

Année 2020-2021

Mention : Biodiversité, écologie et évolution (BEE)

Parcours Ingénierie Ecologique (Ingeco)

Finalité : *Ecologie pour la gestion des villes et des territoires (ECOGEST)*



**Caractérisation des facteurs paysagers forestiers et extra-forestiers influençant le creusement des cavités par le Pic noir (*Dryocopus martius*, L. 1758)**

***présenté par : Cédric CABRERA***

Responsable pédagogique : M. Deschamps-Cottin

Année 2020-2021  
Mention : Biodiversité, écologie et évolution (BEE)  
Parcours Ingénierie Ecologique (Ingeco)  
Finalité : *Ecologie pour la gestion des villes et des territoires (ECOGEST)*

**Caractérisation des facteurs paysagers forestiers et  
extra-forestiers influençant le creusement des cavités  
par le Pic noir (*Dryocopus martius*, L. 1758)**

**présenté par : Cédric CABRERA**

Nom de la structure d'accueil : INRAE Grenoble (LESSEM)  
Nom de l'encadrant dans la structure d'accueil : Yoan PAILLET

# 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-e, Cédric Cabrera certifie avoir pris connaissance de la présente charte et l'avoir respectée

Fait à Saint-Martin-d'Hères le 24 août 2021 Signature :



## Remerciements

Durant ces 6 mois de stage, j'ai eu l'occasion d'évoluer dans un cadre de travail idéal au sein de l'INRAE de Grenoble et du LESSEM. En effet, j'ai eu la chance de pouvoir discuter, rencontrer et partager mes pistes de réflexions sur divers sujets avec de nombreux chercheurs, thésards et stagiaires de la structure.

Je tiens tout d'abord à remercier tout particulièrement Yoan, mon encadrant, pour m'avoir suivi de manière très régulière, toujours avec bonne humeur et humour, pour m'avoir enseigné durant ce stage de nombreuses choses concernant la recherche en écologie (tellement qu'il est difficile de toutes les citer ici), pour m'avoir aidé lorsque mon cerveau surchauffait sur certaines questions statistiques et méthodologiques qui me paraissaient complexes. Mais également pour les journées de terrain à crapahuter dans les forêts du Vercors et à aller vérifier les cavités et sans oublier la sortie vélo de 40 km après le travail qui s'est transformée en sortie de 70 km.

Je tiens également à remercier Etienne Lalechère et Jean-Matthieu Monnet (tous deux chercheurs au LESSEM) pour leur précieuse aide concernant les questions d'écologie du paysage.

Aussi, j'adresse mes remerciements à Wilfried Thuillier (chercheur au LECA) pour m'avoir accordé de son temps lors d'une réunion en visioconférence sur les questions de pseudo-absences et qui m'a fortement aidé à renforcer et à justifier ma méthodologie à ce sujet.

De plus, je remercie Alix Savine et Vincent Fouilland, gestionnaires de la Réserve des Écouges pour leur accueil lors des sessions de terrain et leur disponibilité lors des divers échanges concernant ce stage.

Enfin, je remercie les différentes structures qui nous ont mis à disposition leurs jeux de données de cavités de Pics : le Département de l'Isère et gestionnaires de la Réserve des Écouges et du col du Coq, les différents agents de l'ONF, le Parc National des Cévennes, le Parc Naturel Régional des Volcans d'Auvergne et Baptiste Doutau de la LPO Haute-Savoie.

## Table des matières

<b>Introduction .....</b>	<b>5</b>
<b>Matériel &amp; Méthodes.....</b>	<b>8</b>
Sites d'étude.....	8
Le jeu de données.....	9
Caractérisation des variables forestières .....	11
Caractérisation des variables paysagères .....	12
Caractérisation des variables biogéographiques de contrôle .....	13
Exploration de données.....	13
Analyses statistiques .....	14
<b>Résultats .....</b>	<b>15</b>
Effet des variables biogéographiques de contrôle.....	15
Effet des variables forestières .....	15
Effet des variables paysagères .....	17
Modèles globaux .....	19
Validation des modèles globaux .....	20
<b>Discussion .....</b>	<b>21</b>
Des peuplements forestiers variés pour répondre aux besoins de l'espèce.....	21
Un paysage à dominante forestière faiblement fragmenté.....	22
Limites et perspectives de recherche .....	24
Conclusion et implication pour la gestion et la conservation des forêts.....	25
<b>Bibliographie.....</b>	<b>26</b>
<b>Table des annexes .....</b>	<b>28</b>
<b>Annexes.....</b>	<b>28</b>
<b>Résumé.....</b>	<b>31</b>
<b>Abstract .....</b>	<b>31</b>

## Introduction

La biodiversité est menacée par les activités humaines et le changement climatique à l'échelle globale (Lambertini, 2020). Les écosystèmes forestiers ne sont pas épargnés, en effet du fait de l'exploitation des forêts, du changement d'occupation des sols ou encore du changement climatique, les forêts subissent de nombreux bouleversements qui peuvent à terme, causer la perte de tout un cortège d'espèce inféodé à ces milieux (FAO & UNEP, 2020). Il semble ainsi primordial de s'appuyer sur des éléments moteurs de la biodiversité forestière afin de les promouvoir pour la préservation de cet écosystème. Dans cette optique, les microhabitats forestiers (cavités, écorces décollées, blessures des arbres, dendrotelmes, épiphytes, etc.) sont hautement importants car ils sont autant d'habitats spécifiques qui permettent de soutenir tout un cortège d'espèces forestières (Larrieu et al., 2018). Parmi ces nombreux microhabitats garants de la biodiversité forestière, les cavités de pics, et plus précisément celles du Pic noir (*Dryocopus martius*, L. 1758), sont des milieux favorisant de nombreuses espèces cavicoles secondaires. En effet, le Pic noir est considéré comme une espèce ingénieure, c'est-à-dire qu'il modifie significativement son environnement. Cette modification de l'environnement permet l'établissement d'espèces qui sans les cavités du Pic noir ne seraient pas présentes (Pirovano et al., 2005). On peut citer par exemple la Nyctale de Tengmalm (*Aegolius funereus*, L. 1758), le Pigeon Colombin (*Columba oenas*, L. 1758), la Grande Noctule (*Nyctalus lasiopterus*, S. 1780), la Martre des pins (*Martes martes*, L. 1758), de nombreux coléoptères saproxyliques et champignons d'intérêts patrimoniaux. De plus, le Pic noir est considéré comme une espèce parapluie, c'est-à-dire une espèce qui par sa préservation induit la préservation de toutes les espèces dépendant d'elle. Cela s'explique entre autres par le large domaine vital de l'espèce (316 ha dans les Alpes Italiennes (Bocca et al., 2007); 500ha en Suède et en Norvège (Tjernberg et al., 1993; Rolstad et al., 1998)) mais également la nécessité d'habitats forestiers en bonne santé pour l'accomplissement de son cycle de vie (Olano, 2015). Il semble de ce fait important de s'appuyer sur les cavités de Pic noir afin de préserver toute la biodiversité forestière qui en dépend. Dans ce but, il est nécessaire de connaître les facteurs qui influencent le creusement des cavités par le Pic noir afin de pouvoir les prendre en compte dans les mesures de gestion forestière et du territoire.

De ce fait, ce travail part du constat suivant : lors de la mise en place des politiques de gestion forestière à large échelle (plan d'aménagement forestier entre autres), il est très difficile pour les gestionnaires forestiers de prédire la présence de cavités de Pic noir et donc de les prendre en compte car les facteurs à plus large échelle qui influencent leur creusement sont très

mal connus. Ce projet fait suite à une étude de Puverel et al., datant de 2019, qui a visé à comprendre les facteurs influençant le creusement des cavités par le Pic noir à l'échelle de l'arbre. Ainsi, à cette échelle, le Pic noir semble sélectionner des arbres au bois moins dense et aux premières branches plus hautes dans un environnement moins encombré afin de creuser ses cavités, ce qui minimise à la fois l'énergie consacrée à l'excavation des cavités et le risque de prédation (Puverel et al., 2019). De nombreux autres articles étudient aussi les facteurs influençant le creusement des cavités par le Pic noir à l'échelle de l'arbre et montrent également l'importance du diamètre à hauteur de poitrine et de la hauteur concernant les arbres à cavités (Hagvar et al., 1990; Suzuki et al., 2008; Pirovano & Zecca, 2014; Winter et al., 2015; Karimi et al., 2018; Asbeck et al., 2020).

Cependant, le Pic noir semble également réagir à des variables aux échelles plus larges du peuplement forestier et du paysage extra-forestier pour le creusement de ses cavités (Tobalske & Tobalske, 1999; Angelstam et al., 2002; Dorresteijn et al., 2013; Gil-Tena et al., 2013; Brambilla & Saporetti, 2014; Olano, 2015; Saporetti et al., 2016). Ce type de connaissance semble uniquement exister à dire d'experts et peu d'articles étudient cela à ces échelles plus larges et sur des jeux de données à large échelle. Le Pic noir semble autant dépendre d'habitats forestiers pour sa reproduction (Tjernberg et al., 1993; Angelstam et al., 2002; Mikusiński et al., 2018) que d'habitats plus ouverts pour son alimentation (Dorresteijn et al., 2013; Brambilla et al., 2014; Pirovano et al., 2014). Il semble donc judicieux de regarder ce qui conditionnerait le creusement des cavités de Pic noir à l'échelle plus large du paysage forestier et extra-forestier.

Concernant le paysage en écologie, celui-ci peut être défini comme une portion de territoire hétérogène, composée d'ensembles d'écosystèmes en interaction dont l'agencement se répète de manière similaire dans l'espace (Forman & Godron, 1986). L'Association Internationale d'Écologie du Paysage (IALE) définit l'écologie du paysage comme l'étude de la variation spatiale au sein des paysages, à différentes échelles, incluant les causes biophysiques et sociales et les conséquences de l'hétérogénéité de ces paysages. Dans ce sens, selon la littérature, de nombreux facteurs semblent être étroitement liés aux cavités de Pic noir. Tout d'abord, les peuplements de feuillus purs ou mixtes semblent être privilégiés par l'espèce afin de creuser ses cavités.

Egalement, à plus large échelle, le Pic noir pourrait dépendre de la proportion de couvert forestier, ainsi des pourcentages élevés de couverture forestière pourraient être bénéfiques à l'espèce pour son alimentation et sa nidification (Dorresteijn et al., 2013; Olano, 2015). Cela semblerait d'autant plus important dans des paysages hétérogènes où les forêts sont fragmentées

