

VetAgro Sup

Mémoire de fin d'études d'ingénieur

**Diversité des oiseaux terrestres et agriculture :
relations spatiales par guildes trophiques à
l'échelle régionale.**

Tom Graillet
Option AEST
2022



VetAgro Sup

Mémoire de fin d'études d'ingénieur

**Diversité des oiseaux terrestres et agriculture :
relations spatiales par guildes trophiques à
l'échelle régionale.**

Tom Graillot
Option AEST
2022

Tuteur de stage : Lucie MAHAUT, CEFE

Enseignant référent : Laurent PEROCHON, VetAgro Sup



« L'étudiant conserve la qualité d'auteur ou d'inventeur au regard des dispositions du code de la propriété intellectuelle pour le contenu de son mémoire et assume l'intégralité de sa responsabilité civile, administrative et/ou pénale en cas de plagiat ou de toute autre faute administrative, civile ou pénale. Il ne saurait, en cas, seul ou avec des tiers, appeler en garantie VetAgro Sup. »

Remerciements

Je tiens en premier lieu à remercier le CEFÉ, qui m'a permis de réaliser ce stage, en adressant mes remerciements particuliers à Lucie Mahaut, Jean-Yves Barnagaud et Cyrille Violle pour leur aide, leur disponibilité, leur bienveillance et leurs conseils, qui m'ont permis non seulement de mener à bien cette mission de stage mais aussi d'en apprendre beaucoup au cours de ces 6 mois passés en unité de recherche.

Je souhaite également remercier l'équipe ECOPAR pour leur accueil et leur expertise.

Enfin, je souhaite remercier Laurent Perochon pour sa disponibilité et son accompagnement pendant ce stage.

Table des matières

PRESENTATION DE LA STRUCTURE DE STAGE.....	8
INTRODUCTION	9
ETAT DE L'ART	12
1.1. Méthode de recherche.....	12
1.2. Modéliser, dans quel but ?.....	12
1.1.1. Corroborer une théorie.....	13
1.1.2. Anticiper des mouvements.....	13
1.3. Quels types de modèles ?.....	14
1.1.5. Représentation mécaniste.....	15
1.1.6. Représentation corrélative.....	15
MATERIEL ET METHODES	16
1. Zone d'étude	16
2. Données de distribution et régimes alimentaires	16
2.1. Zones d'occurrences	16
2.2. Régimes alimentaires.....	17
3. Données facteurs environnementaux et agriculture	18
3.1. Climat et Topographie	18
4. Analyses	19
4.1. Création de la grille de données.....	19
4.2. Définition de la zone d'étude.....	19
4.3. Choix des espèces	21
4.4. Création d'une matrice de présence.....	21
4.5. Guildes conservées	23
4.6. Exploration des données	23
4.7. Choix de modèles	29
4.8. Modèles développés.....	29
5. Récapitulatif de la démarche d'obtention des modèles.....	30
DISCUSSION	39
6. Relations générales	39
7. Hétérogénéités inter-guildes	39
8. Limites des analyses.....	40
9. Perspectives.....	41
CONCLUSION.....	42
Bibliographie.....	43

Table des Figures :

Figure 1 : Schéma des occurrences, zone d'occurrence et zone d'occupation d'une espèce.

Figure 2 : Carte des royaumes zoogéographiques tels que proposés par Holt et al. (2013) après exclusion des îles et du Groenland.

Figure 3 : Carte de la zone d'étude.

Figure 4 : Corrélogramme des données de la zone d'étude.

Figure 5a : Carte de distribution espèces selon leur régime alimentaire.

Figure 5b : Carte de distribution espèces selon leur régime alimentaire

Figure 6a : Carte de distribution des prédicteurs transformés, centrés, réduits.

Figure 6b : Carte de distribution des prédicteurs transformés, centrés, réduits.

Figure 7 : Schéma de méthode de travail permettant l'obtention des modèles.

Figure 8 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation de la surface agricole.

Figure 9 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation de la surface équipée pour l'irrigation.

Figure 10 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation de l'apport d'azote.

Figure 11 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation de l'apport d'azote.

Figure 12 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation des précipitations moyenne annuelles.

Figure 13 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation des températures journalière moyennes

Table des tableaux

Tableau 1 : Tableau des ordres choisis pour l'étude et nombre d'espèces retenues par ordre après exclusions des espèces éteintes et pour lesquelles les données de présences n'étaient pas dans la classe « extant » de la base de données Birdlife

Tableau 2 : Tableau des régimes alimentaires conservés et nombre d'espèces pour chaque régime.

Tableau 3 : Tableau des fonctions utilisées pour modifier la répartition des prédicteurs.

PRESENTATION DE LA STRUCTURE DE STAGE

La compréhension de la dynamique, du fonctionnement et de l'évolution du vivant est l'une des finalités de l'écologie fonctionnelle et évolutive. C'est dans ce cadre que le Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE) remplit sa mission de recherche de service public. Le CEFE est une unité de recherche mixte située à Montpellier comportant quatre tutelles. La tutelle majoritaire du laboratoire, et celle sous laquelle le stage présenté est inscrit, est celle du Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS). Les trois autres dont le centre de recherche dépend sont : l'Université de Montpellier (UM), l'Ecole Pratique des Hautes Etudes (EPHE) et l'Institut de Recherche pour le Développement (IRD). En addition, ce dernier compte trois partenaires : l'Institut Agro / Montpellier SupAgro, l'Institut National de recherche pour l'agriculture, l'alimentation et l'environnement (INRAE) et l'Université Paul Valéry (UPV). Ce laboratoire est sous la direction de Marie-Laure Navas depuis 2019 et est « un des plus importants laboratoires de recherche en écologie en France » (CEFE, s.d.).

Le CEFE est organisé autour de quatre départements de recherche :

- Ecologie Evolutive et Comportementale
- Dynamique et Conservation de la Biodiversité
- Ecologie Fonctionnelle
- Interactions, Ecologie et Sociétés

C'est au sein du département d'Ecologie Fonctionnelle, dans l'équipe d'écologie comparative (« ECOPAR ») que ce stage s'est déroulé. Dirigée par Cyrille Violle depuis 2020, les travaux de l'équipe sont centrés autour de l'analyse de la diversité fonctionnelle, qui reflète le rôle d'une espèce au sein des fonctions d'un écosystème. L'équipe ECOPAR étudie la diversité fonctionnelle dans les communautés d'organismes vivants, essentiellement végétales, et son rôle pour le fonctionnement des écosystèmes. En vue de développer des outils de diagnostic, de gestion et de prévisions des variations dans les écosystèmes dans le contexte des changements globaux actuels, les travaux de l'équipe se basent sur des approches conceptuelles, méthodologiques et expérimentales portant sur différentes échelles. De l'organisme à l'écosystème, les processus affectant la diversité fonctionnelle sont au centre des travaux d'ECOPAR.

INTRODUCTION

La biogéographie fonctionnelle est une science qui a pour but d'étudier les patrons, les causes et les conséquences de la distribution spatiale de la diversité des fonctions à travers de multiples échelles (Violle 2014). Les fonctions étudiées correspondent à l'ensemble des processus liés à l'histoire de vie des organismes et leurs fonctions au sein des écosystèmes (Violle et al. 2007 oikos). La photosynthèse, la pollinisation, la fixation d'azote dans le sol sont des exemples des fonctions portés par les organismes. A travers l'étude des variations de la distribution de ces fonctions, la biogéographie fonctionnelle tente de créer une passerelle entre plusieurs sous-disciplines clé de l'écologie : écologie fonctionnelle, macroécologie et écologie évolutive (Violle et al., 2014).

La diversité des organismes au sein d'un environnement est la conséquence de différents facteurs et processus (Götzenberger et al., 2012). Par exemple, les organismes sont présents dans un milieu car ils ont pu y accéder, y trouver des conditions environnementales nécessaires à leur survie et se développer en interaction avec les autres organismes présents au sein de la communauté (Guisan & Rahbek, 2011). Certaines conditions environnementales sont communément prises en compte dans les variables influençant la diversité à un endroit, le climat en est un exemple (Woodward, 1987). Suivant l'étendue de la zone impactée par ces facteurs et processus, différents moyens existent pour les étudier. La biogéographie fonctionnelle fournit des outils descriptifs et inférentiels pour étudier les processus à l'origine de la diversité fonctionnelle à grande échelle.

Les processus à l'origine de la diversité des espèces sont régulièrement classés au sein de grands groupes : les interactions entre organismes (interactions biotiques), les filtres environnementaux la dispersion et les processus évolutifs (Cox et al., 2016; Götzenberger et al., 2012). Ces derniers agissent sur la diversité des traits à tous les niveaux (du local au global) mais ils opèrent à différentes échelles, par exemple : la dispersion est prépondérante à l'échelle régionale tandis que les interactions biotiques ont une importance plus grande à l'échelle locale (Götzenberger et al., 2012; Ricklefs, 1987; Ricklefs & Jenkins, 2011). La notion d'échelle est essentielle pour comprendre les causes de la diversité. Ici, elle est définie par le grain (la précision des données) et par l'étendue de l'étude (la zone considérée). Une étude à résolution fine et à l'étendue locale est inadaptée pour déterminer les causes des grands gradients de diversité à long terme (Ricklefs, 1987). L'intérêt de se placer dans le cadre d'une étude à grande échelle est donc d'observer les impacts de processus qui agissent à des échelles temporelles et spatiales plus étendues. Pour pouvoir étudier l'impact de l'humain sur la diversité et le comparer à d'autres grands facteurs et processus long terme, il est nécessaire de choisir un gros grain d'étude.

Pour répondre à ses besoins, l'Homme modifie son environnement (par exemple, il ouvre les espaces boisés par le biais du feu pour ensuite introduire de nouvelles espèces animales et végétales dans le milieu (M. Williams, 2003)). Cette utilisation de son environnement dépend de facteurs environnementaux initiaux comme le climat, la topographie, la fertilité associée à un type de sol (Fu et al., 2006; Opršal et al., 2016) . L'Homme construit ainsi un environnement qui répond à ses besoins, sa niche écologique, suivant les conditions initiales du milieu. La modification du milieu impacte également les facteurs environnementaux de la zone, pour reprendre l'exemple de la déforestation : elle permet le passage de la lumière et entraîne une modification du microclimat (De Frenne et al., 2021). Cette nouvelle distribution des ressources (comme l'accès à la lumière, les lieux permettant de nicher, les ressources alimentaires, ...) et des facteurs environnementaux impacte également les espèces présentes dans la zone qui subit les transformations (Bock et al., 2008; Ellis, 2011). Certaines espèces pourront ainsi se développer dans des milieux dans lesquels elles ne pouvaient initialement pas survivre et/ou se reproduire tandis que d'autres en seront exclus

à cause des variations des facteurs environnementaux et la nouvelle répartition des ressources (McKinney, 2006). Du fait de sa colonisation globale, l'être humain a influencé la biodiversité à l'échelle du monde (Boivin et al., 2016; Ellis, 2011). De ce fait, l'Homme est devenu un facteur qui régule la biodiversité à l'échelle régionale/globale : il modifie la distribution des niches écologiques à l'échelle d'une région en faisant varier les conditions du milieu, introduit de nouvelles espèces et en exclut d'autres. La répartition des niches et l'accès à ces dernières pour les autres espèces sont modifiés par l'Homme à l'échelle régionale et influence alors la diversité sur de grandes étendues (Ellis et al., 2013; Šizling et al., 2016). En outre, en affectant les ressources disponibles et leur répartition, les êtres humains modifient la capacité de charge des écosystèmes, le nombre d'individus et d'espèces qui peuvent être présents au sein de l'écosystème (Maxwell et al., 2016; Pautasso & Gaston, 2006; Pellissier et al., 2018).

Parmi les activités humaines qui contribuent à réguler les patrons de diversité des traits, l'agriculture est un facteur qui agit depuis plus d'une dizaine de millénaires et sur plus de 40% de la surface de la planète (Foley et al., 2011). De plus, l'agriculture est directement liée à la diversité initiale d'un milieu et à la distribution des ressources. En effet, les cultures vont être plus facilement implantées dans certains milieux que d'autres pour des raisons d'adéquation avec le climat, le sol et la topographie (Fu et al., 2006; Opršal et al., 2016). De plus, l'agriculture a pour but la production et extraction de ressources d'un milieu pour la consommation humaine. Cette modification des flux de matière impacte la production primaire du milieu (la production de matière organique par les végétaux du milieu, base des chaînes trophiques de la zone étudiée, les organismes dépendent de cette source d'énergie (directement ou indirectement) pour survivre (Andrews & O'Brien, 2000; Kissling et al., 2007)) et le devenir de cette production primaire (l'extraction et l'exportation des végétaux par l'Homme rendent indisponible cette énergie pour les organismes de la zone) ce qui impacte la diversité des espèces pouvant vivre dans le milieu (Currie, 1991; Kissling et al., 2007; Maxwell et al., 2016; Smil, 2011). Cet impact sur la diversité varie selon les conditions environnementales initiales (Ellis, 2011) et les pratiques agricoles appliquées dans la région : dans certains paysages initialement pauvres en ressources et dont la diversité initiale est faible, l'installation de l'agriculture et de méthodes d'irrigation ont permis à de nouvelles espèces de s'installer et ont augmenté la diversité des espèces présentes, les oasis en sont un exemple (Al-Rawahi et al., 2014; Gebauer et al., 2007; F.-R. Li et al., 2016; L. Li et al., 2013). Ces nouvelles conditions, conséquences du développement agricole dans le milieu, vont être bénéfiques pour certaines espèces au point que des espèces deviennent inféodées aux milieux agricoles ou sont favorisées relativement aux conditions initiales du milieu (Moges et al., 2017; Salaverri et al., 2019). Un exemple d'espèces dont la distribution a augmenté significativement grâce aux activités humaines est le moineau domestique (*Passer domesticus*) (Sætre et al., 2012). Cependant, l'agriculture est également un facteur pouvant entraîner une diminution de la diversité et l'exclusion d'espèces de leur milieu initial : l'agriculture peut être source d'homogénéisation du paysage, les pratiques liées à l'intensification agricole (utilisation de produits phytosanitaires, augmentation de la taille des parcelles cultivées, les labours fréquents, ...) se révèlent être des facteurs diminuant la diversité en réduisant les ressources disponibles et en augmentant la mortalité des espèces présentes initialement (Ervin Reyes-Palomino & Cano Ccoa, 2022; Karp et al., 2012; McKinney & Lockwood, 1999; Tscharrntke et al., 2005). De par la présence à grande échelle de l'agriculture et par son effet sur la diversité, elle peut être considérée comme un facteur qui régule les patrons de diversité à l'échelle régionale (Boivin et al., 2016; Ervin Reyes-Palomino & Cano Ccoa, 2022; Karp et al., 2012; Šizling et al., 2016; M. Williams, 2003). On peut cependant s'attendre à ce que l'effet sur la diversité varie selon les pratiques agricoles et la région considérée.

Les effets des activités humaines comme l'agriculture sur une espèce donnée varie selon la niche écologique de l'espèce : si ses besoins correspondent à l'ensemble des ressources présentes dans le milieu anthropisé, cette espèce pourra subsister dans ce milieu et s'y développer (Butler et al., 2010; Salaverri et al., 2019). Par exemple, le développement de cultures de céréales sont favorables aux

oiseaux granivores en fournissant une nouvelle source de nourriture mais défavorables aux autres groupes (Barnagaud et al., 2019; Rey et al., 2021; Salaverri et al., 2019). Ces effets restent cependant structurés par les pratiques agricoles et l'intensité de l'agriculture (Rey et al., 2021). Les effets à large échelle de l'agriculture sur la diversité sont structurés par l'ensemble des conditions environnementales et des ressources nécessaires à l'existence de l'assemblage d'espèces pour être présentes dans le milieu et par les traits biologiques des espèces composant ce groupe d'espèces (qui correspondent à l'ensemble des descripteurs quantifiables de la biologie, de l'écologie ou du comportement d'une espèce (la taille d'un organe, le régime alimentaire, le mode de reproduction, l'intervalle de température préféré, ...)). Parmi les traits, le régime alimentaire en est un qui est directement lié à l'utilisation des ressources du milieu par l'espèce. L'agriculture ayant un impact direct sur la distribution de la nourriture dans l'écosystème, le régime alimentaire est un trait qui a de grandes chances d'être structuré spatialement selon l'utilisation des sols et donc de la présence de l'agriculture (Barnagaud et al., 2019; Fusco et al., 2021).

Pour observer quelles peuvent être les relations entre la diversité et l'agriculture, il est nécessaire de pouvoir étudier un ensemble d'organismes que l'on sait potentiellement affectés par cette activité. Les oiseaux représentent un groupe d'êtres vivants dont la présence dans les zones de cultures a été documentée (O'Connor & Shrubbs, 1990; Ormerod & Watkinson, 2000) et dont la diversité des traits trophiques et la distribution sont renseignées (BirdLife International & Handbook of the Birds of the World, 2019). La disponibilité des données limite ainsi le biais lié au manque de connaissances sur les régimes alimentaires et la distribution. Le régime alimentaire, est un indicateur efficace du lien de l'oiseau avec son environnement (Grant & Grant, 2006; Nicolson & Fleming, 2003). De ce fait, on peut s'attendre à un lien spatial (c'est-à-dire que la présence d'un élément dans une zone donnée soit observée conjointement à la présence d'un autre élément) entre les ressources en nourriture de l'environnement et la distribution des espèces d'oiseaux sur le long terme. Plus ce lien entre les besoins de l'espèce et les ressources disponibles dans un milieu est établi dans le temps, plus on s'attend à ce qu'il ait eu des conséquences sur la distribution (certaines espèces auront pu s'installer dans ce milieu correspondant à leurs besoins et d'autres n'auront pas survécu aux conditions défavorables pour elles). Les relations spatiales existantes entre les oiseaux et l'utilisation des milieux par les êtres humains sont connues et documentées à l'échelle infra-régionale (Bock et al., 2008; O'Connor & Shrubbs, 1990; Ormerod & Watkinson, 2000). Peu de travaux se sont intéressés au lien spatial entre la diversité des oiseaux à l'échelle régionale ou globale et la structuration de ce lien selon le régime alimentaire, laissant la question de l'impact de l'agriculture sur les patrons de diversité globaux en suspens.

Dans cette étude, le lien entre l'agriculture et la diversité des oiseaux suivant le régime alimentaire à l'échelle globale sera inféré par le biais de modèles. Plusieurs hypothèses sont posées :

- le lien spatial entre l'agriculture et la diversité des oiseaux est structurée selon le régime alimentaire des espèces d'oiseaux,
- cet effet est également structuré selon la zone étudiée.

L'objectif de cette étude est de poursuivre une démarche exploratoire sur les impacts de l'être humain sur les patrons de distribution des espèces à l'échelle régionale et d'apporter une approche complémentaire aux études menées aux échelles locales ou infra-régionales.

ETAT DE L'ART

Pour mieux comprendre le travail de modélisation central de ce stage, un travail de recherche sur l'emploi des modèles et sur les types de modèle utilisables a été effectué. Cet état de l'art a pour fonction d'introduire les objectifs de la modélisation et les grandes catégories de modèle utilisés lors de modélisation de distribution d'espèces. Dans le but de rendre compte de la

1.1. Méthode de recherche

Dans un premier temps, j'ai pu obtenir de mes maîtres de stage et de mon référent au sein de l'école des ouvrages sur le sujet me permettant de comprendre les grandes idées et les principes de la modélisation. En addition, une base bibliographique sur les utilisations et les débats sur la modélisation de niches m'ont été fournies.

A partir de cette documentation et de moissonneurs tels que « google scholar », il m'a été possible de commencer à effectuer mes premières recherches sur les points qui m'échappaient. Cette recherche a été effectuée à partir de mots clés en anglais qui ont pu évoluer tout au long de mon travail de synthèse. Parmi ceux que j'ai identifié comme centraux sont :

« Species distribution models », « correlative models », « process-based models », « niche envelope », « biotic predictors », « abiotic predictors », « realized niche », « agriculture », « land-use », « species range », « biogeography »

Grâce à ces recherches sur un moissonneur, j'ai pu obtenir des articles et auteurs qui paraissaient centraux dans le domaine de recherche effectué. Pour le vérifier j'ai utilisé les données disponibles sur google scholar pour me référer au nombre de fois que l'article a été cité et vérifier si d'autres articles du même auteur pourraient m'être utiles. J'ai également utilisé Web of Science pour détecter les articles les plus cités lors de mes recherches par mots-clés pour compléter ma base d'articles utilisés.

