



Agir pour les mammifères sauvages de Bretagne et leurs habitats

Suivi temporel de l'activité des chiroptères dans les forêts bretonnes Résultats et adaptation du protocole

Enora le Gall¹

Maître de stage : **Thomas Dubos²**

Stage du 3 avril au 31 août 2023

Soutenu à Rennes

Date de soutenance : 19 juin 2023



Barbastella barbastellus, © Ronan Nedelec

Master Biologie, écologie, évolution, parcours Patrimoine Naturel et Biodiversité

Référent universitaire : Sébastien Dugravot



¹ Stagiaire "études et suivi des chiroptères de Bretagne" au GMB.

² Chargé de mission "études et médiation pour les mammifères sauvages" au GMB.



Agir pour les mammifères sauvages de Bretagne et leurs habitats

Remerciements

Je remercie le GMB ainsi que toutes les pratiques, sensibilités et philosophies qui protègent les mammifères sauvages et partagent l'habitat terrestre avec les non-humains. Pour le libre accès des données naturalistes et cartographiques, je remercie l'association Bretagne Vivante, la Région Bretagne, la DREAL Bretagne, l'Observatoire de l'Environnement en Bretagne, l'Institut Géographique National, le Conservatoire Botanique National de Brest, ainsi qu'Adrien Guetté *et al.* pour leur travail sur la naturalité. Je remercie enfin Thomas Dubos, pour sa confiance et son partage lors de ce stage.

Sommaire

Introduction.....	1
Matériel et Méthodes	4
Résultats.....	6
Discussion	10
Conclusion	15
Bibliographie.....	16

Le Groupe Mammalogique Breton (GMB), association loi 1901 de protection de protection des mammifères sauvages de Bretagne et de leurs habitats, est **agréé Association de protection de la nature au niveau régional** et est membre de **France Nature Environnement Bretagne**.



Siège régional : Maison de la Rivière, 29450 Sizun. 02 98 24 14 00 / contact@gmb.bzh / www.gmb.bzh

Antenne des Côtes d'Armor : 18 C, Rue du Sabot, 22440 Ploufragan . 02 96 61 06 64

Antenne Ille-et-Vilaine / Morbihan / Loire-Atlantique : Château du Mail, 1 rue du Plessis, 35 600 Redon. 02 23 63 40 58

Introduction

Les chiroptères constituent un groupe d'espèces menacées, dont les populations ont chuté en France de 54% entre 2006 et 2019 (ONB, 2021). En Europe, la plupart des chiroptères sont inféodés au milieu forestier, une partie d'entre eux reconquerrait l'Europe centrale et septentrionale avec le déploiement de la forêt après la dernière glaciation. Certaines espèces arboricoles y déroulent tout leur cycle de vie, d'autres plus anthropophiles s'y déplacent pour chasser. Les espèces chassant régulièrement en forêt bretonne sont les Murins de Bechstein (*Myotis bechsteinii*), d'Alcathoe (*Myotis alcathoe*) et de Natterer (*Myotis nattereri*), le Grand murin (*Myotis myotis*), l'Oreillard roux (*Plecotus auritus*), la Barbastelle d'Europe (*Barbastella barbastellus*) et la Noctule de Leisler (*Nyctalus leisleri*). D'autres espèces y chassent occasionnellement, comme les Murins de Daubenton (*Myotis daubentonii*), à moustaches (*Myotis mystacinus*) ou à oreilles échancrées (*Myotis emarginatus*), la Sérotine commune (*Eptesicus serotinus*), l'Oreillard gris (*Plecotus austriacus*), la Noctule commune (*Nyctalus noctula*), les Pipistrelles commune (*Pipistrellus pipistrellus*) et de Nathusius (*Pipistrellus nathusii*) et les Grand (*Rhinolophus ferrumequinum*) et Petit (*Rhinolophus hipposideros*) rhinolophes (Lauer & Tillon 2023). Si le taux moyen de boisement était de 80 % en France il y a 7 000 ans, les forêts ont ensuite été largement défrichées et exploitées par l'homme, entraînant une diminution très forte d'habitats ou de ressources pour les espèces liées aux vieux bois riche en cavités et en bois mort, comme les chauve-souris et leurs proies (Schnitzler-Lenoble, 2002; Vallauri *et al.*, 2005). Ce n'est qu'à partir de la seconde moitié du 19^{ème} siècle que la forêt a regagné du terrain : elle couvre désormais 31 % de la surface française (IGN, 2021). Avec un taux de boisement moyen de 14%, la Bretagne est la région la moins forestière de France : ses massifs portent ainsi un fort enjeu de conservation pour les chiroptères.

Les chauves-souris forestières étant seules à ne bénéficier d'aucun suivi réel des populations du fait de l'impossibilité d'un dénombrement direct des individus (populations dispersées dans une multitude de gîtes peu ou pas accessibles), il a été fait le choix d'engager un suivi temporel de ces espèces par une méthode indirecte reposant sur l'enregistrement de leur activité acoustique en forêt (méthode devenue possible par la démocratisation d'enregistreurs passifs des ultrasons tels que le SM2 bat + au début des années 2010). En effet, pour chasser et se déplacer, les chauves-souris utilisent l'écholocation : elles émettent des ultrasons par la bouche ou le nez, spécifiques à chaque espèce, permettant par le dénombrement des séquences enregistrées d'obtenir un indice d'activité (Barataud, 2012). Un protocole est alors initié en

Bretagne en 2014 par le GMB et ses partenaires ; Bretagne Vivante, l'Office National des Forêts (ONF) et le Centre Régional de la Propriété Forestière (CRPF), afin de d'identifier des tendances d'évolution de l'activité des chauves-souris forestières. Douze forêts sont suivies en trois points d'enregistrement chacune, et chaque enregistrement a été réalisé durant trois nuits consécutives jusqu'en 2020. Les données sont ensuite analysées à l'aide du logiciel Tadarida (Bas *et al.* 2017), qui permet de déterminer, avec un indice de confiance évalué, les espèces enregistrées. Les déterminants spatiaux et temporels de cette activité acoustique ont ensuite été explorés et traités pour chaque espèce par des modèles linéaires généralisés à effets aléatoires (GLM) de loi négative binomiale (Zuur, 2009) réalisés à l'aide du logiciel R (R Core Team, 2017), intégrant les caractéristiques forestières du point d'écoute et du massif relevés sur le terrain (Barbosa & Dubos, 2022a).

De premières analyses du suivi temporel breton entre 2014 et 2020 révèlent une activité enregistrée à hauteur des frondaisons significativement inférieure à celle enregistrée en sous-bois pour les 6 espèces à affinités forestières traitées (seule la Pipistrelle commune a eu une activité significativement plus importante en hauteur). Par conséquent, seule a été traitée la mesure d'activité faite avec le micro en sous-bois (Barbosa & Dubos, 2022a). Ces résultats indiquent également que deux espèces très forestières, la Barbastelle d'Europe et le Murin de Natterer, ainsi qu'une espèce plus ubiquiste, la Pipistrelle commune, semblent montrer une tendance positive. À l'inverse, l'activité du Grand rhinolophe a baissé en forêt durant cette même période (Barbosa & Dubos, 2022a). L'activité enregistrée d'autres espèces comme l'Oreillard roux ou le Murin d'Alcathoe plus difficiles à identifier par la méthode acoustique, de par leur faible intensité d'émission d'ultrasons ou leur comportement de chasse dans le feuillage (Barataud *et al.*, 2016b), n'a révélé aucune tendance significative sur la période de suivi. Ces premières analyses ont également révélé l'influence de quelques facteurs tels que le jour d'enregistrement, la température, les précipitations ou encore la proportion de zones ouvertes en forêt sur l'activité des espèces suivies. D'autre part des tendances nationales (Bas *et al.*, 2020) ou régionales (Barbosa & Dubos, 2022b ; Dubos *et al.*, 2016) de suivi non spécifiquement forestier sont également discordantes avec l'accroissement mesuré de l'activité du Murin de Natterer ou de la Pipistrelle commune, plutôt évalués en déclin. Pour la Barbastelle d'Europe ou le Murin de Natterer, deux espèces forestières, mais aussi pour la Pipistrelle commune, la question se pose donc de savoir si on assiste, au cours de cette période, à une démographie positive ayant sensiblement renforcé les populations actives en forêt, ou alors s'il s'agit d'un déplacement de l'activité depuis des zones plus perturbées au sein des massifs, ou

même depuis l'environnement des massifs vers les forêts. Par ailleurs, l'importante variabilité de l'activité acoustique des espèces visées en dépit du choix de massifs, de peuplements forestiers et des postes d'enregistrements homogènes a souligné la nécessité d'une meilleure prise en compte du contexte paysager, au-delà des lisères de la forêt, afin d'aboutir à des tendances moins biaisées par l'environnement.

