

Rapport méthodologique et résultats

Cartographie de la migration et des noyaux de population du milan royal en BFC



Octobre 2023

Agir pour
la biodiversité



Cartographie de la migration et des noyaux de population du milan royal en BFC

Octobre 2023

Étude réalisée par :



Agir pour
la biodiversité

LPO Bourgogne-Franche-Comté
Espace Mennétrier
3, allée Célestin Freinet
21240 TALANT
03 80 56 27 02
bfc@lpo.fr / bfc.lpo.fr

Étude commandée par : DREAL BFC

Avec la participation de :



Rédaction : Amélie Vaniscotte et Marc Giroud (LPO BFC)

Relecture : Joseph ABEL (LPO BFC), Cécile Détroit (SHNA), Pierre Mallet (DREAL BFC), Loïc Michel (LPO BFC), Alexis Revillon (LPO BFC).

Partenaire : Société d'Histoire Naturelle d'Autun

Photo couverture : © Alain Solviche

Citation recommandée : VANISCOTTE Amélie & GIROUD Marc (2023). LPO BFC. Cartographie de la migration et des noyaux de population du milan royal en BFC. LPO BFC, DREAL BFC : 34 p.

SOMMAIRE

PREAMBULE	5
PARTIE A. CARTOGRAPHIE DE LA MIGRATION DU MILAN ROYAL EN BFC	6
1. INTRODUCTION & METHODE GENERALE	6
2. CARTOGRAPHIE DES DONNEES OPPORTUNISTES	7
1.1 DONNEES	7
1.2 METHODE	7
1.3 RESULTATS	10
3. CARTOGRAPHIE DES DONNEES TELEMETRIQUES	16
1.4 DONNEES	16
1.5 METHODE	16
1.6 RESULTATS	17
4. DISCUSSION	20
5. CONCLUSION	25
PARTIE B. CARTOGRAPHIE DES NOYAUX DE POPULATION	26
1 INTRODUCTION	26
2 MATERIEL & METHODE	26
RESULTATS ET DISCUSSION	27
3 CONCLUSION	28
ANNEXES.....	29
BIBLIOGRAPHIE	31

FIGURES

Figure 1. Nombre d'observations total (histogramme gris) et « taguées migration » (histogramme bleu) par décade.

Figure 2. Nombre d'observations « taguées migration » : distribution par décade, jour médian et jour correspondant aux quantiles 5 et 95%.

Figure 3. Occupation prédite en fonction du gradient d'altitude (gauche) et de pente (droite) moyenne par maille

Figure 4. Exemple de trajectoires pour l'individu RK_0007

CARTES

Carte 1. Indice de pression d'observation (Nombre d'observations toutes espèces) et valeurs nulles estimées

Carte 2. Indice de pression d'observation (prédictions)

Carte 3. Occupation observée

Carte 4. Occupation prédite et corrigée par la pression d'observation

Carte 5. Zone à enjeu de présence en migration et schématisation des couloirs de migration identifiés

Carte 6. Intensité relative d'utilisation par la population

Carte 7. Flux relatif pour la population suivie en migration en BFC

Carte 8. Localisation des cas de mortalité par collision avec une éolienne

Carte 9. Pertes d'habitats fonctionnels lié à l'éolien et présence en migration. En jaune, les zones à risque de perte de fonctionnalités

Carte 10. Délimitation des noyaux de population certains, probables ainsi que des zones d'occurrence potentielle

TABLEAUX

Tableau 1. Sélection de modèle pour le modèle de l'occupation

ANNEXES

Annexe 1 Eléments pour l'évaluation du modèle de l'occupation

Annexe 2. Fréquence d'occupation

Préambule

En réponse aux sollicitations et besoins pour la DREAL BFC vis à vis de l'enjeu éolien pour le milan royal en Bourgogne-Franche-Comté, et de manière générale, pour compléter les connaissances sur l'espèce à fort enjeu de conservation en région, la LPO BFC propose par la présente étude d'estimer et de cartographier :

- 1) les principaux axes de migration des milans royaux ainsi que l'exposition aux collisions en période de migration (Partie A)
- 2) les noyaux de populations pour l'espèce en région (Partie B)

In fine, les cartographies produites ont pour objectif appliqué d'être utilisées par les services instructeurs comme un guide à l'implantation éolienne spécifique aux phénomènes migratoires du milan royal. Ce volet viendra alors compléter l'étude « Avifaune et éolien en Bourgogne Franche-Comté » réalisée en 2021 par notre équipe (LPO Bourgogne-Franche-Comté & LPO Nièvre, 2021). En outre, cette approche pourra être valorisée pour l'ensemble des rapaces et oiseaux planeurs traversant la région Bourgogne-Franche-Comté. Naturellement, ce document ne pourra se substituer aux investigations *in situ* menées en bonne et due forme mais pourra servir de base de réflexions aux choix d'implantation et au déploiement d'une séquence « Eviter-Réduire-Compenser » proportionnelle aux enjeux.

1. Introduction & méthode générale

Avec le développement des énergies renouvelables et plus particulièrement le déploiement des éoliennes, les incidences de ces installations industrielles sur les diverses composantes de l'environnement ont fait l'objet de nombreux travaux scientifiques. Les oiseaux sont connus pour être, avec les chiroptères, le taxon le plus sensible au développement des parcs éoliens (Perrow M., 2017).

Des impacts négatifs des éoliennes sur les populations de rapaces reproducteurs ont été mis en évidence et particulièrement le milan royal en Europe (Bellebaum J. *et al.*, 2013). Aussi, en France, en 2019, l'éolien constituait la deuxième cause de mortalité pour l'espèce derrière l'empoisonnement avec 19 cas renseignés sur la saison 2018-2019 (Milan info N°40 & 41). En revanche, les incidences sur la composante migratrice des rapaces apparaissaient moindres, a priori du fait d'une bonne capacité d'évitement et ce même au droit de goulots d'étranglements comme le détroit de Gibraltar qui voit passer plusieurs centaines de milliers de rapaces en migration (Martin B. *et al.*, 2018). Or, la sensibilité de l'espèce est également réelle en migration comme en attestent les cas récents de mortalité sur cette période en Franche-Comté avec par exemple un cadavre retrouvé mort en migration postnuptiale en 2019 sur le parc éolien du Lomont (25) (source : LPO Champagne-Ardenne & CRBPO) et 3 cadavres sur cette même période sur le parc éolien Sources du Mistral (21) (source CNR et DREAL BFC). A date, un total de 12 milans royaux morts des suites de collision avec une éolienne est connu à l'échelle BFC. Étant donnée la responsabilité nationale de la région BFC pour la conservation de cette espèce (entre 408 et 577 couples reproducteurs soit environ 20 % de la population reproductrice française) et son importance en migration (Mionnet A. *et al.*, 2022), l'étude des couloirs de migration de l'espèce et du risque de collision associé en période de migration apparaît indispensable pour la bonne prise en compte de cette espèce dans le développement de l'énergie éolienne en région.

La présente étude a pour objectifs de i) cartographier les principaux couloirs de migration et les zones de stationnement (dortoirs) pour le milan royal et de ii) quantifier l'exposition aux collisions de l'espèce au sein de ces corridors.

Nous entendons par couloir de migration, la définition fournie par l'Agence Française de la Biodiversité telle que : « Ensemble continu de sites, à l'échelle régionale ou mondiale, traversé par des espèces animales (oiseaux, poissons...) durant leurs déplacements saisonniers à des fins de reproduction ou d'alimentation. Il se caractérise par la présence de courants porteurs et de zones de repos et de ravitaillement. »

Notre étude est basée sur l'analyse de 2 jeux de données à notre disposition : les données opportunistes issues des bases de données participatives de la région BFC ainsi que les données de localisations issues de suivis télémétriques (GPS) pour un échantillon d'individus européens.

Alors que les données opportunistes seront utilisées pour modéliser l'occupation (présence) de l'espèce en migration, les données télémétriques nous permettront de quantifier l'intensité d'utilisation et le flux relatif à un échantillon d'individus.

Cependant, ces jeux de données sont chacun lacunaire et biaisé pour décrire la réalité de l'occupation et de l'utilisation de l'espèce en migration.

En effet, les données opportunistes concernent l'ensemble des oiseaux et passages migratoires de la région mais sont récoltées avec une pression d'observation hétérogène sur l'ensemble du territoire, facteur limitant de la comparaison spatiale des observations.

Les données de localisations télémétriques concernent, elles, un nombre limité d'individus mais sont exhaustives, précises et régulières sur l'ensemble des trajectoires des individus suivis traversant la région.

Nous avons tenté de dégager les zones de continuités ou corridors à partir de chacun de ces 2 jeux de données en supposant que les couloirs principaux seront confirmés par les deux approches ou que celles-ci viendront se compléter. Aussi, différentes métriques sont proposées pour quantifier l'utilisation de l'espace par l'espèce en migration. Enfin, une interprétation de ces résultats au regard du risque éolien et des enjeux de fonctionnalité sont proposés.

2. Cartographie des données opportunistes

1.1 Données

Les données de présence du milan royal sur les 10 dernières années (2012-2023), soit 86540 données, ont été extraites de la base de données de la LPO BFC (81312 données) ainsi que de la base Bourgogne Base Fauna de la SHNA (5228 données). Parmi ces données, 93% sont des données collectées de manière opportuniste ; une minorité ayant été collectée sous forme de listes associées ou pas à des protocoles précis (STOC par ex.). Aussi, 43% des données sont localisées précisément, le reste des données étant principalement saisies au lieu-dit. A noter que nous avons estimé à 450 m le rayon moyen des lieux dits au sein de notre base de données.

1.2 Méthode

Trois étapes méthodologiques ont été nécessaires afin d'obtenir la cartographie des données opportunistes en migration :

- la sélection des données opportunistes correspondant à des individus en migration sur la base de la phénologie de l'espèce
- l'agrégation des données en migration représentées par plusieurs métriques, ainsi que de la pression d'observation représentée par un indice
- la modélisation spatiale des données et la cartographie des prédictions
- l'identification des couloirs et des zones de stationnement (dortoirs)

1.2.1 Phénologie de la migration et sélection des données en migration

La phénologie de l'espèce en migration a été déterminée suivant la méthodologie proposée dans les atlas de migration précédents du réseau LPO (Dupuy J. et al, 2022 ; Theillout et al. 2020) et décrite ci-après.

Les données de présence de milan royal ont été filtrées selon 2 critères : données sans code atlas et/ou données associées à un champ « Migration » ou à l'indication d'un comportement migratoire en champ remarque. Au total, 12782 données soit 15% des données de milan royal « taguées migration » sont disponibles et ont été utilisées pour définir la phénologie de l'espèce.

Dans un premier temps les données ont été agrégées par décade et résumées par le nombre de données (Figure 1).

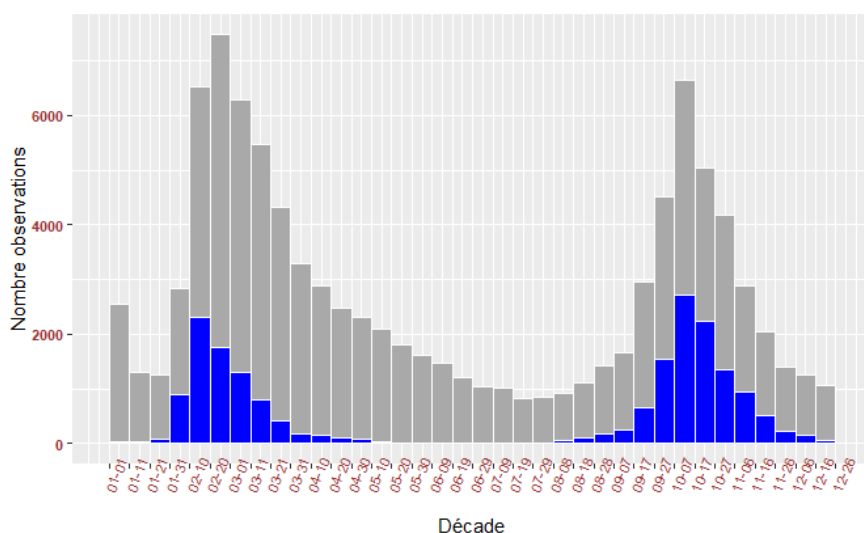


Figure 1. Nombre d'observations total (histogramme gris) et « taguées migration » (histogramme bleu) par décade.

Les périodes pré et post nuptiales ont été discriminées par la décade charnière correspondant à la décade comportant le plus faible nombre de données, soit celle commençant le 29 juin (Figure 1).

Pour chaque période de migration, nous avons ensuite agrégé les données en calculant l'effectif maximal par jour et par lieu-dit. En effet, contrairement aux atlas précédents, nous avons considéré que cette métrique permettait la prise en compte de l'intensité dans le temps du flux migratoire observé.

Enfin, les quantiles à 5 et 95% de cette distribution ont été calculés et correspondent aux bornes inférieures et supérieures utilisées pour sélectionner les données de la période migratoire.

Le bornage à l'aide d'observations taguées « migration » ne fournit pas la même information à l'automne biologique qu'au printemps. Ainsi, la concordance entre observations taguées migration et autres traduit qu'à l'automne le phénomène migratoire revêt un caractère spectaculaire avec des groupes en déplacement volontiers renseignés comme migrants. A cette saison, le tag « migration » traduit alors la rigueur de l'observateur à renseigner ce champ lors de la saisie. Au printemps, il est constaté une différence entre observations taguées et celles non taguées. Ce décalage phénologique traduit l'effet « hirondelle ». Cet effet pourrait être défini comme la satisfaction d'un observateur à renseigner « son » premier milan en migration de l'année en cours. En ce sens, la médiane des observations taguées « migration » est plus hâtive que celle non taguée comme telle. En effet, passé « son » premier milan, nous nous situons temporellement parlant en cœur du phénomène migratoire prénuptial. Les observations sont alors moins renseignées comme « migration » et ce d'autant plus dans les contextes géographiques de présence de l'espèce à l'année ou en reproduction. Pour le bornage de fin de migration, et considérant les possibles confusions migrants/reproducteurs, nous avons donc pris le parti de ne retenir que les observations taguées « migration ».

1.2.2 Cartographies des données observées

Les données de milan royal en période de migration ont été agrégées à la maille kilométrique et résumées pour obtenir les variables d'intérêt que nous cherchons à cartographier : l'occupation du milan royal ainsi que la pression d'observation en période de migration.

L'occupation (données de présence), bien que ne traduisant pas l'intensité de la migration, a été sélectionnée pour représenter les données opportunistes de l'espèce en migration. La fréquence d'observation et les effectifs maximaux par maille, bien qu'utilisés dans les précédents atlas de la migration, n'ont pas été retenus ici étant donné les biais inhérents à ces données.