Enfin, une fois les premiers articles et ouvrages trouvés, j'ai utilisé la recherche dans les bases de données des revues spécialisées dans lesquelles j'ai déjà pu trouver d'autres référence et pour lesquelles les facteurs d'impact dans le domaine de mon stage étaient les plus élevées. Les principales bases de données sont Elsevier et Wiley Online. J'ai également utilisé les références faites par les articles consultés dans les cas où ces dernières s'avéraient utiles pour développer certains points abordés dans ma recherche documentaire.

1.2. Modéliser, dans quel but ?

Les enjeux derrière la modélisation des distributions d'espèces sont multiples (Guisan & Thuiller, 2005). Il est nécessaire de s'intéresser plus précisément aux enjeux derrière cet outil et ce qu'il peut apporter dans notre cas d'étude.

La modélisation correspond à un ensemble de méthodes permettant la création d'une représentation simplifiée de la réalité. Ce dernier a pour but de prédire un phénomène à partir d'une ou plusieurs variables supposées liées à ce dernier. Dans le cas des modèles de distribution d'espèces, des algorithmes permettent de prédire la répartition d'une espèce en utilisant un nombre limité de variables définissant l'environnement comme prédicteurs.

Il est dans un premier temps nécessaire de distinguer deux notions derrière le terme « prédiction » lorsqu'utilisé dans le cadre de la modélisation. Un modèle peut avoir deux buts, inférer/corroborer

une théorie ou anticiper l'évolution/la survenue d'un phénomène (Maris et al., 2018). Il sera donc question de prédiction corroborative ou anticipative.

1.1.1. Corroborer une théorie

Une prédiction corroborative aide à confirmer ou d'infirmer une hypothèse en comparant les données obtenues par un modèle basé sur cette hypothèse aux données observées sur le terrain (Maris et al., 2018).

En écologie, ce genre de modèle peut être utilisé pour tester des hypothèses sur les conditions environnementales impactant la répartition actuelle de différentes espèces (Alvarado-Serrano & Knowles, 2014). Dans le papier de Bradbury et ses collègues (2000), un modèle est utilisé pour comprendre l'impact des facteurs environnementaux sur une population d'oiseaux en déclin. Des données de présence de l'oiseau sont utilisées et sont liées à différents prédicteurs (type d'utilisation du terrain, présence de haies, gestion intensive ou non, présence de bandes enherbées, ...). Il est ainsi permis de comprendre quelles variables de l'environnement ont une influence sur les lieux d'installation des bruants jaunes et leur fertilité dans la zone d'étude. Cette utilisation de modèle permis de confirmer que la disparition des haies et l'intensification de la gestion des prairies ont pour effet de réduire l'aire de distribution et de diminuer la population des bruants jaunes.

La modélisation est donc utilisée pour confirmer une hypothèse ou théorie et permet également de choisir la plus apte à représenter la réalité (Marquet et al., 2014). De plus, comme vu précédemment, cet outil peut également servir à anticiper certains phénomènes.

1.1.2. Anticiper des mouvements

Le deuxième objectif que peut remplir la modélisation est d'anticiper, de reconstruire la répartition des espèces considérées ou de projeter cette répartition dans l'espace (Maris et al., 2018). La modélisation peut alors s'orienter autour de :

- Une approche spatiale, le modèle indique les espaces où cette espèce est potentiellement présente ou pourrait survivre (exemple des prédictions pour les espèces invasives (Gallien et al., 2012; Zhao et al., 2019))
- Une approche temporelle, le modèle indique quelle sera l'évolution de cette aire de distribution dans le futur ou quelle a été cette distribution par le passé suivant la variation, mesurée ou estimée, de paramètres de cette distribution (ex : des prédictions sur la disponibilité des habitats dans le futur (Broennimann et al., 2012))

Le but derrière cette anticipation est de présenter l'état du phénomène selon certaines conditions, de façon à étudier l'impact de tendances dans les variables explicatives sur ce dernier (Maris et al., 2018). Contrairement aux modèles permettant d'inférer /de corroborer une théorie, il n'existe pas de données auxquelles ce dernier pourra être comparé. Le but est justement d'entraîner un panel d'actions qui visent à empêcher la réalisation de la situation présentée (Maris et al., 2018).

Dans le cas d'une démarche anticipatoire pour des modèles de distribution d'espèce, le modèle est produit en supposant une stationnarité des niches écologiques : il est supposé ici que l'espèce étudiée conserve les mêmes prérequis à son existence (Maris et al., 2018). Les évènements évolutifs et/ou d'adaptation de l'espèce à un nouveau milieu sont donc occultés.

1.1.3. Dans l'espace

Comme présenté précédemment, la modélisation peut permettre de détecter des environnements dans lesquels une espèce étudiée pourrait survivre et se développer. Ces environnements sont

déterminés d'après les conditions dans lesquelles l'espèce se trouvait lors du paramétrage du modèle (Guisan et al., 2017). La disponibilité (ou fréquence) de cet environnement et sa ressemblance (c'est-à-dire la présence des mêmes variables environnementales) avec la zone d'origine de l'espèce étudiée sont testées et permettent d'estimer où pourrait être présente l'espèce (Guisan et al., 2017; J. W. Williams & Jackson, 2007). Ce type de modèle peut être utilisé, entre autre, pour présenter la capacité d'invasion d'une espèce. Un exemple de cette utilisation est le modèle fait pour l'aire potentielle du buddleia de David en Amérique et en Europe dans lequel cette plante est devenue invasive (Ebeling et al., 2008). Ebeling et ses collaborateurs ont pu trouver que la niche des zones envahies ne sont pas encore complètement occupées par la plante étudiée et permettent de voir les zones dans lesquelles elle pourrait se développer.

1.1.4. Dans le temps

De la même façon que pour les projections dans l'espace, il est possible d'anticiper des distributions dans le temps. Toujours en supposant que les conditions actuelles restent stables ou suivent les tendances en cours (Maris et al., 2018). Le but est ici de permettre une vision des conséquences des variations dans l'environnement actuel sur la distribution de l'espèce et potentiellement anticiper sa réaction aux changements pris en compte. Il est ainsi possible de modéliser la distributions d'espèces dans le futur en prenant en compte différents facteurs (comme les variations de climat et la dispersion des individus) comme l'ont fait Engler (2009) et ses collègues pour des communautés de plantes de montagne. L'un des points à prendre en compte en addition de l'hypothèse de la stabilité des niches qui peut mener à fausser les résultats du modèle est que la dispersion des individus est rarement prise en compte dans les études de distribution de niche (Engler et al., 2009). En effet, comme présenté précédemment, certains facteurs (dont la part aléatoire des dispersions et des dynamiques de population) ne peuvent pas être pris en compte.

De la même façon, une approche historique est possible. Dans ce cas, les distribution passée sont prédites par le modèle. Ces prédictions sont souvent faites selon des variables environnementales passées (biotiques et abiotiques) (Svenning et al., 2011). Cette dernière peut ainsi renseigner sur des mécanismes et les conditions qui les ont provoqués dans le passé : les phénomènes d'extinctions passées, de spéciations, de déplacements et migrations historiques, ... (Martínez-Meyer et al., 2004; Nogués-Bravo, 2009; Rodríguez-Sánchez & Arroyo, 2008). Il est cependant notable qu'il existe également discussions autour de la qualité de ces modélisations (Svenning et al., 2011). En effet, le fait d'utiliser des prédicteurs passés limite le nombre de données disponibles et peut remettre en cause la justesse des prédictions. L'intérêt reste de permettre une compréhension des conditions d'apparition phénomènes passés, ce qui peut potentiellement éclairer sur leur survenue actuellement ou dans le futur (Nogués-Bravo, 2009).

Il a été possible ici de dresser un rapide résumé des buts de la modélisation et d'entrevoir certaines de ses limites. Il paraît donc intéressant de comprendre comment il sera possible de créer un modèle.

1.3. Quels types de modèles ?

Une fois la question des prédicteurs traitée, il semble intéressant de traiter comment il est possible de considérer les modèles. Deux approches se distinguent : les modèles mécanistes et les modèles corrélatifs.

1.1.5. Représentation mécaniste

Un modèle peut aborder la distribution comme une conséquence directe de la réponse de l'organisme à chaque paramètre testé. La zone de présence potentielle modélisée correspond à celles dans lesquelles l'ensemble des paramètres testés permettent à cet organisme de survivre.

Les prédictions des modèles mécanistes sont basées sur les effets mesurés de la variation d'un facteur environnemental testé en conditions contrôlées sur les performances de l'espèce étudiée (Buckley et al., 2010; Dormann et al., 2012; Morin & Thuiller, 2009). De cette façon, les connaissances sur l'espèce déterminée en amont de la modélisation peuvent être projetées dans la période ou dans l'espace étudié. Cette approche permet l'obtention d'un modèle capable d'anticiper différents phénomènes (distribution, abondance, probabilité de présence, ...) même si des conditions environnementales varient (Dormann et al., 2012; Morin & Thuiller, 2009). Ces modèles permettent ainsi de ne pas se baser sur les données de répartition actuelles et déterminer l'ensemble des zones dans lesquelles cette dernière pourrait exister, en d'autres termes sa niche fondamentale (Morin & Thuiller, 2009). Ce modèle ne prend donc pas en compte les variables biotiques ni les effets stochastiques liés à la dynamique de population comme l'indique la définition donnée par Hutchinson (1957). De plus, de par la nécessité d'obtenir des informations sur la biologie de l'espèce étudiée en amont, ce modèle ne peut être construit que lorsqu'une espèce déjà étudiée en est le sujet (Morin & Thuiller, 2009).

1.1.6. Représentation corrélative

La deuxième approche présentée est celle permise par le modèle corrélatif. Ce dernier est basé sur le lien de corrélation fait entre les occurrences de l'espèce étudiée et les variables environnementales (Guisan et al., 2017; Morin & Thuiller, 2009; Srivastava, 2019). Ce modèle étant basé sur les variables environnementales et sur les données d'occurrence, il nécessite moins de connaissances sur la biologie de l'espèce (Morin & Thuiller, 2009). Il permet également de considérer la niche réalisée d'une espèce car il est construit à partir des données de présence observée qui sont la conséquence de différents mécanismes (tels que les phénomènes historiques, variables biotiques, phénomènes aléatoires, ...). Cependant, ce modèle est basé sur des corrélations, il ne doit donc pas être extrapolé dans d'autres conditions que celle dans lesquelles ce dernier a été construit (car cela supposerait que les corrélations observées entre les prédicteurs et les occurrences de l'espèce restent les mêmes, ce qui reste peu probable) (Dormann et al., 2012). Et bien que représentant une niche réalisée, un modèle de distribution corrélatif ne permet pas de prendre en compte les mécanismes à l'origine de la niche observée (Morin & Thuiller, 2009). De plus, un modèle corrélatif ne pourra faire sens que sous condition que les prédicteurs choisis sont bien des facteurs de la distribution de l'espèce (Dormann et al., 2012; Fourcade et al., 2018). Dans la mesure où ce travail a pour but de rester synthétique, la qualité et la nature des données sur lesquelles sont basés les modèles corrélatifs ne pourront pas être abordés. Il est cependant important d'ajouter que le modèle de distribution corrélatif se base sur des données de présence, présence/absence ou abondance et que les méthodes d'obtention des données sont cruciales pour la précision du modèle (Dormann et al., 2012; Guisan et al., 2017; Morin & Thuiller, 2009).

Il existe alors deux approches de modélisation pouvant être considérées comme parties d'un même gradient (Dormann et al., 2012). Plusieurs considérations apparues comme centrales pour comprendre comment il est possible de modéliser précisément la distribution d'une espèce ont ainsi été présentées. En connaissant désormais les buts derrière la modélisation et certains choix à effectuer ainsi que leurs conséquences sur le modèle obtenu, il paraît intéressant d'appliquer ces notions dans le cas de la mission de ce stage.

MATERIEL ET METHODES

1. Zone d'étude

Dans le but d'étudier les interactions entre l'agriculture et la biodiversité à large échelle, la zone d'étude s'étend sur la masse continentale Eurasiatique et l'Afrique du Nord. Les îles sont exclues de cette étude de par l'absence de grandes surfaces dédiées à l'agriculture et par les processus affectant la biodiversité des oiseaux propres aux îles. Les données qui sont utilisées pour l'étude du lien entre agriculture et diversité des oiseaux sont agrégées dans un raster de 1° x 1° de résolution (soit des cellules d'environ 110 km de côté à l'équateur) dans une projection de Mercator (projection cylindrique équatoriale). L'ensemble des données sont projetées dans le système géodésique mondial 1984 (WGS 84).

2. Données de distribution et régimes alimentaires

2.1. Zones d'occurrences

Les données de présence des espèces étudiées proviennent de la base de données « Bird species distribution maps of the world » (BirdLife International & Handbook of the Birds of the World, 2019). Ces données sont basées sur plusieurs sources de données d'occurrences groupées en zones d'occurrences (*extent-of-occurrence*) et zone d'occupation de chacune des espèces référencées (11 147 espèces). Les données de présence peuvent également être modifiées à posteriori en cas d'ajout de nouvelles sources. Les zones d'occurrences correspondent à l'aire délimitée par le plus petit polygone convexe englobant l'ensemble des occurrences de l'espèce étudiée (figure 1). Les zones de présences correspondent à la superficie occupée par un taxon au sein de la zone d'occurrence. Cette superficie est exprimée suivant le grain de l'échelle à laquelle on l'observe (figure 1). La version de la base de données utilisée date de 2019 (version 2019.1) et les données de présence correspondent aux occurrences passées (entre 1500 CE et aujourd'hui) et actuelles (de 1989 CE à aujourd'hui) des oiseaux référencés dans la base. La nature des occurrences (passées ou présentes) est spécifiée. En addition des données d'occurrences, des informations sur les espèces sont fournies (ordre, famille, nom latin, catégorie de la Liste Rouge de l'Union International pour la Conservation de la Nature, ...).

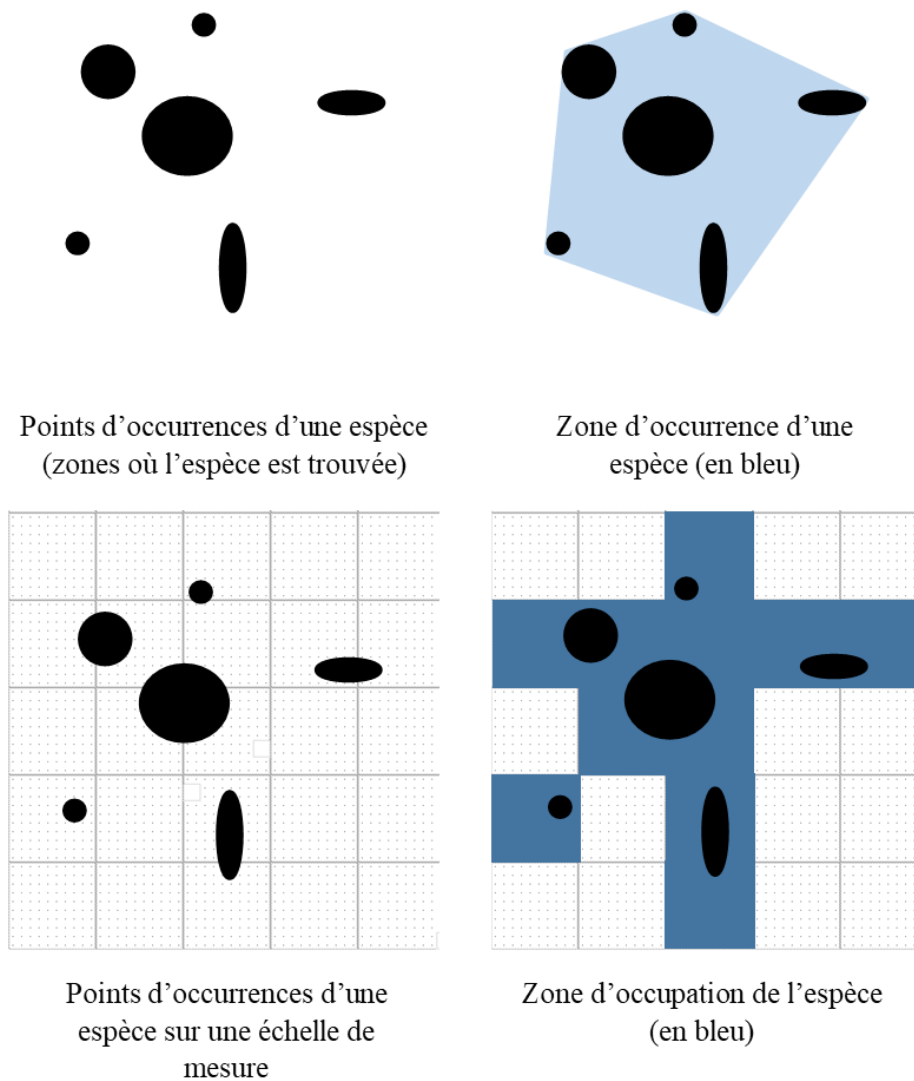


Figure 1 : Schéma des occurrences, zone d'occurrence et zone d'occupation d'une espèce. Les formes noires correspondent aux zones dans lesquelles les individus de l'espèce sont présents tandis que les zones bleues sont la zone d'occurrences (bleu clair) ou l'aire de présence de l'espèce (bleu foncé). La grille représente le grain de l'échelle à laquelle l'espèce est observée (inspiré de (Cavrois et al., 2011)).

2.2. Régimes alimentaires

Le trait fonctionnel choisi pour cette étude est le régime alimentaire. Les données de régime alimentaire des oiseaux proviennent de l'étude de Barnagaud et al. (2019), liant une espèce à un régime principal. Initialement, les régimes alimentaires présents étaient : carnivore (« carnivore »), piscivore (« fish »), frugivore (« fruit »), herbivore (« herbivore »), insectivore (« Invertebrate »), nectarivore (« nectar »), végétarien (« plant »), omnivore (« omnivore »), charognard (« scavenge »), granivore (« seed »), vertébrés (« vertebrate »), non renseigné (« no information ») et inconnu (« unknown »). Dans le cadre de ce travail, les régimes initiaux ont été organisés selon les guildes proposées par González-Salazar (2014) : carnivore, frugivore, granivore, herbivore, insectivore, nectarivore, charognard et omnivore. A ces guildes ont été ajoutées celle des piscivores car ce régime alimentaire pourrait structurer différemment la réponse à la présence de l'agriculture en comparaison d'espèces carnivores. Les espèces dont le régime alimentaire est inconnu ou non renseigné ont été groupées en une guildes « inconnu ».

3. Données facteurs environnementaux et agriculture

3.1. Climat et Topographie

Les données sur le climat sont issues de la base de données « Climatologies at High Resolution for the Earth's Land Surface Areas » (CHELSA) (Karger, Dirk Nikolaus et al., 2021). Les données sur le climat utilisées ici portent sur la période 1981-2010 et sont des rasters de résolution de 1 seconde d'arc (soit des cellules d'environ 1 km de côté à l'équateur). Parmi les données disponibles, la moyenne annuelle des températures moyennes journalières (en degrés Celsius (°C)) et les précipitations annuelles moyennes (en millimètres (mm)) ont été sélectionnées.

Les données topographiques sont issues de la base « Global Multi-resolution Terrain Elevation Data (GMTED2010) » (Earth Resources Observation And Science (EROS) Center, 2017). Les données d'élévation (en mètres (m)) utilisées sont des rasters de résolution de 15 minutes d'arc (soit des cellules d'environ 30km de côté à l'équateur).

