la probabilité d'évitement n'ont pas directement été étudiés pour les lignes électriques. En revanche les conditions environnementales et sociales ont été étudiées. Cooper and Day (1998) montrent sur le pétrel des Hawaï (*Pterodroma sandwichensis*) une intensité du comportement d'évitement plus importante au lever du soleil qu'au coucher du soleil, qui semble confirmer l'[hypothèse III.F](#). Sur une colonie de sternes pierregarin *Sterna hirundo* dont les sites alimentaires et la colonie de reproduction sont séparés par des lignes électriques,

Henderson *et al.* (1996) ont observé que l'augmentation de la fréquence des déplacements au moment de la phase de nourrissage des petits s'accompagne d'une augmentation de la proportion des passages des sternes adultes sous ou entre les câbles des lignes électriques. Les sternes volent en moyenne plus proche du câble de garde pendant les phases de nourrissage des jeunes et lorsque les jeunes quittent le nid qu'au cours des phases de parade et d'incubation. Les juvéniles volent constamment plus proche des câbles que les adultes et la plupart des juvéniles volent à moins d'un mètre du câble de garde lorsqu'ils croisent la ligne. Deng and Frederick (2001) observent que les bihoreaux gris (*Nycticorax nycticorax*) et les tantales d'Amérique (*Mycteria americana*) volant de nuit ont une plus faible probabilité d'évitement de la ligne électrique, suggérant un plus fort risque de collision de nuit. Cependant, ils observent également que l'altitude de vol est plus importante la nuit que pendant le jour et que les oiseaux arrivent donc beaucoup moins souvent dans une zone de contact avec la ligne la nuit que pendant le jour.

L'évitement peut varier à différentes échelles spatiales. En effet, il est possible d'observer un changement d'utilisation de l'espace avec une réduction de l'abondance des oiseaux à proximité de l'infrastructure tout en observant des comportements d'approche de l'infrastructure avec un très faible taux d'évitement à une échelle spatiale fine (Garvin *et al.*, 2011). Il peut être compliqué de différencier en pratique les différents mécanismes d'évitement car ils peuvent passer de l'un à l'autre graduellement. L'évitement peut graduellement basculer de l'évasion impulsive à une fuite à proximité de l'obstacle. Les réponses d'évitement sont dépendantes des espèces et des sites, les caractéristiques des infrastructures et les conditions environnementales peuvent également impacter la perception de l'obstacle et la réponse comportementale (Desholm *et al.*, 2014; Garvin *et al.*, 2011). La formalisation des différentes formes d'évitement permet de fournir un design commun aux études d'évitement. Il est important de pouvoir distinguer la part individuelle, structurelle et environnementale affectant les réponses d'évitement qui permettraient de guider les actions de mitigation de l'impact pour une espèce et un site donné (Marques *et al.*, 2014; May, 2015).

3. Cas d'étude - l'évitement des lignes électriques par les vautours fauves

3.1. Le suivi télémétrique : un outil précis pour l'étude du mouvement

L'évitement des lignes électriques par les oiseaux a été étudié pour une dizaine d'espèces avec des outils différents, allant de l'observation à vue (Henderson *et al.*, 1996), au suivi par

radar (Deng and Frederick, 2001) en passant par le suivi télémétrique (Shimada, 2001; Watts *et al.*, 2015).

L'inconvénient commun à l'observation à vue et au suivi par radar est que ces deux outils ne permettent pas d'enregistrer des informations de mouvement à une large échelle spatiale. L'observation à vue, même si elle permet l'observation du mouvement de plusieurs espèces à la fois pouvant être déterminées par l'observateur, pose le problème de la fiabilité et de la précision de la mesure de distance entre l'oiseau et la ligne électrique au moment du survol, et de l'enregistrement des mouvements ayant précédé le rapprochement de l'oiseau à la ligne électrique, puis l'éloignement de l'oiseau.

Le suivi par radar présente des limitations techniques et financières. Les radars marins classiquement utilisés dans les études avifaune ne permettent l'enregistrement de données que dans un plan à la fois, vertical ou horizontal. Autrement dit, peuvent être enregistrées soit les altitudes de vol, soit la position géographique et la trajectoire des oiseaux. L'enregistrement en 3 dimensions nécessite donc de coupler 2 radars et le plan de recoupement de l'enregistrement où l'on dispose à la fois de l'information de la position et de l'altitude est assez réduit. De plus les radars ne permettent pas encore l'identification des espèces de manière fiable. En revanche leur avantage est de pouvoir enregistrer les données concernant plusieurs individus et plusieurs espèces simultanément à endroit donné, de jour comme de nuit.

Le suivi télémétrique permet l'enregistrement d'informations concernant un individu qui a été préalablement capturé, mesuré avant d'être équipé d'un émetteur/récepteur et relâché. Selon la technologie utilisée, il peut s'agir de suivis en 2 dimensions (uniquement la position géographique en latitude et longitude, avec des émetteurs radio VHF ou balises Argos) ou en 3 dimensions (technologie GPS avec au moins 4 satellites de réception) avec à la fois la position et l'altitude par rapport à la mer de l'individu. Selon les caractéristiques techniques et la programmation de la balise GPS le suivi peut être long dans le temps (plusieurs années) et n'est pas limité dans l'espace. Vis-à-vis de l'évitement des lignes électriques, ce type de suivi permet d'enregistrer de manière précise et fiable (avec une mesure de l'imprécision) l'altitude et la distance de l'individu par rapport aux lignes, et d'enregistrer les mouvements précédant et suivant le survol de la ligne électrique. Les données enregistrées sont spatialisées, ce qui facilite leur traitement et leur analyse. Le principal inconvénient réside dans le fait qu'il s'agit d'un suivi individuel, donc le suivi d'un échantillon représentatif de la population nécessite l'acquisition de plusieurs balises et donc une augmentation du coût. Ce suivi est

principalement possible à ce jour sur de grands oiseaux en raison des limites de la miniaturisation des balises.

3.2. Pourquoi les vautours fauves?

L'étude du mouvement des oiseaux en relation aux lignes électriques est très contrainte par les outils utilisés et l'accès aux données. Le suivi télémétrique est principalement réalisé sur de gros oiseaux, très souvent des espèces à fort enjeu de conservation (Lambertucci *et al.*, 2014; Wade *et al.*, 2014; Watts *et al.*, 2015). En raison du coût de la mise en œuvre de tels suivis, l'accès à ces données est limité. Dans le cadre de cette thèse, j'ai eu l'opportunité d'avoir accès à un jeu de données concernant le vautour fauve (*Gyps fulvus*). Pour cette espèce, une grande vulnérabilité aux collisions a été montrée et une mortalité par collision avec les lignes électriques peut avoir un impact significatif sur la dynamique de population et sa viabilité (Barrios and Rodríguez, 2004; Martin *et al.*, 2012; Phipps *et al.*, 2013).

3.3. Jeux de données et hypothèses

La base de données concernant les vautours fauves est le fruit d'un programme de suivi initié suite à la réintroduction du vautour fauve dans les Grands Causses. Ce programme de suivi concerne 55 individus et la résolution des données acquises est de haute qualité. Plus précisément, le jeu de données sélectionné pour mes travaux au sein de la base de données, concerne 17 individus suivis sur un même site à la même période de l'année avec des données que nous appellerons « moyenne-résolution », acquises à une fréquence d'une localisation par minute ; et pour 6 individus, des données que nous appellerons « haute-résolution », acquises à une fréquence d'une localisation toutes les 3 secondes. Cette précision et résolution des données permettent une analyse fine des trajectoires en 3 dimensions.

Nous avons essayé de répondre à ces questions :

1. Macro-échelle : Existe-t-il un déplacement de l'utilisation de l'espace par les vautours à la proximité des lignes électriques ?
2. Méso-échelle : Existe-t-il une évasion anticipée ou impulsive de la ligne par les vautours ? Si oui à quelle distance survient-elle et comment se caractérise t-elle ?
3. Micro-échelle : L'évitement des lignes par les vautours survient t-il au stade le plus extrême d'un point de vue du risque de collision qui est la fuite ? Si oui comment se caractérise-t-elle ?

En raison de leur morphologie (ailes larges et longues, queue très courte, masse importante), les vautours ne sont pas très agiles pour éviter un obstacle au dernier moment. Il est donc

attendu que si le mouvement des vautours les amène à une très grande proximité de la ligne, la fuite sera peu probable et le risque de collision sera grand.

Il est également attendu que les vautours ont une bonne représentation spatiale de leur environnement, qu'ils ont donc une bonne connaissance de la localisation des lignes électriques ce qui pourrait entraîner généralement des évitements plutôt anticipés à une distance assez importante des lignes électriques.

Matériels et Méthodes

1. Le vautour fauve dans les Grands Causses

Le vautour fauve (*Gyps fulvus*) est un rapace appartenant à l'ordre des Accipitriformes (Cramp and Simmons, 1980). Sa morphologie (envergure moyenne : 2.5 - 2.7 m et masse corporelle : 7-10 kg) oblige le vautour fauve à pratiquer le vol à voile en limitant l'utilisation du vol battu, trop coûteux en énergie (Duriez *et al.*, 2014). Cette technique de vol plané est basée sur l'exploitation de masses d'air ascendantes générées par le réchauffement de l'air sur le sol par le soleil et permet aux vautours de survoler rapidement de larges étendues à la recherche de carcasses d'animaux morts en minimisant leurs dépenses énergétiques (Pennycuick, 1972). Strictement charognard et grégaire, le vautour fauve se nourrit en groupe sur des carcasses d'ongulés et il est en Europe strictement lié aux milieux agro-pastoraux. La vision, extrêmement développée, est le sens le plus utilisé pour le repérage des cadavres. Dans les Causses, les vautours se nourrissent principalement grâce au réseau de placettes d'équarrissages naturel chez les éleveurs et de charniers, disséminées dans la région. L'espèce niche en colonie dans les anfractuosités des falaises.

L'âge de la première reproduction étant de 4 ans (Sarrazin *et al.*, 1996), le vautour fauve fait partie des espèces longévives (à cycle de vie long), caractérisées par un faible taux de reproduction, pour lesquelles la perte d'un individu peut affecter négativement la dynamique de la population d'une manière plus forte que pour des espèces à cycle de vie plus court. Or, l'électrocution et la collision avec les lignes électriques représentent les sources de mortalité principales dans les Causses, avec plus de 80 cas répertoriés (P. Lécuyer, comm. pers).

La région des Grands Causses est composée de 4 grands plateaux calcaires d'une altitude moyenne de 800-1000 mètres (Figure 27). Les vautours fauves ont été réintroduits dans la région entre 1981 et 1986 et la colonie comptait 330 couples en 2011 (Terrasse *et al.*, 2004).

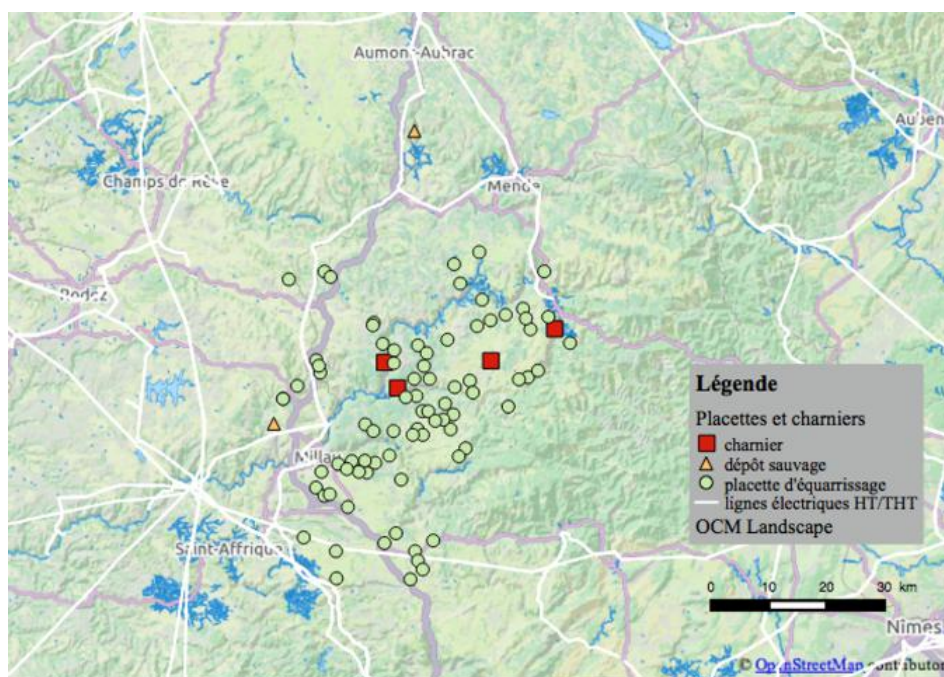


Figure 27 : Cartographie de la région des Grands Causses et de la distribution des lignes électriques HT-THT (lignes blanches) ainsi que les sites d'équarrissage naturel tels que les charniers et les placettes d'équarrissage. Les lignes grises représentent les axes routiers.

Les lignes électriques HT-THT sur les Causses ont été implantées en 1926. Au moment de la réintroduction des vautours, la majorité des lignes électriques impactant le domaine vital de la population sont déjà en place représentant 65% des pylônes implantés à ce jour (7164 pylônes sur 11007). Il s'agit principalement de lignes transportant des tensions de 63 kV (64% des lignes), 28.4% transportant des tensions de 225 kV et seulement 7.3% de lignes à 400 kV.

Les principales caractéristiques identifiées pour affecter la visibilité des lignes et l'évitement par les oiseaux sont: l'altitude maximale des câbles par rapport au sol et l'organisation de ces câbles dans des plans verticaux, le nombre de câbles par phase, l'épaisseur des câbles et la présence d'un câble de garde.

Etant donné que l'information concernant le nombre de plans de câbles électriques est manquante pour la plupart des lignes électriques de la zone et que le nombre de conducteurs par phase, la présence d'un câble de garde et le nombre de conducteurs par phase sont homogènes sur l'ensemble de la zone d'étude, ces facteurs ne sont pas utilisés dans nos analyses.

La hauteur totale moyenne des pylônes est de 22.4 mètres (écart type=14.05, minimum : 7.6 mètres, maximum : 70.4 mètres) sur l'ensemble du site d'étude. La grande majorité des câbles présentent une épaisseur entre 38 et 228 mm². La ligne électrique au Sud de la zone est celle présentant les épaisseurs de câbles les plus importantes entre 238 et 570 mm².

La présence des placettes à proximité des lignes électriques peut attirer les vautours près des lignes électriques. Sur la zone d'étude les placettes d'équarrissage étaient au nombre de 83 en 2011. Elles sont situées entre 380 mètres et 21.6 kilomètres des lignes électriques qui leur sont les plus proches (en moyenne $10 \text{ km} \pm 6.6$). Douze placettes (13% du nombre total) sont situées à moins de 2 kilomètres dont 2 situées à moins de 1 kilomètre (638 et 849 mètres respectivement) et une située à 380 mètres et (Figure 27).

2. Marquage et suivi télémétrique des vautours fauves

2.1. Captures

Les oiseaux ont été capturés au cours de l'été 2010 dans une volière à proximité du charnier de Cassagne, approvisionné régulièrement et très fréquenté par les vautours. Au moment de la capture, seuls des oiseaux d'origine et d'âge connus ont été choisis pour être équipés. Ces informations sont disponibles grâce à un protocole de baguage des poussins au nid depuis 1982, et plus de 1500 oiseaux bagués étaient ainsi recensés dans la base de données (Le Gouar *et al.*, 2008; Sarrazin *et al.*, 1994). La détermination du sexe a été effectuée par analyses moléculaires à partir d'échantillons de plumes (Bose and Sarrazin, 2007; Reddy *et al.*, 2007).

2.2. Caractéristiques et fonctionnement des récepteurs GPS

Le récepteur GPS, d'une masse de 60 g (soit moins de 0.8% de la masse corporelle des vautours), est attaché sur le dos à l'aide d'un harnais de Téflon, extrêmement résistant, modérément élastique et non abrasif, passant entre les jambes à la manière d'un baudrier (Rappole and Tipton, 1991). Les récepteurs (Birdtracking system, Université d'Amsterdam, Pays-Bas, Bouten *et al.*, 2013) fonctionnent avec le réseau de communication sans fil Zigbee et utilisent un réseau de 5 antennes disposées à des points stratégiques près des colonies et interconnectées, capables de se connecter automatiquement à un récepteur à plusieurs kilomètres de distance (>10 km sans obstacle). Equipé de 4 panneaux solaires, ce récepteur peut continuer à émettre aussi longtemps que l'oiseau le porte (2 oiseaux suivis plus de 5 ans en 2015) (Figure 28). Ces récepteurs, reprogrammables à distance, fournissent des informations sur la position (précision <5m pour latitude et longitude et < 10 m pour l'altitude), la vitesse, la direction et l'altitude des oiseaux, avec une localisation toutes les minutes la journée en été, et sous certaines conditions, jusqu'à une position toutes les 3 secondes. Les fréquences d'acquisition d'une localisation par minute et d'une localisation toutes les 3 secondes sont en réalité les fréquences d'acquisition maximales au cours de la

journée selon le niveau de charge de batterie. En début et fin de journée les intervalles de temps entre les localisations sont plus espacés dans le temps, car les batteries sont alors partiellement déchargées. Les déplacements se font principalement entre 7h et 17h et la fréquence d'acquisition des données est maximale au milieu de la journée.



Figure 28 : Vautour fauve équipé d'un récepteur GPS. Crédit photo : Olivier Duriez

2.3. Données de suivi utilisées dans les analyses

Au mois de juillet et août 2011 et 2012, 17 individus ont été suivis avec en tout 659186 données de localisations enregistrées avec une fréquence d'acquisition maximale d'un point par minute. Pour chaque individu, plus de 66.3% des données acquises le sont à une fréquence d'une minute, jusqu'à représenter 97.1% des données acquises. Tous les individus sont adultes, l'individu le plus jeune ayant 6 ans et 10 des individus ayant plus de 15 ans. En raison de la faible variabilité de l'âge entre les individus, l'âge n'est pas pris en compte dans les analyses et on considère que les oiseaux ont une expérience et connaissance du territoire similaire. Ces données moyenne-résolution sont utilisées afin d'étudier l'utilisation de l'espace à une large échelle par les vautours en relation avec les lignes électriques (analyses de macro-évitement) et les comportements d'approche des lignes électriques dans une zone de deux kilomètres autour des lignes électriques (analyses de méso-évitement) (Tableau 5 et Figure 29).

Pour 5 individus et sur un total de 16 jours entre le 07/04/2011 et le 31/08/2012, 498060 données de localisation en 3D sont enregistrées avec une position toutes les 3 secondes. Le téléchargement des données était facilité par l'emplacement du nid de ces individus en face

des antennes de réception. Ces données haute-résolution sont utilisées dans des analyses descriptives visant à étudier les relations entre la hauteur de vol et la distance aux lignes dans une zone de 500 mètres autour des lignes électriques.

Tableau 5 : Récapitulatif des jeux de données et des analyses correspondantes utilisés pour étudier l'évitement des lignes électriques par les vautours fauves à différentes échelles spatiales.