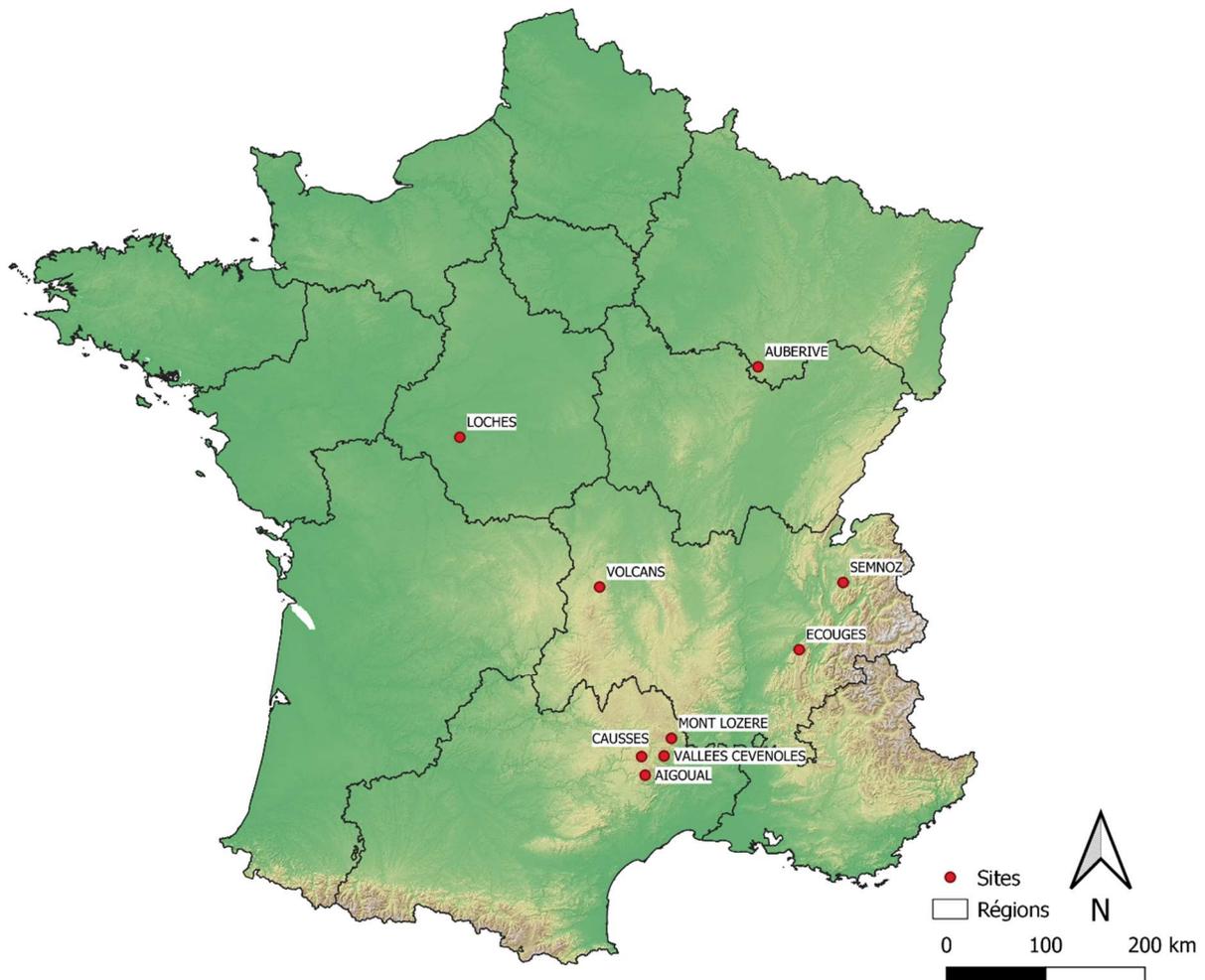
(Karimi et al., 2018). Ainsi, la connectivité paysagère semblerait affecter la présence du Pic noir et donc de ses cavités ; comme l'espèce a un large domaine vital et qu'elle semble dépendre d'habitats forestiers spécifiques (peuplements mixtes matures avec une mosaïque de milieux allant du sous-bois pour sa nidification aux milieux ouverts pour son alimentation), les sites de présence du Pic noir auraient d'autant plus besoin d'avoir une valeur de connectivité paysagère importante entre patchs favorables d'habitats forestiers pour permettre à l'espèce de s'y établir (Tobalske et al., 1999; Gil-Tena et al., 2012).

Ainsi, ce travail vise à caractériser à l'échelle du paysage forestier et extra-forestier, les facteurs qui influencent le creusement des cavités par le Pic noir dans le but de mieux permettre la prise en compte de ce microhabitat lors des réflexions sur la gestion forestière et à plus large échelle, du territoire. Pour ce faire, nous nous sommes intéressés à 3 échelles d'étude : Premièrement, l'échelle de la parcelle forestière correspondant à 10 ha (0,1km<sup>2</sup>). Puis l'échelle intermédiaire de 100 ha (1km<sup>2</sup>) correspondant à la taille moyenne de la zone cœur du domaine vital du Pic noir où celui-ci défend son territoire et élève ses jeunes (Bocca et al., 2007). Enfin, l'échelle la plus large de 250 ha (2,5km<sup>2</sup>) correspond à la taille moyenne du domaine vital global du Pic noir en période de reproduction (Olano, 2015). Nous avons cherché à comprendre pour chacune de ces 3 échelles quelles sont les variables qui influencent le plus le creusement de cavités par le Pic noir, puis est ce que ces variables sont les mêmes entre échelles. Dans ce but, nous émettons les hypothèses suivantes. Le creusement des cavités de Pic noir varierait en fonction :

- (i) de la présence dans son domaine vital de peuplements mixtes, soit feuillus pour sa nidification et résineux pour son alimentation, ainsi il y aurait plus de cavités de Pic noir dans un paysage avec une forte diversité de peuplements forestiers;
- (ii) de la présence dans son domaine vital de grandes surfaces forestières peu fragmentées et donc connectées, ainsi il y aurait plus de cavités de Pic noir dans un paysage avec une proportion de couvert forestier élevée, peu ou pas fragmenté et donc avec un fort indice de connectivité paysagère entre forêts;
- (iii) de l'hétérogénéité du paysage, ainsi il y aurait moins de cavités de Pic noir dans un paysage ayant une composition fortement hétérogène.

## Matériel & Méthodes

### Sites d'étude



**Figure 1.** Carte de localisation des 9 massifs étudiés

Cette étude a été menée sur 9 massifs forestiers de France métropolitaine disposant de cartographies de cavités de Pic noir ; le massif de l'Aigoual situé dans les départements du Gard et de la Lozère, le massif des Volcans d'Auvergne situé dans le département du Puy-de-Dôme, le massif des Causses dans le département de la Lozère, le massif du Mont Lozère dans les départements de la Lozère et du Gard, le massif des vallées Cévenoles dans le département de la Lozère, le massif des Écouges dans le Vercors (Isère), le massif du Semnoz dans les Bauges (Haute-Savoie), la forêt d'Auberive dans le département de la Haute-Marne et la forêt de Loches dans le département de l'Indre-et-Loire (**Figure 1**).

## Le jeu de données

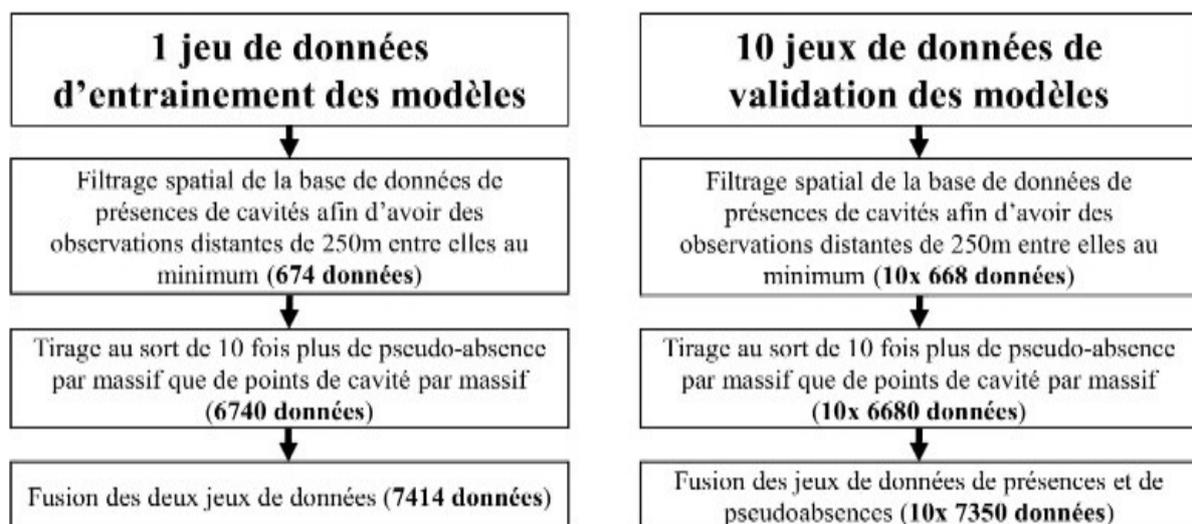
Les données sont issues de divers gestionnaires et naturalistes (Ligue pour la Protection des Oiseaux (LPO), Office National des forêts (ONF), Parcs Nationaux (PN), Parcs Naturels Régionaux (PNR)) qui les ont saisies soit durant des opérations de martelage (marquage par les forestiers des arbres à exploiter ou à conserver) ou alors durant des prospections sans protocole. Ces données ont ainsi dû être harmonisées dans un premier temps. Pour ce faire, les jeux de données de chacun des massifs ont été récupérés puis leurs structures ont été harmonisées selon un modèle type prédéfini. Ensuite les données concernant les cavités d'autres oiseaux que le Pic noir (comme le Pic épeiche ou le Pic vert par exemple) ont été enlevées. Par la suite, les données de cavités antérieures à l'année 2010 ont également été supprimées. En effet, nous avons estimé qu'au-delà de cette date, les conditions de creusement des cavités par le Pic noir ne sont peut-être plus remplies du fait de la modification et de l'évolution des habitats (déperissement naturel des arbres, catastrophe naturelle ou encore exploitation forestière). Aussi, les données de cavités dans les arbres morts ont été enlevées car nous avons estimé que l'habitat a pu changer depuis la période à laquelle la cavité a été creusée et il n'est peut-être plus propice à l'excavation de cavités par le Pic noir. Enfin, les jeux de données des 9 massifs ont été compilés afin de former la base de données de cavités de Pic noir qui a servi à cette étude. Cette base de données résultante compte au total 2689 observations géolocalisées de cavités de Pic noir (**Tableau 1**).

**Tableau 1.** Principales caractéristiques par massif de la base de données de présence de cavités de Pic noir

Massif	Nombre de cavité	Altitude (m)		Température annuelle (°C)		Précipitations annuelles (mm)		Pente (%)	
		Min/Max	Moyenne	Min/Max	Moyenne	Min/Max	Moyenne	Min/Max	Moyenne
Aigoual	1819	796/1398	1218	5,6/10,2	7,3	774/979	900,9	1,1/51,4	16,4
Auberive	194	360/504	440	8,7/9,6	9,1	802/911	853	0/31,2	7,8
Causses	251	821/1400	1122	5,9/10,2	7,8	769/966	864,7	1,2/48,1	22,5
Ecouges	1	1218	1218	5,7	5,7	1187	1187	16,4	16,4
Loches	111	91/141	124	11/11,3	11,1	690/716	703,8	0/9,7	1,9
Mont Lozère	14	941/1187	1107	6,8/8,7	7,5	787/898	857,8	10/33,3	17,2
Semnoz	37	1017/1500	1353	4,6/7,5	5,6	1154/1430	1335	4,3/28	12,2
Vallées Cévenoles	10	919/1248	1156	7,1/9,3	7,8	790/881	850,3	7,7/25,6	17,3
Volcans	252	685/1154	935	6,5/8,7	7,6	765/912	841	0,9/40,7	10,3

Étant donné que ce jeu de données comporte uniquement des données de présence de cavités, nous avons choisi de générer des pseudo-absences afin de pouvoir réaliser une modélisation statistique. Les pseudo-absences sont des données d'absence générées artificiellement. Leur intérêt réside dans le fait que la plupart du temps seules des données de

présence sont disponibles car celles-ci sont plus simple à récolter que des données d'absences pour lesquelles les sessions de terrain sont plus chronophages afin de s'assurer d'une réelle absence de l'espèce cible. Dans notre étude, la sélection des pseudo-absences a été effectuée de la manière suivante : Dans un premier temps, une enveloppe de 5 km autour de tous les points de présence a été créé puis seuls les milieux forestiers au sein de cette surface ont été gardés en s'aidant de la couche OCSOL 2018 du CESBIO. Ensuite, les 250 m de rayon autour des points de présence ont été retirés de la surface afin de garder une certaine indépendance entre les points de présence et les futurs points de pseudo-absence générés. Puis, un maximum de points de pseudo-absences espacés d'au minimum 250 m les uns les autres ont été générés dans cette surface. Grâce à ce processus, nous nous sommes assurés de la pertinence spatiale et écologique de ces points de pseudo-absences de cavités. Au total, ce sont 25015 données comptabilisées dont 2689 présences et 22326 pseudo-absences (**Annexe 2**). En parallèle à cela, afin d'avoir des données de présence de cavité spatialement indépendantes, un filtrage spatial ou « spatial thinning » a été réalisé sur les 2689 données de présence grâce au package spThin (Aiello-Lammens et al., 2015) dans R studio (RStudio Team 2019). Ce filtrage spatial a consisté à tirer au sort un maximum de données de présence de cavité distantes de 250 m au minimum les unes des autres. A l'issue de cette étape, 668 données de présence de cavités de Pic noir ont été tirées et distantes d'au moins 250 m. De plus, 10 jeux de données de validation des modèles ont été réalisés en utilisant la même méthode qu'énoncé précédemment (soit 10 filtrages spatiaux de présence et 10 tirages au sort de pseudo-absences) (**Figure 2**).



