



Faune-PACA Publication n° 45

Impact du sanglier (*Sus scrofa*) sur les populations de passereaux nicheurs :
étude dans le massif forestier des Morières et de Siou Blanc (Var)



www.faune-paca.org

Le site des naturalistes de la région PACA



Septembre 2014

Impact du sanglier (*Sus scrofa*) sur les populations de passereaux nicheurs : étude dans le massif forestier des Morières et de Siou Blanc (Var)

Mots clé : surabondance ; sanglier ; impact ; ongulés ; nicheur ; sol ; prédation ; habitat ; overabundance ; wild boar ; ongulates ; nesting ; bird ;

Auteur : Fabrice RODA

Citation : Roda F. (2014). Impact du sanglier (*Sus scrofa*) sur les populations de passereaux nicheurs: étude dans le massif forestier des Morières et de Siou Blanc (Var). LPO PACA, *Faune-PACA Publication* n°45 : 26 p.

Résumé

De nombreuses études ont visé à évaluer l'importance du déclin des espèces d'oiseaux paléarctiques en Europe de l'Ouest. Plusieurs causes ont été mises en avant mais aucune étude n'a cherché à évaluer la possibilité que la surabondance de sangliers puisse affecter les populations d'oiseaux chanteurs. Nous avons mesuré les variations d'abondances de différentes espèces et guildes d'oiseaux chanteurs forestiers en relation avec la présence de sangliers dans une chênaie méditerranéenne du massif des Morières et de Siou-Blanc (Var), pendant la saison de reproduction. Nos résultats ont montré que les sangliers, lorsqu'ils sont présents en abondance, ont un fort impact sur certaines populations d'oiseaux chanteurs. Les oiseaux fortement dépendant du sol pour leurs cycles biologiques représentent une guildes aviaire négativement impactée par les sangliers. Dans le détail, la forte pression exercée sur le milieu par les sangliers, mise en évidence par l'abondance des traces laissées durant leur quête de nourriture, est très fortement corrélée à une réduction de 67% de l'abondance des oiseaux très dépendants du sol, incluant des oiseaux nichant au sol ou proche du sol (Rougegorge familier, Rossignol philomèle). Nous faisons l'hypothèse que la surabondance des sangliers induit une baisse de la qualité de l'habitat de certaines espèces d'oiseaux, augmente le risque de prédation et provoque une augmentation de la compétition inter-spécifique pour les meilleurs sites de nidification.

Sommaire

1. Introduction	4
2. Matériel & méthode	5
2.1. Lieu de l'étude	5
2.2. Protocole d'échantillonnage	6
2.3. Échantillonnage des oiseaux	8
2.4. Classification par guildes	8
2.5. Mesure de la biodiversité de l'avifaune	10
2.6. Statistiques	10
3. Résultats	10
3.1. Impact des sangliers sur la biodiversité de l'avifaune	10
3.2. Impact des sangliers sur chaque espèce prise individuellement	12
4. Discussion	15
4.1. Effets des sangliers sur l'abondance et la biodiversité des populations d'oiseaux	15
4.2. Mécanismes de l'impact des sangliers	16
4.3. Influence de la végétation (et des sangliers à l'échelle du massif forestier)	17
4.4. Compétition inter-spécifique et influence sur la répartition spatiale des oiseaux	19
4.5. Implications pour la biologie de la conservation	20
5. Conclusion	21
Bibliographie	22
La faune de la région PACA	26
Le projet www.faune-paca.org	26
Faune-PACA Publication	26

1. Introduction

Dans les dernières décennies, de nombreuses études ont visé à évaluer l'importance du déclin des espèces d'oiseaux paléarctiques en Europe de l'Ouest et en Amérique du Nord (Robbins *et al.*, 1989 ; Birdlife international, 2004 ; Julliard *et al.*, 2004). Les causes mises en avant lors de ces études s'avèrent complexes. En Europe, dans la mesure où les habitats ont été largement exploités et modifiés par les activités humaines, une grande partie des données concerne le déclin des oiseaux des milieux agricoles, en relation avec le changement climatique et les pratiques de l'agriculture intensive (Chamberlain *et al.*, 2000 ; Julliard *et al.*, 2004a,b ; Jiguet *et al.*, 2007 ; Barbet-Massin *et al.*, 2009 ; Gregory *et al.*, 2009). La fragmentation des milieux et la perte de la qualité des habitats a également été mise en cause dans le déclin de certaines espèces d'oiseaux spécialistes des milieux forestiers (Gregory *et al.*, 2007).

