

Année 2023-2024

Mention : Biodiversité, Écologie, Évolution (BEE)

Finalité : Gestion adaptative de la biodiversité (GABi)



Sélection d'habitat d'un oiseau endémique vulnérable, la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*)

Présenté par : Loan VERLAGUET

Tuteur de stage : Fabrice TORRE

Structure d'accueil : Direction Régionale de l'Environnement, de l'Aménagement et du Logement de Corse (DREAL)

Encadrants pédagogiques : Agathe LERICHE et Alexandre MILLON

Charte relative à la lutte contre le plagiat de d'Aix Marseille Université

Approuvée par le Conseil des Etudes et de la Vie Universitaire de l'Université d'Aix-Marseille en date du 4 octobre 2012,

Approuvée par le Conseil Scientifique de l'Université d'Aix-Marseille en date du 16 octobre 2012, Approuvée par le Conseil d'Administration de l'Université d'Aix-Marseille en date du 27 novembre 2012,

Préambule

Afin de garantir la qualité des diplômes délivrés à ses usagers, l'originalité des publications pédagogiques et scientifiques de ses personnels enseignants et/ou chercheurs, et faire respecter les droits de propriété intellectuelle des auteurs, l'Université d'Aix-Marseille est engagée dans la lutte contre le plagiat.

Les travaux réalisés par les usagers et par les personnels de l'Université doivent répondre à l'ambition de produire un savoir inédit et d'offrir une lecture nouvelle et personnelle d'un sujet.

Les travaux concernés par cette obligation sont notamment : les thèses, les mémoires, les articles, les supports de cours, sans que cette liste soit exhaustive.

Article 1

Le plagiat consiste à reproduire un texte, une partie d'un texte, toute production littéraire ou graphique, ou les idées originales d'un auteur, sans lui en reconnaître la paternité

Tout plagiat, quel qu'en soit le support, constitue une faute.

Le plagiat constitue à la fois la violation la plus grave de l'éthique universitaire et un acte de contrefaçon. C'est un délit au sens de l'article L 335-2 du code de la propriété intellectuelle.

En outre, le fait de commettre un plagiat dans un document destiné à être publié constitue une circonstance aggravante.

Article 2

Les usagers et les personnels de l'Université ne doivent pas commettre de plagiat dans leurs travaux.

Article 3

Les reproductions de courts extraits de travaux préexistants en vue d'illustration ou à des fins didactiques sont admises sans nécessité de demander le consentement de l'auteur, uniquement dans le strict respect de l'exception de courte citation.

Dans ce cadre, les usagers et les personnels de l'Université s'engagent, lorsqu'ils reproduisent de courts extraits de tels travaux, à identifier clairement qu'il s'agit d'un emprunt, en apposant des guillemets, et en indiquant le nom de l'auteur et la source de l'extrait.

Article 4


L'Université d'Aix-Marseille est attachée au respect des droits de propriété intellectuelle et se réserve la possibilité de rechercher les tentatives de plagiat, notamment par l'utilisation d'un logiciel adapté.

Article 5

Les cas présumés de plagiat feront l'objet de poursuites engagées par l'Université devant les instances compétentes, et leurs auteurs seront passibles de sanctions disciplinaires.

Ces violations des droits de propriété intellectuelle pourront également donner lieu à des poursuites judiciaires.

Je, soussigné, VERLAGUET Loan certifie avoir pris connaissance de la présente charte et l'avoir respectée

Fait à Ajaccio le 01/08/2024 Signature : 

Remerciements

Je tenais tout d'abord à remercier l'université Aix-Marseille et plus précisément les responsables du master Biodiversité Ecologie Evolution, Alexandre MILLION et Agathe LERICHE, pour leurs enseignements et pour l'opportunité de réaliser ce stage.

Je souhaiterais de même remercier Fabrice TORRE pour son encadrement au sein de la DREAL et pour ses conseils tout au long du stage.

J'aimerais également remercier Amélie TAGLIAFERRO pour son dynamisme, son engagement et sa disponibilité, ainsi que Coralie MOUTTE. Toutes deux ont grandement participé à l'ambiance bienveillante et accueillante dans laquelle nous avons pu travailler durant ces six mois.

Je souhaiterais aussi remercier Sandra Guy de l'ONF pour son appui sur les questions de sylviculture et de LIDAR.

Je voudrais également remercier Jean Claude Thibault, ancien chercheur du Parc naturel régional de Corse, pour ses multiples articles sur le sujet de la Sittelle corse qui m'ont été très utiles dans mon travail et qui ont œuvré à l'amélioration et la considération de cette espèce, ainsi que pour sa relecture et ses remarques avisées.

Je tenais à remercier Aurélien Besnard du CEFÉ pour ses conseils en statistiques et pour sa relecture qui m'ont tous deux été d'une aide incontestable.

J'aimerais finalement remercier Louise LATHUILLE, colocataire de bureau, pour son aide précieuse, à tous moments, et sans qui ce stage et cette expérience en Corse n'auraient pas été les mêmes.

Table des matières

Introduction.....	1
Matériel et Méthodes.....	4
Espèce étudiée.....	4
Zone d'étude	5
Protocole d'échantillonnage	5
Variables environnementales.....	7
Analyses statistiques	10
Résultats.....	12
Autocorrélation spatiale	12
Sélection des variables environnementales	13
Modèle final.....	13
Discussion.....	18
Sélection d'habitat.....	18
Limites.....	23
Conservation	24
Référence des citations	25
Table des annexes et annexes	29
Annexe 1	30
Annexe 2.....	31
Résumé	34
Abstract.....	35

Introduction

Les oiseaux subissent actuellement un déclin important à l'échelle mondiale. Près de la moitié des espèces de cette classe sont concernées (Birdlife, 2022). Parmi elles, 12 % sont considérées comme menacées d'extinction et 9 % comme quasi menacées sur la liste rouge mondiale de l'UICN (UICN, 2016). En France, près d'un tiers des espèces nicheuses possèdent un statut menacé sur le territoire. Les raisons principales de ce déclin sont l'expansion et l'intensification agricole, la déforestation et la sylviculture ainsi que le changement climatique (UICN, 2016).

Certaines catégories d'espèces sont plus touchées que d'autres. C'est le cas des spécialistes qui sont particulièrement vulnérables aux perturbations et moins résilientes que les espèces généralistes (Devictor & Robert, 2009; Leaver et al., 2019). Les espèces spécialistes des forêts en particulier, observent un déclin de 3 % en Europe depuis 1980 (Birdlife, 2022). Parallèlement, seul un dixième de la surface forestière européenne dispose d'un niveau d'intégrité élevée contre 40 % avec un niveau d'intégrité faible (Crowe et al., 2023). L'exploitation sylvicole, notamment par coupe rase, en est la cause principale. Elle entraîne un rajeunissement des peuplements, un enlèvement de biomasse (Grinde et al., 2020) et une fragmentation de l'habitat (Lampila et al., 2005) qui nuisent aux populations d'oiseaux spécialistes des forêts matures en particulier (Chambers et al., 1999; Grinde et al., 2020; Price et al., 2020). Les feux de forêts peuvent être une autre cause du rajeunissement et des changements dans les compositions d'essence pouvant engendrer un remplacement des espèces spécialistes des forêts matures par des espèces plus généralistes. De surcroît, les coupes de récupération effectuées sur les arbres brûlés ont un effet délétère important sur les assemblages d'oiseaux pouvant y subsister (Castro et al., 2010; Hutto, 1995; Kotliar et al., 2002).

Un autre facteur important de vulnérabilité des espèces est l'insularité. Ceci est notamment dû aux adaptations particulières des espèces insulaires et à leur taille de population souvent réduite (Blondel, 2004). Ainsi, alors que seul un cinquième des espèces d'oiseaux sont insulaires (soit plus de 1750 espèces), elles représentent 40% des espèces menacées dans le monde. Plus de 90 % des extinctions répertoriées durant les quatre derniers siècles ont eu lieu sur des îles, dont plus de la moitié ont pu être imputées aux activités humaines (Johnson & Stattersfield, 1990). Ce sont plus de 2000 espèces d'oiseaux qui se sont éteintes dans les seules îles du pacifiques après la colonisation par l'Homme (Cowie et al., 2023; Steadman, 2006).

Au sein de la classe *Aves*, certains groupes sont davantage impactés. C'est notamment le cas des espèces appartenant au genre *Sitta* qui présente l'un des risques d'extinction le plus élevé, avec sept espèces menacées ou quasi menacées sur les vingt-neuf espèces du genre selon la liste rouge de l'UICN (2016). Deux des espèces inscrites sur la liste rouge sont insulaires, ce qui accroît leur risque d'extinction. Parmi elles, on retrouve la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*), une espèce endémique de l'île de Corse (coordonnées : 42°N, 9°E ; surface : 8722 km²). Il s'agit d'une espèce spécialiste des forêts matures de conifères et plus particulièrement de Pin laricio (*Pinus nigra laricio*) où elle est présente en plus forte densité. Les premières études sur son abondance ont permis d'estimer ses effectifs entre 2000 et 3000 couples à la fin du XX^{ème} siècle (Brichetti & Di Capi, 1985; Löhrl, 1960) et sa population comme stable (Tucker et al., 1994). Ceci lui a valu d'être considérée comme une espèce à préoccupation mineure jusque dans les années 2000 (UICN, 2016). Cependant, des études plus récentes ont permis d'estimer qu'il y avait entre 1557 et 2201 territoires en Corse et que l'espèce avait subi un déclin de 10 % en dix ans (Thibault et al., 2011). Cette tendance a notamment pu être observée dans les petits noyaux de population et les habitats secondaires (Seguin et al., 2018). Ceci a conduit à la reconsidération de son statut en « vulnérable » du fait de son faible effectif et de son déclin récent (Thibault et al., 2011; UICN, 2016) ainsi qu'à la mise en place de plan national d'action (PNA) en faveur de la Sittelle corse (Guy et al., 2017).

Le déclin de la Sittelle corse serait principalement dû à la perte et la fragmentation de son habitat, du fait des incendies et des coupes forestières (Barbet-Massin & Jiguet, 2011; Blondel, 2008; Seguin et al., 2018; Thibault et al., 2002, 2011, 2016). De plus, les forêts de Pin laricio sont considérées comme « quasi-menacées » sur la liste rouge des écosystèmes en France à cause des pressions auxquelles elles sont sujettes (Commission Européenne, 2001; UICN, 2018) et ont besoin de 60 à 120 ans afin de redevenir favorables à la Sittelle corse après leur destruction (Moneglia et al., 2007; Thibault et al., 1999, 2004). Les peuplements où le Pin laricio est majoritaire représentent à l'heure actuelle seulement 37 108 hectares dont 29 633 de peuplements purs (> 75% de recouvrement), soit respectivement 4.25% et 3,4 % de l'île (DRAAF, 2021; IFN, 2011). Ces derniers sont également très fragmentés, avec 45 massifs de futaies matures allant de 7 à 3000 ha (418 ha en moyenne) et éloignés de 250 m à 16 km (2.7 km en moyenne \pm 2) (Thibault et al., 2011). Les analyses de pollen (Reille, 1977) et de charbon de bois (Thinon, 1998, 2003) montrent qu'au début de l'Holocène, le Pin laricio s'étendait sur la majorité de l'île, des zones côtières aux forêts d'altitude (Thibault et al., 2016). Les incendies représentent un des facteurs principaux permettant d'expliquer l'état actuel des forêts corses.

La fréquence des feux (intervalles de retour entre 30 et 490 ans) et leur faible intensité durant l'Holocène ont permis de limiter l'expansion des essences très sensibles aux feux telles que le Sapin pectiné (*Abies alba*) et donc de maintenir la dominance du Pin laricio (Leys et al., 2014). Cependant, l'augmentation actuelle de la sévérité et de la fréquence des feux du fait des activités humaines, telles que les mises à feu à des fins agricoles ou accidentelles, participe au rajeunissement des peuplements de Pin laricio et compromet leur pérennité (Carcaillet et al., 1997; ONF, 2006; Thibault et al., 1999, 2011). Effectivement, le Pin laricio est davantage sujet à la mortalité suite à un feu, notamment pour les jeunes arbres de moins de 60 ans, que le Pin maritime (*Pinus pinaster*) qui lui en bénéficie et qui tend donc à le supplanter dans les zones fortement soumises au risque d'incendie (Carcaillet et al., 1997; Pimont et al., 2011). Or, dans les peuplements de Pin maritime, la Sittelle corse est présente en plus faible densité et est davantage sensible au déclin (Seguin et al., 2018; Thibault et al., 2002, 2011). Ainsi, les feux des années 2000 ont engendré une perte de territoire sur le long terme (pour une durée de 60 à 120 ans) pour la Sittelle corse (Moneglia et al., 2007, 2009; Thibault et al., 2004). Ceci fait de cette espèce l'un des rares oiseaux méditerranéens menacés par les incendies (Prodon, 2000).

Ainsi, dans le cadre du PNA en faveur de la Sittelle corse, une modélisation de la distribution potentielle de la Sittelle corse sur des données de présence seule a été réalisée (Leroy, 2024), ainsi qu'une étude de l'abondance de cette espèce afin de fournir un état initial permettant de suivre précisément la population et de quantifier son déclin à l'avenir (Besnard, non publié). L'étude actuelle exploite les données de terrain de cette dernière et se veut complémentaire des deux études précédentes et s'inscrit dans l'action 2.5 du PNA « Création d'aires protégées intégrant des sites favorables à la Sittelle corse ». Plusieurs études se sont attachées à identifier les variables dendrométriques caractérisant l'habitat de la Sittelle corse au niveau de quelques forêts, sur des surfaces et des jeux données restreints (Brichetti & Di Capi, 1985, 1986; Thibault et al., 2006; Torre, 2014; Villard et al., 2014). L'objectif de la présente étude est de modéliser la sélection d'habitat de la Sittelle corse à l'échelle de l'ensemble des boisements favorables de Corse par la caractérisation des paramètres environnementaux expliquant la présence ou l'absence de l'espèce. Ainsi, elle fournira un outil permettant d'identifier des zones à protéger en priorité et d'adapter les mesures de conservation en conséquence. Pour cela, des variables environnementales relatives à la présence d'incendies et à l'exploitation forestière ont été sélectionnées, ainsi que des variables de dendrométrie et de disponibilité en nourriture. Enfin, une cartographie des zones favorables à la présence de l'espèce à l'échelle de la Corse a été réalisée.