En effet, la fréquence d'observation par maille suppose de connaître le nombre de succès et d'échecs d'observation de l'espèce par maille. Suite à différents tests et réflexions, nous avons constaté que le nombre d'observations toutes espèces ou le nombre de jours avec observation toutes espèces, bien que constituant des mesures indirectes de la pression d'observation, ne convenaient pas pour traduire le nombre d'échecs (absences) nécessaire à la modélisation d'une variable binomiale telle que la fréquence pour cette espèce.

Aussi, l'effectif maximal observé par maille n'a pas été retenu car cette donnée n'est pas systématiquement renseignée par les observateurs et est donc considérée comme peu fiable.

D'autre part, étant donné le caractère opportuniste des données mobilisées, il apparaît indispensable de prendre en compte la pression d'observation dans les représentations cartographiques des variables d'intérêt.

Le nombre d'observations toutes espèces d'oiseaux confondues sur les 10 dernières années et en période de migration a été retenu comme indice de la pression d'observation (Dupuy et al., 2022) et sera utilisé pour pondérer les probabilités d'occupation prédites. De plus cet indicateur a été transformé en logarithme pour réduire les valeurs et écarts extrêmes.

1.2.3 Modéliser l'occupation

L'occupation a été modélisée de manière continue dans l'espace et en supposant un processus spatial sous-jacent, ici la corrélation spatiale entre les observations en migration de l'espèce.

Des modèles linéaires généralisés à effets mixtes incorporant des effets aléatoires spatiaux (GLMM géostatistiques) ont été utilisés. De tels modèles sont particulièrement utilisés dans le domaine de l'écologie marine pour modéliser la distribution des espèces de manière spatialement explicite (Commander et al, 2022, Zimmerman et al, 2023). La corrélation spatiale des données est alors estimée *via* des effets aléatoires modélisés par un champ aléatoire, lui-même structuré par une matrice de corrélations (matrice de Matérn ou kernel).

En outre, l'utilisation d'un GLM nous a permis d'incorporer la pression d'observation comme variable explicative de l'occupation *via* un « offset ». Une telle modélisation hiérarchique a été déjà utilisée avec succès pour corriger les effectifs observés de manière opportuniste de mammifères marins (Ver Hoef et al 2021).

Ainsi la modélisation spatiale a été utilisée pour prédire par étape :

- L'indice de pression d'observation
- L'occupation corrigée par l'indice de pression d'observation
- La fréquence d'observation

La librairie "smdTMB" a été utilisée pour ajuster le modèle à nos données grâce à l'algorithme INLA (Integrated Nested Laplace Approximation) combiné avec des équations Stochastiques Partielles (R Core Team, 2023; Anderson et al, 2022). L'étape préliminaire à la modélisation est la construction du maillage triangulaire ("mesh") pour approximer le champ spatial et qui nécessite un paramètre d'entrée : la distance minimale entre 2 localisations ou "cutoff" (Righetto et al, 2020).

Indice de pression d'observation

L'indice de pression d'observation a été modélisé suivant une distribution « tweedie » (lien logit), de manière à prendre en compte le nombre important de valeurs nulles, et sans variable explicative (modèle nul).

Une première étape a consisté à ajouter des vrais zéros lorsque les mailles sans observations étaient entourées de mailles sans observations dans un rayon de 5 km (Ver Hoef et al, 2021).

La matrice de corrélation a ensuite été construite avec un paramètre de distance minimale entre deux sommets égale à 2km de manière à considérer les pixels de proche en proche. Aussi la matrice exclut les valeurs sans observations de manière à ce que celles-ci ne contribuent pas à l'estimation.

Les prédictions du modèle ont été réalisées sur l'ensemble des mailles afin d'estimer de manière continue l'indice de pression (même dans les mailles sans observations).

Pour faciliter l'interprétation les mailles sans observations sont notifiées sur la carte de sortie.

Occupation

L'occupation a été modélisée comme une variable suivant une distribution de Bernouilli (présence/absence par maille) et avec une fonction de lien dite « cloglog » qui permet de pouvoir pondérer le taux prédit par le log de l'exposition, ici l'indice de pression d'observation.

En effet, la probabilité de présence prédite a été pondérée en incorporant un « offset » dans le modèle correspondant à l'indice de pression d'observation.

Les prédictions de ce modèle correspondent à un indice égal au taux d'occupation pondéré par l'indice de pression d'observation soit à un taux d'occupation par observation et par maille. Il permet de majorer les mailles sous prospectées et de minorer les mailles très prospectées.

La matrice de corrélation a été construite avec un paramètre de distance minimale entre deux sommets (« cutoff ») égale à 10 km de manière à considérer les corrélations entre les pixels sur des distances supérieures aux distances de déplacements de l'espèce en période de reproduction. Aussi l'analyse du variogramme sur les données de présence/pseudo-absence nous indique qu'au-delà de 10 km de distance la corrélation entre les mailles se stabilise atteignant un plateau maximal (Annexe 1.1).

Fréquence d'occupation

La fréquence d'occupation par maille, bien que non retenue pour définir les couloirs de migration, a été modélisée et est proposée comme indicateur de la variation du phénomène migratoire au sein des corridors identifiés. Ce résultat complémentaire est présenté en Annexe 2.

La fréquence d'observation a été modélisée comme le nombre d'observations de milan royal suivant une distribution de Poisson et pondérée par l'indice de pression d'observation *via* un « offset ».

Pour les modèles de l'occupation, les effets des variables topographiques, soit l'altitude et la pente, ont été incorporés sous forme de fonctions non linéaires ("splines") afin de prendre en compte de potentiels effets non linéaires de ces variables sur l'occupation.

Pour l'ensemble des modèles, nous avons vérifié la convergence de l'estimation via la fonction "sanity". Aussi, nous avons vérifié l'écart des résidus à une distribution normale par un graphe Q-Q plot ainsi que la distribution spatiale des résidus pour détecter un éventuel biais spatial. L'effet des variables topographiques et du champ spatial (corrélation) ont été évalués par une sélection de modèle, à partir du modèle complet et par comparaison des AIC (Akaike Information Criterion).

1.2.4 Identification des couloirs et des zones de stationnement (dortoirs)

Les enveloppes correspondant aux quantiles 0.25, 0.5 et 0.75 de la distribution de l'indice d'occupation sur l'ensemble des mailles ont été calculées et cartographiées pour identifier les zones à enjeu très faible à très fort. Les différents polygones délimités correspondent aux zones pour lesquelles les valeurs d'occupation sont supérieures à 25, 50 ou 75% des valeurs de l'ensemble des mailles soit respectivement 75, 50 et 25% des valeurs les plus hautes de l'indice d'occupation.

Aussi, les données de zones de stationnement (dortoir ou pré-dortoir) ont été triées manuellement considérant qu'une fraction des observations opportunistes sont taguées comme dortoir ou pré-dortoir d'une part et que d'autre part, l'information est parfois indiquée dans le champ remarque. Les données retenues (n= 788) sont celles clairement taguées en dortoir/pré-dortoir sans indication contraire dans le champ remarque et celles non taguées mais dont le champ remarque ne laisse pas de doute. Enfin, les données renseignées en localisation précise ont été retenue pour l'analyse cartographique. Ces dernières représentent un total de 741 observations.

1.3 Résultats

1.3.1 Phénologie et sélection des données en migration

Les délimitations des périodes de migration définies par l'intervalle à 90% du nombre maximal d'observations par jour et par lieu-dit sont (Figure 2) :

- Entre le 7 février et le 8 avril pour la période pré-nuptiale (médiane au 1^{er} Mars)
- Entre le 21 septembre et le 28 novembre pour la période post-nuptiale (médiane au 17 octobre)

Au total, 62 % des données disponibles soit 46369 données se situent dans la période de migration pré et post nuptiale de l'espèce et seront utilisées pour la suite de cette étude.

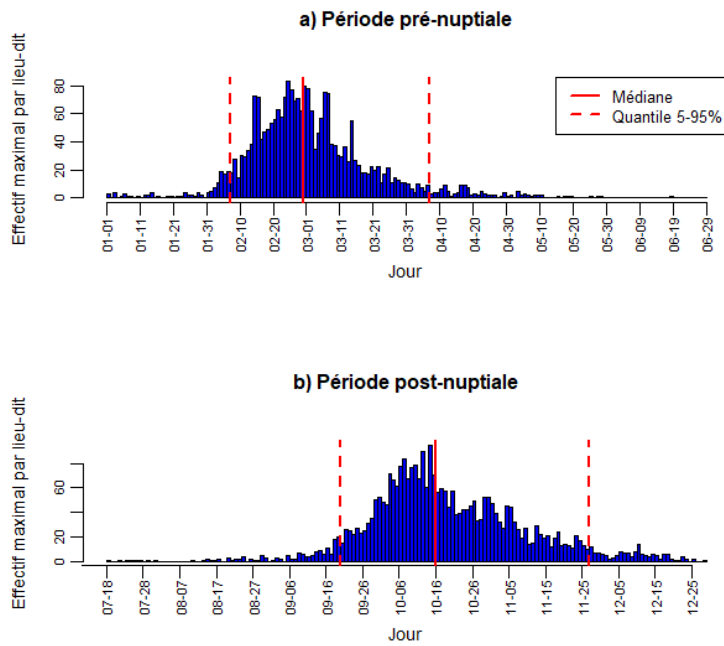
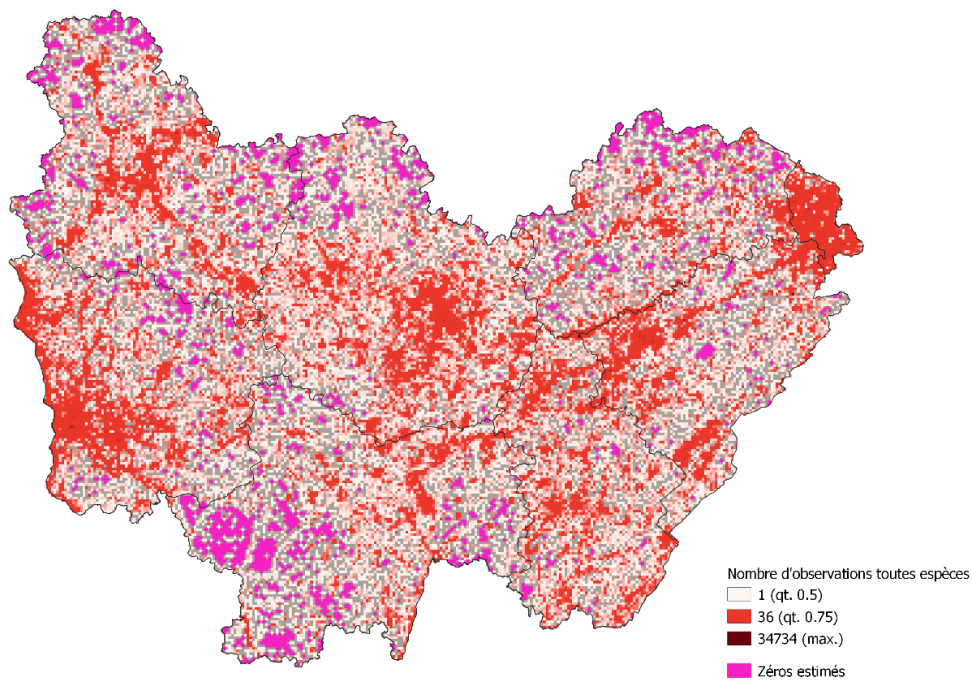


Figure 2. Nombre d'observations avec tag « migration » : distribution par décade, jour médian et jour correspondant aux quantiles 5 et 95%.

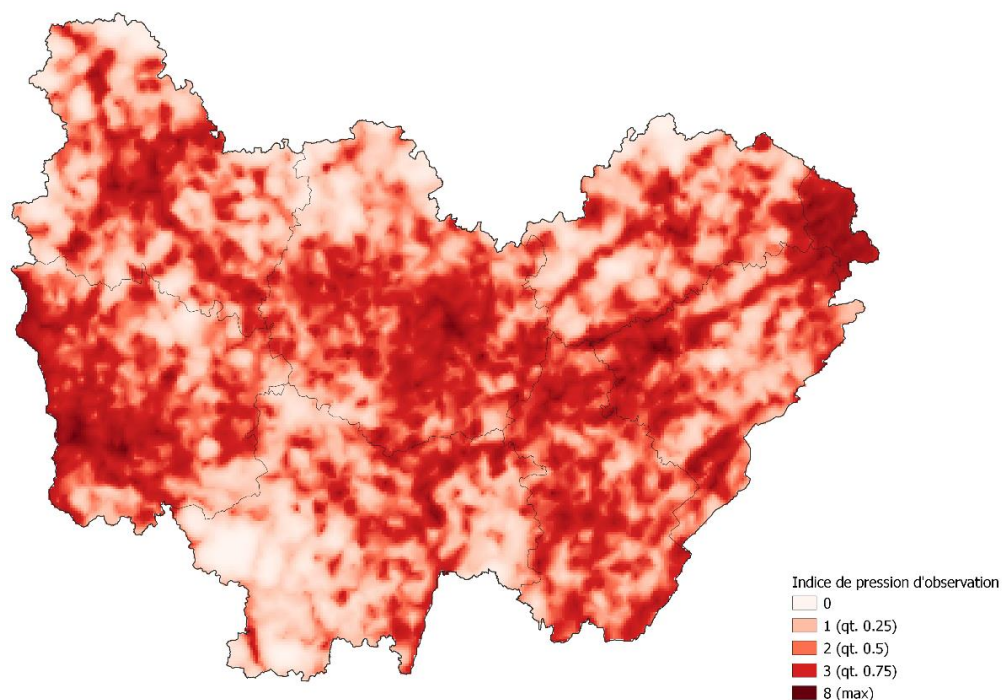
b) Pression d'observation

A partir du nombre d'observations toutes espèces et des valeurs nulles estimées (Carte 1), nous obtenons un indice de pression d'observation estimé variant entre 0 et 8 (Carte 2).

De manière générale, la pression d'observation se concentre aux environs des grandes agglomérations et principales pièces d'eau ou cours d'eau.



Carte 1. Indice de pression d'observation (Nombre d'observations toutes espèces) et valeurs nulles estimées



Carte 2. Indice de pression d'observation (prédictions)

c) Occupation

Le modèle complet est le meilleur au regard de son AIC (Table 1). L'analyse des résidus du modèle complet ne montre pas d'écart à leur distribution normale ni de biais spatial dans leur distribution (Annexe 1.2 et 1.3).