**Figure 2.** Méthodologie de réalisation des différents jeux de données pour l'entraînement et la validation des futurs modèles statistiques.

À la suite de cela et afin de matérialiser nos 3 échelles d'études, des buffers de 3 tailles différentes ont été générés autour de chacun des points de présence et de pseudo-absence afin de pouvoir ensuite calculer et extraire les différentes variables explicatives (**Tableau 2**). Ces buffers sont de 179 m de rayon autour de chaque point pour l'échelle restreinte (10 ha ou 0,1 km<sup>2</sup>) ; 565 m de rayon autour de chaque point pour l'échelle intermédiaire de 100 ha ou 1 km<sup>2</sup> ; et de 879 m de rayon autour de chaque point pour l'échelle large (250 ha ou 2,5 km<sup>2</sup>).

**Tableau 2.** Description des variables explicatives sélectionnées en fonction des hypothèses formulées.

<i>Hypothèse</i>	<i>Variable</i>	<i>Nom de la variable</i>	<i>Unité</i>	<i>Source</i>
Biogéographique	Altitude	ALTITUDE	m	MNT
	Pente	PENTE	%	MNT
	Cosinus de l'exposition	cos.ASPECT		MNT
	Sinus de l'exposition	sin.ASPECT		MNT
	Température annuelle moyenne	TEMP_MEAN		WorldClim
	Précipitations annuelles moyennes	PREC_MEAN		WorldClim
Composition du peuplement forestier	Proportion de forêt de feuillus	FOR_FEUILLU	%	BD Forêt V2
	Proportion de forêt de résineux	FOR_RES	%	BD Forêt V2
	Proportion de forêt mixte	FOR_MIXTE	%	BD Forêt V2
Diversité du peuplement forestier	Indice de diversité de Shannon du peuplement forestier	H_DIV_FOR		BD Forêt V2
	Indice de diversité de Simpson du peuplement forestier	D_DIV_FOR		BD Forêt V2
Proportion de couvert forestier du paysage	Proportion de couvert forestier	FOR_TOTAL / PLAND	%	BD Forêt V2
Connectivité entre patches d'habitats favorables (forêts)	Indice de connectivité paysagère	CONTAG / AI / COHESION	%	BD Forêt V2
	Indice de diversité de Shannon du paysage	H_DIV		CLC
Hétérogénéité paysagère	Indice de diversité de Simpson du paysage	D_DIV		CLC
	Indice de diversité de Shannon du paysage	SHDI		OCSOL
Fragmentation paysagère	Indice de fragmentation paysagère	ED	m/ha	OCSOL
		LSI		OCSOL

### Caractérisation des variables forestières

Différentes variables forestières ont été extraites depuis la BD Forêt V2 (IGN) et ont été calculées au sein de chaque buffer grâce à QGIS (QGIS Development Team, 2020) (version 3.16.6-Hannover) et R studio (version 1.2.5001). La BD Forêt V2 reprend les types de peuplements issus de l'inventaire forestier national (IFN) (exemple : « forêt fermée de hêtre pur »). Tout d'abord la composition du peuplement forestier, c'est-à-dire la proportion de forêt de feuillus (FOR\_FEUILLU), de résineux (FOR\_RES) et mixte (FOR\_MIXTE) sur la base des

typologies de l'IFN regroupées selon qu'elles soient feuillus, résineuses ou mixtes. Puis un indice de diversité forestière de Shannon (H\_DIV\_FOR) et de Simpson (D\_DIV\_FOR) qui calculent tous deux la diversité des peuplements forestiers selon les typologies de l'IFN en prenant en compte le nombre de classe et leur abondance. Ces indices varient de 0 jusqu'à l'infini, ils approchent la valeur 0 lorsque le buffer est composé d'un seul patch et augmentent lorsque le buffer est composé d'un nombre grandissant de type de patches dont leur proportion au sein du buffer est de plus en plus équitable entre elles. A noter que Shannon prend davantage en compte les types de patch rares que Simpson. Enfin, la proportion totale de forêt au sein de chaque buffer avec l'indice PLAND qui calcule la proportion d'habitats forestiers dans chaque buffer.

### Caractérisation des variables paysagères

Ensuite, différentes variables paysagères ont été calculées à l'aide du package *landscapemetrics* (Hesselbarth et al., 2019) dans R studio en prenant en compte les trois échelles majeures de l'écologie du paysage, soit la tâche ou « patch » qui est une unité homogène qui diffère de son entourage ; la classe qui est l'ensemble de tous les patches d'une typologie et enfin le paysage qui est l'ensemble des patches et classes présents au sein de la fenêtre étudiée (Sertel et al., 2018). Premièrement, concernant les indices caractérisant la connectivité paysagère, trois indices ont été calculés sur la base de la BD Forêt V2 (IGN) et ainsi en ne prenant en compte que la couverture forestière : L'indice d'agrégation (AI) est calculé à partir d'une matrice de contiguïté et décrit pour chaque combinaison de type de patch, la fréquence à laquelle les patches apparaissent contigus les uns des autres au sein de la fenêtre paysagère. Cet indice varie de 0 à 100% et approche la valeur de 0 lorsque le paysage est totalement fragmenté ie. composé de patches de la classe étudiée qui ne partagent aucune bordure et la valeur 100 lorsque le paysage est totalement connecté et donc composé de patches de la classe étudiée qui partagent un nombre maximal de bordures (He et al., 2000). L'indice de cohésion de patch (COHESION) mesure la connectivité physique du type de patch étudié. Cet indice varie également de 0 à 100 et approche la valeur de 0 lorsque la proportion de la classe étudiée au sein du paysage diminue et devient de plus en plus fragmentée et la valeur 100 lorsque la proportion de la classe étudiée au sein du paysage augmente et devient de plus en plus agrégée (McGarigal et al., 2012). L'indice de contagion (CONTAG) décrit la probabilité que deux cellules au sein du paysage appartiennent à la même classe. Cet indice varie de 0 à 100%, il approche la valeur 0 lorsque le paysage est composé de beaucoup de petits patches dispersés et la valeur 100 lorsque le paysage est composé de peu de grands patches contigus (McGarigal et al., 2012).

Ensuite, les indices caractérisant l'hétérogénéité paysagère : Les indices de diversité de Shannon et de Simpson décrivent la diversité du paysage en prenant en compte le nombre de classe et leur abondance. Ici, l'indice de diversité de Shannon du paysage (H\_DIV) a été calculé sur la base du Corine Land Cover 2018 du programme européen d'observation de la terre Copernicus et de l'occupation du sol 2018 du CESBIO (SHDI). Quant à l'indice de diversité de Simpson du paysage (D\_DIV), il a été calculé sur la base du Corine Land Cover 2018 du programme européen d'observation de la terre Copernicus.

Enfin, les indices de fragmentation du paysage : L'indice de densité de lisière (ED) décrit la longueur de lisière de patch par unité de surface (ici des mètres par hectare). Cet indice varie de 0 à l'infini, il approche 0 lorsqu'il n'y a pas de lisière au sein du paysage et augmente lorsque le paysage est composé d'un nombre croissant de lisière. L'indice de forme de paysage (LSI) décrit la forme de la classe étudiée par rapport à une agrégation maximale des patches de cette classe. Cet indice varie de 1 à l'infini, il est de 1 lorsque le paysage est composé d'un seul patch de forme carrée de la classe étudiée et augmente lorsque la forme de patch de la classe étudiée au sein du paysage devient de plus en plus irrégulière (McGarigal n.d.). Ces deux indices ont également été calculés en se focalisant sur la classe « forêt » du paysage sur la base de la BD Forêt V2 (IGN).

#### Caractérisation des variables biogéographiques de contrôle

De plus, étant donné que le creusement des cavités par le Pic noir peut dépendre du contexte biogéographique, nous avons décidé d'extraire diverses variables bioclimatiques sur chaque point de cavité; L'altitude (ALTITUDE), la pente (PENTE), l'orientation (ou direction de la pente) traduite par le cosinus (cos.ASPECT) et le sinus (sin.ASPECT) de l'aspect, la température annuelle moyenne (TEMP\_MEAN) et les précipitations annuelles moyennes (PREC\_MEAN).

#### Exploration de données

A la suite du calcul de toutes les variables explicatives, la phase d'exploration des données a été menée et a permis d'identifier certains points de vigilance au sein du jeu de données selon une méthodologie précise (Zuur et al., 2007) ; (i) la répartition des données en analysant l'homogénéité de la variance entre les variables explicatives d'une part et la variable réponse ainsi que les massifs d'autre part ; (ii) les valeurs aberrantes en observant si certaines valeurs étaient réparties de façon étrange en marge du jeu de données ; (iii) la corrélation entre variables explicatives en enlevant une des deux variables lorsque leur coefficient de Pearson

était supérieur à 0,6 et (iv) les interactions entre variables explicatives afin de les intégrer à la modélisation future si elles existent.

### Analyses statistiques

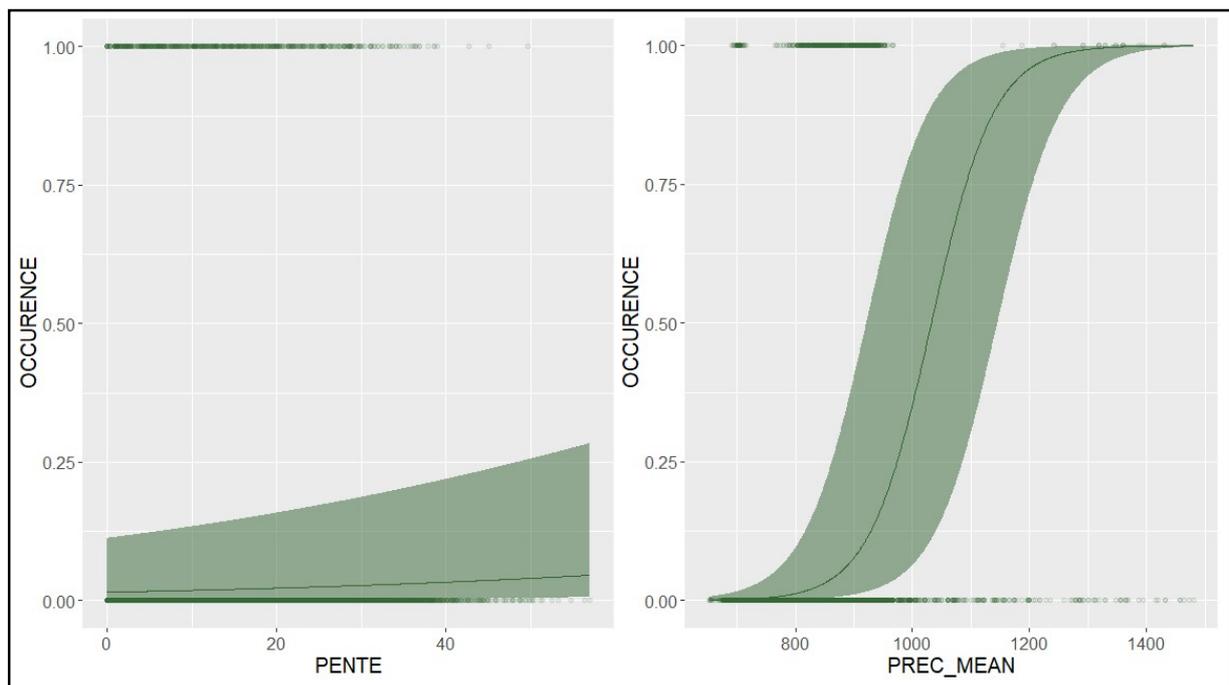
Toutes les analyses statistiques ont été réalisées avec R studio (version 1.2.5001). Le type de modèle statistique sélectionné pour cette étude est le modèle linéaire généralisé mixte (GLMM), réalisé grâce au package glmmTMB (Brooks et al., 2017). En effet, ce type de modèle, contrairement au modèle linéaire généralisé (GLM), prend en compte l'effet aléatoire soit la non-indépendance des données. Dans notre cas, les données sont contenues au sein de différents massifs forestiers à travers la France métropolitaine, ainsi on imagine que les valeurs observées des différentes variables explicatives au sein d'un même massif sont davantage corrélées entre elles que des valeurs provenant de deux massifs différents. C'est donc la variable « massif » qui compte pour l'effet aléatoire au sein de notre jeu de données. Dans notre cas, c'est donc un modèle GLMM avec une distribution d'erreur binomiale qui a été utilisé étant donné que notre variable réponse, l'occurrence de cavité de Pic noir, est une variable binaire (0 et 1). En amont de la sélection de modèles, toutes les variables ont été soumises à une analyse d'inflation de la variance (VIF) grâce au package car (Fox & Weisberg 2019) afin de détecter la présence de multicolinéarité au sein des différentes variables. Les variables avec une valeur de VIF supérieure à 5 ont systématiquement été enlevées des modèles. Pour sélectionner les modèles, toutes les combinaisons de variables ont été testées grâce au package MuMIn (Barton 2020) et les meilleurs modèles ont été sélectionnés par sélection ascendante selon le critère d'information d'Akaike (AIC) et en ne prenant uniquement en compte que les interactions de premier ordre entre variables explicatives. Ainsi, deux types de modèles ont été réalisés : Le premier type pour répondre indépendamment à chacune des hypothèses précédemment émises (**Tableau 2**) et le second type de modèles dit globaux où les variables des meilleurs modèles par hypothèses (**Annexe 1**) ont été réunies au sein de 3 modèles, soit un pour chacune des trois échelles d'étude (10ha, 100ha, 250ha) (**Tableau 3**). Enfin, afin de valider les 3 modèles globaux, nous avons réalisé un tirage aléatoire de 10 jeux de données de validation différents comportant chacun un filtrage spatial des données de présence et un tirage aléatoire des données de pseudoabsence. La robustesse des modèles a ensuite été analysée en comparant les estimateurs des 10 modèles par échelle. Les estimateurs d'un modèle sont les paramètres qui nous renseignent sur l'amplitude et le sens de l'effet d'une variable explicative sur une variable réponse. La standardisation de ces estimateurs permet de comparer plusieurs effets de variables explicatives différentes n'ayant pas la même unité de mesure. Ainsi, la robustesse des modèles