Matériel et Méthodes

Espèce étudiée

La Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) est un passereau paléo-endémique (endémisme résultant de la contraction d'une aire de répartition ancestrale plus large) de l'île de Corse. Phylogénétiquement, cette espèce est rattachée au groupe *canadensis*. Elle est notamment proche de la Sittelle de Chine (*Sitta villosa*) et de la Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*), des espèces respectivement asiatique et nord-américaine (Pasquet et al., 2014). La Sittelle corse fut découverte à la fin du XIX^{ème} siècle (Whitehead, 1885) et les premières études sur son écologie, son habitat et sa répartition datent du milieu du XX^{ème} siècle (Brichetti & Di Capi, 1985; Löhr, 1960). Son habitat prédominant est la forêt mature de Pin laricio dont elle est spécialiste voire commensale (Brichetti & Di Capi, 1985; Thibault et al., 2002, 2011). Elle y occupe plus spécifiquement les peuplements où le Pin laricio est l'essence dominante (supérieure à 50 % du recouvrement), où l'on trouve une densité d'arbres entre 200 et 300 arbres par ha, de grands arbres de plus de 70 cm de diamètre et 32 m de haut, et où des chandelles ou arbres morts sont présents (Thibault et al., 2006; Torre, 2014; Villard et al., 2014). La Sittelle corse peut toutefois fréquenter marginalement d'autres types de peuplements matures tels que ceux de Pin maritime ou de Sapin pectiné (Seguin et al., 2018; Thibault et al., 2006, 2011).

Son alimentation se compose pour l'essentiel d'arthropodes divers en période de reproduction et de graines de conifères en période hivernale (Thibault et al., 2006; Villard et al., 2003). C'est plus particulièrement celles de Pin laricio qui sont consommées car leur fin tégument et leurs ailettes les rendent plus accessibles que les graines de Pin maritime ou de Sapin pectiné qui ont un tégument rigide (Thibault et al., 2002; Villard, 2001). Ce régime alimentaire explique son attrait pour les peuplements matures du fait de la corrélation positive entre le diamètre des arbres et la production de cônes (Moneglia, 2003, 2010). Les graines de Pin laricio ne sont accessibles que lorsque les conditions météorologiques sont suffisamment chaudes et sèches pour entraîner l'ouverture des cônes (Moneglia, 2003; Thibault et al., 2006). Pour pallier cette faible disponibilité de nourriture, la Sittelle corse cache des graines dans les anfractuosités d'écorce, lorsqu'elles sont accessibles, afin de pouvoir se nourrir lorsque les cônes sont fermés (Thibault et al., 2006; Villard et al., 2003). Sa période de reproduction ainsi que le pic d'activité de chant s'étendent d'avril à juin. Le couple creuse une cavité dans un tronc mort, le plus souvent dans une chandelle, et la femelle y dépose 4 à 6 œufs (Villard & Thibault, 2001). La principale cause d'échec de la reproduction est la prédation des nichées par le Pic épeiche (*Dendrocopos major*)

et le Léroty (*Eliomys quercinus*) (Villard & Thibault, 2001). La Sittelle corse est une espèce très territoriale dont la taille du territoire varie de 3 à 20 ha en fonction de la qualité du milieu (Thibault et al., 2002; Thibault & Villard, 2005; Torre, 2014; Villard et al., 2014).

A ce jour, la Sittelle corse figure à l'annexe I de la Directive 79/409/CEE (Directive européenne dite Directive Oiseaux), à l'annexe II de la Convention relative à la conservation de la vie sauvage et du milieu naturel de l'Europe (Convention de Berne), dans l'article 3 de la liste des oiseaux protégés sur l'ensemble du territoire et les modalités de leur protection et dans l'article 1er de la liste des espèces de vertébrés protégées menacées d'extinction en France et dont l'aire de répartition excède le territoire d'un département (INPN, 2024). L'espèce est aussi classée comme « Vulnérable » selon le critère C1 de l'UICN car ces effectifs sont inférieurs à 10000 adultes et ont subi un déclin d'au moins 10 % en 10 ans). La conservation de la Sittelle corse est donc un enjeu important ayant conduit à la mise en place d'un plan de restauration en 1999 (Thibault et al., 1999) ainsi que d'un plan national d'action (PNA) en sa faveur en 2017 (Guy et al., 2017).

Zone d'étude

La zone d'étude se situe sur l'île de Corse (coordonnées : 42°N, 9°E ; surface : 8722 km²) et s'étend sur une surface de 1890 km² (soit 27,7% de l'île) (Annexe 3). Elle comprend l'ensemble des forêts de Pin laricio et les autres types d'habitats susceptibles d'être favorables à la Sittelle corse, tels que les peuplements de Pin maritime (*Pinus pinaster*) ou d'autres conifères (*Abies alba*) ou encore les peuplements mixtes de feuillus et conifères, répertoriés par la BDForêt V2 (IGN, 2018).

Le Pin laricio est une essence que l'on retrouve principalement à l'étage supraméditerranéen et montagnard, respectivement de 700 à 1000 mètres et de 1000 à 1600 mètres d'altitude sur les versants nord ainsi que de 1000 à 1300 mètres et de 1300 à 1800 mètres sur les versants sud (Commission Européenne, 2001). C'est l'une des principales essences forestières de Corse ainsi que l'habitat majeur pour les espèces de l'avifaune forestière de l'île (Arrizabalaga et al., 2002).

Protocole d'échantillonnage

L'échantillonnage a initialement été réalisé dans l'optique d'estimer l'abondance de l'espèce. Il s'est étalé sur trois années entre 2019 et 2021 et a été effectué par le bureau d'étude ENDEMYS selon un protocole proposé par le CEFE (UMR5175 Centre d'Ecologie Fonctionnelle et Evolutive) (ENDEMYS, 2021). Les zones à échantillonner ont d'abord été stratifiées spatialement en deux catégories d'après les zones de présence connues de l'espèce.

La première strate correspond à l'habitat principal de la Sittelle corse, la forêt fermée de Pin laricio, et a donc été sur-échantillonnée. La seconde strate correspond aux autres types de peuplements forestiers pouvant être occupés par la Sittelle corse tels que les forêts ouvertes de Pin laricio, les forêts de Pin maritime, les forêts d'autres conifères et les forêts mixtes. Une stratification altitudinale a aussi été réalisée afin de retirer les altitudes extrêmes auxquelles l'espèce n'est pas observée et d'adapter l'inventaire à la phénologie de l'activité de chant. Pour cela, les peuplements situés en dessous de 550 mètres d'altitude et au-dessus de 1700 mètres n'ont pas été échantillonnés et les zones en dessous de 1100 mètres d'altitude ont été échantillonnées plus tôt dans la saison que celles au-dessus de 1100 mètres.

Cette zone a ensuite été découpée en maille de 1,5 km par 1,5 km, elles-mêmes découpées en 9 sous-maillles de 500 mètres par 500 mètres contenant chacune un point d'écoute de 100 mètres de rayon placé au plus proche de leur centre en fonction de l'accessibilité (Figure 1).

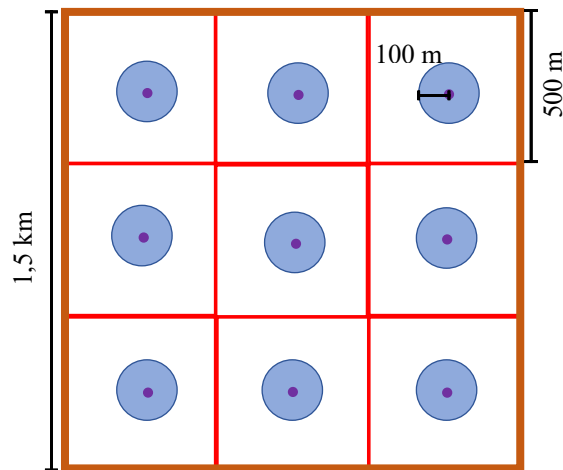


Figure 1: Schéma d'une maille de 1,5 par 1,5 km (orange) et des neuf sous-maillles de 500 par 500 m (rouge) ainsi que les points d'écoutes (violet) et leur surface de détection de 100 m de rayon (bleu).

La surface des points d'écoute (3,14 ha) correspond à la taille minimale d'un territoire de Sittelle corse (Torre, 2014) et permet donc de limiter la probabilité d'avoir deux couples au niveau d'un point d'écoute. Au total, sur les 7541 sous-maillles correspondant à cette stratification, 1105 d'entre elles ont été échantillonnées. Leur répartition a été faite de façon à sur-échantillonner la strate de forêt fermée de Pin laricio (environ 70% des points d'écoute) et de manière équitable entre les deux strates altitudinales (environ 50% des points d'écoute dans chaque strate). Les points d'écoute visent à déterminer la présence ou l'absence de l'espèce à partir de tout contact visuel ou auditif sur une période de 10 minutes sans répétition. Ils sont réalisés le matin, entre une heure après le lever du soleil et 11h30, afin de correspondre au pic journalier de l'activité de chant. Une pré-étude a montré que la probabilité de détection de la Sittelle corse est d'en moyenne 0,75 pour des points d'écoute de 10 minutes, répétés jusqu'à

quatre fois, et de 50 mètres de rayon selon la méthode de « site occupancy » (ENDEMYS, 2021; MacKenzie et al., 2002). Ceci suggère que la détectabilité des individus est forte et proche de 1 avec des points d'écoute de 100 mètres de rayon. Toutefois, afin d'estimer la probabilité de détection et de pouvoir en tenir compte lors des analyses, la méthode « Time-To-Detection » (TTD) a été utilisée (Garrard et al., 2008). Elle consiste à noter le nombre de minutes écoulées entre le début de la session d'écoute et le premier contact avec l'espèce. Ainsi, les points d'écoute ont une durée maximale de 10 minutes en cas d'absence de contact. Les variables de détection sont relevées pour chaque point d'écoute. Il s'agit du niveau de vent, de pluie, de couverture nuageuse, classé en deux catégories d'intensité (présence ou absence), mais aussi, de l'année, de la date, et de l'heure du début de l'écoute, ainsi que de l'observateur et du type de peuplement (Pin laricio ou autre).

Variables environnementales

La Sittelle corse est une espèce spécialiste des forêts matures, ce qui la rend particulièrement vulnérable aux perturbations de son milieu comme l'exploitation forestière. Cependant, une grande majorité des forêts de Corse sont privées et seul 14% d'entre elles sont publiques et concentrent 77% des peuplements purs de Pin laricio (IFN, 2011). Il n'est donc pas possible d'avoir d'informations exhaustives sur le type de gestion des forêts sur l'ensemble de la zone d'étude. Les variables permettant une approximation de la gestion forestière sont premièrement l'indice d'intégrité des paysages forestiers (ForestIndex) (Grantham et al., 2020). Il est calculé à partir des pertes forestières, de la proximité à des infrastructures anthropiques et des changements de connectivité déterminés par images satellites à l'échelle mondiale. Ensuite, une variable illustrant les pertes forestières entre 2001 et 2022 réalisée à partir d'images satellites à l'échelle mondiale a été utilisée en excluant les pertes liées aux incendies (Hansen et al., 2013). Elle a été divisée en deux variables, la présence ou non d'une zone de perte forestière supérieure à 10 % d'une maille (2,5 ha) (Perte), ainsi que le logarithme décimal du taux de recouvrement de la perte forestière sur la maille (Perte_recouv). L'utilisation du logarithme décimal permet de faire correspondre la distribution de la variable à une distribution normale. Enfin, les zones escarpées rendent l'exploitation des peuplements difficiles. Au-delà de 30 % de pente, l'utilisation d'engin spécialisé est requise et au-delà de 60 %, l'extraction par câble-mât ou hélicoptère est nécessaire (ONF, 2006). Ces techniques sont peu utilisées en Corse et plus de la moitié des volumes de production de Pin laricio proviennent de surface présentant une pente inférieure à 30 % (ONF, 2006). La pente en pourcentage, calculée d'après la couche

BDA_{alti} (IGN, 2020), a été incorporée à la modélisation afin de fournir une approximation du niveau d'exploitation sylvicole.

Le deuxième groupe de variables étudiées concerne la fragmentation du milieu. En Corse, l'anthropisation des derniers siècles a mené à une importante fragmentation de l'habitat de la Sittelle corse, ce qui pourrait aboutir à l'isolement génétique des populations et, à terme, à leur extirpation (Thibault et al., 2016). La première variable de ce groupe d'approximation du niveau de fragmentation des forêts est le logarithme décimal de la surface, en mètre carré, des fragments forestiers favorables dans lequel se situe la maille (Patch_surf), calculé à partir des données de la BDForêt V2 (IGN, 2018). La deuxième variable est le logarithme décimal de la distance, en mètre, au fragment de plus de 2,5 ha le plus proche (Patch_dist). La dernière variable est le logarithme décimal de la distance aux pistes de défense de la forêt contre les incendies (DFCI) issue de la base de données OpenDFCI (OpenDFCI, 2024), témoignant des infrastructures linéaires les plus fréquentes en milieu forestier.

Les incendies sont une autre cause de perturbations importantes des milieux forestiers. La Sittelle corse est l'un des rares oiseaux méditerranéens fortement menacé par les incendies (Prodon, 2000). Aucune information relatant de l'intensité des feux n'est disponible à l'échelle de la zone d'étude. Seules les données de recouvrement et des années des incendies sont disponibles sur l'ensemble de la zone. Il s'agit des données répertoriées entre 1970 et 2019 par les directions départementales des territoires et de la mer (DDTM, 2019). Ces données d'incendies ont été divisées en trois variables, la présence ou non d'une zone incendiée supérieure à 10 % d'une maille (2,5 ha) (Feu), l'année du dernier feu (Feu_an), ainsi que le logarithme décimal du taux de recouvrement de la zone incendiée sur la maille (Feu_recouv).