Evitement	Jeu de données	Analyses
MACRO	ensemble des données moyenne-résolution	domaines vitaux de mouvement en 3 dimensions
MESO	données moyenne-résolution dans une zone de 2 km autour des lignes	modèles mixtes additifs avec structure d'autocorrélation spatiale
MICRO	données haute-résolution dans une zone 500 m autour des lignes	analyses descriptives et exploration graphique

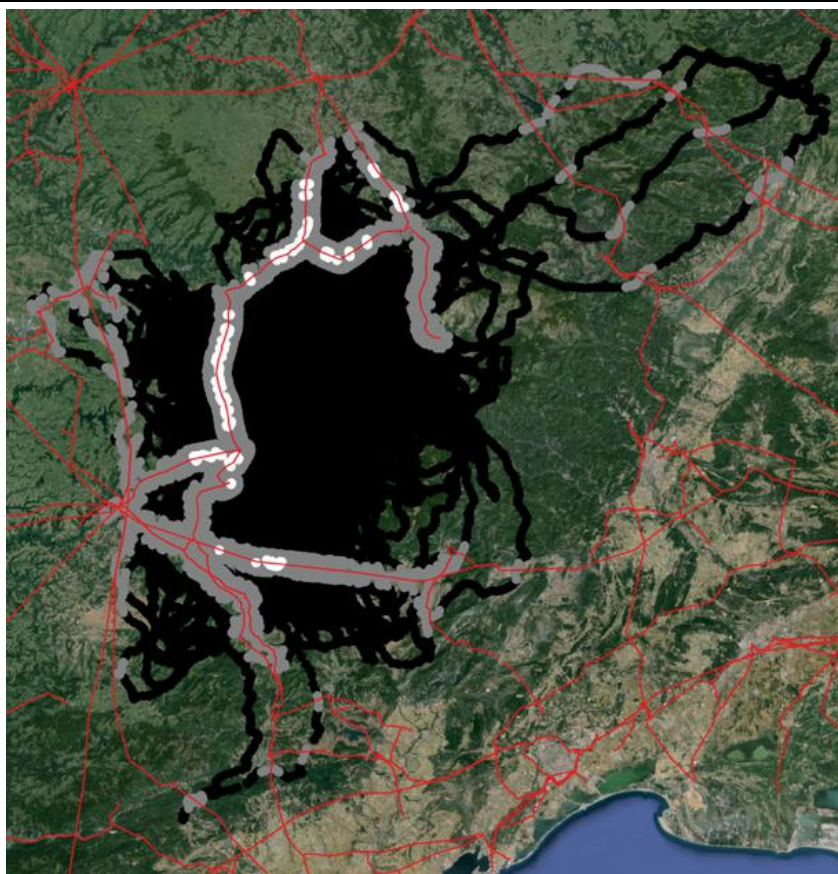


Figure 29 : Représentation des trois jeux de données utilisés dans les analyses d'évitement : en noir, les données utilisées dans les analyses de macro-évitement ; en gris, les données utilisées dans les analyses de méso-évitement ; et en blanc, les données utilisées dans les analyses de micro-évitement. Les lignes électriques HT-THT sont représentées par des lignes rouges.

3. Analyse du macro-évitement, domaines vitaux de mouvement en 3D

3.1. Domaines vitaux de mouvement en 3D

Le domaine vital et les distributions d'utilisation (UD, (Worton, 1989)) de chacun des 17 individus est calculé par la méthode des ponts aléatoires biaisés (Benhamou, 2011). Les domaines vitaux (DV) calculés par la méthode des kernels basiques (Worton, 1989), dits « fixes », considèrent les localisations successives d'un individu indépendamment les unes des autres et ne prennent pas en compte la séquentialité des positions qui traduit le mouvement. Ce type d'analyse néglige la corrélation qui existe entre des localisations successives qui traduit le mouvement d'un individu, non aléatoire et probablement dirigé. Les DV calculés par des analyses de mouvements utilisant des ponts browniens prennent en compte la succession des positions mais ne permettent pas de prendre en compte la directionnalité des mouvements (Horne *et al.*, 2007). La méthode des ponts aléatoires biaisés utilisée ici développée par Benhamou (2011) permet à la fois de prendre en compte la succession des positions, la corrélation qui existe entre elles et la directionnalité du mouvement, de cette succession.

Dans les analyses de mouvement, le phénomène de diffusion représente le fait qu'il est fortement probable que le déplacement entre deux localisations ne soit pas linéaire ; et l'advection, que ce déplacement ne soit pas aléatoire mais dirigé. La méthode des ponts browniens considère qu'il n'existe que de la diffusion entre deux localisations successives, et donc que le mouvement d'un individu est aléatoire et non dirigé entre ces deux localisations. Les ponts aléatoires biaisés considèrent qu'il existe de la diffusion et de l'advection, c'est-à-dire que l'animal peut avoir des mouvements dirigés vers un habitat. Les formules mathématiques de ces deux méthodes sont similaires mais cependant, dans les analyses de mouvements utilisant les ponts aléatoires biaisés, la fréquence d'acquisition des données de suivi de l'animal est contrainte par un Tmax qui doit être suffisamment petit pour que deux localisations successives soient effectivement corrélées entre elles et qu'elles puissent refléter un mouvement dirigé de l'animal.

Ces méthodes utilisent les données de localisation des individus et calculent l'intensité d'utilisation (UD) pour chaque unité de l'espace utilisée par l'individu. Puisque l'on a affaire à des animaux évoluant dans l'espace aérien, nous avons développé des domaines vitaux en 3 dimensions. L'altitude de l'oiseau par rapport à la mer représente donc ici cette troisième dimension z. La méthode des ponts aléatoires biaisés a été appliquée en 3 dimensions (Benhamou, 2011). Il est considéré qu'il n'y a pas de diffusion verticale, mais simplement

une diffusion horizontale. En effet, avec une courte fréquence d'acquisition des localisations ($< T_{\max}$), nous avons considéré comme peu probable que le trajet de l'individu dans le plan vertical ne soit pas linéaire entre z_i et z_{i+1} ; en revanche, il est pris en compte qu'il peut ne pas être linéaire dans un plan horizontal entre (x_i, y_i) et (x_{i+1}, y_{i+1}) . Les UD sont donc générées pour des "voxels", qui est l'équivalent de pixels pour un volume : pour une localisation (x, y) , on obtient plusieurs valeurs d'UD pour différentes valeurs de (z) .

Les domaines vitaux individuels ont été générés en se basant sur les données de localisation des 17 individus (Figure 29) suite à une importante étape de tri, visant à éliminer les localisations aberrantes et toutes les données pour lesquelles moins de 4 satellites sont détectés. En effet, au moins 4 satellites détectés sont nécessaires pour obtenir une donnée d'altitude. De plus, les trajets aberrants dits « en épingle à cheveux » avec une succession de 3 localisations où la localisation médiane provoque un départ de plus de 10 km avec un angle supérieur à 154° par rapport aux deux autres localisations sont supprimés.

3.2. *Domaine vital populationnel de mouvement en 3D*

Un domaine vital « populationnel » est obtenu par la somme pondérée des densités d'utilisation des domaines vitaux de mouvement en 3 dimensions des 17 individus suivis. Les domaines vitaux individuels n'ayant pas nécessairement les mêmes étendues spatiales, le domaine vital populationnel couvre l'étendue spatiale du recoupement de tous les domaines vitaux individuels. Il est obtenu en sommant les densités d'utilisation individuelles sur chacun des voxels (pixel 3D) et lorsqu'un individu est absent d'un voxel une valeur de 0 est attribuée à ce voxel pour cet individu.

Le domaine vital populationnel est utilisé à des fins descriptives pour décrire l'utilisation de l'habitat par un individu ou dans le cas présent, d'une population. L'objectif de ce type d'analyse est de donner une image de l'utilisation de l'habitat. Afin d'explorer les relations entre l'utilisation de l'espace par les vautours et différentes variables environnementales telles que la présence de lignes électriques, la présence de charnier, de colonies et la pente, des modèles de régression sont utilisés.

4. Analyse du méso-évitement, modèles mixtes non linéaires avec structure d'autocorrélation temporelle

Pour étudier le méso-évitement des lignes électriques par les vautours fauves, j'ai utilisé les données de localisations des 17 individus suivis jusqu'à un point par minute (moyenne-résolution) dans une zone tampon de 2 kilomètres autour des lignes électriques (Figure 29).

L'objectif de cette analyse est d'étudier les mécanismes d'évitement utilisés par les vautours fauves à proximité des lignes électriques, si ils existent. L'évitement des lignes électriques ne peut se faire que verticalement, en passant par-dessus ou par dessous et donc en modifiant la hauteur de vol. Nous nous intéressons donc aux relations entre hauteur de vol et distance aux lignes électriques au cours de ces analyses.

Une distance de 2 kilomètres par rapport aux lignes a été choisie car cette distance est considérée comme suffisamment importante pour pouvoir capturer les comportements d'évasions anticipées et permettre l'évitement des lignes électriques. En effet, Raab *et al.* (2011) ont mis en évidence un effet d'évasion anticipée des lignes électriques par les grandes outardes (*Otis tarda*) jusqu'à 1600 mètres des lignes électriques.

Le jeu des données comprises dans l'espace de 2 km autour des lignes est de 27390 données. Une sélection des données est effectuée de manière à obtenir une représentation homogène des individus en termes de nombres de données. Ne sont sélectionnées que les journées pour chaque individu où la médiane journalière de fréquence d'acquisition des données est comprise entre 0.5 et 1.5 minutes de manière à garder des journées de suivi où la fréquence d'acquisition est homogène entre les individus. Puis, pour chaque individu, sont sélectionnées les journées où plus d'une heure d'acquisition des données est réalisée (60 localisations).

Le jeu de données sélectionné pour les analyses recense 16500 données et 14 individus, car trois individus sous représentés en termes de nombre de données dans le jeu de données global ont été éliminés.

4.1. Construction du modèle d'évitement et variables environnementales

En relation avec l'ensemble des hypothèses proposées par May (2015) et détaillées en introduction de ce chapitre, nous testons l'effet des variables suivantes sur la hauteur de vol : la distance des individus aux lignes électriques, la hauteur des pylônes et l'épaisseur des conducteurs, la distance aux charniers et placettes, aux colonies, la topographie (l'altitude du sol par rapport à la mer, et la pente du relief), la vitesse de vol, l'heure.

La distance aux lignes électriques des individus permet de tester l'hypothèse II.A, II. B et III.A selon lesquelles une approche plus directe de l'obstacle augmenterait l'intensité de l'évasion anticipée et impulsive. L'épaisseur des conducteurs et la hauteur des pylônes permettent de tester l'hypothèse II.D et III.C selon lesquelles la visibilité de l'infrastructure et les facteurs augmentant la perception du risque augmenterait l'intensité de l'évasion anticipée

et impulsive. La vitesse de déplacement permet de tester l'hypothèse III.B selon laquelle la rapidité de vol augmenterait l'intensité de l'évasion impulsive.

La localisation des charniers lourds et des placettes d'équarrissage et les distances à ces structures sont utilisées pour expliquer le mouvement des vautours, ces distances sont appelées « distance aux charniers » par la suite. En effet, Monsarrat *et al.* (2013) montrent l'utilisation préférentielle de ces sites d'alimentation par rapport au reste de l'habitat où les vautours peuvent trouver des ressources imprévisibles. Il paraît logique que la hauteur de vol des oiseaux se posant ou décollant des sites d'équarrissage soit plus basse. L'altitude du sol et la pente peuvent affecter la hauteur de vol des vautours car elles sont liées à la présence d'ascendances thermiques (Barrios and Rodríguez, 2004). Les conditions d'ensoleillement varient dans la journée et l'heure de la journée peut donc également affecter la hauteur de vol des vautours.

La hauteur de vol a été déterminée en calculant la différence entre l'altitude en vol fournie par le GPS (par rapport au niveau de la mer) et l'altitude du sol, fournie par le Modèle Numérique de Terrain (MNT, source IGN) avec Qgis 2.8.3-Wien. Les altitudes du sol et la pente sont issues des modèles numériques de terrain. Les variables de distance entre les localisations et les lignes électriques, les charniers et les colonies sont des distances au plus proche voisin et ont été calculées avec la fonction « Hub Distance » du plugin mmqgis (Qgis 2.8.3-Wien). Toutes les variables sont centrées réduites pour les analyses car elles présentent des gammes de variations différentes.

Un modèle mixte additif avec une structure d'autocorrélation temporelle suivant une distribution gaussienne est utilisé.

Les données analysées sont des données de suivi spatio-temporel individuel sur plusieurs individus avec des mesures successives et très rapprochées dans le temps pour un même individu, et nous souhaitons explorer des relations entre la hauteur de vol et différentes variables explicatives liées aux obstacles (lignes électriques), aux contraintes de déplacement en vol (la topographie) et aux motivations de déplacement (ressources alimentaires et colonies).

Tout d'abord, il est probable que les relations entre hauteur de vol et variables explicatives varient entre chacun des 14 individus suivis et ne présentent pas les mêmes ordonnées à l'origine, ce qui motive l'utilisation de modèles mixtes qui permettent d'inclure des effets aléatoires et de modéliser pour chaque individu une relation avec une ordonnée à l'origine différente (Zuur *et al.*, 2009).

De plus, il existe une probabilité assez forte que les relations entre hauteur de vol des vautours et les différentes variables explicatives ne soient pas des relations linéaires. En effet, on peut imaginer que les vautours n'augmentent pas de manière linéaire et constante leur hauteur de vol en fonction de la distance aux lignes, aux charniers et aux colonies, ainsi que en fonction de la topographie. Les modèles additifs permettent de modéliser ce type de relations.

Un suivi spatio-temporel avec des mesures très rapprochées dans le temps va inévitablement induire de l'autocorrélation spatiale et temporelle (Dormann *et al.*, 2007; Zuur *et al.*, 2009). Le phénomène d'autocorrélation se traduit par le fait que des localisations proches les unes des autres, dans l'espace et le temps, vont présenter des valeurs plus similaires que des localisations éloignées. Par exemple dans notre cas, la hauteur de vol d'un individu va être plus similaire à des localisations plus proches qu'à des localisations plus éloignées. Ceci entraîne un biais dans les modèles statistiques car une part de variabilité de la valeur biologique mesurée risque de rester inexpliquée. Tant que cette part de variabilité n'est pas prise en compte par le modèle, le poids et la part de variabilité expliquée par les variables environnementales ne peuvent être discernés avec fiabilité. En termes statistiques, l'autocorrélation survient quand les valeurs d'une variable mesurée dans des localisations proches ne sont pas indépendantes les unes des autres (Tobler, 1970) et la présence d'autocorrélation représente une violation de l'une des hypothèses de base des modèles statistiques qui stipule que les résidus d'un modèle sont distribués de manière uniforme et indépendante (Anselin, 2002). L'introduction d'une structure d'autocorrélation temporelle dans les modèles permet d'expliquer cette part de variabilité et d'évaluer correctement l'importance des autres variables explicatives.

Enfin, le nombre important de données nous permet d'utiliser des approches aussi complexes sans craindre une sur-paramétrisation des modèles par rapport au nombre de données.

Les modèles sont réalisés avec R 3.2.1, en utilisant la fonction `gamm` du package `mgcv` pour créer des modèles mixtes additifs avec structure d'autocorrélation temporelle (Wood, 2011). Les fonctions `corAR1`, `corGaus` et `corSpher` du package `nlme` sont utilisées pour la structure d'autocorrélation temporelle modélisant une autocorrélation entre localisations successives regroupées par individus et journées de suivi (Pinheiro *et al.*, 2015). L'importance de l'autocorrélation temporelle est analysée avec la fonction `acf` du package `stats` (R Core Team, 2015). Un effet aléatoire sur l'ordonnée à l'origine entre individus et un effet imbriqué du jour de suivi pour chaque individu sont testés. Des effets non linéaires sont modélisés sur

les variables de topographie (altitude du sol et pente), les distances aux lignes, aux charniers et à la colonie, ils sont symbolisées « $s(variable)$ ». Des effets linéaires de l'heure, de la vitesse, de la hauteur des pylônes, de l'épaisseur des câbles sont testés. Des interactions de premier ordre sont testées entre la distance aux lignes et la distance aux charniers et la distance aux lignes et la distance à la colonie.

Aucune sélection de variable n'est réalisée, car les modèles mixtes additifs avec une structure d'autocorrélation temporelle ne se prêtent pas à une sélection classique sur le critère de l'AIC (Zuur *et al.*, 2009). Ce sont des modèles complexes, les estimations des AIC des modèles et des p-value des variables explicatives au sein d'un modèle sont approximatives et il n'est pas possible de se reposer aveuglément sur elles pour faire la sélection de modèles (Zuur *et al.*, 2009). Des précautions sont donc prises pour déterminer quelles variables ont un effet significatif sur la hauteur de vol. Les effective degrees of freedom des effets non linéaires, indiquant le degré de non linéarité de la relation entre variable à expliquer et variable explicative, sont complétés par des explorations graphiques des effets non linéaires. Les p-value complétées par la comparaison des contributions relatives de chaque variable sont utilisées pour évaluer l'importance des variables (effets linéaires et non linéaires).

5. Micro-évitement, exploration graphique de l'approche des lignes électriques

Pour étudier le micro-évitement, les données « haute-résolution » de suivi de 5 individus suivis avec une fréquence d'acquisition maximale de 3 secondes (Figure 29) sont utilisées dans une analyse descriptive. Les données comprises dans une zone de 500 mètres de distance aux lignes électriques sont utilisées : elles représentent 1547 données et 12 jours de suivi. L'approche des lignes électriques par ces individus est explorée graphiquement en s'intéressant aux trajectoires des individus. La proportion de trajectoires entrant dans une zone de hauteur de vol dangereuse vis-à-vis de la collision (hauteur de vol inférieure à 20, 70 et 100 mètres) et la proportion de trajectoires entrant dans la zone tampon et ressortant sans survoler les lignes sont calculées. Les comportements d'utilisation d'ascendances thermiques dans la zone tampon sont décrits.

Résultats

1. Macro-évitement

Le domaine vital « populationnel », occupé par l'ensemble des 17 individus, couvre un volume de 2629 km³ (Figure 30). Seulement 0.1% du domaine vital est concerné par la présence de vautours dans une zone de 10 mètres autour des lignes électriques, 4.4% est concerné par la présence de vautours dans la zone de 500 mètres considérée pour le micro-évitement et jusqu'à 16% dans la zone de 2 kilomètres considérée pour le méso-évitement (Tableau 6). La zone principale d'activité des 17 individus (en vert sur la Figure 30) n'est donc que faiblement impactée par les lignes électriques. Elle se situe dans une enclave présentant un nombre important de falaises et une forte densité de placettes d'équarrissage délimitée au Nord à l'Ouest et au Sud par des lignes électriques et à l'Est par les massifs forestiers des Monts Aigoual, Cévennes et Mont Lozère. La seule zone à proximité des lignes électriques sur laquelle on peut observer une forte intensité d'utilisation est une zone où des placettes d'équarrissage sont présentes à proximité des lignes électriques (3 placettes d'équarrissage à une distance de moins de 1.6 ± 0.07 km des lignes électriques et proches les unes des autres) (Figure 31).

Tableau 6 : Pourcentage du domaine vital de la population des vautours concerné par l'utilisation des zones à proximité des lignes électriques (% Domaine vital), entre 10 mètres et 2 kilomètres des lignes électriques ainsi que le volume (Volume D.V.) que cela représente avec pour référence le volume occupé par le domaine vital total

Tampon autour de la ligne électrique	% Domaine vital	Volume D.V. (km³)
10m	0.1	2.5
50m	0.5	12.2
100m	1	23.9
500m	4.4	115
2000m	16	423.7
Aucun	100	2629

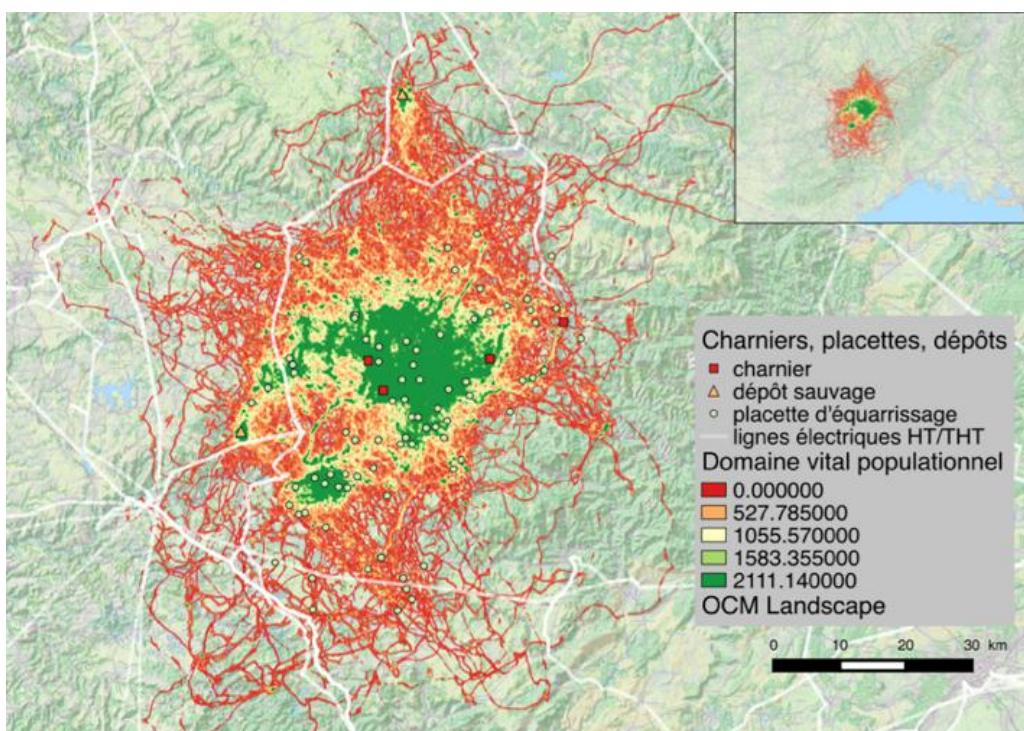


Figure 30 : Domaine vital de la population des 17 individus. La présence de lignes électriques est représentée par des lignes blanches. Le gradient de couleur représente le gradient d'utilisation de l'espace par l'ensemble de la population, d'une forte valeur d'utilisation de l'espace (en vert) vers une faible valeur d'utilisation de l'espace (en rouge).