Nous analyserons ainsi à l'aide de modèles linéaires généralisés à effets mixtes (GLMM) sur logiciel R (R Core Team, 2023), l'évolution de l'activité acoustique de ces espèces au cours de la période 2014-2020, ainsi que celles du Murin d'Alcathoe et de l'Oreillard roux, en prenant en compte l'environnement proche par de multiples variables paysagères, climatiques ou géographiques, construites sur la base de données cartographiques avec le logiciel Qgis (QGIS Development Team, 2023). La bibliographie nous renseigne sur les différents paramètres qui affectent l'activité des chauves-souris en forêt, et seraient donc susceptibles de biaiser les tendances préalablement obtenues, comme le relief, le couvert arboré, la présence de points d'eau mais aussi leur densité et éloignement du point d'écoute, l'importance du tissu urbain (Jaberg & Guisan, 2001), ou la structure et la composition des peuplements (Pénicaud, 2006 ; Barataud *et al.*, 2016). L'encombrement par le feuillage discrimine également la présence des chauves-souris glaneuses (Tillon *et al.*, 2016), de même que les coupes forestières (Tillon *et al.*, 2015). Nous prendrons également en compte les écotones en termes de densité dans l'environnement ou de proximité (Barataud, 2016b), mais aussi des critères connus de favorabilité des forêts pour les chauves-souris arboricoles, comme la maturité des arbres approchée par le relevé de la taille des bois, du nombre de cavités observées sur le point (Crampton & Barclay, 1995 ; Humes *et al.* 1999 ; Tillon *et al.* 2015), ou de la quantité de bois mort au sol (Tillon *et al.*, 2016), vectrice de d'une ressource alimentaire mais aussi d'hétérogénéité du paysage, créant un puits de lumière vers le sous-étage (Barataud *et al.*, 2009). L'ancienneté de la forêt est également à considérer, nous explorerons cette variable par la surface occupée par la forêt en 1800 dans l'environnement (Crampton & Barclay, 1998 ; Bas & Bas, 2011; Vallauri *et al.*, 2012) ainsi que la naturalité du paysage (Guetté *et al.*, 2020) et la densité de cœurs forestiers ou de boisements feuillus favorables. Des analyses préliminaires ont également mis en évidence l'importance de facteurs climatiques sur l'activité des chiroptères (Dubos *et al.*, 2020), nous intégrerons ainsi à nos analyses des variables telles que l'humidité potentielle, la longitude géographique, l'amplitude thermique annuelle ou la température moyenne annuelle.

En Europe, les chiroptères sont insectivores et donc tributaires des populations d’insectes qui s’effondrent d’après les estimations de plus de 80% en moins de 30 ans (Hallmann *et al.*, 2017), du fait de l’agriculture intensive, de la perte d’habitats et de l’usage des pesticides. Selon les chiffres de la DRAAF, 62 % du territoire breton est occupé par la SAU (Superficie agricole utilisée (Lesaint, 2018)). C’est donc naturellement que nous prendrons en compte le contexte agricole entourant les forêts suivies, approché par la densité de prairies ou de cultures à différentes échelles, la densité des gros élevages ICPE (Installation Classée pour la Protection de l’Environnement) dans un rayon de 2km, ainsi que le nombre d’éoliennes dans les 5km (Millon *et al.*, 2015). Posant l’hypothèse que ces variables paysagères et climatiques influencent la répartition des chauve-souris bretonnes, nous les intégrerons à nos modèles afin de préciser l’évolution de l’activité acoustique des espèces forestières.

Matériel et Méthodes

Les 12 forêts suivies sont d’une surface minimale de 500ha avec de l’eau à proximité, et majoritairement de peuplements mixtes ou feuillus. Elles sont échantillonnées à partir de 3 postes localisés dans des parcelles sans exploitation ni intervention programmées dans les 10 premières années du suivi, composées de peuplements matures (>80 ans), de type futaie irrégulière avec présence d’un sous-étage marqué, distants d’un kilomètre les uns des autres et à plus de 50 mètres d’une lisière. Ces forêts se répartissent sur les quatre départements bretons entre des forêts domaniales, privées et propriétés départementales (tab. 1) au titre des Espaces Naturels Sensibles (ENS). Les enregistrements sont réalisés durant 3 nuits consécutives sous une météo favorable entre le 1^{er} juin et le 31 août à l’aide de détecteurs passifs d’ultrasons SM2Bat+ (Wildlife Acoustics, 2009) équipés de micro SMX-US (Dubos *et al.*, 2013).

Tableau 1. Forêts du suivi breton des chiroptères forestiers, 2023

FORETS	ENS	DOMANIALES	PRIVEES
COTES D’ARMOR	Bois d’Avaugour	Coat an Noz	La Hunaudaye
FINISTERE	Bois de Chap	Forêt du Cranou	Coatlosquet
ILLE-ET-VILAINE	Forêt de la Corbière	Villecartier	Paimpont
MORBIHAN	Bois de Trémelin	Pont Callek	Quénécan

Durant les 7 années de cette première période d’échantillonnage, 610 nuits complètes d’enregistrements ont été collectées depuis 36 postes (pour un maximum théorique de 756 nuits sans aléas matériels ou autres), ce qui représente approximativement 10 000 heures cumulées d’enregistrement en considérant la durée des nuits en été en Bretagne. La mesure de l’activité acoustique enregistrée consiste à dénombrer les contacts au cours de la nuit (Barataud, 2012).

L'identification des espèces est faite de manière automatisée grâce au logiciel Tadarida proposé par le Muséum National d'Histoire Naturelle (MNHN) sur la plate-forme du protocole VigieChiro. Le taux d'erreur est minimisé par la méthode de dénombrement des contacts proposée par le MNHN (Barré *et al.*, 2019), consistant à additionner les séquences de 5 secondes (=1 contact), identifiées avec une probabilité supérieure à 50% à une espèce dès lors que cette espèce est au moins identifiée avec une probabilité supérieure à 90% au cours de la nuit.

L'analyse de l'évolution dans le temps est basée sur les données quantitatives d'activité de la Barbastelle d'Europe, du Murin de Natterer, de la Pipistrelle commune, de l'Oreillard roux et du Murin d'Alcathoe, au sein de GLMM de loi négative binomiale (fonction 'glmmTMB', package 'glmmTMB') sous R Studio (R Core Team, 2023), de type : $\text{mod} \leftarrow \text{glmmTMB}(\text{Activité de l'espèce} \sim \text{Année} + (\text{Forêt} \mid \text{Point d'écoute}) + \text{scale}(\text{Jour}) + \text{scale}(\text{I}(\text{Jour}^2)) + \text{scale}(\text{variables de biais}) + \dots, \text{family} = \text{nbinom2})$. La variable « Année » traduit l'année de suivi et la variable « Jour » traduit le jour de l'année civile (1^{er} janvier : jour 1) où l'observation a été effectuée. La forêt et le point d'écoute sont intégrés au modèle comme effets aléatoires afin de lisser le biais dû à l'hétérogénéité entre stations de notre échantillonnage stratifié. Les variables sont centrées-réduites afin de pouvoir comparer les résultats des différentes participations des variables (fonction 'scale', package 'base'). Les effets quadratiques de la variable « Jour » fournissent la date optimale de prospection pour effectuer les suivis, permettant d'adapter le redéploiement du protocole sur la deuxième phase. Ces modèles révèlent une tendance, intégrant les variables de biais affectant la mesure de l'activité, non corrélées entre elles, les plus significatives. Ces variables sont issues de la description des points d'enregistrements et de données cartographiques publiques issues de la plateforme « géoservices » (IGN, 2023), de la carte des grands types de Végétation (Conservatoire Botanique National de Brest 2023), des écopaysages construits par l'INRAE (Boussard, *comm. pers.*), de la carte de naturalité (Guetté et al. 2021), du référencement des géorisques (Ministère de la transition écologique 2023) et de la base de données météorologiques (WordClim, 2017 ; Copernicus, 2021), synthétisant les relevés de 1970 à 2000. Des extractions de surface ont été réalisées à différentes échelles (500m, 1km, 2km) avec le logiciel Qgis (QGIS Development Team, 2023) à l'aide des plug-in Groupstats, Saga « add raster to point ». Pour chaque espèce, l'activité fait donc l'objet d'un modèle initial complet avec toutes ces variables, qui sont ensuite sélectionnées par la méthode de réduction des Critères d'Information d'Akaike (AIC) >5, pour ne conserver que la tendance annuelle et les covariables les plus explicatives. Les variables

corrélées (coefficient de Spearman supérieur ou proche de 0,7), sont préalablement exclues de l'analyse par une sélection au sein de sous-modèles. La multi-collinéarité est écartée par l'exclusion de variables dont le VIF>5, et la surdispersion des données (residual deviance \neq à degrees of freedom) est résolue par le choix de la loi binomiale négative.