L'indice de présence en période de migration prédit varie entre 0 et 0.18 (médiane=0.02).

Le champ spatial explique la part la plus importante de la variabilité observée dans l'occupation (Tableau 1). La distance à laquelle les points sont considérés comme indépendants (rang de la matrice) a été estimé à 60 km.

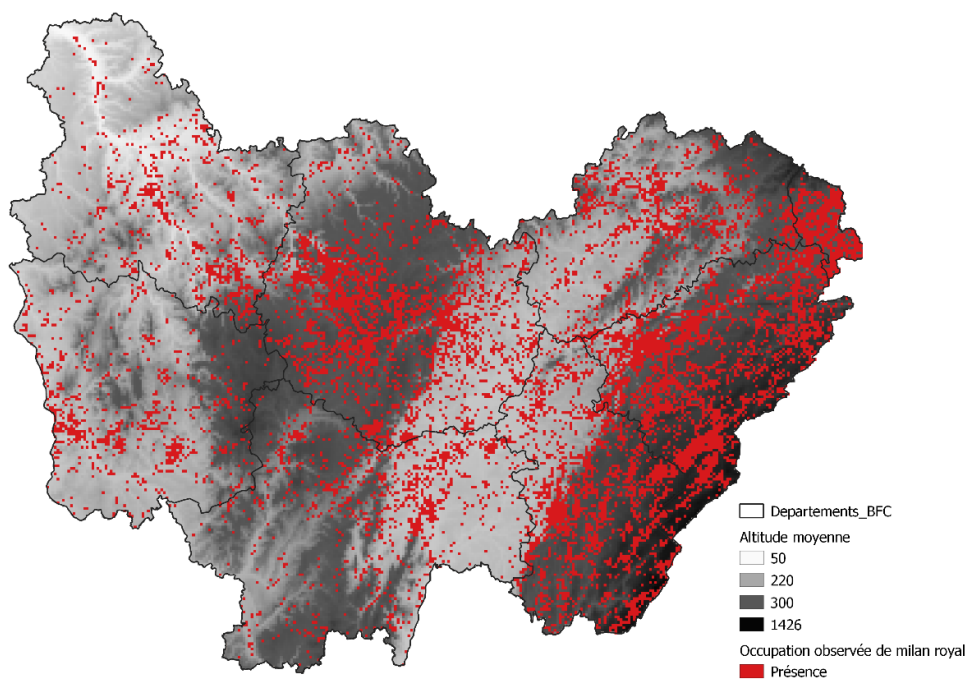
Aussi, l'altitude, et dans une moindre mesure la pente, explique l'occupation de l'espèce en migration (Table 1). Alors que l'altitude est inversement corrélée à l'occupation (coefficient=-9.16 ; écart-type=2.71 ; Figure 3), l'effet de la pente est mitigé sur cette dernière (coefficient=1.76 ; écart-type=2.23 ; Figure 4).

En comparaison aux données de présences observées (Carte 3), la prise de compte de la pression d'observation dans la modélisation de l'occupation permet de diminuer l'importance relative de l'occupation dans le tiers ouest de la région (diminution dans la Nièvre et l'Yonne et augmentation locale en Côte-d'Or et Saône-et-Loire). Aussi, du fait de sa forte pression d'observation, la présence de l'espèce en migration sur le Territoire-de-Belfort est également corrigée à la baisse.

Plusieurs continuités spatiales de l'indice de présence en migration se distinguent, suggérant l'existence de corridors de migration (Carte 4).

Aussi, nous distinguons différents niveaux d'enjeu au regard de l'occupation de l'espèce en migration (Carte 5):

- Zones à forts enjeux contigus (= corridors principaux) : la montagne jurassienne et le contournement Est du Morvan ; on remarque que les sites de suivis de la migration post-nuptiales sont situés dans cette enveloppe.
- Zones à enjeux modérés ponctuées de zones à forts enjeux (corridors secondaires): la côte dijonnaise et chalonnaise, ainsi que la plaine de Bresse.
- Zone à plus faible enjeux : ouest du Morvan, vallée de la Saône, forêt de Chaux et basse vallée du Doubs en aval de Besançon.



Carte 3. Occupation observée

Tableau 1. Sélection de modèle pour le modèle de l'occupation. Les modèles évalués à partir du modèle complet ainsi que ceux avec les variables enlevées, l'AIC, la différence de l'AIC du modèle donné à l'AIC minimal (Delta AIC), et le poids du modèle (AIC weight). Les modèles sont présentés en ordre croissant de performance.

Modèle	AIC	Delta AIC	AIC weight
Pente + Altitude + Effet spatial	41437	0	1
Sans Pente	41605	168	0
Sans Altitude	41677	241	0
Sans Altitude + Pente	41859	422	0
Sans Effet spatial	46315	4878	0

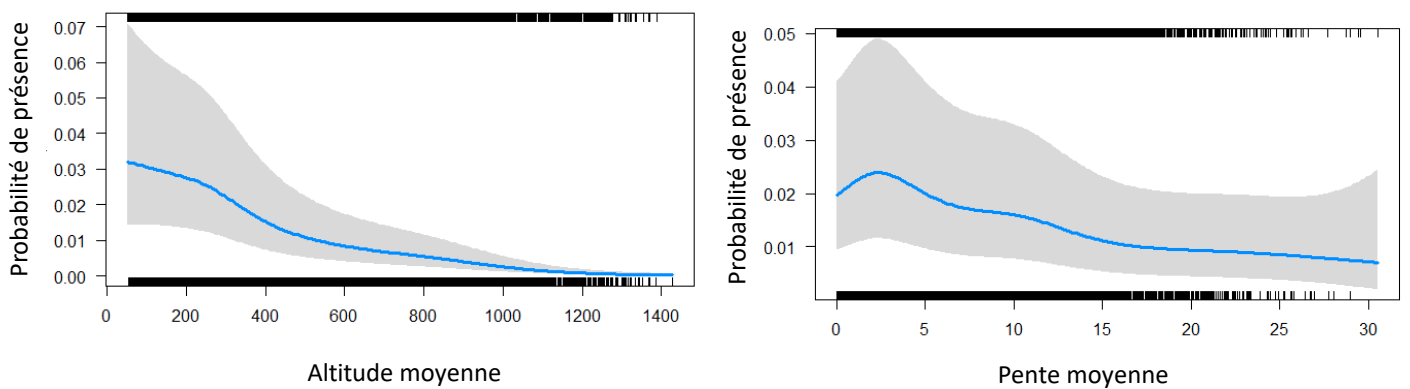
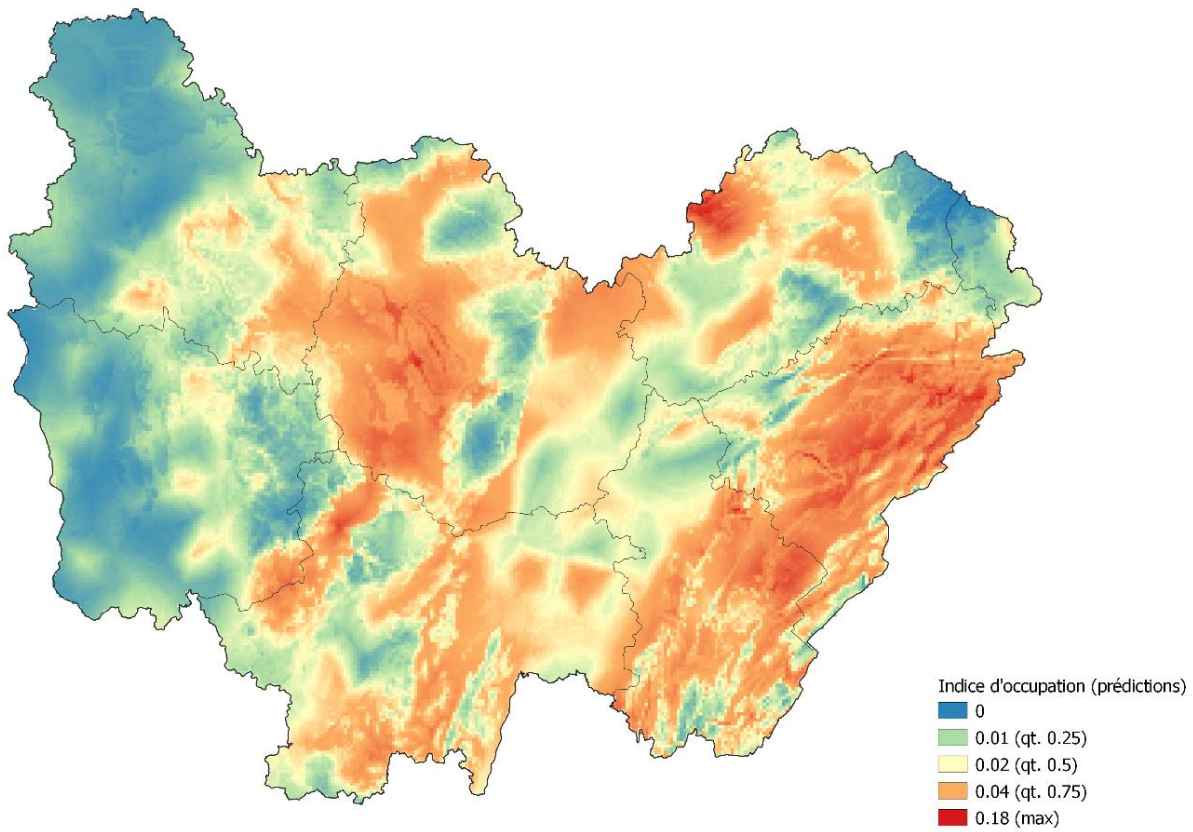
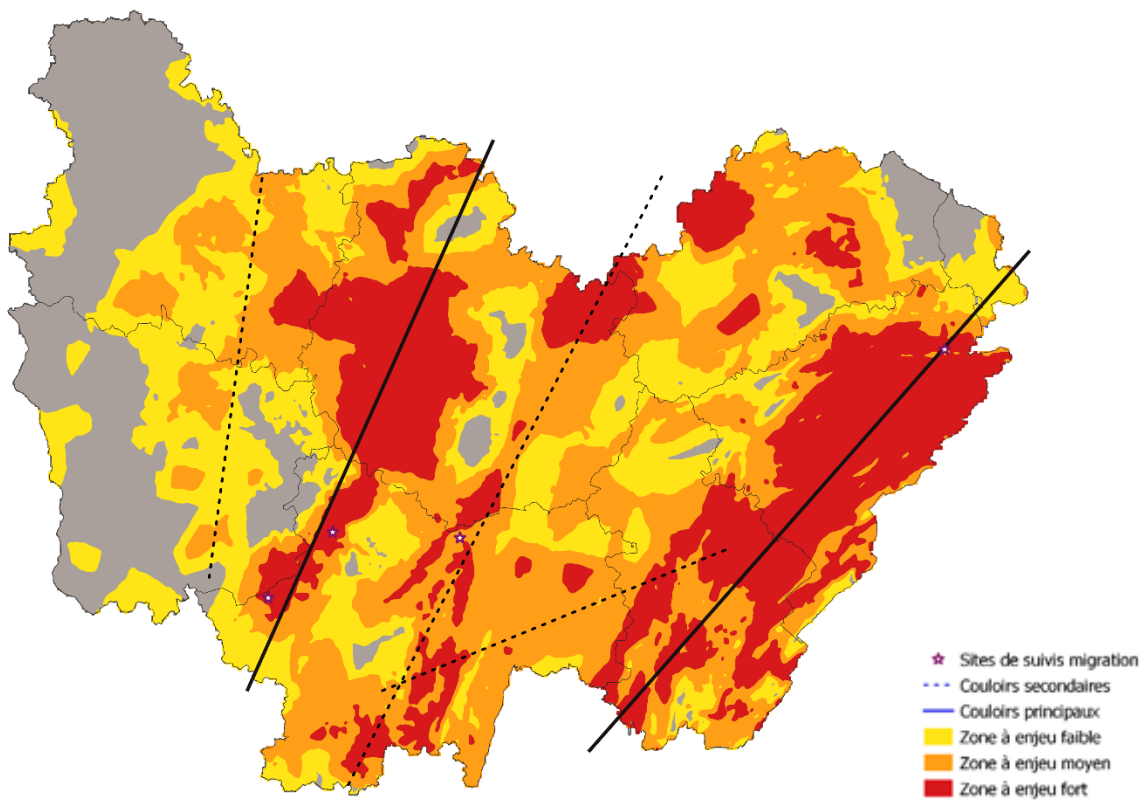


Figure 3. Occupation prédite en fonction du gradient d'altitude (a) et de pente (b) moyenne par maille



Carte 4. Occupation prédite et corrigée par la pression d'observation



Carte 5. Zone à enjeu de présence en migration et schématisation des couloirs de migration identifiés.

3. Cartographie des données télémétriques

1.4 Données

Les données de localisations utilisées correspondent aux données des individus équipés de balises GPS par le programme LIFE EUROKITE (LIFE18 NAT/AT/000048; <https://www.life-eurokite.eu/>).

Parmi les 2264 individus équipés par le projet en Allemagne, Suisse, Autriche et Benelux, 975 individus ont fréquenté la BFC de 2013 à 2023.

A ce jour l'origine et les paramétrages des balises de chaque individu ne nous ont pas été communiqués (en attente).

1.5 Méthode

Le traitement des données a consisté à :

- a) Reconstituer les trajectoires en migration à partir des localisations
- b) Estimer l'utilisation pour chaque trajectoire et pour la population
- c) Définir les corridors d'utilisation et les sites de stationnements (dortoirs)

Les analyses ont été réalisées sur le logiciel R (R Core Team, 2023) en utilisant essentiellement les outils du package « adehabitatLT » et « adehabitatHR » (Calenge 2006, Calenge et al. 2009).

1.5.1 Estimation des trajectoires en migration

Pour chaque individu, les trajectoires, ou le chemin entre deux localisations, ont été estimées entre les localisations distantes de moins de 22h. Ce seuil a été déduit de la distribution des durées entre les localisations, 22h correspondant à la durée maximale pour 80% des valeurs.

Nous avons ensuite sélectionné les trajectoires correspondant à des mouvements migratoires en fonction des critères suivants :

- la trajectoire (début et fin) est comprise dans la période de migration pré et post nuptiale telle que définie par les données opportunistes (cf. 1.2.2)
- une distance minimale de 10 km entre le début et la fin de la trajectoire ; cette distance correspondant à la distance de déplacement maximale de l'espèce en période de reproduction (Mammen et al. 2010).
- une résolution temporelle inférieure à 2h (valeur médiane) sur la trajectoire, afin d'éliminer les trajectoires peu précises ; ce seuil (valeur médiane des durées sur la trajectoire) a été défini également au regard de la distribution de l'ensemble des durées.