La disponibilité en nourriture peut également être un facteur limitant de la présence de la Sittelle corse. La ressource principale de cette espèce durant la phase critique de la saison hivernale est la graine du Pin laricio (Brichetti & Di Capi, 1985; Thibault et al., 2002; Villard et al., 2003). Sachant que la production des cônes par arbre diminue avec l'altitude (Moneglia, 2010), une variable d'altitude issue de la BDA_{alti} sera utilisée (Alti) (IGN, 2020). La disponibilité de cette ressource est régie par l'ouverture des cônes qui fluctue en fonction des conditions météorologiques. Celle-ci étant maximisée par des températures plutôt élevées couplées à une hygrométrie plutôt faible (Moneglia, 2003; Thibault et al., 2006), des variables issues de prédictions à l'échelle mondiale sur les trente dernières années, représentant la moyenne des températures minimales journalières durant le mois le plus froid (Bio06), la moyenne des températures moyennes journalières durant le trimestre de plus froid (Bio11) et l'humidité

relative à proximité du sol (Hurs) ont été utilisées (Brun et al., 2022). En période de reproduction, l'alimentation est principalement constituée d'arthropodes (Thibault & Villard, 2005) dont l'abondance peut être estimée via la quantité de radiation solaire reçue (Huertas & Díaz, 2011). Les prédictions de l'irradiation solaire horizontale annuelle (RadSol) seront utilisées (Solargis, 2019).

La densité des Sittelles corses variant fortement en fonction du type de peuplement (Thibault et al., 2002), une première variable à quatre niveaux correspondant à l'essence forestière majoritaire au sein de la maille est ajoutée aux analyses (PPL4). Les types de peuplement possibles sont le Pin laricio, le Pin maritime, les peuplements d'autres conifères (Sapin pectiné, Epicéa (*Picea abies*) et Douglas (*Pseudotsuga menziesii*)) et les peuplements mixtes de conifères et de feuillus. En outre, étant donné l'importance du Pin laricio pour la Sittelle, deux autres variables à deux niveaux sont incorporées dans les analyses (Peuplement et PPL2). Un des niveaux correspond à la présence majoritaire du Pin laricio (Peuplement) ou à sa présence sur une surface supérieure à 2,5 ha au sein de la maille (PPL2), et l'autre représente tous les autres cas de figure. Les données utilisées afin de créer ces variables proviennent de la couche BDForêt V2 (IGN, 2018). Outre l'essence forestière, la structure du boisement et les valeurs dendrométriques des arbres sont des critères déterminant de la présence de la Sittelle corse. Malheureusement, ce type de données n'est pas disponible actuellement à l'échelle de l'ensemble de la zone d'étude. Toutefois, la hauteur de la canopée estimée à haute résolution (10 * 10 mètres) à partir d'images satellite à l'échelle mondiale peut être exploitée (Lang et al., 2023). La valeur maximale par maille est retenue afin de représenter au mieux le degré de maturité maximal des boisements sur une maille (Canop).

Un test de corrélation sur l'ensemble des variables quantitatives a été réalisé afin d'explorer les variables et de retirer celles qui sont fortement corrélées entre elles pour éviter la redondance d'informations.

Tableau 1 : Récapitulatif des variables environnementales utilisées pour l'analyse statistique

Variable	Nom	Détail	Source
Sylviculture	ForestIndex	Indice d'intégrité des paysages forestiers	Grantham et al. 2021 (résolution 30 m)
	Perte Perte_recouv	Présence de perte forestière Taux de recouvrement des pertes forestières (%)	Hansen et al. 2013 (résolution 30 m)
	Pente	Pente moyenne (%)	BDAlti - IGN 2020
Fragmentation	Patch_surf Patch_dist	Surface des fragments forestiers (m ²) Distance au fragment forestiers (>2,5 ha) le plus proche (m)	BDForêt V2 - IGN 2018
	DFCI	Distance à la piste DFCI la plus proche (m)	OpenDFCI 2024
Incendie	Feu Feu_an Feu_recouv	Présence d'incendie Année du dernier feu Taux de recouvrement des incendies (%)	DDTM 2019
Ressource alimentaire	Alti	Altitude moyenne (m)	BDAlti – IGN 2020
	Bio06	Moyenne des températures minimales journalières du mois le plus froid de l'année (°C *10)	Brun et al. 2022 (résolution 1 km)
	Bio11	Moyenne des températures moyennes journalières durant le trimestre le plus froid (°C *10)	
	Hurs	Humidité relative moyenne (%)	
Peuplement	PPL4 PPL2 Type de peuplement (2 catégories) Taux de recouvrement du Pin laricio (%)	BDForêt V2 - IGN 2018	
	Canop	Hauteur maximale de la canopée (m)	Lang et al. 2023 (résolution 10 m)

Analyses statistiques

L'ensemble des analyses statistiques est réalisé sur le logiciel R. L'autocorrélation spatiale correspond au niveau de dépendance entre les valeurs d'une variable proche spatialement. La prise en compte de l'autocorrélation permet d'éviter de sous-estimer les erreurs standards et donc d'éviter au modèle de détecter un effet significatif là où il n'y en a pas (faux positif). Pour cela un corrélogramme des valeurs de I de Moran a été utilisé grâce à la fonction

« spline.correlog » du package « ncf » car elle permet de tester la significativité de manière non-paramétriques (Bjornstad, 2008). Afin de modéliser les probabilités de présence de l'espèce à partir des données de type « Time-To-Detection » (Garrard et al., 2008), une approche par modèle hiérarchique est privilégiée, elle permet de modéliser la probabilité de détection et la probabilité de présence simultanément et donc de limiter les biais liés à une détection imparfaite (Hooten & Hobbs, 2015; Pedersen et al., 2019). Les variables utilisées en tant que variables pouvant affecter la probabilité de détection sont celles relevées sur chaque point d'écoute par les observateurs. La fonction « stan_occuTTD » du package « ubms » a été utilisé pour réaliser la modélisation (Kellner et al., 2022). Il s'agit d'une fonction étendant l'usage fonctions du package « unmarked » (Fiske & Chandler, 2011; Kellner et al., 2023) à l'utilisation des effets mixtes (effet variant entre les groupes de données) via la méthode Bayésienne afin de prendre en compte l'autocorrélation spatiale. Dans cette analyse, le bassin versant hydrographique où se situe les mailles a été utilisé en tant que variable aléatoire (EauFrance, 2024) (voir Résultats – Autocorrélation spatiale). Les variables environnementales sont transformées (logarithme décimal) afin de correspondre au mieux à une distribution normale et sont standardisées (centrage et réduction) en amont de la modélisation afin de pouvoir comparer la taille des effets de chaque variable en sortie de modèle. La sélection du meilleur modèle est effectuée pas à pas, en retirant les variables de détection non significatives dans un premier temps, puis les variables environnementales non significative dans un second temps. A terme, le modèle ayant la valeur de « expected log pointwise predictive density » (elpd) la plus haute (capacité du modèle à prédire de nouvelle observation absente du jeu de donnée initial), calculée avec la « leave-one-out cross-validation » (Hooten & Hobbs, 2015; Nguyen et al., 2022) est conservé. Le pourcentage de variance expliquée par ce modèle a été calculé par la méthode du pseudo R^2 ($\text{pseudo } R^2 = 1 - (\text{déviance résiduelle}/\text{déviance nulle})$) où $\text{déviance nulle} = \Sigma(\text{valeur observé} - \text{moyenne des valeurs observés})^2$ et $\text{déviance résiduelle} = \Sigma(\text{valeur observé} - \text{valeurs prédites})^2$. Une cartographie de la distribution des probabilités de présence de l'espèce à l'échelle de la zone d'étude (7541 sous-mailles) a ensuite été réalisée à partir des prédictions issues du meilleur modèle précédemment sélectionné (Swanson et al., 2013). Une cartographie des zones où l'espèce est potentiellement présente a également été faite grâce au calcul d'une valeur de probabilité de présence seuil, par la méthode de maximisation de la somme de la sensibilité (proportion de présence correctement modélisée) et de la spécificité (proportion d'absence correctement modélisée), au-delà de laquelle on considère que la probabilité de présence correspond à une présence effective. Plusieurs tests de performance de cette modélisation ont été effectués. Il s'agit du calcul de l'aire sous courbe

de sensibilité en fonction de la spécificité, de l'indice de Boyce, de la corrélation entre les valeurs de probabilité pour les présences et pour les absences ainsi que la True Skill Statistics (TSS) (Annexe 2).

Résultats

Sur les 1105 points d'écoute réalisés entre 2019 et 2021, 347 ont relevé une présence de Sittelle corse, soit 31,4 % d'entre eux.

Autocorrélation spatiale

Le corrélogramme des valeurs de I de Moran réalisé à partir des données de présence/absence de la Sittelle corse et de leur localisation, montre une autocorrélation spatiale positive significative forte sur les trois premiers kilomètres et qui demeure significative jusqu'à 10 km

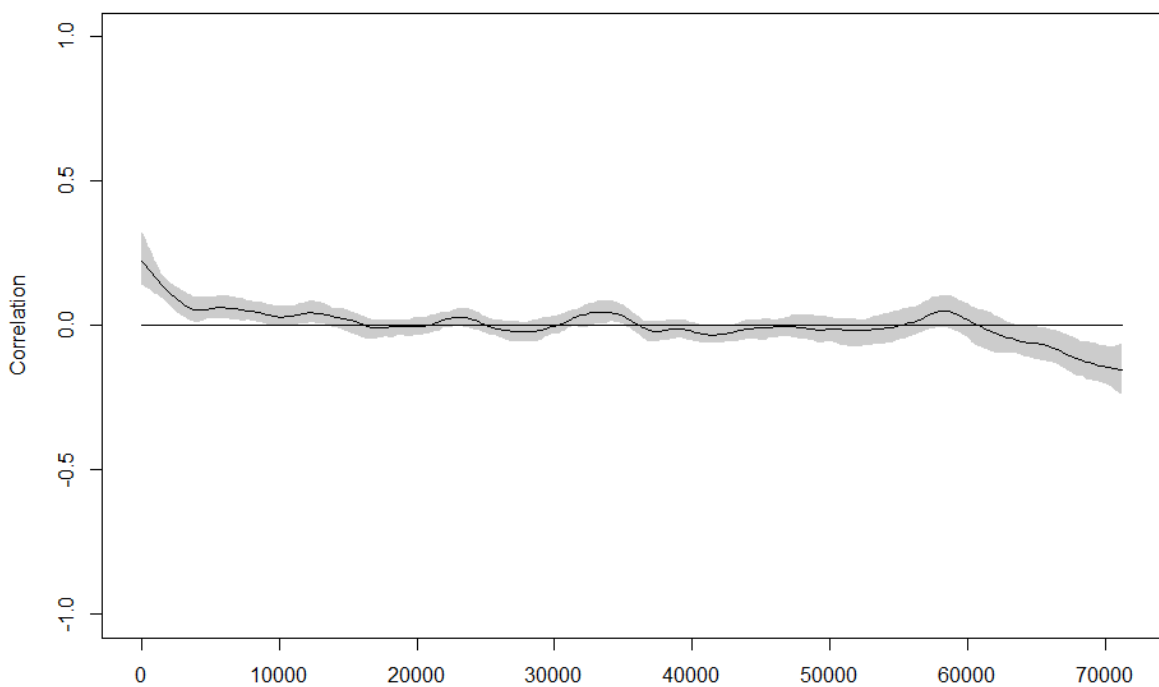


Figure 2 : Corrélogramme du I de Moran sur les données de présence/absence de la Sittelle corse. En gris, l'intervalle de confiance à 95 %.

(Figure 2). Il y a donc un risque de double comptage (détection d'un même individu sur plusieurs mailles), les données ne sont pas indépendantes. Un effet aléatoire permettant de prendre en compte cette autocorrélation est donc nécessaire afin de limiter les biais. Le bassin versant hydrographique (EauFrance, 2024) est un élément géographique du même ordre de

grandeur que les distances auxquelles les présences ou absences de Sittelles corses sont autocorrélées. Cette variable est par conséquent inclus aux modèles en tant qu'effet aléatoire.

Sélection des variables environnementales

Le test de la corrélation entre les variables environnementales a montré que la moyenne des températures minimales journalières durant le mois le plus froid (Bio06) et la moyenne des températures moyennes journalières durant le trimestre de plus froid (Bio11) sont très corrélées à l'altitude (Alti) (coefficient $> 0,75$) (Annexe 1). On conservera ici la variable d'altitude car elle permet d'avoir une approximation de l'ensemble de facteurs météorologiques. De même, les variables recouvrement des zones incendiées (Feu_recouv) et d'année du dernier feu (Feu_an) sont fortement corrélées (coefficient $> 0,75$), on conservera la variable de recouvrement pour des raisons de pertinence des données (les zones sans incendies ont une année de feu attribuer par défaut à 1969). Les variables de pente et d'humidité (Hurs) sont légèrement corrélées à l'altitude, les variables de radiation solaire (RadSol) et de pente présentent elles aussi une légère corrélation ($0,50 < \text{coefficient} < 0,75$). Dans ce cas, toutes les variables sont conservées dans le modèle initial mais l'interprétation des résultats devra tenir compte de cette corrélation.

Modèle final

Après sélection du modèle par maximisation de « elpd », la partie relative à la probabilité de détection ne contient plus que l'intensité du vent (entre absence et présence) (p-value $< 0,05$) (Tableau 2). La probabilité de détection diminue donc significativement lorsqu'il y a du vent.