Résultats

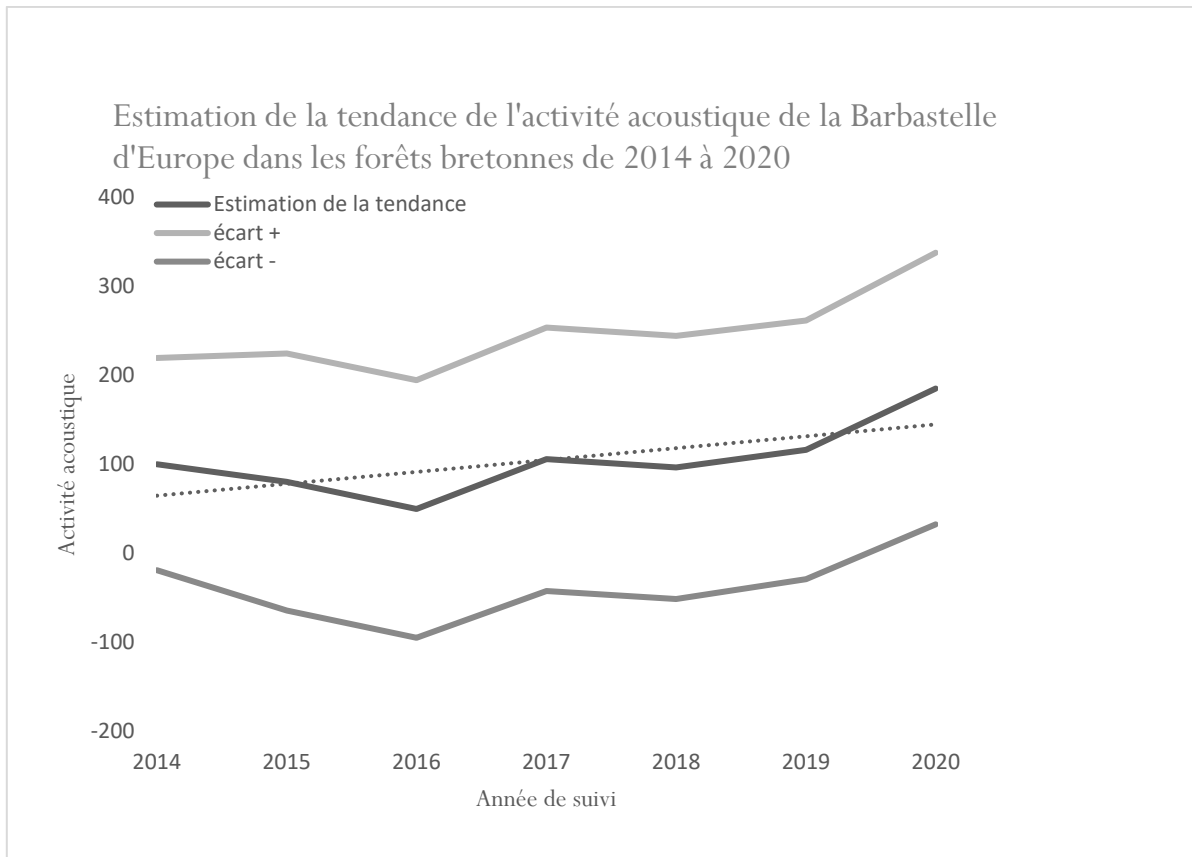


Figure 1. Estimation de la tendance de l'activité acoustique de la Barbastelle d'Europe dans les forêts bretonnes de 2014 à 2020. N=583 enregistrements. GLMM=generalized linear mixed-effect models. Loi binomiale négative, Variance = $0,1 \pm 0,3$, AIC = 4390,1, deviance = 4330,1, df resid = 553.

Tableau 2. Résultats du modèle retenu (GLMM) estimant la tendance de l'activité acoustique de la Barbastelle d'Europe dans les forêts bretonnes de 2014 à 2020 en fonction de variables environnementales. N=583 enregistrements. Loi binomiale négative, Variance = $0,1 \pm 0,3$, AIC = 4406,1, deviance = 4356,7,1, df resid = 558.

Variables influençant l'activité de la Barbastelle d'Europe			Coefficient \pm ES	Significativité
(Intercept)	2,5 \pm 0,1	***	Surface feuillue (500m)	0,6 \pm 0,1 ***
Année d'enregistrement	0,1 \pm 0	***	Surface d'eau libre (500m)	-0,2 \pm 0,1 *
Jour d'enregistrement	0,3 \pm 0,1	***	Surface de culture (500m)	0,3 \pm 0,1 **
Effet quadratique du jour	-0,3 \pm 0,1	***	Surface ancienne (1km)	0,4 \pm 0,1 **
Rec. du sous-étage	-0,5 \pm 0,1	***	Surface résineuse (2km)	0,4 \pm 0,2 *
Taille de bois	0,4 \pm 0,1	***	Variance d'écopaysage (2km)	-0,6 \pm 0,1 ***
Quantité de bois mort	0,4 \pm 0,1	***	Densité des ICPE (2 km)	-0,5 \pm 0,1 ***
Distance à l'écotone	-0,6 \pm 0,1	***	Surface de culture (5km)	0,8 \pm 0,1 ***
Température moyenne	-0,6 \pm 0,1	***	Surface de prairie (5km)	0,4 \pm 0,2 **

Pour les résultats présentés, la significativité des effets est classée selon les codes suivants : *** : $\alpha < 0,001$; ** : $\alpha < 0,01$; * : $\alpha < 0,05$; - : $\alpha < 0,1$; NS : non significatif avec $\alpha = \Pr(>|z|)$ (p -value).

Pour la **Barbastelle d'Europe**, on constate en forêt une croissance annuelle de **10,77 % (***)** de l'activité (fig. 1), ainsi qu'un effet positif du jour d'enregistrement (***) avec une inflexion négative (***) au cours de l'été (tab. 2). On remarque un effet de la température moyenne annuelle : l'activité est plus forte dans les zones les plus froides de la région (***) . La Barbastelle est significativement plus active lorsque la densité de feuillus augmente dans un rayon de 500m (***) , mais aussi quand celle des résineux augmente dans un rayon de 2km (*). Une surface importante de forêt ancienne dans un rayon d'1km lui serait favorable (**). Son activité semble également influencée positivement par la taille des bois et la quantité de bois mort (***) , et négativement lorsque le recouvrement du sous-étage se densifie (***) . On constate une activité plus forte quand les surfaces de culture (***) et de prairie (**) recensées dans un rayon de 500m augmentent, et une activité réduite à mesure que l'on s'éloigne d'un écotone arboré (***) . En revanche, l'activité acoustique de l'espèce semble être impactée négativement par la densité des gros élevages ICPE dans un rayon de 2 km (***) . L'activité de la Barbastelle est plus faible lorsqu'augmente la variance des écopaysages dans un rayon de 2km (***) , et plus forte en forêt à mesure que grandit le nombre d'éoliennes dans un rayon de 5km (***) .

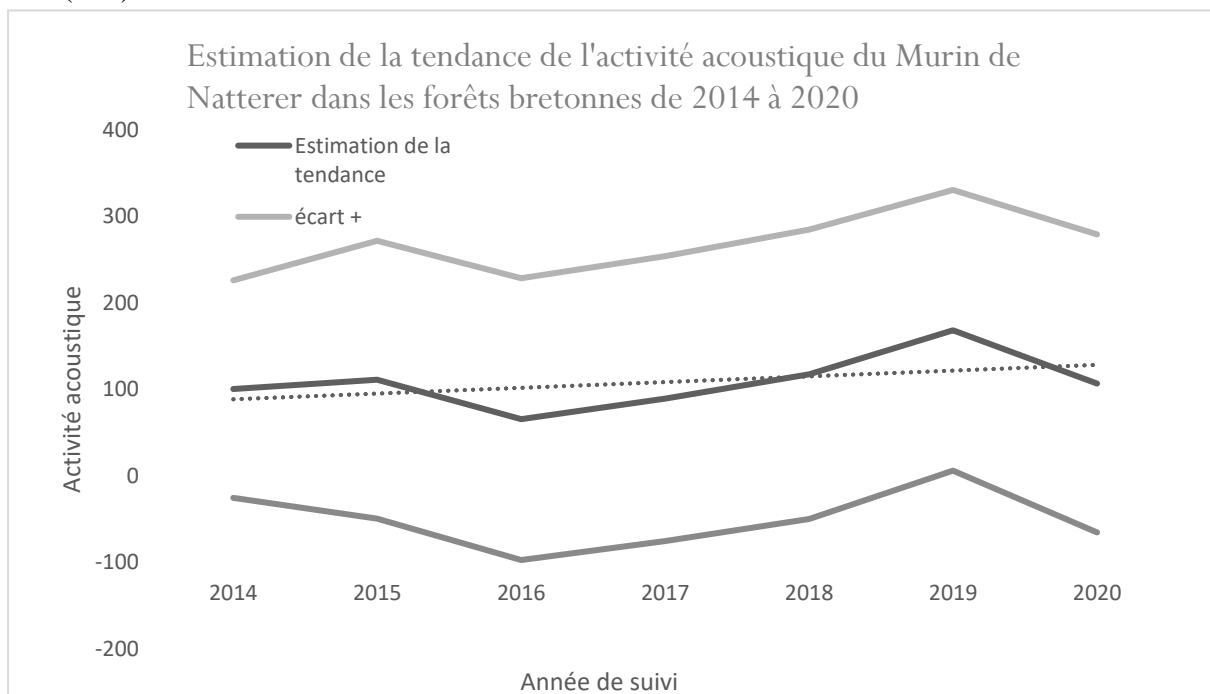


Figure 2. Estimation de la tendance de l'activité acoustique du Murin de Natterer dans les forêts bretonnes de 2014 à 2020. N=583 enregistrements, 36 sites. GLMM. Loi binomiale négative, Variance = $0,1 \pm 0,3$, AIC = 3129,9, deviance = 3065,9, df resid = 551.