1.5.2 Estimation de l'utilisation de l'espace

La probabilité qu'un individu se trouve sur une maille donnée, soit l'utilisation, a été déterminée par une fonction de distribution (densité de probabilité) à partir des données de localisations GPS.

Nous avons utilisé un modèle dit « Brownian Bridge Movement Model » (BBMM) pour prédire la probabilité d'utilisation entre les localisations. Ce modèle de mouvement stochastique continu dans le temps présente l'avantage, en comparaison au modèle classique de type Kernel Gaussien (Worton 1989), de prendre en compte le trajet entre 2 localisations soit la corrélation entre les localisations (Horne et al. 2007). En effet, la fonction Kernel est ajustée à chaque segment de la trajectoire et non pas à chaque localisation comme la méthode classique. De plus cette méthode incorpore l'erreur de localisation.

Un avantage majeur de cette approche pour notre étude est qu'elle permet d'estimer une utilisation par trajectoire et de pouvoir par la suite combiner les utilisations de l'ensemble des trajectoires suivies. Cette combinaison nous a permis d'obtenir une utilisation des mailles en migration, c'est à dire des corridors, à l'échelle de la population suivie. Cette approche a déjà été utilisée pour prioriser les actions de conservation des routes migratoires d'ongulés sauvages ou d'oiseaux par exemple (Sawyer et al. 2009, Palm et al. 2015, Qian et al. 2023).

L'utilisation de chaque trajectoire individuelle a été estimée sur une grille correspondant au maillage kilométrique. Aussi l'estimation du "Brownian bridge" dépend de 2 paramètres : la distance à la trajectoire linéaire atteignable par l'animal par unité de temps (« sig 1 »), et la portée liée à l'incertitude des localisations et supposée connue (« sig2 » ou l'équivalent de h dans la méthode de kernel classique). « Sig1 » a été maximisée avec la fonction liker (Horne et al. 2007). L'erreur de localisation a été prise par défaut à 50 m mais devra être confirmée par les données en attente.

1.5.3 Corridors et sites de stationnement

Les utilisations des trajectoires individuelles ont été agrégées par leur somme pour chaque maille. Afin de prendre en compte la variabilité des durées et des résolutions temporelles des trajectoires de migration (variant entre 29 minutes et 66 jours, en moyenne 2 jours), due notamment à des mortalités, problèmes techniques ou variations individuelles du mouvement, nous avons pondérées les utilisations individuelles par la durée de chaque trajectoire (multiplication de l'utilisation par le nombre total de jours de la trajectoire). La somme des utilisations pondérées obtenue a ensuite été rapportée à la valeur maximale observée sur l'ensemble des mailles pour obtenir **une utilisation relative pour la population** comprise entre 0 et 1. La cartographie obtenue correspond alors à **l'intensité d'utilisation de la population** suivie par maille soit la **proportion de temps occupé pour chaque maille sur l'ensemble des trajectoires de migration observées pour l'espèce**.

De plus, afin de discriminer les zones de déplacements des zones de stationnements, nous avons considéré que les valeurs les plus fortes de l'utilisation de la population correspondaient aux sites de stationnement. Le seuil à partir duquel les utilisations ont été définies comme des stationnements a été déterminé visuellement en considérant qu'il permettait de discriminer des groupes de mailles constituant non connectés. Ainsi les sites de stationnements correspondent à 1% des valeurs les plus fortes des utilisations, et les 99% restant aux corridors de déplacements.

En parallèle, le **flux d'individus en migration** par maille a été quantifié en estimant le nombre de trajectoires individuelles traversant chaque maille. Pour ce faire les valeurs des utilisations individuelles par maille supérieures à la valeur moyenne de l'utilisation par maille estimée sur l'ensemble des trajectoires, ont été considérées comme des présences par maille. Le flux a été ensuite transformé en proportion du nombre maximal de trajectoires traversant une maille pour obtenir une proportion de passages par maille sur le nombre de passages maximal. Cette quantité pourra être utilisée pour prioriser les corridors utilisés en termes de flux (Sawyer et al, 2009).

1.6 Résultats

Parmi les 974 individus ayant fréquenté la région, 956 comportent des trajectoires de plus de 3 localisations soit un total de 3270 trajectoires.

Suite aux différents filtres appliqués, les trajectoires de 722 individus ont été retenues, avec entre 1 et 15 trajectoires en périodes migratoires discriminées par individu (médiane=2 trajectoires par individu) soit un total de 1770 trajectoires.

La modélisation des données télémétriques nous informe sur l'intensité relative de l'utilisation et du flux par l'espèce en migration (nombre de passages par maille).

Les cartographies obtenues confirment les zones de continuités identifiées par l'analyse de données opportunistes (Carte 6 et 7). En effet, l'occupation modélisée est corrélée positivement à l'utilisation pour la population suivie (Coefficient de corrélation de Pearson=0.45 ; p-value < 2.2e-16) et encore davantage à son flux (Coefficient de corrélation de Pearson=0.66 ; p-value < 2.2e-16).

Les modélisations des données télémétriques apportent des résultats complémentaires concernant les variations d'intensité et de flux au sein des couloirs précédemment identifiés. En effet, concernant les corridors principaux, le nombre de trajectoires par maille apparaît plus important sur les plateaux jurassiens que sur le couloir principal bourguignon (Carte 6).

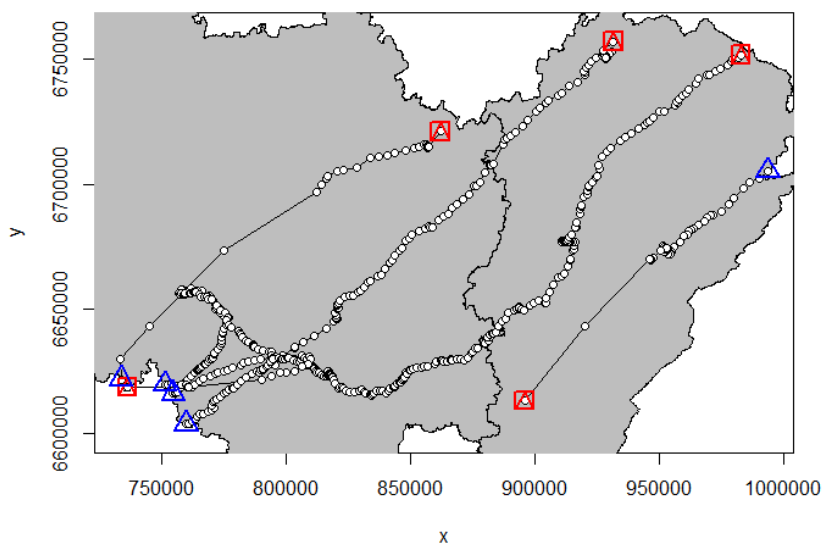
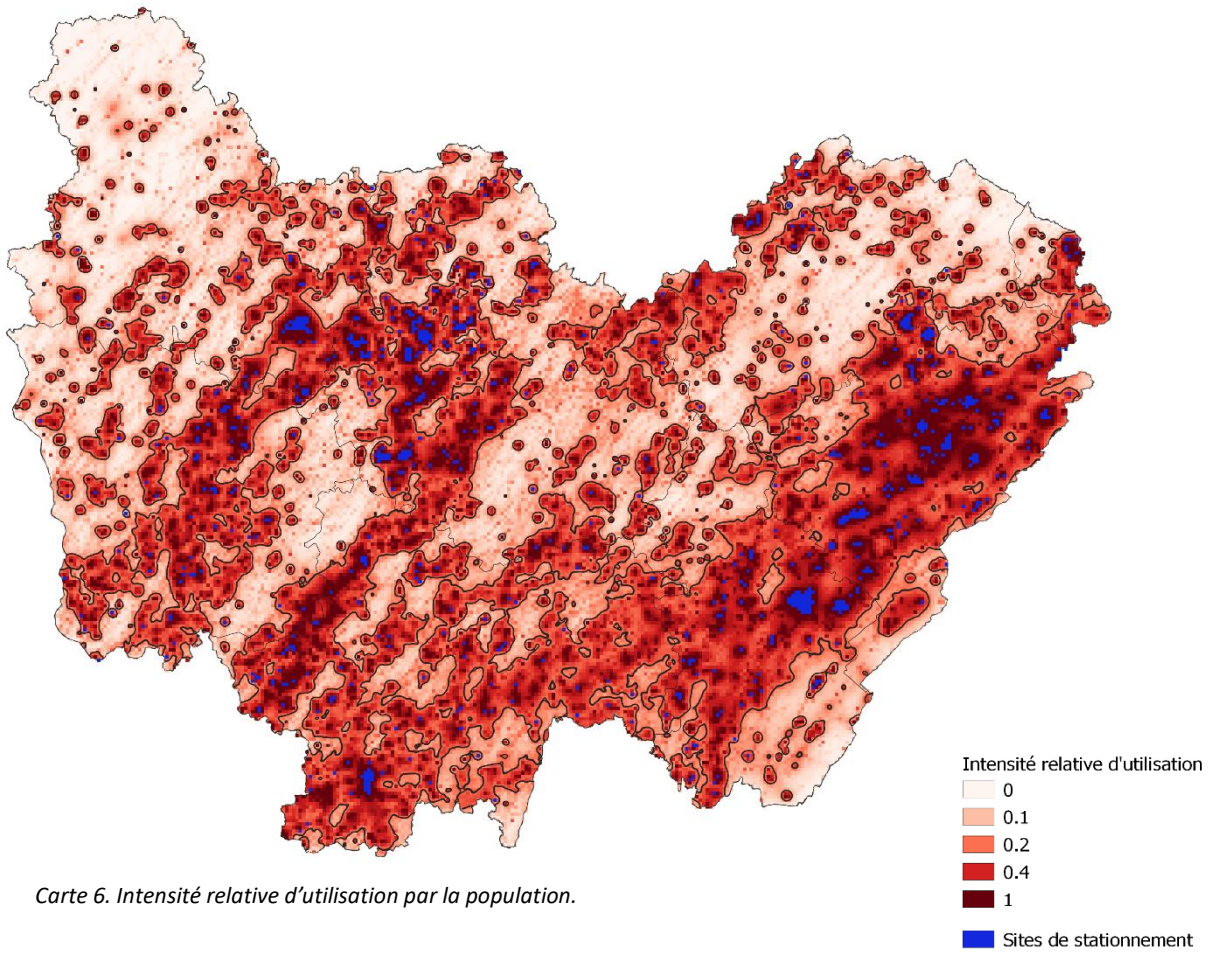
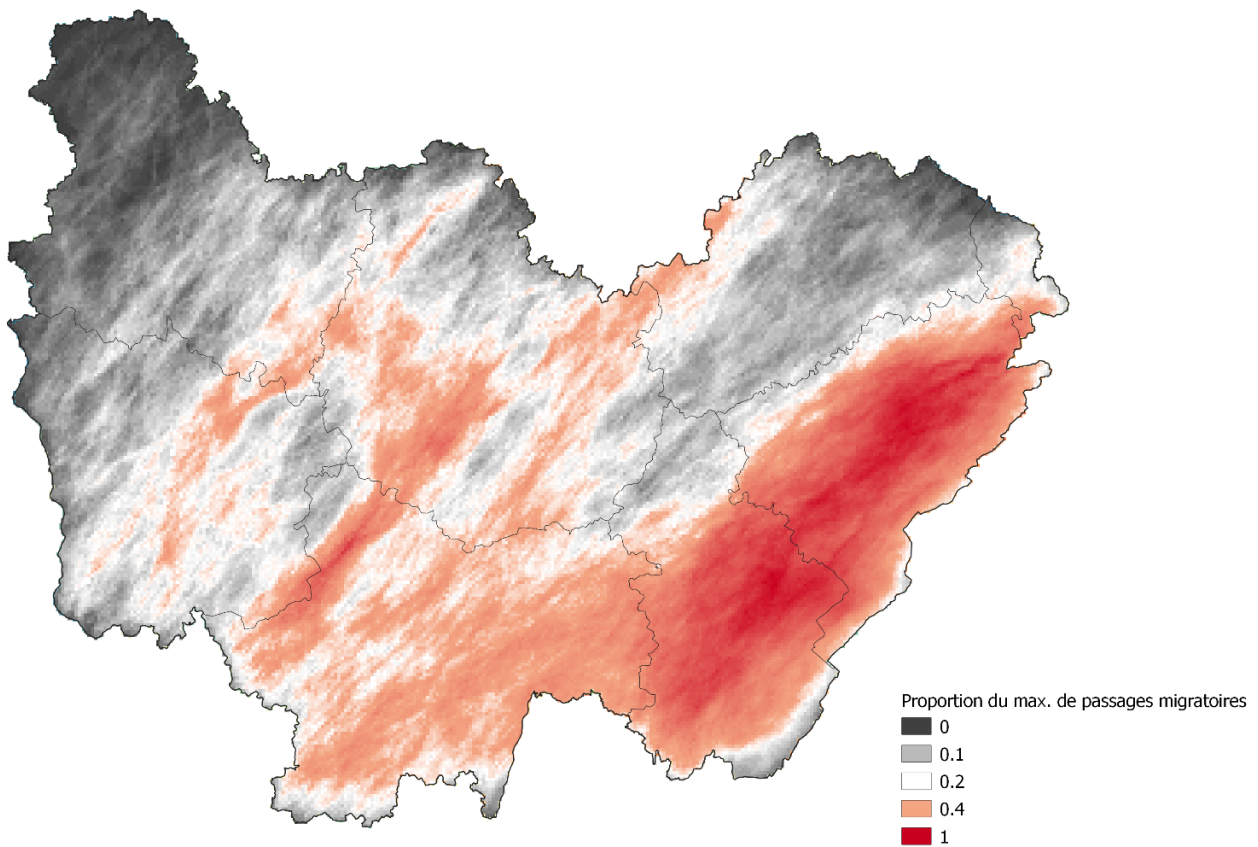


Figure 4. Exemple de trajectoires pour l'individu RK 0007.



Carte 6. Intensité relative d'utilisation par la population.



4. Discussion

Carte 7. Flux relatif pour la population suivie en migration en BFC.

Les analyses conjointes des données opportunistes et télémétriques se sont avérées concordantes pour identifier les couloirs de migration du milan royal en BFC. Aussi, les deux approches nous ont apporté des résultats complémentaires. Les cartographies issues de la télémétrie permettent de quantifier les variations de flux et d'utilisation au sein des corridors et ainsi de consolider leur hiérarchisation. Les cartographies issues des données opportunistes fournissent une couverture spatiale plus exhaustive des prédictions.