a été jugée en comparant les estimateurs standardisés des 10 modèles et si la variance des estimateurs standardisés des 10 modèles est assez faible et plus faible que les erreurs standards du modèle d'entraînement, alors on peut affirmer que ce modèle d'entraînement est robuste.

## Résultats

### Effet des variables biogéographiques de contrôle

La température annuelle moyenne (TEMP\_MEAN) a préalablement été enlevée car fortement corrélée aux précipitations annuelles moyennes (PREC\_MEAN) (coefficient de corrélation de Pearson = -0.79). Le meilleur modèle sélectionné pour les variables biogéographiques comprend la pente, les précipitations annuelles moyennes (PREC\_MEAN) et l'interaction entre ces deux variables. Ainsi, la présence de cavité de Pic noir augmente significativement lorsque la pente et les précipitations annuelles moyennes sont élevées (**Figure 3**). Cependant la magnitude de l'effet pente est très faible (estimateur standardisé = 0.21) tandis qu'il est relativement élevé pour l'effet des précipitations annuelles moyennes (estimateur standardisé = 1.63).

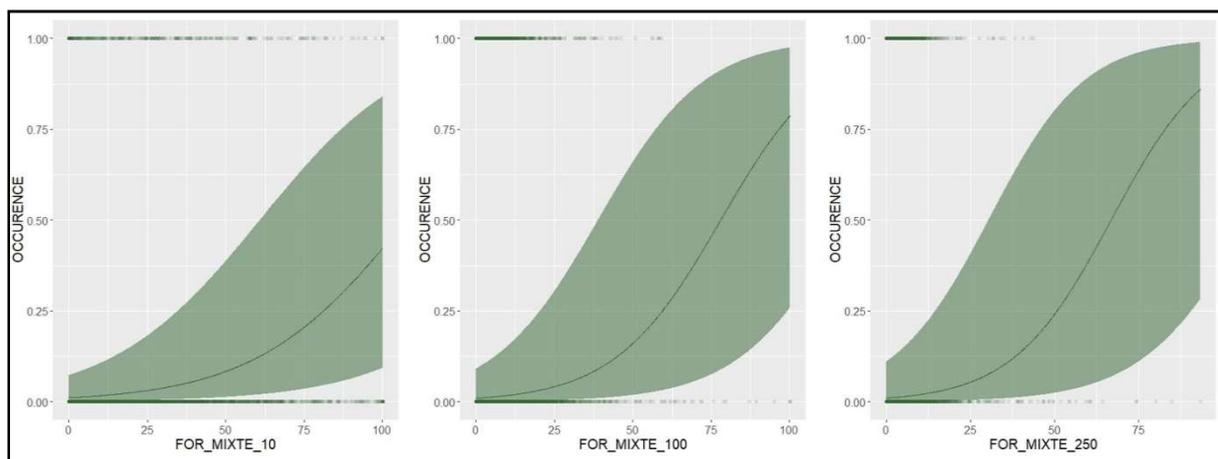


**Figure 3.** Prédiction de l'occurrence de cavité de Pic noir en fonction de la pente (à gauche) et des précipitations annuelles moyennes (à droite).

### Effet des variables forestières

Aux trois échelles, l'indice de diversité forestière de Simpson (D\_DIV\_FOR) a été préalablement enlevé car ayant une valeur de VIF supérieure à 5 et étant fortement corrélé (coefficient de corrélation de Pearson supérieur à 0,95 pour les trois échelles) à l'indice de

diversité forestière de Shannon (H\_DIV\_FOR). Concernant les proportions de peuplements forestiers, aux trois échelles, le meilleur modèle sélectionné comprend à la fois la proportion de forêt de feuillus, de conifère et mixte, la pente, les précipitations annuelles moyennes et l'interaction entre ces deux dernières variables. A ces échelles, la présence de cavité de Pic noir augmente significativement lorsque la proportion de peuplements de feuillus, de résineux et mixte augmente elle aussi, bien que l'amplitude de ces effets diminue plus l'échelle augmente (pour FOR\_FEUILLU : estimateur standardisé = 1.22 à l'échelle 10 ha; estimateur standardisé = 0.42 à l'échelle 100 ha; estimateur standardisé = 0.21 à l'échelle 250 ha ; pour FOR\_RES : estimateur standardisé = 0.80 à l'échelle 10 ha; estimateur standardisé = 0.28 à l'échelle 100 ha; estimateur standardisé = 0.24 à l'échelle 250 ha ; pour FOR\_MIXTE : estimateur standardisé = 0.78 à l'échelle 10 ha; estimateur standardisé = 0.51 à l'échelle 100 ha; estimateur standardisé = 0.37 à l'échelle 250 ha) (**Figure 4**). A l'échelle de la parcelle forestière, le meilleur modèle sélectionné comprend l'indice de diversité forestière de Shannon (H\_DIV\_FOR) en plus de la pente, des précipitations annuelles moyennes et de l'interaction entre ces deux dernières variables. A cette échelle, la présence de cavité de Pic noir augmente significativement en présence de peuplements forestiers plus diversifiés. Cependant la magnitude de l'effet est faible (estimateur standardisé = 0.11). Aux deux échelles plus larges (100 ha et 250 ha), les meilleurs modèles sélectionnés ne comportent pas H\_DIV\_FOR car celui-ci n'est pas significativement différent en présence ou en l'absence de cavité de Pic noir (p-value > 0.05).

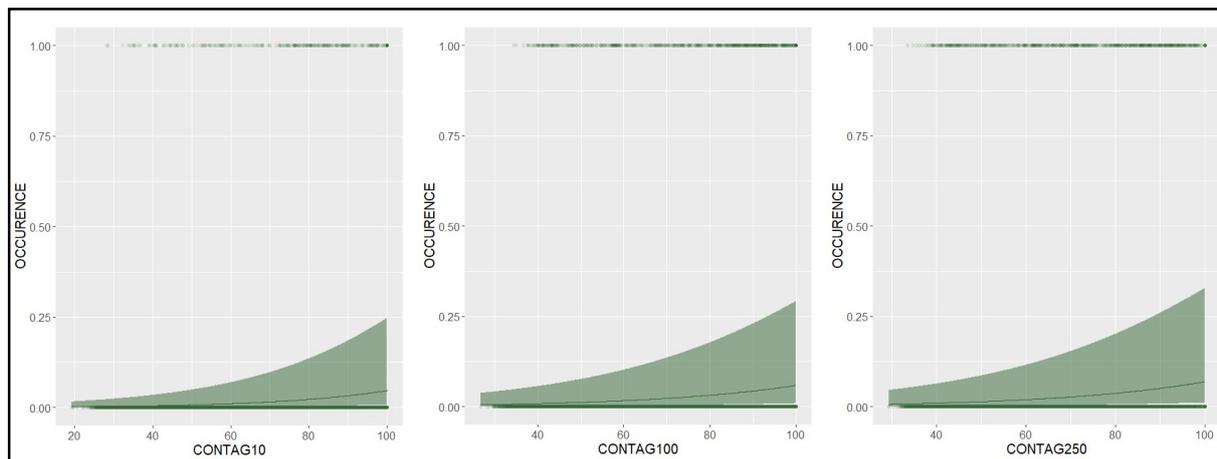


**Figure 4.** Prédiction de l'occurrence de cavité de Pic noir en fonction de la proportion de forêt mixte (FOR\_MIXTE) aux trois échelle d'étude (de gauche à droite : 10 ha, 100 ha et 250 ha). A noter que les autres variables explicatives de ces 3 modèles ont été fixées à la moyenne pour cette représentation.

## Effet des variables paysagères

Aux trois échelles, l'indice de diversité paysagère de Simpson (D\_DIV) a été enlevé car ayant une valeur de VIF supérieure à 5 et étant fortement corrélé à l'indice de diversité paysagère de Shannon (H\_DIV). L'indice de cohésion de patch (COHESION) a également été écarté lors de la phase d'exploration de données du fait de la faible variabilité de cet indice. Concernant la proportion de couvert forestier, aux trois échelles, le meilleur modèle sélectionné comprend l'indice de proportion de couvert forestier (PLAND) en plus de la pente, des précipitations annuelles moyennes et de l'interaction entre ces deux dernières variables. A ces trois échelles, la présence de cavité de Pic noir augmente significativement lorsque la proportion de couvert forestier augmente elle aussi, bien que l'amplitude de cet effet diminue plus l'échelle augmente (estimateur standardisé = 1.65 à l'échelle 10 ha; estimateur standardisé = 1.12 à l'échelle 100 ha; estimateur standardisé = 1 à l'échelle 250 ha).

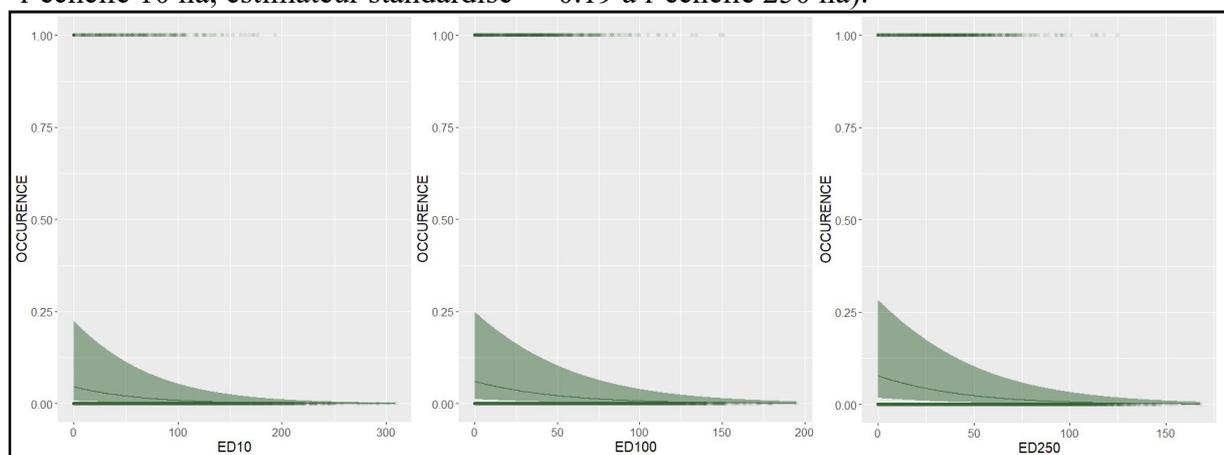
Pour la connectivité paysagère, aux trois échelles d'étude, le meilleur modèle sélectionné comprend l'indice de contagion (CONTAG) en plus de la pente, des précipitations annuelles moyennes et de l'interaction entre ces deux dernières variables. A ces trois échelles, la présence de cavité de Pic noir augmente significativement lorsque la valeur de l'indice de contagion de la fenêtre paysagère augmente, bien que l'amplitude de cet effet diminue en augmentant l'échelle (estimateur standardisé = 0.98 à l'échelle 10 ha; estimateur standardisé = 0.66 à l'échelle 100 ha; estimateur standardisé = 0.58 à l'échelle 250 ha) (**Figure 5**).