Tableau 2: Coefficients et erreurs standards pour la variable de détection du modèle final

Variable	Coefficient	Erreur standard
Intercept	2,833	0,09
Vent (présence)	-0,552	0,188

Dans la partie propre à la probabilité d'occurrence, on retrouve l'altitude (Alti), la hauteur de canopée (Canop), la présence d'incendies (Feu) et la surface des fragments forestiers (Patch_surf), qui sont tous significatif (p-value $< 0,05$) (Tableau 3) (Figure 4). La surface des fragments forestier (Patch_surf) possède le coefficient le plus important avec une augmentation positive significative de la probabilité de présence pour une augmentation de la surface. L'altitude (Alti) a elle aussi un coefficient positif significatif important, suivie par la variable relative aux incendies pour laquelle la présence d'un feu au sein d'une maille (Feu) accroît

significativement la probabilité de présence. Enfin, le taux de recouvrement en Pin laricio (PL) a le coefficient le moins important, mais qui est positif et significatif. Ce modèle explique 18,1 % de la variance observée (pseudo $R^2 = 0,181$).

Tableau 3 : Coefficients et erreurs standards pour chaque variable environnementale du modèle final

Variable	Coefficient	Erreur standard
Intercept	-3,031	0,345
Patch_surf	1,352	0,401
Alti	1,145	0,135
Feu (présence)	0,702	0,216
PL	0,392	0,086

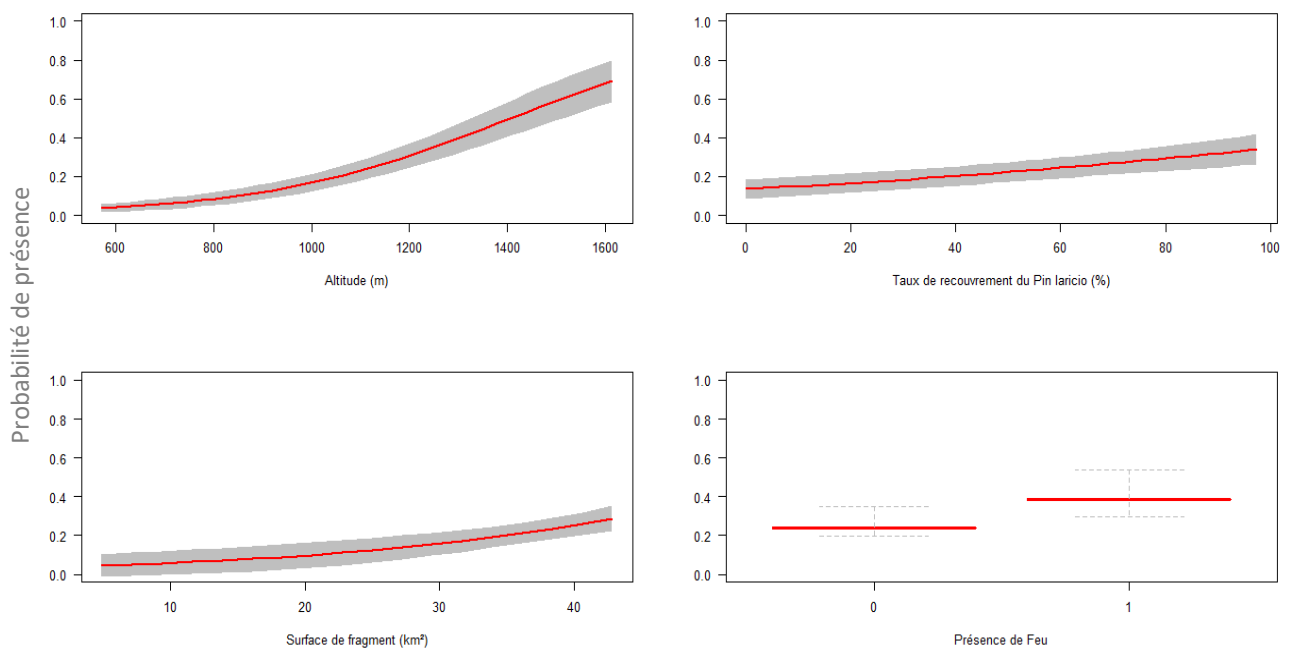


Figure 3 : Courbes de réponses de la probabilité de présence de la Sittelle corse en fonction des variables environnementales du modèle final. Pour chaque courbe, les valeurs des autres variables quantitatives du modèle sont fixées à leur moyenne et la valeur de « Présence de Feu » est fixé à 0 (absence). Les variables quantitatives sont centrées et réduites. En gris, l'intervalle de confiance à 95 %.

Les prédictions issues de ce modèle ont permis de réaliser une cartographie de la probabilité de présence de la Sittelle corse sur l'ensemble de la zone d'étude (Figure 4). La valeur du seuil de présence est de 0,362. Il s'agit de la valeur à partir de laquelle on considère que la probabilité de présence correspond à une présence effective. Elle permet de réaliser une cartographie des

zones de présence estimée de la Sittelle corse (Figure 5). Cette prédiction permet d'estimer le nombre de mailles occupées à 768,7 [714,9 ; 822,6] sur la zone d'étude, soit une surface de 19 218,5 [17 872,7 ; 20 564,3] ha. Les différents tests de performance du modèle en matière de prédiction montrent que le modèle performe mieux qu'un modèle nul (AUC = 0,769 ; Indice de Boyce = 0,988). Toutefois, dans le cas des prédictions de présence et absence à l'aide de la valeur seuil, le modèle discrimine mal les présences ou des absences pour les valeurs de probabilités proches du seuil (Corrélation probabilité P/A = 0.428 ; TSS = 0,434) (Annexe 2).

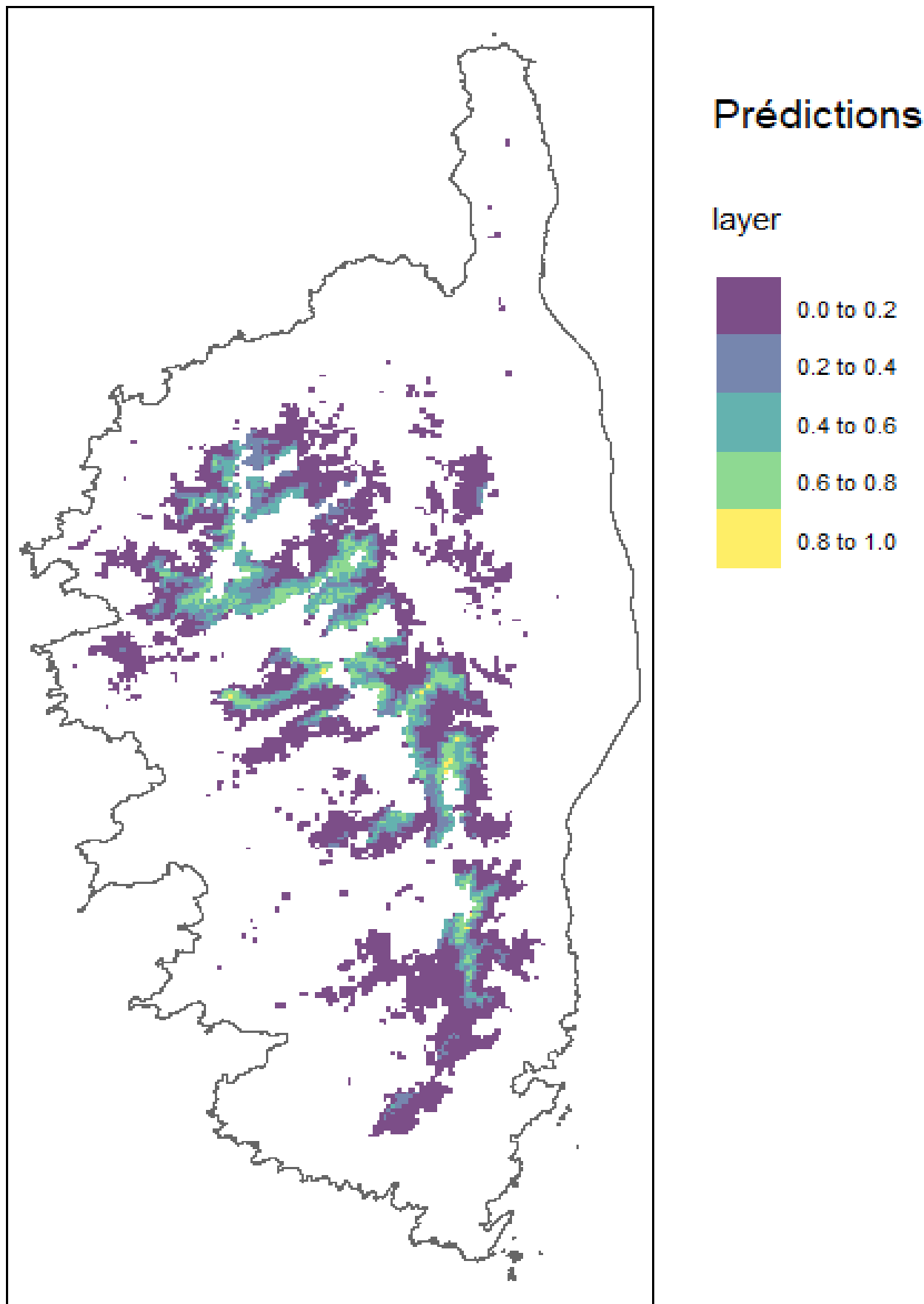


Figure 4 : Cartographie des prédictions de probabilité de présence du modèle final sur l'ensemble de la zone d'étude

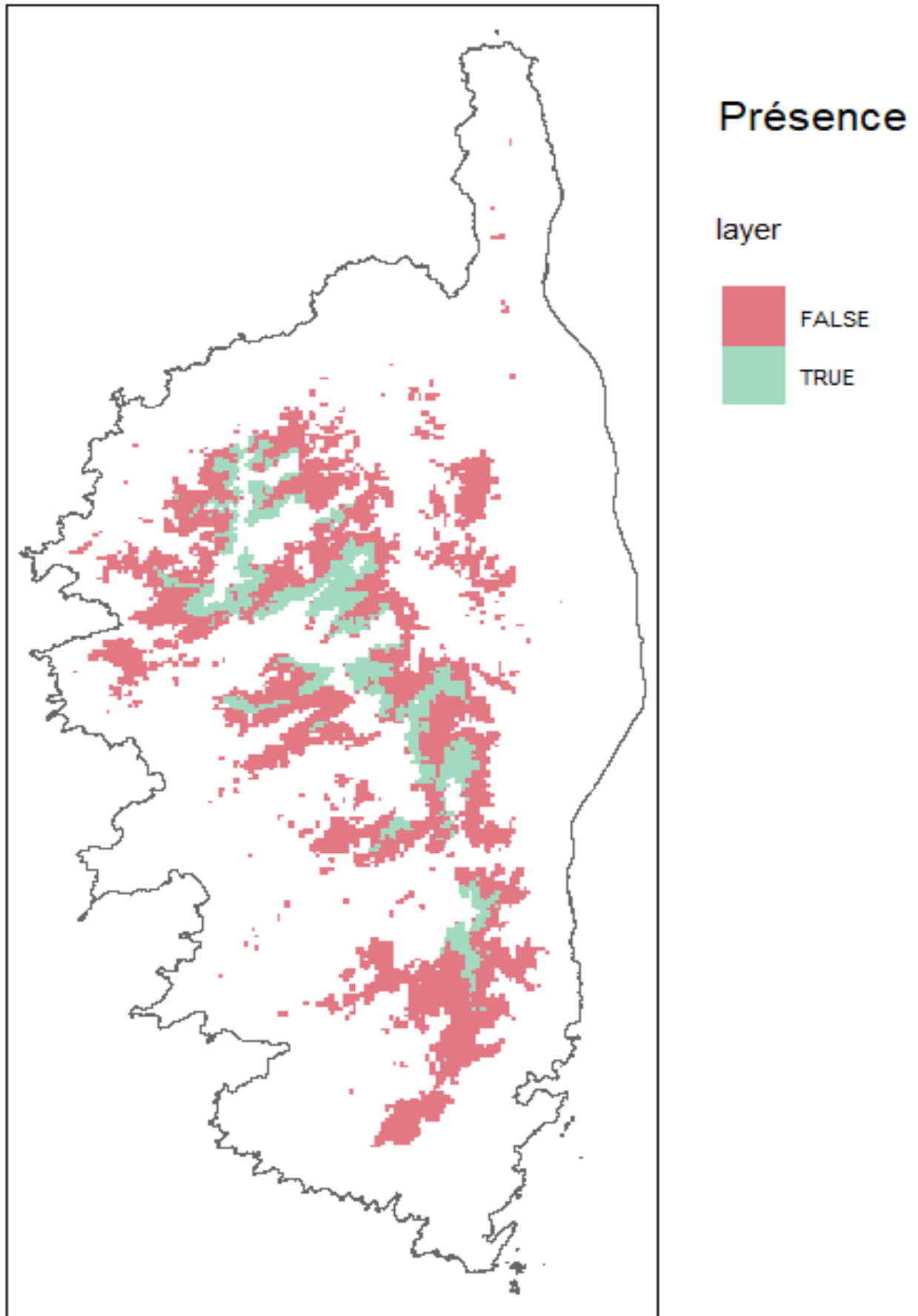


Figure 5 : Cartographie des zones de présence (en vert) et d'absence (en rose) selon la valeur seuil 0,362 sur l'ensemble de la zone d'étude.

Discussion

La modélisation de la sélection d'habitat de la Sittelle corse a permis de mettre en évidence l'influence positive de la surface des fragments forestiers, de l'altitude, de la présence d'incendie et du recouvrement en Pin laricio sur la probabilité de présence de l'espèce. La cartographie des prédictions de probabilité de présence issues de ce modèle permet une identification des zones à fort enjeu pour l'espèce et constitue une aide à la prise de décision pour les gestionnaires dans une optique de conservation.