Couloirs de migration

Différents couloirs de migration peuvent donc être appréciés et identifiés en principal ou secondaire. Cette identification est supportée par les comptages réalisés sur les principaux sites de migration (Montagne de la Folie (71), Crêt des Roches à Pont-de-Roide (25) et Champs Réau (71)) (Révillon & Léger 2022, Grand *et al.* 2022, Thouvenin & Révillon 2021) et confortée par l'analyse des flux relatifs obtenus par télémétrie (cf. Supra). D'une manière générale, les différences observées lors de comptages simultanés entre les sites de migration est de l'ordre de 15%. Le principal est constitué de Pont-de-Roide, puis Champs Réau et enfin de la Montagne de la Folie.

Les différents couloirs ainsi identifiés sont :

- Couloirs principaux : deux couloirs principaux sont présents en Bourgogne-Franche-Comté. Le premier correspond aux monts Jura sur une emprise d'environ 40 km de large. Il court de la bordure jurassienne jusqu'aux seconds plateaux, en évitant les sommets (LPO Franche-Comté 2018). Le second est bourguignon et recouvre de nombreuses petites régions naturelles (EPOB 2017). Il pénètre la Bourgogne par les « vallées Châtillonnaises », pour descendre vers le Sud par les plateaux Châtillonnais, l'Auxois, le Pays d'Arnay, et enfin l'ensemble de la vallée de l'Arroux jusqu'à sa confluence avec la Loire. Au plus large (Auxois), il a une emprise d'environ 45 km et au plus étroit d'environ 5 km en vallée de l'Arroux à la frontière entre la Côte-d'Or et la Saône-et-Loire.
- Couloirs secondaires : trois couloirs « secondaires » peuvent être identifiés permettant la jonction entre la Franche-Comté et la Bourgogne notamment. En termes d'importance, le premier et le plus notable, concerne la vallée de la Vingeanne (Pays des Tille et Vingeanne), pour se concentrer sur la Côte et arrière-côte dijonnaise et descendre plein sud. Le second caractérise un pont entre le Jura et la Bourgogne via le fossé bressan au Sud de la vallée du Doubs. Enfin, le troisième est le contournement par l'ouest du relief du Morvan, des plateaux avallonnais, vézelien et du Beuvron via le Bazois pour reprendre de manière diffuse le couloir principal de l'Arroux.

Il convient d'avoir à l'esprit que l'ensemble de la BFC peut être considérée comme partie intégrante du couloir Ouest européen de migration du milan royal. Les cartes ainsi produites traduisent l'état de nos connaissances à dates. En outre, il est possible de percevoir la présence de secteurs géographiques concentrant une fraction plus ou moins importante des flux, comme dans le Sud-Ouest de la Saône-et-Loire et ce de manière déconnectée des continuités cartographiées. De fait, les secteurs géographiques ne ressortant pas d'un point de vue modélisation doivent être interprétés comme des emprises de migrations diffuses.

Sites de migration

Les sites de suivi de migration couvrent des emprises géographiques dépassant le maillage retenu pour l'analyse du jeu de données opportunistes. En ce sens, ils agrègent les effectifs de flux dont la localisation géographique précise n'est pas renseignée. De fait, les données associées n'ont pu être retenues pour la réalisation des cartes de présence.

Limites de la modélisation

Concernant les modèles spatiaux appliqués aux données opportunistes, les prédictions ont été validées par notre groupe d'experts taxonomiques ainsi que par la SHNA.

Cependant, à ce jour, les modèles et prédictions nécessiteraient une évaluation plus robuste notamment par validation croisée, méthode plus adaptée aux algorithmes utilisés que l'AIC, et nécessaire pour l'évaluation des capacités prédictives du modèle (Anderson *et al.*, 2022). A ce jour, le temps de calcul important de cette validation n'a été réalisé

que partiellement. Aussi, pour une utilisation et interprétation optimale des prédictions, il s'agira de cartographier l'incertitude associée aux prédictions.

De plus, les cartographies des fréquences d'occupation et des effectifs maximaux ne nous ont pas donné satisfaction quant à leurs capacités prédictives étant donné les biais inhérents aux données d'entrée. Cependant ces modèles méritent d'être améliorés au niveau de la méthode statistique utilisée dans la mesure où leurs prédictions permettent de quantifier les variations d'occupation au sein des corridors.

Concernant l'analyse des données télémétriques, les résultats pourront être mis à jour lorsque l'incertitude des localisations propres aux balises utilisées par le projet Life Eurokite nous sera communiquée. Enfin, des variables environnementales explicatives du déplacement ou à "effet barrière", comme par exemple le couvert forestier, pourraient être incorporées aux modèles pour améliorer les prédictions à une plus fine échelle.

Limites du jeu de données opportunistes

Les résultats de l'analyse des données opportunistes sont affectés d'un biais « observateur » traduisant le comportement des observateurs naturalistes.

L'analyse des données régionales expose notamment les différences historiques entre les anciennes régions franc-comtoises et bourguignonnes. La Bourgogne historique abrite une population reproductrice (environ 47-67 couples en 2020 – Michel L., com. pers.) largement inférieure à celle franc-comtoise (estimée à environ 250 couples en 2013 (Romera V. & Coeurdassier M., 2018) et revue à 430 couples en 2020 (Vaniscotte *et al.* 2020)). En outre, la population hivernante en Franche-Comté est également supérieure à celle bourguignonne (respectivement 687 vs. 322 individus (Maas M. & Michel L., 2023)). Enfin, deux sites de migration d'importance nationale sont situés sur le massif du Jura (Mionnet *et al.* 2022). Il ressort de ce constat que les observateurs francs-comtois sont davantage coutumiers de l'espèce en toute saison sur l'ensemble de cette région historique qu'en Bourgogne. De fait, nous pouvons estimer que les observateurs bourguignons sont plus rigoureux dans les effectifs renseignés par chacune de leurs observations et que chaque observation de cette espèce revêt un fort intérêt méritant d'être renseignée avec toute la rigueur inhérente à une donnée d'importance. A l'inverse, en Franche-Comté, nombre d'observations sont renseignées avec un effectif non renseigné qui est incluse dans l'analyse avec un effectif de « 1 » alors qu'il peut concerner des effectifs beaucoup plus importants.

Aussi, dans les contextes de présence en période de reproduction, les observateurs ne font pas systématiquement la distinction entre comportement migrateur et comportement reproducteur. De fait, une partie des observations renseignées avec code de reproduction se rapportent à des oiseaux clairement migrateurs et à l'inverse, des données non codifiées par manque d'intérêt à la chose peuvent concerner des oiseaux effectivement reproducteurs.

Enfin, comme tout travail basé pour partie sur de la science participative, il souffre d'un défaut de mobilisation d'un jeu de données autant que possible exhaustif. A titre d'exemple, le département du Jura est couvert par une association ornithologique locale (Groupe Ornithologique du Jura) ne participant pas au réseau faune-france. En ce sens, l'intégralité des données produites par cet organisme n'a pu être mobilisée dans ce travail.

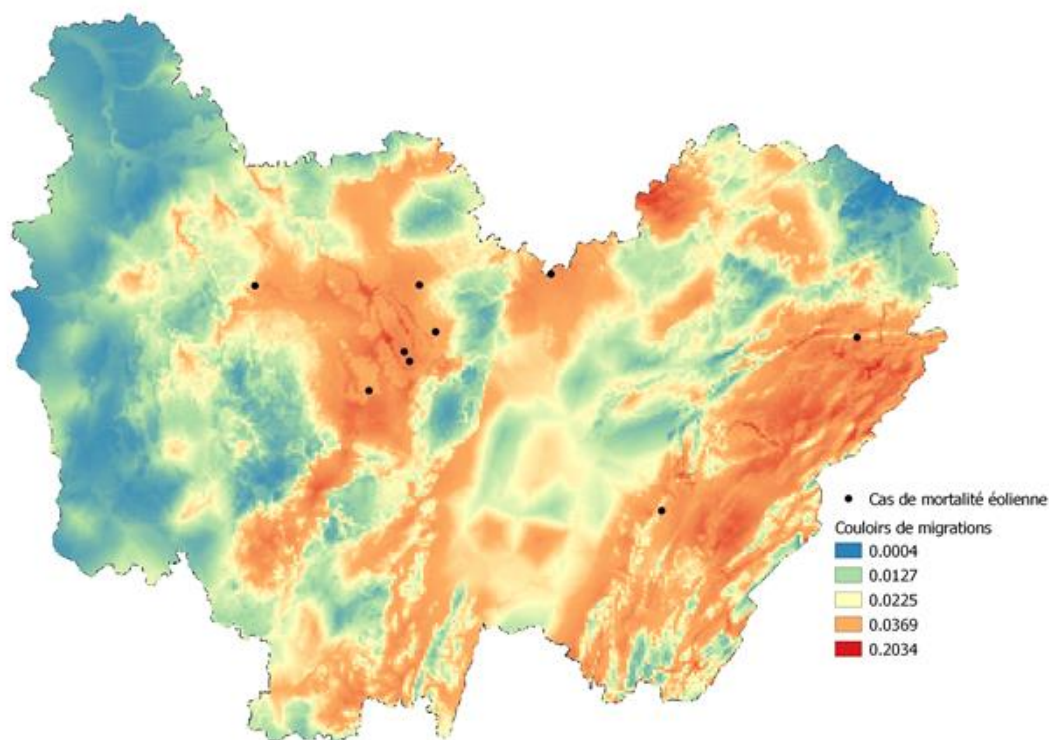
Limites du jeu de données télémétriques

Un total de 2 264 individus a été équipé de systèmes de géolocalisation à l'échelle européenne dans le cadre du LifeEuro Kite depuis 2013 (<https://www.life-eurokite.eu/fr/life-eurokite.html>). Ces oiseaux n'ont pas été équipés de manière représentative de l'aire d'occurrence du milan royal en Europe. Il apparaît que les oiseaux allemands sont majoritairement équipés au nord de la Bavière et traversent la France par l'ouest de la Bourgogne-Franche-Comté. A l'inverse, les individus helvètes évitent pour l'essentiel la région en évitant de monter sur les contreforts du Jura pour passer majoritairement par le Défilé de l'Ecluse (74). Ces deux centres géographiques d'équipement de milans sont séparés par environ 500 km du nord au sud. Or le sud de l'Allemagne correspond également à une aire de forte densité de l'espèce suivant l'European Breeding Bird Atlas 2 2013-2017 (<https://ebba2.info/>). Il convient donc d'avoir à l'esprit que la cartographie produite par l'analyse des données de télémétrie représente un échantillonnage partiel des origines géographiques potentielles des oiseaux survolant la Bourgogne-Franche-Comté. En ce sens, certains couloirs peuvent être sur-représentés de par le biais de l'origine géographique des oiseaux équipés.

Aussi, les suivis télémétriques annuels ont déjà montré que les rapaces en général n'étaient pas fidèles à des couloirs de migrations spécifiques (ex. Reeber *et al.*, 2009). En ce sens, une partie des cheminements empruntés par les oiseaux suivis par télémétrie reflète de toute évidence l'adaptation des individus à des conditions climatiques et météorologiques dont l'entendement dépasse le cadre de la présente étude. Cette adaptation peut se traduire par une fréquence accrue localement et temporairement, indépendamment du comportement moyen considérant le nombre d'individus concernés beaucoup plus faible que les effectifs survolant la région.

Couloirs de migration et impact éolien

Neuf cas de mortalités en période de migration par collision éolienne (sur 14 cas au total toutes périodes) sont connus de la LPO BFC et géoréférencés. Les valeurs de l'indice de présence en migration des mailles 1km x 1km concernées varient de 0,03 à 0,09, avec 8/9 cas au-delà de 0,04. En ce sens, cette valeur pourrait être retenue comme seuil de risque de collision pouvant motiver le déploiement de mesures de réduction de ce risque pour les parcs existants et un point de vigilance accru dans le traitement de l'instruction de nouveaux parcs.



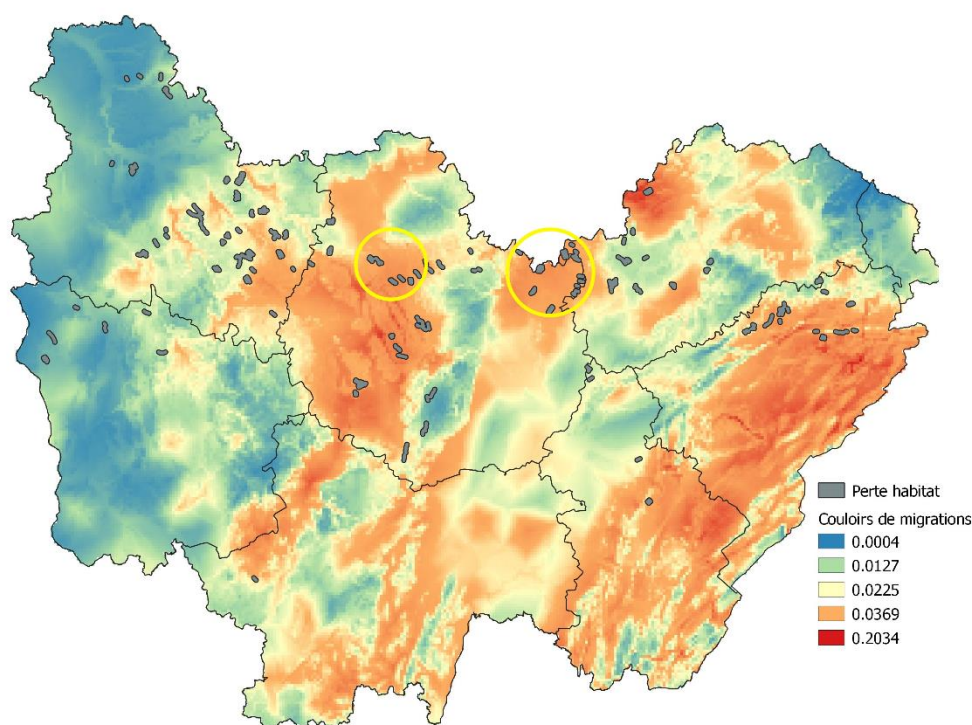
Carte 8. Localisation des cas de mortalité par collision avec une éolienne

Dans la continuité de ces cas de mortalité associés aux implantations éoliennes, il convient de préciser que le risque de mortalité est effectif lorsque les oiseaux évoluent à hauteur de rotor. Cette altitude n'excède pas 200 m en bout de pâle. Or l'essentiel des rapaces migrateurs atteint des hauteurs largement supérieures à ce seuil de 200 m, comme par exemple pour la bondrée apivore volant jusqu'à 523 m (Panuccio *et al.* 2019) et plus de 1600 m pour le milan royal (Pfeiffer & Meyburg 2022). En ce sens, trois contextes apparaissent de nature à exposer les oiseaux au risque de collision :

- Prise d'ascendance : les rapaces migrateurs utilisent la succession de courants thermiques ascendants pour économiser le coût énergétique de la migration (Péron *et al.* 2017). Ainsi, les oiseaux montent en altitude à l'aide de ces courants puis glissent en perdant progressivement de l'altitude jusqu'au nouveau courant ascendant porteur. Si les éoliennes sont implantées sur ces sites de prise d'ascendance, mécaniquement les risques de collision sont accrus.