**Figure 5.** Prédiction de l'occurrence de cavité de Pic noir en fonction de l'indice de contagion (CONTAG) aux trois échelle d'étude (de gauche à droite : 10 ha, 100 ha et 250 ha). A noter que les autres variables explicatives de ces 3 modèles ont été fixées à la moyenne pour cette représentation.

Concernant l'hétérogénéité paysagère, à l'échelle de la parcelle forestière, le meilleur modèle sélectionné comprend l'indice de diversité paysagère de Shannon (SHDI) en plus de la pente, des précipitations annuelles moyennes et de l'interaction entre ces deux dernières variables. A cette échelle, la présence de cavité de Pic noir diminue significativement lorsque la valeur de l'indice de diversité paysagère de Shannon (SHDI) de la fenêtre paysagère augmente (estimateur standardisé = -0.52). Aux deux échelles plus larges, le meilleur modèle sélectionné comprend les indices de diversité paysagère de Shannon calculé depuis le Corine Land Cover 2018 (H\_DIV) et depuis l'OCSOL 2018 du CESBIO (SHDI). A ces deux échelles, la présence de cavité de Pic noir diminue significativement lorsque la valeur de l'indice de diversité paysagère de Shannon calculé à partir de l'OCSOL 2018 du CESBIO (SHDI) de la fenêtre paysagère augmente (estimateur standardisé = -0.47 à l'échelle 100 ha ; estimateur standardisé = -0.48 à l'échelle 250 ha). Concernant l'indice de diversité paysagère de Shannon calculé depuis le Corine Land Cover 2018 (H\_DIV), la présence de cavités de Pic noir augmente significativement lorsque les valeurs de cet indice augmentent aux échelles de 100 et 250 ha, bien que l'amplitude de l'effet soit faible à 100 ha (estimateur standardisé = 0.16) et moyenne à 250 ha (estimateur standardisé = 0.33).

Concernant la fragmentation paysagère, aux trois échelles, le meilleur modèle sélectionné comprend les indices de densité de lisière (ED) et de forme de paysage (LSI). A ces trois échelles, la présence de cavité de Pic noir diminue significativement lorsque la fenêtre paysagère est davantage fragmentée (pour ED : estimateur standardisé = -0.93 à l'échelle 10 ha; estimateur standardisé = -0.71 à l'échelle 100 ha; estimateur standardisé = -0.67 à l'échelle 250 ha et pour LSI : estimateur standardisé = -0.3 à l'échelle 10 ha; estimateur standardisé = -0.36 à l'échelle 100 ha; estimateur standardisé = -0.42 à l'échelle 250 ha) (**Figure 6**). De plus, à l'échelle de la parcelle forestière et du domaine vital global du Pic noir, l'interaction entre l'indice ED et LSI est significative avec un effet négatif (estimateur standardisé = -0.24 à l'échelle 10 ha; estimateur standardisé = -0.19 à l'échelle 250 ha).



**Figure 6.** Prédiction de l'occurrence de cavité de Pic noir en fonction de la densité de lisière (ED) aux trois échelle d'étude (de gauche à droite : 10 ha, 100 ha et 250 ha). A noter que les autres variables explicatives de ces 3 modèles ont été fixées à la moyenne pour cette représentation.

### Modèles globaux

**Tableau 3.** Résumé des meilleurs modèles globaux de prédiction de l'occurrence de cavité de Pic noir aux 3 échelles d'étude. Mglobal.10 = échelle de 10 ha ou 0,1 km<sup>2</sup>; Mglobal.100 = échelle de 100 ha ou 1 km<sup>2</sup>; Mglobal.250 = échelle de 250 ha ou 2,5 km<sup>2</sup>. \*\*\* p < 0.001; \*\* p < 0.01; \* p < 0.05.

Variable	Mglobal.10			Mglobal.100			Mglobal.250		
	Estimate	Std. Error	P value	Estimate	Std. Error	P value	Estimate	Std. Error	P value
(Intercept)	-4.34639	0.93650	3.47e-06 ***	-4.07515	0.92083	9.62e-06 ***	-4.03468	0.90546	8.35e-06 ***
PENTE	0.13395	0.06731	0.046582 *	0.33404	0.06708	6.36e-07 ***	0.28552	0.06746	2.31e-05 ***
PREC_MEAN	1.48795	0.08343	< 2e-16 ***	1.49114	0.08914	< 2e-16 ***	1.33532	0.09083	< 2e-16 ***
FOR_FEUILLU				0.14105	0.05632	0.012263 *	-0.10983	0.05423	0.042856 *
FOR_RES	-0.18170	0.05181	0.000453 ***						
FOR_MIXTE	0.15222	0.03840	7.36e-05 ***	0.38372	0.04686	2.63e-16 ***	0.13843	0.04396	0.001640 **
ED				-0.66109	0.07626	< 2e-16 ***	-0.36402	0.08184	8.68e-06 ***
PLAND	1.56258	0.12732	< 2e-16 ***				0.93834	0.09939	< 2e-16 ***
LSI	-0.17040	0.06814	0.012391 *	-0.44704	0.09204	1.19e-06 ***	-0.38586	0.09216	2.83e-05 ***
H_DIV				0.15798	0.05573	0.004585 **	0.33176	0.06131	6.26e-08 ***
PENTE:PREC_MEAN	-0.11979	0.04499	0.007753 **	-0.17071	0.04884	0.000473 ***	-0.16312	0.04749	0.000594 ***
ED:LSI				-0.19741	0.07830	0.011698 *	-0.30524	0.07700	7.36e-05 ***
PREC_MEAN:LSI	0.08344	0.04996	0.094847 .	0.22302	0.05834	0.000132 ***	0.14390	0.05967	0.015879 *
FOR_FEUILLU:PENTE				-0.20663	0.04954	3.04e-05 ***	-0.16613	0.04945	0.000782 ***
FOR_FEUILLU:PREC_MEAN				-0.17754	0.05049	0.000437 ***			
FOR_MIXTE:PREC_MEAN				-0.10549	0.02376	9.05e-06 ***			
H_DIV:PENTE				-0.12145	0.05368	0.023661 *			

A l'échelle de la parcelle forestière, les indice de contagion (CONTAG), de proportion de forêt de feuillus (FOR\_FEUILLU) et de diversité paysagère de Shannon (SHDI) ont été enlevés car ayant une valeur de VIF supérieure à 5. A cette échelle, le meilleur modèle sélectionné comprend les variables suivantes : la pente (PENTE), les précipitation annuelles moyennes (PREC\_MEAN), la proportion de forêt de résineux (FOR\_RES), la proportion de forêt mixte (FOR\_MIXTE), l'indice de proportion de couvert forestier (PLAND), l'indice de forme de paysage (LSI), l'interaction entre la pente et PREC\_MEAN et l'interaction entre PREC\_MEAN et LSI. Ici, les effets les plus forts sont la proportion de couvert forestier (effet positif, estimateur standardisé = 1.56) et les précipitations annuelles moyennes (effet positif, estimateur standardisé = 1.49) (**Tableau 3**). A l'échelle intermédiaire, les indice de contagion (CONTAG) et de diversité paysagère de Shannon (SHDI) ont été enlevés car ayant une valeur de VIF supérieure à 5. A cette échelle, le meilleur modèle sélectionné comprend les variables suivantes : la pente (PENTE), les précipitation annuelles moyennes (PREC\_MEAN), la proportion de forêt de feuillus (FOR\_FEUILLU), la proportion de forêt mixte (FOR\_MIXTE), l'indice de densité de lisière (ED), l'indice de forme de paysage (LSI), l'indice de diversité

paysagère de Shannon (H\_DIV), les interactions entre la pente et PREC\_MEAN, ED et LSI, PREC\_MEAN et LSI, FOR\_FEUILLU et la pente, FOR\_FEUILLU et PREC\_MEAN, FOR\_MIXTE et PREC\_MEAN, H\_DIV et la pente. Ici, les effets les plus forts sont les précipitations annuelles moyennes (effet positif, estimateur standardisé = 1.49) et la densité de lisière (effet négatif, estimateur standardisé = -0.66) (**Tableau 3**). Enfin, à l'échelle large, les indices de proportion de couvert forestier (PLAND) et de diversité paysagère de Shannon (SHDI) ont été enlevés car ayant une valeur de VIF supérieure à 5. A cette échelle, le meilleur modèle sélectionné comprend les variables suivantes : la pente (PENTE), les précipitations annuelles moyennes (PREC\_MEAN), la proportion de forêt de feuillus (FOR\_FEUILLU), la proportion de forêt mixte (FOR\_MIXTE), l'indice de densité de lisière (ED), l'indice de proportion de couvert forestier (PLAND), l'indice de forme de paysage (LSI), l'indice de diversité paysagère de Shannon (H\_DIV), les interactions entre la pente et PREC\_MEAN, ED et LSI, PREC\_MEAN et LSI, FOR\_FEUILLU et la pente. Ici, les effets les plus forts sont les précipitations annuelles moyennes (effet positif, estimateur standardisé = 1.34) et la proportion de couvert forestier (effet positif, estimateur standardisé = 0.94) (**Tableau 3**).

#### Validation des modèles globaux

Sur les 10 jeux de données de validation pour le modèle global à l'échelle de la parcelle forestière (10 ha), l'écart type des estimateurs standardisés varie de 0.011 pour FOR\_MIXTE à 0.073 pour l'intercept. Concernant les 10 jeux de données de validation pour le modèle global à l'échelle intermédiaire (100 ha), l'écart type des estimateurs standardisés varie de 0.014 pour l'interaction entre FOR\_MIXTE et PREC\_MEAN à 0.078 pour l'intercept. Pour le modèle global à l'échelle large (250 ha), l'écart type des estimateurs standardisés des 10 jeux de données validation varie de 0.014 pour l'interaction entre PENTE et PREC\_MEAN à 0.073 pour l'intercept (**Tableau 4**). De manière générale, les écarts types des estimateurs standardisés des 10 jeux de validation sont inférieurs aux erreurs standards des modèles d'entraînement.

**Tableau 4.** Ecarts-types des estimateurs de chacune des variables des 10 jeux de données de validation tirés au sort sur les 3 modèles globaux. Mglobal.10 = échelle de 10 ha ou 0,1 km<sup>2</sup>; Mglobal.100 = échelle de 100 ha ou 1 km<sup>2</sup>; Mglobal.250 = échelle de 250 ha ou 2,5 km<sup>2</sup>.