Sélection d'habitat

Parmi les variables environnementales utilisées dans cette analyse, le groupe correspondant à la pression liée à la gestion sylvicole ne présente aucune variable significative dans le modèle final. Ce type de perturbation est pourtant considéré comme la cause majeure pouvant influencer la tendance de la population sur le long terme (Besnard, 2009). 60% de la population de Sittelle corse occupe des forêts gérées (Villard et al., 2014) et 70 % des peuplements purs de Pin laricio sont exploités (IFN, 2011). De plus, les coupes rases ont l'effet le plus délétère en faisant directement disparaître un ou plusieurs territoires pour une durée de 60 à 120 ans (Beck, 1992; Moneglia et al., 2009; Torre, 2014; Villard et al., 2014). L'absence d'effet significatif de ce groupe de variable dans le modèle final peut être lié aux évolutions des pratiques sylvicoles suite au premier plan de restauration de la Sittelle corse (Thibault et al., 1999) ainsi qu'au programme Life Pin laricio (ONF, 2006). Les coupes rases définitives de traitement régulier sont, en effet, peu à peu remplacées par des futaies à structure irrégulières dues à un changement de traitement et certaines préconisations sont mises en place dans les quelques forêts où la futaie régulière persiste afin de réduire l'impact sur la Sittelle corse (Guy et al., 2017). Les zones où ce type de traitement est toujours appliqué étant peu nombreuses au sein de la zone d'étude (4,6 % des points d'écoutes se situent en zone de perte forestière), l'effet engendré sur la probabilité de présence pourrait donc ne pas être significatif de ce fait (Communication personnelle J.C. Thibault). De plus, ces zones de coupes ont vu leur surface moyenne diminuer pour atteindre 3,54 ha et intègrent le maintien de tous les arbres morts présents, d'au moins huit gros arbres et un arbre dépérissant par hectare et la mise en place d'îlots de vieux bois de l'ordre de 0,5 ha dans les forêts publiques. Cependant, certains auteurs contestent l'efficacité de ces mesures en préconisant une surface d'îlots conservés plus importante (Torre, 2014). Un travail similaire sur la probabilité de présence de la Sittelle corse a été réalisée en amont de cette étude sur commande de la DREAL (Leroy, 2024). Ce travail

s'est basé uniquement sur des données de présence seule collectées de manière non standardisé. Les variables environnementales avec un effet significatif dans ces modèles sont le recouvrement en Pin laricio (PL), la moyenne des températures minimales journalières durant le mois le plus froid (Bio06), sur lesquelles nous reviendront par la suite, et l'intégrité biophysique des sols (approximation de l'exploitation forestière). L'intégrité biophysique des sols est un indice qui intègre le contexte biogéographique, la continuité temporelle de l'état boisé et la probabilité de non exploitation forestière via des données d'infrastructures humaines et d'usage des sols (Guetté et al., n.d.) mais n'a pas pu être intégré dans la présente analyse pour des raisons techniques (fichier livré incomplet). Dans son cas, cet indice a un effet significatif positif sur la probabilité de présence de la Sittelle corse. L'absence de significativité de la variable ForestIndex peut s'expliquer par le fait que l'échantillonnage a été effectué sur une portion faible du gradient de la variable (82,1 % des données se situe dans le quart supérieur du gradient), alors que le travail de Leroy s'étend sur l'ensemble de la Corse et dispose donc d'une forte variabilité des valeurs de son indice. Au sujet de la pente, aucune réponse significative n'a été relevée. L'absence de réponse peut être expliquée par le fait que seul 16,2 % des points d'écoutes se situe au-delà de 60 % de pente et moins d'un pourcent ont été réalisés au-delà de 80 % de pente pour des raisons d'accessibilité.

Au sein des variables utilisées pour caractériser la fragmentation, un effet significatif via la surface du fragment forestier (Patch_surf) est observé. Il s'agit de l'effet le plus important sur la probabilité de présence de la Sittelle corse dans le modèle final. Ce résultat corrobore la littérature. Il a été démontré que la fragmentation engendre une baisse du succès reproducteur et de mise en couple ainsi qu'une augmentation de la prédation et du parasitisme sur les nids sur 155 espèces d'oiseaux forestiers d'après une méta-analyse de 37 études (Lampila et al., 2005). De plus, la fragmentation engendre une diminution des échanges entre les populations puits et les populations sources, pouvant ainsi conduire à l'extirpation des premières (Thibault et al., 2016). Outre, le fait que les fragments de très petites surfaces (< 3 ha) ne sont pas en mesure d'accueillir un territoire de Sittelle corse, la faible probabilité de présence dans les fragments de dimensions légèrement supérieures peut s'expliquer par d'autres phénomènes. L'isolement est notamment l'hypothèse principale avancée afin d'expliquer les multiples extirpations de petites sous-populations isolées ayant eu lieu durant les deux dernières décennies (Seguin et al., 2018). Une autre hypothèse permettant d'expliquer la faible probabilité de présence associée aux fragments forestiers de petite taille dans certains cas serait le remplacement du Pin laricio par d'autres essences. Ce dernier a été favorisé par l'Homme par

le passé dans des boisements de faible dimension pour son exploitation. De nos jours, ces boisements sont laissés à leur libre évolution, conduisant à leur colonisation par d'autres essences peu favorables à la Sittelle corse comme le Pin maritime ou le Hêtre (Seguin et al., 2018; Communication personnelle S. Guy). En revanche, la distance entre les fragments et la présence d'infrastructures linéaires n'ont pas d'effets significatifs dans ce modèle (Patch_dist, DFCI). Une difficulté à traverser les espaces dépourvus de couvert forestier a pourtant été mise en évidence chez la Sittelle à poitrine rousse (*Sitta canadensis*). Pour cette espèce, la probabilité de traverser les infrastructures linéaires, telles que des routes et des rails, diminue rapidement au-delà de 30 mètres de largeur, au point qu'à partir de 50 mètres, les Sittelles ont 60% moins de chances de traverser et pour 80 mètres, cette probabilité monte à 80% (Tremblay, 2005). Chez les oiseaux forestiers de manière générale, plus leur taille est faible, moins il est probable qu'ils traversent les espacements entre les fragments boisés, ceci pouvant s'expliquer par le risque accru de prédation (Creegan & Osborne, 2005; Rodríguez et al., 2001). Dans le cas de la Sittelle corse, les populations du Nord et du Sud n'échangent plus d'individus et s'isolent génétiquement (Cibois et al., 2008; Thibault et al., 2013). Cependant, ces études ont aussi mis en évidence l'absence de lien entre la distance génétique et l'éloignement des fragments. L'isolement génétique observé résulterait plutôt d'une fragmentation ancienne durant la glaciation ayant abouti à une barrière géographique matérialisée par une large ligne de crête (>2000 m) asylvatique. Ainsi, bien que la Sittelle corse puisse être sensible à la fragmentation de son milieu, des flux génétiques au sein des sous-populations d'une même région (Nord ou Sud) semblent se maintenir, n'affectant donc pas significativement la probabilité de présence.

Pour les variables du groupe relatif aux incendies de forêt, la variable de présence de feu (Feu) a un effet positif significatif. Ce résultat semble en désaccord avec la littérature. Plusieurs études ont montré que la Sittelle corse déclinait fortement dans les zones incendiées et continuait de décliner durant plusieurs années (déclin de 42 % et 67% respectivement 2 et 7 ans après un incendie) sans qu'aucune recolonisation ne soit constatée sur cette période (Moneglia et al., 2007). De plus, les coupes de récupération effectuées sur les boisements incendiés afin de revaloriser le bois avant que sa qualité ne se dégrade ont un impact très important sur l'avifaune forestière (Castro et al., 2010). L'enlèvement des arbres lors d'incendies de faible intensité empêche tout maintien de la Sittelle corse par la destruction totale de son habitat (Thibault et al., 2004). En outre, les incendies pourraient favoriser les prédateurs de nichées de la Sittelle. En effet, il a été mis en évidence que l'abondance des pics à dos noir (*Picoides arcticus*) augmentait fortement dans les forêts incendiées aux Etats-Unis d'Amérique du fait de la grande

quantité de bois mort engendrée (Hutto, 1995; Kotliar et al., 2002). Cette même tendance a été observé chez le pic épeiche (Choi et al., 2007), la prédation sur les nichées de Sittelle corse s'en verrait donc potentiellement augmentée. Toutefois l'intensité du feu joue aussi un rôle important et n'a pas pu être étudiée dans cette analyse. D'après plusieurs études, bien que les Sittelles corses désertent les zones calcinées, elles se maintiennent dans les zones roussies à court terme avant que les effets indirects du feu (mortalité décalée des arbres, diminution de la production de cônes, régénération d'une autre essence, combustion des chandelles) ne compromettent ce maintien (Moneglia et al., 2009; Thibault et al., 2004). L'impact du feu sur la Sittelle corse est faible à nul dans les zones ayant été simplement parcourues par les feux ou dont la couronne d'au moins un arbre a été brûlée sur moins de 2,5 mètres de long (Moneglia et al., 2009; Thibault et al., 2004). De plus, pour des feux de faible intensité, plusieurs effets positifs pour la Sittelle corse ont été relevés malgré les effets négatifs majeurs occasionnés. À court terme, les cônes s'ouvrent, rendant leurs graines accessibles. À moyen terme, les arbres ayant péri génèrent de nouvelles chandelles en nombre, pouvant compenser celles ayant brûlées et fournissant une abondance de sites de nidification potentiels (Thibault et al., 2004). Ainsi les patrons d'incendies, avec des intensités variables spatialement, caractéristiques des pinèdes montagnardes pourraient dans certains cas contribuer au maintien voire à la favorisation de la Sittelle corse sur le long terme par la diversification des structures forestières (Thibault et al., 2004). Enfin, l'amélioration des pratiques sylvicoles à la suite des différents programmes de conservation (Guy et al., 2017; ONF, 2006; Thibault et al., 1999) ont permis de réduire grandement les surfaces des coupes de récupération, ce qui participe à diminuer l'impact des feux de forêt sur l'avifaune forestière (Castro et al., 2010; Kotliar et al., 2002).

Le groupe de variables représentant la disponibilité alimentaire possède lui-aussi une variable significative. L'altitude (Alti) correspond au deuxième effet le plus important sur la probabilité de présence de la Sittelle corse (coef = 1,150). Le terme quadratique sur Alti n'est, quant à lui, pas significatif. La réponse observée n'est pas cohérente avec l'hypothèse selon laquelle la probabilité de présence serait forte à basse altitude du fait de la production de cône plus importante (Moneglia, 2010). Ceci pourrait être en partie expliquée par la plus forte probabilité d'un boisement d'être exploitée lorsqu'il se situe à faible altitude (Communication personnelle J.C. Thibault). Ainsi, les arbres situés à une altitude élevée ont plus de chance d'atteindre un diamètre important et donc une production de cône plus forte. En outre, l'altitude est fortement corrélée avec les variables météorologiques (Bio06 et Bio11 : cor = -0,94 ; Hurs : cor = 0,69 (Annexe 1)). Elle fournit ainsi une approximation de la disponibilité en ressource alimentaire

lié à l'ouverture des cônes. Une réponse négative de la Sittelle corse pour les valeurs d'altitude élevée serait donc attendue. La stratification altitudinale de la zone d'étude limite les zones trop hautes et trop basses pour l'espèce et ne permet pas de visualiser la diminution de la probabilité de présence avec de fortes altitudes. Dans le cas de l'étude menée par Leroy, la zone d'étude s'étend à l'ensemble de la Corse. Ainsi, pour la variable Bio06, une réponse en cloche est observée avec des probabilités de présence faibles pour les températures les plus froides, qui augmente jusqu'à un pic avant de rechuter pour les températures plus chaudes. Le pic de probabilité de présence observé dans la présente étude, pour les altitudes élevées de la gamme échantillonnée est cohérent avec les résultats obtenus par Leroy ainsi que ceux de la littérature qui identifie un pic d'abondance de la Sittelle corse entre 1300 et 1400 m d'altitude (Beck, 1992). Les radiations solaires (RadSol) ne sont, en revanche, pas significatives dans ce modèle. Dans l'étude ayant mis en évidence le lien entre radiations solaires et disponibilité en arthropodes, certains milieux ne suivent pas la même tendance que les autres. C'est le cas de la surface des troncs d'arbres qui ne présente pas de corrélation entre les radiations solaires et l'abondance en arthropodes (Huertas & Díaz, 2011). Or, en période de reproduction, la Sittelle corse se nourrit les trois quarts du temps en chassant des arthropodes sur les troncs contre seulement un quart du temps par capture en vol (Villard et al., 2003).

Les variables de peuplement présentent une variable significative. Il s'agit de PL, le taux de recouvrement en Pin laricio. Ce résultat est en adéquation avec la littérature et confirme la relation étroite mais non exclusive de la Sittelle corse avec le Pin laricio (Beck, 1992; Bricchetti & Di Capi, 1985). Il s'explique par la consommation privilégiée de graines de Pin laricio durant la phase hivernale et par l'anatomie de la Sittelle corse adapté à la consommation de ces dernières (Thibault et al., 2002; Villard, 2001; Villard et al., 2003). Les modélisations réalisées par Leroy (2024) ont obtenu un effet prépondérant de cette variable sur la probabilité de présence, ce qui est en accord avec les résultats observés dans cette étude. L'absence de réponses significatives pour les autres variables catégorielles concernant les essences (Peuplement, PPL2 et PPL4) peut s'expliquer, quant à elle, par la corrélation des variables entre elles, par le manque de points d'écoute pour certains types de peuplement ou par la méthode de catégorisation par essence majoritaire qui n'est pas assez représentative de l'habitat, les surfaces des différents peuplements au sein d'une maille pouvant abriter plusieurs territoires de Sittelle corse. Au niveau de la dendrométrie, la variable canopée (Canop) n'a pas d'effet significatif dans ce modèle. Chez le Pin laricio, la hauteur n'est pas systématiquement corrélée linéairement à l'âge ou au diamètre de l'arbre. Les conditions environnementales d'un milieu donnée peuvent

restreindre la hauteur des arbres malgré un âge et un diamètre important et donc une production forte en cônes (Communication personnelle F. Torre et S. Guy). Des données de type LIDAR (Laser Imaging Detection And Ranging) devraient prochainement être mises à disposition à l'échelle de l'ensemble des forêts corses à une résolution de 50*50 m. Il s'agit de valeurs dendrométriques et de structuration du peuplement telles que le diamètre des gros bois, la hauteur de canopée, la densité d'arbres, la surface terrière, les essences, la typologie du peuplement (taux de petit, moyen et gros bois), la surface et le volume du houppier. Ces données dont l'importance pour la Sittelle corse a déjà été démontrée (Thibault et al., 2006; Torre, 2014) pourront alors être exploitées afin d'affiner la qualité des prédictions.