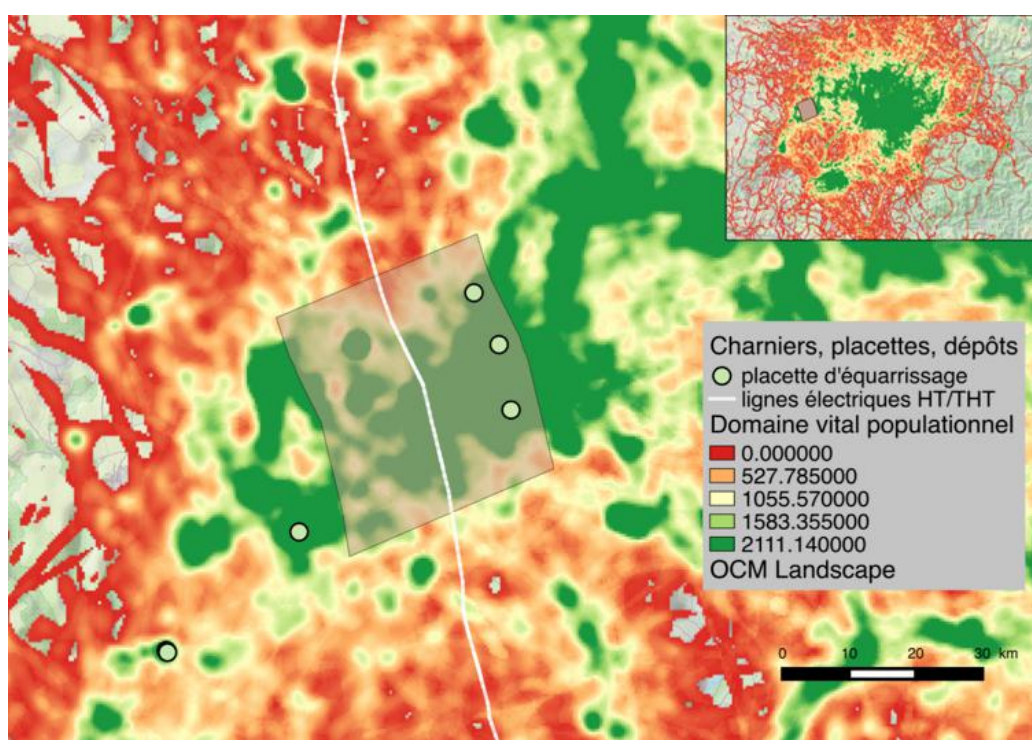


Figure 31 : Zone fortement fréquentée par les 17 individus à proximité des lignes électriques dans une zone tampon de 2 kilomètres autour des lignes électriques. La présence de lignes électriques est représentée par des lignes blanches. Les trois ronds verts représentent la présence de placettes d'équarrissage. Le gradient de couleur représente le gradient d'utilisation de l'espace par l'ensemble de la population, d'une forte valeur d'utilisation de l'espace (en vert) vers une faible valeur d'utilisation de l'espace (en rouge).

2. Méso-évitement

L'exploration graphique de la relation entre hauteur de vol des vautours et distance aux lignes électriques ne permet pas de détecter de tendance, la hauteur de vol est en moyenne de 301.3 mètres (± 290.2 mètres) et varie entre 0 et 1780 mètres du sol et cette gamme de variation est observée quelle que soit la distance aux lignes électriques (Figure 32).

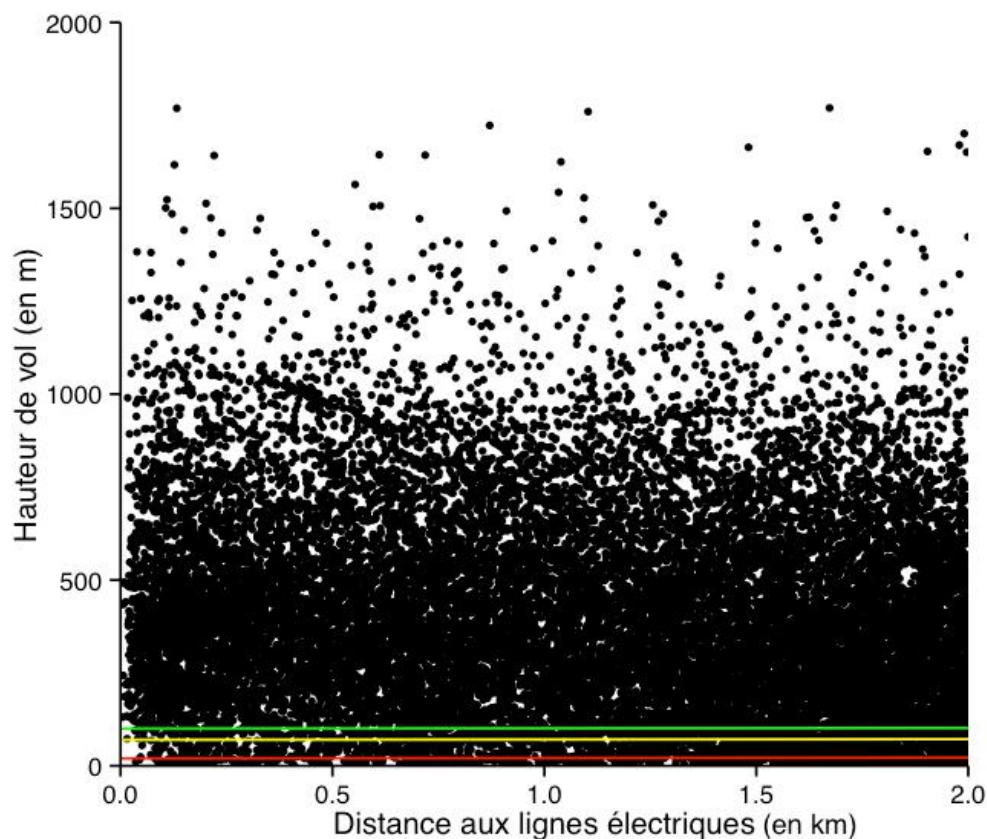


Figure 32 : Variation de la hauteur de vol des vautours (en mètres) en fonction de la distance aux lignes électriques (en kilomètres) dans une zone tampon de 2 kilomètres autour des lignes électriques, pour 17 individus suivis avec une fréquence d'acquisition de 1 localisation par minute. Nous avons choisi de représenter un gradient de trois hauteurs de vol critiques vis-à-vis de l'interaction avec les lignes électriques : la ligne rouge correspond à la hauteur moyenne des pylônes sur la zone d'étude (20 mètres) en dessous de laquelle il existe une forte probabilité d'interaction avec les lignes, la ligne jaune correspond à la hauteur maximale des pylônes sur la zone d'étude (70 mètres) et représente la hauteur en dessous de laquelle les vautours peuvent entrer en interaction avec les lignes. La ligne verte correspond à la hauteur maximale des pylônes à laquelle l'incertitude du GPS est ajoutée (100 mètres) et représente la hauteur au dessus de laquelle il ne peut y avoir d'interaction entre les vautours et les lignes.

2.1. Autocorrélation temporelle

L'autocorrélation temporelle de la hauteur de vol dans les données est très forte et décroît avec l'éloignement des localisations mais la corrélation n'est jamais nulle même pour les distances les plus fortes entre les localisations (Annexe B Figure 1B). L'exploration graphique de l'autocorrélation temporelle des résidus des modèles utilisant différentes

structures de corrélation montrent que les structures de corrélation corSpher et corGaus donnent des résultats équivalents, meilleurs que la structure de corrélation corAR1, et pour des questions de convergence des modèles, c'est la structure de corrélation temporelle corGaus qui est utilisée pour modéliser l'autocorrélation temporelle dans les modèles (Annexe B Figure 1B) (Zuur *et al.*, 2009).

La structure de corrélation gaussienne incorporée au modèle est paramétrée avec une durée à partir de laquelle les données ne sont plus corrélées entre elles de 241 secondes soit 4 minutes et une valeur de corrélation de 0.01 quand la distance entre les données est très faible.

2.2. Facteurs affectant la hauteur de vol

Les facteurs aléatoires sur l'ordonnée à l'origine ont une erreur standard de 0.29 entre chaque individu et une erreur standard de 0.46 entre les jours pour chaque individu. La variance de l'ordonnée à l'origine est donc plus importante entre les jours pour un même individu que entre individus.

En ce qui concerne les effets non linéaires, la hauteur de vol varie de manière significative avec la distance aux charniers (Distance charnier), la distance à la colonie (Distance colonie) et l'altitude du sol ($p < 0.001$) (Tableau 7). Les variables de distance aux charniers et de distance à la colonie ont respectivement 6.9 et 8.1 edf (effective degrees of freedom) (Tableau 7). Les relations entre la hauteur de vol et la distance aux charniers et à la colonie ne sont donc pas linéaires (Zuur *et al.*, 2009), comme confirmé par l'exploration graphique de ces effets (Annexe B Figure 2B). La valeur de edf de la variable d'altitude du sol est de 4.5, cependant une courbe linéaire est observée lors de l'exploration graphique de cet effet sur la hauteur de vol (Annexe B Figure 2B). La distance aux lignes électriques et la pente n'ont pas d'effet significatif sur la hauteur de vol (Tableau 7 et Annexe B Figure 2B).

Tableau 7 : Mesure de la non linéarité des effets additifs (edf) et de la significativité de ces effets (p) sur la hauteur de vol calculés par le modèle mixte additif pour les analyses de méso-évitement se basant sur les données de localisation incluses dans la zone tampon de 2 kilomètres autour des lignes électriques pour les 14 vautours fauves.

	edf	p
Distance ligne	2.24	0.239
altitude du sol	4.52	< 0.001
pente	1.00	0.107
Distance colonie	8.13	<0.001
Distance charnier	2.24	< 0.001

Les variables significatives avec un effet linéaire sur la hauteur de vol sont la vitesse de vol et l'heure ($p < 0.001$) (Tableau 8). Les variables relatives aux lignes électriques (Hauteur pylônes et épaisseur lignes) ne sont pas significatives. Les interactions entre la distance aux lignes électriques et les distances aux charniers et à la colonie respectivement, ne sont pas significatives.

En se basant sur l'importance relative des coefficients directeurs des variables explicatives, les variables qui contribuent le plus à la hauteur de vol sont, dans l'ordre, la distance à la colonie (-1.70), la distance aux charniers (0.95), l'altitude du sol (-0.83), la vitesse de vol (-0.1) et enfin l'heure (0.06) (Tableau 8).

Tableau 8 : Coefficients de régression (Valeur), erreur standard (SE) et significativité (p) des relations entre variables explicatives et hauteur de vol calculés par le modèle mixte additif pour les analyses de méso-évitement se basant sur les données de localisation incluses dans la zone tampon de 2 kilomètres autour des lignes électriques pour les 14 vautours fauves. Les effets non linéaires sont représentés par « s(variable) », « : » indique une interaction.

	Valeur	SE	p
(Intercept)	0.09	0.09	0.32
heure	0.06	0.01	<0.001
vitesse de vol	-0.1	0.002	<0.001
Hauteur pylônes	0.001	0.002	0.53
épaisseur lignes	0.003	0.003	0.41
Distance ligne : distance charnier	-0.003	0.004	0.34
Distance ligne : distance colonie	0.003	0.004	0.40
s(distance charnier)	0.95	0.36	0.01
s(altitude du sol)	-0.83	0.037	<0.001
s(pente)	0.002	0.001	0.11
s(distance colonie)	-1.7	0.32	<0.001
s(distance ligne)	0.0003	0.005	0.95

3. Micro-évitement

Sur l'ensemble des cinq individus suivis avec une fréquence d'une localisation toutes les 3 secondes il n'y a pas de tendance générale d'accroissement ou de diminution de la hauteur de vol dans une zone tampon de 500 mètres autour des lignes électriques. La hauteur de vol moyenne est de 418.9 (± 214.9) mètres, variant entre 35 et 1052 mètres du sol.

En tout 34 trajectoires entrant dans la zone de 500 mètres autour des lignes électriques sont enregistrées pour les cinq individus (Figure 33).

La hauteur de vol est toujours supérieure à 100 mètres pour les individus NL212, NL730 et NL724 et pour 91% des trajets. Elle est inférieure à 70 mètres pour trois trajectoires des individus NL731 et NL226. Notamment la hauteur de vol de l'individu NL226 sur le trajet 16 est inférieure à 70 mètres au moment du survol des lignes électriques (Figure 34). Nous observons trois trajectoires qui montrent une entrée de l'individu dans la zone de 500 mètres et une sortie sans survol des lignes, par exemple le trajet 9 de l'individu NL212 (Figure 33 a).

Le survol des lignes électriques est réalisé sans changement de hauteur de vol pour 47% trajectoires, par exemple pour les trajets 10 et 12 de l'individu NL224 (Figure 33 e). Une diminution linéaire de la hauteur de vol au cours du survol des lignes est observée pour 15% des trajets, par exemple le trajet 5 de l'individu NL212 (Figure 33 a). L'utilisation d'ascendances thermiques par les individus est observée sur 32% des trajets, l'exemple le plus flagrant étant le trajet 41 de l'individu NL731 (Figure 33 b). Les trois trajets pour lesquels la hauteur de vol est inférieure à 70 mètres correspondent tous trois à des comportements d'utilisation des ascendances thermiques.

La hauteur de vol augmente et diminue donc indifféremment à la distance aux lignes électriques.

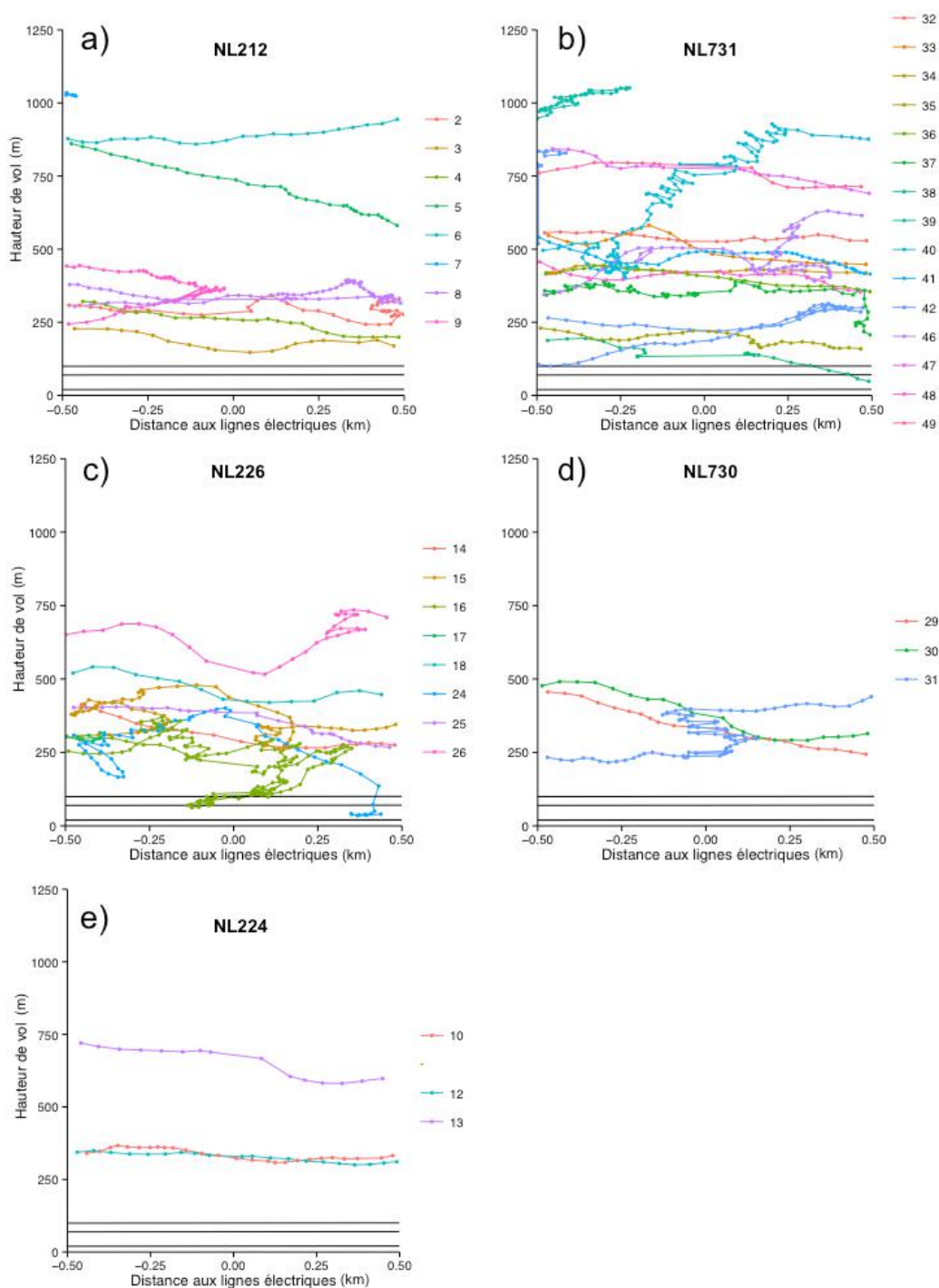


Figure 33 : Trajectoires d'approche des lignes électriques dans une zone tampon de 500 mètres autour des lignes. Variations de la hauteur de vol (en mètres) des vautours en fonction de la distance aux lignes électriques (en kilomètres); a) trajectoires de l'individu NL212, b) l'individu NL731, c) l'individu NL226, d) l'individu NL730 et e) l'individu NL224. Une distance négative représente la trajectoire avant franchissement des lignes et une distance positive représente la trajectoire après franchissement des lignes. Trois hauteurs de vol critiques vis-à-vis de l'interaction avec les lignes sont représentées : la ligne noire la plus basse correspond à la hauteur moyenne des pylônes sur la zone d'étude (20 mètres) en dessous de laquelle la probabilité d'interaction est forte, la ligne noire médiane correspond à la hauteur maximale des pylônes sur la zone d'étude (70 mètres) en dessous de laquelle les vautours peuvent entrer en interaction avec les lignes. La ligne noire la plus haute correspond à la hauteur maximale des pylônes à laquelle on ajoute l'incertitude du GPS (100 mètres) et représente la hauteur au dessus de laquelle il ne peut y avoir d'interaction entre les vautours et les lignes.