Variable	Mglobal.10	Mglobal.100	Mglobal.250
(Intercept)	0.07312413	0.07762005	0.07253557
PENTE	0.02098987	0.02790739	0.02717619
PREC_MEAN	0.02687263	0.0348273	0.02416334
FOR_FEUILLU		0.0161257	0.02570344
FOR_RES	0.02171448		
FOR_MIXTE	0.01068187	0.02305937	0.02139161
ED		0.01878788	0.03589092
PLAND	0.04201938		0.02181994
LSI	0.02511232	0.01927386	0.02078857
H_DIV		0.0143426	0.01928938
PENTE:PREC_MEAN	0.01976327	0.01912301	0.01412337
ED:LSI		0.02691398	0.0260473
PREC_MEAN:LSI	0.02185531	0.02700455	0.03126146
FOR_FEUILLU:PENTE		0.02332786	0.02065671
FOR_FEUILLU:PREC_MEAN		0.01876732	
FOR_MIXTE:PREC_MEAN		0.01364168	
H_DIV:PENTE		0.02804811	

## Discussion

### Des peuplements forestiers variés pour répondre aux besoins de l'espèce

Nous avons partiellement validé notre première hypothèse concernant le lien entre les cavités de Pic noir et les peuplements forestiers mixtes et diversifiés. En effet, les massifs forestiers mixtes ie. comportant à la fois des essences feuillues et résineuses semblent grandement favoriser la présence de cavités de Pic noir. En effet, à partir de 50 % de forêts mixtes et au-delà, la probabilité d'occurrence de cavité de Pic noir augmente fortement passant de 0,14 pour 50 % de forêt mixte à 0,47 pour 75 % de forêt mixte à l'échelle intermédiaire et de 0,25 pour 50 % de forêt mixte à 0.68 pour 75 % de forêt mixte à l'échelle large (**Figure 4**). Ici, il faut comprendre ces variables de typologie forestière comme des variables d'abondance de chaque type de peuplement du fait de leur méthodologie d'extraction (proportion de chaque typologie forestière au sein de buffer). Les forêts mixtes réunissent des conditions optimales pour le Pic noir ; des feuillus sont sélectionnés pour le creusement des cavités (Karimi et al., 2018) et des résineux pour la ressource alimentaire que sont les fourmis charpentières et diverses larves saproxyliques (Rolstad et al., 2000, Brambilla & Saporetti, 2014). En effet, en Europe centrale et en Europe de l'ouest, le Pic noir semble favoriser le creusement des cavités dans les feuillus tels que le Hêtre (*Fagus sylvatica*) alors qu'en Scandinavie, l'espèce creuse davantage de cavités dans les résineux tels que le Pin sylvestre (*Pinus sylvestris*) (Pirovano & Zecca., 2014). Les essences de feuillus comme le Hêtre qui ont une écorce lisse seraient sélectionnées afin de prévenir la prédation de la martre des pins qui aurait plus de mal à grimper ces arbres (Kosinski et al., 2007; Olano et al., 2015). De plus, l'espèce sélectionnerait, dans

l'arc alpin, les peuplements de Hêtre du fait de la facilité d'excavation de cette essence et de l'occurrence d'arbres suffisamment gros étant donné que les autres peuplements sont dans cette région bien plus exploités ou denses (De Rosa et al., 2016). Également, toujours dans les Alpes, l'espèce éviterait les résineux de montagne pour creuser ses cavités car étant trop encombrés de branches basses, ce qui faciliterait l'accès aux cavités par les prédateurs (Bocca et al., 2007). A cela s'ajoute la présence de milieux ouverts et de patches de conifères dans le domaine vital du Pic noir. En effet, au sein de son domaine vital, l'espèce semble sélectionner, en plus des peuplements de feuillus, des habitats diversifiés qui remplissent des caractéristiques propres afin de s'alimenter ; des milieux ouverts et semi-ouverts avec des patches de résineux, afin de se nourrir de fourmis charpentières qu'elle trouve sur ces résineux (Bocca et al., 2007; Brambilla et al., 2014). Cela se lie bien à travers nos différentes échelles d'étude. En effet, pour l'échelle la plus restreinte, bien que la variable FOR\_FEUILLU n'ait pas été retenue dans le modèle global, la variable des forêts de résineux montre un effet négatif sur la présence de cavités (estimateur standardisé = -0.18). Pour l'échelle intermédiaire, correspondant à la zone cœur du domaine vital du Pic noir (zone de nidification, élevage des jeunes, défense de territoire), l'effet des forêts de feuillus est significatif et positif (estimateur standardisé = 0.14). Cependant, à l'échelle plus large du domaine vital de l'espèce, la variable FOR\_FEUILLU a un effet négatif sur la présence de cavités (estimateur standardisé = -0.11). Cela nous démontre bien la sélection des feuillus au sein de l'environnement local et de la zone cœur du domaine vital de l'espèce afin de nicher et à plus large échelle, la sélection de peuplements de résineux afin de se nourrir. De plus, il ne semble pas possible de statuer plus précisément sur l'effet de la diversité forestière sur le creusement de cavités par le Pic noir, étant donné qu'aux deux échelles les plus larges, les indices de diversités forestières n'ont pas été associés significativement à l'occurrence de cavité de Pic noir ( $p\text{-value} > 0.05$ ). Cela peut être dû à des facteurs limitant de notre jeu de données ou encore des facteurs dues à la cartographie utilisée pour l'extraction des indices qui ne discrimine peut-être pas de manière assez fine les différents types de peuplements forestiers.

#### Un paysage à dominante forestière faiblement fragmenté

Si l'on regarde à l'échelle du paysage plus large, il semblerait que le Pic noir privilégie de grandes étendues forestières avec une faible proportion de lisière (dans notre cas des écotones entre les habitats forestiers et non forestiers), ce qui valide notre seconde hypothèse. En effet, la probabilité d'occurrence de cavités de Pic noir diminue significativement au fur et à mesure que la densité de lisière augmente, puis avoisine 0 à partir de 100 m de lisières par ha aux trois échelles d'étude (**Figure 6**). La fragmentation paysagère semble dans notre étude

impacter le plus l'occurrence des cavités de Pic noir à l'échelle intermédiaire, soit à l'échelle de la zone cœur du domaine vital de l'espèce. Cela nous démontre bien que pour l'excavation de ses cavités et sa nidification, le Pic noir a besoin dans sa zone cœur d'un habitat faiblement ou pas fragmenté. En lien avec cela, aux trois échelles d'étude, la probabilité d'occurrence de cavités de Pic noir est multipliée par 2 lorsque l'on passe d'un paysage avec un indice de contagion (CONTAG) de 80 à un paysage avec un indice de contagion (CONTAG) de 100 (**Figure 5**). Le Pic noir est une espèce avec de grandes capacités de déplacement, cependant dans notre zone d'étude l'espèce semble creuser ses cavités dans des paysages à dominante forestière peu voire pas fragmentés et donc fortement connectés. Cela ne semble pas être une généralité au sein de l'aire de répartition de l'espèce, en effet Tjernberg et al (1993) montrent que dans le centre de la Suède, le Pic noir n'est pas exclu des paysages où les forêts sont fortement fragmentées tant que ses capacités journalières de déplacement lui permettent de se nourrir. Egalement, le Pic noir paraît pouvoir subsister dans des paysages assez fragmentés avec seulement 26% de couverture forestière (Dorresteijn et al., 2013). Cependant, comme nous le montre notre étude, cela ne veut pas dire que l'effet de la fragmentation sur la présence du Pic noir et de ses cavités est le même sur toute son aire de répartition. Concernant la troisième et dernière hypothèse liée à l'hétérogénéité paysagère, nous avons précédemment observé que l'occurrence des cavités de Pic noir augmentait significativement en présence d'un paysage davantage hétérogène, bien que l'amplitude de cet effet soit relativement faible. Cela invalide donc notre hypothèse aux deux échelles les plus larges. Cependant, malgré le manque de connaissance concernant l'effet de l'hétérogénéité paysagère à large échelle sur les cavités de Pic noir, on peut tout de même s'appuyer sur les éléments précédemment cités et suggérer que le Pic noir creuserait ses cavités dans des paysages relativement hétérogènes du fait des différentes ressources dont il a besoin afin d'accomplir son cycle de vie ; peuplements de feuillus pour la nidification, peuplements de résineux et milieux ouverts et semi-ouverts divers pour la recherche de nourriture. A noter que les milieux anthropisés sont à exclure de cette liste car évités par l'espèce. Cela se confirme dans ce travail, car la plupart des points de cavités se trouvent dans des sites plutôt éloignés des milieux anthropisés, ce pourquoi ils n'ont généralement pas été contenus au sein de nos buffers même à l'échelle la plus large. La seconde variable décrivant l'hétérogénéité paysagère (SHDI) n'a pas été sélectionnée dans les modèles, ainsi on peut rejeter cette hypothèse.

## Limites et perspectives de recherche

Cette étude a été menée sur des données provenant de questionnaires qu'il aurait été judicieux d'aller vérifier sur le terrain, notamment dans le cas où certaines ébauches du Pic noir (cavité creusée partiellement et ne permettant pas la nidification) se confondent depuis le sol avec des cavités de nidification (Cuisin 1967). Dans ce cas, cela peut mener à des faux positifs et ainsi biaiser la modélisation. Dans notre cas, cet effet est en partie compensé par le nombre important de points ainsi que les modèles de validation, qui n'ont pas montré de variations systématiques inter-massifs et qui ont permis de s'assurer de l'absence de ce biais. Aussi, de nombreuses données ont été envisagées au début de cette étude, comme le mode de gestion des différents massifs forestiers étudiés, la part de parcelles publiques et privées ou encore des données forestières telles que la maturité des peuplements et le volume moyen de bois mort. Cependant, ces données n'étaient soit pas disponibles auprès des différents questionnaires, soit trop difficiles à récolter au vu de l'échelle de cette étude. Ces données pourraient éclaircir certains points d'ombre de cette étude et ainsi aider à mieux cerner les facteurs qui influencent le creusement des cavités par le Pic noir. Aussi, les données Lidar (Light Detection And Ranging) ont été envisagées au début de ce travail, ces données sont issues de télédétection par scan laser de la surface terrestre et permettent une information en trois dimensions. Elles sont de plus en plus utilisées dans diverses branches de l'écologie dont tout particulièrement l'écologie forestière du fait de leur précision et de la description fine des habitats qu'elles produisent (Melin et al., 2017). Cependant, ces données étant issues de différentes campagnes, elles sont non uniformément réparties sur l'ensemble de nos sites d'études, nous avons donc décidé d'abandonner leur utilisation. Tout de même, cette étude dresse un état des lieux de ce qu'il est possible d'accomplir avec des données brutes issues de questionnaires / naturalistes et démontre donc le réel intérêt et les limites, d'une forme de ce que l'on peut qualifier de science participative. Cette étude dresse de sérieuses pistes quant aux paramètres de connectivité, fragmentation paysagère et de diversité des peuplements forestiers. Cependant, les résultats pourraient être approfondis, en effet, les données sont issues de cartographies qui n'ont pas forcément la résolution la plus fine possible et ne sont pas les plus récentes. Ainsi, réaliser ce genre d'étude sur des relevés de terrain précis et standardisés des variables explicatives peut grandement améliorer les modèles statistiques et donc les résultats qui en découlent. Concernant les résultats à l'échelle la plus fine (10 ha), ceux-ci doivent être interprétés avec précaution sachant que la résolution des cartographies telles que la BD Forêt V2 ne prend en compte que les éléments de plus de 0,5 ha, ce qui bruite ainsi la cartographie à cette échelle en ne montrant que les typologies forestières dominantes et supérieures à 0,5 ha. Étant donné que très peu

d'études à l'échelle du paysage existent concernant le creusement des cavités de Pic noir, il serait judicieux de réaliser ce genre d'études sur d'autres massifs, pays, régions ou encore à une échelle encore plus large : celle de plusieurs pays, du continent européen ou encore de l'aire de répartition du Pic noir, afin de comparer les résultats obtenus et d'en savoir plus sur ce qui conditionne le creusement des cavités par le Pic noir au sein des différents habitats que l'espèce occupe sur toute son aire de répartition.