Données de l'activité agricole

Plusieurs variables ont été sélectionnées pour rendre compte de l'activité agricole dans la zone étudiée. Des données d'utilisation des surfaces par des cultures (en % de la zone étudiée couverte par des cultures) proviennent de la base Earthstat (Ramankutty et al., 2008). Les surfaces sont issues de la jonction de données d'inventaires des cultures et de deux classifications de la couverture terrestre mondiale par satellite. Ces données concernent les surfaces cultivées en 2000 CE. Les données de surfaces sont disponibles sous forme d'un raster de résolution de 5 minutes d'arc (soit des cellules d'environ 10km de côté à l'équateur).

Les données sur la quantité d'azote apportée (en kg d'azote pour la zone) proviennent également de la base de données Earthstat (Mueller et al., 2012; West et al., 2014). Ces données combinent l'apport en azote minéral estimé à partir de données à l'échelle nationale et infranationale issues de différentes sources (rapports des industries de fertilisants, de la FAO, de bureaux d'études statistiques, ...) et l'apport d'azote par effluents d'élevage et dépôts atmosphériques estimés à partir de la densité de l'élevage dans la zone et des estimations fournies par le quatrième rapport du Groupe d'experts intergouvernemental sur l'évolution du climat (IPCC, 2007). Ces données, disponibles sous forme de raster, permettent de connaître l'estimation du dépôt total d'azote à la résolution de 5 minutes d'arc.

Des données sur la surface équipée par du matériel d'irrigation (en % de la zone étudiée) sur la période 2000 – 2008 proviennent de la « Global Map of Irrigation Areas » version 5 (Siebert et al., 2013). Ces données sont issues de la combinaison de statistiques infranationales sur l'irrigation et des informations géospatiales sur la position et l'étendue des périmètres d'irrigation pour déterminer le pourcentage de la zone équipée pour l'irrigation. Les données sont disponibles sous la forme d'un raster de résolution de 5 minutes d'arc.

Données sur l'emplacement des cellules

Pour contrôler l'autocorrélation spatiale résiduelle, les valeurs des coordonnées de longitude et latitude de chaque cellule ont été récupérées sur la grille utilisée pour le reste des analyses et utilisées en tant que prédicteur.

4. Analyses

Pour inférer les liens existant entre l'agriculture et la diversité des oiseaux, les données utilisées ont dans un premier temps été regroupées au sein d'une matrice contenant les valeurs des différentes variables pour chaque unité de surface de la zone étudiée (appelée cellule). Les données de présence des espèces d'oiseaux ont été utilisées pour créer une matrice regroupant les données de présence de chaque espèce pour chaque cellule. Ces deux tableaux ont par la suite permis d'obtenir les données utilisées pour le travail de modélisation.

4.1. Création de la grille de données

Les variables choisies pour cette étude sont assemblées au sein d'un raster de 1° de résolution. L'ensemble du raster comprend 40 680 cellules d'environ 110 km de côté. Cette résolution a été choisie car elle correspond à l'échelle considérée comme optimale pour observer la diversité chez les oiseaux (Kissling et al., 2012). Chaque cellule possède un identifiant « hbwid ».

Dans un premier temps, les différentes variables ont été agrégées au sein de cette matrice. Les résolutions des différentes variables sont inférieures à la résolution de la matrice finale, il a donc été nécessaire d'agréger ces valeurs pour obtenir une donnée par cellule. La fonction *exact_extract* du package *exactextractr* permet de calculer la moyenne des valeurs couvertes par la cellule du raster de résolution de 1°. Les données manquantes aux résolutions les plus fines ont été ignorées lors de l'obtention des moyennes. Dans le cas où aucune donnée n'est disponible sur l'ensemble de la cellule de la matrice globale, la cellule prend la valeur « non disponible » (« NA »). Cette extraction a été appliquée pour l'ensemble des données climatiques et agricoles.

Les données sur la topographie ont pour but de rendre compte de la différence d'élévation au sein du milieu considéré et donner une indication sur le paysage du milieu étudié. A chaque cellule de 1°x1°, la différence entre la valeur d'élévation en mètre (m) la plus élevée et la plus faible a été calculée après leur obtention grâce à la fonction *exact_extract* et incluse dans les données associée à chaque cellule de la matrice globale.

4.2. Définition de la zone d'étude

Dans un premier temps, les cellules de la matrice globale présentes en mer, en Antarctique et sur le Groenland ont été exclues. Les cellules ayant des valeurs manquantes ont également été retirées après vérification de leur position et de l'origine de ce manque de données. Ensuite, les îles à exclure ont été déterminées grâce à une liste d'îles disponibles fournie par les encadrants du stage. L'objectif est de proposer une modélisation sur la masse continentale eurasiatique. Pour remplir cet objectif et conserver des groupements d'espèces évolutivement proches, la zone d'étude a été définie grâce aux royaumes zoogéographiques définis par Holt et al. (2013). Cette classification est basée sur la répartition dans l'espace et la phylogénie des espèces de mammifères, oiseaux et amphibiens terrestres. Les espèces sont regroupées de façon à obtenir les plus grands assemblages d'espèces possibles en minimisant les liens de parentés entre ces assemblages. Les régions sont déterminées à partir des unions des aires de distribution des espèces contenues dans chaque assemblage. Pour les royaumes, les données sur la phylogénie et la distribution de 21 037 espèces ont été utilisées pour former 11 royaumes zoogéographiques (Figure 2) sur l'ensemble des terres émergées libre de glace en excluant donc l'Antarctique et le Groenland.

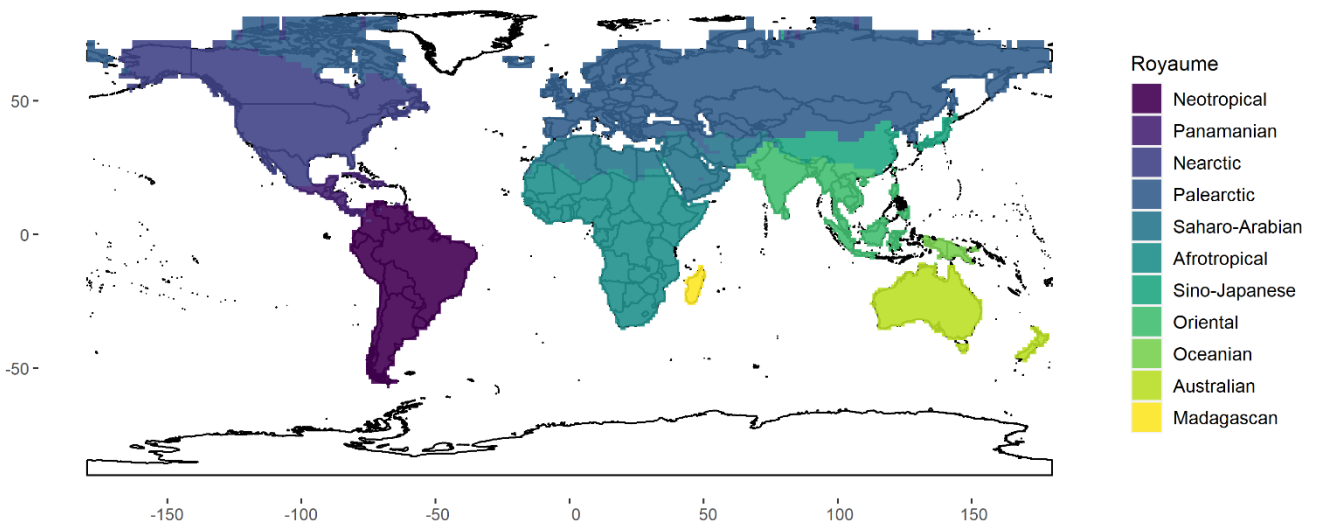


Figure 2 : Carte des royaumes zoogéographiques tels que proposés par Holt et al. (2013) après exclusion des îles et du Groenland.

La zone d'étude a été définie en groupant les cellules comprises dans les royaumes « Palearctic », « Saharo-Arabian », « Oriental » et « Sino-Japanese » (figure 3). Dans le but de contenir l'étude sur la même masse continentale et éviter d'avoir à modifier les cellules finement, les cellules placées en Amérique du Nord ont été supprimées. Les cellules présentes en Afrique du Nord sont conservées pour garder une continuité dans la phylogénie des espèces dans la zone du bassin méditerranéen.

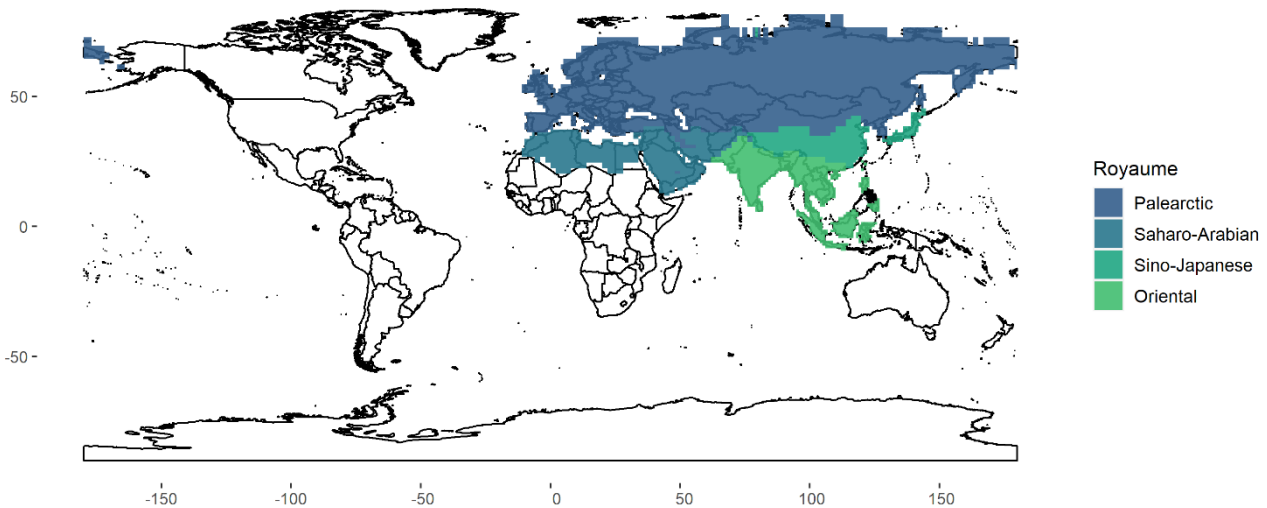


Figure 3 : Carte de la zone d'étude (en couleur) définie à partir des quatre royaumes zoogéographiques « Palearctic », « Saharo-Arabian », « Sino-Japanese » et « Oriental ».

Des 40 680 cellules initiales recouvrant l'intégralité du globe, 5438 répondent aux critères définissant la zone d'étude.

4.3. Choix des espèces

Parmi les espèces, un choix des ordres (Tableau 1) a été effectué pour permettre de limiter cette étude aux espèces vivantes dans les milieux impactés par les changements liés à l'agriculture. De plus, ce choix permet de réduire le nombre d'oiseaux étudiés dans le but de réduire le temps de calcul des modèles.

A ces premiers choix s'ajoutent plusieurs filtres sur les espèces étudiées. Les espèces éteintes et éteintes à l'état sauvage (*note : EX et EW dans la classification de l'UICN*) sont exclues de l'étude. Cela permet d'étudier le lien entre la diversité actuelle des oiseaux et l'agriculture. Les données de présence proviennent de données des muséums, d'atlas de biodiversité, des articles de recherche ou des campagnes d'inventaires sur le terrain confirmées par des experts ornithologiques à posteriori (classées « extant » dans la base de données des distribution d'oiseaux). Les espèces conservées doivent être natives ou réintroduites dans la zone : cela permet d'étudier le lien potentiel au long terme entre de l'agriculture et les espèces présentes dans la région considérée. Seules les espèces résidentes de la cellule ont été conservées (cela exclut les zones d'hivernages sur lesquelles un manque de données pourrait biaiser les résultats). En appliquant ces conditions, le nombre total d'espèces retenues est de 2471.

4.4. Création d'une matrice de présence

Les données de présence des oiseaux ont été précédemment associées aux cellules de la matrice de résolution $1^\circ \times 1^\circ$. Les cellules dans lesquelles l'espèce est considérée comme présente sont celles en contact avec l'étendue de l'occurrence de l'espèce et correspondent alors à la zone de présence de l'espèce (figure 1). Une matrice est créée à partir des données de présence des oiseaux. Dans cette matrice les lignes correspondent aux sites (ici, les cellules de la zone d'étude) et les colonnes aux différentes espèces sélectionnées. L'identifiant de la cellule est associé à chaque ligne. Les cellules dans lesquelles l'espèce est présente sont associées à la valeur 1. La valeur 0 est attribuée à toutes les autres cellules en dehors de la zone d'occurrence de l'espèce.

Par la suite, les espèces sont groupées selon les guildes trophiques présentées précédemment et les cellules de la matrice sont sommées au sein des groupes. Cette manipulation permet d'obtenir le nombre d'espèce par guildes trophiques présentes dans chaque cellule de la zone d'étude. Ces « matrices de diversité » sont utilisées comme indicatrices de la diversité taxonomique au sein d'une cellule.

Ordre	Nombre d'espèces	Exemple d'espèces
Accipitriformes	94	Buse variable (<i>Buteo buteo</i>)
Caprimulgiformes	65	Engoulevent de Horsfield (<i>Caprimulgus macrurus</i>)
Charadriiformes	190	Macareux moine (<i>Fratercula arctica</i>)
Ciconiiformes	13	Cigogne blanche (<i>Ciconia ciconia</i>)
Columbiformes	93	Pigeon biset (<i>Columba livia</i>)
Coraciiformes	56	Martin-pêcheur d'Europe (<i>Alcedo atthis</i>)
Cuculiformes	60	Coucou gris (<i>Cuculus canorus</i>)
Falconiformes	22	Faucon crécerelle (<i>Falco tinnunculus</i>)
Galliformes	133	Perdrix grise (<i>Perdix perdix</i>)
Gruiformes	40	Grue royale (<i>Balearica regulorum</i>)
Otidiformes	9	Outarde canepetière (<i>Tetrax tetrax</i>)
Passeriformes	1607	Moineau domestique (<i>Passer domesticus</i>)
Pterocliiformes	9	Ganga cata (<i>Pterocles alchata</i>)
Strigiformes	78	Chouette effraie (<i>Tyto alba</i>)
Struthioniformes	1	Autruche d'Afrique (<i>Struthio camelus</i>)

Tableau 1 : Tableau des ordres choisis pour l'étude et nombre d'espèces retenues par ordre après exclusions des espèces éteintes et pour lesquelles les données de présences n'étaient pas dans la classe « extant » de la base de données Birdlife (BirdLife International & Handbook of the Birds of the World, 2019). Un exemple d'espèce par ordre est donné.

4.5. Guildes conservées

Pour la suite de l'étude, certaines guildes sont retirées suivant le nombre d'espèces qui la composent. Les piscivores sont ainsi trop peu nombreux comparativement aux autres guildes (49 espèces). De même, les guildes des charognards et nectarivores sont représentées par un nombre d'espèces réduits (respectivement 16 et 22 espèces) et ont été exclues. Enfin, les espèces dont le régime alimentaire n'est pas connu ne permet pas d'obtenir des résultats interprétables et ont donc également été exclues. Il reste alors 2631 espèces présent en compte dans les analyses (Tableau 2).

Régime alimentaire	Nombre d'espèces
Carnivore	163
Frugivore	221
Herbivore	65
Insectivore	1433
Omnivore	266
Granivore	213

Tableau 2 : Tableau des régimes alimentaires conservés et nombre d'espèces pour chaque régime.

4.6. Exploration des données

La distribution des données a été observées pour évaluer si une transformation par des fonctions monotones croissantes était nécessaire dans le cas où des valeurs extrêmes pourraient engendrer des tendances. Le choix des fonctions associées aux prédicteurs (Tableau 3) a été déterminé de manière empirique.

Prédicteur	Fonction associée
Superficie des cultures	Aucune modification
Surface irriguée	$\log(x + 0.01)$
Quantité d'azote apporté	$\log(x + 0.01)$
Température journalière moyenne	Aucune modification
Précipitations annuelles moyennes	\sqrt{x}
Différentiel altitudinal	\sqrt{x}

Tableau 3 : Tableau des fonctions utilisées pour modifier la répartition des prédicteurs.

Enfin, avant intégration des prédicteurs dans les données du modèle, tous ont été centrés réduits pour que les différences d'unités n'aient pas d'impact sur les résultats du modèle.

La corrélation des données est explorée pour permettre d'interpréter les sorties des modèles et évaluer la dépendance des prédicteurs utilisés entre eux (fig. 4). Les tests de corrélation de Pearson ont été effectués sur les valeurs des prédicteurs après avoir été transformées (tableau 3), centrées et réduites. La plupart des données ne sont pas corrélées ce qui semble confirmer l'absence de répétition dans l'information apportée. On peut cependant remarquer une forte corrélation ($r=0.78$) entre la surface irriguée et l'azote apporté. Après vérification visuelle de la distribution des deux variables, aucune relation n'était perceptible, elles ont donc été conservées.

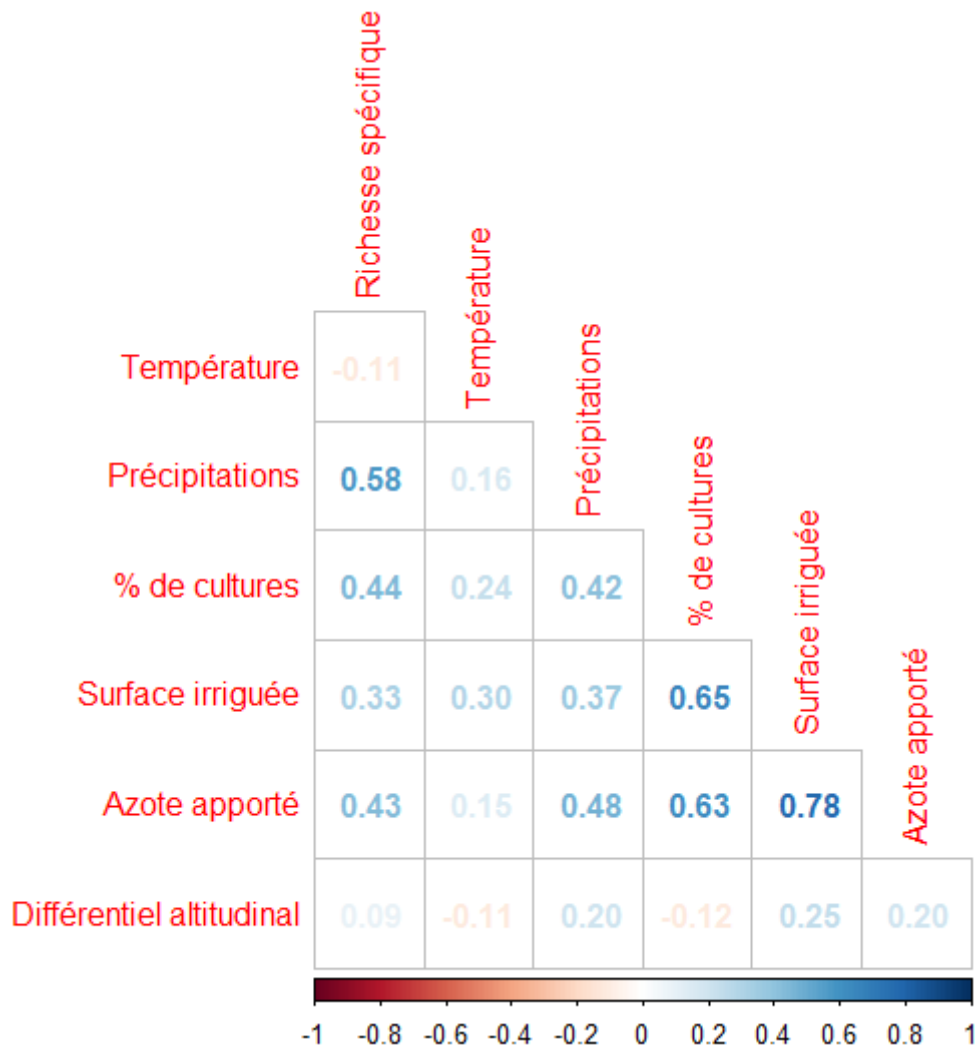


Figure 4 : Corrélogramme des données de la zone d'étude.