Limites

Le protocole d'échantillonnage bénéficie d'un nombre de points d'écoute et de présence important, permettant la modélisation de la sélection d'habitat. Seule l'autocorrélation spatiale aurait pu poser problème mais a été prise en considération lors des analyses statistiques via l'usage d'un effet aléatoire. Au niveau de l'analyse statistique, la résolution des variables environnementales peut être source d'incertitudes, notamment pour les variables de recouvrement (Perte_recouv, Feu_recouv, PL) du fait des approximations de leur contour (vecteurs créés manuellement, résolution des pixels) et les variables issues de prédictions à grande échelle (Bio06, Bio11, Hurs, Canop, ForestIndex) du fait des imprécisions liées aux prédictions dont elles sont issues. Les variables provenant des bases de données régionales, quant à elles, contiennent des imprécisions ou des manques d'informations telles que des erreurs de tracé (groupe de variables Feu, groupe de variables Fragmentation et groupe de variables Peuplement). Un relevé plus précis de ces informations ou un travail exhaustif de recherche et de rassemblement des données permettrait de combler ces lacunes. La répartition très inégale des points de présence et d'absence le long des gradients de certaines variables, notamment du fait de la stratification de l'échantillonnage, peut expliquer leur non significativité dans le modèle. Il s'agit des variables Perte, avec seulement 4,6 % des valeurs différentes de zéro, PPL4, avec deux niveaux sur quatre rassemblant 5,2 % et 14,6 % des valeurs. Cette répartition est dû au fait que le protocole d'échantillonnage n'ait pas été conçu pour étudier la sélection d'habitat. Les portions de gradients sous-représentés pourraient donc être échantillonnées à l'avenir afin de compléter les données et permettre éventuellement de rendre ces variables significatives.

La zone d'étude a été délimitée à l'aide de la couche BDForêt V2 (IGN, 2018). Ainsi, les imprécisions liées à cette couche ont pu mener à un sur-dimensionnement ou un sous-

dimensionnement de la zone d'étude. Ceci peut engendrer une projection des prédictions du modèle sur des mailles dépourvues des strates forestières voulues dans le premier cas, ou bien l'absence de certaines mailles dans la cartographie qui pourrait être potentiellement favorable dans le second cas. Ce dernier étant le cas de figure le plus impactant car si des mailles favorables sont absentes des prédictions, elles ne pourront pas être pris en compte pour la conservation de l'espèce. En outre, des reprojections de cartes devront être envisagées à l'avenir du fait de l'utilisation de variables telles que la hauteur de canopée, la présence de feux récents ou le recouvrement en Pin laricio, dont la répartition peut être amenée à évoluer avec le temps. Il peut s'agir de changement de structure forestière par pousse ou par rajeunissement du peuplement, d'occurrence de nouveaux incendies, du remplacement du Pin laricio par d'autres essences ou de la colonisation de nouvelles zones par celui-ci.

Conservation

La stratégie nationale pour les aires protégées fixe à 30 % la surface du territoire national à placer en protection dont 10 % en protection forte à l'horizon 2030 (Ministère de la transition écologique, 2021). En Corse, seulement 0,7 % de la surface terrestre est en protection forte actuellement (Communication personnelle F. Torre). Dans le cas de la Sittelle corse, l'action 2.5 du PNA a pour objectif la mise en œuvre de cette stratégie des aires protégées afin d'augmenter la surface d'habitat favorable à la Sittelle corse sous protection réglementaire. Bien que l'exploitation forestière soit l'une des principales menaces pesant sur l'espèce (Besnard, 2009; Torre, 2014), la mise en réserve des parcelles de forêt actuellement exploitées est complexe. Cependant, la mise en défend de boisements qui ne sont pas exploitées présentent aussi un intérêt. Ces derniers correspondent dans la plupart des cas à des parcelles peu accessibles avec les moyens actuels, mais qui pourrait être exploitées à l'avenir via l'utilisation de nouvelles méthodes (câble-mât). De plus, la mise en réserve permet d'allouer des moyens financiers permettant, entre autres, la mise en place de suivi et d'études dans ces zones afin de poursuivre les objectifs d'amélioration des connaissances et de la conservation dans le cadre du PNA (Guy et al., 2017). Ainsi, les résultats de cette étude s'inscrivent dans cette démarche en tant qu'outil d'identification des zones prioritaires à protéger afin de conserver la Sittelle corse. Les résultats de cette étude seront mis à disposition des différents partenaires du PNA (CEN, ONF, DREAL) en tant qu'outil d'aide à la décision et pourront être utilisés dans divers contextes. Ils permettront notamment la prise en compte de la favorabilité du milieu pour la Sittelle corse dans la gestion sylvicole, les projets d'aménagements (voierie), la défense contre les incendies (DFCI) et pour l'identification de zones de compensation (séquence ERC).

Référence des citations

- Arrizabalaga, P., Fournier, P., Prodon, R., Seguin, J.-F., & Thibault, J.-C. (2002). L'Avifaune reproductrice des futaies de Pin laricio en Corse. *Revue Forestière Française*, 54(2), 131–142. <https://doi.org/10.4267/2042/4908>
- Barbet-Massin, M., & Jiguet, F. (2011). Back from a Predicted Climatic Extinction of an Island Endemic: A Future for the Corsican Nuthatch. *PLoS ONE*, 6(3), e18228. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0018228>
- Beck, N. (1992). *Conservation de la Sittelle corse sitta whiteheadi Sharpe, 1844: Sa place dans les aménagements forestiers*.
- Besnard, A. (2009). *Modélisation du risque d'extinction de la population de la Sittelle corse*.
- Birdlife. (2022). *State of the World's Birds 2022*. <https://www.birdlife.ch/fr/content/rapport-state-worlds-birds-2022-le-nombre-doiseaux-diminue-rapidement>
- Bjornstad, O. N. (2008). *nf: Spatial Covariance Functions* (p. 1.3-2) [Dataset]. <https://doi.org/10.32614/CRAN.package.nf>
- Blondel, J. (2004). *Spécificité et fragilité des écosystèmes insulaires, quelles leçons pour préserver leur avenir ?* https://horizon.documentation.ird.fr/exl-doc/pleins_textes/divers14-03/010051919bis.pdf#page=80
- Blondel, J. (2008). On humans and wildlife in Mediterranean islands. *Journal of Biogeography*, 35(3), 509–518. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01819.x>
- Brichetti, P., & Di Capi, C. (1985). *Distribution, population and breeding ecology of the corsican nuthatch, Sitta whiteheadi Sharpe*.
- Brichetti, P., & Di Capi, C. (1986). *Conservation of the Corsican Nuthatch Sitta whiteheadi Sharpe, and Proposals for Habitat Management*.
- Brun, P., Zimmermann, N. E., Hari, C., Pellissier, L., & Karger, D. N. (2022). *Global climate-related predictors at kilometre resolution for the past and future*. <https://doi.org/10.5194/essd-2022-212>
- Carcaillet, C., Barakat, H. N., Panaïotis, C., & Loisel, R. (1997). Fire and late-Holocene expansion of Quercus ilex and Pinus pinaster on Corsica. *Journal of Vegetation Science*, 8(1), 85–94. <https://doi.org/10.2307/3237246>
- Castro, J., Moreno-Rueda, G., & Hódar, J. A. (2010). Experimental Test of Postfire Management in Pine Forests: Impact of Salvage Logging versus Partial Cutting and Nonintervention on Bird–Species Assemblages. *Conservation Biology*, 24(3), 810–819. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2009.01382.x>
- Chambers, C. L., McComb, W. C., & Tappeiner II, J. C. (1999). Breeding Bird Responses to Three Silvicultural Treatments in the Oregon Coast Range. *Ecological Applications*, 9(1), 171–185. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(1999\)009\[0171:BBRTTS\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(1999)009[0171:BBRTTS]2.0.CO;2)
- Choi, C.-Y., Lee, E.-J., Nam, H.-Y., & Lee, W.-S. (2007). *Effects of Postfire Logging on Bird Populations and communities in Burned Forests*. <https://koreascience.kr/article/JAKO200710103440534.pdf>
- Cibois, A., Pasquet, E., & Thibault, J.-C. (2008). *CONNAITRE LES CAPACITES DE DISPERSION DE LA SITTELLE CORSE POUR APPRECIER SON APTITUDE A FAIRE FACE A LA FRAGMENTATION DE SON HABITAT*.
- Commission Européenne. (2001). *For a conservatory management of the laricio pine habitats*. <https://webgate.ec.europa.eu/life/publicWebsite/project/LIFE00-NAT-F-007273/for-a-conservatory-management-of-the-laricio-pine-habitats>
- Cowie, R., Bouchet, P., Fontaine, B., Google, T., & Dufour, O. (2023). *La sixième extinction de masse: Réalité, fiction ou spéculation ?* *Revue biologique*, 97, 640–663.
- Creagan, H. P., & Osborne, P. E. (2005). Gap-Crossing Decisions of Woodland Songbirds in Scotland: An Experimental Approach. *Journal of Applied Ecology*, 42(4), 678–687.
- Crowe, O., Beresford, A. E., Buchanan, G. M., Grantham, H. S., Simkins, A. T., Watson, J. E. M., & Butchart, S. H. M. (2023). A global assessment of forest integrity within Key Biodiversity Areas. *Biological Conservation*, 286, 110293. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.110293>
- DDTM, (Direction Départementale des Territoires et de la mer). (2019). *geOrchestra* [Dataset].
- Devictor, V., & Robert, A. (2009). Measuring community responses to large-scale disturbance in conservation biogeography. *Diversity and Distributions*, 15(1), 122–130. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2008.00510.x>
- DRAAF. (2021). *Programme pour la Forêt et le bois de Corse 2021-2030*. https://draaf.corse.agriculture.gouv.fr/IMG/pdf/01_PFB_Corse-Consultation-du-public_cle02491c.pdf
- EauFrance. (2024). *L'eau dans le bassin de Corse*. <https://www.corse.eaufrance.fr/>
- ENDEMYS. (2021). *Suivi à long terme de la population de Sittelle corse—Rapport de suivi 2019-2020-2021*.
- Fiske, I., & Chandler, R. (2011). unmarked: An R Package for Fitting Hierarchical Models of Wildlife Occurrence and Abundance. *Journal of Statistical Software*, 43, 1–23. <https://doi.org/10.18637/jss.v043.i10>

- Garrard, G. E., Bekessy, S. A., McCARTHY, M. A., & Wintle, B. A. (2008). When have we looked hard enough? A novel method for setting minimum survey effort protocols for flora surveys. *Austral Ecology*, 33(8), 986–998. <https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.2008.01869.x>
- Grantham, H. S., Duncan, A., Evans, T. D., Jones, K. R., Beyer, H. L., Schuster, R., Walston, J., Ray, J. C., Robinson, J. G., Callow, M., Clements, T., Costa, H. M., DeGemmis, A., Elsen, P. R., Ervin, J., Franco, P., Goldman, E., Goetz, S., Hansen, A., ... Watson, J. E. M. (2020). Anthropogenic modification of forests means only 40% of remaining forests have high ecosystem integrity. *Nature Communications*, 11(1), 5978. <https://doi.org/10.1038/s41467-020-19493-3>
- Grinde, A. R., Slesak, R. A., D'Amato, A. W., & Palik, B. P. (2020). Effects of tree retention and woody biomass removal on bird and small mammal communities. *Forest Ecology and Management*, 465, 118090. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.118090>
- Guetté, A., Carruthers-Jones, J., & Carver, S. J. (n.d.). *Projet CARTNAT Cartographie de la Naturalité*.
- Guy, S., Muracciole, S., & Polifroni, P. (2017). *PNA Sittelle corse 2017-2026*. https://biodiversite.gouv.fr/projet-pna/wp-content/uploads/PNA_Sittelle-corse_2017-2026.pdf
- Hansen, M. C., Potapov, P. V., Moore, R., Hancher, M., Turubanova, S. A., Tyukavina, A., Thau, D., Stehman, S. V., Goetz, S. J., Loveland, T. R., Kommareddy, A., Egorov, A., Chini, L., Justice, C. O., & Townshend, J. R. G. (2013). High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. *Science*, 342(6160), 850–853. <https://doi.org/10.1126/science.1244693>
- Hooten, M. B., & Hobbs, N. T. (2015). A guide to Bayesian model selection for ecologists. *Ecological Monographs*, 85(1), 3–28. <https://doi.org/10.1890/14-0661.1>
- Huertas, D., & Díaz, J. (2011). Winter habitat selection by a montane forest bird assemblage: The effects of solar radiation. *Canadian Journal of Zoology*, 79, 279–284. <https://doi.org/10.1139/z00-194>
- Hutto, R. L. (1995). Composition of Bird Communities Following Stand-Replacement Fires in Northern Rocky Mountain (U.S.A.) Conifer Forests. *Conservation Biology*, 9(5), 1041–1058. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1995.9051033.x-ii>
- IFN. (2011). *Les forêts de Corse*.
- IGN. (2018). *BD FORÊT® ET Masque FORÊT | Géoservices*. <https://geoservices.ign.fr/bdforet#telechargementv2>
- IGN. (2020). *BD ALTI [Dataset]*.
- INPN, M. (2024). *Sitta whiteheadi Sharpe, 1884—Sittelle corse*. Inventaire National du Patrimoine Naturel. https://inpn.mnhn.fr/espece/cd_nom/3772
- Johnson, T. H., & Stattersfield, A. J. (1990). A global review of island endemic birds. *Ibis*, 132(2), 167–180. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1990.tb01036.x>
- Kellner, K. F., Fowler, N. L., Petroelje, T. R., Kautz, T. M., Beyer Jr., D. E., & Belant, J. L. (2022). ubms: An R package for fitting hierarchical occupancy and N-mixture abundance models in a Bayesian framework. *Methods in Ecology and Evolution*, 13(3), 577–584. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.13777>
- Kellner, K. F., Smith, A. D., Royle, J. A., Kéry, M., Belant, J. L., & Chandler, R. B. (2023). The unmarked R package: Twelve years of advances in occurrence and abundance modelling in ecology. *Methods in Ecology and Evolution*, 14(6), 1408–1415. <https://doi.org/10.1111/2041-210X.14123>
- Kotliar, Hejl, Hutto, Saab, Melcher, & McFadzen. (2002). *Effects of Fire and Post-Fire Salvage Logging on Avian Communities*. https://sora.unm.edu/sites/default/files/SAB_025_2002%20P49-64_Effects%20of%20Fire%20and%20Post-Fire%20Salvage%20Logging%20on%20Avian%20Communities..._Kotliar,%20Hejl,%20Hutto,%20Saab,%20Melcher,%20McFadzen.pdf
- Lampila, P., Mönkkönen, M., & Desrochers, A. (2005). Demographic Responses by Birds to Forest Fragmentation. *Conservation Biology*, 19(5), 1537–1546. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2005.00201.x>
- Lang, N., Jetz, W., Schindler, K., & Wegner, J. D. (2023). A high-resolution canopy height model of the Earth. *Nature Ecology & Evolution*, 7(11), 1778–1789. <https://doi.org/10.1038/s41559-023-02206-6>
- Leaver, J., Mulvaney, J., Ehlers Smith, D. A., Ehlers Smith, Y. C., & Cherry, M. I. (2019). Response of bird functional diversity to forest product harvesting in the Eastern Cape, South Africa. *Forest Ecology and Management*, 445, 82–95. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.04.054>
- Leroy, B. (2024). *Cartographie prédictive des habitats des groupes d'espèces ciblées par les Plans Nationaux d'Actions en Corse. Rapport pour la DREAL de Corse*. Zenodo. <https://doi.org/10.5281/zenodo.11067678>
- Leys, B., Finsinger, W., & Carcaillet, C. (2014). Historical range of fire frequency is not the Achilles' heel of the Corsican black pine ecosystem. *Journal of Ecology*, 102(2), 381–395. <https://doi.org/10.1111/1365-2745.12207>
- Löhr, H. (1960). Vergleichende Studien über Brutbiologie und Verhalten der Kleiber *Sitta whiteheadi Sharpe* und *Sitta canadensis L.* *Journal für Ornithologie*, 101(3), 245–264. <https://doi.org/10.1007/BF01671038>
- MacKenzie, D. I., Nichols, J. D., Lachman, G. B., Droege, S., Andrew Royle, J., & Langtimm, C. A. (2002). ESTIMATING SITE OCCUPANCY RATES WHEN DETECTION PROBABILITIES ARE LESS