En parallèle au déclin des oiseaux chanteurs paléarctiques, les progressions des populations de grands ongulés sauvages ont été spectaculaires en Europe de l'Ouest. En France par exemple, le cerf élaphe (*Cervus elaphus*), le chevreuil (*Capreolus capreolus*) et le sanglier (*Sus scrofa*) atteignent des niveaux historiques de population. Le tableau de chasse de sangliers, qui reflète l'abondance des populations au niveau national, a été multiplié par 12 en quarante ans (ONCFS, 2008 ; www.oncfs.gouv.fr). Les causes le plus souvent évoquées pour justifier l'explosion des populations d'ongulés sauvages sont la fermeture des milieux, l'extermination des prédateurs naturels, le nourrissage des ongulés sauvages, et les changements dans les pratiques agro-sylvo-cynégétiques (Fuller & Gill, 2001 ; Morellet *et al.*, 2007).

Avec une augmentation aussi spectaculaire des populations d'ongulés sauvages, il apparaît

légitime de s'interroger sur les conséquences pour les écosystèmes de la surabondance de ces espèces. Ainsi, de nombreuses études ont visé à évaluer l'impact des cervidés sur l'environnement. La surabondance de cervidés a un fort impact sur la répartition des communautés de plantes, la structure de la végétation, et l'abondance de nombreux taxa d'invertébrés (Holt *et al.*, 2011). De tels changements dans les écosystèmes forestiers affectent bien évidemment la disponibilité de la nourriture et des sites de nidifications, et sont responsables d'effets négatifs en cascades affectant l'abondance et la biodiversité des oiseaux nicheurs (Allombert *et al.*, 2005a,b, Holt *et al.*, 2011).

Si de nombreuses études se sont intéressées aux conséquences de la démographie des cervidés sur leur habitat et sur la sylviculture, par contraste très peu d'études ont visé à examiner l'impact des sangliers sauvages sur les écosystèmes et la biodiversité. Les quelques études visant à étudier l'impact des sangliers sur l'avifaune concernaient essentiellement des espèces chassables, dont les effectifs sont affectés par l'activité cynégétique. Il a été montré que le sanglier peut être responsable localement de 9 à 30% des pertes de nichées de Grand Tétrás (*Tetrao urogallus*) et de Gélinothe des bois (*Tetrastes bonasia*) (Saniga, 2002 ; Saniga, 2003). L'activité de glanage dans le sol par les sangliers peut avoir de sévères conséquences sur l'environnement. La recherche de bulbes et racines par les sangliers peut ainsi conduire à la destruction de la couverture herbacée (Howe *et al.*, 1981) et empêcher la régénération des arbres (Gomez *et al.*, 2003). Les sangliers affectent négativement les populations de petits rongeurs par prédation directe sur les individus juvéniles (Schley & Roper, 2003) et par compétition pour les mêmes ressources alimentaires (Focardi *et al.*, 2000). Par ailleurs, la surabondance de sangliers a également un impact négatif en Espagne sur les populations

de chats forestiers (*Felis sylvestris*) par réduction de la disponibilité des rongeurs qui constituent leurs proies (Lozano *et al.*, 2007). Si l'activité destructive des sangliers au niveau du sol semble assez bien établie, il est surprenant qu'aucune étude à ce jour n'ait cherché à évaluer l'impact de ces ongulés sur les populations d'oiseaux chanteurs (autres que les espèces chassables) nichant à proximité du sol. Cela est peut-être à mettre en parallèle avec certaines études soulignant les difficultés à évaluer l'abondance des populations de sangliers, du fait des mœurs nocturnes de cette espèce (Brandt *et al.*, 2010).

Les habitats méditerranéens font partie des 25 "hotspots" de la biodiversité mondiale (Myers *et al.*, 2000). L'étude de l'impact potentiel des sangliers sur la biodiversité en milieu méditerranéen, complètement négligée jusqu'à aujourd'hui, représente donc un intérêt scientifique certain. L'objectif de cette étude a donc été d'évaluer les réponses individuelles de différentes espèces d'oiseaux chanteurs et de groupes fonctionnels d'oiseaux (guildes) à la présence et l'abondance de sangliers, pendant la saison de reproduction, et de vérifier si l'abondance des sangliers était susceptible d'affecter la répartition spatiale des oiseaux chanteurs et leur occupation de l'habitat forestier, en relation avec divers paramètres de végétation.