La distribution des prédicteurs sur un fond de planisphère ont été obtenues pour représenter graphiquement les variables utilisées dans les modèles (Figure 5a, 5b, 6a, 6b). Comparer les prédictions du modèle aux distributions des données de diversité et des prédicteurs sont une étape de validation supplémentaire des modèles obtenus. Les représentations présentées ici ne prennent pas en compte le détroit de Béring pour améliorer la lisibilité des données.

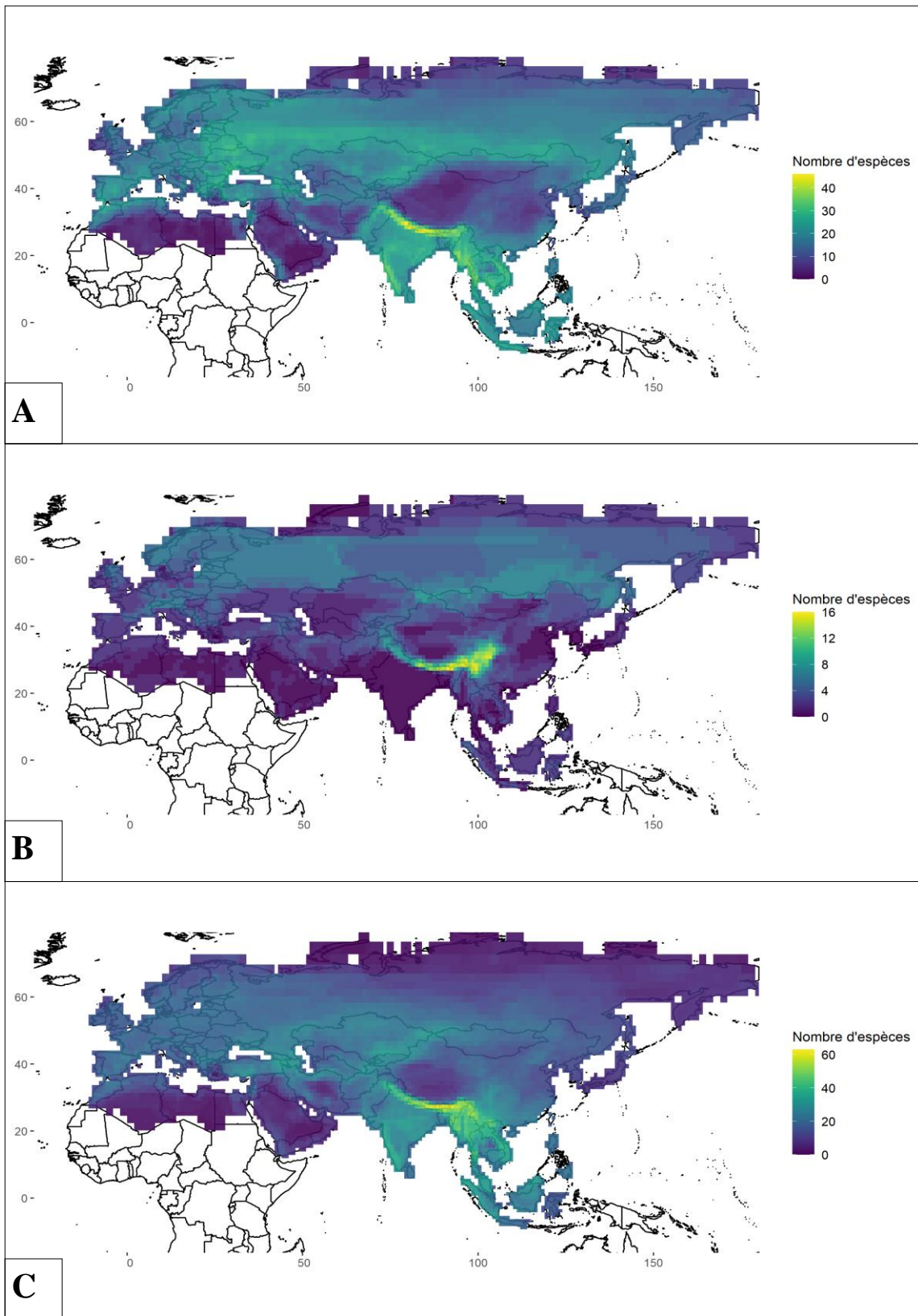


Figure 5a : Carte de distribution espèces selon leur régime alimentaire. A : Carnivore, B : Herbivore, C : Omnivore.

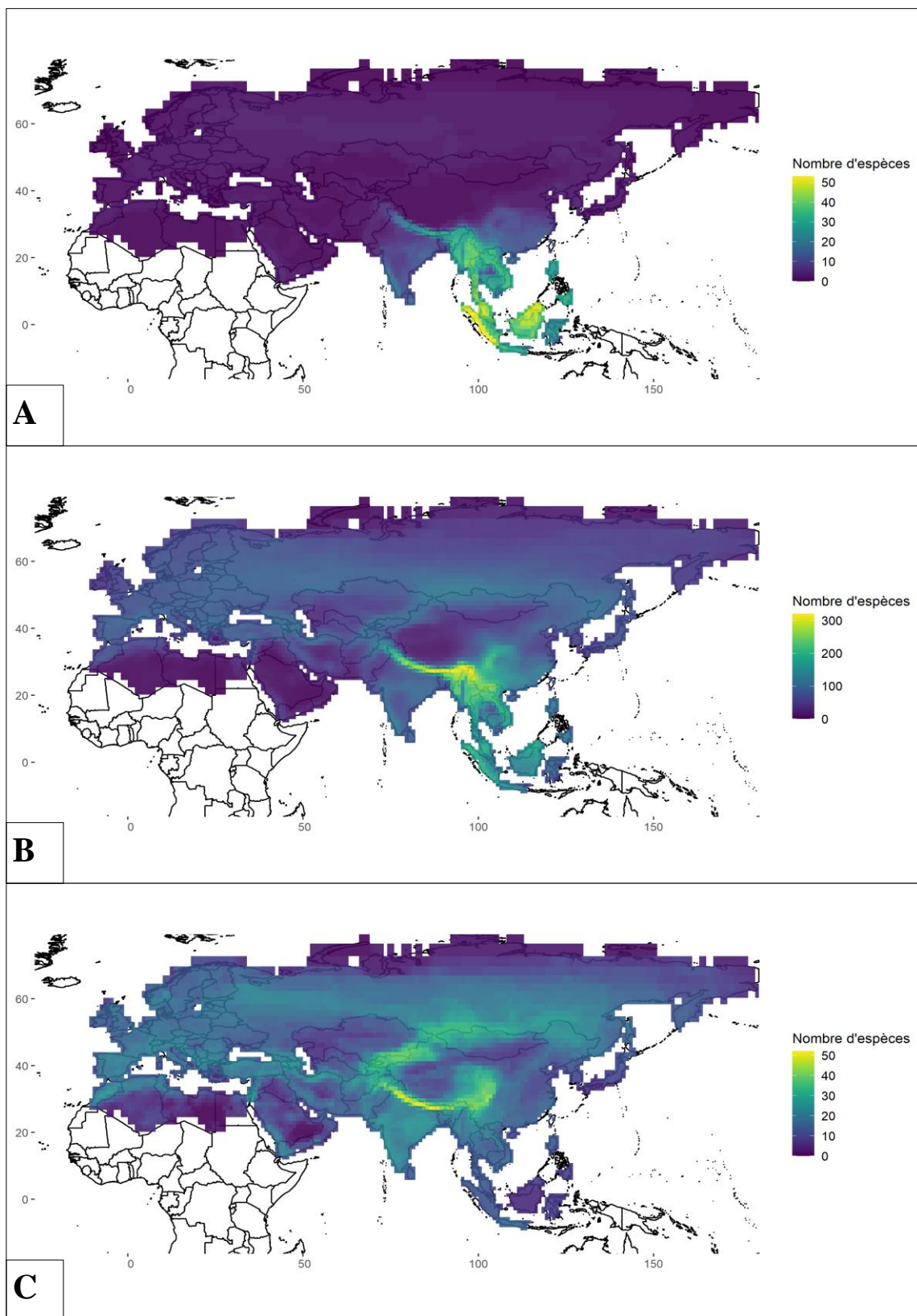


Figure 5b : Carte de distribution espèces selon leur régime alimentaire. A : Frugivore, B : Insectivore, C : Granivore.

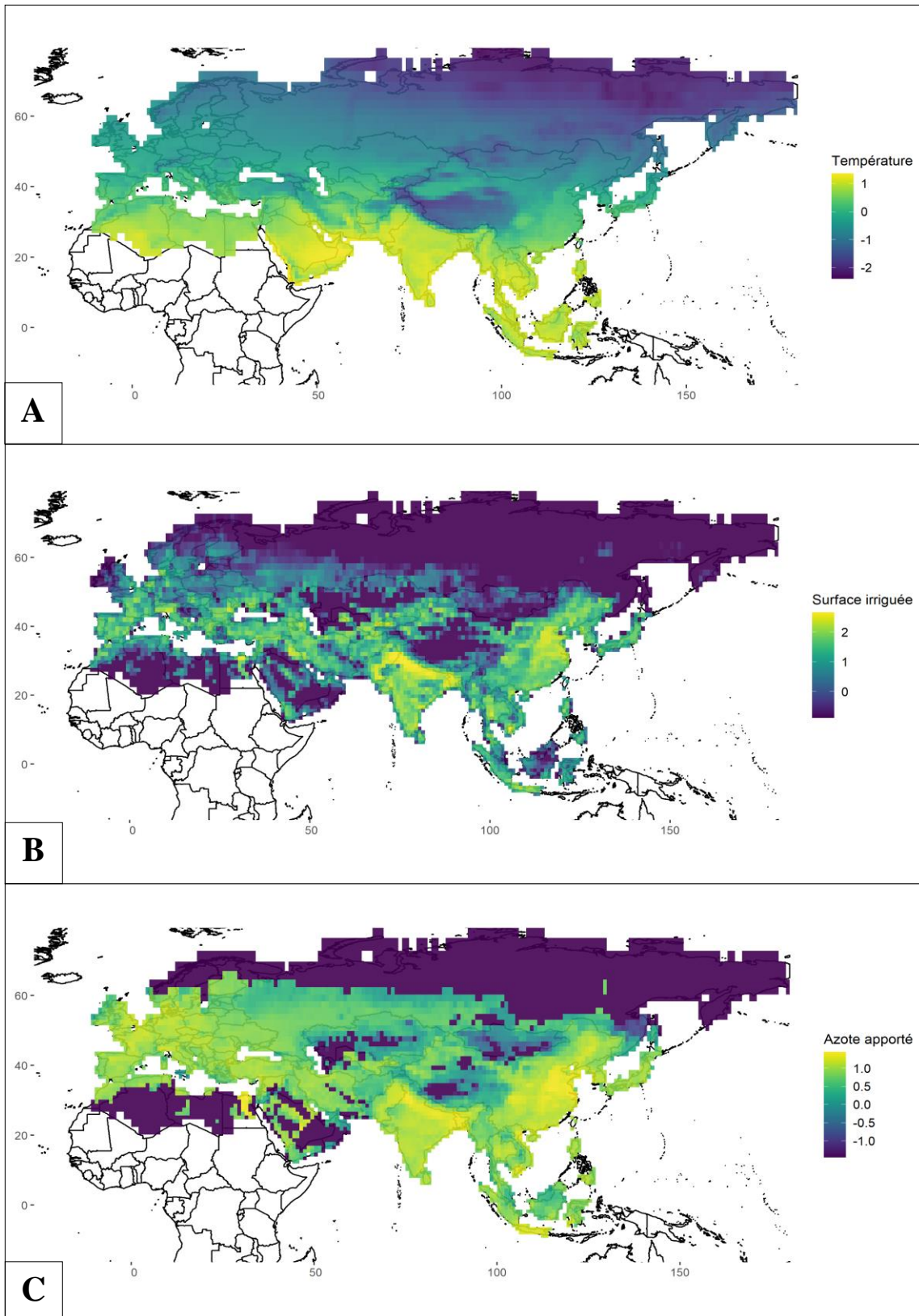


Figure 6a : Carte de distribution des prédicteurs transformés, centrés, réduits. Les fonctions de transformation sont indiquées entre parenthèses : B : Température journalière moyenne, D : Surface irriguée (log), Quantité d'azote apporté (log).

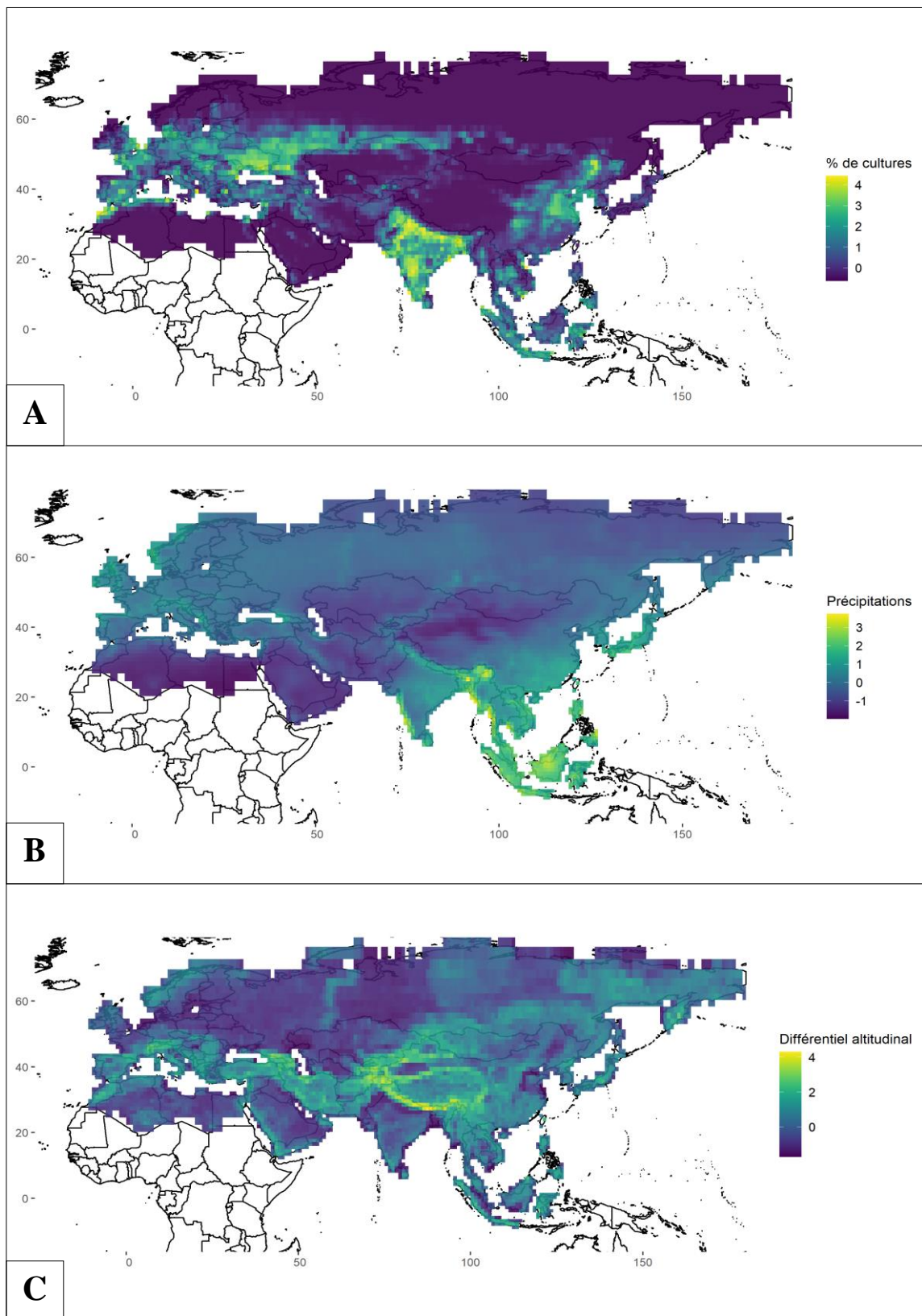


Figure 6b : Carte de distribution des prédicteurs transformés, centrés, réduits. Les fonctions de transformation sont indiquées entre parenthèses : A : Superficie des cultures, B : Précipitations annuelles moyennes (\sqrt{x}), C : Différentiel altitudinal (\sqrt{x}),

4.7. Choix de modèles

Dans le cadre de la démarche exploratoire de la mission de stage et par la contrainte imposée par les données disponibles, une approche corrélative est suivie. Différents types de modèles statistiques ont été testés pour étudier le lien existant entre la diversité des oiseaux et les différents prédicteurs choisis. Dans un premier temps, des modèles linéaires généralisés permettant de lier la variable de réponse à des expressions quadratiques des différents prédicteurs ont été utilisés. La variable de réponse initiale était la probabilité de présence de chaque espèce (la variable de réponse est distribuée selon une loi Binomiale). Cependant, ce modèle ne permet pas de contrôler l'autocorrélation spatiale résiduelle (c'est-à-dire prendre en compte les résidus créés par les corrélations entre les variables proches dans l'espace) et il demande des ressources en mémoire et en capacité de calculs qui s'avéraient indisponibles. C'est pour permettre au modèle d'ajuster le lien entre la variable de réponse et les prédicteurs (dont les données spatiales) à l'aide de fonction de lissage que le type de modèle choisi est le modèle additif généralisé. De plus, pour réduire le temps de calculs, la variable de réponse a été transformée pour correspondre au nombre d'espèces d'oiseaux au sein d'une guildes trophique et non plus à la probabilité de présence espèce par espèce.

4.8. Modèles développés

Pour étudier les liens entre la diversité des oiseaux et les différents prédicteurs choisis, un modèle par régime alimentaire a été utilisé. Ces modèles sont construits à partir de la même équation, seule les données de la variable de réponse varient, ils ont la forme suivante :

$$\left\{ \begin{array}{l} Y_i \sim P(\lambda_i) \\ \log(\lambda_i) = \beta_0 + \sum_{j=1}^6 s_j(X_j, k) \end{array} \right.$$

Dans l'équation ci-dessus, λ_i est l'espérance et variance de la variable de réponse Y_i du régime alimentaire i . Pour rappel, cette variable de réponse est le nombre d'espèces par cellule de la grille appartenant au régime alimentaire i . β_0 est l'ordonnée à l'origine, les fonctions s_j sont des fonctions lissantes dont le degré de liberté maximum est fixé à $k = 4$. Les variables X_j sont les prédicteurs présentés précédemment dont les valeurs ont été transformées par des fonctions monotones croissantes puis centrées et réduites.