- THAN ONE. *Ecology*, 83(8), 2248–2255. [https://doi.org/10.1890/0012-9658\(2002\)083\[2248:ESORWD\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/0012-9658(2002)083[2248:ESORWD]2.0.CO;2)
- Ministère de la transition écologique. (2021). *Stratégie nationale pour les aires protégées 2030*. https://www.ecologie.gouv.fr/sites/default/files/documents/DP_Biotope_Ministere_strat-aires-protegees_210111_5_GSA.pdf
- Moneglia, P. (2003). *Etude sur la fructification du Pin laricio (Pinus nigra laricio) comme ressource alimentaire hivernale de la Sittelle corse (Sitta whiteheadi)*. Corse.
- Moneglia, P. (2010). *La sittelle corse (Sitta whiteheadi) et le pin laricio de Corse (Pinus nigra ssp. Laricio var. Corsicana): Ressource alimentaire et impact du feu*.
- Moneglia, P., Besnard, A., Prodon, R., Thibault, J.-C., Beck, N., & Prodon. (2007). *CONSÉQUENCES DU FEU SUR L'EFFECTIF DE DEUX POPULATIONS DE SITTELLE CORSE*.
- Moneglia, P., Besnard, A., Thibault, J.-C., & Prodon, R. (2009). Habitat selection of the Corsican Nuthatch (*Sitta whiteheadi*) after a fire. *Journal of Ornithology*, 150(3), 577–583. <https://doi.org/10.1007/s10336-009-0379-1>
- Nguyen, T. V., Wilting, A., Niedballa, J., Nguyen, A., Rawson, B. M., Nguyen, A. Q. H., Cao, T. T., Wearn, O. R., Dao, A. C., & Tilker, A. (2022). Getting the big picture: Landscape-scale occupancy patterns of two Annamite endemics among multiple protected areas. *Conservation Science and Practice*, 4(3), e620. <https://doi.org/10.1111/csp2.620>
- ONF. (2006). *Contribution à la conduite des peuplements de Pin laricio et habitats associés* (Vol. 1).
- OpenDFCI. (2024). *Open DFCI: Portail de l'information géographique pour la Défense des Forêts Contre les Incendies*. <https://opendfci.fr/map/>
- Pasquet, E., Barker, F. K., Martens, J., Tillier, A., Cruaud, C., & Cibois, A. (2014). Evolution within the nuthatches (Sittidae: Aves, Passeriformes): molecular phylogeny, biogeography, and ecological perspectives. *Journal of Ornithology*, 155(3), 755–765. <https://doi.org/10.1007/s10336-014-1063-7>
- Pedersen, E. J., Miller, D. L., Simpson, G. L., & Ross, N. (2019). Hierarchical generalized additive models in ecology: An introduction with mgcv. *PeerJ*, 7. <https://doi.org/10.7717/peerj.6876>
- Pimont, F., Prodon, R., & Rigolot, E. (2011). Comparison of postfire mortality in endemic Corsican black pine (*Pinus nigra ssp. Laricio*) and its direct competitor (*Pinus pinaster*). *Annals of Forest Science*, 68(2), 425–432. <https://doi.org/10.1007/s13595-011-0031-0>
- Price, K., Daust, K., Lilles, E., & Roberts, A.-M. (2020). Long-term response of forest bird communities to retention forestry in northern temperate coniferous forests. *Forest Ecology and Management*, 462, 117982. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2020.117982>
- Prodon, R. (2000). *PRODON 2000 Landscape dynam. & bird diversity in the N-Medit. Basin Conservation issues WITpress*.
- Reille, M. (1977). Analyse pollinique de la tourbière du plateau d'Ovace (Montagne de Cagna- Corse). *Ecologia Mediterranea*, 3(1), 159–166. <https://doi.org/10.3406/ecmed.1977.937>
- Rodríguez, A., Andrén, H., & Jansson, G. (2001). Habitat-mediated predation risk and decision making of small birds at forest edges. *Oikos*, 95(3), 383–396. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2001.950303.x>
- Seguin, J.-F., Thibault, J.-C., & Recorbet, B. (2018). *Nouveau déclin de la répartition de la Sittelle corse Sitta whiteheadi*.
- Solargis. (2019). *Irradiation solaire horizontale annuelle moyenne* [Dataset].
- Steadman, D. W. (2006). *Extinction and Biogeography of Tropical Pacific Birds*. University of Chicago Press.
- Swanson, A. K., Dobrowski, S. Z., Finley, A. O., Thorne, J. H., & Schwartz, M. K. (2013). Spatial regression methods capture prediction uncertainty in species distribution model projections through time. *Global Ecology and Biogeography*, 22(2), 242–251. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2012.00794.x>
- Thibault, J.-C., Cibois, A., & Pasquet, E. (2013). *CONNAITRE LES CAPACITES DE DISPERSION DE LA SITTELLE CORSE POUR APPRECIER SON APTITUDE A FAIRE FACE A LA FRAGMENTATION DE SON HABITAT*.
- Thibault, J.-C., Cibois, A., Prodon, R., & Pasquet, E. (2016). Quaternary History of an Endemic Passerine Bird on Corsica Island: Glacial Refugium and Impact of Recent Forest Regression. *Quaternary Research*, 85(2), 271–278. <https://doi.org/10.1016/j.yqres.2016.01.002>
- Thibault, J.-C., Hacquemand, D., Moneglia, P., Pellegrini, H., Prodon, R., Recorbet, B., Seguin, J.-F., & Villard, P. (2011). Distribution and population size of the Corsican Nuthatch *Sitta whiteheadi*. *Bird Conservation International*, 21(2), 199–206. <https://doi.org/10.1017/S0959270910000468>
- Thibault, J.-C., Prodon, R., & Moneglia, P. (2004). Estimation de l'impact des incendies de l'été 2000 sur l'effectif d'un oiseau endémique menacé: La sittelle corse (*Sitta whiteheadi*). *Ecologia Mediterranea*, 30(2), 195–203. <https://doi.org/10.3406/ecmed.2004.1459>
- Thibault, J.-C., Prodon, R., Villard, P., & Seguin, J.-F. (2006). Habitat requirements and foraging behaviour of the Corsican nuthatch *Sitta whiteheadi*. *Journal of Avian Biology*, 37(5), 477–486. <https://doi.org/10.1111/j.0908-8857.2006.03645.x>

- Thibault, J.-C., Seguin, J.-F., & Norris, K. (1999). *Plan de restauration de la Sittelle corse*. <https://docplayer.fr/8858972-Plan-de-restauration-de-la-sittelle-corse.html>
- Thibault, J.-C., Seguin, J.-F., Villard, P., & Prodon, R. (2002). Le Pin laricio (*Pinus nigra laricio*) est-il une espèce clé pour la Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) ? *Revue d'Écologie*, 57(3–4), 329–341.
- Thibault, J.-C., & Villard, P. (2005). Reproductive ecology of the Corsican Nuthatch *Sitta whiteheadi*. *Bird Study*, 52(3), 282–288. <https://doi.org/10.1080/00063650509461401>
- Thinon. (1998). *Etude de l'aire potentielle du pin laricio en Corse. Approche pédoanthracologique*.
- Thinon. (2003). *Première approche pédoanthracologique de l'histoire de la végétation de la réserve naturelle de Scandola*.
- Torre, F. (2014). *Contribution à une sylviculture du Pin laricio (Pinus nigra subsp laricio, Maire) compatible avec la conservation de la Sittelle corse (Sitta whiteheadi, Sharpe 1884)*.
- Tremblay, M. (2005). *Assessing functional landscape connectivity for songbirds in an urban environment*. <https://escholarship.org/uc/item/2rb97370>
- Tucker, G. M., Heath, M. F., & Socha, C. M. (1994). *Birds in Europe: Their Conservation Status* (1 st). Birdlife International, Cambridge. <https://www.abebooks.fr/edition-originale/Birds-Europe-Conservation-Status-Tucker-G.M/12611293078/bd>
- UICN. (2016, September 28). Liste rouge nationale: Le déclin des oiseaux nicheurs se poursuit en France. *UICN France*. <https://uicn.fr/liste-rouge-oiseaux/>
- UICN. (2018). *La liste rouge des écosystèmes de France, les forêts méditerranéennes de France métropolitaine*.
- Villard, P. (2001). *Ecologie alimentaire hivernale de la Sittelle corse (Sitta whiteheadi)*.
- Villard, P., Besnard, A., Thibault, J.-C., Recorbet, B., & Prodon, R. (2014). Selection of mature and old stands by Corsican Nuthatch *Sitta whiteheadi* in harvested forests. *Ibis*, 156(1), 132–140. <https://doi.org/10.1111/ibi.12106>
- Villard, P., Bichelberger, S., Seguin, J.-F., & Thibault, J.-C. (2003). Foraging behavior of the Corsican nuthatch (*Sitta whiteheadi*) in the Corsican pine (*Pinus nigra laricio*). *Vie et Milieu*, 53, 27–32.
- Villard, P., & Thibault, J.-C. (2001). *Données sur les nids, la croissance des poussins et les soins parentaux chez la Sittelle corse (Sitta whiteheadi)*.
- Whitehead, J. (1885). Ornithological Notes from Corsica. *Ibis*, 27(1), 24–48. <https://doi.org/10.1111/j.1474-919X.1885.tb06232.x>

Table des annexes et annexes

Numéro	Nom
Annexe 1	Corrélation entre les variables environnementales
Annexe 2	Indicateurs de performance du modèle
Annexe 3	Cartographie des points d'inventaire de la Sittelle Corse et du zonage de prédiction

Annexe 1 : Corrélation entre les variables environnementales

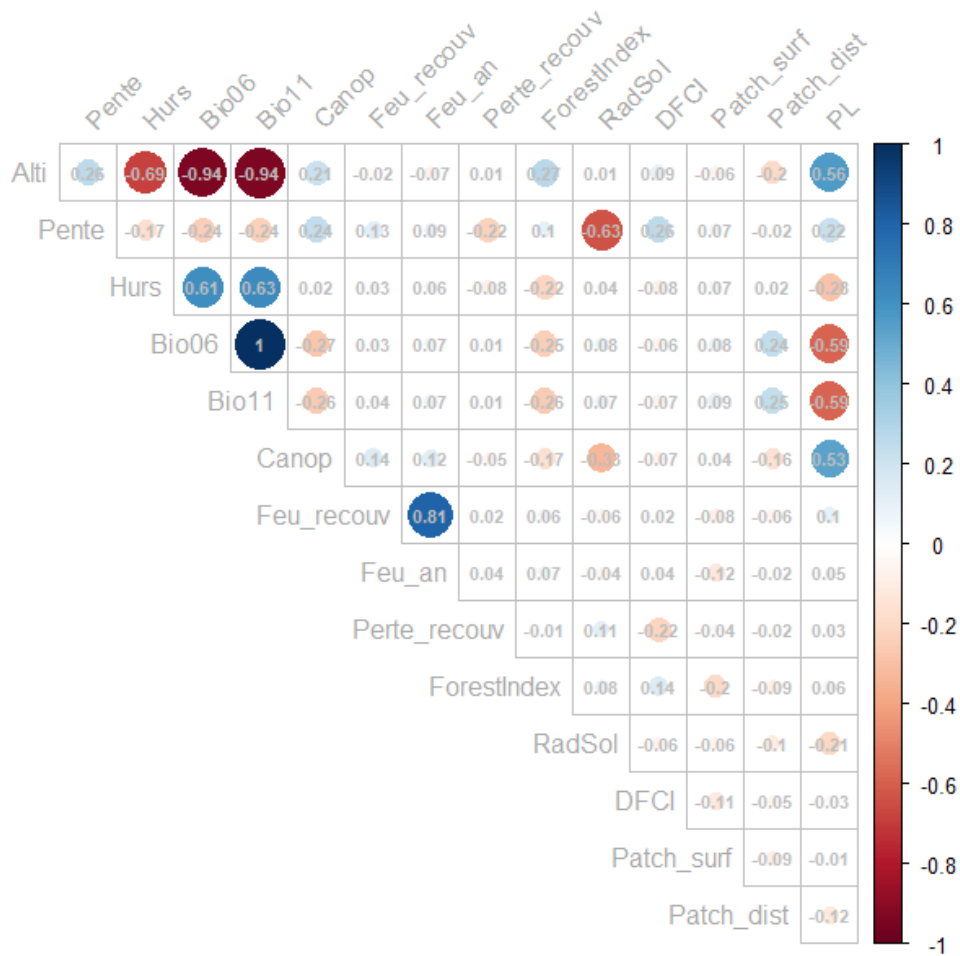


Figure 6 : Corrélogramme des coefficients de corrélations entre les variables environnementales. La dimension des points correspond à l'importance de la corrélation. Le gradient de couleur correspond au sens de la corrélation (bleu : positive ; rouge : négative). Les valeurs des coefficients de corrélations sont inscrites en gris dans chaque case.