2. Matériel & méthode

2.1. Lieu de l'étude



Figure n° 1 : carte de localisation du massif des Morières et de Siou Blanc en région PACA

Le massif forestier des Morières et de Siou Blanc (figure n°1), situé dans le département du Var (communes de Méounes-les Montrieux, Signes et Solliès-Toucas), possède une faible densité d'habitations humaines. La majorité du massif forestier est interdite à la circulation automobile, et une seule route goudronnée coupe en deux le massif, permettant la pénétration du public dans la forêt. Le massif forestier est situé sur un plateau calcaire dont l'altitude moyenne varie de 500 à 650 mètres, avec des parties à faciès dolomitiques. Le massif forestier couvre une superficie de 8638 ha environ. Le massif forestier est une mosaïque d'habitats variés qui reflètent la longue période pendant laquelle le massif forestier a été exploité, essentiellement pour fournir du bois de chauffage. On trouve ainsi des profils de végétation variés, essentiellement des taillis de chênes verts (*Quercus ilex*), des chênes blancs (*Quercus*

pubescens), des futaies de conifères (*Pinus spp.*) et des milieux mixtes conifères/feuillus; de nombreuses espèces xériques de buissons sont présentes dans le massif (*Rosmarinus officinalis*, etc).

L'activité de chasse est importante dans le massif forestier, l'accent étant mis sur la chasse des grands ongulés sauvages et plus particulièrement le sanglier. L'abondance du sanglier varie de manière significative à l'intérieur du massif, avec des densités parfois très importantes localement. Par contraste, les populations de chevreuils (*Capreolus capreolus*) sont moins importantes, et le cerf élaphe (*Cervus elaphus*) est quasi-absent du massif (une dizaine d'individus ont été introduits récemment). De petits groupes de daims (*Dama dama*), environ une cinquantaine au moment de cette étude, ont été également introduits récemment (moins de 5 ans).

2.2. Protocole d'échantillonnage

Des cartes IGN ont été utilisées pour sélectionner 26 stations de recueil des données (figure n°2). Les stations ont été pointées de façon à couvrir de manière homogène l'ensemble du massif forestier. Seuls les points ayant une absence totale de chemins permettant d'y accéder facilement ont été exclus de l'étude.

Les stations ont été sélectionnées sans aucune connaissance préalable de leur végétation ou de la structure de leurs communautés d'oiseaux chanteurs. Des visites de terrain ont été organisées durant l'hiver afin de repérer les stations. Les stations sélectionnées étaient situées au cœur du massif forestier et étaient environnées de tous côtés par la forêt. A proximité de chaque station, un transect d'1 km a été réalisé afin de chercher les traces de l'activité de sangliers. Les chemins de

prospections ont été réalisés le long de pistes forestières de 1-5m de large. Les relevés de traces de sangliers ont été effectués en même temps que les points d'écoute, l'utilisation de l'espace par les sangliers pouvant varier au cours de l'année (Calenge *et al.*, 2002).

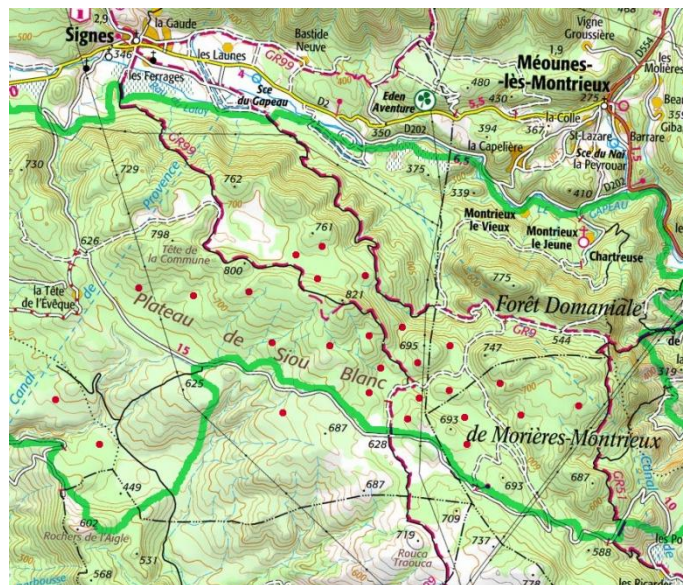


Figure n° 2 : carte de localisation des points d'écoute dans les chênaies du massif des Morières et de Siou Blanc (points rouges). Les limites de la znieff "plateau de Siou Blanc-Morières" apparaissent en vert.