Modèles additifs généralisés

Les modèles additifs généralisés sont des modèles statistiques permettant d'exprimer une variable de réponse (ici la diversité des oiseaux) distribuée selon une loi de probabilité (ici, une loi de Poisson) en fonction de différentes variables explicatives appelées prédicteurs (les données climatiques, topographiques et sur l'agriculture). La variable de réponse correspond à la composante aléatoire ou stochastique du modèle, elle permet de prendre en compte la variabilité/le bruit des données utilisées pour la création du modèle. A la différence d'un modèle linéaire simple, une fonction de lien existe pour lier l'espérance de la variable de réponse aux prédicteurs d'un modèle généralisé, dans notre cas la fonction de lien est le logarithme de cette espérance. La particularité des modèles GAM est qu'ils permettent d'établir des expressions des prédicteurs non linéaires, plutôt qu'utiliser un coefficient pour chaque prédicteur, une fonction permet d'ajuster le prédicteur. L'expression d'un tel modèle est donc :

$$\begin{array}{l} Y \sim P(\lambda) \\ \log(\lambda) = \beta_0 + \sum_{j=1}^n f_j(X_j) \end{array}$$

Avec :

λ : l'espérance de la variable de réponse

Y : la variable de réponse

β_0 : ordonnée à l'origine

f : une fonction lissante

X_j : prédicteur du modèle

5. Récapitulatif de la démarche d'obtention des modèles

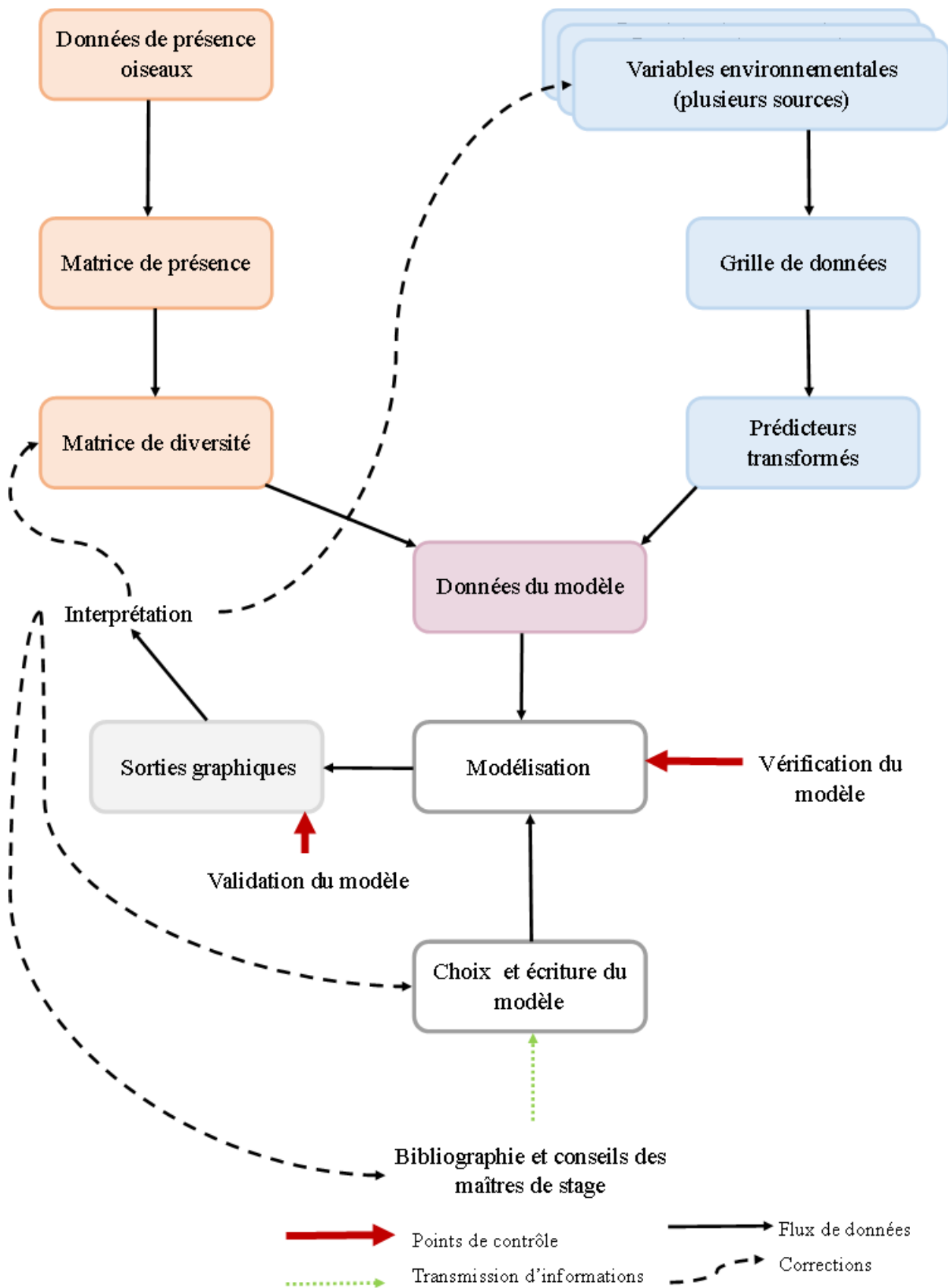


Figure 7 : Schéma de méthode de travail permettant l'obtention des modèles.

Les modèles obtenus et présentés dans ce mémoire sont le fruit d'un ensemble d'étapes mis en avant dans la figure 7. La première consistait en la récupération des données. Cette étape a nécessité un travail de réflexion et de bibliographie pour savoir quelles données utiliser dans le cadre de la modélisation de patrons de diversité d'oiseaux. Des jeux de données étaient disponibles dès le commencement de ce stage.

A la suite de l'acquisition de ces jeux de données, une appropriation et un traitement de ces derniers a été nécessaire. Les traitements effectués avaient pour but de réorganiser ces ensembles de données, les agréger et les compiler pour que les formats de ces derniers puissent être analysés. L'obtention d'un premier tableau comprenant les variables environnementales et des informations sur leur emplacement dans la zone d'étude a pris plusieurs semaines. Ces tableaux ont en plus été sujets à de nombreuses modifications lors de l'ajout de nouvelles données ou de la structuration des données existantes selon de nouvelles conditions (changement de zone d'étude, prise en compte des royaumes zoogéographiques, ...).

A la suite de la création de ce premier tableau, la création de la matrice de présence a nécessité des recherches sur les oiseaux à considérer et sur les méthodes qui ont permis d'obtenir ces données. Les groupes d'oiseaux testés ont évolué ainsi que la variable de réponse testée. Initialement, la variable de réponse du modèle correspondait à la probabilité de présence (comprise entre 0 et 1) d'une espèce. Progressivement, la variable de réponse a évolué vers un nombre d'espèces par cellule comme c'est le cas dans les modèles présentés ici. La matrice de présence initiale a donc évolué vers une « matrice de diversité ».

En parallèle, des recherches bibliographiques sur les objectifs et les types de modèles statistiques inférentiels ont permis de choisir différentes méthodes de modélisation. Leur écriture a été effectuée lors de réunions durant lesquelles un avis d'expert en ornithologie nous guidait pour les attendus du modèle. La vérification du modèle reste relativement simple puisqu'il s'agit d'un nombre limité de ligne. Cette étape de vérification consiste essentiellement à s'assurer que les données fournies sont conformes. L'étape de validation se faisait à l'issue de la modélisation. Notamment lors de l'usage de modèles additifs généralisés, les sorties graphiques permettent de comparer les résultats du modèle à la littérature ou à l'avis d'un expert pour estimer si les sorties du modèle sont conformes à ce qui est trouvé à d'autres échelles ou si elles diffèrent. Dans le cas où elles diffèrent, il est nécessaire de s'assurer que ce ne soit pas dû à une mauvaise fonction du modèle.

A la suite de l'étape d'interprétation, les modèles étaient affinés ou modifiés selon ce qui a été perçu lors de cette étape de validation. Les réunions régulières avec les encadrants de ce stage ont également permis de confronter les résultats obtenus avec les possibles attendus de ma mission. Les premiers tests de modèles ont également permis de choisir les modèles additifs généralisés pour les raisons présentées plus haut. C'est à l'issue de ces processus que les modèles suivants ont été développés.

RESULTATS

Chaque modèle concernant les régimes alimentaires a été construit avec pour variable de réponse le nombre d'espèces d'oiseaux ayant le même régime alimentaire par cellule. Le nombre d'espèces par cellule varie grandement d'un groupe à l'autre. Le groupe des oiseaux insectivore est le groupe avec le plus grand effectif avec entre 0 et 320 espèces par cellules (moyenne = 72,1, écart-type = 47.8). Les richesses spécifiques des oiseaux appartenant aux régimes alimentaires carnivore, omnivore et granivore sont semblables inférieures à celles des oiseaux insectivores. La richesse spécifique pour les oiseaux carnivores varie entre 0 et 46 espèces (moyenne = 15.75, écart-type = 7.88), celle des oiseaux omnivores varie entre 0 et 63 espèces (moyenne = 16.8, écart-type = 9.51) et la richesse spécifique pour les oiseaux granivores varie entre 0 et 52 (moyenne = 15.5, écart-type = 7.65). Enfin, les oiseaux herbivores et frugivores sont les moins nombreux et ont des richesses spécifiques semblables. Le nombre d'espèces herbivores varie entre 0 et 16 espèces par cellules (moyenne = 2.8, écart-type = 2.36). Pour les espèces frugivores, ce nombre varie entre 0 et 53 (moyenne = 4.9, écart-type = 9.70). Ces valeurs sont à l'origine des groupements observables dans les graphiques à venir.

Pour toutes ces représentations graphiques, les valeurs des prédicteurs (en abscisse) ont été centrées et réduites après avoir été transformées par le biais de fonctions croissantes monotones lorsque cela s'avérait nécessaire (voir matériel et méthodes – Exploration des données). La monotonie et la croissance stricte des fonctions utilisées pour les transformations des prédicteurs permettent de conserver le sens de la distribution des valeurs des prédicteurs.

Les graphiques des figure 8 à 14 présente les effets marginaux des modèles pour les oiseaux insectivores (R^2 -ajusté = 0.887), omnivores (R^2 -ajusté = 0.878), carnivores (R^2 -ajusté = 0.823), granivores (R^2 -ajusté = 0.798), frugivores (R^2 -ajusté = 0.947) et herbivores (R^2 -ajusté = 0.764).

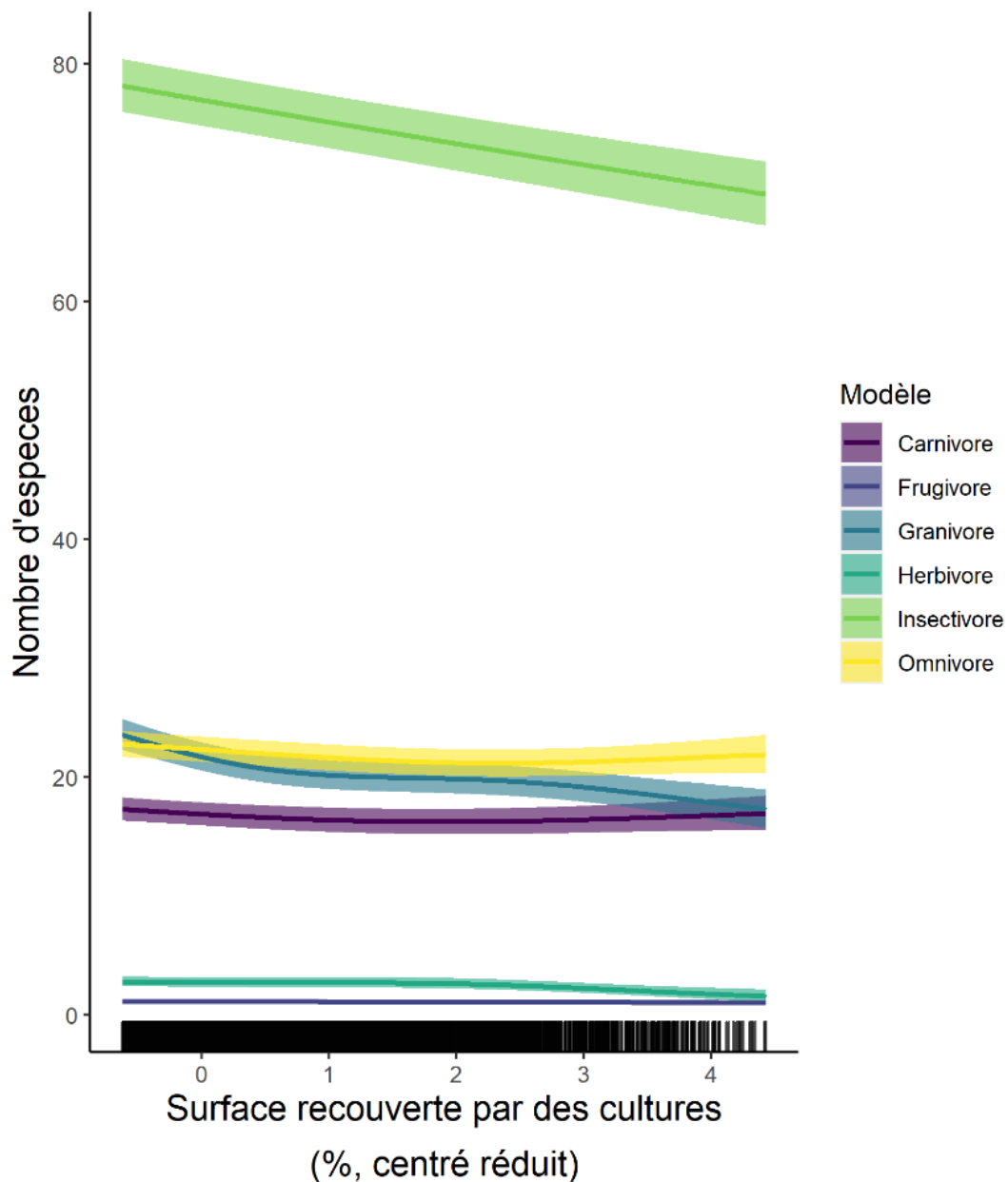


Figure 8 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation de la surface agricole. Chaque courbe représente l'effet marginal d'un modèle. La bordure noire au-dessous des courbes représente la distribution des résidus du modèle.

Lorsque la surface de culture augmente (figure 8), la richesse spécifique pour les espèces d'oiseaux insectivores (edf = 1.00, chi.sq = 75.7, p-value < 2e-16) et granivores (edf = 2.92, chi.sq = 95.3, p-value < 2e-16) diminue. Le nombre d'espèces herbivores (edf = 2.73, chi.sq = 14.4, p-value < 2e-16) diminue également lors de l'augmentation de la présence d'agriculture. La richesse spécifique reste globalement stable pour les autres régimes alimentaires.

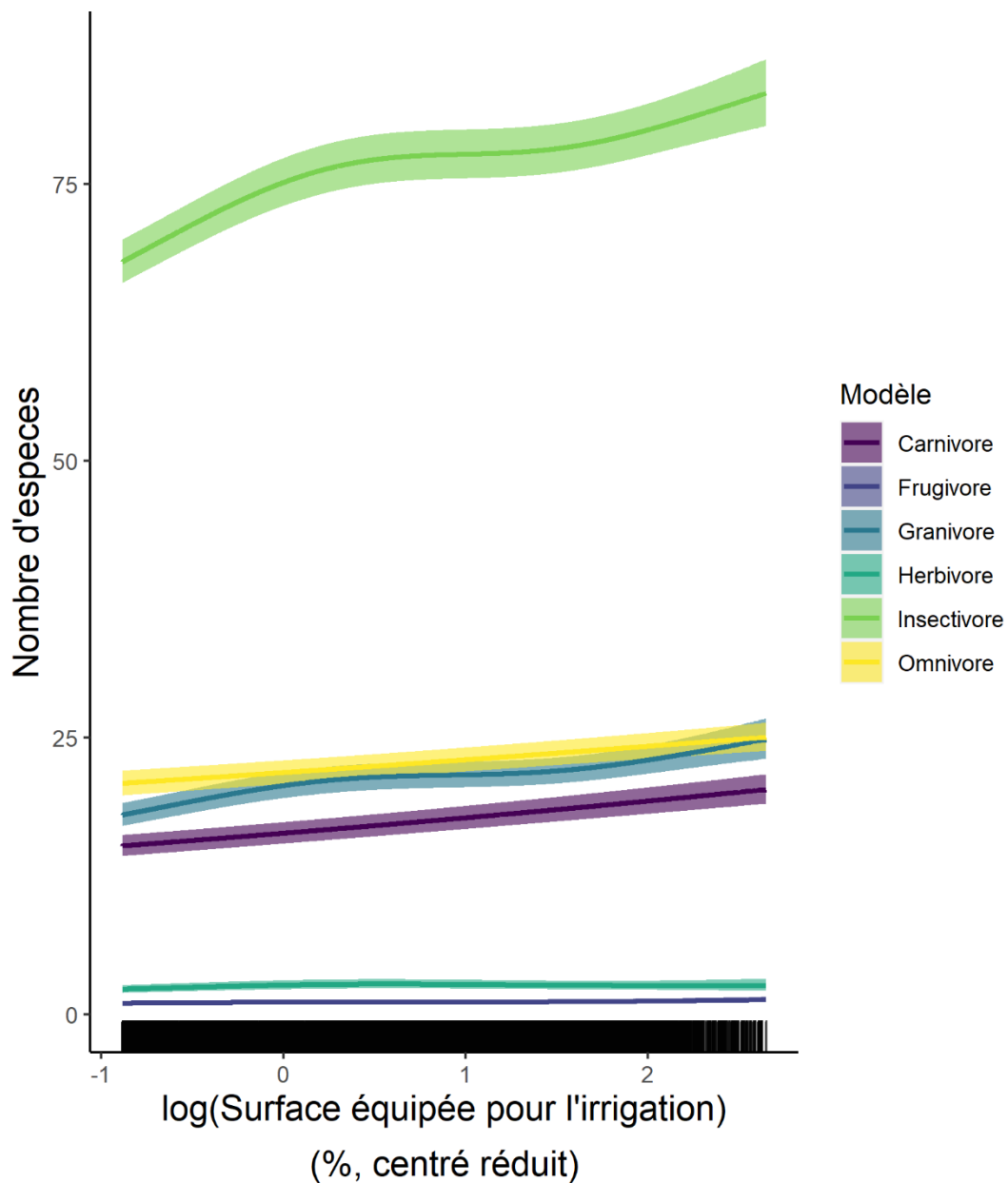


Figure 9 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation de la surface équipée pour l'irrigation. Chaque courbe représente l'effet marginal d'un modèle. La bordure noire au-dessous des courbes représente la distribution des résidus du modèle.

Le nombre d'espèces d'oiseaux insectivores (edf = 2.95, chi.sq = 333.9, p-value <2e-16) et, dans une moindre mesure, omnivores (edf = 1.00, chi.sq = 63.7, p-value < 2e-16), granivores (edf = 2.92, chi.sq = 157.2, p-value <2e-16) et carnivores (edf = 1.00, chi.sq = 184.5, p-value < 2e-16) augmente lorsque la surface irriguée augmente (figure 8). Il n'y a pas d'effet observable pour les autres régimes alimentaires.

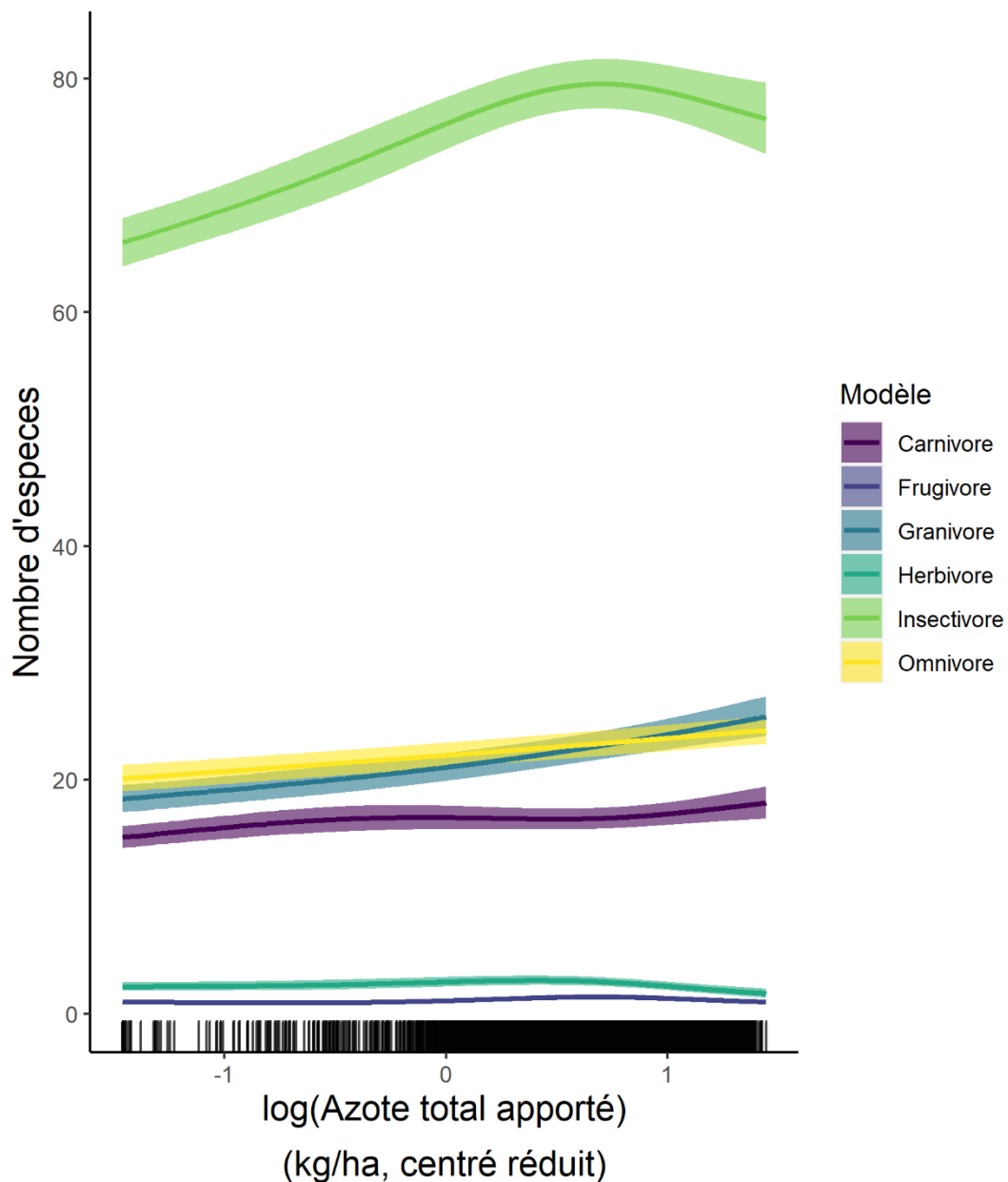


Figure 10 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation de l'apport d'azote. Chaque courbe représente l'effet marginal d'un modèle. La bordure noire au-dessous des courbes représente la distribution des résidus du modèle.