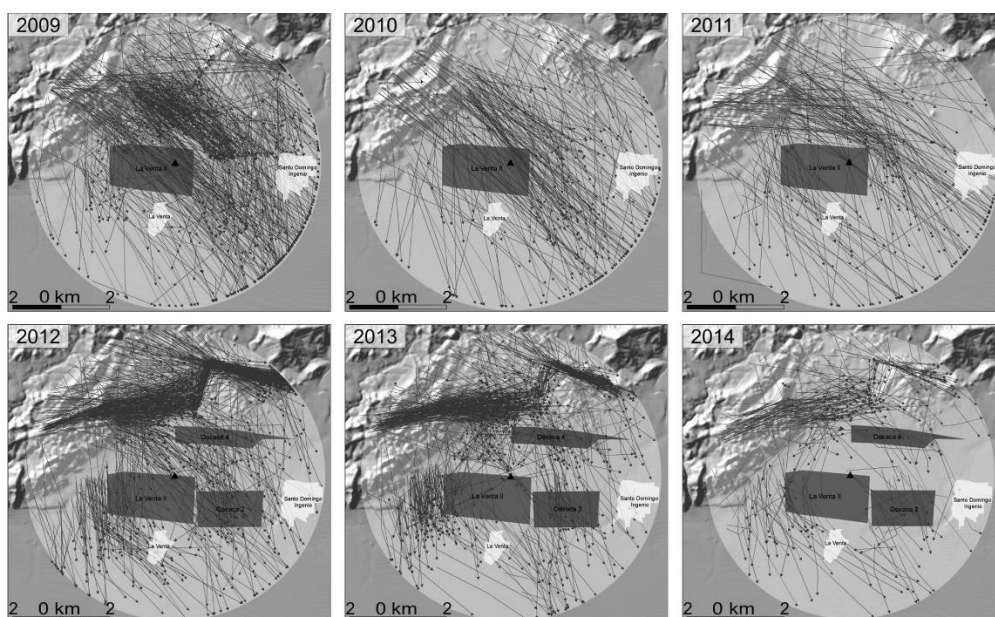
- Migration active sans thermique : une partie des milans royaux quittent leur dortoir avant l'apparition des premiers courants thermiques ascendants à même de porter les oiseaux. Ce phénomène de migration « rampante » s'observe typiquement entre le lever du jour et les environs de 10h du matin. Au cours de cette plage horaire, les oiseaux évoluent en vol battu dynamique et à faible hauteur. L'exemple de la Côte-d'Or est en ce sens particulièrement parlant, puisque les cas de mortalité liés à une collision avec un aérogénérateur sont systématiquement situés à moins de 3 km d'une zone de dortoir/stationnement. Considérant une vitesse de vol battu de l'ordre de 10 m/s (Pennycuick 2001), il faut donc environ 5 minutes aux milans royaux pour parcourir cette distance de 3 km et être potentiellement exposés au risque. 5/9 cas de mortalités relevés en Bourgogne-Franche-Comté pourraient concerner cette configuration.
- Vol de chasse : 4/9 cas de mortalité pourraient concerner cette configuration considérant qu'ils ont été constatés hors période de migration. En effet, les oiseaux reproducteurs évoluent typiquement entre 5 et 60 m. Considérant une hauteur moyenne d'éolienne de 180 m en bout de pale pour une garde au sol de 40 m, les oiseaux évoluent à 43% de leur temps de vol à hauteur de rotor (Pfeiffer & Meyburg 2022). Les mortalités en période de reproduction, en cœur de zone de nidification de l'espèce en Bourgogne-Franche-Comté, traduisent probablement ce comportement de vol. Ce dernier est applicable également aux oiseaux migrateurs en chasse à proximité des dortoirs et pré-dortoirs, ou plus largement lors de stationnements ou en chasse opportuniste lors des déplacements.

D'autre part, Marques *et al.* (2020) et Santos *et al.* (2022) montrent un effet d'effarouchement des éoliennes à hauteur de pale jusqu'à une distance d'environ 750 m pour le milan noir. Cette information n'est pour l'heure pas évaluée pour le milan royal. Néanmoins, ce risque d'effarouchement est à prendre en considération à l'aune de la saturation paysagère au droit de couloirs principaux et secondaires de déplacement des milans. Ainsi, le couloir principal de la « vallée de la Seine » à la « Vallée de l'Arroux » présente un risque fort de rupture de sa continuité fonctionnelle. Il en est de même pour le couloir secondaire de la Tille et Vingeanne. Pour ce couloir secondaire, le risque peut être évalué à modéré considérant l'emprise et la moindre représentation des contextes topographiques à même de concentrer les flux.



Carte 9. Pertes d'habitats fonctionnels liées à l'éolien et présence en migration. En jaune, les zones à risque de perte de fonctionnalités.

L'évaluation de l'impact cumulé des implantations d'éolienne à l'échelle BFC sur la migration du milan royal apparaît illusoire considérant les travaux de Cabrera-Cruz & Villegas-Patracca (2016). Ils constatent que les flux repérés en amont d'implantations nouvelles ont radicalement évolué dans l'espace et ceci sans que les nouvelles orientations choisies aient été précédemment observées :



Flight trajectories of migrating raptors, observed within the 6 km radius of detection of a marine radar unit operated from the La Venta II wind farm in the Isthmus of Tehuantepec, Mexico, during six autumn migratory seasons. Dark grey polygons represent the area occupied by wind farms and light grey polygons represent close towns. 2009 and 2010 polylines were derived from the observed start- and end-points of flight trajectories; in 2011, we included a mid-point.

Ces auteurs n'ont pas basé leur analyse sur la fonctionnalité paysagère pour le phénomène migratoire. En ce sens le présent travail apporte une analyse complémentaire. La prise en compte de la fonctionnalité paysagère peut permettre d'approcher l'incidence d'implantations d'éoliennes sur le coût énergétique associé à la migration et la reproduction pour les milans royaux (Masden et al. 2010, Masden et al. 2009).

Martín *et al.* (2018) estiment à 1% le taux de mortalité par collision éolienne à l'automne des rapaces sur le détroit de Gibraltar au regard de la population totale migratrice concernant avant tout des jeunes individus. Une approche similaire pourrait être déployée à l'échelle BFC en uniformisant les protocoles de suivi post-implantation afin d'appréhender le caractère soutenable ou non de nouvelles installations éoliennes en BFC sur la population reproductrice locale et migratrice totale (Schaub 2012, Vaniscotte et al. 2020).

Perspectives

Les différences observées entre la connaissance sur base opportuniste et base télémétrique nous permet d'envisager la présence d'autres dortoirs en période hivernale. Ces derniers devront faire l'objet de prospections complémentaires pour lever cette ambiguïté.

En France, les parcs éoliens impactent majoritairement le groupe des accipitridés et des falconnides qui a eux seuls pèsent 23,1% des cas de mortalité sur la période 1997-2015. Eu égard à la taille de leurs populations reproductrices, ces mortalités peuvent être considérées comme potentiellement significatives, vis-à-vis de leurs incidences sur l'état de conservation des espèces concernées (Marx 2017). Ces deux familles regroupent respectivement 26 et 9 espèces répertoriées en BFC, dont respectivement 13 et 5 sont régulières (reproductrices ou migrateurs). Marx (*op. cit.*) précise même que le faucon crécerelle, la buse variable, le faucon crécerellette, le milan noir, le milan royal, le busard cendré et l'épervier d'Europe sont dans le top 25 des espèces les plus concernées. Elles sont toutes concernées par une population reproductrice et migratrice en BFC à l'exclusion du faucon crécerellette qui est un accidentel rare (LPO BFC 2023). L'extension du présent travail par une approche multi spécifique basée sur l'ensemble des données opportunistes pour ces deux familles d'oiseaux permettra d'avoir une vision plus fine des enjeux associés à l'implantation éolienne en BFC

en lien avec le phénomène migratoire. L'inclusion des deux espèces de cigognes pourra également être retenue considérant leur comportement de migration.

Enfin, des différences de stratégies migratoires peuvent se mettre en place entre les deux saisons de migration. A l'extrême ces différences peuvent se traduire par une migration « circulaire ». Ce phénomène a par exemple été démontré chez la bondrée apivore (Agostini *et al.* 2019). Cette différence entre printemps et automne est possible sinon probable à l'échelle BFC considérant les différences de fitness¹ induites pour le milan royal (García-Macía *et al.* 2021). Cette différence nécessiterait une analyse spécifique qui n'a pas été réalisée dans la présente étude.

5. CONCLUSION

La valorisation de l'ensemble des données à notre disposition a nécessité la combinaison de deux approches de modélisation pour chacune des sources de données, opportunistes et télémétriques. La combinaison de ces analyses nous a permis de cartographier et d'identifier les corridors de déplacements, l'intensité des flux et les zones de stationnement du milan royal en migration. Cependant, une évaluation plus robuste associée à une estimation de l'incertitude ainsi qu'à une validation par la communauté scientifique de l'ensemble du travail sera nécessaire pour consolider la robustesse scientifique des résultats et préciser leurs interprétations.

Dans la perspective d'une aide à la décision pour l'analyse de projets d'implantations éoliennes, il nous semble que le travail de modélisation des données opportunistes trouve une plus grande valeur opérationnelle, dans le sens où elle identifie finement des emprises de vigilance. La cartographie des données télémétriques nous ayant quant à elle essentiellement permis de valider les couloirs identifiés et de les hiérarchiser au regard de l'échantillon d'individus suivis.

Enfin, il convient de préciser que ce travail ne saurait représenter une fin en soit à même de se substituer à des études de terrain fines permettant d'apprécier les flux (localisation et intensité) au droit des différents projets éoliens.

¹ Valeur sélective ou adaptative traduisant la capacité d'un individu à se reproduire.

Partie B. Cartographie des noyaux de population

1 Introduction

L'identification des noyaux de populations a été réalisée suivant la méthodologie DREAL Grand-Est soit par une délimitation de l'enveloppe surfacique totale générée par le regroupement des sites de reproduction connus auxquels seront appliquées une zone tampon de 5 km. Il s'agit de mettre à jour le travail réalisé en 2021 pour le guide national éolien (Saintier *in prep.*).

En complément des sites de reproduction connus, une sélection des données de la base avec code atlas traduisant une forte probabilité de nidification ont été intégrés.

En parallèle et pour pallier à l'hétérogénéité de la pression d'observation et à l'incomplétude du jeu de donnée notamment sur le département du Jura, nous délimiterons une enveloppe de favorabilité des habitats (probabilité de présence > 0,5) sur la base du travail de la modélisation réalisée dans l'étude sur la soutenabilité du développement éolien en Franche-Comté & Milan royal (Vaniscotte *et al.* 2020) ainsi que dans l'outil d'aide à l'identification des enjeux éoliens en région BFC (LPO Bourgogne-Franche-Comté & LPO Nièvre, 2021).

La combinaison des deux analyses permettra de définir les noyaux de populations avec un degré de certitudes variables :

- Des noyaux certains pour les zones avec des données de nidification certaine et/ou localisation de nidification connus,
- Des noyaux probables pour les zones avec des données de nidification probables (Code atlas >=5),
- Des noyaux potentiels pour les zones correspondant à l'enveloppe de favorabilité de l'habitat.

2 Matériel & Méthode

Noyaux de populations certains et probables

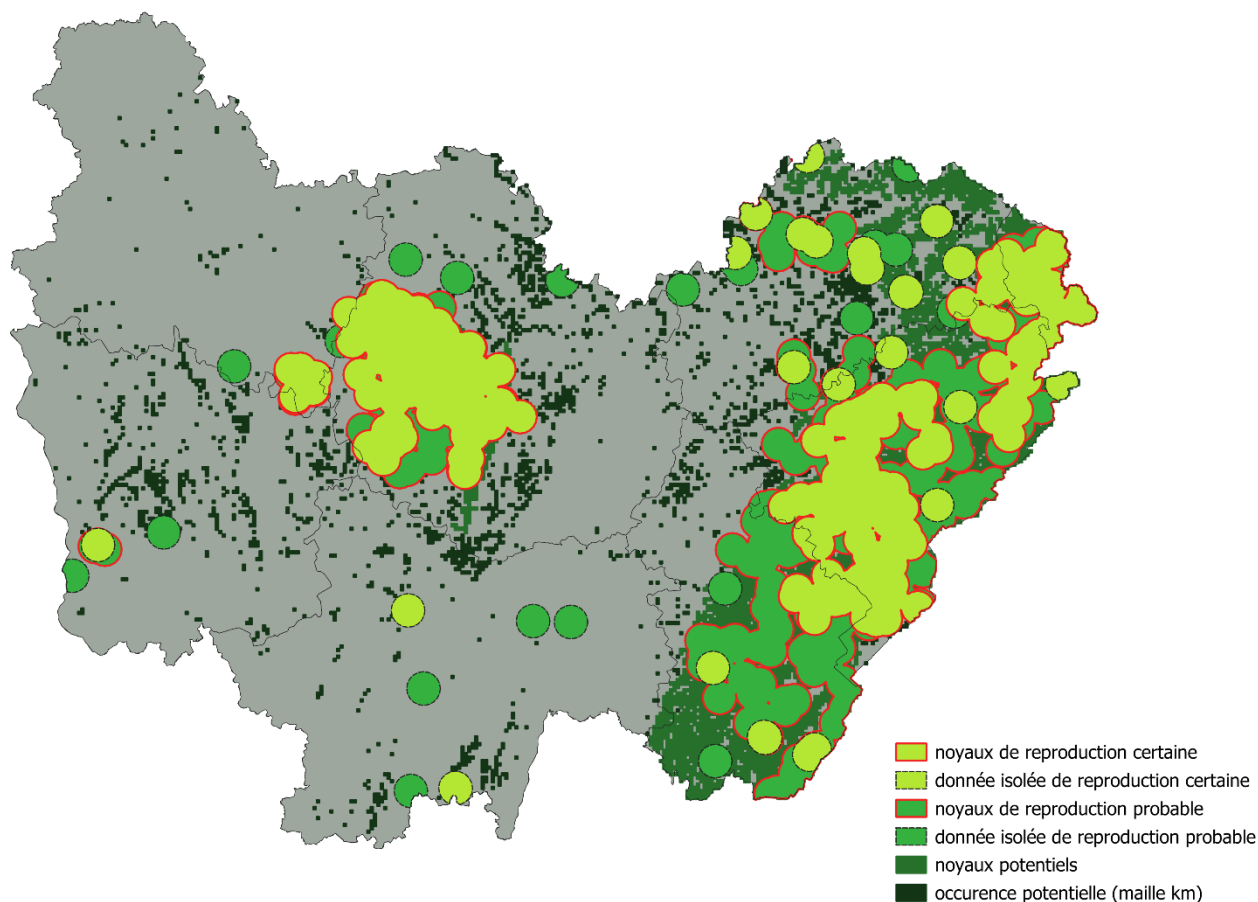
Parmi les 2565 données de reproduction en localisations précises issues des bases de données de la LPO BFC et de la nase Fauna de la SHNA sur la période 2012 à 2023, 1220 correspondent à des individus en reproduction certaines (code atlas > 10) et 1113 indiquent une nidification probable (code >=5).