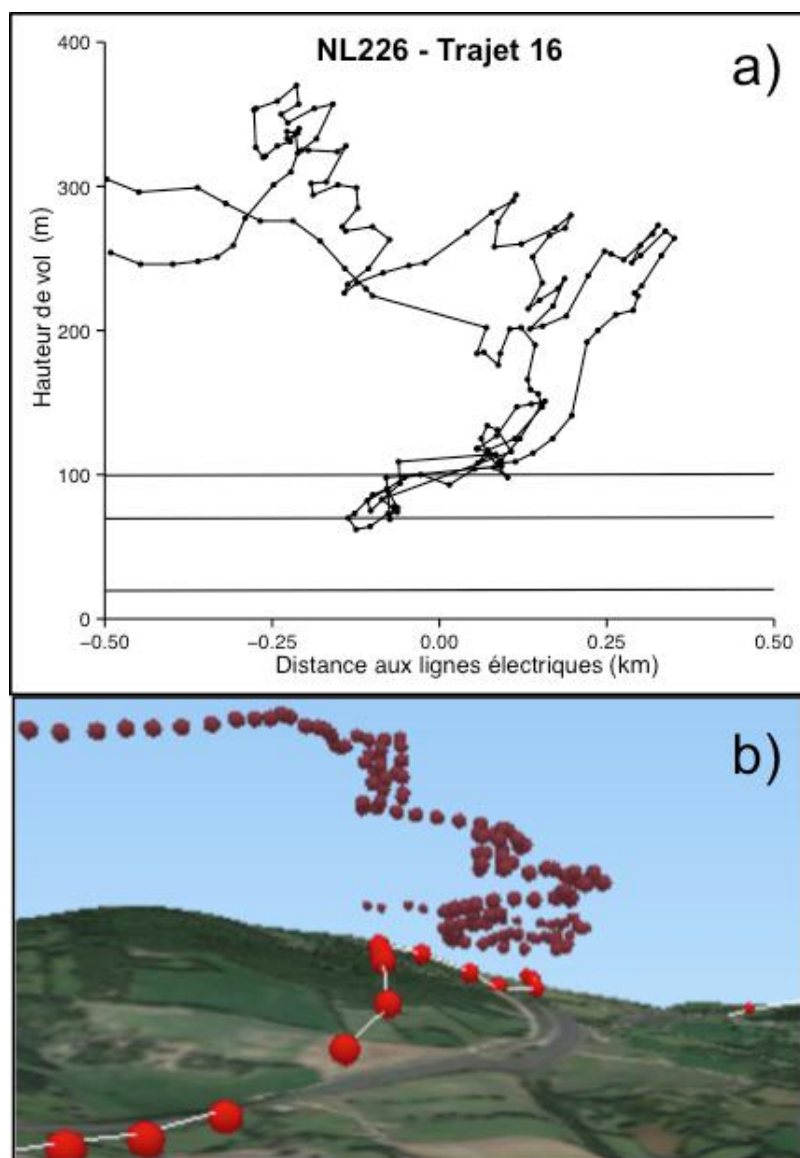


Figure 34 : Représentation du trajet 16 de l'individu NL226 sous la forme de a) graphique représentant la variation de la hauteur de vol (en mètres) en fonction de la distance aux lignes électriques (en kilomètres) et b) d'une vue en 3 dimensions de la trajectoire par rapport à la ligne électrique, les localisations de l'individu sont représentées par les points rouge foncé, la ligne électrique est représentée par une ligne blanche et les pylônes sont représentés par les points rouge vif.

Discussion

Dans le but de développer de nouvelles méthodes dans un cadre conceptuel proposé par May (2015), nous avons analysé les comportements d'utilisation et d'évitement des vautours fauves à différentes échelles spatiales. A macro-échelle, la zone principale d'activité des individus se trouve à distance des lignes électriques et l'utilisation des zones à proximité des lignes est plus faible. Nous ne pouvons pas conclure à un déplacement de l'utilisation de l'espace car nous ne disposons pas de données avant implantation. Nous n'avons pas pu mettre en évidence de relation significative entre hauteur de vol et distance aux lignes électriques à méso-échelle ce qui suggère qu'il n'y a pas de comportement d'évasion anticipée ou impulsive. A micro-échelle, aucun comportement de fuite n'est observé. Les comportements d'approche des lignes électriques sont très variables et nous n'observons pas de généralités du comportement d'approche des lignes électriques par les vautours.

A la différence de l'éolien qui est en cours de développement et n'est la plupart du temps pas encore implanté au moment des études, les réseaux électriques sont déjà en place depuis presque un siècle et permettent très rarement d'évaluer leur impact par le biais d'études "Before-After-Control-Impact" (BACI). Le principe des études BACI est de réaliser des suivis avant et après implantation de l'infrastructure, associés à des suivis sur des sites témoins au cours de ces deux différentes phases (Barrientos *et al.*, 2012). Il est complexe d'étudier l'impact d'une infrastructure sur l'utilisation de l'espace et le mouvement d'un animal lorsque l'on a seulement l'image après implantation et pas d'éléments de comparaison avant implantation, comme il est possible de le faire vis-à-vis des parcs éoliens (Garvin *et al.*, 2011; Smallwood *et al.*, 2009).

Il est difficile de conclure à un macro-évitement des lignes électriques car il ne nous est pas possible de savoir si l'intensité d'utilisation a diminué sur ou à proximité des lignes électriques suite à la mise en place de l'infrastructure puisque l'infrastructure était déjà en place au moment de la réintroduction des vautours. Il nous est possible de constater que la zone principale d'activité de la population est éloignée des lignes électriques. La faible densité des placettes d'équarrissage à proximité des lignes pourrait expliquer une utilisation moins importante des zones autour des lignes électriques par les vautours. Les secteurs contenant des lignes électriques sont tout de même utilisés par les vautours mais avec une moindre intensité. C'est le cas d'une petite portion de ligne électrique (moins de 2 kilomètres de linéaire électrique) pour laquelle l'intensité d'utilisation est forte. La forte intensité d'utilisation sur cette zone pourrait confirmer l'hypothèse I.B selon laquelle le déplacement

de l'utilisation de l'habitat ne prend place que si les habitats alternatifs sont trop éloignés ou de moins bonne qualité. Ici la présence de placettes d'équarrissage pourrait rendre l'habitat autour de la portion de ligne électrique suffisamment attractif pour les vautours pour que le coût engendré par la perturbation de la ligne électrique ne contrebalance pas le bénéfice apporté par l'utilisation des placettes proches de la ligne. La présence de placettes à proximité des lignes pourrait donc attirer les vautours, qui sont particulièrement vulnérables à l'envol et l'atterrissage ce qui pourrait représenter pour eux un risque accru de collision. Watts *et al.* (2015) ont également mis en évidence une faible intensité d'utilisation de l'espace par les pygargues à tête blanche (*Haliaeetus leucocephalus*) à proximité des lignes électriques. Ils ont cependant pu constater un accroissement significatif de la mortalité attribuée aux lignes électriques en relation à la proximité des lignes électriques aux centres d'activité.

L'étude du méso-évitement n'a pas permis de mettre en évidence de relation significative entre hauteur de vol des vautours et distance aux lignes électriques dans une zone tampon de 2km autour des lignes électriques. Les relations entre hauteur de vol et différents facteurs relatifs à la visibilité des obstacles tels que la hauteur des pylônes et l'épaisseur des câbles électriques ne sont pas significatives non plus (hypothèses II.C, II.D et III.C et III.E). Les vautours volent dans des couches d'altitudes élevées, en moyenne de 301.3 mètres ($\pm$ 290.2 mètres). L'utilisation des courants ascendants pourrait expliquer cette forte hauteur de vol. Une fois la phase de décollage et d'atterrissage passé, les vautours sont généralement au dessus de la zone de risque de collision avec les lignes électriques.

En ce qui concerne le micro-évitement, nous n'observons pas de comportement de fuite dans une zone tampon de 500 mètres autour des lignes électriques. Les 5 vautours étudiés survolent les lignes de manière très variable, sans qu'il ne se dégage de patron général. Les trois trajets pour lesquels les hauteurs de vol sont inférieures à 70 mètres du sol correspondent à des comportements d'utilisation des ascendances thermiques. Les vautours pourraient donc être plus vulnérables à la collision dans les phases d'utilisation des ascendances thermiques. Les lignes sont peut-être prises en compte par les vautours qui les voient mais qui ne considèrent pas nécessaire un changement de trajectoire et qui sont peut-être soumis à des pressions plus fortes telles que les conditions météorologiques, l'ensoleillement, la topographie, qui vont déterminer leur comportement de vol de manière beaucoup plus forte que la présence et la distance aux lignes électriques (Rushworth and Krüger, 2014).

L'absence d'évitement peut être le reflet des mécanismes de vol des vautours qui les positionnent à des hauteurs globalement plus élevées que les lignes électriques. En effet, pour

des infrastructures plus hautes comme les éoliennes, de Lucas *et al.* (2008) montrent un risque de collision accru des vautours fauves avec une augmentation de la hauteur de ces dernières.

Il est également possible que l'absence d'évitement soit liée à la configuration des lignes électriques dans les Causses qui épousent le relief. Un programme de suivi par télémétrie de vautours fauves est actuellement en cours dans les Pyrénées où les lignes électriques traversent les vallées et où des vols de vautours à hauteur des câbles sont régulièrement constatés (Figure 35). L'analyse de ces données pourrait révéler des comportements d'approche des lignes électriques très différents de ceux observés dans les Causses.



Figure 35 : Vautours fauves évoluant à hauteur de lignes électriques HT-THT dans les Pyrénées.
Crédit photo : Olivier Duriez

Les contraintes d'acquisition des données les plus précises imposent de bonnes conditions d'ensoleillement pour maintenir un niveau de charge de batterie optimal. De ce fait, les périodes de l'année utilisées dans les analyses sont aussi les plus favorables au vol des vautours avec de bonnes conditions d'ensoleillement générant de fortes ascendances thermiques leur permettant d'atteindre des hautes altitudes aisément. En hiver, l'absence de thermiques forcent les vautours à utiliser les courants ascendants d'origine orographique, les amenant à utiliser des hauteurs de vol plus basses, les exposant à un plus grand risque de collision comme cela a été démontré par Barrios and Rodriguez (2004) et Travers (2012) vis-à-vis du risque de collision des vautours fauves avec les éoliennes.

De plus, si les conditions météorologiques se gâtent brutalement, le risque de collision peut être accru. En effet, les conditions météorologiques, comme les nuages de pluie et le

brouillard qui n'ont pas pu être pris en compte dans nos analyses, vont conditionner la hauteur de vol. La direction du vent pourrait influencer les routes de déplacement comme démontré par de Lucas *et al.* (2012) sur les vautours fauves où les chemins pris par les individus correspondent aux directions des vents dominants et suivent donc les routes pour lesquelles l'effort de vol est minimal. De plus, lorsque les conditions de courants ascendants sont mauvaises, les vautours volent à plus basse altitude et pourraient dans ces conditions se mettre en danger vis-à-vis de la collision (de Lucas *et al.*, 2008).

Les analyses de domaines vitaux en 3 dimensions constituent une méthode intéressante dont l'utilisation a été limitée par le manque d'outils techniques pour représenter et analyser ces données en 3 dimensions. La très haute résolution de ces analyses a permis de produire pour chacun des individus la distribution des densités d'utilisation de l'espace pour 9 332 800 mailles et 167 strates de hauteurs de vol différentes soit 1 558 577 600 voxels. Le nombre de données, l'existence de plusieurs valeurs d'utilisation de l'espace dans le plan vertical pour une localisation ne nous ont pas permis de représenter le domaine vital en 3 dimensions. Le développement d'outils spatiaux pour analyser et représenter ce type de données devraient faciliter ces analyses dans les années à venir.

Nous avons pu mettre en évidence par nos analyses des variations significatives de la hauteur de vol avec les variables de distance aux charniers et aux colonies. A ce jour, les lignes électriques sont très éloignées des colonies et relativement éloignées des charniers. Il faut néanmoins que ces facteurs soient pris en compte si de nouvelles lignes électriques devaient être mises en place. La présence de charniers ou de colonies induirait un nombre accru d'envol et de décollage proche des lignes électriques. Si l'analyse de micro-évitement suggère que les vautours sont indifférents aux lignes électriques et les survolent sans problème lorsqu'ils sont déjà en vol et que leur utilisation habile des ascendances thermiques les mets hors de danger, leur manœuvrabilité est très limitée au décollage et à l'atterrissage et pourrait les exposer à un risque de collision plus fort. Les données de suivi télémétriques et les analyses d'évitement, notamment le domaine vital populationnel, pourraient être utilisées pour informer et accompagner la planification du développement des réseaux d'électricité, comme l'ont fait Reid *et al.* (2015) vis-à-vis du risque de collision des gypaètes barbus (*Gypaetus barbatus*) et Rushworth and Krüger (2014) vis-à-vis du risque de collision des vautours chassier (*Gyps coprotheres*) concernant le développement de parcs éoliens.

Le cas des vautours fauves est particulier en comparaison d'autres espèces d'oiseaux. Il s'agit d'un grand rapace, capable d'utiliser les ascendances thermiques et comme développé ci-dessus, ce trait pourrait être en partie responsable de l'absence de comportement

d'évitement vis-à-vis des lignes électriques. Des comportements d'évitement d'oiseaux planeurs plus petits comme l'urubu noir (*Cathartes aura*) et la buse de Swainson (*Buteo swainsoni*), probablement facilités par la présence d'une ligne de crête, ont pu être mis en évidence sur un parc éolien, les éoliennes étant à des hauteurs du sol certainement plus critiques vis-à-vis de la collision pour les oiseaux planeurs que les lignes électriques (Villegas-Patraca *et al.*, 2014). La plupart des oiseaux présentent des caractéristiques de vol très différentes avec certainement des hauteurs de vol moyennes plus basses, mais aussi une meilleure manœuvrabilité au moment de se poser ou à l'envol. Il serait très intéressant de réaliser ce type d'études sur des oiseaux n'utilisant pas le vol plané. A ce jour, des comportements d'évasion anticipée ont été mis en évidence seulement pour deux espèces, la grande outarde (*Otis tarda*) (Raab *et al.*, 2011) et l'oie rieuse (*Anser albifrons*) (Shimada, 2001). Il serait également intéressant d'étudier les comportements d'approche des lignes électriques par des oiseaux très exposés aux lignes, utilisant quotidiennement les pylônes pour se percher, comme l'aigle de Bonelli (*Aquila fasciata*) (Davrou, 2015).

Discussion générale

Les principaux résultats de cette thèse sont rappelés dans un premier temps, je ne développe pas ici les limites liées à chaque analyse qui sont discutées dans chaque chapitre, puis je propose des perspectives de recherche et d'application.

Principaux résultats

Ce travail de recherche a permis de proposer un cadre méthodologique pour l'étude des interactions entre oiseaux et lignes électriques et de mettre en évidence l'importance des biais de quantification associés à la recherche de cadavres d'oiseaux sous les lignes électriques. Il a permis d'établir pour la première fois une hiérarchisation du risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques sur l'ensemble du réseau de transport d'électricité français et d'étudier, en se basant sur des données précises issues de suivi GPS, le comportement d'approche des lignes électriques par les vautours fauves dans les Causses.

Dans la première partie de cette thèse, nous avons identifié les régions pour lesquelles l'enjeu d'interaction entre oiseaux et lignes électriques est fort afin d'orienter la politique de Réseau de Transport d'Electricité du niveau national vers un niveau régional, et principalement de proposer une méthodologie qui soit reproductible à une échelle spatiale plus locale.

Dans la deuxième partie, j'ai mis en évidence de très fortes variabilités spatiales et saisonnières du biais de persistance des carcasses d'oiseaux morts sous les lignes électriques. J'ai également mis en évidence un effet de la taille des carcasses d'oiseaux sur la détection de ces carcasses par les observateurs et une forte variabilité de la détection entre carcasses, probablement en relation avec les micro-habitats les entourant. Ces variabilités limitent la possibilité d'extrapoler ces estimations de biais à d'autres configurations. Ces résultats suggèrent que pour estimer la mortalité des espèces d'oiseaux de petite taille comme les passereaux, des suivis spécifiques permettant une plus forte probabilité de détection devraient être utilisés. De plus, considérant les effets cumulés des biais de persistance et de détection, un suivi de la mortalité par prospection au sol des lignes électriques nécessite un effort de terrain important mobilisant un grand nombre d'observateurs.

Dans la dernière partie de ce travail, nos analyses montrent à une large échelle spatiale que la zone d'activité la plus utilisée par les vautours fauves dans les Causses est située à distance des lignes électriques. A une méso-échelle, nos analyses n'ont pas permis de mettre en

évidence un effet significatif de la distance aux lignes électriques sur la hauteur de vol. L'analyse descriptive des trajectoires à micro-échelle autour des lignes électriques met en évidence une grande variabilité des mouvements d'approche des lignes électriques. Les vautours volent en moyenne à des hauteurs de vol supérieures aux hauteurs les exposant à un risque de collision avec les lignes électriques.

Perspectives de recherches et applications

Pour être pertinent, un suivi doit être élaboré dans le but de répondre à des objectifs précis. Il doit également être rigoureux statistiquement, c'est-à-dire comporter une stratégie d'échantillonnage et sa puissance statistique doit avoir été évaluée en amont des opérations de terrain. Une analyse régulière des données collectées pendant le déroulement du suivi permet de détecter des erreurs au sein des données ou des biais liés à la méthode utilisée et d'améliorer le protocole si nécessaire. De plus, une telle analyse régulière permet d'évaluer si les objectifs du suivi ont été atteints et facilite l'émergence de nouvelles questions, créant ainsi un processus itératif favorable à l'efficacité du suivi (Lindenmayer and Likens, 2010). Actuellement, la plupart des suivis écologiques menés à travers le monde ne répondent pas aux critères énoncés ci-dessus et les données collectées sont souvent difficilement exploitables pour améliorer les stratégies de conservation de la biodiversité (Legg and Nagy, 2006).

Mon travail a permis de mettre en évidence l'enjeu important que représente l'amélioration des suivis des interactions des oiseaux avec les lignes électriques pour permettre l'efficacité de ces suivis et d'identifier les facteurs qui influencent la collision.

Je me suis intéressée aux biais associés aux méthodes utilisées pour estimer la mortalité par collision afin d'évaluer la puissance statistique de ces suivis. J'ai pu mettre en évidence l'importante variabilité à une échelle spatiale fine des biais à l'estimation de cette mortalité que sont la persistance et la détection. Cependant, les facteurs responsables de cette variabilité n'ont pas pu être identifiés. Des études supplémentaires seraient nécessaires pour mieux comprendre les relations entre la variabilité spatiale et saisonnière de la persistance et la présence, l'abondance, et la composition des communautés de nécrophages. Ce type d'étude pourrait être réalisé en associant un suivi de la persistance des carcasses à un suivi des communautés de nécrophages présentes sur site par l'utilisation de pièges photographiques comme l'ont fait Kostecke *et al.* (2001) et Rogers *et al.* (2014). La grande diversité des systèmes étudiés (espèces de carcasses concernées, composition des communautés de

nécrophages, types d'infrastructures) n'a pas permis à l'effort de recherche investi jusqu'à présent d'obtenir des résultats concluants (Flint *et al.*, 2010; Guinard *et al.*; Lambertucci *et al.*, 2009; Ray *et al.*, 2014). Les effets de la couverture végétale, de la distance aux lignes et de la position des carcasses sur la détection par les observateurs ont été étudiés par Schutgens *et al.* (2014) pour des carcasses d'Ouette d'Egypte (*Alopochen aegyptiaca*). Ce type d'étude pourrait être élargi à d'autres espèces afin d'être plus représentatif de la diversité des oiseaux qui entrent en collision avec les lignes électriques. Ces études permettraient de corriger les effectifs de mortalité d'oiseaux trouvés sous les lignes et d'extrapoler ces biais d'une configuration à une autre de manière fiable.

Le biais principal des méthodes de comptage de carcasses au sol pour estimer la mortalité correspond à la proportion d'oiseaux qui entrent en collision avec la ligne et meurent en dehors du site prospecté, c'est-à-dire le biais de « crippling loss » (Bech *et al.*, 2012). Estimer le biais de « crippling loss » est complexe et il ne m'a pas été possible de l'étudier pendant cette thèse. Il faudrait pouvoir établir un rapport entre le nombre de collisions et le nombre d'oiseaux morts trouvés sous les lignes. Il existe une limite importante à cette méthodologie : il n'est pas certain qu'une collision entraîne la mortalité de l'individu. Plusieurs cas d'oiseaux entrant en collision avec un obstacle et repartant indemnes ont été rapportés, dont un tout récemment d'une collision enregistrée par télémétrie. Un aigle criard suivi par GPS est entré en collision avec une éolienne le 24 octobre 2015. L'oiseau est resté immobile au sol pendant 20h puis a repris sa route (<http://www.ornitela.com/#!/hybrid-spotted-eagle-tracking/su5dc>). Les techniques actuelles pourraient permettre de quantifier le nombre de collisions qui sont suivies du départ de l'oiseau hors de la zone prospectée. Elles ne permettent pas de prédire de son sort : est-il mort hors zone ou a-t-il survécu ? L'estimation du biais de « crippling loss » tel qu'il est défini dans la littérature ne semble pas possible à ce jour.