Lorsque l'apport d'azote augmente (figure 8), la richesse spécifique des insectivores ($edf = 2.90$, $chi.sq = 529.7$, $p\text{-value} < 2e-16$) augmente jusqu'à un maximum puis diminue. Le nombre d'espèces granivores ($edf = 1.80$, $chi.sq = 185.2$, $p\text{-value} < 2e-16$) augmente également. De même, la richesse spécifique des oiseaux omnivores ($edf = 1.00$, $chi.sq = 71.6$, $p\text{-value} < 2e-16$) et carnivores ($edf = 2.814$, $chi.sq = 46.37$, $p\text{-value} < 2e-16$) augmente légèrement lors d'une augmentation de l'irrigation.

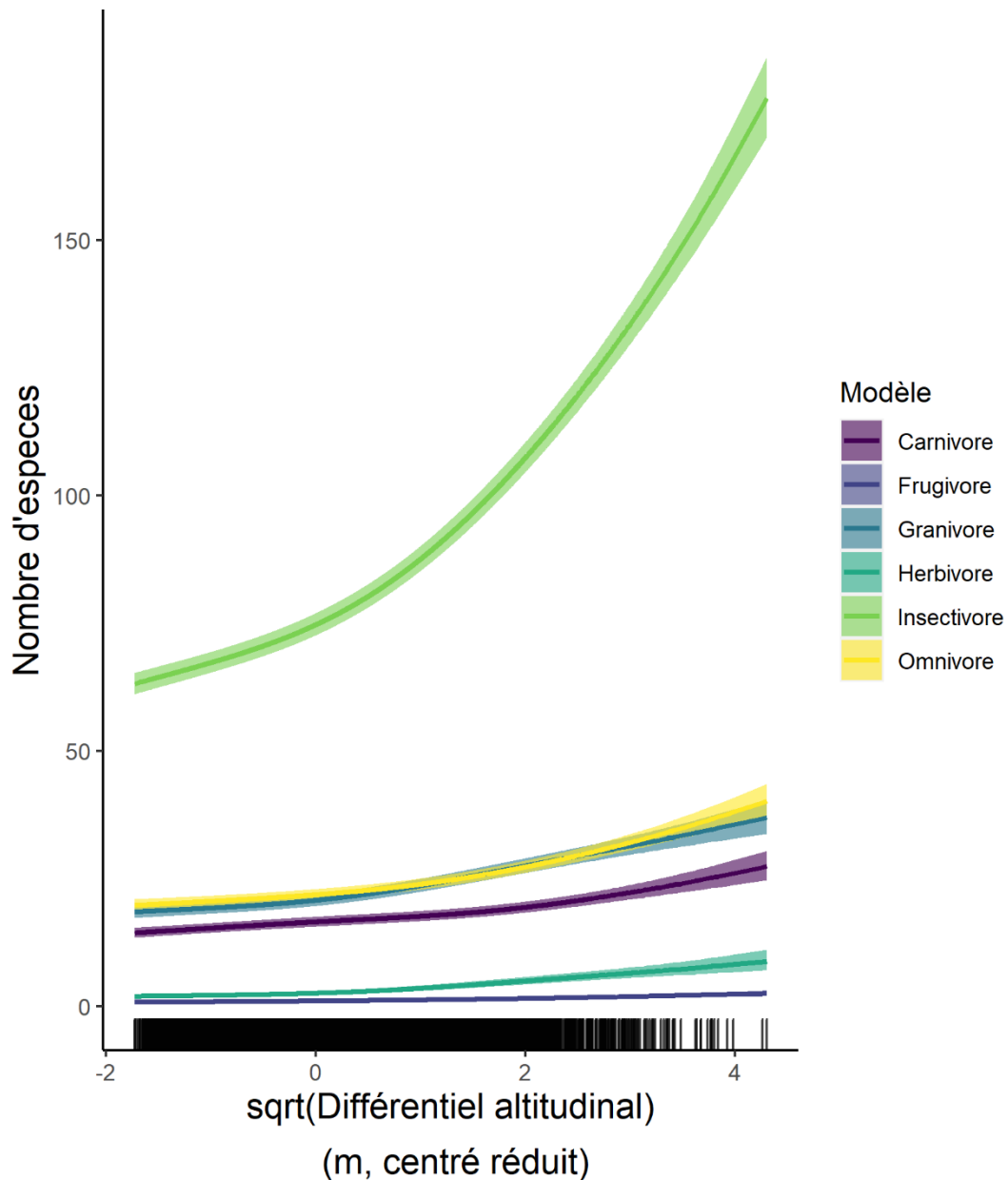


Figure 11 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation de l'apport d'azote. Chaque courbe représente l'effet marginal d'un modèle. La bordure noire au-dessous des courbes représente la distribution des résidus du modèle.

Les espèces insectivores (edf = 2.93, chi.sq = 3305.4, p-value < 2e-16) sont celles pour lesquelles le nombre d'espèces prédites est le plus haut et augmente le plus rapidement lorsque le différentiel altitudinal augmente (figure 9). Une augmentation moins forte est également visible pour les espèces omnivores (edf = 2.66, chi.sq = 333.4, p-value < 2e-16), granivores (edf = 2.84, chi.sq = 436.7, p-value < 2e-16) et carnivores (edf = 2.85, chi.sq = 186.6, p-value < 2e-16). Enfin, une légère augmentation de la richesse spécifique est visible pour les espèces herbivores (edf = 2.89, chi.sq = 340.6, p-value < 2e-16).

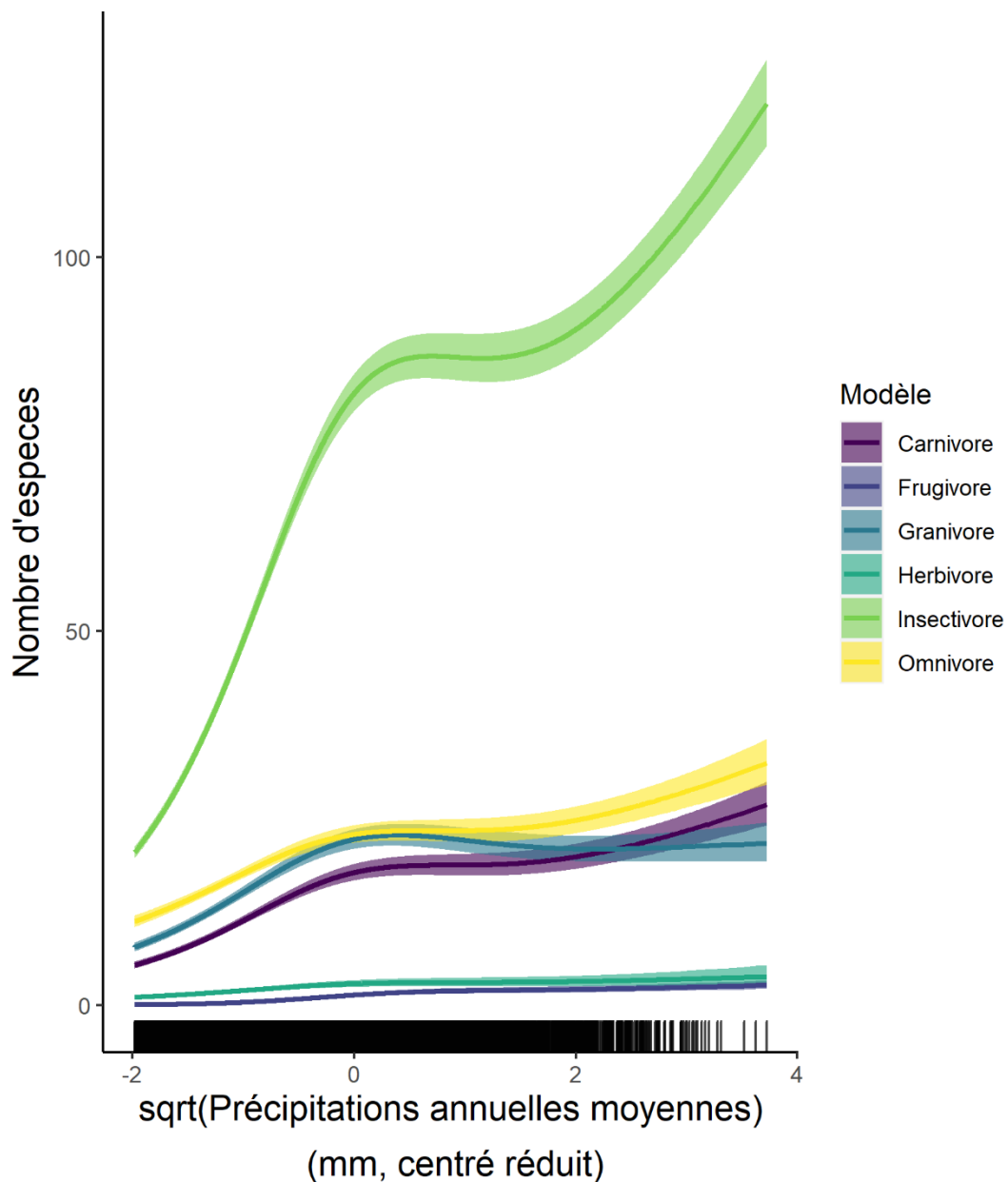


Figure 12 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation des précipitations moyenne annuelles. Chaque courbe représente l'effet marginal d'un modèle. La bordure noir au-dessous des courbes représente la distribution des résidus du modèle.

Lors de l'augmentation de la valeur des précipitations moyennes (figure 9), les tendances observées précédemment sont semblables. Le nombre d'espèces insectivores augmentent fortement (edf = 3.00, chi.sq = 4066.7, p-value < 2e-16) lorsque les précipitations moyennes augmentent. Les espèces carnivores (edf = 3.00, chi.sq = 684.3, p-value < 2e-16), omnivores (edf = 2.99, chi.sq = 640.2, p-value < 2e-16) et granivores (edf = 2.98, chi.sq = 617.7, p-value < 2e-16) augmentent également mais plus faiblement. Enfin, le lien pour les espèces frugivores (edf = 2.99, chi.sq = 63.7, p-value < 2e-16) et herbivores (edf = 2.90, chi.sq = 81.7, p-value < 2e-16) est faible, mais une légère augmentation de la richesse spécifique lorsque la moyenne des précipitations augmente est visible.

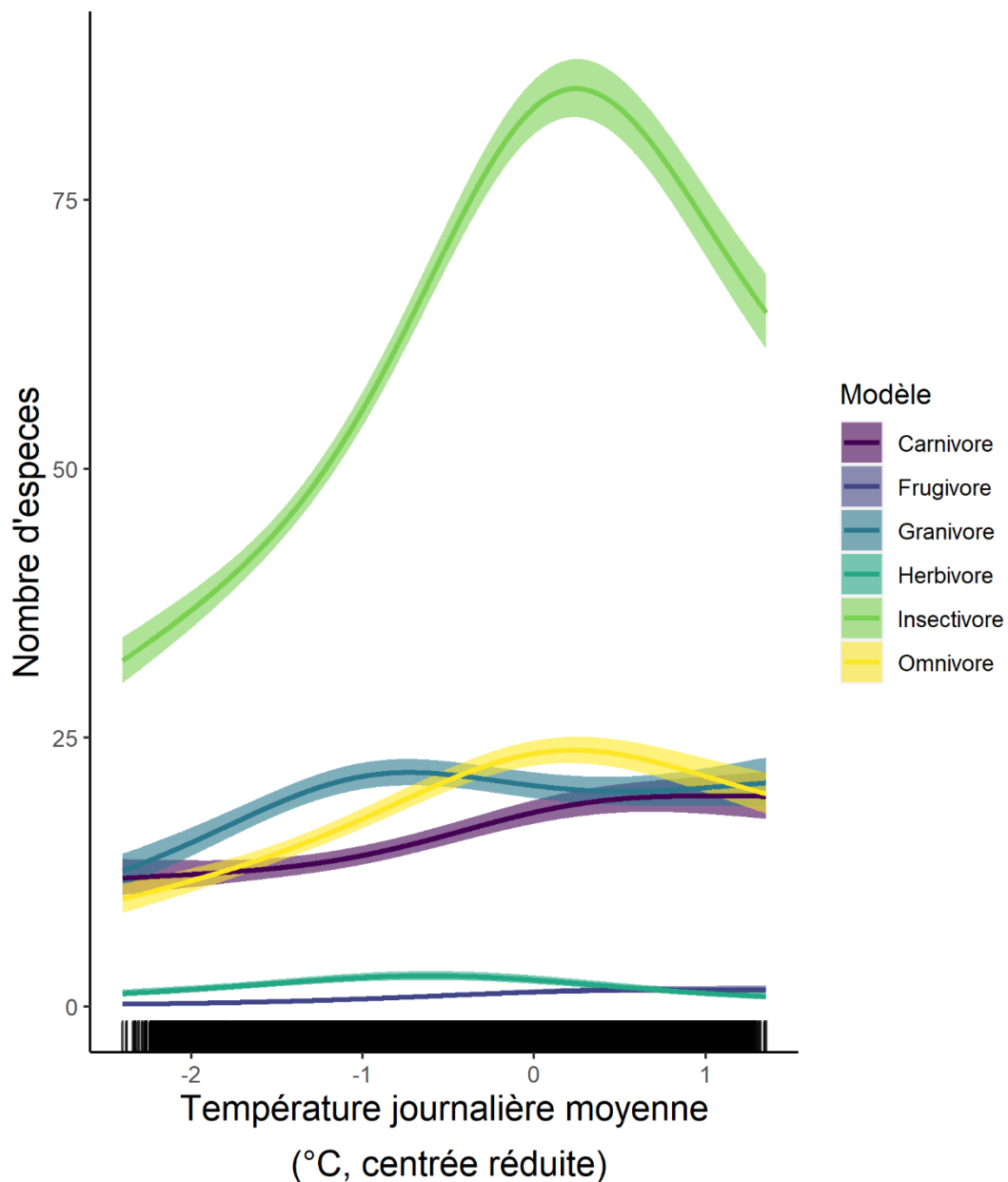


Figure 13 : Nombre d'espèces inféré en fonction de la variation des températures journalière moyennes. Chaque courbe représente l'effet marginal d'un modèle. La bordure noire au-dessous des courbes représente la distribution des résidus du modèle.

Lorsque la température journalière moyenne augmente (figure 9), le nombre d'espèces insectivores ($\text{edf} = 2.99$, $\text{chi.sq} = 2234.7$, $p\text{-value} < 2e-16$) augmente jusqu'à une valeur maximum puis diminue. La même tendance avec un différentiel entre la valeur maximale et minimale plus faible est observable pour les oiseaux omnivores ($\text{edf} = 2.92$, $\text{chi.sq} = 375.4$, $p\text{-value} < 2e-16$), granivores ($\text{edf} = 2.91$, $\text{chi.sq} = 76.9$, $p\text{-value} < 2e-16$) et herbivores ($\text{edf} = 2.81$, $\text{chi.sq} = 102.7$, $p\text{-value} < 2e-16$). La richesse spécifique pour les oiseaux carnivores ($\text{edf} = 2.93$, $\text{chi.sq} = 113.7$, $p\text{-value} < 2e-16$) et frugivores ($\text{edf} = 2.66$, $\text{chi.sq} = 214.5$, $p\text{-value} < 2e-16$) augmente avec l'augmentation de la valeur de température moyenne.

DISCUSSION

1. Relations générales

Nos modèles montrent que la diversité des oiseaux diminue globalement avec l'intensité croissante de l'agriculture dans la cellule. Cette relation coïncide avec les résultats dans la littérature existante sur les effets de l'agriculture intensive sur la diversité des oiseaux (Ervin Reyes-Palomino & Cano Ccoa, 2022; Karp et al., 2012; Kleijn et al., 2009). En effet, lorsque l'agriculture s'intensifie, le milieu tend à s'homogénéiser, au détriment de nombreuses espèces d'oiseaux (Atauri & de Lucio, 2001). La diversité des oiseaux augmente dans les zones fortement irriguées ou avec un dépôt d'azote élevé. La première relation concorde avec les résultats de l'étude de Giralt et al. (2021) pour les espèces généralistes favorisées par l'irrigation en Europe. Mais d'autres études menées dans le Nord de l'Espagne ont des résultats différents : Cabodevilla et al. (2022) trouvent une relation négative entre l'irrigation et la diversité des oiseaux et les résultats de De Frutos et al. (2015) ne relient pas la diversité spécifique avec l'irrigation. L'irrigation entraîne des modifications dans l'habitat (modification de la végétation, installation de bassin de rétention d'eau, ...) et favorisent les espèces adaptées à ces milieux au détriment d'autres (Cabodevilla et al., 2022; De Frutos et al., 2015; Giralt et al., 2021). Au grain de notre étude, il n'y a pas effets négatifs perceptibles de l'irrigation sur la diversité des oiseaux. Les résultats concernant l'apport d'azote dans la zone ne concordent pas avec les résultats trouvés dans la littérature. En effet, l'augmentation de la richesse spécifique observée dans les milieux à fort apport d'azote minéral sont contraires aux résultats de l'étude de Billeter et al. (2008) faite à l'échelle européenne. Cependant, les données sur l'azote intègrent également les apports d'azote organique estimés à partir des prairies présentes dans la zone. Ces deux facteurs favorisent la diversité des oiseaux dans les milieux agricoles d'après les travaux d'Atkinson et al. (2004) et Vickery et al. (2001). Le lien de nos modèles semble prendre en compte ces facteurs. Globalement, les relations entre la diversité et les prédicteurs du climat et topographie sont conformes aux résultats présents dans la littérature (Araújo et al., 2005; Currie, 1991). Pour les prédicteurs liés au climat et à la topographie, les résultats des modèles montrent une augmentation de la richesse spécifique lorsque les précipitations et le différentiel altitudinal augmentent. La diversité atteint un maximum pour une valeur de la température, ce qui correspond également aux résultats trouvés dans la littérature (Currie, 1991). La diversité est donc globalement structurée par l'agriculture mais ce lien varie d'une guildes à l'autre.