#### Conclusion et implication pour la gestion et la conservation des forêts

Enfin, comme nous l'avons démontré, à l'échelle la plus fine de la parcelle forestière, ce sont les variables de composition de peuplement forestier qui semblent influencer le plus le creusement des cavités par le Pic noir tandis qu'aux deux échelles plus large liées à l'écologie du Pic noir, ce sont les variables de fragmentation et de connectivité paysagère qui semblent le plus influencer le creusement de ces cavités. Au vu de ces éléments, de nombreuses mesures peuvent être entreprises que ce soit à l'échelle forestière ou à l'échelle du paysage afin de favoriser la présence de cavités de Pic noir. Tout d'abord, la conservation de peuplements mixtes ne serait pas seulement bénéfique au Pic noir et à toutes les espèces qui dépendent de ses cavités, mais également bénéfique dans la lutte contre le changement global. En effet, en favorisant une pluralité d'essences, le forestier s'assure de maintenir une diversité génétique et spécifique et donc de prémunir la forêt des bioagresseurs et des stress abiotiques qui ciblent souvent uniquement une seule espèce voire un seul génotype au sein d'une espèce (Legay et al., 2008). Ainsi, la mixité des peuplements forestiers soulevée par cette étude est un élément majeur dans la prise de décision et d'action des forestiers, qui à travers les différents cadres d'opérations comme les plans d'aménagements forestiers pourraient favoriser les mélanges et ainsi promouvoir de façon certaine la biodiversité forestière, matérialisée ici par les cavités de Pic noir, tout en répondant aux contraintes du changement global. Aussi, les aspects de fragmentation et de connectivité paysagère soulevés dans cette étude démontrent bien le danger de la fragmentation des habitats forestiers, phénomène qui semble à l'heure actuelle plus que jamais impacter les forêts à travers le globe (Andronache et al., 2019 ; FAO & UNEP, 2020). Cela souligne ainsi la nécessité de conserver des grands espaces forestiers qui semblent être une des caractéristiques majeures influençant la présence et l'abondance de nombreux oiseaux forestiers tels que le Pic noir (Robinson et al., 1995; Villard et al., 1999). Ces grandes entités forestières pourvoient en effet des fonctionnalités écologiques essentielles pour le maintien de la biodiversité forestière.

## Bibliographie

- Aiello-Lammens, M. E., Boria, R. A., Radosavljevic, A., Vilela, B. and Anderson, R. P. (2015). spThin: an R package for spatial thinning of species occurrence records for use in ecological niche models. *Ecography*, 38: 541-545. URL <https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/ecog.01132>.
- Andronache, I., Marin, M., Fischer, R., Ahammer, H., Radulovic, M., Ciobotaru, A.-M., Jelinek, H. F., Di Ieva, A., Pintilii, R.-D., Drăghici, C.-C., Herman, G. V., Nicula, A.-S., Simion, A.-G., Loghin, I.-V., Diaconu, D.-C., & Peptenatu, D. (2019). Dynamics of Forest Fragmentation and Connectivity Using Particle and Fractal Analysis. *Scientific Reports*, 9(1), 12228. <https://doi.org/10.1038/s41598-019-48277-z>
- Asbeck, T., Basile, M., Stitt, J., Bauhus, J., Storch, I., & Vierling, K. T. (2020). Tree-related microhabitats are similar in mountain forests of Europe and North America and their occurrence may be explained by tree functional groups. *Trees*, 34(6), 1453–1466. <https://doi.org/10.1007/s00468-020-02017-3>
- Basile, M., Asbeck, T., Pacioni, C., Mikusiński, G., & Storch, I. (2020). Woodpecker cavity establishment in managed forests: Relative rather than absolute tree size matters. *Wildlife Biology*, 2020(1). <https://doi.org/10.2981/wlb.00564>
- Bocca, M., Carisio, L., & Rolando, A. (2007). Habitat use, Home Ranges and Census Techniques in the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the Alps. *Ardea*, 95(1), 17–29. <https://doi.org/10.5253/078.095.0103>
- Brambilla, M., & Saporetti, F. (2014). Modelling distribution of habitats required for different uses by the same species: Implications for conservation at the regional scale. *Biological Conservation*, 174, 39–46. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2014.03.018>
- Cuisin, M. (1967). L'activité du Pic noir (*Dryocopus martius*) en forêt. *Revue forestière française*, Janvier 1967, n°1
- Dorresteijn, I., Hartel, T., Hanspach, J., von Wehrden, H., & Fischer, J. (2013). The Conservation Value of Traditional Rural Landscapes: The Case of Woodpeckers in Transylvania, Romania. *PLoS ONE*, 8(6), e65236. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0065236>
- Forman, R., Godron, M. (1986). *Landscape Ecology*. Wiley.
- Hagvar, S., Hagvar, G., & Monness, E. (1990). Nest site selection in Norwegian woodpeckers. *Ecography*, 13(2), 156–165. <https://doi.org/10.1111/j.1600-0587.1990.tb00602.x>
- He, H. S., DeZonia, B. E., & Mladenoff, D. J. (2000). An aggregation index (AI) to quantify spatial patterns of landscapes. *Landscape Ecology*, 15(7), 591–601. <https://doi.org/10.1023/A:1008102521322>
- Hesselbarth, M.H.K., Sciaini, M., With, K.A., Wiegand, K., Nowosad, J. 2019. landscapemetrics: an open-source R tool to calculate landscape metrics. - *Ecography* 42:1648-1657(ver. 0).
- John Fox and Sanford Weisberg (2019). *An {R} Companion to Applied Regression*, Third Edition. Thousand Oaks CA: Sage. URL: <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>

- Kamil Barton (2020). MuMIn: Multi-Model Inference. R package version 1.43.17. <https://CRAN.R-project.org/package=MuMIn>
- Karimi, S. (2018). Fine-scale habitat use by Black Woodpecker *Dryocopus martius*: A year-round study in the Hyrcanian forest, Iran. 10.
- Lambertini, M. (2020). Living Planet Report 2020: Bending the Curve of Biodiversity Loss. <http://www.deslibris.ca/ID/10104983>
- Larrieu, L., Bouget, C., Courbaud, B., Gouix, N., Goulard, M., Lachat, T., & Stillhard, J. (2018, May 24). Spatial patterns of tree-related microhabitats: Key factors and ecological significance for the conservation of the associated biodiversity. Proceedings of the 5th European Congress of Conservation Biology. 5th European Congress of Conservation Biology, Jyväskylä, Finland. <https://doi.org/10.17011/conference/eccb2018/107340>
- Legay, M., Cordonnier, T., & Dhôte, J.-F. (2008). Des forêts mélangées pour composer avec les changements climatiques. *Revue Forestière Française*, 2. <https://doi.org/10.4267/2042/18142>
- McGarigal, K., SA Cushman, and E Ene. (2012). FRAGSTATS v4: Spatial Pattern Analysis Program for Categorical and Continuous Maps. Computer software program produced by the authors at the University of Massachusetts, Amherst. Available at the following web site: <http://www.umass.edu/landeco/research/fragstats/fragstats.html>
- McGarigal, K. (n.d.). *Landscape Metrics for Categorical Map Patterns*. 77.
- Melin, M., Shapiro, A. C., & Glover-Kapfer, P. (2017). LiDAR for ecology and conservation—WWF Conservation Technology Series (3). <https://doi.org/10.13140/RG.2.2.22352.76801>
- Mollie E. Brooks, Kasper Kristensen, Koen J. van Benthem, Arni Magnusson, Casper W. Berg, Anders Nielsen, Hans J. Skaug, Martin Maechler and Benjamin M. Bolker (2017). glmmTMB Balances Speed and Flexibility Among Packages for Zero-inflated Generalized Linear Mixed Modeling. *The R Journal*, 9(2), 378-400.
- Olano, M. (2015). Black woodpecker *Dryocopus martius* (L., 1758) distribution, abundance, habitat use and breeding performance in a recently colonized region in SW Europe. *Munibe Ciencias Naturales*, 63, 049–071. <https://doi.org/10.21630/mcn.2015.63.03>
- Pirovano, A., Zecca, G., Compostella, C., & Schroeder, W. (2005). The Black woodpecker (*Dryocopus martius*) as focal species in alpine protected areas. 3.
- Pirovano, A. R., & Zecca, G. (2014). Black Woodpecker *Dryocopus martius* habitat selection in the Italian Alps: Implications for conservation in Natura 2000 network. *Bird Conservation International*, 24(3), 299–315. <https://doi.org/10.1017/S0959270913000439>
- Puverel, C., Abourachid, A., Böhmer, C., Leban, J.-M., Svoboda, M., & Paillet, Y. (2019). This is my spot: What are the characteristics of the trees excavated by the Black Woodpecker? A case study in two managed French forests. *Forest Ecology and Management*, 453, 117621. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2019.117621>
- QGIS Development Team, 2020. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. URL <http://qgis.org>

- Robinson, S. K., Thompson, F. R., Donovan, T. M., Whitehead, D. R., & Faaborg, J. (1995). Regional Forest Fragmentation and the Nesting Success of Migratory Birds. *Science*, 267(5206), 1987–1990. <https://doi.org/10.1126/science.267.5206.1987>
- Rolstad, J., Rolstad, E., & Saeteren, O. (2000). Black Woodpecker Nest Sites: Characteristics, Selection, and Reproductive Success. *The Journal of Wildlife Management*, 64(4), 1053. <https://doi.org/10.2307/3803216>
- RStudio Team (2019). RStudio: Integrated Development for R. RStudio, Inc., Boston, MA URL <http://www.rstudio.com/>.
- Saporetti, F., Colaone, S., Guenzani, W., & Zarbo, T. (2016). Nest-site characteristics and breeding biology of the Black Woodpecker in north-western Lombardy, Italy. *Rivista Italiana Di Ornitologia*, 86(1), 39. <https://doi.org/10.4081/rio.2016.304>
- Sertel, E., Topaloğlu, R., Şallı, B., Yay Algan, I., & Aksu, G. (2018). Comparison of Landscape Metrics for Three Different Level Land Cover/Land Use Maps. *ISPRS International Journal of Geo-Information*, 7(10), 408. <https://doi.org/10.3390/ijgi7100408>
- The State of the World's Forests 2020. (2020). FAO and UNEP. <https://doi.org/10.4060/ca8642en>
- Tobalske, C., & Tobalske, B. W. (1999). Using Atlas Data to Model the Distribution of Woodpecker Species in the Jura, France. *The Condor*, 101(3), 472–483. <https://doi.org/10.2307/1370177>
- Villard, M.-A., Trzcinski, M. K., & Merriam, G. (1999). Fragmentation Effects on Forest Birds: Relative Influence of Woodland Cover and Configuration on Landscape Occupancy. *Conservation Biology*, 13(4), 774–783. <https://doi.org/10.1046/j.1523-1739.1999.98059.x>
- Winter, S., Höfler, J., Michel, A. K., Böck, A., & Ankerst, D. P. (2015). Association of tree and plot characteristics with microhabitat formation in European beech and Douglas-fir forests. *European Journal of Forest Research*, 134(2), 335–347. <https://doi.org/10.1007/s10342-014-0855-x>
- Zuur, A. F., Ieno, E. N., & Smith, G. M. (2007). *Analysing ecological data*. Springer.