Partant de ce constat, deux stratégies de suivi me semblent pertinentes : continuer à suivre la mortalité par comptage des oiseaux morts sous les lignes électriques en négligeant les oiseaux qui sont sortis de la zone prospectée, et/ou suivre la collision par des méthodes d'acquisition automatisée des données. Ces deux types de stratégies pourraient être utilisés pour répondre à des questions différentes.

1. Suivre la mortalité par collision des grands oiseaux par comptage au sol

Le suivi par comptage des carcasses au sol pourrait être particulièrement pertinent pour de grandes espèces à fort enjeu de conservation, comme les rapaces ou les cigognes (Garrido and Fernandez-Cruz, 2003; Hernandez-Matias *et al.*, 2015). Il existe pour ces espèces un besoin

de quantification de la mortalité, même si ces estimations sont minimales. En effet, pour des espèces menacées, un faible nombre de mortalité constatée même sous-estimé peut avoir des conséquences importantes pour la dynamique de population (Saether and Bakke, 2000). Ces mortalités constatées pourraient alerter les gestionnaires d'espaces naturels et de réseaux électriques et motiver la mise en place d'actions de réduction de l'impact. Le constat de mortalité sur le terrain est aujourd'hui la manière la plus fiable pour l'identification spécifique de la mortalité pour les grandes espèces. D'autre part, l'estimation de la mortalité pour ces espèces pourrait être moins biaisée qu'estimée par mon travail qui s'est concentré sur des espèces petites à moyennes. Urquhart *et al.* (2015) montrent que l'utilisation de faisans dans les études de persistance peut sous-estimer la persistance des rapaces (dans son cas la buse variable *Buteo buteo*). De plus, l'effet de la taille des carcasses sur la détection suggère que la probabilité de détection des très grands oiseaux est plus forte, ce que j'ai pu mettre en évidence et qui est également rapporté par Schutgens *et al.* (2014). L'avantage de la méthode de comptage des carcasses au sol est qu'elle ne dépend d'aucun outil. En revanche son utilisation pour des espèces de moyenne ou petite taille nécessiterait un effort de terrain très important. La faisabilité et la puissance statistique de ces suivis pour de grandes espèces pourrait être étudiée, en prenant en compte les biais de détection et de persistance, afin d'élaborer une stratégie de suivi (nombre de sites suivis, fréquence des suivis) efficace. La méthode de hiérarchisation du risque d'interaction que j'ai développée dans cette thèse pourrait alors être utilisée en se basant sur des données de distribution de ces grandes espèces menacées à une échelle nationale ou locale. Cette hiérarchisation serait ensuite utilisée pour construire une stratégie d'échantillonnage aléatoire, dans un gradient de sites identifiés pour être plus ou moins dangereux pour l'interaction de ces oiseaux.

2. Suivre la collision par des dispositifs d'acquisition automatisée des données

Le suivi de la collision par des dispositifs d'acquisition automatisée de données positionnés sur les lignes électriques permettrait l'étude des facteurs qui influencent la vulnérabilité à la collision des oiseaux. J'ai pu mettre en évidence un manque de connaissances concernant ces facteurs. Ce type de suivi permettrait d'étudier à une large échelle l'effet des caractéristiques des sites sur la probabilité de collision. Il permettrait d'identifier les caractéristiques des lignes électriques et de l'habitat environnant qui influencent la probabilité de collision pour un grand nombre d'espèces. Certains de ces dispositifs pourraient permettre l'identification des espèces. Ils permettraient donc d'obtenir

un échantillon non biaisé des espèces vulnérables à la collision et de pouvoir étudier la relation entre vulnérabilité et caractéristiques morphologiques. Selon la saison, l'identification de l'espèce peut permettre de caractériser le statut « migrateur » ou « nicheur » de l'individu et d'étudier l'effet relatif des comportements de migration et reproduction sur la vulnérabilité. L'utilisation des nouvelles technologies pour la conservation des espèces est en plein développement. Ces méthodes commencent à être utilisées dans les études d'impact concernant les parcs éoliens (Wang *et al.*, 2015). Les dispositifs de détection thermique des animaux par caméra infrarouge se déclenchent et produisent une image par contraste entre la chaleur émise par l'animal et l'environnement plus froid (Wang *et al.*, 2015). Ces systèmes peuvent être paramétrés pour détecter et enregistrer les oiseaux d'une taille particulière et jusqu'à une certaine distance. Certaines études indiquent qu'il est possible d'utiliser ces dispositifs pour distinguer les groupes d'espèces d'après leur silhouette, leur comportement de vol et leur taille approximative (Drewitt and Langston, 2006). Plus spécifique aux lignes électriques mais ne permettant pas l'identification d'espèce, le « bird strike indicator » est un boîtier positionné sur les câbles électriques (Harness and Carlton, 2001). Il permet d'enregistrer les vibrations des câbles supérieures à un certain seuil d'oscillation considéré comme caractéristique de la collision d'un oiseau avec les câbles (et distinguant du simple frottement d'une branche touchant les câbles ou de l'oscillation provoquée par l'envol d'oiseaux perchés sur ces derniers). Il permet donc d'estimer le nombre de collisions avec les câbles. L'avantage de ces méthodes est qu'elles ne sont pas biaisées comme le sont les méthodes de comptage au sol. En revanche la faisabilité de leur utilisation doit être étudiée. La méthode de hiérarchisation du risque d'interaction que j'ai développée dans cette thèse pourrait alors être utilisée en se basant sur des données spécifiques aux sites, afin de monter une stratégie de suivi (nombre de sites suivis) efficace. Cette hiérarchisation serait alors utilisée pour construire une stratégie d'échantillonnage aléatoire hiérarchisée de sites dans différentes catégories de configuration des lignes et d'habitat. Par exemple, un classement des lignes selon le nombre de plans de câbles, la présence ou non d'un câble de garde ou encore le type d'habitat (agricole, forestier, zone humide, montagne) etc.

3. Mettre en rapport collision et fréquentation

Il est important de coupler les études de collision avec des études de fréquentation des lignes électriques. Le suivi des collisions permet d'identifier des sites où le nombre de collisions est relativement fort. Cependant il est possible qu'un grand nombre de collisions mis en relation avec la fréquentation des sites par les oiseaux, révèle que la collision concerne

une petite proportion des oiseaux qui ont été exposés à la ligne. Inversement un faible nombre de collisions pourrait représenter une très forte proportion des oiseaux qui ont été exposés à la ligne. Pour identifier les sites les plus mortifères et prioritaires, la proportion des oiseaux qui entrent en collision par rapport aux oiseaux qui ont été exposés est donc importante. Ce suivi de fréquentation pourrait être fait en associant les dispositifs permettant d'enregistrer la collision avec un suivi radar (Deng and Frederick, 2001; Desholm *et al.*, 2014). Cependant, pour les espèces à fort enjeu de conservation, le constat de la collision ou de la mort d'un individu ne nécessite pas la mise en rapport avec le nombre d'individus ayant fréquenté la ligne. La mortalité d'un individu, même si elle ne représente qu'un individu sur le millier d'oiseaux qui a fréquenté la ligne, peut avoir des conséquences importante pour la dynamique de population.

4. Des outils pour mieux comprendre l'utilisation de l'espace par les oiseaux

Les méthodes de suivi précédemment décrites permettent d'évaluer la conséquence la plus visible, mesurable, de la fragmentation aérienne provoquée par les lignes électriques : la collision. L'impact de cette fragmentation sur l'utilisation de l'espace et le comportement des oiseaux fait l'objet de peu d'études et est complexe à caractériser. Tout d'abord, nous ne disposons pas de données d'utilisation de l'espace par les oiseaux avant implantation des lignes électriques. Notre état de référence est déjà impacté par l'Homme, c'est le syndrome de déplacement de l'état de référence (« shifting baseline syndrom ») (Pauly, 1995). Il nous est donc possible de comparer l'utilisation de l'espace et les comportements en fonction de la distance à l'infrastructure mais pas d'établir de comparaison entre utilisation de l'espace en présence et en absence de l'infrastructure. Néanmoins, les outils de suivi par télémétrie utilisés au cours de cette thèse permettent d'apporter des connaissances de l'utilisation de l'espace à différentes échelles spatiales. Ces outils nous permettent d'identifier les préférences d'habitat et l'utilisation de l'espace aérien pour informer les futurs placements des lignes électriques, comme cela est fait pour planifier l'implantation de parcs éoliens (Bradbury *et al.*, 2014). Ils permettent également d'identifier les caractéristiques de l'habitat environnant les lignes qui attirent les oiseaux afin de réduire le risque d'interaction des oiseaux sur des lignes déjà implantées. Par exemple nos analyses montrent dans le cas du vautour fauve une diminution des hauteurs de vol à la proximité des placettes d'équarrissage à une méso-échelle. Pour les espèces menacées ces suivis sont indispensables et apportent une information complémentaire aux suivis de collision, car ils permettent de mieux comprendre l'utilisation de l'espace, horizontal et vertical, sans avoir à constater la mortalité (Hull and Muir, 2013; de

Lucas *et al.*, 2008). Il serait intéressant d'élargir l'utilisation de ces outils et de ces analyses à d'autres espèces afin d'améliorer la connaissance de l'utilisation de l'espace par une plus grande diversité d'espèces et de comportements de vol.

5. Eviter et réduire l'impact

L'enterrement des lignes électriques de transport représente la mesure de réduction des interactions entre oiseaux et lignes électriques la plus efficace puisqu'elle supprime la fragmentation de l'espace aérien. Dans les zones identifiées à fort risque de collision, ce type de mesure pourrait être mis en place pour créer des « réserves » aériennes. Cependant, elle est limitée par le coût engendré par ces opérations. Les lignes sont enterrées principalement dans les zones résidentielles lorsque les conditions techniques et financières le permettent. Entre 2012 et 2014, 92% des nouvelles lignes 63 et 90 kV mises en service sont souterraines (RTE, 2014). Le développement des énergies renouvelables encouragé par les puissances politiques, telles que l'éolien ou l'énergie solaire, nécessite souvent la création de lignes de transport pour relier ces structures isolées au réseau électrique (Avian Power Line Interaction Committee (APLIC), 2012).

Les mesures de réduction les plus utilisées sont les systèmes anti-collision. Ces systèmes existent sous de nombreuses formes (queue de cochon, boule d'aviation colorée, etc.) et sont positionnés la plupart du temps sur le câble de garde afin de marquer les lignes et de les rendre plus visibles pour les oiseaux (Figure 36). Leur efficacité a été peu étudiée de manière expérimentale. Globalement les études montrent une réduction du nombre de collision après marquage de la ligne (Avian Power Line Interaction Committee (APLIC), 2012; Barrientos *et al.*, 2012; Drewitt and Langston, 2008). Ces systèmes permettraient de réduire de 50 à 80% la fréquence de collision (Jenkins *et al.*, 2010). En France, des balises dites « avisphères » ont récemment été développées et sont le fruit d'une collaboration entre RTE et la LPO, au sein du Comité National Avifaune (CNA). Formées de deux demi-sphères, l'une de couleur rouge, l'autre de couleur blanche, elles sont photoluminescentes (Figure 37). Ces balises ont été mises en place sur quelques tronçons. La LPO étudie leur efficacité sur les comportement de vol des oiseaux par observation directe (LPO PACA, 2013). L'efficacité de ces mesures de réduction pourrait être étudiée en équipant les oiseaux qui fréquentent ces secteurs de balises GPS. Les collisions pourraient également être enregistrées grâce à des dispositifs d'acquisition automatisée des données.



Figure 36 : Dispositifs de balisage des lignes (non exhaustif) placés à intervalles réguliers sur les conducteurs et/ou les câbles de garde pour les rendre plus visibles par les oiseaux en vol. Sur chaque photo figure un stylo (d'environ 14 cm) afin de fournir une échelle (Photo: EWT-WEP), issu de Prinsen *et al.* (2011)

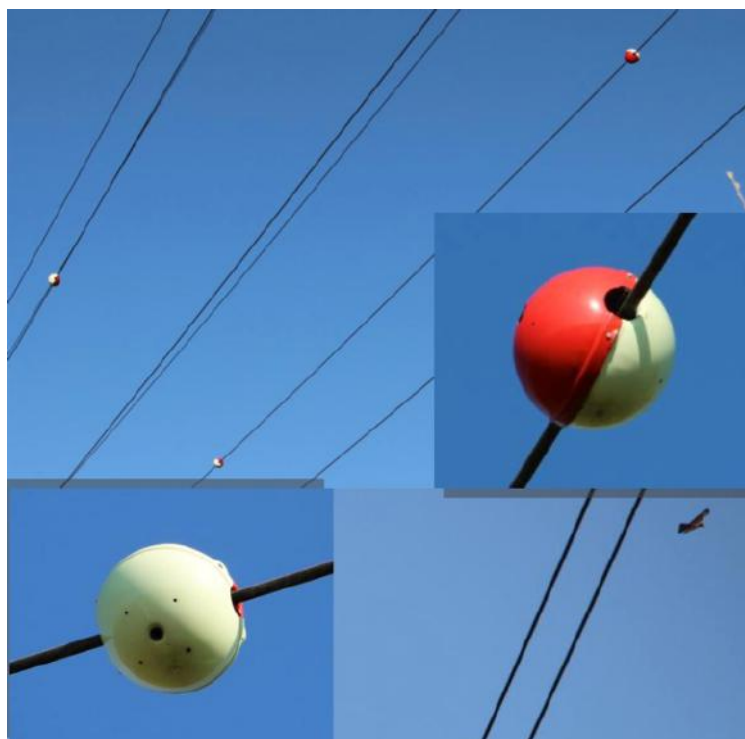


Figure 37 : Dispositif de balisage des lignes électriques HT-THT dit « balise avisphère » développé en France en collaboration entre RTE et la LPO (source : RTE).

La reconnaissance de l'espace aérien comme un habitat a des implications pour les politiques de conservation des espèces et donne aux agences gouvernementales un cadre scientifique pour identifier et réguler les espaces aériens importants pour la conservation (Diehl, 2013; Lambertucci *et al.*, 2015). Les habitats identifiés comme essentiels pour les populations d'animaux volants tels que les couloirs de migration, les voies de prospection alimentaire et les espaces aériens à proximité de grands reposoirs, sites de reproduction, zones de nourrissage, requièrent une protection légale. Cette protection légale peut prendre la forme de "réserves aériennes" où les usages naturels et anthropiques sont organisés et programmés en accord avec les cycles des oiseaux tels que la migration et les vols journaliers de prospection alimentaire (Desholm *et al.*, 2014; Diehl, 2013; Lambertucci *et al.*, 2015). Lambertucci *et al.* (2015) proposent une combinaison de trois types de stratégies qui sont : 1- identifier les zones aériennes vierges associées à une forte densité de faune sauvage où d'importantes réserves pourraient être créées, 2- identifier les espaces aériens où d'importants conflits entre humains et faune sauvage existent et où des mesures drastiques doivent être prises pour réduire les collisions (la mise en place de réserves notamment) et 3- prendre des mesures plus légères comme des systèmes anti-collision dans des zones où le risque de collision est présent mais peu important. Les réserves pourraient être permanentes ou temporaires dans le temps vis-à-vis des usages humains. Ce type de stratégie est déjà utilisé en France dans le Parc national des Ecrins, où le survol à moins de 1000 m d'altitude par rapport au sol de la zone cœur du parc est interdit aux aéronefs motorisés à toutes les périodes de l'année (article 15-I-2° du décret n°2009-448 du 21 avril 2009).

Mes travaux proposent une hiérarchisation du risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques à l'échelle nationale. Les outils que j'ai identifiés et les stratégies que j'ai proposées pour mesurer sur le terrain les interactions des oiseaux avec les lignes électriques peuvent être utilisées pour faire évoluer cette cartographie du risque. Ainsi, une politique de réduction des interactions des oiseaux avec les lignes électriques généralisée à l'ensemble du territoire pourrait être mise en place, adaptant les mesures prises au niveau de risque identifié, prenant la forme d'une « trame blanche ».

Mes travaux se sont concentrés sur le réseau de transport d'électricité mais les interactions entre oiseaux et infrastructures aériennes concernent d'autres infrastructures comme par exemple le réseau de distribution d'électricité (basse et moyenne tension) et les infrastructures de remontées mécaniques en montagne (Bech *et al.*, 2012). Etant donné l'accroissement de la fragmentation de l'espace aérien, une attention particulière devrait être portée à l'étude de ses effets sur les oiseaux et plus généralement sur les animaux capables de vol.

Bibliographie

- Albert, C.H., Yoccoz, N.G., Edwards, Jr., T.C., Graham, C.H., Zimmermann, N.E., and Thuiller, W. (2010). Sampling in ecology and evolution - bridging the gap between theory and practice. *Ecography* 33, 1028–1037.
- Alerstam, T. (1990). Bird migration.
- Anderson, M.D. (2000). Raptor conservation in the northern Cape Province, South Africa. *Ostrich* 71, 25–32.
- Anselin, L. (2002). Under the hood - Issues in the specification and interpretation of spatial regression models. *Agricultural Economics* 27, 247–267.
- Arnett, E.B. (2006). A preliminary evaluation on the use of dogs to recover bat fatalities at wind energy facilities. *Wildlife Society Bulletin* 34, 1440–1445.
- Avian Power Line Interaction Committee (APLIC) (2012). Reducing Avian Collisions with Power Lines: The State of the Art in 2012. Edison Electric Institute and APLIC. Washington, D.C.
- Balmori, A. (2005). Possible effects of electromagnetic fields from phone masts on a population of White stork (*Ciconia ciconia*). *Electromagnetic Biology and Medicine* 24, 109–119.
- Barrientos, R., Ponce, C., Palacin, C., Martin, C.A., Martin, B., and Carlos Alonso, J. (2012). Wire marking results in a small but significant reduction in avian mortality at power lines: a BACI designed study. *PLOS ONE* 7.
- Barrios, L., and Rodriguez, A. (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41, 72–81.
- Barrios, L., and Rodríguez, A. (2004). Behavioural and environmental correlates of soaring-bird mortality at on-shore wind turbines. *Journal of Applied Ecology* 41, 72–81.
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., and Walker, S. (2015). lme4: Linear mixed-effects models using Eigen and S4. R package version 1.1-9.
- Bech, N., Beltran, S., Boissier, J., Allienne, J.F., Resseguier, J., and Novoa, C. (2012). Bird mortality related to collisions with ski-lift cables: do we estimate just the tip of the iceberg? *Animal Biodiversity and Conservation* 35, 95–98.
- Benhamou, S. (2011). Dynamic approach to space and habitat use based on biased random bridges. *PLOS ONE* 6.
- Benitez-Lopez, A., Alkemade, R., and Verweij, P.A. (2010). The impacts of roads and other infrastructure on mammal and bird populations: a meta-analysis. *Biological Conservation*

143, 1307–1316.