Tableau 3. Résultats du modèle retenu (GLMM) estimant la tendance de l'activité acoustique du Murin de Natterer dans les forêts bretonnes de 2014 à 2020 en fonction de variables environnementales. N=583 enregistrements. Loi binomiale négative, Variance = $0,1 \pm 0,3$, AIC = 3131,5, deviance = 3077,5, df resid = 556.

Variables influençant l'activité du Murin de Natterer			Coefficient \pm ES		Significativité
(Intercept)	1,3 \pm 0,2	***	Précipitations moyennes	-0,1 \pm 0,1	*
Année d'enregistrement	0,1 \pm 0	*	Surface de forêt ancienne (500m)	-0,6 \pm 0,2	***
Jour d'enregistrement	0 \pm 0,1	NS	Dens. zones ouvertes (500m)	0,2 \pm 0,1	*
Effet quadratique du jour	0 \pm 0,1	NS	Densité de lisières (500m)	-0,6 \pm 0,2	***
Rec. de la strate dominante	-0,5 \pm 0,1	***	Variance d'écopaysages (500m)	-0,3 \pm 0,1	*
Humidité potentielle des sols	0,3 \pm 0,1	**	Surface feuillue (1km)	-0,4 \pm 0,1	**
Amplitude thermique annuelle	0,5 \pm 0,1	***	Surface de coupe (2km)	0,2 \pm 0,1	*
Surface résineuse (2km)	-0,4 \pm 0,2	**	Densité des ICPE (2 km)	0,8 \pm 0,1	***

Pour le **Murin de Natterer**, on estime en forêt une croissance annuelle de **7,85 % (*)** de l'activité (fig. 2), sans influence notable du jour de l'été (tab. 3), qui s'accroît avec l'humidité potentielle du sol (***) et l'amplitude thermique annuelle moyenne (***). A l'inverse, les précipitations moyennes annuelles montrent un effet négatif sur l'activité (*). Concernant l'habitat forestier, on constate un effet négatif du recouvrement arboré de la strate dominante (***), de la surface de plantation feuillue dans un rayon de 1km et résineuse à 2km (**), et de la densité de lisières dans un rayon de 500m (***). Les surfaces des zones ouvertes dans les 500m environnants ou même des coupes forestières dans un rayon de 2km ont en revanche un effet positif sur l'activité acoustique de l'espèce en forêt (*), comme la densité d' ICPE dans un rayon de 2km (***).

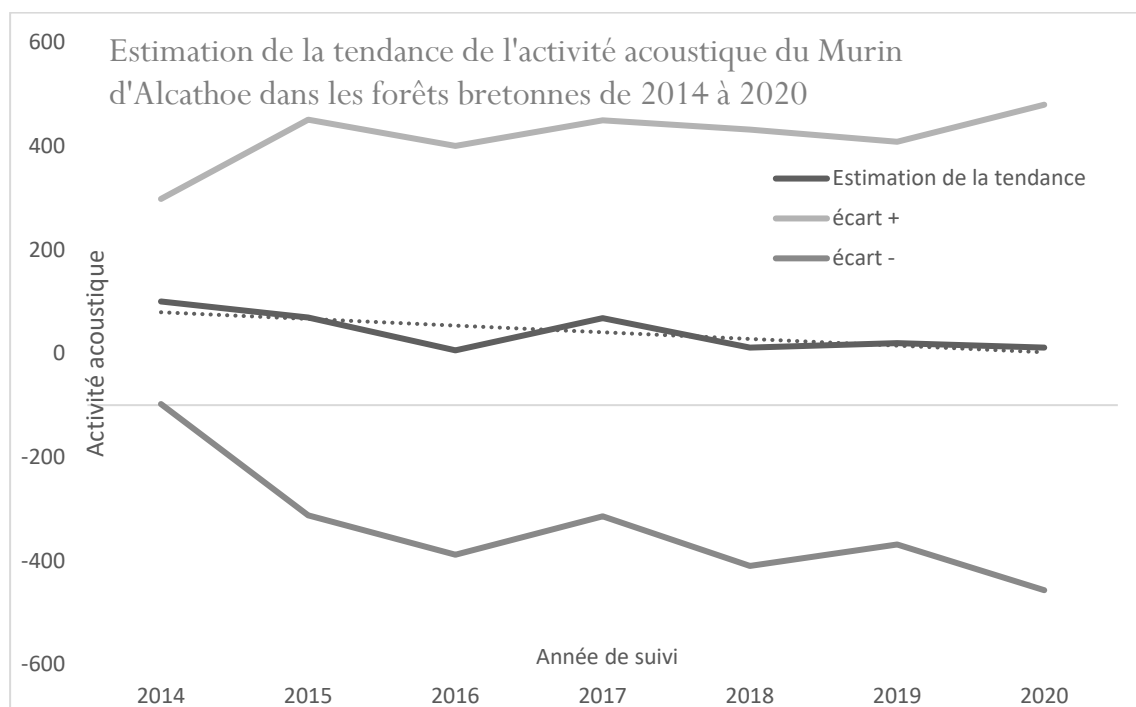


Tableau 4. Résultats du modèle retenu (GLMM) estimant la tendance de l'activité acoustique du Murin d'Alcathoe dans les forêts bretonnes de 2014 à 2020 en fonction de variables environnementales. N=583 enregistrements. Loi binomiale négative, Variance = $0,1 \pm 0,9$, AIC = 1330, deviance = 1290, df resid = 563.

Variables influençant l'activité du Murin d'Alcathoe			Coefficient \pm ES		Significativité
Année d'enregistrement	-0,3 \pm 0,1	**	Amplitude thermique annuelle	-1,6 \pm 0,3	***
Jour d'enregistrement	0,3 \pm 0,2	NS	Surface résineuse (500m)	-2,2 \pm 0,5	***
Inflexion liée au jour	-0,4 \pm 0,3	-	Forêt ancienne (1km)	-1,2 \pm 0,4	**
Température moyenne	1,4 \pm 0,4	***	Nombre d'éoliennes (5km)	-1,1 \pm 0,4	**

Nos modèles révèlent une chute annuelle de **23,57 % (**)** de l'activité acoustique du **Murin d'Alcathoe** en forêt bretonne (fig. 3), sans effet notable du jour de l'été. Celle-ci est croissante avec la température moyenne annuelle (***), mais plus faible en fonction de l'amplitude thermique annuelle (***). La surface de plantation résineuse dans un rayon de 500m impacte négativement l'activité du murin (***), de même que le nombre d'éoliennes dans les 5km environnants (**). On remarque, comme pour le Murin de Natterer, une activité plus faible (**) lorsque qu'augmente la surface de forêt ancienne dans un rayon d'1km (tab. 4).

Tableau 5. Résultats du modèle retenu (GLMM) estimant la tendance de l'activité acoustique de la Pipistrelle commune dans les forêts bretonnes de 2014 à 2020 en fonction de variables environnementales. N=583 enregistrements. Loi binomiale négative, Variance = $0,1 \pm 0,4$, AIC = 7882,8, deviance = 7830,8, df resid = 557.

Variables influençant l'activité de la Pipistrelle commune			Coefficient \pm ES		Significativité
(Intercept)	0 \pm 0	***	Précipitations moyennes annuelles	-0,1 \pm 0	**
Année d'enregistrement	0 \pm 0,1	NS	Exposition aux vents dominants	0,1 \pm 0,1	**
Jour d'enregistrement	-0,1 \pm 0,1	NS	Surface de culture (500m)	0,3 \pm 0,1	***
Inflexion liée au jour	0,4 \pm 0,1	*	Surface de prairie (500m)	0,3 \pm 0,1	**
Rec. de la strate dominante	-0,6 \pm 0,1	***	Surface de forêt ancienne (1km)	0,2 \pm 0,1	**
Recouvrement du sous-étage	-0,2 \pm 0,1	***	Naturalité moyenne (1km)	0,2 \pm 0,1	***
Humidité potentielle des sols	0,3 \pm 0,1	*	Densité d'écotones arborés (5km)	0,3 \pm 0,1	***
Amplitude thermique	0,1 \pm 0,1	**	Surface de culture (5km)	0,1 \pm 0,2	*

Nos modèles ne révèlent pas de tendance significative de l'activité de la **Pipistrelle commune** en forêt bretonne, mais une inflexion positive du jour d'enregistrement (tab. 5) au cours de l'été (*). Celle-ci croît néanmoins en fonction de l'amplitude thermique annuelle (**), de l'exposition aux vents dominants (**) et de l'humidité potentielle des sols (*). Le recouvrement de la strate dominante et du sous-étage influencent négativement l'activité (***) de l'espèce. Au contraire des variables comme celles de la surface de forêt ancienne (**) ou de naturalité moyenne (***) dans un rayon d'1km ont un effet positif sur celle-ci. En termes agricoles, la pipistrelle commune présente une activité croissante sous l'effet de la surface de culture (***) et de prairie (**) dans un rayon de 500m, et de la densité d'écotones arborés (***) et de la surface de culture (*) dans un rayon de 5km.