Chaque route de prospection a été divisée en segments de 100 mètres de long, correspondant à 10 segments par transect de prospection. Dans chaque segment la présence de sangliers a été prospectée, ce qui a permis de mesurer simplement un indice kilométrique d'impact (Iki) de la manière suivante: nombre de segments avec traces de sangliers/10 segments. Les segments ont été considérés comme positifs si les signes d'activités des sangliers (vermillis, boutis, diverses traces de fouissage) occupaient une zone contiguë supérieure à 2m². Les stations avec un Iki compris entre 0 et 0,3 ont été considérées comme étant des stations où les sangliers exercent un impact faible sur l'écosystème, celle dont l'Iki était compris entre 0,4 et 0,6

comme des stations avec un impact modéré des sangliers sur l'écosystème, et celle dont l'Iki était supérieur à 0,6 comme présentant un fort impact des sangliers sur l'écosystème. Deux mesures d'Iki ont été réalisées pour chaque transect, chaque mesure étant séparée par une période d'au moins 4 semaines; les indices présentés dans cette étude correspondent donc à des valeurs moyennes. Pour chaque station de recueil de données ornithologiques (voir protocole ci-dessous), un indice d'Iki a pu être ainsi déterminé. Ce protocole d'échantillonnage a permis de mettre en évidence 3 stations avec un impact des sangliers sur l'écosystème considéré comme faible, 10 stations avec un impact considéré comme modéré et 13 stations avec un fort impact.

Pendant l'échantillonnage, des données concernant l'habitat ont été mesurées sur chaque route de prospection. Trois mesures de la végétation ont été réalisées pour chaque station d'écoute, ce qui a représenté 78 points d'échantillonnage. Pour chaque station, un point d'échantillonnage a été réalisé au point de comptage, et les deux autres à une distance aléatoire de la station (<50m). Des valeurs moyennes ont été obtenues pour chaque variable listée. La densité de l'étage buissonneux a été estimée en utilisant un bâton gradué en sections de 10cm et en utilisant un protocole adapté d'après Holt *et al.* (2011). Le nombre de sections obscurcies par la végétation a été mesuré à partir d'un point de vue situé à 10m. Un index de la densité du sous-bois a été attribué comme suit: nombre de segments obscurcis/10 segments. Les valeurs inférieures ou égales à 0,3 ont été considérées comme étant "faible densité", celles comprises entre 0,3 et 0,6 comme "moyennes" et celles supérieures à 0,6 comme "forte densité".



Sous-bois de « faible densité »



Sous-bois de « densité moyenne »



Sous-bois de « forte densité »

2.3. Échantillonnage des oiseaux

Les oiseaux ont été échantillonnés en utilisant une méthodologie par points d'écoutes. Chaque station était séparée de la précédente par une distance d'au moins 500m afin d'éviter des chevauchements dans les comptages. Afin d'éviter d'éventuels effets de lisière (Ries & Sisk, 2004), le centre de chaque aire d'écoute était situé à au moins 100m des bordures d'allées forestières. Nous avons utilisé des points d'écoute de 100m de rayon et recueilli les données pendant une durée de 20 minutes afin d'estimer les abondances relatives des différentes espèces d'oiseaux, en suivant un protocole similaire à ceux abondamment utilisés par les ornithologues (Blondel *et al.*, 1970 ; Jiguet, 2012). Chaque point d'écoute a été répété deux fois entre le 1er avril et le 30 mai 2012; le délai entre chaque recueil de données sur le même site était d'au moins 4 semaines. Les comptages ont été effectués le matin par beau temps. Chaque session a eu lieu entre 1 et 4 heures après le lever du soleil. Pendant le second comptage, les abondances relatives d'oiseaux ont été recueillies en suivant un parcours en sens inverse afin d'éviter d'introduire des biais temporels entre chaque station. Tous les oiseaux adultes entendus ou vus dans un cercle de 100m de rayon pendant une période de 20 min d'observation ont été comptés. Le nombre total d'oiseaux enregistrés a été mesuré en prenant le plus haut score entre les deux points d'écoutes séparés dans le temps et ce, pour chaque espèce. 286 oiseaux ont été ainsi comptés, avec une moyenne de 11 oiseaux par point d'écoute. Les points d'écoute ont tous été réalisés par la même personne pour éviter les biais.