## Table des annexes

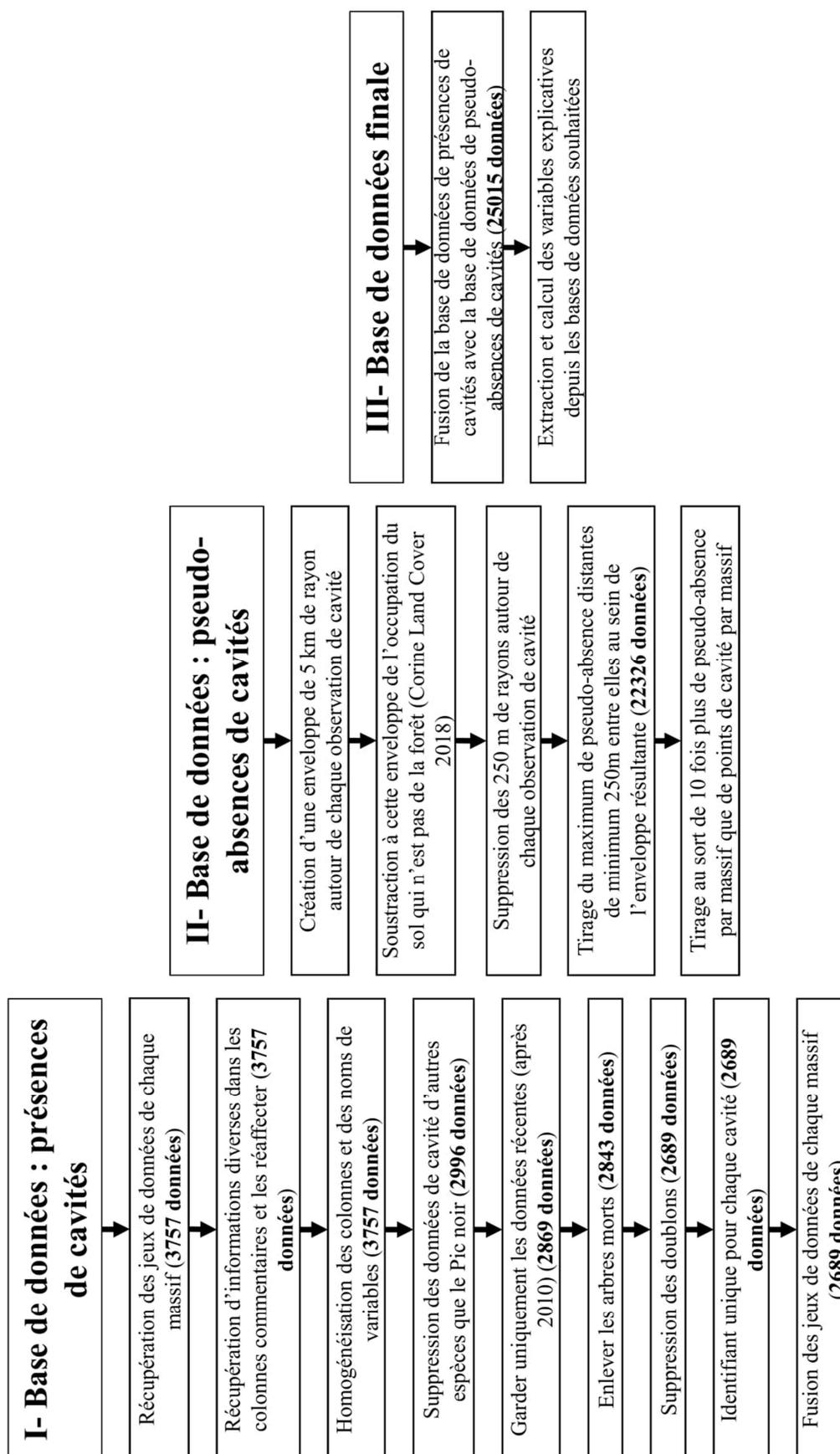
<b>Annexe 1</b> : Résumé des meilleurs modèles globaux de prédiction de l'occurrence de cavité de Pic noir par hypothèse de recherche .....	<b>29</b>
<b>Annexe 2</b> : Méthodologie employée afin de mettre en place la base de données utilisée dans cette étude .....	<b>30</b>

## Annexes

**Annexe 1. Résumé des meilleurs modèles globaux de prédiction de l'occurrence de cavité de Pic noir par hypothèse de recherche. \*\*\* p < 0.001; \*\* p < 0.01; \* p < 0.05.**

Hypothèse	Variable	Modèle (10ha)				Modèle (100ha)				Modèle (250ha)			
		Estimate	Std. Error	P value	Significativité	Estimate	Std. Error	P value	Significativité	Estimate	Std. Error	P value	Significativité
Composition du peuplement forestier	(Intercept)	-4.07727	0.98659	3.59e-05	***	-4.26642	1.17948	0.000298	***	-4.30041	1.26536	0.000677	***
	FOR_FEUILLU	1.22052	0.08847	< 2e-16	***	0.42049	0.04936	< 2e-16	***	0.20947	0.04604	5.37e-06	***
	FOR_RES	0.79030	0.07636	< 2e-16	***	0.27565	0.04649	3.03e-09	***	0.23944	0.04123	6.34e-09	***
	FOR_MIXTE	0.77716	0.05753	< 2e-16	***	0.50750	0.04297	< 2e-16	***	0.36717	0.04088	< 2e-16	***
	PENTE	0.16361	0.06778	0.015777	*	0.27377	0.06482	2.40e-05	***	0.31812	0.06308	4.59e-07	***
	PREC_MEAN	1.51397	0.08239	< 2e-16	***	1.57288	0.08525	< 2e-16	***	1.59347	0.08591	< 2e-16	***
Diversité du peuplement forestier	PENTE:PREC_MEAN	-0.12510	0.04434	0.004784	**	-0.11116	0.04606	0.015815	*	-0.18521	0.04669	7.27e-05	***
	FOR_FEUILLU:PENTE	-0.17090	0.04685	0.000264	***	-0.18834	0.04389	1.78e-05	***	-0.17903	0.04504	7.04e-05	***
	FOR_FEUILLU:PREC_MEAN	-0.04659	0.03330	0.161718		-0.08258	0.02346	0.000431	***	-0.09344	0.04680	0.045883	*
	(Intercept)	-3.88427	1.06708	0.000273	***	-3.87345	1.06676	0.000282	***	-3.87345	1.06676	0.000282	***
	H_DIV_FOR	0.10622	0.04327	0.014102	*								
	PENTE	0.20961	0.05986	0.000462	***	0.21345	0.05954	0.000337	***	0.21345	0.05954	0.000337	***
Proportion de couvert forestier	PREC_MEAN	1.64123	0.08063	< 2e-16	***	1.62968	0.08021	< 2e-16	***	1.62968	0.08021	< 2e-16	***
	PENTE:PREC_MEAN	-0.11609	0.04256	0.006383	**	-0.11557	0.04255	0.006599	**	-0.11557	0.04255	0.006599	**
	(Intercept)	-4.37795	0.96479	5.69e-06	***	-4.05899	0.96287	2.49e-05	***	-3.97179	0.95924	3.46e-05	***
	PLAND	1.64710	0.12228	< 2e-16	***	1.12341	0.07803	< 2e-16	***	0.99614	0.07056	< 2e-16	***
	PENTE	1.15525	0.06276	0.0134	*	1.15913	0.06227	0.0106	*	1.14111	0.06227	0.0234	*
	PREC_MEAN	1.41983	0.08158	< 2e-16	***	1.39801	0.08001	< 2e-16	***	1.38871	0.07966	< 2e-16	***
Connectivité entre habitats favorables	PENTE:PREC_MEAN	-0.07966	0.04216	0.0588		-0.06609	0.04108	0.1077		-0.06061	0.04140	0.1432	
	(Intercept)	-4.09128	0.96762	2.36e-05	***	-3.93022	0.95894	4.16e-05	***	-3.89718	0.95527	4.51e-05	***
	CONTAG	0.97984	0.06170	< 2e-16	***	0.65778	0.04568	< 2e-16	***	0.57740	0.04259	< 2e-16	***
	PENTE	0.17045	0.06255	0.00643	***	0.19528	0.06157	0.00152	**	0.18425	0.06114	0.00258	**
	PREC_MEAN	1.43522	0.08187	< 2e-16	***	1.42179	0.08110	< 2e-16	***	1.42185	0.08074	< 2e-16	***
	PENTE:PREC_MEAN	-0.08133	0.04193	0.05240		-0.07681	0.04120	0.06227		-0.06899	0.04162	0.09738	
Hétérogénéité paysagère	(Intercept)	-3.85046	1.00987	0.000137	***	-4.05558	1.13700	0.000361	***	-4.05946	1.14999	0.000416	***
	SHDI	-0.52157	0.04989	< 2e-16	***	-0.46525	0.06071	1.81e-14	***	-0.47313	0.05222	< 2e-16	***
	H_DIV	0.30491	0.06010	3.91e-07	***	0.12565	0.05428	0.020621	*	0.13072	0.05418	0.015830	*
	PENTE	1.65394	0.08331	< 2e-16	***	0.35214	0.06130	9.20e-09	***	0.31707	0.06003	1.28e-07	***
	PREC_MEAN	-0.16264	0.04607	0.000415	***	1.62297	0.08260	< 2e-16	***	1.63781	0.08334	< 2e-16	***
	PENTE:PREC_MEAN	0.22008	0.04490	9.50e-07	***	-0.10539	0.04261	0.013394	*	-0.11275	0.04308	0.008866	**
Fragmentation paysagère	SHDI:PENTE					0.17777	0.06240	0.004385	**				
	SHDI:PREC_MEAN												
	H_DIV:PENTE					-0.13601	0.05167	0.008490	**				
	(Intercept)	-3.96355	0.91050	1.34e-05	***	-3.83648	0.83250	4.06e-06	***	-3.73599	0.78115	1.73e-06	***
	ED	-0.92896	0.07350	< 2e-16	***	-0.71430	0.06313	< 2e-16	***	-0.67413	0.06353	< 2e-16	***
	LSI	-0.29873	0.08292	0.000315	***	-0.36479	0.08162	7.85e-06	***	-0.42172	0.08511	7.24e-07	***
Hétérogénéité paysagère	PENTE	0.21367	0.06308	0.000706	***	0.29866	0.06319	2.28e-06	***	0.31444	0.06303	6.08e-07	***
	PREC_MEAN	1.47647	0.08338	< 2e-16	***	1.42278	0.08489	< 2e-16	***	1.38078	0.08615	< 2e-16	***
	PENTE:PREC_MEAN	-0.12919	0.04427	0.003516	**	-0.16215	0.04530	0.000344	***	-0.17722	0.04643	0.000135	***
	LSI:PREC_MEAN	0.16826	0.04850	0.000521	***	0.22923	0.04950	3.64e-06	***	0.26222	0.05302	7.58e-07	***
	ED:LSI	-0.23995	0.08827	0.006560	**	-0.10607	0.06945	0.126721		-0.18817	0.06874	0.006195	**

**Annexe 2.** Méthodologie employée afin de mettre en place la base de données utilisée dans cette étude.



## Résumé

Au XXI<sup>e</sup> siècle, la biodiversité est plus que jamais menacée par les activités humaines et toutes les conséquences qui en découlent. Ce travail se concentre sur la biodiversité forestière en étudiant les cavités de Pic noir, microhabitat soutenant tout un cortège d'espèces forestières. Ces cavités, sont un levier pour les gestionnaires afin de préserver bon nombre d'espèces forestières. De ce fait, nous avons cherché à comprendre les facteurs paysagers forestiers et extra-forestiers influençant le creusement des cavités par le Pic noir. Pour ce faire, des variables de composition et de diversité de peuplement forestier ainsi que des variables paysagères ont été extraites de différentes cartographies et calculées au sein de 3 échelles différentes (correspondant à une échelle de gestion forestière et deux échelles en lien avec l'écologie du Pic noir) autour des points de présence et de pseudo-absences de cavités de Pic noir. Un modèle linéaire généralisé mixte a été utilisé afin d'étudier le lien entre la variable réponse (l'occurrence de cavités) et les nombreuses variables explicatives de peuplement forestier et du paysage. Globalement, nous avons observé que la composition du peuplement forestier, la connectivité et la fragmentation paysagère ainsi que l'hétérogénéité paysagère influencent le creusement des cavités par le Pic noir. Ces éléments permettent de faire ressortir la nécessité de conserver des peuplements forestiers mixtes de grande taille faiblement ou pas fragmentés afin de promouvoir les cavités de Pic noir et donc toute la biodiversité forestière qui en dépend.

**Mots clés :** Pic noir, cavités, écologie forestière, écologie du paysage, fragmentation, connectivité

## Abstract

In the 21<sup>st</sup> century, biodiversity is more than ever threatened by human activities and all the consequences that follow. This research work focuses on forest biodiversity by studying the Black Woodpecker cavities, a microhabitat supporting a whole range of forest species. These cavities are a key element for managers to preserve many forest species. Therefore, we sought to understand the forest and non-forest landscape factors influencing cavity excavation by the Black Woodpecker. To do so, variables of forest stand composition and diversity as well as landscape variables were extracted from different map resources and calculated within 3 different scales (corresponding to a forest management scale and two scales related to the Black Woodpecker ecology) around points of presence and pseudo-absence of Black Woodpecker cavities. A generalized linear mixed model was used to study the relationship between the response variable (cavity occurrence) and the numerous forest stand and landscape explanatory

variables. Overall, we observed that forest stand composition, landscape connectivity and fragmentation, and landscape heterogeneity influence cavity excavation by the Black Woodpecker. These elements highlight the need to maintain large mixed forest stands with little or no fragmentation in order to promote Black Woodpecker cavities and thus all the forest biodiversity that depends on this species.

**Key words** : Black Woodpecker, cavities, forest ecology, landscape ecology, fragmentation, connectivity