Tableau 6. Résultats du modèle retenu (GLMM) pour estimer la tendance de l'activité acoustique de l'Oreillard roux dans les forêts bretonnes de 2014 à 2020 en fonction de variables environnementales. N=583 enregistrements, 36 sites. Loi binomiale négative, Variance = 0 ± 0 , AIC = 2189,8, deviance = 2145,8, df resid = 561.

Variables influençant l'activité de l'Oreillard roux			Coefficient \pm ES	Significativité
(Intercept)	1,1 \pm 0,3	**	Distance au littoral	0,7 \pm 0,2 **
Année d'enregistrement	0 \pm 0,1	NS	Température moyenne	-0,6 \pm 0,3 *
Jour d'enregistrement	0,5 \pm 0,1	***	Précipitations moyennes	-0,2 \pm 0,1 *
Inflexion liée au jour	-0,4 \pm 0,1	*	Forêt ancienne (1km)	0,5 \pm 0,2 **
Quantité de bois mort	0,4 \pm 0,1	**	Surface feuillue (1km)	0,5 \pm 0,2 **
Distance à l'écotone	-0,5 \pm 0,2	***	Nombre d'éoliennes (5km)	0,6 \pm 0,2 **
Distance à l'eau	-0,4 \pm 0,2	*		

Nos modèles ne révèlent pas de tendance significative de l'activité de l'**Oreillard roux**, mais un effet positif du jour d'enregistrement (***) avec une inflexion négative (*) (tab. 6). L'activité mesurée de l'espèce est plus forte à mesure que l'on s'éloigne du littoral (**). Son activité semble impactée par la température et les précipitations moyennes annuelles (*), mais surtout par la distance à l'eau (*) ou à l'écotone arboré (***). Elle est en revanche plus forte lorsqu'augmentent la quantité de bois mort au niveau du poste d'enregistrement, la surface de plantation feuillue et de forêt ancienne dans un rayon d'1km (**). Le nombre d'éoliennes (dans un rayon de 5km) a un effet positif sur l'activité acoustique de l'Oreillard roux (**).

Discussion

Les résultats des modèles corroborent l'augmentation de l'activité acoustique de la **Barbastelle d'Europe** obtenue lors des précédentes analyses, également suspectée à l'échelle nationale par l'équipe Vigie-Chiro du MNHN (Bas *et al.*, 2020), et précisent une tendance de 10,77 % d'augmentation de l'activité acoustique (fig. 1). La Barbastelle n'est que très peu affectée par des conditions météorologiques médiocres (Dubos, 2020), on la sait également plus fréquemment contactée dans cette zone d'influence atlantique qu'est la Bretagne, donnant une responsabilité régionale plus forte à tout l'ouest de la France vis-à-vis de l'espèce classée vulnérable en France et quasi-menacée en Europe (Tapiero, 2013). Comme observé par ailleurs, l'activité acoustique de la Barbastelle d'Europe est favorisée par la taille du bois (tab. 2), et donc par l'âge des arbres (Langdrige & Tillon, 2017 ; Jung *et al.*, 2012 ; Müller *et al.*, 2012). L'activité des espèces de lisière est effectivement plus élevée dans les peuplements matures, qui abritent une diversité et une abondance de proies potentielles élevée (Law *et al.*, 2016). Ces forêts matures sont plus favorables aux chiroptères globalement (Crampton & Barclay, 1995 ;

Humes *et al.*, 1999), dont l'activité augmente avec l'âge des arbres, avec un niveau particulièrement faible en dessous de 40 ans et fort au-dessus de 150 ans (Tillon *et al.*, 2015). L'âge du peuplement augmente également la densité de cavités arboricoles (Lauer & Tillon, 2023); En effet 50 % des chênes pédonculés âgés de 200 à 300 ans ont des fentes ou décollement d'écorce exploitables en tant que gîte, contre 1 % des arbres de moins de 100 ans, représentant malheureusement 79% des arbres en France métropolitaine (Cateau *et al.*, 2015). Ces cavités sont indispensables aux espèces arboricoles comme la Barbastelle, ou le Murin de Bechstein suivi par l'ONF en forêt de Tronçay, pour lequel 200 arbres à cavité ont été exploités par la colonie en 2 semaines, avec un taux de réutilisation de ces arbres de 12 % (Tillon *et al.* 2015), mais aussi profitables à des espèces pour lesquelles la mise-bas n'est que rarement dans les arbres comme la Pipistrelle ou la Sérotine commune (Langridge & Tillon, 2017). Les environnements feuillus à 500m comme résineux à 2km expliquent l'activité de la Barbastelle, qui chasse en forêts structurées et productives (Rydell *et al.*, 1996; Sierro, 1999), occasionnellement dans les résineux (Barataud *et al.* 2016a) comme la Noctule de Leisler (Shiel *et al.*, 1999). Le domaine vital d'une colonie recouvrant moins d'1 km², on peut supposer que l'activité de la Barbastelle d'Europe se concentre dans l'habitat feuillu où les enregistrements sont effectués, d'autant plus qu'il y a une plus grande densité résineuse dans un rayon plus large, ou bien comme observé précédemment, qu'elle n'a pas de préférence en chasse pour l'essence des arbres (Arthur & Lemaire, 2009). Comme observé dans la Drôme, l'abondance du bois mort favoriserait l'activité de chasse de la Barbastelle (Vernet *et al.*, 2014), ce qui peut s'expliquer par sa préférence pour les gîtes arboricoles et son régime alimentaire composé à 90 % de micro lépidoptères (Arthur & Lemaire, 2009). Son activité est réduite dans un sous-étage dense, l'espèce chasse effectivement dans les allées, lisières et zones peu encombrées (Langridge & Tillon, 2017). Plus grande est la distance au premier écotone arboré, plus faible est l'activité de la Barbastelle, les lisières sont utilisées car ces habitats facilitent l'accès aux différents endroits de la forêt, tout en apportant protection face au vent pour les insectes (Kirkpatrick *et al.*, 2017). Son activité est ainsi plus importante dans la forêt quand le bocage est abondant aux alentours, l'agriculture intensive lui est en revanche défavorable dans un rayon de 2km. On retrouve en effet l'espèce fréquemment dans les milieux agricoles traditionnels bordés de haies hautes ou épaisses (Arthur & Lemaire, 2009), on suppose de fait que l'espèce souffre des pratiques agricoles intensives, supplantant les haies, arbres épars dans les champs, pâturages et chemins profitant aux chiroptères (Lentini, 2012).

On constate chez le **Murin de Natterer** une croissance annuelle de 7,85 % de l'activité (fig. 2), confirmant et affinant la croissance annuelle peu significative obtenue en 2022. Sur les sites d'hibernation bretons, on observe pourtant depuis 1980 une décroissance annuelle des effectifs de Murin de Natterer de 0,61 % (non significative) (Barbosa & Dubos, 2022b). Cette tendance s'accroît en forêt avec l'humidité du sol et l'amplitude thermique (tab. 3), potentiellement en lien avec un cortège floristique riche en araignées et diptères, constituant la plus grande part de son régime alimentaire (Arthur & Lemaire, 2009). À l'inverse, les précipitations moyennes annuelles montrent un effet négatif sur l'activité, il pourrait s'agir là d'un corollaire de l'effet péninsule constaté sur les populations de Murins *spp* moins abondants dans l'Ouest, plus arrosé, de la région (Simonnet *et al.*, 2015). Concernant l'habitat forestier, on constate un effet négatif du recouvrement des houppiers, l'espèce dépend en effet, afin de glaner dans le feuillage, d'une luminosité importante permettant le développement des strates inférieures (Tillon *et al.*, 2016 ; Shiel *et al.*, 1991). Les surfaces feuillues dans un rayon de 1km et résineuses à 2km semblent expliquer une plus faible activité du Murin de Natterer, comme la densité de lisières dans un rayon de 500m. L'hypothèse adoptée est celle de la dilution de l'activité du Murin de Natterer dans un environnement feuillu, l'espèce étant fortement liée aux arbres, voire à la forêt pure (Arthur & Lemaire, 2009). La variance des écopaysages, comme pour la Barbastelle, ne semble pas refléter d'effet positif de l'hétérogénéité du paysage à cette échelle, et serait à considérer plus largement pour pouvoir en interpréter des résultats. La proportion de zones ouvertes semble, comme lors des premières analyses, favoriser l'activité du Murin de Natterer, de même que les coupes forestières ou la densité des gros élevages ICPE dans un rayon de 2 km. Une première hypothèse serait celle d'un report de l'activité du murin, dans les paysages dégradés, vers les zones forestières favorables où sont réalisés nos enregistrements, l'espèce prospectant de 2 à 6km du gîte (Arthur & Lemaire, 2009). L'espèce serait alors moins dépendante de la qualité des milieux périphériques que la Barbastelle d'Europe. Une autre hypothèse serait celle d'une préférence de l'espèce pour les milieux ouverts et le cortège de proies associées aux pâturages et prairies de fauche (Swift, 2009). L'activité du Murin de Natterer semble d'après nos analyses impactée par la surface de forêt ancienne dans un rayon de 500m, l'espèce ayant pourtant une préférence pour les massifs anciens feuillus (allées forestières, de sous-bois et lisières) pour chasser (Arthur & Lemaire, 2009). On assiste sans doute ici à une corrélation fortuite, comme pour le Murin d'Alcathoe, considérant les imprécisions de la carte de Cassini à cette échelle, ainsi que le fait que seulement 12,6 % de la surface vectorisée est actuellement boisée (Vallauri *et al.*, 2012).