- Bernardino, J., Bispo, R., Costa, H., and Mascarenhas, M. (2013). Estimating bird and bat fatality at wind farms: a practical overview of estimators, their assumptions and limitations. *New Zealand Journal of Zoology* 40, 63–74.
- Bevanger, K. (1994). Bird interactions with utility structures - collision and electrocution, causes and mitigating measures. *Ibis* 136, 412–425.
- Bevanger, K. (1995). Estimates and population consequences of tetraonid mortality caused by collisions with high tension power lines in Norway. *Journal of Applied Ecology* 32, 745–753.
- Bevanger, K. (1998). Biological and conservation aspects of bird mortality caused by electricity power lines: a review. *Biological Conservation* 86, 67–76.
- Bispo, R., Bernardino, J., Marques, T.A., and Pestana, D. (2013). Modeling carcass removal time for avian mortality assessment in wind farms using survival analysis. *Environmental and Ecological Statistics* 20, 147–165.
- Bivand, R., and Piras, G. (2015). Comparing Implementations of Estimation Methods for Spatial Econometrics. *Journal of Statistical Software* 63, 1–36.
- Bivand, R., Hauke, J., and Kossowski, T. (2013). Computing the Jacobian in Gaussian spatial autoregressive models: an illustrated comparison of available methods. *Geographical Analysis* 45, 150–179.
- Bjornstad, O.N. (2013). ncf: spatial nonparametric covariance functions. R package version 1.1-5.
- Blumstein, D.T., Fernandez-Juricic, E., Zollner, P.A., and Garity, S.C. (2005). Inter-specific variation in avian responses to human disturbance. *Journal of Applied Ecology* 42, 943–953.
- Bose, M., and Sarrazin, F. (2007). Competitive behaviour and feeding rate in a reintroduced population of Griffon vultures *Gyps fulvus*. *Ibis* 149, 490–501.
- Bouten, W., Baaij, E.W., Shamoun-Baranes, J., and Camphuysen, K.C.J. (2013). A flexible GPS tracking system for studying bird behaviour at multiple scales. *Journal of Ornithology* 154, 571–580.
- Bradbury, G., Trinder, M., Furness, B., Banks, A.N., Caldow, R.W.G., and Hume, D. (2014). Mapping seabird sensitivity to offshore wind farms. *PLOS ONE* 9.
- Brown, W.M., and Drewien, R.C. (1995). Evaluation of 2 power-line markers to reduce crane and waterfowl collision mortality. *Wildlife Society Bulletin* 23, 217–227.
- Bruderer, B. (1997). The study of bird migration by radar. Part 2: major achievements. *Naturwissenschaften* 84, 45–54.
- Carr, J.M., and Lima, S.L. (2010). High wind speeds decrease the responsiveness of birds to

- potentially threatening moving stimuli. *Animal Behaviour* 80, 215–220.
- Certain, G., Jorgensen, L.L., Christel, I., Planque, B., and Bretagnolle, V. (2015). Mapping the vulnerability of animal community to pressure in marine systems: disentangling pressure types and integrating their impact from the individual to the community level. *ICES Journal of Marine Science* 72, 1470–1482.
- Coccon, F., Zucchetta, M., Bossi, G., Borrotti, M., Torricelli, P., and Franzoi, P. (2015). A Land-use perspective for birdstrike risk assessment: the Attraction Risk Index. *PLOS ONE* 10.
- Cook, A.S.C.P., Burton, N.H.K., Humphreys, E.M., and Masden, E.A. (2014). The avoidance rates of collision between birds and offshore turbines. *Scottish Marine and Freshwater Science* 5.
- Cooper, B.A., and Day, R.H. (1998). Summer behavior and mortality of Dark-rumped petrels and Newell's shearwaters at power lines on Kauai. *Colonial Waterbirds* 21, 11–19.
- CORA-Rhône (1996). Impact sur les populations aviennes de la ligne 225 kV “La Boisse-Cusset 1”, supports 17 à 23 sur le parc de Miribel-Jonage. Rapport D'étude Numéro: VG16.
- CORA-Rhône (1998). Comparaison de mortalité de l'avifaune entre deux lignes THT 400 kV entre Saint André de Corcy et Sainte Olive dans l'Ain, St Vulbas-Grosne, du pylône 57 au pylône 81 et St Vulbas-Vielmoulin des supports 23 à 51. Rapport D'étude Numéro: VG30.
- CORINE Land Cover (2006). Ministère de l'Ecologie, du Développement Durable et de l'Energie. Available at : http://www.stats.environnement.developpement-durable.gouv.fr/clc/CORINE_Land_Cover_-_Condition_Utilisation.htm.
- Cramp, S., and Simmons, K.E.L. (1980). Handbook of the birds of the Western Palaearctic.
- Croft, S., Budgey, R., Pitchford, J.W., and Wood, A.J. (2013). The influence of group size and social interactions on collision risk with obstacles. *Ecological Complexity* 16, 77–82.
- Croft, S., Budgey, R., Pitchford, J.W., and Wood, A.J. (2015). Obstacle avoidance in social groups: new insights from asynchronous models. *Journal of the Royal Society Interface* 12.
- Crowder, M.R., and Rhodes, O.E. (2002). Relationships between wing morphology and behavioral responses to unmarked power transmission lines. In *Seventh International Symposium on Environmental Concerns in Rights-of-Way Management*, (Sara Burgerhartstraat 25, PO BOX 211, 1000 AE Amsterdam, Netherlands: Elsevier Science B.V.), pp. 403–410.
- Cumming, G.S. (2000). Using between-model comparisons to fine-tune linear models of species ranges. *Journal of Biogeography* 27, 441–455.
- Davrout, S. (2015). Impact du réseau électrique et des éoliennes dans les domaines vitaux des aigles de Bonelli en France.

- Dehorter, O., and CRBPO (2015). Base de données de baguage et déplacements d'oiseaux de France / Bird ringing and movement database for France. Centre de Recherches Sur La Biologie Des Populations d'Oiseaux. Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, France.
- Demerdzhiev, D.A., Stoychev, S.A., Petrov, T.H., Angelov, I.D., and Nedyakov, N.P. (2009). Impact of power lines on bird mortality in southern Bulgaria. *Acta Zoologica Bulgarica* 61, 177–185.
- Deng, J., and Frederick, P. (2001). Nocturnal flight behavior of waterbirds in close proximity to a transmission powerline in the Florida Everglades. *Waterbirds* 24, 419–424.
- Desholm, M., Gill, R., Bovith, T., and Fox, A.D. (2014). Combining spatial modelling and radar to identify and protect avian migratory hot-spots. *Current Zoology* 60, 680–691.
- Diehl, R.H. (2013). The airspace is habitat. *Trends in Ecology & Evolution* 28, 377–379.
- Dormann, C.F., McPherson, J.M., Araujo, M.B., Bivand, R., Bolliger, J., Carl, G., Davies, R.G., Hirzel, A., Jetz, W., Kissling, W.D., *et al.* (2007). Methods to account for spatial autocorrelation in the analysis of species distributional data: a review. *Ecography* 30, 609–628.
- Drewitt, A.L., and Langston, R.H.W. (2006). Assessing the impacts of wind farms on birds. *Ibis* 148, 29–42.
- Drewitt, A.L., and Langston, R.H.W. (2008). Collision effects of wind-power generators and other obstacles on birds. In *The Year in Ecology and Conservation Biology 2008*, (Blackwell Publishing), pp. 233–266.
- Duriez, O., Kato, A., Tromp, C., Dell'Omo, G., Vyssotski, A.L., Sarrazin, F., and Ropert-Coudert, Y. (2014). How cheap is soaring flight in raptors? A preliminary investigation in freely-flying vultures. *PLOS ONE* 9.
- Elith, J., Graham, C.H., Anderson, R.P., Dudik, M., Ferrier, S., Guisan, A., Hijmans, R.J., Huettmann, F., Leathwick, J.R., Lehmann, A., *et al.* (2006). Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data. *Ecography* 29, 129–151.
- Erritzoe, J., Mazgajski, T., and Rejt, L. (2003). Bird casualties on European roads - a review. *Acta Ornithologica* 38, 77–93.
- Everaert, J. (2014). Collision risk and micro-avoidance rates of birds with wind turbines in Flanders. *Bird Study* 61, 220–230.
- Fahrig, L. (2003). Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics* 34, 487–515.
- Fielding, A.H., and Bell, J.F. (1997). A review of methods for the assessment of prediction errors in conservation presence/absence models. *Environmental Conservation* 24, 38–49.

- Flint, P.L., Lance, E.W., Sowl, K.M., and Donnelly, T.F. (2010). Estimating carcass persistence and scavenging bias in a human-influenced landscape in western Alaska. *Journal of Field Ornithology* 81, 206–214.
- Frid, A., and Dill, L. (2002). Human-caused disturbance stimuli as a form of predation risk. *Conservation Ecology* 6.
- Furness, R.W., Wade, H.M., and Masden, E.A. (2013). Assessing vulnerability of marine bird populations to offshore wind farms. *Journal of Environmental Management* 119, 56–66.
- Garcia-del-Rey, E., and Rodriguez-Lorenzo, J.A. (2011). Avian mortality due to power lines in the Canary Islands with special reference to the steppe-land birds. *Journal of Natural History* 45, 2159–2169.
- Garrido, J.R., and Fernandez-Cruz, M. (2003). Effects of power lines on a White stork *Ciconia ciconia* population in central Spain. *Ardeola* 50, 191–200.
- Garthe, S., and Huppopp, O. (2004). Scaling possible adverse effects of marine wind farms on seabirds: developing and applying a vulnerability index. *Journal of Applied Ecology* 41, 724–734.
- Garvin, J.C., Jennelle, C.S., Drake, D., and Grodsky, S.M. (2011). Response of raptors to a windfarm. *Journal of Applied Ecology* 48, 199–209.
- Gauthreaux, S.A., and Belser, C.G. (2006). Effects of artificial night lighting on migrating birds. Pages 67–93 in C. Rich and T. Longcore, editors. *Ecological consequences of artificial night lighting*. Island Press, Washington, D.C., USA.
- Gehring, J., Kerlinger, P., and Manville, II, A.M. (2009). Communication towers, lights, and birds: successful methods of reducing the frequency of avian collisions. *Ecological Applications* 19, 505–514.
- Gill, R.E., Jr., Tibbitts, T.L., Douglas, D.C., Handel, C.M., Mulcahy, D.M., Gottschalck, J.C., Warnock, N., McCaffery, B.J., Battley, P.F., and Piersma, T. (2009). Extreme endurance flights by landbirds crossing the Pacific Ocean: ecological corridor rather than barrier? *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276, 447–458.
- Giorgi, F., and Lionello, P. (2008). Climate change projections for the Mediterranean region. *Global and Planetary Change* 63, 90–104.
- Greggor, A.L., Clayton, N.S., Phalan, B., and Thornton, A. (2014). Comparative cognition for conservationists. *Trends in Ecology & Evolution* 29, 489–495.
- Guinard, E., Julliard, R., and Barbraud, C. Motorways and bird traffic casualties: carcasses surveys and scavenging bias. *Biological Conservation*.
- Harness, R.E., and Carlton, R. (2001). New solutions for bird collision and electrocution outage

- problems. In Conference Proceedings, (IEEE), pp. 341–354.
- Henderson, I.G., Langston, R.H.W., and Clark, N.A. (1996). The response of Common terns *Sterna hirundo* to power lines: an assessment of risk in relation to breeding commitment, age and wind speed. *Biological Conservation* 77, 185–192.
- Hernandez-Matias, A., Real, J., Pares, F., and Pradel, R. (2015). Electrocution threatens the viability of populations of the endangered Bonelli's eagle (*Aquila fasciata*) in southern Europe. *Biological Conservation* 191, 110–116.
- Hijmans, R.J., Cameron, S.E., Parra, J.L., Jones, P.G., and Jarvis, A. (2005). Very high resolution interpolated climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology* 25, 1965–1978.
- Homan, H.J., Linz, G., and Peer, B.D. (2001). Dogs increase recovery of passerine carcasses in dense vegetation. *Wildlife Society Bulletin* 29, 292–296.
- Horne, J.S., Garton, E.O., Krone, S.M., and Lewis, J.S. (2007). Analyzing animal movements using Brownian bridges. *Ecology* 88, 2354–2363.
- Howe, K.B., Coates, P.S., and Delehanty, D.J. (2014). Selection of anthropogenic features and vegetation characteristics by nesting Common Ravens in the sagebrush ecosystem. *The Condor* 116, 35–49.
- Hull, C.L., and Muir, S.C. (2013). Behavior and turbine avoidance rates of eagles at two wind farms in Tasmania, Australia. *Wildlife Society Bulletin* 37, 49–58.
- Huso, M.M.P., and Dalthorp, D. (2014). Accounting for unsearched areas in estimating wind turbine-caused fatality. *Journal of Wildlife Management* 78, 347–358.
- Hutchinson, G.E. (1957). Concluding remarks. *Cold Spring Harbor Symposium on Quantitative Biology* 22, 415–457.
- Infante, O., and Peris, S. (2003). Bird nesting on electric power supports in northwestern Spain. *Ecological Engineering* 20, 321–326.
- Issa, N., and Muller, Y. (2015). Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale. Delachaux & Niestlé, Paris, France. 30–38.
- Janss, G.F.E. (2000). Avian mortality from power lines: a morphologic approach of a species-specific mortality. *Biological Conservation* 95, 353–359.
- Jenkins, A.R., Smallie, J.J., and Diamond, M. (2010). Avian collisions with power lines: a global review of causes and mitigation with a South African perspective. *Bird Conservation International* 20, 263–278.
- Kabouche, B. (2001). L'électrocution sur le réseau électrique aérien: principale cause de mortalité constatée chez le Milan noir *Milvus migrans* dans les Bouches-du-Rhône. *Alauda*

69, 61–69.

- Kabouche, B., Bayeul, J., Zimmermann, L., and Bayle, P. (2006). Mortalité des oiseaux sur le réseau électrique aérien - enjeux et perspectives en région Provence-Alpes- Côte d’Azur. LPO, DREAL.
- Kaluga, I., Sparks, T.H., and Tryjanowski, P. (2011). Reducing death by electrocution of the White stork *Ciconia ciconia*. *Conservation Letters* 4, 483–487.
- Kang, D., Yang, H., Li, J., and Chen, Y. (2013). Can conservation of single surrogate species protect co-occurring species? *Environmental Science and Pollution Research* 20, 6290–6296.
- Kaplan, E.L., and Meier, P. (1958). Nonparametric-estimation from incomplete observations. *Journal of the American Statistical Association* 53, 457–481.
- Kerlinger, P., Guarnaccia, J., Hasch, A., Culver, R.C.E., Curry, R.C., Tran, L., Stewart, M.J., and Riser-Espinoza, D. (2012). Avian collision mortality at 50-and 60-m guyed towers in central California. *The Condor* 114, 462–469.
- Kostecke, R.M., Linz, G.M., and Bleier, W.J. (2001). Survival of avian carcasses and photographic evidence of predators and scavengers. *Journal of Field Ornithology* 72, 439–447.
- Lambertucci, S.A., Speziale, K.L., Rogers, T.E., and Morales, J.M. (2009). How do roads affect the habitat use of an assemblage of scavenging raptors? *Biodiversity and Conservation* 18, 2063–2074.
- Lambertucci, S.A., Alarcon, P.A.E., Hiraldo, F., Sanchez-Zapata, J.A., Blanco, G., and Donazar, J.A. (2014). Apex scavenger movements call for transboundary conservation policies. *Biological Conservation* 170, 145–150.
- Lambertucci, S.A., Shepard, E.L.C., and Wilson, R.P. (2015). Human-wildlife conflicts in a crowded airspace. *Science* 348, 502–504.
- Legendre, P., and Legendre, L. (1998). *Numerical Ecology*. Second English Edition. Elsevier, Amsterdam, The Netherlands.
- Legg, C.J., and Nagy, L. (2006). Why most conservation monitoring is, but need not be, a waste of time. *Journal of Environmental Management* 78, 194–199.
- Le Gouar, P., Robert, A., Choisy, J.-P., Henriquet, S., Lecuyer, P., Tessier, C., and Sarrazin, F. (2008). Roles of survival and dispersal in reintroduction success of Griffon vulture (*Gyps fulvus*). *Ecological Applications* 18, 859–872.
- Lehman, R.N., Savidge, J.A., Kennedy, P.L., and Harness, R.E. (2010). Raptor electrocution rates for a utility in the intermountain western United States. *Journal of Wildlife Management* 74, 459–470.

- Liechti, F. (2006). Birds: blowin' by the wind? *Journal of Ornithology* 147, 202–211.
- Lima, S.L. (1998). Stress and decision making under the risk of predation: recent developments from behavioral, reproductive, and ecological perspectives. In *Stress and Behavior*, (Academic Press INC), pp. 215–290.
- Lindeboom, H.J., Kouwenhoven, H.J., Bergman, M.J.N., Bouma, S., Brasseur, S., Daan, R., Fijn, R.C., de Haan, D., Dirksen, S., van Hal, R., *et al.* (2011). Short-term ecological effects of an offshore wind farm in the Dutch coastal zone; a compilation. *Environmental Research Letters* 6.
- Lindenmayer, D.B., and Likens, G.E. (2009). Adaptive monitoring: a new paradigm for long-term research and monitoring. *Trends in Ecology & Evolution* 24, 482–486.
- Lindenmayer, D.B., and Likens, G.E. (2010). The science and application of ecological monitoring. *Biological Conservation* 143, 1317–1328.
- Lopez-Lopez, P., Ferrer, M., Madero, A., Casado, E., and McGrady, M. (2011). Solving man-induced large-scale conservation problems: the Spanish imperial eagle and power lines. *PLOS ONE* 6.
- Loss, S.R., Will, T., and Marra, P.P. (2014). Refining estimates of bird collision and electrocution mortality at power lines in the United States. *PLOS ONE* 9.
- LPO Aveyron (2012). Evaluation des risques de collision et d'électrocution sur les espèces de rapaces patrimoniales du site Natura 2000 Zone de Protection Spéciale des "Gorges de la Truyère" FR7312013.
- LPO PACA (2013). Etude de l'impact des lignes THT 150 kV et 225 kV sur les vautours sur le secteur de Rougon (Provence-Alpes-Côte d'Azur) - Phase 1.
- de Lucas, M., Janss, G.F.E., Whitfield, D.P., and Ferrer, M. (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology* 45, 1695–1703.
- de Lucas, M., Ferrer, M., and Janss, G.F.E. (2012). Using wind tunnels to predict bird mortality in wind farms: the case of Griffon vultures. *PLOS ONE* 7.
- Mainwaring, M.C. (2015). The use of man-made structures as nesting sites by birds: a review of the costs and benefits. *Journal for Nature Conservation* 25, 17–22.
- Manosa, S., and Real, J. (2001). Potential negative effects of collisions with transmission lines on a Bonelli's eagle population. *Journal of Raptor Research* 35, 247–252.
- Marques, A.T., Batalha, H., Rodrigues, S., Costa, H., Pereira, M.J.R., Fonseca, C., Mascarenhas, M., and Bernardino, J. (2014). Understanding bird collisions at wind farms: an updated review on the causes and possible mitigation strategies. *Biological Conservation* 179, 40–52.

- Martin, G.R. (2011). Understanding bird collisions with man-made objects: a sensory ecology approach. *Ibis* 153, 239–254.
- Martin, G.R. (2014). The subtlety of simple eyes: the tuning of visual fields to perceptual challenges in birds. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences* 369.
- Martin, G.R., and Shaw, J.M. (2010). Bird collisions with power lines: failing to see the way ahead? *Biological Conservation* 143, 2695–2702.
- Martin, G.R., Portugal, S.J., and Murn, C.P. (2012). Visual fields, foraging and collision vulnerability in Gyps vultures. *Ibis* 154, 626–631.
- May, R.F. (2015). A unifying framework for the underlying mechanisms of avian avoidance of wind turbines. *Biological Conservation* 190, 179–187.
- McPherson, J.M., and Jetz, W. (2007). Effects of species' ecology on the accuracy of distribution models. *Ecography* 30, 135–151.
- McPherson, J.M., Jetz, W., and Rogers, D.J. (2004). The effects of species' range sizes on the accuracy of distribution models: ecological phenomenon or statistical artefact? *Journal of Applied Ecology* 41, 811–823.
- Monnet, A.-C., Hingrat, Y., and Jiguet, F. (2015). The realized niche of captive-hatched Houbara bustards translocated in Morocco meets expectations from the wild. *Biological Conservation* 186, 241–250.
- Monsarrat, S., Benhamou, S., Sarrazin, F., Bessa-Gomes, C., Bouten, W., and Duriez, O. (2013). How predictability of feeding patches affects home range and foraging habitat selection in avian social scavengers? *PLOS ONE* 8.
- Morkill, A.E., and Anderson, S.H. (1991). Effectiveness of marking powerlines to reduce Sandhill crane collisions. *Wildlife Society Bulletin* 19, 442–449.
- Morrison, M.L., Marcot, B., and Mannan, W. (2006). *Wildlife-habitat relationships: concepts and applications*. Third edition. Island Press.
- Mueller, T., and Fagan, W.F. (2008). Search and navigation in dynamic environments - from individual behaviors to population distributions. *Oikos* 117, 654–664.
- Nathan, R., Getz, W.M., Revilla, E., Holyoak, M., Kadmon, R., Saltz, D., and Smouse, P.E. (2008). A movement ecology paradigm for unifying organismal movement research. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 105, 19052–19059.
- Olden, J.D., Schooley, R.L., Monroe, J.B., and Poff, N.L. (2004). Context-dependent perceptual ranges and their relevance to animal movements in landscapes. *Journal of Animal Ecology*

73, 1190–1194.