2. Hétérogénéités inter-guildes

L'augmentation de la surface agricole entraîne une diminution de la diversité des oiseaux insectivores, granivores (et dans une moindre mesure, les espèces herbivores) à l'échelle continentale. La diminution de la richesse spécifique dans des zones d'agriculture intensive concorde avec les résultats de Butler et al. (2010) pour les espèces granivores à l'échelle régionale. La relation entre l'agriculture n'est pas le même suivant la guildes. Les richesses spécifiques des oiseaux omnivores, carnivores et frugivores ne semblent pas liées à la surface couverte par l'agriculture contrairement aux guildes précédentes. Ces résultats ne concordent pas avec ceux des études sur les oiseaux carnivores dans les milieux cultivés. La littérature associe une agriculture intense à une diversité des oiseaux carnivores faible (Grande et al., 2018; Sánchez-Zapata et al., 2003). Des résultats similaires pour les espèces frugivores dans le bassin méditerranéen sont trouvés par Rey et al. (2011; 2021). Les résultats de nos modèles concordent cependant avec la littérature pour les espèces omnivores (Bowler et al., 2019) à l'échelle de l'Europe et du Danemark. Ici, il

semblerait que l'absence de lien soit liée à des problématiques de non-stationnarité spatiale (Foody, 2004; Miller, 2010). Suivant l'échelle à laquelle le lien est exploré, il peut être observable ou non. Il semble que ce ne soit pas le cas pour les espèces frugivores, carnivores et omnivores. La différence de lien d'un régime alimentaire à l'autre confirme l'hypothèse formulée en introduction selon laquelle le lien entre la richesse spécifique des oiseaux et l'agriculture est structurée par le régime alimentaire. Des effets similaires pour les différents régimes alimentaires avec les effectifs les plus élevés sont observés pour les autres prédicteurs liés à l'agriculture

La richesse spécifique des espèces insectivores, carnivores, omnivores et granivores est plus élevée dans les milieux où les surfaces équipées pour l'irrigation et l'apport d'azote sont hauts. Comme abordé précédemment, la relation entre diversité et irrigation peut être expliquée par la création d'habitats propices pour des espèces généralistes suite au développement de l'irrigation (Giralt et al., 2021). La diversité des guildes insectivores, carnivores, omnivores et granivores augmente lorsque l'apport d'azote croît. Cette relation correspond à celle présentée pour les résultats généraux. La diminution après avoir atteint un maximum de diversité dans le cas des insectivores peut être lié à un effet négatif entre l'apport d'azote et certaines espèces d'insectivores observée par Atkinson et al. (2004). Cette diminution de la richesse spécifique peut ainsi être observable à partir d'un seuil d'apport d'azote dans la zone. Pour les espèces frugivores et herbivores, on ne détecte pas de relation. Cette absence de relation ne correspond pas à ce qui peut être trouvé dans la littérature. Dans son ouvrage, MacDonald (2006) indique que la diversité des oiseaux herbivores en Angleterre sont négativement impactés par l'apport d'intrants. Il semble cependant que l'absence de relation diversité-apport d'azote pour les espèces frugivores et herbivores soit due à la non-stationnarité spatiale du lien étudié.

Performances des modèles

L'absence de liens trouvés dans nos résultats sont principalement le fait d'une non-stationnarité spatiale du lien étudié. Cette non-stationnarité n'a pas été prise en compte lors de la création de ces modèles et entraîne une perte d'information due au grain et à l'étendue de l'étude (Foody, 2004). Pour permettre de prendre ce point en compte, il serait nécessaire de pondérer les données selon leur emplacement pour ne plus souffrir de cette perte d'information. La prise en compte de la non-stationnarité permettrait alors de gagner en efficacité du modèle et surtout ne plus perdre de l'information lors d'analyse de lien à échelle réduite ou propre à une région comme c'est le cas pour les espèces frugivores qui n'occupent qu'une partie de la zone d'étude totale. La prise en compte de cette non-stationnarité est une condition pour permettre d'augmenter l'échelle du modèle. Les variations groupées spatialement au sein de la zone d'étude n'influenceraient ainsi plus les résultats sur la diversité lors de changements d'échelle (Crawley & Hurrall, 2001; Foody, 2004).

Dans le but d'améliorer les modèles construits et de poursuivre la compréhension du lien entre la diversité des oiseaux et l'agriculture, il serait alors intéressant de détailler les types de cultures développés dans un milieu et d'explorer les liens existant entre les différentes guildes alimentaires et les types de culture. De plus, prendre en compte les surfaces seulement de prairies permettrait de mettre en avant les zones avec des apports d'azote organiques. Ces pratiques ont un impact sur la diversité différent de celui d'un apport d'azote minéral à (Kleijn et al., 2009; Robleño et al., 2017). Avec ces informations en plus, il serait alors possible de préciser les liens entre l'agriculture et la diversité des oiseaux. La prise en compte du type des cultures et de la présence des prairies pourrait permettre de détecter plus précisément les phénomènes d'homogénéisation du milieu par les activités agricoles. Ces améliorations ne changeraient cependant pas les interprétations que l'on peut tirer du modèle.

3. Limites des analyses

Les modèles permettent d'observer des liens à large échelle sans prise en compte des facteurs locaux entre l'agriculture et la diversité des oiseaux. Les modèles corrélatifs permettent uniquement d'inférer les phénomènes testés (Guisan et al., 2017). Il n'est donc pas possible de tirer un lien de cause à effet à partir des résultats ni de produire des prédictions dans l'espace ou dans le temps à partir de nos résultats (Journé et al., 2020; Maris et al., 2018). Les modèles produits montrent comment évolue la diversité des oiseaux suivant les gradients des variables liées à l'agriculture et aux conditions topographiques et climatiques. Ces modèles pourraient permettre de donner une idée de la diversité des oiseaux impactée en cas d'augmentation des perturbations dans une zone définie selon les prédicteurs utilisés. Pour prédire dans le temps et dans l'espace la diversité des oiseaux ou tirer des liens de cause à effet, il serait nécessaire de modifier en profondeur la démarche suivie jusqu'à présent.

4. Perspectives

Il est impossible de prédire la diversité des oiseaux selon un gradient d'intensité de l'agriculture ou d'exprimer une relation de causes à effet à partir des modèles produits. La première raison est l'absence de mécanismes dans la modélisation effectuée (Dormann et al., 2012; Morin & Thuiller, 2009). Sans la compréhension des mécanismes physiologiques régissant le lien d'un organisme aux variables explicatives choisies, il sera impossible de prédire la distribution des organismes dans l'espace ou au cours du temps (Araújo & Peterson, 2012; Journé et al., 2020). En addition, les données à l'origine de la variable de réponse ont été construites en agrégeant à de larges échelles des zones d'occurrences. Pour prédire la diversité des oiseaux, il n'est plus possible d'utiliser des données provenant de zones d'occurrences. L'un des risques liés à cette source de donnée est de décrire des espèces présentes dans un environnement alors qu'elles sont majoritairement absentes au sein de ce dernier (Rödder & Engler, 2011). Des liens erronés entre des prédicteurs et les espèces peuvent alors être créés. Pour rendre compte de l'environnement dans lequel vit réellement, il serait préférable de passer à des points d'occurrences de l'espèce. Enfin, il est impossible de prédire la distribution des données à cause du décalage temporel des données. Les données des prédicteurs proviennent de sources différentes et sur des périodes qui se chevauchent mais de durées différentes. Cette différence temporelle peut entraîner un décalage entre la variable de réponses et les données des différents prédicteurs. La prédiction produite serait alors erronée. De plus, la quantité de données nécessaires et les connaissances des milieux nécessaires pousseraient à réduire l'étendue de la démarche.

CONCLUSION

Ce stage avait pour objectif d'explorer les relations entre l'agriculture et la diversité des espèces d'oiseaux à l'échelle régionale. Notre étude a pu confirmer que la diversité des espèces d'oiseaux est structurée le long d'un gradient d'intensification de l'agriculture. Ce travail permet de également de la persistance de liens trouvés entre l'agriculture et la diversité des oiseaux malgré l'augmentation de l'étendue et du grain de l'étude. De plus, l'approche menée ici a permis ici de mettre en évidence la structuration de la diversité des oiseaux selon les régimes alimentaires. Selon la guildes, le lien avec les gradients d'activités agricoles varie. A travers cette étude, il a également été possible de souligner une variation de la relation selon l'espace.

La diversité des espèces d'oiseaux et l'agriculture sont étroitement liées et ce, depuis le début de l'agriculture. Les oiseaux sont à l'origine de nombreux services écosystémiques et augmentent la résilience des milieux agricoles face à différentes perturbations. Notre étude permet de mettre en évidence les milieux dans lesquels des perturbations pourraient toucher de nombreuses des espèces d'oiseaux qui pourraient être touchées en cas d'augmentation de des perturbations dans un milieu défini selon les gradients que nous avons utilisé pour définir le milieu.

De nombreuses tentatives de modélisations ont été effectuées au cours de ce stage et certaines prenant en compte une structuration du lien selon des régions sont un premier pas vers la prise en compte de la non-stationnarité spatiale de la relation qui a été étudiée. Poursuivre ces modèles pourraient permettre de poursuivre ce travail d'exploration du lien entre la diversité des oiseaux et l'agriculture à de plus grandes échelles ou avec de un plus grand nombre de groupe. De plus, changer d'approche pourrait également permettre de créer des outils prédictifs pour aider à limiter la diminution de diversité observée.

Bibliographie

- Al-Rawahi, M. N., Brinkmann, K., Schlecht, E., & Buerkert, A. (2014). Effects of changing water availability on land use in irrigated mountain oases of Al Jabal Al Akhdar, northern Oman. *Erde*, *145*(4), 197-211.
- Alvarado-Serrano, D. F., & Knowles, L. L. (2014). Ecological niche models in phylogeographic studies : Applications, advances and precautions. *Molecular Ecology Resources*, *14*(2), 233-248. <https://doi.org/10.1111/1755-0998.12184>
- Andrews, P., & O'Brien, E. M. (2000). Climate, vegetation, and predictable gradients in mammal species richness in southern Africa. *Journal of Zoology*, *251*(2), 205-231. <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.2000.tb00605.x>
- Araújo, M. B., Pearson, R. G., & Rahbek, C. (2005). Equilibrium of Species' Distributions with Climate. *Ecography*, *28*(5), 693-695.
- Araújo, M. B., & Peterson, A. T. (2012). Uses and misuses of bioclimatic envelope modeling. *Ecology*, *93*(7), 1527-1539. <https://doi.org/10.1890/11-1930.1>
- Atauri, J. A., & de Lucio, J. V. (2001). The role of landscape structure in species richness distribution of birds, amphibians, reptiles and lepidopterans in Mediterranean landscapes. *Landscape Ecology*, *16*(2), 147-159. <https://doi.org/10.1023/A:1011115921050>
- Atkinson, P. W., Buckingham, D., & Morris, A. J. (2004). What factors determine where invertebrate-feeding birds forage in dry agricultural grasslands? *Ibis*, *146*(s2), 99-107. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.2004.00346.x>
- Barnagaud, J.-Y., Mazet, N., Munoz, F., Grenié, M., Denelle, P., Sobral, M., Kissling, W. D., Şekercioğlu, Ç. H., & Violle, C. (2019). Functional biogeography of dietary strategies in birds. *Global Ecology and Biogeography*, *28*(7), 1004-1017. <https://doi.org/10.1111/geb.12910>
- Billeter, R., Liira, J., Bailey, D., Bugter, R., Arens, P., Augenstein, I., Aviron, S., Baudry, J., Bukacek, R., Burel, F., Cerny, M., De Blust, G., De Cock, R., Diekötter, T., Dietz, H.,

- Dirksen, J., Dormann, C., Durka, W., Frenzel, M., ... Edwards, P. j. (2008). Indicators for biodiversity in agricultural landscapes : A pan-European study. *Journal of Applied Ecology*, 45(1), 141-150. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2007.01393.x>
- BirdLife International & Handbook of the Birds of the World. (2019). *Bird species distribution maps of the world. Version 2019.1*. <http://datazone.birdlife.org/species/requestdis>
- Bock, C. E., Jones, Z. F., & Bock, J. H. (2008). The Oasis Effect : Response of Birds to Exurban Development in a Southwestern Savanna. *Ecological Applications*, 18(5), 1093-1106. <https://doi.org/10.1890/07-1689.1>
- Boivin, N. L., Zeder, M. A., Fuller, D. Q., Crowther, A., Larson, G., Erlandson, J. M., Denham, T., & Petraglia, M. D. (2016). Ecological consequences of human niche construction : Examining long-term anthropogenic shaping of global species distributions. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 113(23), 6388-6396. <https://doi.org/10.1073/pnas.1525200113>
- Bowler, D. E., Heldbjerg, H., Fox, A. D., de Jong, M., & Böhning-Gaese, K. (2019). Long-term declines of European insectivorous bird populations and potential causes. *Conservation Biology*, 33(5), 1120-1130. <https://doi.org/10.1111/cobi.13307>
- Bradbury, R. B., Kyrkos, A., Morris, A. J., Clark, S. C., Perkins, A. J., & Wilson, J. D. (2000). Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology*, 37(5), 789-805. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00552.x>
- Broennimann, O., Fitzpatrick, M. C., Pearman, P. B., Petitpierre, B., Pellissier, L., Yoccoz, N. G., Thuiller, W., Fortin, M.-J., Randin, C., Zimmermann, N. E., Graham, C. H., & Guisan, A. (2012). Measuring ecological niche overlap from occurrence and spatial environmental data. *Global Ecology and Biogeography*, 21(4), 481-497. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00698.x>
- Butler, S. J., Mattison, E. H. A., Glithero, N. J., Robinson, L. J., Atkinson, P. W., Gillings, S., Vickery, J. A., & Norris, K. (2010). Resource availability and the persistence of seed-eating

- bird populations in agricultural landscapes : A mechanistic modelling approach. *Journal of Applied Ecology*, 47(1), 67-75. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01750.x>
- Cabodevilla, X., Wright, A. D., Villanua, D., Arroyo, B., & Zipkin, E. F. (2022). The implementation of irrigation leads to declines in farmland birds. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 323, 107701. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2021.107701>
- Cavrois, A., Kirchner, F., & Moncorps, S. (2011). *Guide pratique pour la réalisation de listes rouges régionales des espèces menacées méthodologie de l'UICN & démarche d'élaboration*. Comité français pour l'UICN.
- CEFE. (s.d.). *Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive—ACCUEIL*. <https://www.cefe.cnrs.fr/fr/>
- Cox, C. B., Moore, P. D., & Ladle, R. J. (2016). *Biogeography : An ecological and evolutionary approach* (Ninth edition). John Wiley & Sons.
- Crawley, M. J., & Harral, J. E. (2001). Scale Dependence in Plant Biodiversity. *Science*, 291(5505), 864-868. <https://doi.org/10.1126/science.291.5505.864>
- Currie, D. J. (1991). Energy and Large-Scale Patterns of Animal- and Plant-Species Richness. *The American Naturalist*, 137(1), 27-49. <https://doi.org/10.1086/285144>
- De Frenne, P., Lenoir, J., Luoto, M., Scheffers, B. R., Zellweger, F., Aalto, J., Ashcroft, M. B., Christiansen, D. M., Decocq, G., De Pauw, K., Govaert, S., Greiser, C., Gril, E., Hampe, A., Jucker, T., Klings, D. H., Koelemeijer, I. A., Lembrechts, J. J., Marrec, R., ... Hylander, K. (2021). Forest microclimates and climate change : Importance, drivers and future research agenda. *Global Change Biology*, 27(11), 2279-2297. <https://doi.org/10.1111/gcb.15569>
- De Frutos, A., Olea, P. P., & Mateo-Tomás, P. (2015). Responses of medium- and large-sized bird diversity to irrigation in dry cereal agroecosystems across spatial scales. *Agriculture, Ecosystems & Environment*, 207, 141-152. <https://doi.org/10.1016/j.agee.2015.04.009>
- Dormann, C. F., Schymanski, S. J., Cabral, J., Chuine, I., Graham, C., Hartig, F., Kearney, M., Morin, X., Römermann, C., Schröder, B., & Singer, A. (2012). Correlation and process in species distribution models : Bridging a dichotomy: Bridging the correlation-process

dichotomy. *Journal of Biogeography*, 39(12), 2119-2131. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02659.x>

Earth Resources Observation And Science (EROS) Center. (2017). *Global Multi-resolution Terrain Elevation Data 2010 (GMTED2010)* [Xml]. U.S. Geological Survey.

<https://doi.org/10.5066/F7J38R2N>

Ebeling, S. K., Welk, E., Auge, H., & Bruelheide, H. (2008). Predicting the spread of an invasive plant : Combining experiments and ecological niche model. *Ecography*, 31(6), 709-719.

<https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2008.05470.x>

Ellis, E. C. (2011). Anthropogenic transformation of the terrestrial biosphere. *Philosophical Transactions of the Royal Society A: Mathematical, Physical and Engineering Sciences*, 369(1938), 1010-1035. <https://doi.org/10.1098/rsta.2010.0331>

Ellis, E. C., Kaplan, J. O., Fuller, D. Q., Vavrus, S., Klein Goldewijk, K., & Verburg, P. H. (2013). Used planet : A global history. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 110(20), 7978-7985. <https://doi.org/10.1073/pnas.1217241110>

Engler, R., Randin, C. F., Vittoz, P., Czaka, T., Beniston, M., Zimmermann, N. E., & Guisan, A. (2009). Predicting future distributions of mountain plants under climate change : Does dispersal capacity matter? *Ecography*, 32(1), 34-45. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.2009.05789.x>

Ervin Reyes-Palomino, S., & Cano Ccoa, D. M. (2022). Effects of intensive agriculture and climate change on biodiversity. *Revista Investigaciones Altoandinas-Journal of High Andean Research*, 24(1), 53-64. <https://doi.org/10.18271/ria.2022.328>

Foley, J. A., Ramankutty, N., Brauman, K. A., Cassidy, E. S., Gerber, J. S., Johnston, M., Mueller, N. D., O'Connell, C., Ray, D. K., West, P. C., Balzer, C., Bennett, E. M., Carpenter, S. R., Hill, J., Monfreda, C., Polasky, S., Rockstrom, J., Sheehan, J., Siebert, S., ... Zaks, D. P. M. (2011). Solutions for a cultivated planet. *Nature*, 478(7369), 337-342.