Si les premières analyses des données en 2022 ne permettaient pas de dégager de tendances, on constate pour le **Murin d'Alcathoe** une chute annuelle de 23,57 % de l'activité (fig. 3), confirmant l'intérêt pour l'analyse des tendances d'activité d'ajouter des co-variables environnementales (tab. 4). Nous supposons un effet direct de l'enrésinement sur la disponibilité en gîtes et proies, l'espèce chassant jusqu'à 800m autour de son gîte. Les éoliennes impactent l'activité des chauves-souris, pour tous les groupes et quelle que soit la saison considérée (Millon *et al.*, 2015), expliquant d'après nos hypothèses l'effet négatif de leur nombre dans le paysage sur l'activité du Murin d'Alcathoe. En effet, les chauves-souris spécialistes des forêts évitent les éoliennes sur des distances de plusieurs centaines de mètres (Ellerbrok *et al.*, 2022), au contraire les éoliennes situées loin d'écotones arborés dans des zones ouvertes pourraient les attirer, accroissant ainsi la mortalité (Le Roux *et al.*, 2022).

On ne constate pour la **Pipistrelle commune** aucune tendance significative, les résultats concernant l'espèce en 2022 suggéraient une croissance significative de 6,37 % de l'activité. En Bretagne, la tendance de l'activité de la Pipistrelle commune ne montre pas d'accroissement en dehors des forêts (Dubos *et al.*, 2016), l'espèce affiche à l'échelle nationale un déclin significatif de 9 % de ses populations (Bas *et al.*, 2020). Comme pour les autres espèces analysées, l'effet des co-variables semble corrélé à l'écologie de l'espèce plus ubiquiste (tab. 5). L'espèce semble aussi favorisée par la naturalité du territoire, réputée ubiquiste et opportuniste, on la retrouve tout de même effectivement dans les espaces les plus « naturels » (parcs urbains, friches ou espaces sauvages) des milieux anthropisés qu'elle fréquente.

L'analyse de l'activité de l'**Oreillard roux** n'affiche toujours pas de résultat significatif, vraisemblablement du fait de sa faible intensité d'émission ultrasonore, affectant sa détectabilité (Barataud & Giosa, 2021). L'espèce historiquement nommée Oreillard septentrional serait plus familière des zones les plus froides à l'Ouest de la Bretagne (Dubos *et al.*, 2020), ce qui expliquerait l'effet négatif de la température sur son activité (tab. 6). Comme la Barbastelle, l'Oreillard roux est plus actif lorsque se densifie le bois mort au sol. Celui-ci influence en effet à partir de 10 stères l'activité des espèces de lisière (Langridge & Tillon, 2017), et la richesse spécifique de chauves-souris, particulièrement à partir de 30 stères par hectare (Tillon *et al.*, 2016). Ces vieux et gros arbres apportent une ressource alimentaire aux espèces consommant les insectes saproxyliques (Barataud *et al.*, 2009), mais surtout de l'hétérogénéité au paysage, créant un puits de lumière vers le sous-étage (Meschede & Keller, 2003). La richesse spécifique et l'activité des chiroptères de sous-bois sont drastiquement altérées durant les premiers stades

de régénération de la futaie régulière (Bas & Bas, 2011; Crampton & Barclay, 1998; Jung *et al.*, 1999), et améliorées par l'ancienneté de la forêt, favorisant les espèces à fortes exigences écologiques (Bas & Bas, 2011 ; Crampton & Barclay, 1996 ; Krusic *et al.*, 1996). À l'heure actuelle 29 % des forêts françaises sont anciennes, et seulement 3 % constituent des forêts matures (Cateau *et al.*, 2015). L'Oreillard roux étant l'espèce arboricole modélisée avec la plus faible capacité de dispersion, la densité de forêts anciennes pourrait expliquer la distribution de ses populations. L'augmentation de son activité dans les zones avec le plus d'éoliennes pourrait, comme pour la Barbastelle (tab. 2) s'expliquer par l'effet répulsif des éoliennes (collisions et perte d'habitat) poussant les individus à se cantonner aux forêts (Le Roux *et al.*, 2022).

Sur nos terres bretonnes fortement anthropisées, et lorsque le paysage agricole offrant autrefois une niche écologique à de nombreuses espèces est encore aujourd'hui dégradé (arasements de talus, pesticides, cultures monospécifiques, ect...), la forêt est un refuge pour la vie sauvage. Les suivis temporels des oiseaux communs révèlent par ailleurs que ces milieux forestiers sont ceux subissant la plus faible baisse d'effectifs, en comparaison aux milieux bâtis et agricoles (Lorrilliere *et al.*, 2016). Concernant les chiroptères, l'augmentation significative de l'activité de la Barbastelle d'Europe et du Murin de Natterer de 2014 à 2020 en forêt pourrait s'expliquer par un report vers nos sites d'enregistrement dans des paysages fortement dégradés, spécifiquement pour le second. Ce sont en effet les futaies irrégulières mélangées avec maintien de semenciers âgés qui donnent les meilleurs indices d'activité, comparativement aux futaies régulières résineuses (Pénicaud, 2006 ; Barataud *et al.*, 2016).

Cette hypothèse nous amène à proposer des compléments de suivi dans des milieux moins favorables de ces mêmes forêts, et à terme à l'extérieur du massif avec le déploiement des suivis Vigie-Chiro dans toute la région. Nous adaptons ainsi le protocole qui sera redéployé sur la Bretagne l'été 2023, par l'ajout de points d'écoute dans des parcelles enrésinées, fraîchement exploitées ou moins matures, représentatives de la sylviculture du massif. La comparaison à termes de l'activité acoustique dans ces différents contextes nous permettra de statuer sur cette hypothèse, et donc d'avoir une appréciation plus robuste de la démographie de ces espèces. Le micro à hauteur des frondaisons compliquant la mise en œuvre des enregistrements (matériel stéréo, mats, câbles...), et le résultat de ses enregistrements n'étant pas significatif, du fait d'une activité plus importante au sol qu'en canopée comme observé également dans le Limousin (Barataud, 2016a), le prolongement du suivi s'effectuera uniquement en sous-bois. Les analyses montrent un effet du jour de l'enregistrement sur l'activité de la plupart des espèces. L'exploration de ces effets journaliers à l'aide de modèles additifs généralisés (GAM) révèle

pour 4 espèces typiquement forestières une période optimale (avec une activité forte, mais surtout la variation la moins importante de l'activité) entre le 15 juillet et le 15 août (correspondant biologiquement à la période d'allaitement chez beaucoup d'espèces) pour un suivi de l'activité acoustique (Barbosa & Dubos, 2022a). Néanmoins, seul le mois de juin montre un effet négatif significatif sur l'activité de l'ensemble des chauves-souris forestières. Le prolongement du suivi forestier s'effectuera donc sur les mois de juillet et août. Si la stabilité des boisements des postes d'enregistrements durant 10 ans était une des conditions du protocole de suivi, certaines ont subi des éclaircies, coupes ponctuelles ou travaux dans les parcelles adjacentes, expliquant potentiellement des modifications de l'activité (Barbosa & Dubos 2022a). Les postes pourront être déplacés d'un peuplement exploité (éclaircie, coupe...) vers un peuplement stable correspondant situé à moins de 250 mètres.

Afin de gagner en précision, des cartes de chaleur seraient à effectuer pour des variables comme la surface de forêt ancienne ou la densité d'éoliennes sur un périmètre. De même, une analyse temporelle du bocage pourrait s'effectuer sur la base de photographies aériennes, en termes d'évolution du linéaire de haies et donc des continuités écologiques pour les chiroptères.