Une zone tampon de 5 km a été appliquée pour chaque localisation puis regroupés de manière à constituer les enveloppes des noyaux de populations certains et probables. Un noyau est alors considéré comme le regroupement de 4 zones de location de nids à minima.

Noyaux potentiels

Le zonage des noyaux potentiels est fourni par la cartographie des prédictions d'occurrence réalisée dans le cadre de l'OAD éolien et validée par les experts (LPO Bourgogne-Franche-Comté & LPO Nièvre, 2021). Les mailles avec une probabilité d'occurrence prédite de plus de 0.5 ont été sélectionnées et regroupées pour constituer l'enveloppe des noyaux potentielle. Une surface minimale de 12 000 ha a été retenue pour sélectionner les zones de noyaux potentiels, considérant une distance d'environ 2 km entre 2 nids de milan auxquels nous avons appliqué un tampon de 5 km, dans la limite de 4 nids formant donc un noyau de population. Ainsi, seuls les polygones supérieurs à cette valeur seuil sont sélectionnés comme noyaux potentiels.

Enfin, les mailles d'occurrences potentielles, malgré qu'elles ne constituent pas des zones continues d'une surface supérieure à 12 000 ha, peuvent être considérées comme des zones de recolonisation et d'emplacement de futurs noyaux de population.



Carte 10. Délimitation des noyaux de population certains, probables ainsi que les noyaux et zone d'occurrence potentiels.

Les bastions de reproduction du milan en BFC sont confirmés par la présente analyse, à savoir l'ensemble de l'arc jurassien, l'Auxois et le Nord Haute-Saône. L'inclusion des données de reproduction probable et de la zone d'occurrence potentielle a permis de pallier l'absence de données localement. Ainsi, à titre d'exemple, la répartition jurassienne se trouve correctement traduite, alors qu'elle ne l'était pas par l'unique prisme des données de reproduction probables et certaines. La répartition en période de reproduction est ainsi conforme à ce qui est observé par Berne (1993).

Le cumul des trois niveaux de certitude des noyaux de population (certains, probables et potentiels) illustre la continuité d'occupation de l'espace entre l'arc jurassien, la dépression sous-vosgienne et les Vosges comtoises. Cette continuité n'avait pas été finement identifiée en Franche-Comté par Romera & Coeurdassier (2018), mais traduit bien le niveau de connaissance actuel.

A l'échelle bourguignonne, la répartition globale de l'espèce est bien documentée. La situation dans les Amognes nivernaise ne semble pas avoir fondamentalement évolué sur la période récente. La zone d'occurrence potentielle permet d'envisager une extension de l'aire de reproduction de l'espèce le long de la Montagne d'arrière-Côte (21). Enfin, la recolonisation de la Saône-et-Loire semble se renforcer et devrait motiver la réactualisation des modèles développés par Vaniscotte *et al.* (2020), repris par LPO Bourgogne-Franche-Comté & LPO Nièvre (2021) tout en s'appuyant sur des travaux à plus large échelle comme celui de Heuck *et al.* (2013).

Les zones (mailles) d'occurrence potentielle ainsi que les données de localisations de nids isolées, met en exergue une dynamique de recolonisation et de nouveaux noyaux potentiels dans le futur et qui pourrait atteindre la distribution observée et cartographiée par le passé en BFC (Voisin, 1995). Toute implantation éolienne sur les secteurs en cours de

recolonisation pourrait avoir une incidence sur la dynamique de population de l'espèce et altérer son état de conservation. Une grande vigilance est donc de mise sur le front de recolonisation : plaine de Bresse, Charolais, Brionnais, et des plateaux calcaires de Haute-Saône (cf. Carte 10, zone d'occurrence potentielle).

3 Conclusion

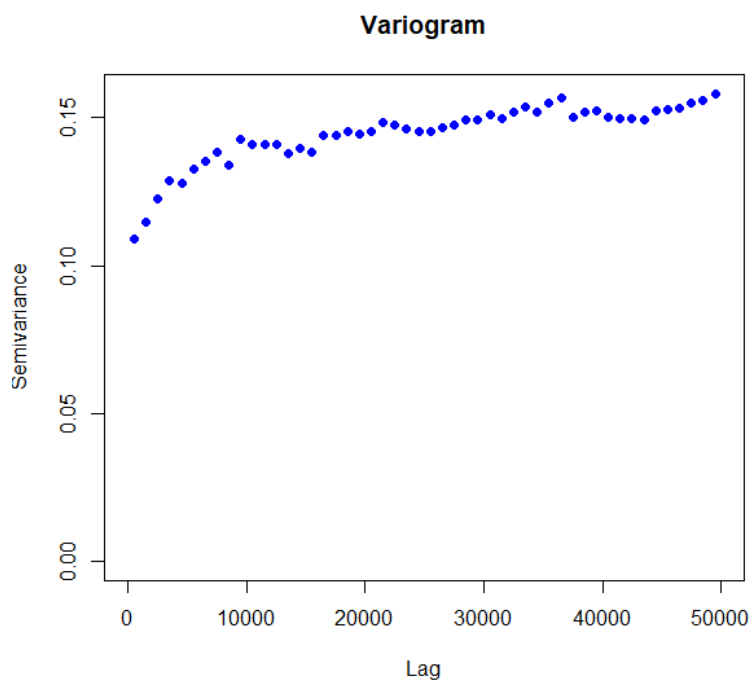
La réactualisation des modélisations de favorabilité des habitats apparaît pertinente considérant la recolonisation des territoires actuellement observée. Le présent travail de cartographie des noyaux de population devrait en ce sens être réactualisé suivant un pas de temps de 5 années. Cette réactualisation permettra de prendre en considération la dynamique de l'espèce en adéquation avec le développement éolien.

En outre, comme le souligne Katzenberger (2021) une partie de la répartition du milan royal ne peut s'expliquer par une simple approche de modélisation des paramètres environnementaux. Des facteurs tels que l'historicité des populations ou les paramètres démographiques associés à chaque population comme le succès de reproduction ou les taux de survie des différentes classes d'âge ont également une influence. L'intégration de la dynamique des populations dans le modèle d'occupation nécessiterait alors l'utilisation de modèles plus complexes mais déjà existants (Vaniscotte et al, 2020).

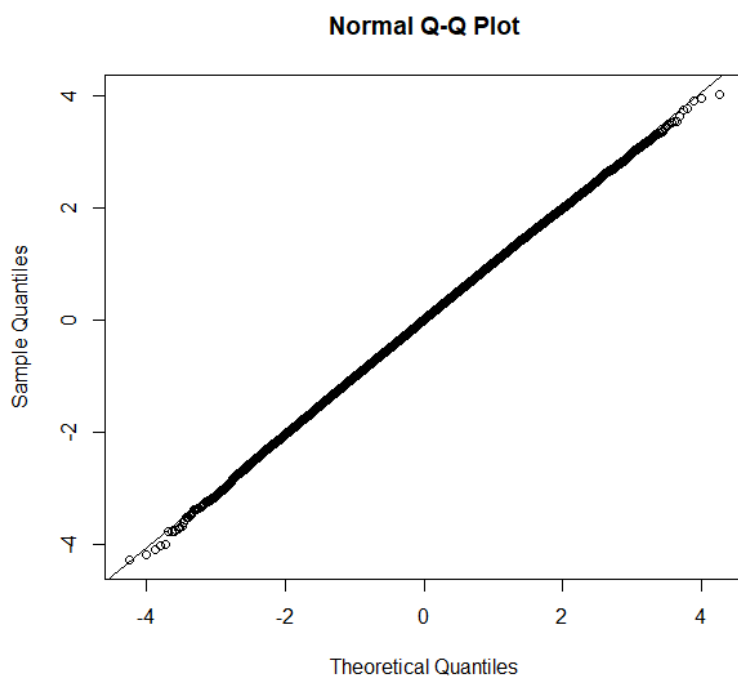
Le développement éolien en cœur de zone de reproduction du milan royal expose mécaniquement ces derniers à un risque accru de mortalité par collision. Ces mortalités additionnelles peuvent avoir de lourdes incidences sur les dynamiques de population. Considérant celle positive actuellement observée en BFC, toutes implantations dans les secteurs identifiés en noyaux de population avéré, probable et potentiel doit faire l'objet d'un développement d'une séquence Eviter-Réduire-Compenser rigoureuse et démontrant l'absence d'incidences résiduelles significatives sur l'état de conservation des populations concernées.

Annexe I Éléments pour l'évaluation du modèle de l'occupation

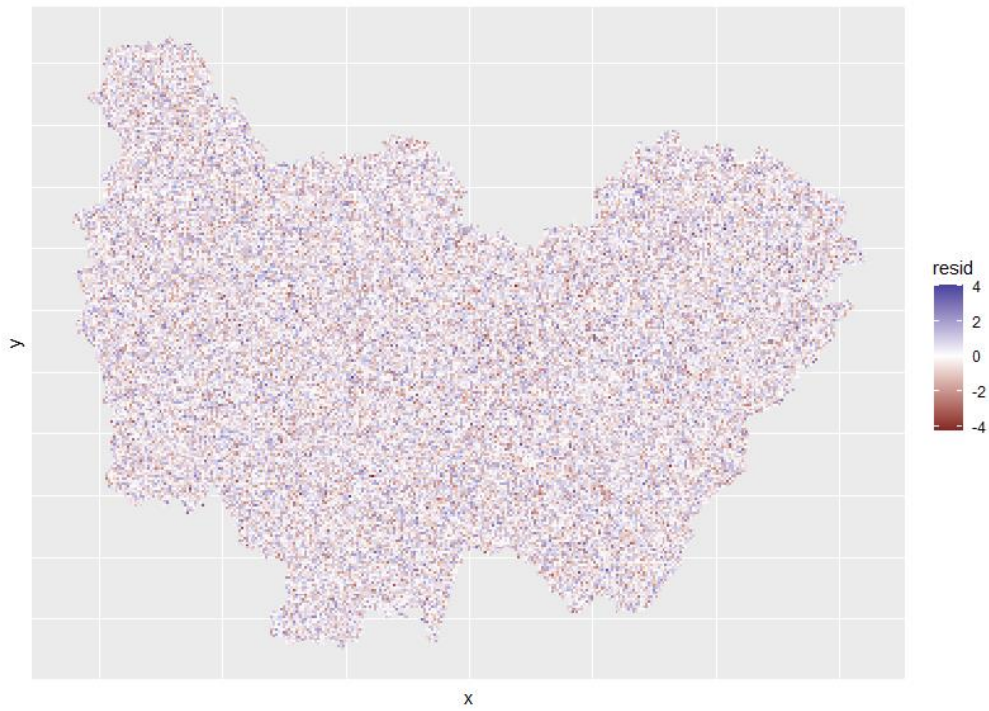
Annexe 1.1. Variogramme de l'occupation observée par maille.



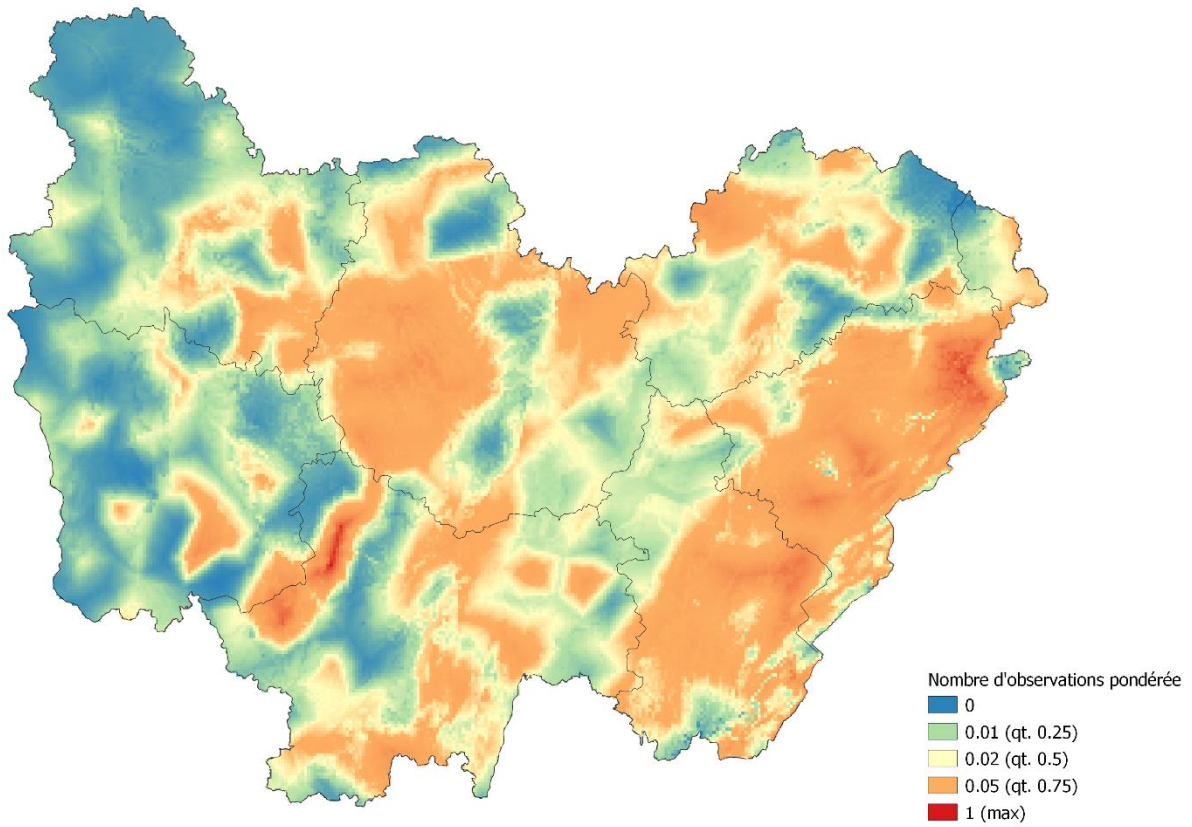
Annexe 1.2. Q-Q plot : Relation entre les quantiles des résidus du modèle d'occupation observés et ceux issus d'une distribution théorique et Normale.