<https://doi.org/10.1038/nature10452>

- Foody, G. M. (2004). Spatial nonstationarity and scale-dependency in the relationship between species richness and environmental determinants for the sub-Saharan endemic avifauna. *Global Ecology and Biogeography*, 13(4), 315-320. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00097.x>
- Fourcade, Y., Besnard, A. G., & Secondi, J. (2018). Paintings predict the distribution of species, or the challenge of selecting environmental predictors and evaluation statistics. *Global Ecology and Biogeography*, 27(2), 245-256. <https://doi.org/10.1111/geb.12684>
- Fu, B.-J., Zhang, Q.-J., Chen, L.-D., Zhao, W.-W., Gulinck, H., Liu, G.-B., Yang, Q.-K., & Zhu, Y.-G. (2006). Temporal change in land use and its relationship to slope degree and soil type in a small catchment on the Loess Plateau of China. *CATENA*, 65(1), 41-48. <https://doi.org/10.1016/j.catena.2005.07.005>
- Fusco, J., Walker, E., Papaix, J., Debolini, M., Bondeau, A., & Barnagaud, J.-Y. (2021). Land Use Changes Threaten Bird Taxonomic and Functional Diversity Across the Mediterranean Basin : A Spatial Analysis to Prioritize Monitoring for Conservation. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9, 612356. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.612356>
- Gallien, L., Douzet, R., Pratte, S., Zimmermann, N. E., & Thuiller, W. (2012). Invasive species distribution models – how violating the equilibrium assumption can create new insights. *Global Ecology and Biogeography*, 21(11), 1126-1136. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00768.x>
- Gebauer, J., Luedeling, E., Hammer, K., Nagieb, M., & Buerkert, A. (2007). Mountain oases in northern Oman : An environment for evolution and in situ conservation of plant genetic resources. *Genetic Resources and Crop Evolution*. <http://dx.doi.org/10.1007/s10722-006-9205-2>
- Giralt, D., Pantoja, J., Morales, M. B., Traba, J., & Bota, G. (2021). Landscape-Scale Effects of Irrigation on a Dry Cereal Farmland Bird Community. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 9. <https://www.frontiersin.org/articles/10.3389/fevo.2021.611563>

- González-Salazar, C., Martínez-Meyer, E., & López-Santiago, G. (2014). A hierarchical classification of trophic guilds for North American birds and mammals. *Revista Mexicana de Biodiversidad*, 85(3), 931-941. <https://doi.org/10.7550/rmb.38023>
- Götzenberger, L., de Bello, F., Bråthen, K. A., Davison, J., Dubuis, A., Guisan, A., Lepš, J., Lindborg, R., Moora, M., Pärtel, M., Pellissier, L., Pottier, J., Vittoz, P., Zobel, K., & Zobel, M. (2012). Ecological assembly rules in plant communities—Approaches, patterns and prospects. *Biological Reviews*, 87(1), 111-127. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2011.00187.x>
- Grande, J. M., Orozco-Valor, P. M., Liébana, M. S., & Sarasola, J. H. (2018). Birds of Prey in Agricultural Landscapes : The Role of Agriculture Expansion and Intensification. In J. H. Sarasola, J. M. Grande, & J. J. Negro (Éds.), *Birds of Prey : Biology and conservation in the XXI century* (p. 197-228). Springer International Publishing. https://doi.org/10.1007/978-3-319-73745-4_9
- Grant, P. R., & Grant, B. R. (2006). Evolution of Character Displacement in Darwin's Finches. *Science*, 313(5784), 224-226. <https://doi.org/10.1126/science.1128374>
- Guisan, A., & Rahbek, C. (2011). SESAM – a new framework integrating macroecological and species distribution models for predicting spatio-temporal patterns of species assemblages. *Journal of Biogeography*, 38(8), 1433-1444. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2011.02550.x>
- Guisan, A., & Thuiller, W. (2005). Predicting species distribution : Offering more than simple habitat models. *Ecology Letters*, 8(9), 993-1009. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00792.x>
- Guisan, A., Thuiller, W., & Zimmermann, N. E. (2017). *Habitat Suitability and Distribution Models : With Applications in R*. Cambridge University Press.
- Holt, B. G., Lessard, J.-P., Borregaard, M. K., Fritz, S. A., Araújo, M. B., Dimitrov, D., Fabre, P.-H., Graham, C. H., Graves, G. R., Jønsson, K. A., Nogués-Bravo, D., Wang, Z., Whittaker,

- R. J., Fjeldså, J., & Rahbek, C. (2013). An Update of Wallace's Zoogeographic Regions of the World. *Science*, 339(6115), 74-78. <https://doi.org/10.1126/science.1228282>
- Hutchinson, G. E. (1957). Concluding Remarks. *Cold Spring Harbor Symposia on Quantitative Biology*, 22(0), 415-427. <https://doi.org/10.1101/SQB.1957.022.01.039>
- IPCC. (2007). *AR4 Climate Change 2007 : The Physical Science Basis*.
<https://www.ipcc.ch/report/ar4/wg1/>
- Journé, V., Barnagaud, J.-Y., Bernard, C., Crochet, P.-A., & Morin, X. (2020). Correlative climatic niche models predict real and virtual species distributions equally well. *Ecology*, 101(1), e02912. <https://doi.org/10.1002/ecy.2912>
- Karger, Dirk Nikolaus, Conrad, Olaf, Böhner, Jürgen, Kawohl, Tobias, Kreft, Holger, Soria-Auza, Rodrigo Wilber, Zimmermann, Niklaus E., Linder, H. Peter, & Kessler, Michael. (2021). *Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas CHELSA V2.1 (current)* (2.1, p. 2.1 KB) [Geotiff]. EnviDat. <https://doi.org/10.16904/ENVIDAT.228.V2.1>
- Karp, D. S., Rominger, A. J., Zook, J., Ranganathan, J., Ehrlich, P. R., & Daily, G. C. (2012). Intensive agriculture erodes beta-diversity at large scales. *Ecology Letters*, 15(9), 963-970. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01815.x>
- Kissling, W. D., Rahbek, C., & Böhning-Gaese, K. (2007). Food plant diversity as broad-scale determinant of avian frugivore richness. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 274(1611), 799-808. <https://doi.org/10.1098/rspb.2006.0311>
- Kissling, W. D., Sekercioglu, C. H., & Jetz, W. (2012). Bird dietary guild richness across latitudes, environments and biogeographic regions. *Global Ecology and Biogeography*, 21(3), 328-340. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00679.x>
- Kleijn, D., Kohler, F., Báldi, A., Batáry, P., Concepción, E. D., Clough, Y., Díaz, M., Gabriel, D., Holzschuh, A., Knop, E., Kovács, A., Marshall, E. J. P., Tschardtke, T., & Verhulst, J. (2009). On the relationship between farmland biodiversity and land-use intensity in Europe.

Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences, 276(1658), 903-909.

<https://doi.org/10.1098/rspb.2008.1509>

Li, F.-R., Liu, J.-L., Sun, T.-S., Ma, L.-F., Liu, L.-L., & Yang, K. (2016). Impact of established shrub shelterbelts around oases on the diversity of ground beetles in arid ecosystems of Northwestern China. *Insect Conservation and Diversity*, 9(2), 135-148.

<https://doi.org/10.1111/icad.12152>

Li, L., Wang, Z., Zerbe, S., Abdusalih, N., Tang, Z., Ma, M., Yin, L., Mohammat, A., Han, W., & Fang, J. (2013). Species Richness Patterns and Water-Energy Dynamics in the Drylands of Northwest China. *PLOS ONE*, 8(6), e66450. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0066450>

MacDonald, M. A. (2006). *The indirect effects of increased nutrient inputs on birds in the UK : A review*. Royal Society for the Protection of Birds.

Maris, V., Huneman, P., Coreau, A., Kéfi, S., Pradel, R., & Devictor, V. (2018). Prediction in ecology : Promises, obstacles and clarifications. *Oikos*, 127(2), 171-183.

<https://doi.org/10.1111/oik.04655>

Marquet, P. A., Allen, A. P., Brown, J. H., Dunne, J. A., Enquist, B. J., Gillooly, J. F., Gowaty, P. A., Green, J. L., Harte, J., Hubbell, S. P., O'Dwyer, J., Okie, J. G., Ostling, A., Ritchie, M., Storch, D., & West, G. B. (2014). On Theory in Ecology. *Bioscience*, 64(8), 701-710.

<https://doi.org/10.1093/biosci/biu098>

Martínez-Meyer, E., Townsend Peterson, A., & Hargrove, W. W. (2004). Ecological niches as stable distributional constraints on mammal species, with implications for Pleistocene extinctions and climate change projections for biodiversity. *Global Ecology and Biogeography*, 13(4), 305-314. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2004.00107.x>

Maxwell, S. L., Fuller, R. A., Brooks, T. M., & Watson, J. E. M. (2016). Biodiversity : The ravages of guns, nets and bulldozers. *Nature*, 536(7615), 143-145. <https://doi.org/10.1038/536143a>

- McKinney, M. (2006). McKinney, M. L. Urbanization as a major cause of biotic homogenization. *Biological Conservation*, *127*, 247-260.
<https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.09.005>
- McKinney, M. L., & Lockwood, J. L. (1999). Biotic homogenization : A few winners replacing many losers in the next mass extinction. *Trends in Ecology & Evolution*, *14*(11), 450-453.
[https://doi.org/10.1016/S0169-5347\(99\)01679-1](https://doi.org/10.1016/S0169-5347(99)01679-1)
- Miller, J. (2010). Species Distribution Modeling. *Geography Compass*, *4*(6), 490-509.
<https://doi.org/10.1111/j.1749-8198.2010.00351.x>
- Moges, A., Beyene, A., Ambelu, A., Mereta, S. T., Trieste, L., & Kelbessa, E. (2017). Plant species composition and diversity in wetlands under forest, agriculture and urban land uses. *Aquatic Botany*, *138*, 9-15. <https://doi.org/10.1016/j.aquabot.2016.12.001>
- Morin, X., & Thuiller, W. (2009). Comparing niche- and process-based models to reduce prediction uncertainty in species range shifts under climate change. *Ecology*, *90*(5), 1301-1313.
<https://doi.org/10.1890/08-0134.1>
- Mueller, N. D., Gerber, J. S., Johnston, M., Ray, D. K., Ramankutty, N., & Foley, J. A. (2012). Closing yield gaps through nutrient and water management. *Nature*, *490*(7419), 254-257.
<https://doi.org/10.1038/nature11420>
- Nicolson, S. W., & Fleming, P. A. (2003). Nectar as food for birds : The physiological consequences of drinking dilute sugar solutions. *Plant Systematics and Evolution*, *238*(1), 139-153. <https://doi.org/10.1007/s00606-003-0276-7>
- Nogués-Bravo, D. (2009). Predicting the past distribution of species climatic niches. *Global Ecology and Biogeography*, *18*(5), 521-531. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2009.00476.x>
- O'Connor, R. J., & Shrubbs, M. (1990). *Farming and Birds*. CUP Archive.

- Opršal, Z., Kladiivo, P., & Machar, I. (2016). The role of selected biophysical factors in long-term land-use change of cultural landscape. *Applied Ecology and Environmental Research*, *14*, 23-40. https://doi.org/10.15666/aeer/1402_023040
- Ormerod, S. j., & Watkinson, A. r. (2000). Editors' Introduction : Birds and Agriculture. *Journal of Applied Ecology*, *37*(5), 699-705. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2000.00576.x>
- Pautasso, M., & Gaston, K. J. (2006). A test of the mechanisms behind avian generalized individuals–area relationships. *Global Ecology and Biogeography*, *15*(3), 303-317. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2006.00222.x>
- Pellissier, V., Barnagaud, J.-Y., Kissling, W. D., Şekercioğlu, Ç., & Svenning, J.-C. (2018). Niche packing and expansion account for species richness–productivity relationships in global bird assemblages. *Global Ecology and Biogeography*, *27*(5), 604-615. <https://doi.org/10.1111/geb.12723>
- Ramankutty, N., Evan, A. T., Monfreda, C., & Foley, J. A. (2008). Farming the planet : 1. Geographic distribution of global agricultural lands in the year 2000: GLOBAL AGRICULTURAL LANDS IN 2000. *Global Biogeochemical Cycles*, *22*(1), n/a-n/a. <https://doi.org/10.1029/2007GB002952>
- Rey, P. J. (2011). Preserving frugivorous birds in agro-ecosystems : Lessons from Spanish olive orchards. *Journal of Applied Ecology*, *48*(1), 228-237. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01902.x>
- Rey, P. J., Camacho, F. M., Tarifa, R., Martinez-Nunez, C., Salido, T., Perez, A. J., & Garcia, D. (2021). Persistence of Seed Dispersal in Agroecosystems : Effects of Landscape Modification and Intensive Soil Management Practices in Avian Frugivores, Frugivory and Seed Deposition in Olive Croplands. *Frontiers in Ecology and Evolution*, *9*, 782462. <https://doi.org/10.3389/fevo.2021.782462>
- Ricklefs, R. E. (1987). Community Diversity : Relative Roles of Local and Regional Processes. *Science*, *235*(4785), 167-171. <https://doi.org/10.1126/science.235.4785.167>

- Ricklefs, R. E., & Jenkins, D. G. (2011). Biogeography and ecology : Towards the integration of two disciplines. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, 366(1576), 2438-2448. <https://doi.org/10.1098/rstb.2011.0066>
- Robleño, I., Bota, G., Giralt, D., & Recasens, J. (2017). Fallow management for steppe bird conservation : The impact of cultural practices on vegetation structure and food resources. *Biodiversity and Conservation*, 26(1), 133-150. <https://doi.org/10.1007/s10531-016-1230-7>
- Rödger, D., & Engler, J. O. (2011). Quantitative metrics of overlaps in Grinnellian niches : Advances and possible drawbacks. *Global Ecology and Biogeography*, 20(6), 915-927. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2011.00659.x>
- Rodríguez-Sánchez, F., & Arroyo, J. (2008). Reconstructing the demise of Tethyan plants : Climate-driven range dynamics of Laurus since the Pliocene. *Global Ecology and Biogeography*, 17(6), 685-695. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2008.00410.x>
- Sætre, G.-P., Riyahi, S., Aliabadian, M., Hermansen, J. S., Hogner, S., Olsson, U., Gonzalez Rojas, M. F., Sæther, S. A., Trier, C. N., & Elgvin, T. O. (2012). Single origin of human commensalism in the house sparrow. *Journal of Evolutionary Biology*, 25(4), 788-796. <https://doi.org/10.1111/j.1420-9101.2012.02470.x>
- Salaverri, L., Guitian, J., Munilla, I., & Sobral, M. (2019). Bird richness decreases with the abandonment of agriculture in a rural region of SW Europe. *Regional Environmental Change*, 19(1), 245-250. <https://doi.org/10.1007/s10113-018-1375-x>
- Sánchez-Zapata, J. A., Carrete, M., Gravirov, A., Sklyarenko, S., Ceballos, O., Donázar, J. A., & Hiraldo, F. (2003). Land use changes and raptor conservation in steppe habitats of Eastern Kazakhstan. *Biological Conservation*, 111(1), 71-77. [https://doi.org/10.1016/S0006-3207\(02\)00251-3](https://doi.org/10.1016/S0006-3207(02)00251-3)
- Siebert, S., Henrich, V., Frenken, K., & Burke, J. (2013). *Global Map of Irrigation Areas version 5*. Rheinische Friedrich-Wilhelms-University, Bonn, Germany / Food and Agriculture Organization of the United Nations, Rome, Italy.

<https://www.fao.org/aquastat/en/geospatial-information/global-maps-irrigated-areas/latest-version/>

Šizling, A. L., Pokorný, P., Juříčková, L., Horáčková, J., Abraham, V., Šizlingová, E., Ložek, V., Tjørve, E., Tjørve, K. M. C., & Kunin, W. (2016). Can people change the ecological rules that appear general across space? *Global Ecology and Biogeography*, 25(9), 1072-1084. <https://doi.org/10.1111/geb.12467>

Smil, V. (2011). Harvesting the Biosphere : The Human Impact. *Population and Development Review*, 37(4), 613-+. <https://doi.org/10.1111/j.1728-4457.2011.00450.x>

Srivastava, V. (2019). Species distribution models (SDM) : Applications, benefits and challenges in invasive species management. *CAB Reviews: Perspectives in Agriculture, Veterinary Science, Nutrition and Natural Resources*, 14(020). <https://doi.org/10.1079/PAVSNNR201914020>

Svenning, J.-C., Fløjgaard, C., Marske, K. A., Nógues-Bravo, D., & Normand, S. (2011). Applications of species distribution modeling to paleobiology. *Quaternary Science Reviews*, 30(21), 2930-2947. <https://doi.org/10.1016/j.quascirev.2011.06.012>

Tscharntke, T., Klein, A. M., Kruess, A., Steffan-Dewenter, I., & Thies, C. (2005). Landscape perspectives on agricultural intensification and biodiversity – ecosystem service management. *Ecology Letters*, 8(8), 857-874. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2005.00782.x>

Vickery, J. A., Tallowin, J. R., Feber, R. E., Asteraki, E. J., Atkinson, P. W., Fuller, R. J., & Brown, V. K. (2001). The management of lowland neutral grasslands in Britain : Effects of agricultural practices on birds and their food resources: *Impacts of grassland management on birds*. *Journal of Applied Ecology*, 38(3), 647-664. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2664.2001.00626.x>

- Violle, C., Reich, P. B., Pacala, S. W., Enquist, B. J., & Kattge, J. (2014). The emergence and promise of functional biogeography. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, *111*(38), 13690-13696. <https://doi.org/10.1073/pnas.1415442111>
- West, P. C., Gerber, J. S., Engstrom, P. M., Mueller, N. D., Brauman, K. A., Carlson, K. M., Cassidy, E. S., Johnston, M., MacDonald, G. K., Ray, D. K., & Siebert, S. (2014). Leverage points for improving global food security and the environment. *Science*, *345*(6194), 325-328. <https://doi.org/10.1126/science.1246067>
- Williams, J. W., & Jackson, S. T. (2007). Novel climates, no-analog communities, and ecological surprises. *Frontiers in Ecology and the Environment*, *5*(9), 475-482. <https://doi.org/10.1890/070037>
- Williams, M. (2003). *Deforesting the Earth : From Prehistory to Global Crisis*. University of Chicago Press.
- Woodward, F. I. (1987). *Climate and Plant Distribution*. Cambridge University Press.
- Zhao, Z., Hui, C., Plant, R. E., Su, M., Carpenter, T., Papadopoulos, N., Li, Z., & Carey, J. R. (2019). Life table invasion models : Spatial progression and species-specific partitioning. *Ecology*, *100*(5), e02682. <https://doi.org/10.1002/ecy.2682>

GRAILLOT, Tom, 2022, Diversité des oiseaux terrestres et agriculture : relations spatiales par guildes trophiques à l'échelle régionale, nombre de pages, mémoire de fin d'études, VetAgro Sup, 2022.

STRUCTURE D'ACCUEIL ET INSTITUTIONS ASSOCIEES:

- ◆ Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive (CEFE)
- ◆ Centre National de la Recherche Scientifique (CNRS)

ENCADRANTS :

- ◆ Maître de stage : MAHAUT, Lucie (CEFE, CNRS)
- ◆ Tuteur pédagogique : PEROCHON, Laurent (VetAgro Sup)

OPTION : Agriculture Environnement Santé Territoire

RESUMÉ

Différents facteurs et processus sont à l'origine des patrons de la biodiversité à grande échelle. Historiquement, les causes explorées dans les travaux de modélisation étaient les facteurs liés au climat et à la topographie. Par la modification des processus écologique à grande échelle, l'humain est devenu un facteur des changements dans la biodiversité à de multiples échelles. L'agriculture est l'activité humaine occupant la plus grande surface et son influence sur la biodiversité à l'échelle locale et globale a été étudiée. Les oiseaux sont des organismes pour lesquels l'impact de l'agriculture a été étudié. Dans le but de développer une approche complémentaire aux études existantes, le lien entre la diversité des oiseaux et l'agriculture est exploré à l'échelle de l'Eurasie par le biais de modèles corrélatifs. Ils sont construits à partir de données sur la superficie occupée par l'agriculture, l'apport d'azote et l'irrigation. Des données climatiques, topographiques et spatiales ont été utilisées pour limiter l'autocorrélation spatiale résiduelle. Un focus a été fait sur la structuration de ce lien selon le régime alimentaire et selon l'espace. Globalement, la diversité diminue avec l'intensification de l'agriculture. Des effets de la non-stationnarité spatiale sur ces liens ont été détectés et ouvrent des pistes d'amélioration pour les modèles additifs généralisés produits.

Mots clés : Diversité des oiseaux - Agriculture - Biogéographie fonctionnelle - Régime alimentaire - Irrigation - Apport d'azote - Modélisation corrélative

Bird diversity – Agriculture – Functional biogeography – Diet – Irrigation – Nitrogen input -Correlative – modelling

Cote documentation VetAgro Sup : *(ne pas remplir)*

ABSTRACT

Different factors and processes drive large-scale biodiversity patterns. Historically, the causes explored in modeling work were factors related to climate and topography. Through the modification of large-scale ecological processes, humans have become a factor in changes in biodiversity at multiple scales. Agriculture is the largest human activity and its influence on biodiversity at local and global scales has been studied. Birds are organisms for which the impact of agriculture has been studied. In order to develop a complementary approach to existing studies, the link between bird diversity and agriculture is explored at the Eurasian scale through correlative models. These models are built from data on agricultural area, nitrogen supply and irrigation. Climatic, topographic and spatial data were used to limit residual spatial autocorrelation. A focus was made on structuring this relationship by diet and space. Overall, diversity decreases with agricultural intensification. Effects of spatial non-stationarity on these links were detected and open up avenues of improvement for the generalized additive models produced.

Bird diversity – Agriculture – Functional biogeography – Diet – Irrigation – Nitrogen input -Correlative – modelling