Conclusion

Nos analyses permettent de confirmer les tendances modélisées en 2022 concernant la Barbastelle d'Europe et le Murin de Natterer, espèces typiquement forestières pour lesquelles nous assistons à une augmentation de l'activité acoustique en forêt de 2014 à 2020. L'ajout de co-variables environnementales à nos modèles n'a en revanche pas suffi à préciser les tendances d'activité de la Pipistrelle commune, ou de statuer quant à une réelle démographie positive de ces trois espèces ou à un report de l'activité des milieux dégradés en forêt. La poursuite de ce protocole nous permettra ainsi de préciser certaines tendances et de suivre avec finesse l'activité des chauves-souris forestières de la région en sous-bois favorable comme en parcelles exploitées. Nos résultats ont également mis en évidence une chute annuelle alarmante de 23,57 % de l'activité acoustique du Murin d'Alcathoe, constituant un point de vigilance pour la conservation des chauves-souris forestières bretonnes.

Bibliographie

Arthur L. & M. Lemaire, 2009. Les chauve-souris de France, Belgique, Luxembourg et Suisse. Biotope, Mèze (Collection Parthénope), Muséum National d'Histoire Naturelle, Paris, 544p.

Barataud, M. , A. Duranel, F. Grandemange & A. Iugon, 2009. Étude d'une colonie de mise-bas de *Myotis bechsteinii*, 1817. Sélection des gîtes et des habitats de chasse, régime alimentaire et implications dans la gestion de l'habitat forestier. *Le Rhinolophe* **18** : 83-112.

Barataud M., 2012. Écologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, études de leurs habitats et comportements de chasse. Biotope, Mèze (collection Inventaires et biodiversité), Muséum national d'Histoire naturelle, Paris, 344p.

Barataud, J., M. Barataud, S. Giosa & J. Vittier. 2016a. Suivi temporel acoustique des chiroptères forestiers du Limousin. Élaboration du protocole, validation des sites. *Symbioses* **34** : 19-24.

Barataud, M. & Giosa S., 2021. Activité de chasse des chiroptères forestiers, comparée entre sol et canopée. *Plume de Naturalistes*, **5** : 1-36. ISSN 2607-0510

Barataud, M., S. Giosa, J. Grandadam & J. Jemin, 2016b. Diversité des chiroptères dans les peuplements forestiers du Limousin (France). *Le Vespère* **6** : 397-429. http://ecologieacoustique.fr/?page_id=11

Barré, K., I. Le Viol, R. Julliard, J. Pauwels, S-E. Newson, J. F. Julien, & Y. Bas, 2019. Accounting for automated identification errors in acoustic surveys. *Methods in Ecology and Evolution*, **10** (8), 1171-1188.

Barbosa, E. & T. Dubos, 2022a. Synthèse des analyses d'évolution de l'activité des chauves-souris dans les forêts bretonnes – période 2014/2020. Bretagne Vivante & Groupe Mammalogique Breton, 8p.

Barbosa, E. & T. Dubos, 2022b. Synthèse des analyses d'évolution des populations de chiroptères dénombrés au gîte en Bretagne – période 1988/2020. Groupe Mammalogique Breton, 12p.

Barbosa E., 2022. Élaboration d'un référentiel d'activité acoustique des chiroptères et restructuration de la base de données. Rapport de stage de Master 2, Université de Toulouse III Paul Sabatier, Groupe mammalogique Breton, 38p.

Bas E. & E. Bas, 2011. Chiroptères et naturalité des peuplements forestiers : Les chauves-souris pour inspirer un plan de restauration des forêts. Bibliothèque du Muséum d'Histoire Naturelle de Bourges, 50p.

Bas Y., D. Bas & J-F. Julien, 2017. Tadarida: A Toolbox for Animal Detection on Acoustic Recordings. *Journal of Open Research Software*, **5**(1): 6, <https://doi.org/10.5334/jors.154>

Bas Y., C. Kerbiriou, C. Roemer & J-F. Julien, 2020. « *Bat population trends* ». [en ligne], Muséum national d'Histoire naturelle, <https://croemer3.wixsite.com/teamchiro/population-trends> (page consultée le 5 juin 2023)

Cateau E., L. Larrieu, D. Vallauri, J-M. Savoie, J. Touroult, H. Brustel, 2015. Ancienneté et maturité : deux qualités complémentaires d'un écosystème forestier. *Comptes Rendus Biologies*, **338** (1) : 58-73, ISSN 1631-0691, <https://doi.org/10.1016/j.crv.2014.10.004>

CBNB (Conservatoire Botanique National de Brest), « *Cartes et données. Carte des grands types de végétation* », [en ligne], <https://www.cbnbrest.fr/observatoire-milieux/cartes-de-repartition/cgtv> (page consultée le 2 juin 2023)

Copernicus (Europe's eyes on Earth), « *E-OBS data access* », [en ligne] https://surfobs.climate.copernicus.eu/dataaccess/access_eobs.php (page consultée le 2 juin 2023).

Crampton, L.H. & R.M.R. Barclay, 1995. Habitat selection by bats in fragmented and unfragmented Aspen mixedwood stands of different ages. *Bats and Forests Symposium* (ed M.o.F.R. Program), Victoria, British Columbia, Canada, 238-259

Crampton, L.H. & R.M.R. Barclay, 1998. Selection of roosting and foraging habitat by bats in different aged aspen mixedwood stands. *Conservation biology* **12** : 1347-1358.

Dubos T. & M. Caudan, 2013. Suivi temporel de l'activité des chauves-souris dans les forêts de Bretagne. Présentation du principe et du protocole. Groupe mammalogique Breton, 9p.

Dubos T. (coord.), J. Boireau, N. Chenaud, T. Le Campion, M. Ramos, F. Simmonnet & M. Le Roux, 2020. Trame des Mammifères de Bretagne – Notice. Groupe Mammalogique Breton, Sizun. 38 p. + annexes.

Dubos T. (coord.), 2016. Observatoire des Chauves-souris de Bretagne. Bilan final. Rapport, Groupe Mammalogique Breton, Bretagne Vivante, 35 p.

Dubos T., 2020. Pourquoi la Barbastelle (*Barbastella barbastellus*) se plaît-elle en Bretagne?... et autres questions étudiées grâce au référencement des enregistrements acoustiques passifs. *Symbioses*, n.s., **38** : 37 – 52

Ellerbrok, J. S., A. Delius, F. Peter, N. Farwig & C.C. Voigt, 2022. Activity of forest specialist bats decreases towards wind turbines at forest sites. *Journal of Applied Ecology*, **59**, 2497–2506. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14249>

Fick S.E & Hijmans R.J., 2017. Worldclim 2: New 1-km spatial resolution climate surfaces for global land areas. *International Journal of Climatology*.

GMB (Groupe Mammalogique Breton), « *Mammifères terrestres de Bretagne. Murin de Natterer: *Myotis nattereri* (Kuhl, 1817)* », [en ligne], <https://atlas.gmb.bzh/atlas/espece/60408> (page consultée le 31 mai 2023)

Guetté A., J. Carruthers-Jones & S. Carver, 2021. Projet CARTNAT. Cartographie de la Naturalité. Notice technique, IUCN Comité technique, 12p.

Hallmann C.A., M. Sorg, E. Jongejans, H. Siepel, N. Hofland, H. Schwan, W. Stensman, A. Müller, H. Sumser, T. Hören, D. Goulson & H. de Kroon, 2017. More than 75 percent decline over 27 years in total flying insect biomass in protected areas. *PLoS ONE*, **12** (10): e0185809, <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0185809>

Humes M.L., J.P. Hayes, & M.W. Collopy, 1999. Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. *Journal of Wildlife Management*, **63**, 553-561.

IGN (Institut Géographique National), 2021. Inventaire forestier, national. Le Mémento, République française, 40p.