Annexe 1.3. Distribution spatiale des résidus du modèle d'occupation complet



Annexe II Fréquence d'occupation



BIBLIOGRAPHIE

- Agostini N., Prommer M., Váci M., Panuccio M. (2019). Repeated large scale loop migrations of an adult European Honey Buzzard. *Avocetta*. 43. 13-21. 10.30456/AVO.2019103.
- Anderson SC, Ward EJ, English PA, Barnett LAK (2022). "sdmTMB: an R package for fast, flexible, and user-friendly generalized linear mixed effects models with spatial and spatiotemporal random fields." *bioRxiv*, 2022.03.24.485545. [doi:10.1101/2022.03.24.485545](https://doi.org/10.1101/2022.03.24.485545).
- Bellebaum J., Korner-Nievergelt F., Dürr T., Mammen U. (2013). Wind turbine fatalities approach a level of concern in a raptor population. *Journal for Nature Conservation*. 21. 394–400. doi :10.1016/j.jnc.2013.06.001.
- Berne M. (1993). Milan royal *Milvus milvus*, in Joveniaux A. coord. 1993. – *Atlas des oiseaux nicheurs du Jura*. Groupe Ornithologique du Jura : 94-95.
- Cabrera-Cruz S., Villegas-Patracá R. (2016). Response of migrating raptors to an increasing number of wind farms. *Journal of Applied Ecology*. 53. 10.1111/1365-2664.12673.
- Calenge, C. (2006) The package adehabitat for the R software: a tool for the analysis of space and habitat use by animals. *Ecological Modelling*, 197, 516-519
- Calenge, C., Dray S., Royer-Carenzi M. (2009) The concept of animals trajectories from a data analysis perspective. *Ecological Informatics*, 2009, 4 (1), pp.34-41
- Commander C.J.C., Barnett L.A.K., Ward E.J., Anderson S.C., Essington T.E. (2022). The shadow model: how and why small choices in spatially explicit species distribution models affect predictions. *PeerJ* 10:e12783 DOI 10.7717/peerj.12783
- De Lucas L., Janss F.E., Whitfield D.P, Ferrer M. (2008). Collision fatality of raptors in wind farms does not depend on raptor abundance. *Journal of Applied Ecology*, 45 : 1695-1703.
- Dirksen S., Van Der Winden J., Spanns A.L. (1998). Nocturnal collision risk of birds with wind turbines in tidal and semi-offshore areas, in "Wind Energy and Landscape", Actes du colloque international de Gênes, Italie, 26-27 juin 1997, Balkema, Rotterdam : 99-108.
- Dupuy J. & Sallé L. (coord.) 2022. — *Atlas des oiseaux migrants de France*. Vol. 1 : des Phasianidés aux Procellariidés. Vol. 2 : des Ciconiidés aux Emberizidés. Muséum national d'histoire naturelle, Paris ; Biotopie, Mèze ; LPO, Rochefort, 1120p. (Inventaires & biodiversité ; 21).
- EPOB (coord.) (2017). Atlas des oiseaux nicheurs de Bourgogne. *Rev. Sci. Bourgogne-Nature Hors-séries*, 15 : 542 p.
- García-Macía J., Vidal-Mateo J., De la Puente J., Bermejo-Bermejo A., Raab R., Urios V. (2021). Seasonal differences in migration strategies of Red Kites (*Milvus milvus*) wintering in Spain. *Journal of Ornithology*. 163. 10.1007/s10336-021-01918-5.
- Grand B., Léger O., Révillon A. (2022). EESOM-09 – *Migration postnuptiale du Milan royal. Synthèse de quatre années (2018-2021) de suivi dans la vallée de la Somme (71)*. LPO, Escargot Voyageur, 50. + Annexes.
- Heuck C., Brandl R., Albrecht J., Gottschalk T. (2013). The potential distribution of the Red Kite in Germany. *Journal of Ornithology*. 154. 10.1007/s10336-013-0955-2.
- Horne, J.S., Garton, E.O., Krone, S.M., Lewis, J.S. (2007) Analyzing animal movements using brownian bridge. *Ecology*, 88 : 2354-63. 10.1890/06-0957.1.
- Jinya L., Fawen Q., Yang Z., Lina Z., Wanquan D., Keming M. (2023). Identifying seasonal differences in migration characteristics of Oriental white stork (*Ciconia boyciana*) through satellite tracking and remote sensing. *Ecological Indicators*, Volume 146. 109760, ISSN 1470-160X.

- Katzenberger J.K. (2021). *Habitat use and population viability of the Red Kite (Milvus milvus) in Germany*. Thèse, Georg-August University School of Science, Göttingen.
- Li J, Qian F, Zhang Y, Zhao L, Deng W, Ma K. Identifying seasonal differences in migration characteristics of Oriental white stork (*Ciconia boyciana*) through satellite tracking and remote sensing, *Ecological Indicators*, Volume 146, 2023,109760,ISSN 1470-160X,<https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2022.109760>.
- LPO Bourgogne-Franche-Comté (LPO BFC) (2023). *Liste de la faune vertébrée de Bourgogne-Franche-Comté*. LPO BFC. 40 p.
- LPO Bourgogne-Franche-Comté & LPO Nièvre, collectif (2021). *Avifaune et éolien en Bourgogne-Franche-Comté. Outils d'aide à l'identification des enjeux. Volet reproduction et hivernage*. 122 p.
- LPO Franche-Comté (collectif) (2018). *Les oiseaux de Franche-Comté. Répartition, tendances et conservation*. Biotope, Mèze : 119-120.
- Maas S. & Michel L. (2023). *Comptage des milans royaux hivernants en Bourgogne-Franche-Comté. Bilan 2023*. LPO Bourgogne-Franche-Comté. 10 p.
- Mammen U., Mammen K., Kratzsch L., Resetaritz, A. (2010). Interactions of Red Kites and wind farms in Germany: results of radio telemetry and field observations. *In: David, F. (ed.), Red Kite International symposium*, pp. 100-105. Montbéliard, France
- Marques A.T., Santos C.D., Hanssen F., Munoz A.-R., Onrubia A., Wikelski M., Moreira F., Palmeirim J.M., Silva J.P. (2020). Wind turbines cause functional habitat loss for migratory soaring birds. *The Journal of animal ecology*, 89 : 93-103. <https://dx.doi.org/10.1111/1365-2656.12961>
- Martin B., Perez-Bacalu C., Onrubia A., de Lucas M., Ferrer M. (2018). Impact of wind farms on soaring bird populations at a migratory bottleneck. *European Journal of Wildlife Research*. 64. 10.1007/s10344-018-1192-z.
- Marx G. (2017). *Le parc éolien français et ses impacts sur l'avifaune - Etude des suivis de mortalité réalisés en France de 1997 à 2015*. 10.13140/RG.2.2.26937.11368.
- Masden E., Haydon D., Fox A., Furness R., Bullman R., Desholm M. (2009). Barriers to movement: Impacts of wind farms on migrating birds. *Ices Journal of Marine Science - ICES J MAR SCI*. 66. 746-753. 10.1093/icesjms/fsp031.
- Masden E., Haydon D., Fox A., Furness R. (2010). Barriers to movement: Modelling energetic costs of avoiding marine wind farms amongst breeding seabirds. *Marine pollution bulletin*. 60. 1085-91. 10.1016/j.marpolbul.2010.01.016.
- Michel L. (2017). Milan royal. *in* EPOB (coord.) 2017. – Atlas des oiseaux nicheurs de Bourgogne. *Rev. Sci. Bourgogne-Nature Hors-série* 15. 542 p.
- Mionnet A., Heinerich S., Dupuy J., Sallé L. (2022). Milan royal, *in* Dupuy J. & Sallé L. (coord.) 2022. — *Atlas des oiseaux migrants de France*. Muséum national d'histoire naturelle, Paris ; Biotope, Mèze ; LPO, Rochefort, 1122p. (Inventaires & biodiversité ; 21).
- Nuñez, T. A., Hurley, M. A., Graves, T. A., Ortega, A. C., Sawyer, H., Fattebert, J., Merkle, J. A., & Kauffman, M. J. (2022). A statistical framework for modelling migration corridors. *Methods in Ecology and Evolution*, 13, 2635–2648. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13969>
- Palme E.C., Newman S.H., Prosser D.J., Xiao X., Ze L., Batbayar N., Sivananthaperumal B., Takekawa J. (2015). Mapping migratory flyways in Asia using dynamic Brownian bridge movement models. *Mov Ecol* 3. <https://doi.org/10.1186/s40462-015-0029-6>
- Panuccio M., Gustin M., Lucia G., Bogliani G., Agostini N. (2019). Flight Altitude of Migrating European Honey Buzzards Facing the Open Sea. *Ornithological science*, 18. 49-57. 10.2326/osj.18.49.

- Pennycuik, C.J.. (2001). Speeds and wingbeat frequencies of migrating birds compared with calculated benchmarks. *The Journal of experimental biology*. 204. 3283-94. 10.1242/jeb.204.19.3283.
- Péron G., Fleming C., Duriez O., Fluhr J., Lambertucci S., Safi K., Shepard E., Calabrese J., Itty C. (2017). The energy landscape predicts flight height and wind turbine collision hazard in three species of large soaring raptor. *Journal of Applied Ecology*, 54. 10.1111/1365-2664.12909.
- Perrow, M. (2017). *Wildlife and Wind Farms - Conflicts and Solutions, Volume 1. Onshore: Potential Effects*. Exeter, UK: Pelagic Publishing.
- Pfeiffer T. & Meyburg B.-U. (2022). Flight altitudes and flight activities of adult Red Kites (*Milvus milvus*) in the breeding area as determined by GPS telemetry. *Journal of Ornithology*. 163. 1-13. 10.1007/s10336-022-01994-1.
- R Core Team (2023). R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org/>
- Reeber S., Duquet M., CHN (2009). En direct du CHN. Tönn, un Aigle criard *Aquila clanga* sous haute surveillance... *Ornithos*, 16-5 : 326-331.
- Révillon A. & Léger O. (2022). *Suivi de migration postnuptiale du Milan royal en Bourgogne les 16 et 17 octobre 2021*. LPO & Escargot Voyageur, 15p.
- Righetto A.J., Faes C., Vandendijck Y, Ribeiro Jr. P.J. (2020) On the choice of the mesh for the analysis of geostatistical data using R-INLA, *Communications in Statistics - Theory and Methods*, 49:1, 203-220.
- Romera V. & Coeurdassier M., (2018). Milan royal (*Milvus milvus*), in LPO Franche-Comté (collectif), 2018. – *Les oiseaux de Franche-Comté. Répartition, tendances et conservation*. Biotope, Mèze : 119-120.
- Saintier R. coord. (in prep.). Lignes directrices pour la prise en compte du Milan royal dans les projets éoliens. DREAL Grand Est.
- Santos C.D., Ramesh H., Ferraz R., Franco AM.A., Wikelski M. (2022). Factors influencing wind turbine avoidance behaviour of a migrating soaring bird. *Scientific Reports*, 12 :6441. <https://doi.org/10.1038/s41598-022-10295-9>
- Sawyer H. Kauffman M.J., Nielson R.M., Horne J.S. (2009). Identifying and prioritizing ungulate migration routes for landscape-level conservation. *Ecol Appl.*;19(8):2016-25. doi: 10.1890/08-2034.1. PMID: 20014575.
- Schaub M. (2012). Spatial distribution of wind turbines is crucial for the survival of red kite populations. *Biological Conservation*, n°155 : 111-118p.
- Tanferna A., López-Jiménez L., Blas J., Hiraldo F., Sergio F. (2012). Different Location Sampling Frequencies by Satellite Tags Yield Different Estimates of Migration Performance: Pooling Data Requires a Common Protocol. *PLoS ONE* 7(11): e49659. Doi : 10.1371/journal.pone.0049659
- Theillout A., Besnard A., Delfour F. & Barande S. (coord.) (2020). *Atlas des oiseaux migrants et hivernants d'Aquitaine : Dordogne, Gironde, Landes, Lot-et-Garonne, Pyrénées-Atlantiques*. Muséum national d'Histoire naturelle, Paris ; LPO, Rochefort, 496 p. (Patrimoines naturels ; 80).
- Thouvenin R. & Révillon A. (2021). *Bilan du suivi 2020 de la migration postnuptiale à la Montagne de la Folie : Inventaire, suivi de l'avifaune migratrice & sensibilisation du grand public : Oeuvrer pour une prise de conscience du grand public et assurer de manière durable la protection de la biodiversité*. LPO Côte-d'Or et Saône-et-Loire, 37 p.
- Vaniscotte A., Laubin A., Lepaul F. (2020). Modélisation et effet de la mortalité additionnelle imputable à l'éolien en période de reproduction sur la dynamique de la population reproductrice de Milan royal en Franche-Comté. LPO Franche-Comté. 48 p.

Ver Hoef, J. M., Johnson, D., Angliss, R., & Higham, M. (2021). Species density models from opportunistic citizen science data. *Methods in Ecology and Evolution*, 12, 1911– 1925. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13679>

Voisin J.-F. (1995). Milan royal *Milvus milvus*. In Yeatman-Berthelot D. & Jarry G. (1995). *Nouvel atlas des oiseaux nicheurs de France. 1985-1989*. Société Ornithologique de France : 164-165.

Worton, B.J. (1989) Kernel methods for estimating the utilization distribution in home-range studies. *Ecology*, 70, 164–168.

Zimmermann F., Tengvall J., Strand H.K., Nedreaas K., Thangstad T.H., Husson B., Sjøvik G. (2023). Fine-scale spatial variation of northern shrimp and Atlantic cod across three Norwegian fjord systems and implications for management, *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, Volume 292.