Annexe 2 : Indicateurs de performance du modèle

Plusieurs tests de performances ont été menés sur les prédictions du modèle retenu (Tableau 4). Ces métriques concernent la performance du modèle par rapport à un modèle nul ainsi que sa capacité à discriminer les valeurs de présence des valeurs d'absence. Tout d'abord, l'aire sous la courbe de sensibilité/spécificité (ou courbe ROC (Receiver Operating Characteristic)) trace le taux de vrais positifs (sensibilité) en fonction du taux de faux positifs (1-spécificité) pour différents seuils de classification, soit la probabilité que le modèle donne une valeur de probabilité de présence plus élevée à un point de présence avéré qu'à un point d'absence. Sa valeur pour ce modèle est de 0,769 (Figure 7A), ce qui est convenable car supérieur au modèle nul ($AUC=0,500$) mais qui demeure inférieur à la valeur maximale ($AUC = 1,000$). Ceci signifie que la sensibilité et la spécificité sont convenables mais que la discrimination entre les classes positives et négatives n'est pas parfaite. Ensuite, l'indice de Boyce mesure la corrélation entre les prédictions et les observations de données de présence uniquement. Cette valeur est très proche de 1 (Boyce = 0,988) ce qui signifie que le modèle parvient très bien à modéliser les valeurs de présence. Le True Skill Statistics (TSS) donne une indication sur la capacité du modèle à distinguer les présences des absences dans la prédiction binaire. Il est calculé en additionnant la sensibilité à la spécificité moins 1. Sa valeur est de 0,434 ou 0,717 après standardisation. On cherche à avoir la valeur la plus proche de 1 possible. Dans ce cas, le TSS est plutôt faible ce qui indique encore une fois la moindre capacité du modèle à ségréger les présences des absences à partir des probabilités de présence prédites. La corrélation des valeurs de probabilité de présence entre les points prédits comme des présences et ceux prédits comme des absences permet elle aussi d'obtenir une indication sur l'aptitude du modèle à différencier les présences des absences à partir des valeurs de probabilité prédites. Ici, le coefficient de corrélation est de 0,428, ce qui est acceptable mais non négligeable. Cette corrélation est visualisable par un diagramme en boîte à moustaches des valeurs de probabilité de présence pour les prédictions de présences et celles d'absences (Figure 7B), de même que par les courbes de densité du nombre de point prédits pour les absences et les présences en fonction de la probabilité de présence associée (Figure 7C). Dans les deux cas, la faible capacité de discrimination du modèle correspond à la taille de la zone de superposition des boîtes à moustaches et à l'aire sous la courbe dans la zone de superposition des courbes de densité.

Tableau 4 : Valeurs des indicateurs de performance de prédiction des présences du modèle

Indicateur	Valeur
Area under the curve (AUC)	0,769
Indice de Boyce	0,988
True Skill Statistic (TSS)	0,434
TSS standardisé	0,717
Corrélation probabilité P/A	0,428

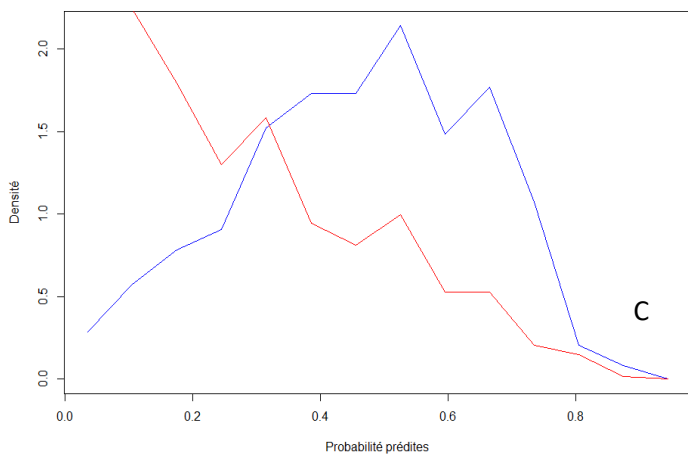
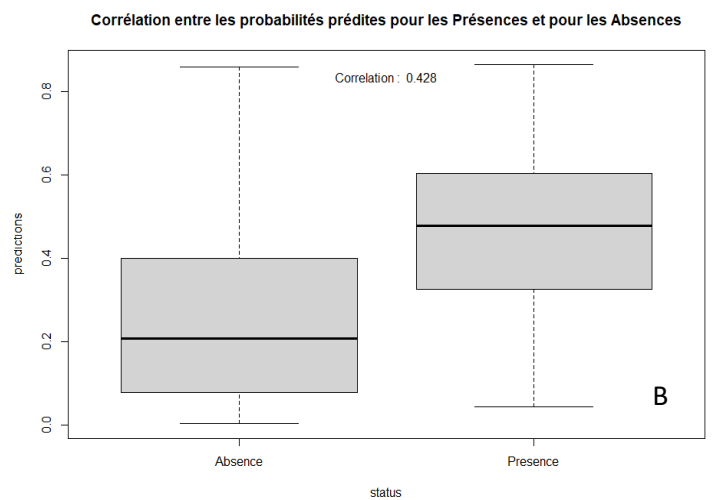
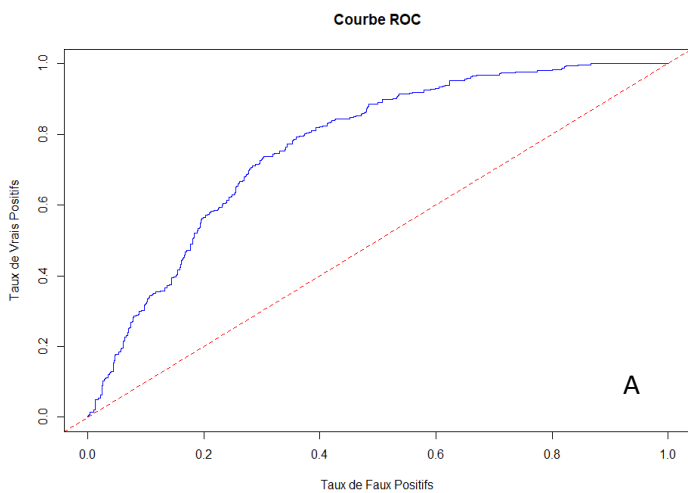


Figure 7 : Diagrammes de performance des prédictions du modèle final. En "A", la courbe ROC (Receiver Operating Characteristic) en bleu du taux de vrai positif en fonction du taux de faux positif, avec la courbe d'un modèle nul en rouge. En "B", le diagramme en boîte à moustache de la répartition des probabilités de présence pour les points prédits comme des présences et ceux prédits comme des absences. En "C", les courbes de densité de points prédits comme des absences (en rouge) et des points prédits comme des présences (en bleu) en fonction de la probabilité de présence

Annexe 3 : Cartographie des points d'inventaire de la Sittelle Corse et du zonage de prédiction

Legende

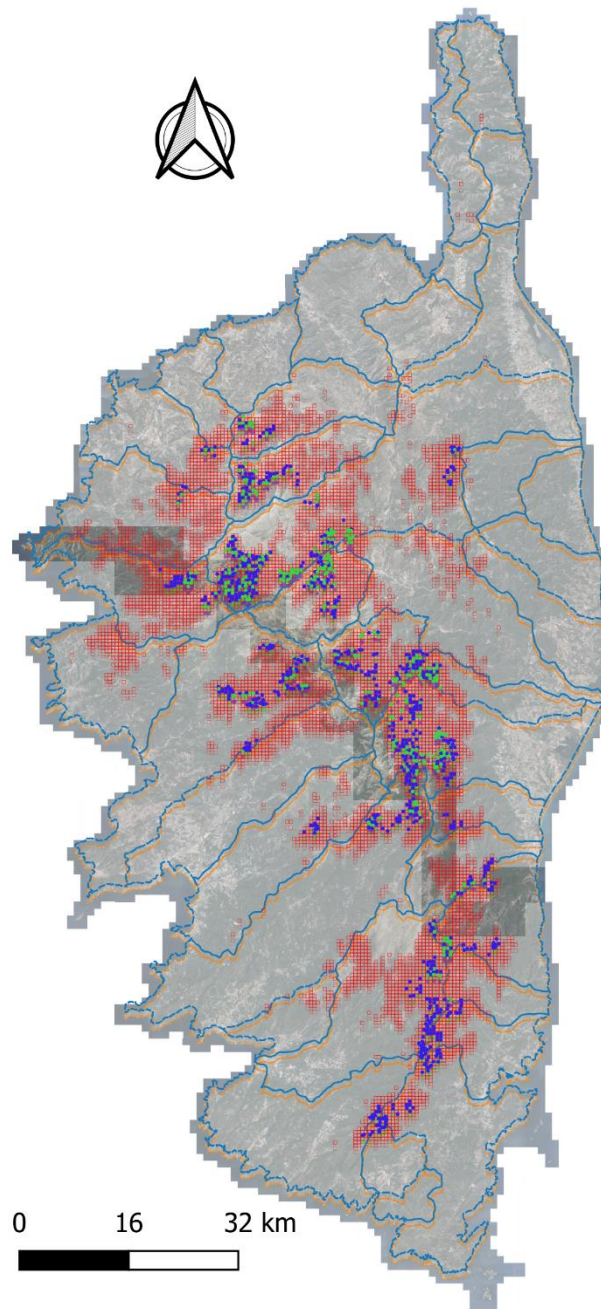
Point d'inventaire

● Presence

● Absence

□ Zone de prédiction

□ Bassins versants



Source : IFN, Data.gouv, eau.france, Endemys, BD_Ortho
Auteur : Loan VERLAGUET

Résumé

L'étude de la sélection d'habitat d'une espèce est d'un intérêt majeur pour sa conservation. Elle permet d'identifier les facteurs environnementaux les plus importants pour l'espèce ainsi que les zones qui lui sont le plus favorable. La Sittelle corse (*Sitta whiteheadi*) est un oiseau endémique de Corse classé comme vulnérable (VU) par l'UICN du fait de son déclin récent et de son faible effectif. Les perturbations de son habitat, les forêts matures de conifères, par la sylviculture et les incendies en serait la cause principale.

La présente étude vise à déterminer les variables environnementales influençant la probabilité de présence de la Sittelle corse et à cartographier cette dernière à l'échelle de l'ensemble des boisements favorables de Corse. Pour cela, des données issues d'un échantillonnage par point d'écoute (1105 points) ont été analysées via un modèle hiérarchique prenant en compte la probabilité de détection en plus de la probabilité de présence. Des variables relatives à la pression de sylviculture, à la fragmentation des boisements, aux incendies, à la disponibilité en nourriture ainsi qu'à la nature du peuplement ont été incorporé au modèle. Après sélection du modèle, la surface des fragments forestier, l'altitude, la présence de feu sur la maille ainsi que le taux de recouvrement en Pin laricio sur la maille montrent un effet positif significatif sur la probabilité de présence de la Sittelle corse. La cartographie de la distribution des probabilités de présence permet d'estimer à 768,7 [714,9 ; 822,6] le nombre de maille occupée par la Sittelle corse.

Les cartographies obtenues fournissent un outil d'identification des zones à fort enjeu de conservation pour cette espèce. Notamment dans le cadre de la stratégie nationale pour les aires protégées afin de mettre en place des réserves naturelles en faveur de la Sittelle corse.

Mots-clés : Pin laricio (*Pinus nigra laricio*) – Modélisation de la distribution d'espèce – temps à la détection – Insularité – Niche écologique

Abstract

Habitat selection study is a major interest for the conservation of species. It allows to identify the main environmental factors and the most suitable areas for the species. The Corsican nuthatch (*Sitta whiteheadi*) is an endemic bird of Corsica. It is considered as Vulnerable (VU) by the IUCN due to its recent decline and its low number of individuals. The main cause seems to be the perturbation of its habitat, the mature stands of coniferous, such as logging and fire.

This study aims to assess the environmental variables affecting the Corsican nuthatch probability of presence and to map it at the scale of every suitable stand of Corsica. Data from a listening point sampling (1105 points) were analysed with a Bayesian hierarchical model taking into account both detection probability and presence probability. Variables linked to the logging pressure, the habitat fragmentation, the forest fire, the food availability and the nature of the stand were used in this model. After the model selection, the habitat fragment area, the mean altitude, the occurrence of a fire in the grid cell and the Laricio pine covering percentage in the grid cell shows a significantly positive effect over the probability of presence of the Corsican nuthatch. The mapping of the probability of presence distribution enable to estimate the number of occupied grid cell at 768,7 [714,9 ; 822,6].

The obtained maps provide a high-stake area identification tool for the species conservation. Especially in the context of the national strategy for the protected areas to implement natural reserve for the Corsican nuthatch.

Key words : Laricio pine (*Pinus nigra laricio*) – Species Distribution Modelling – Time to Detection – Insularity – Ecological niche