- IGN (Institut Géographique National), « Géoservices. Téléchargement de données » [en ligne], <https://geoservices.ign.fr/telechargement> (page consultée le 2 juin 2023)
- Jaberg, C. & A. Guisan, 2001. Modelling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. *Journal of Applied Ecology*, **38**, 1169-1181
- Jung T. S., I. D. Thompson, R. D. Titman & A. P. Applejohn, 1999. Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stands types and structure in central ontario. *Journal of Wildlife Management* **63**: 1306-1319
- Jung K., S. Kaiser, S. Bohm, J. Nieschulze & E. Kalko, 2012. Moving in three dimensions: effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology*, **49**, 523–531. doi:10.1111/j.1365-2664.2012.02116.x
- Kirkpatrick L., S. J. Maher, Z. Lopez, P. R. Lintott, S.A. Bailey, D. Dent & K.J. Park, 2017. Bat use of commercial coniferous plantations at multiple spatial scales: Management and conservation implications. *Biol. Conserv.* **206**, 1–10.
- Krusic R.A., M. Yamasaki, C.D. Neefus & P-J. Pekins, 1996. Bat habitat use in White Mountain National Forest. *Journal of Wildlife Management* **60**: 625-631
- Landgridge J., L. Tillon, 2017. Relation entre les chiroptères et la forêt : analyse nationale issue de la détection ultrasonore. Office National des Forêts, 137p.
- Lauer M., L. Tillon, 2023. Chauves-souris et forêt, des alliées indispensables. 64 p.
- Law B., K.J. Park, M.J. Lacki, 2016. Insectivorous Bats and Silviculture: Balancing Timber Production and Conservation, in: Bats in the Anthropocene: Conservation of Bats in a Changing World. C.C. Voigt and T. Kingston, 105-150. 10.1007/978-3-319-25220-9_5
- Lentini P. E., P. Gibbons, J. Fischer, B. Law, J. Hanspach & T.G. Martin, 2012. Bats in a farming landscape benefit from linear remnants and unimproved pastures. *PloS one*, **7**(11), e48201.
- Leroux C., C. Kerbiriou, I. Le Viol, N. Valet & K. Barré, 2022. Distance to hedgerows drives local repulsion and attraction of wind turbines on bats: Implications for spatial siting. Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation (CESCO), Muséum national d'Histoire naturelle, Centre National de la Recherche Scientifique, Sorbonne Université, Paris, France, *Journal of Applied Ecology*, DOI: 10.1111/1365-2664.14227
- Lesaint S., DRAAF (Direction régionale de l'Alimentation, de l'Agriculture et de la Forêt), 2018. - Synthèse Bretagne. *Agreste, la statistique agricole*, 4p.
- Lorrilliere R., D. Gonzalez, CESCO (Centre d'Ecologie et des Sciences de la Conservation), MNHN (Muséum National d'Histoire Naturelle), 2016. Déclinaison régionale des indicateurs issus du Suivi Temporel des Oiseaux Communs (STOC) – Rapport d'analyse, 32p.
- Meschede A. & K. G. Keller, 2003. Écologie et protection des chauves-souris en milieu forestier. *Le Rhinolophe* **16**, 248 pp
- Millon L., J.-F. Julien, R. Julliard & C. Kerbiriou, 2015. Bat activity in intensively farmed landscapes with wind turbines and offset measures. *Ecol. Eng.* **75**, 250–257. <https://doi.org/10.1016/j.ecoleng.2014.11.050>.
- Ministère de la transition écologique et de la cohésion des territoires, « Géorisques. Les bases de données », [en ligne] <https://www.georisques.gouv.fr/donnees/bases-de-donnees> (page consultée le 2 juin 2023).

- Müller J., M. Mehr, C. Bässler, B. Fenton, T. Hothorn, H. Pretzsch, H-J. Klemmt & R. Brandl, 2012. Aggregative response in bats: prey abundance versus habitat. *Oecologia* **169**, 673–684. doi:10.1007/s00442-011-2247-y
- OFB (Office Français de la Biodiversité), « La stratégie nationale pour les aires protégées », [en ligne], <https://www.ofb.gouv.fr> (page consultée le 15 mars 2022)
- Pénicaud P., 2006. Enquête nationale sur les arbres-gîtes à chauves-souris arboricoles. *Mammifères Sauvages*, **52**, 16-18.
- QGIS Development Team, 2023. QGIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation. <http://qgis.org>
- R Core Team, 2023. R : A Language and Environment for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <https://www.R-project.org/>
- Rydell J., G. Natuschke, A. Theiler, & P.E. Zingg, 1996b. Food habits of the barbastelle bat *Barbastella barbastellus*. *Ecography*, **19**, 62-66.
- Schnitzler-Lenoble A., 2002. Écologie des forêts naturelles d'Europe, Biodiversité, sylvigénèse, valeur patrimoniale des forêts primaires, Tec & Doc edn. Lavoisier, Paris, 271p.
- Shiel C.B., C.M. McAney & J.S. Fairley, 1991. Analysis of the Diet of Natterers Bat *Myotis nattereri* and the Common Long-Eared Bat *Plecotus auritus* in the West of Ireland. *Journal of Zoology*, **223**, 299-305.
- Sierro A., 1999. Habitat selection by barbastelle bat (*Barbastella barbastellus*) in the Swiss Alps (Valais). *Journal of Zoology*, **248**, 429-432.
- Simonnet F. (coord.), 2015. Atlas des Mammifères de Bretagne, Volume 1 (1ère éd), Locus Solus (Zoologie, Patrimoine Naturel), Châteaulin, 303p.
- Swift S., 2009. Roosting and foraging behaviour of Natterer's bats (*Myotis nattereri*) close to the northern border of their distribution. *Journal of Zoology*, **242**(2): 375 - 384 <https://doi.org/10.1111/j.1469-7998.1997.tb05809.x>
- Tapiero A., 2013. – Guide méthodologique de hiérarchisation des sites protégés et à protéger à Chiroptères. Fédération des Conservatoires d'Espaces naturels, Besançon, 13 p.
- Tillon L., 2015. Utilisation des gîtes et des terrains de chasse par les Chiroptères forestiers, propositions de gestion conservatoire. Doctoral dissertation, Université Paul Sabatier-Toulouse III.
- Vallauri D., J. André, B. Dodelin, R. Eynard-Machet, D. Rambaud & (coord.), 2005. Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes, Editions Tec & Doc edn. Lavoisier, Paris.
- Vallauri D., Grel A., Granier E., Dupouey J-L., 2012. Les forêts de Cassini. Analyse quantitative et comparaison avec les forêts actuelles., Rapport Technique, WWF, 65 p. (hal-01267936)
- Van der Sluijs J. P., 2020. Insect decline, an emerging global environmental risk. *Current Opinion in Environmental Sustainability*. **46** : 39-42, <https://doi.org/10.1016/j.cosust.2020.08.012>
- Wildlife Acoustics, Inc., 2009. Song Meter SM2BAT+ Ultrasonic Recorder. www.wildlifeacoustics.com
- Zuur A. F., E. N. Ieno, N. J. Walker, A. A. Saveliev, & G. M. Smith, 2009. Mixed Effects Models and Extensions in Ecology with R., in Statistics for Biology and Health. Springer, New York, USA, 457 p.

Les chauves-souris forestières ne bénéficiant d'aucun suivi des populations, le GMB, Bretagne Vivante, l'ONF et le CRPF ont engagé en 2014 un suivi temporel de leur activité acoustique en Bretagne. Les tendances d'activité de différentes espèces ont été modélisées par des GLMM de loi négative binomiale (Zuur 2009). Les premières analyses de 2022 révélaient une augmentation de l'activité de la Barbastelle d'Europe, du Murin de Natterer et de la Pipistrelle commune (Barbosa & Dubos 2022a), des espèces plutôt en déclin d'après les suivis au gîte ou les tendances nationales (Bas et al. 2020 ; Barbosa & Dubos 2022b). Le déclin des chiroptères étant causé conjointement par la perte d'habitat et l'agriculture intensive (Arthur Lemaire 2009), ces tendances de populations ont été réévaluées en prenant en compte l'environnement des points d'écoute par la construction de co-variables décrivant le paysage, le climat, la végétation, ou les pressions sylvicoles, agricoles, d'artificialisation, ect..., construites sur la base de données cartographiques avec le logiciel Qgis (QGIS Development Team, 2023). Nos résultats confirment et affinent les tendances précédemment modélisées, et orientent le redéploiement du protocole pour prendre en compte également l'évolution de l'activité acoustique des chiroptères dans les zones forestières perturbées plus représentatives de la sylviculture des massifs suivis. Ils mettent d'autre part l'accent sur le déclin de 23% de l'activité acoustique du Murin d'Alcathoe durant cette période, pointant la nécessité d'obtenir des données plus robustes concernant les espèces typiquement forestières à faible capacité d'émission ultrasonore.

Mots clés : *Conservation, écologie acoustique, écologie temporelle, variables environnementales, GLMMs, chauve-souris*

Temporal monitoring of chiropteran activity in forests of Brittany.

Results and protocol adaptation

As forest bats do not benefit from any population monitoring, in 2014 the GMB, Bretagne Vivante, ONF and CRPF initiated a temporal monitoring of their acoustic activity in Brittany. The activity trends of various species were modeled using GLMMs with a negative binomial distribution (Zuur 2009). Initial analyses in 2022 revealed an increase in the activity of the European Barbastelle, Natterer's bat and Common Pipistrelle (Barbosa & Dubos 2022a), species that are declining according to roost monitoring or national trends (Bas et al. 2020; Barbosa & Dubos 2022b). As the decline of chiropterans is jointly caused by habitat loss and intensive agriculture (Arthur Lemaire 2009), these population trends were re-evaluated by taking into account the environment of the recording points through the construction of co-variables describing landscape, climate, vegetation or the pressures of forestry, agriculture, artificialization, etc., built on the basis of cartographic data with Qgis software (QGIS Development Team, 2023). Our results confirm and refine the trends previously modelled, and guide the redeployment of the protocol to also take into account the evolution of chiropteran acoustic activity in disturbed forest zones, more representative of the forestry of the massifs monitored. They also highlight the 23% decline in Alcathoe bat acoustic activity during this period, pointing to the need for more robust data concerning typically forested species with low ultrasonic emission capacity.

Key words : *Conservation, acoustic ecology, temporal ecology, environmental variables, GLMMs, bats*