Nous avons exclu de cette étude les oiseaux de proie présents dans la zone, i.e. l'Aigle royal (*Aquila chrysaetos*), l'Aigle de Bonelli (*Aquila fasciata*), le Circaète Jean-le-Blanc (*Circaetus gallicus*), le Faucon pèlerin (*Falco peregrinus*),

le Faucon crécerelle (*Falco tinnunculus*), l'Épervier d'Europe (*Accipiter nisus*), la Buse variable (*Buteo buteo*), ainsi que les corvidés Grand Corbeau (*Corvus corax*) et Corneille noire (*Corvus corone*), le Coucou d'Europe (*Cuculus canorus*), et la Bécasse des bois (*Scolopax rusticola*), étant donné que ces espèces étaient difficilement comptées avec la méthode choisie et/ou avaient un mode de vie sans rapport avec la question soulevée par cette étude. Les oiseaux chassables (Perdrix rouge, *Alectoris rufa*, et Faisan de Colchide, *Phasianus colchicus*) n'ont pas été comptés car leur présence sur le site résulte essentiellement de lâchers effectués par les chasseurs.

2.4. Classification par guildes

Nous avons établi un système de classification afin de grouper les oiseaux enregistrés au cours de cette étude en guildes fonctionnelles, en utilisant les critères suivants: 1) le substrat utilisé pour le glanage de nourriture et 2) les sites de nidification. Nous avons utilisé les données de la littérature et nos propres observations de terrain afin d'attribuer un score de dépendance vis-à-vis de l'étage du sol, de l'étage de la végétation basse ou bien l'étage de la canopée/de l'écorce en ce qui concerne la nidification et le glanage de nourriture de chaque espèce d'oiseaux. Un score compris entre zéro (aucune dépendance vis-à-vis du sol) et deux (usage exclusif de l'étage du sol) a été attribué à la fois pour la nidification et le glanage de nourriture et ce pour chaque espèce considérée. Le même poids a été attribué aux deux indices. Les oiseaux ont été ainsi divisés en trois groupes: 1) les oiseaux avec une forte dépendance vis-à-vis de l'étage du sol, à la fois pour la nidification et la recherche de nourriture, 2) les espèces avec une dépendance au sol modérée, et 3) les espèces sans aucune dépendance de l'étage du sol. La classification utilisée figure sur la Table 1.

Table n° 1 : classification des espèces en fonction de leur habitudes de glanage et de nidification

Nom	Score de dépendance			Dépendance vis-à-vis du sol
	Nidification	Glanage	Total	
Rossignol philomèle (<i>Luscinia megarhynchos</i>)	2	2	4	Forte (score de dépendance de 3 ou 4)
Rougegorge familier (<i>Erithacus rubecula</i>)	2	2	4	
Troglodyte mignon (<i>Troglodytes troglodytes</i>)	1	1	2	Modérée (Score de dépendance de 2)
Pouillot véloce (<i>Phylloscopus collybita</i>)	2	0	2	
Pouillot de Bonelli (<i>Phylloscopus bonelli</i>)	2	0	2	
Fauvette à tête noire (<i>Sylvia atricapilla</i>)	1	1	2	
Fauvette pitchou (<i>Sylvia undata</i>)	1	1	2	
Fauvette mélanocéphale (<i>Sylvia melanocephala</i>)	1	1	2	
Fauvette passerinette (<i>Sylvia cantillans</i>)	1	1	2	
Merle noir (<i>Turdus merula</i>)	0	2	2	
Huppe fasciée (<i>Upupa epops</i>)	0	2	2	
Pinson des arbres (<i>Fringilla coelebs</i>)	0	1	1	Faible ou nulle (1 ou moins)
Pigeon ramier (<i>Columba palumbus</i>)	0	1	1	
Serin cini (<i>Serinus serinus</i>)	0	1	1	
Tourterelle turque (<i>Streptotelia turtur</i>)	0	1	1	
Pic vert (<i>Picus viridis</i>)	0	1	1	
Rougequeue noir (<i>Phoenicurus ochruros</i>)	0	1	1	
Geai des chênes (<i>Garrulus glandarius</i>)	0	1	1	
Mésange bleue (<i>Cyanistes caeruleus</i>)	0	0	0	
Mésange charbonnière (<i>Parus major</i>)	0	0	0	
Mésange huppée (<i>Lophophanes cristatus</i>)	0	0	0	
Mésange à longue queue (<i>Aegithalos caudatus</i>)	0	0	0	
Pic épeiche (<i>Dendrocopos major</i>)	0	0	0	
Grimpereau des jardins (<i>Certhia brachydactyla</i>)	0	0	0	

2.5. Mesure de la biodiversité de l'avifaune

La biodiversité a été estimée en calculant pour chaque espèce les variations de l'indice de Shannon.

$$S = - \text{somme } p_i \ln p_i$$

avec S= indice de Shannon

i= une espèce d'oiseau

p_i = proportion d'une espèce i par rapport au nombre total d'espèces, calculée comme suit: nombre total d'individus de l'espèce i divisé par le nombre total d'individus toutes espèces confondues.