- Paula, J., Leal, M.C., Silva, M.J., Mascarenhas, R., Costa, H., and Mascarenhas, M. (2011). Dogs as a tool to improve bird-strike mortality estimates at wind farms. *Journal for Nature Conservation* 19, 202–208.
- Pauly, D. (1995). Anecdotes and the shifting base-line syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution* 10, 430.
- Pearson, R.G. (2007). Species' distribution modeling for conservation educators and practitioners. Synthesis. American Museum of Natural History.
- Pennycuik, C.J. (1972). Soaring behavior and performance of some East African birds, observed from a motor-glider. *Ibis* 114, 178–218.
- Peron, G., Hines, J.E., Nichols, J.D., Kendall, W.L., Peters, K.A., and Mizrahi, D.S. (2013). Estimation of bird and bat mortality at wind-power farms with superpopulation models. *Journal of Applied Ecology* 50, 902–911.
- Peters, K.A., Mizrahi, D.S., and Allen, M.C. (2014). Empirical evidence for factors affecting searcher efficiency and scavenging rates at a coastal, terrestrial wind-power facility. *Journal of Fish and Wildlife Management* 5, 330–339.
- Peterson, A.T., Papes, M., and Kluza, D.A. (2003). Predicting the potential invasive distributions of four alien plant species in North America. *Weed Science* 51, 863–868.
- Phipps, W.L., Wolter, K., Michael, M.D., MacTavish, L.M., and Yarnell, R.W. (2013). Do power lines and protected areas present a catch-22 situation for Cape vultures(*Gyps coprotheres*)? *PLOS ONE* 8.
- Pinheiro, J., Bates, D., Debroy, S., Sarkar, D., and R Core Team (2015). nlme: Linear and Nonlinear Mixed Effects Models. R package version 3.1-120.
- Ponce, C., Alonso, J.C., Argandona, G., Garcia Fernandez, A., and Carrasco, M. (2010). Carcass removal by scavengers and search accuracy affect bird mortality estimates at power lines. *Animal Conservation* 13, 603–612.
- Prinsen, H.A.M., Boere, G.C., Pires, N., and Smallie, J.J. (2011). Synthèse des conflits entre oiseaux migrateurs et lignes électriques dans la région Afrique-Eurasie. CMS Série Technique N°XX, AEWa Série Technique N°XX. Bonn, Allemagne.
- Pulido, F. (2007). The genetics and evolution of avian migration. *BioScience* 57, 165–174.
- Quantum GIS Development Team (2016). Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project.
- Raab, R., Spakovszky, P., Julius, E., Schuetz, C., and Schulze, C.H. (2011). Effects of power lines on flight behaviour of the West-Pannonian Great bustard *Otis tarda* population. *Bird*

- Conservation International 21, 142–155.
- Ramsden, D.J. (1998). Effect of barn conversions on local populations of Barn owl *Tyto alba*. *Bird Study* 45, 68–76.
- Rappole, J.H., and Tipton, A.R. (1991). New harness design for attachment of radio transmitters to small passerines. *Journal of Field Ornithology* 62, 335–337.
- Ray, R.-R., Seibold, H., and Heurich, M. (2014). Invertebrates outcompete vertebrate facultative scavengers in simulated lynx kills in the Bavarian Forest National Park, Germany. *Animal Biodiversity and Conservation* 37, 77–88.
- R Core Team (2015). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- Reddy, A., Prakash, V., and Shivaji, S. (2007). A rapid, non-invasive, PCR-based method for identification of sex of the endangered Old World vultures (White-backed and Long-billed vultures) - Implications for captive breeding programmes. *Current Science* 92, 659–662.
- Reid, T., Krueger, S., Whitfield, D.P., and Amar, A. (2015). Using spatial analyses of bearded vulture movements in southern Africa to inform wind turbine placement. *Journal of Applied Ecology* 52, 881–892.
- Rioux, S., Savard, J.-P.L., and Gerick, A.A. (2013). Avian mortalities due to transmission line collisions: a review of current estimates and field methods with an emphasis on applications to the Canadian electric network. *Avian Conservation and Ecology* 8.
- Rivera-Milan, F.F., Zaccagnini, M.E., and Canavelli, S.B. (2004). Field trials of line-transect surveys of bird carcasses in agro-ecosystems of Argentina's Pampas region. *Wildlife Society Bulletin* 32, 1219–1228.
- Robin, X., Turck, N., Hainard, A., Tiberti, N., Lisacek, F., Sanchez, J.C., and Muller, M. (2011). pROC: an open-source package for R and S+ to analyze and compare ROC curves. *BMC Bioinformatics* 12, 77.
- Rodrigues, A.S.L., and Brooks, T.M. (2007). Shortcuts for biodiversity conservation planning: the effectiveness of surrogates. *Annual Review of Ecology Evolution and Systematics* 38, 713–737.
- Rogers, A.M., Gibson, M.R., Pockette, T., Alexander, J.L., and Dwyer, J.F. (2014). Scavenging of migratory bird carcasses in the Sonoran Desert. *Southwestern Naturalist* 59, 542–547.
- RTE (2014). Rapport d'activité et de développement durable 2014.
- Rubolini, D., Gustin, M., Bogliani, G., and Garavaglia, R. (2005). Birds and powerlines in Italy: an assessment. *Bird Conservation International* 15, 131–145.
- Rushworth, I., and Krüger, S. (2014). Wind farms threaten southern Africa's cliff-nesting

- vultures. *Ostrich* 85, 13–23.
- Saether, B.E., and Bakke, O. (2000). Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology* 81, 642–653.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L., Danchin, E., and Clobert, J. (1994). High survival estimates of Griffon vultures (*Gyps fulvus fulvus*) in a reintroduced population. *The Auk* 111, 853–862.
- Sarrazin, F., Bagnolini, C., Pinna, J.L., and Danchin, E. (1996). Breeding biology during establishment of a reintroduced Griffon vulture *Gyps fulvus* population. *Ibis* 138, 315–325.
- Savereno, A.J., Savereno, L.A., Boettcher, R., and Haig, S.M. (1996). Avian behavior and mortality at power lines in coastal South Carolina. *Wildlife Society Bulletin* 24, 636–648.
- Schlaepfer, M.A., Runge, M.C., and Sherman, P.W. (2002). Ecological and evolutionary traps. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 474–480.
- Schmidt-Rothmund, D., Dennis, R., and Saurola, P. (2014). The Osprey in the western Palearctic: breeding population size and trends in the early 21st century. *Journal of Raptor Research* 48, 375–386.
- Schutgens, M., Shaw, J.M., and Ryan, P.G. (2014). Estimating scavenger and search bias for collision fatality surveys of large birds on power lines in the Karoo, South Africa. *Ostrich* 85, 39–45.
- Shamoun-Baranes, J., van Loon, E., van Gasteren, H., van Belle, J., Bouten, W., and Buurma, L. (2006). A comparative analysis of the influence of weather on the flight altitudes of birds. *Bulletin of the American Meteorological Society* 87, 47–61.
- Shaw, J.M., Jenkins, A.R., Smallie, J.J., and Ryan, P.G. (2010). Modelling power-line collision risk for the Blue crane *Anthropoides paradiseus* in South Africa. *Ibis* 152, 590–599.
- Shimada, T. (2001). Choice of daily flight routes of Greater white-fronted geese: effects of power lines. *Waterbirds* 24, 425–429.
- Silva, J.P., Santos, M., Queiros, L., Leitao, D., Moreira, F., Pinto, M., Leqoc, M., and Cabral, J.A. (2010). Estimating the influence of overhead transmission power lines and landscape context on the density of Little bustard *Tetrax tetrax* breeding populations. *Ecological Modelling* 221, 1954–1963.
- Silva, J.P., Palmeirim, J.M., Alcazar, R., Correia, R., Delgado, A., and Moreira, F. (2014). A spatially explicit approach to assess the collision risk between birds and overhead power lines: A case study with the Little bustard. *Biological Conservation* 170, 256–263.
- Smallwood, K.S., Rugge, L., and Morrison, M.L. (2009). Influence of behavior on bird mortality in wind energy developments. *Journal of Wildlife Management* 73, 1082–1098.

- Stankowich, T., and Blumstein, D.T. (2005). Fear in animals: a meta-analysis and review of risk assessment. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 272, 2627–2634.
- Steenhof, K., Kochert, M.N., and Roppe, J.A. (1993). Nesting by raptors and Common ravens on electrical transmission-line towers. *Journal of Wildlife Management* 57, 271–281.
- Steidl, R.J., Hayes, J.P., and Schaubert, E. (1997). Statistical power analysis in wildlife research. *Journal of Wildlife Management* 61, 270–279.
- Stephens, D.W. (2008). Decision ecology: foraging and the ecology of animal decision making. *Cognitive, Affective, & Behavioral Neuroscience* 8, 475–484.
- Stevens, B.S., Connelly, J.W., and Reese, K.P. (2012). Multi-scale assessment of Greater sage-grouse fence collision as a function of site and broad scale factors. *Journal of Wildlife Management* 76, 1370–1380.
- Swets, J.A. (1988). Measuring the accuracy of diagnostic systems. *Science* 240, 1285–1293.
- Terrasse, M., Sarrazin, F., Choisy, J.P., Clément, C., Henriquet, S., Lécuyer, P., Pinna, J.L., and Tessier, C. (2004). A success story: the reintroduction of Eurasian griffon *Gyps fulvus* and Black *Aegypius monachus* vultures in France. *Raptors Worldwide* 127–145.
- Tilman, D. (1996). Biodiversity: population versus ecosystem stability. *Ecology* 77, 350–363.
- Tobler, W.R. (1970). A computer movie simulating urban growth in the Detroit region. *Economic Geography* 46, 234–240.
- Tobolka, M. (2014). Importance of juvenile mortality in birds' population: early post-fledging mortality and causes of death in White stork *Ciconia ciconia*. *Polish Journal of Ecology* 62, 807–813.
- Travers, W. (2012). Le suivi des comportements de vol des rapaces via la télémétrie satellitaire peut-il permettre d'estimer le risque de collision sur les obstacles anthropiques ? L'exemple des vautours dans les Grands Causses dans le cadre des développements éoliens.
- Tryjanowski, P., Sparks, T.H., Jerzak, L., Rosin, Z.M., and Skorka, P. (2014). A paradox for conservation: electricity pylons may benefit avian diversity in intensive farmland. *Conservation Letters* 7, 34–40.
- UICN France, MNHN, LPO, SEO, and ONCFS (2011). La liste rouge des espèces menacées en France - Chapitre oiseaux de France métropolitaine.
- Urquhart, B., Hulka, S., and Duffy, K. (2015). Game birds do not surrogate for raptors in trials to calibrate observed raptor collision fatalities. *Bird Study* 62, 552–555.
- Villegas-Patraca, R., and Herrera-Alsina, L. (2015). Migration of Franklin's gull (*Leucophaeus pipixcan*) and its variable annual risk from wind power facilities across the Tehuantepec Isthmus. *Journal for Nature Conservation* 25, 72–76.

- Villegas-Patraca, R., Cabrera-Cruz, S.A., and Herrera-Alsina, L. (2014). Soaring migratory birds avoid wind farm in the Isthmus of Tehuantepec, Southern Mexico. *PLOS ONE* 9.
- Wade, H.M., Masden, E.A., Jackson, A.C., Thaxter, C.B., Burton, N.H.K., Bouten, W., and Furness, R.W. (2014). Great skua (*Stercorarius skua*) movements at sea in relation to marine renewable energy developments. *Marine Environmental Research* 101, 69–80.
- Wang, S., Wang, S., and Smith, P. (2015). Ecological impacts of wind farms on birds: Questions, hypotheses, and research needs. *Renewable & Sustainable Energy Reviews* 44, 599–607.
- Watts, B.D., Mojica, E.K., and Paxton, B.J. (2015). Using Brownian bridges to assess potential interactions between Bald eagles and electrical hazards within the Upper Chesapeake Bay. *Journal of Wildlife Management* 79, 435–445.
- Whelan, C.J., Dilger, M.L., Robson, D., Hallyn, N., and Dilger, S. (1994). Effects of olfactory cues on artificial-nest experiments. *The Auk* 111, 945–952.
- White, G.C., and Burnham, K.P. (1999). Program MARK: Survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study* 46 *Supplement*, 120–138.
- Wood, S.N. (2011). Fast stable restricted maximum likelihood and marginal likelihood estimation of semiparametric generalized linear models. *Journal of the Royal Statistical Society: Series B (Statistical Methodology)* 73, 3–36.
- Worton, B.J. (1989). Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology* 70, 164–168.
- Zucca, M. (2015). La migration des oiseaux: comprendre les voyageurs du ciel.
- Zuur, A.F., Ieno, E.N., Walker, N.J., Saveliev, A.A., and Smith, G.M. (2009). Mixed effects models and extensions in ecology with R. *Statistics for Biology and Health*.

Annexes A - Chapitre 1

Tableau 1A : Espèces non considérés pour les analyses de risque d'interaction des oiseaux avec les lignes électriques parmi les 320 espèces de l'atlas des oiseaux nicheurs de France (Issa and Muller, 2015)

Nom commun	Nom scientifique
Canard carolin	<i>Aix sponsa</i>
Cygne noir	<i>Cygnus atratus</i>
Flamant du Chili	<i>Phoenicopterus chilensis</i>
Flamant nain	<i>Phoeniconaias minor</i>
Fou de bassan	<i>Morus bassanus</i>
Fulmar boréal	<i>Fulmarus glacialis</i>
Guillemot de Troïl	<i>Uria aalge</i>
Macareux moine	<i>Fratercula arctica</i>
Martin triste	<i>Acridotheres tristis</i>
Moineau cisalpin x domestique	<i>Passer italiae x domesticus</i>
Océanite tempête	<i>Hydrobates pelagicus</i>
Oie à tête barrée	<i>Anser indicus</i>
Pingouin torda	<i>Alca torda</i>
Puffin cendré	<i>Calonectris diomedea</i>
Puffin des anglais	<i>Puffinus puffinus</i>
Puffin yelkouan	<i>Puffinus yelkouan</i>
Sizerin cabaret	<i>Acanthis flammea</i>
Sterne élégante	<i>Thalasseus elegans</i>

Tableau 2A : Indices de fragilité à l'interaction avec les lignes électriques de la communauté des oiseaux au cours de la reproduction. L'indice global de fragilité F_i prend en compte l'indice de sensibilité S_i et l'indice de vulnérabilité V_i de chaque espèce i . L'indice de sensibilité S_i et son facteur dépendant s_i se basent sur le critère UICN France de l'espèce i , l'indice de vulnérabilité V_i et ses facteurs dépendants v_{i1} et v_{i2} se basent sur la proportion de temps passé en vol et la hauteur de vol de l'espèce i .

Nom commun	Nom scientifique	s_i	S_i	v_{i1}	v_{i2}	V_i	F_i
Accenteur alpin	<i>Prunella collaris</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Accenteur mouchet	<i>Prunella modularis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Aigle botté	<i>Aquila pennata</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Aigle de Bonelli	<i>Aquila fasciata</i>	5	0.625	3	2	0.86	0.54
Aigle royal	<i>Aquila chrysaetos</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Aigrette garzette	<i>Egretta garzetta</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Alouette calandrelle	<i>Calandrella brachydactyla</i>	3	0.375	2	2	0.57	0.21
Alouette des champs	<i>Alauda arvensis</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Alouette lulu	<i>Lullula arborea</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Autour des palombes	<i>Accipiter gentilis</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Avocette élégante	<i>Recurvirostra avosetta</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Balbusard pêcheur	<i>Pandion haliaetus</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Bec-croisé des sapins	<i>Loxia curvirostra</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Bécasse des bois	<i>Scolopax rusticola</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Bécassine des marais	<i>Gallinago gallinago</i>	5	0.625	2	2	0.57	0.36
Bergeronnette des ruisseaux	<i>Motacilla cinerea</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Bergeronnette grise	<i>Motacilla alba</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Bergeronnette printanière	<i>Motacilla flava</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Bernache du Canada	<i>Branta canadensis</i>	1	0.125	2	2	0.57	0.07
Bihoreau gris	<i>Nycticorax nycticorax</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Blongios nain	<i>Ixobrychus minutus</i>	3	0.375	2	1	0.29	0.11
Bondrée apivore	<i>Pernis apivorus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Bouscarle de Cetti	<i>Cettia cetti</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Bouvreuil pivoine	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Bruant des roseaux	<i>Emberiza schoeniclus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Bruant fou	<i>Emberiza cia</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Bruant jaune	<i>Emberiza citrinella</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Bruant ortolan	<i>Emberiza hortulana</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Bruant proyer	<i>Emberiza calandra</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Bruant zizi	<i>Emberiza cirlus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Busard cendré	<i>Circus pygargus</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Busard des roseaux	<i>Circus aeruginosus</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Busard Saint-Martin	<i>Circus cyaneus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Buse variable	<i>Buteo buteo</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Butor étoilé	<i>Botaurus stellaris</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Caille des blés	<i>Coturnix coturnix</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Canard chipeau	<i>Anas strepera</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Canard colvert	<i>Anas platyrhynchos</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21

Nom commun	Nom scientifique	s _i	S _i	v _{i1}	v _{i2}	V _i	F _i
Canard mandarin	<i>Aix galericulata</i>	1	0.125	3	1	0.43	0.05
Canard souchet	<i>Anas clypeata</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Cassenoix moucheté	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Chardonneret élégant	<i>Carduelis carduelis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Chevalier gambette	<i>Tringa totanus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Chevalier guignette	<i>Actitis hypoleucos</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Chevêche d'Athéna	<i>Athene noctua</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Chevêchette d'Europe	<i>Glaucidium passerinum</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Chocard a bec jaune	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Choucas des tours	<i>Corvus monedula</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Chouette de Tengmalm	<i>Aegolius funereus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Chouette hulotte	<i>Strix aluco</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Cigogne blanche	<i>Ciconia ciconia</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Cigogne noire	<i>Ciconia nigra</i>	5	0.625	3	2	0.86	0.54
Cinacle plongeur	<i>Cinclus cinclus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Circaète Jean-le-Blanc	<i>Circaetus gallicus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Cisticole des joncs	<i>Cisticola juncidis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Cochevis huppé	<i>Galerida cristata</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Corbeau freux	<i>Corvus frugilegus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Cormoran huppé	<i>Phalacrocorax aristotelis</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Corneille mantelée	<i>Corvus cornix</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Corneille noire	<i>Corvus corone</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Coucou geai	<i>Clamator glandarius</i>	3	0.375	1	2	0.29	0.11
Coucou gris	<i>Cuculus canorus</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Courlis cendré	<i>Numenius arquata</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Crabier chevelu	<i>Ardeola ralloides</i>	3	0.375	3	2	0.86	0.32
Crave à bec rouge	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Cygne tuberculé	<i>Cygnus olor</i>	1	0.125	2	2	0.57	0.07
Echasse blanche	<i>Himantopus himantopus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Effraie des clochers	<i>Tyto alba</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Elanion blanc	<i>Elanus caeruleus</i>	5	0.625	3	2	0.86	0.54
Engoulevent d'Europe	<i>Caprimulgus europaeus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Epervier d'Europe	<i>Accipiter nisus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Etourneau sansonnet	<i>Sturnus vulgaris</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Etourneau unicolore	<i>Sturnus unicolor</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Faisan de Colchide	<i>Phasianus colchicus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Faisan vénéré	<i>Syrnaticus reevesii</i>	1	0.125	1	1	0.14	0.02
Faucon crécerelle	<i>Falco tinnunculus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Faucon hobereau	<i>Falco subbuteo</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Faucon pèlerin	<i>Falco peregrinus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Fauvette à lunettes	<i>Sylvia conspicillata</i>	5	0.625	1	1	0.14	0.09
Fauvette à tête noire	<i>Sylvia atricapilla</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Fauvette babillarde	<i>Sylvia curruca</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Fauvette des jardins	<i>Sylvia borin</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04

Nom commun	Nom scientifique	s _i	S _i	v _{i1}	v _{i2}	V _i	F _i
Fauvette grisette	<i>Sylvia communis</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Fauvette melanocephale	<i>Sylvia melanocephala</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Fauvette orphée	<i>Sylvia hortensis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Fauvette passerinette	<i>Sylvia cantillans</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Fauvette pitchou	<i>Sylvia undata</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Fauvette sarde	<i>Sylvia sarda</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Fuligule milouin	<i>Aythya ferina</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Fuligule morillon	<i>Aythya fuligula</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Gallinule poule-d'eau	<i>Gallinula chloropus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Geai des chênes	<i>Garrulus glandarius</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Gélinotte des bois	<i>Bonasa bonasia</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Gobemouche à collier	<i>Ficedula albicollis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Gobemouche gris	<i>Muscicapa striata</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Gobemouche noir	<i>Ficedula hypoleuca</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Goéland argenté	<i>Larus argentatus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Goéland brun	<i>Larus fuscus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Goéland leucophée	<i>Larus michahellis</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Goéland marin	<i>Larus marinus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Gorgebleue à miroir	<i>Luscinia svecica</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Grand corbeau	<i>Corvus corax</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Grand cormoran	<i>Phalacrocorax carbo</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Grand gravelot	<i>Charadrius hiaticula</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Grand tétras	<i>Tetrao urogallus</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Grand-duc d'Europe	<i>Bubo bubo</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Grande aigrette	<i>Casmerodius albus</i>	3	0.375	3	2	0.86	0.32
Gravelot à collier interrompu	<i>Charadrius alexandrinus</i>	3	0.375	2	2	0.57	0.21
Grèbe a cou noir	<i>Podiceps nigricollis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Grèbe castagneux	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Grèbe huppe	<i>Podiceps cristatus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Grimpereau des bois	<i>Certhia familiaris</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Grimpereau des jardins	<i>Certhia brachydactyla</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Grive draine	<i>Turdus viscivorus</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Grive litorne	<i>Turdus pilaris</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Grive musicienne	<i>Turdus philomelos</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Grosbec casse-noyaux	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Guêpier d'Europe	<i>Merops apiaster</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Guifette moustac	<i>Chlidonias hybrida</i>	3	0.375	3	2	0.86	0.32
Guifette noire	<i>Chlidonias niger</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Gypaète barbu	<i>Gypaetus barbatus</i>	5	0.625	3	2	0.86	0.54
Harle bievre	<i>Mergus merganser</i>	3	0.375	2	2	0.57	0.21
Héron cendré	<i>Ardea cinerea</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Héron garde-boeufs	<i>Bubulcus ibis</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Héron pourpre	<i>Ardea purpurea</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Hibou des marais	<i>Asio flammeus</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43

Nom commun	Nom scientifique	s _i	S _i	v _{i1}	v _{i2}	V _i	F _i
Hibou moyen-duc	<i>Asio otus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Hirondelle de fenêtre	<i>Delichon urbicum</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Hirondelle de rivage	<i>Riparia riparia</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Hirondelle de rochers	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Hirondelle rousseline	<i>Cecropis daurica</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Hirondelle rustique	<i>Hirundo rustica</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Huïtrier pie	<i>Haematopus ostralegus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Huppe fasciée	<i>Upupa epops</i>	2	0.25	2	1	0.29	0.07
Hypolaïs icterine	<i>Hippolais icterina</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Hypolaïs polyglotte	<i>Hippolais polyglotta</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Lagopède alpin	<i>Lagopus muta</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Léiothrix jaune	<i>Leiothrix lutea</i>	1	0.125	1	1	0.14	0.02
Linotte mélodieuse	<i>Carduelis cannabina</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Locustelle lusciniöide	<i>Locustella luscinioides</i>	5	0.625	1	1	0.14	0.09
Locustelle tachetée	<i>Locustella naevia</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Loriot d'Europe	<i>Oriolus oriolus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Lusciniole à moustaches	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Marouette ponctuée	<i>Porzana porzana</i>	1	0.125	1	1	0.14	0.02
Martin-pêcheur d'Europe	<i>Alcedo atthis</i>	2	0.25	2	1	0.29	0.07
Martinet à ventre blanc	<i>Apus melba</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Martinet noir	<i>Apus apus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Martinet pâle	<i>Apus pallidus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Merle à plastron	<i>Turdus torquatus</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Merle noir	<i>Turdus merula</i>	2	0.25	1	2	0.29	0.07
Mésange à longue queue	<i>Aegithalos caudatus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Mésange bleue	<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Mésange boreale	<i>Poecile montanus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Mésange charbonnière	<i>Parus major</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Mésange huppée	<i>Lophophanes cristatus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Mésange noire	<i>Periparus ater</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Mésange nonnette	<i>Poecile palustris</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Milan noir	<i>Milvus migrans</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Milan royal	<i>Milvus milvus</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Moineau cisalpin	<i>Passer italiae</i>	1	0.125	1	1	0.14	0.02
Moineau domestique	<i>Passer domesticus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Moineau friquet	<i>Passer montanus</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Moineau soulcie	<i>Petronia petronia</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Monticole bleu	<i>Monticola solitarius</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Monticole de roche	<i>Monticola saxatilis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Mouette mélanocéphale	<i>Larus melanocephalus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Mouette rieuse	<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Nette rousse	<i>Netta rufina</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Niverolle alpine	<i>Montifringilla nivalis</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Oedicnème criard	<i>Burhinus oedicnemus</i>	3	0.375	2	2	0.57	0.21

Nom commun	Nom scientifique	s _i	S _i	v _{i1}	v _{i2}	V _i	F _i
Oie cendrée	<i>Anser anser</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Ouette d'Egypte	<i>Alopochen aegyptiaca</i>	1	0.125	2	2	0.57	0.07
Outarde canepetière	<i>Tetrax tetrax</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Panure à moustaches	<i>Panurus biarmicus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Perdrix bartavelle	<i>Alectoris graeca</i>	3	0.375	2	1	0.29	0.11
Perdrix grise	<i>Perdix perdix</i>	2	0.25	2	1	0.29	0.07
Perdrix rouge	<i>Alectoris rufa</i>	2	0.25	2	1	0.29	0.07
Perruche à collier	<i>Psittacula krameri</i>	1	0.125	1	1	0.14	0.02
Petit gravelot	<i>Charadrius dubius</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Petit-duc scops	<i>Otus scops</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Phragmite des joncs	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Pic à dos blanc	<i>Dendrocopos leucotos</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Pic cendré	<i>Picus canus</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Pic épeiche	<i>Dendrocopos major</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pic épeichette	<i>Dendrocopos minor</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pic mar	<i>Dendrocopos medius</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pic noir	<i>Dryocopus martius</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pic vert	<i>Picus viridis</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pie bavarde	<i>Pica pica</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pie-grièche à tête rousse	<i>Lanius senator</i>	3	0.375	2	2	0.57	0.21
Pie-grièche écorcheur	<i>Lanius collurio</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pie-grièche grise	<i>Lanius excubitor</i>	5	0.625	2	2	0.57	0.36
Pie-grièche méridionale	<i>Lanius meridionalis</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Pigeon biset	<i>Columba livia</i>	5	0.625	2	2	0.57	0.36
Pigeon colombin	<i>Columba oenas</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pigeon ramier	<i>Columba palumbus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pinson des arbres	<i>Fringilla coelebs</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Pipit des arbres	<i>Anthus trivialis</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pipit farlouse	<i>Anthus pratensis</i>	4	0.5	2	2	0.57	0.29
Pipit maritime	<i>Anthus petrosus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pipit rousseline	<i>Anthus campestris</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pipit spioncelle	<i>Anthus spinoletta</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Pouillot de bonelli	<i>Phylloscopus bonelli</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Pouillot fitis	<i>Phylloscopus trochilus</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Pouillot ibérique	<i>Phylloscopus ibericus</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Pouillot siffleur	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Pouillot véloce	<i>Phylloscopus collybita</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Râle d'eau	<i>Rallus aquaticus</i>	1	0.125	1	1	0.14	0.02
Râle des genêts	<i>Crex crex</i>	5	0.625	1	1	0.14	0.09
Roitelet à triple bandeau	<i>Regulus ignicapilla</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Roitelet huppé	<i>Regulus regulus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Rollier d'Europe	<i>Coracias garrulus</i>	3	0.375	2	2	0.57	0.21
Rossignol philomèle	<i>Luscinia megarhynchos</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Rougegorge familier	<i>Erithacus rubecula</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04

Nom commun	Nom scientifique	s _i	S _i	v _{i1}	v _{i2}	V _i	F _i
Rougequeue à front blanc	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Rougequeue noir	<i>Phoenicurus ochruros</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Rousserolle effarvatte	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Rousserolle turdoïde	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Rousserolle verderolle	<i>Acrocephalus palustris</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Sarcelle d'été	<i>Anas querquedula</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Sarcelle d'hiver	<i>Anas crecca</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Serin cini	<i>Serinus serinus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Sittelle torchepot	<i>Sitta europaea</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Sizerin flammé	<i>Carduelis flammea</i>	1	0.125	1	1	0.14	0.02
Spatule blanche	<i>Platalea leucorodia</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Sterne caugek	<i>Sterna sandvicensis</i>	4	0.5	3	2	0.86	0.43
Sterne naine	<i>Sternula albifrons</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Sterne pierregarin	<i>Sterna hirundo</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Tadorne de Belon	<i>Tadorna tadorna</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Talève sultane	<i>Porphyrio porphyrio</i>	5	0.625	1	1	0.14	0.09
Tarier des prés	<i>Saxicola rubetra</i>	4	0.5	1	1	0.14	0.07
Tarier pâtre	<i>Saxicola torquatus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Tarin des aulnes	<i>Carduelis spinus</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Tétras lyre	<i>Tetrao tetrix</i>	2	0.25	2	1	0.29	0.07
Tichodrome échelette	<i>Tichodroma muraria</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Torcol fourmilier	<i>Jynx torquilla</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Tourterelle des bois	<i>Streptopelia turtur</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Tourterelle turque	<i>Streptopelia decaocto</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Traquet motteux	<i>Oenanthe oenanthe</i>	3	0.375	1	1	0.14	0.05
Traquet oreillard	<i>Oenanthe hispanica</i>	5	0.625	1	1	0.14	0.09
Troglodyte mignon	<i>Troglodytes troglodytes</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Vanneau huppé	<i>Vanellus vanellus</i>	2	0.25	2	2	0.57	0.14
Vautour fauve	<i>Gyps fulvus</i>	2	0.25	3	2	0.86	0.21
Vautour percnoptère	<i>Neophron percnopterus</i>	5	0.625	3	2	0.86	0.54
Venturon corse	<i>Serinus corsicanus</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Venturon montagnard	<i>Serinus citrinella</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04
Verdier d'Europe	<i>Carduelis chloris</i>	2	0.25	1	1	0.14	0.04

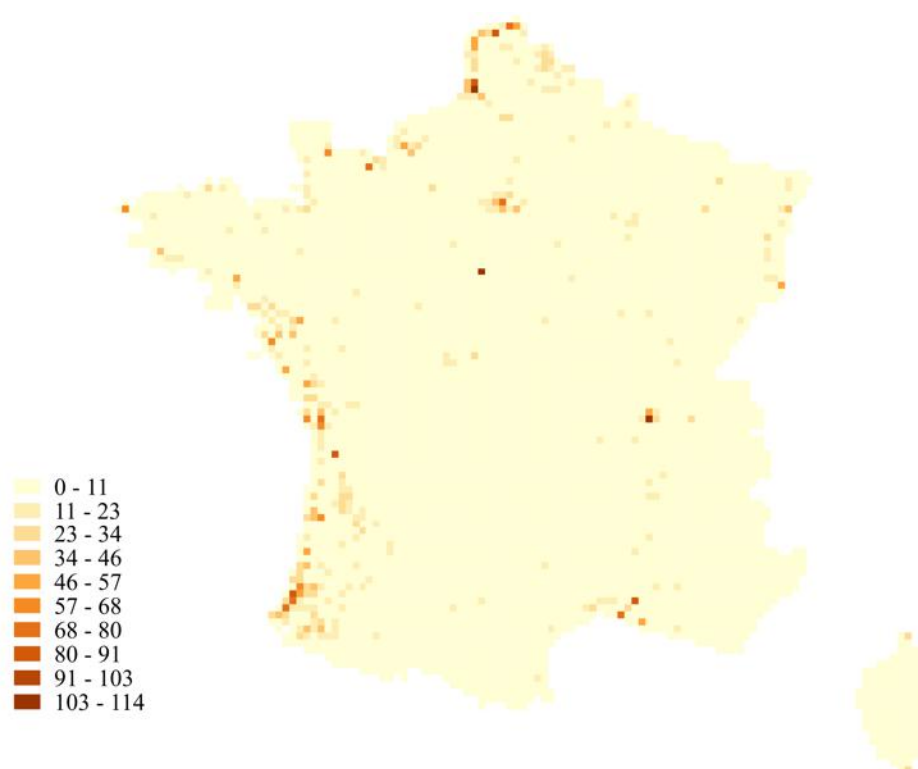


Figure 1A : Abondance dans les mailles des données de reprises de bagues sur la France aux périodes de migration pré et post-nuptiale. Du jaune au marron: gradient d'abondance allant de 0 (jaune) à 114 données (marron) de reprises de bagues dans les mailles.

Annexes B – Chapitre 3

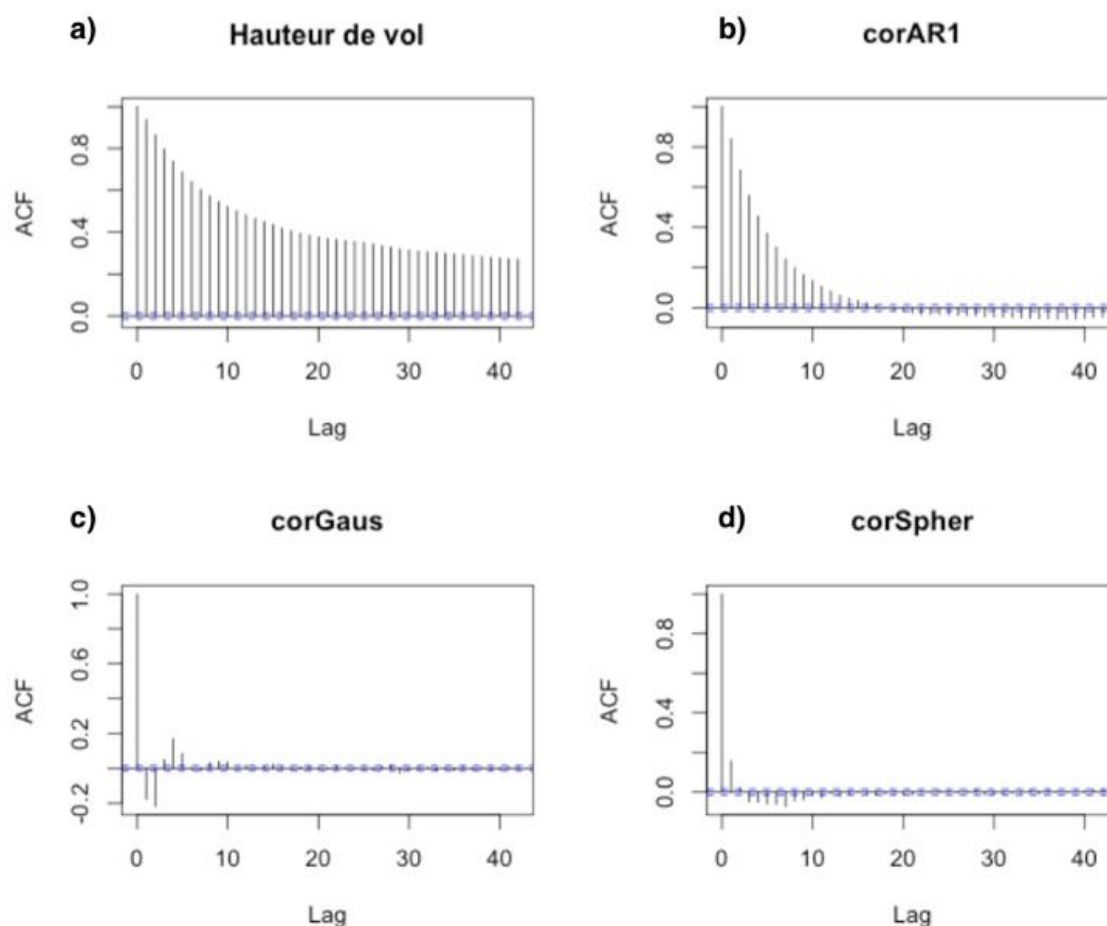


Figure 1B : Variations de l'indice d'autocorrélation temporelle (ACF) en fonction de l'intervalle de temps (lag) entre les localisations des données de suivi par télémétrie de 14 vautours fauves dans une zone tampon de 2km autour des lignes électriques. a) Autocorrélation temporelle de la hauteur de vol entre données de localisations. Autocorrélation temporelle des résidus de modèles mixtes non linéaires modélisant la hauteur de vol en fonction de variables environnementales (cf Chapitre 3, 4.1) avec une structure d'autocorrélation temporelle b) corAR1, c) corGaus et d) corSpher

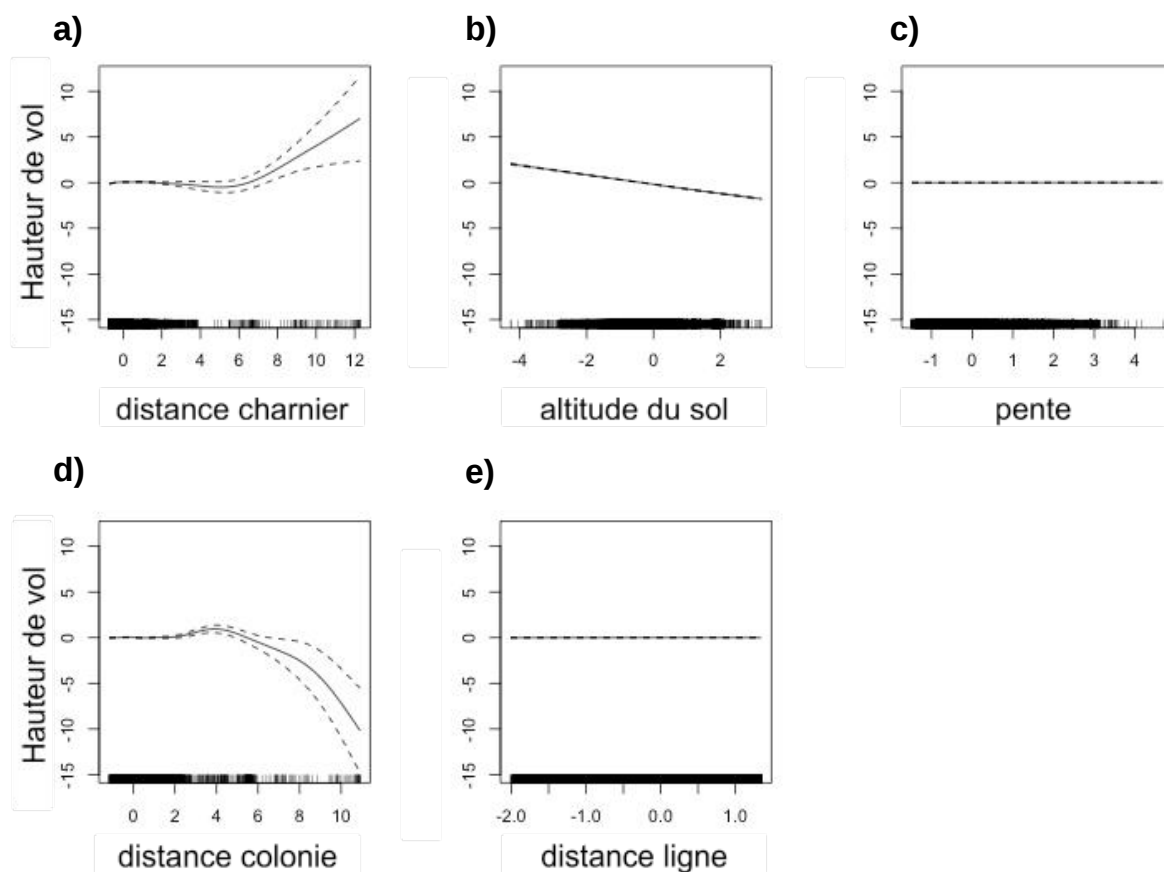


Figure 2B : Exploration graphique des effets non linéaires du modèle mixte non linéaire avec structure d'autocorrélation temporelle visant à étudier les relations entre hauteur de vol et variables environnementales, basés sur les données de suivi par télémétrie de 14 vautours fauves dans une zone tampon de 2km autour des lignes électriques (cf Chapitre 3, 4.1) - variation de la hauteur de vol centrée-réduite en fonction des variables explicatives centrées-réduites modélisées avec un effet non-linéaire, a) la distance aux charniers, b) l'altitude du sol, c) la pente, d) la distance aux colonies et e) la distance aux lignes.