2.6. Statistiques

Une évaluation statistique des données obtenues a été réalisée en utilisant un logiciel de traitement de données statistiques (Statistica). L'abondance de chaque espèce d'oiseau, ainsi que les abondances de chaque guildes aviaires ont été analysées afin de déterminer leur degré de dépendance vis-à-vis de l'indice d'impact des sangliers (ANOVA). Les résultats ont été exprimés comme suit: moyenne des abondances \pm erreur standard.

3. Résultats

Vingt-six stations ont été échantillonnées. Les traces de sangliers étaient abondantes et ont été retrouvées dans chaque transect prospecté. L'indice maximal d'abondance de sangliers était égal à 1,0 avec une moyenne élevée de $0,70 \pm 0,04$, indiquant une très forte présence des sangliers dans le massif prospecté. Les stations ont été divisées en 3 groupes en relation avec les valeurs d'abondances de sangliers (voir matériels et méthodes pour le protocole): faible abondance des sangliers ($0,30 \pm 0,06$, trois

stations), abondance moyenne ($0,56 \pm 0,01$, dix stations) et forte abondance ($0,91 \pm 0,03$, treize stations).

La richesse spécifique totale (=ensemble des espèces trouvées dans l'aire de prospection) était de $n= 24$. Neuf espèces d'oiseaux ont représenté 81% de l'échantillon global ($n=286$ oiseaux). L'espèce la plus couramment enregistrée était le Pinson des arbres (*Fringilla coelebs*, $n=51$), suivie de la Mésange charbonnière (*Parus major*, $n=31$), du Pouillot de Bonelli (*Phylloscopus bonelli*, $n=29$), de la Mésange bleue (*Cyanistes caeruleus*, $n=29$), du Rougegorgé familier (*Erithacus rubecula*, $n=28$), du Rossignol Philomèle (*Luscinia megarhynchos*, $n=24$), du Merle noir ($n=15$), de la Fauvette mélanocéphale ($n=14$) et de la Fauvette à tête noire ($n=13$). Ces neuf espèces ont chacune été observées dans au moins un tiers des points de comptage et ont été incluses dans les analyses statistiques.

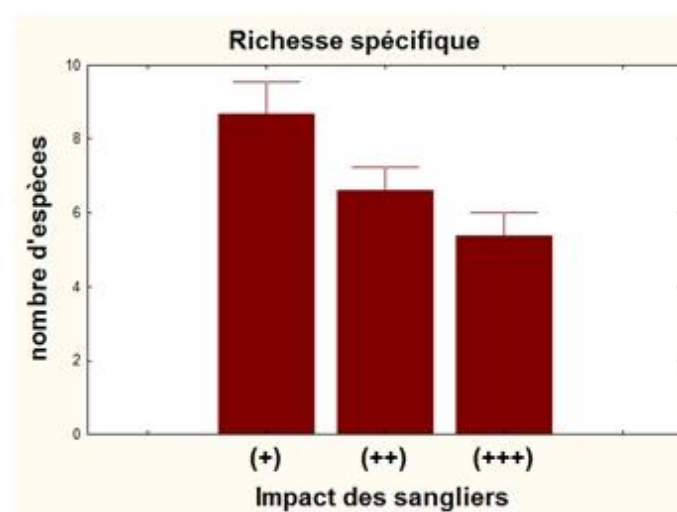


Figure n°3 : richesse spécifique en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

3.1. Impact des sangliers sur la biodiversité de l'avifaune

La comparaison de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers avec la richesse spécifique et la biodiversité a révélé des tendances intéressantes (figure n°3). La

richesse spécifique de l'avifaune tendait à décroître à mesure que croissait la pression exercée par les sangliers sur le milieu. Ces résultats étaient marginalement significatifs ($F=3,20$; $p=0,06$).

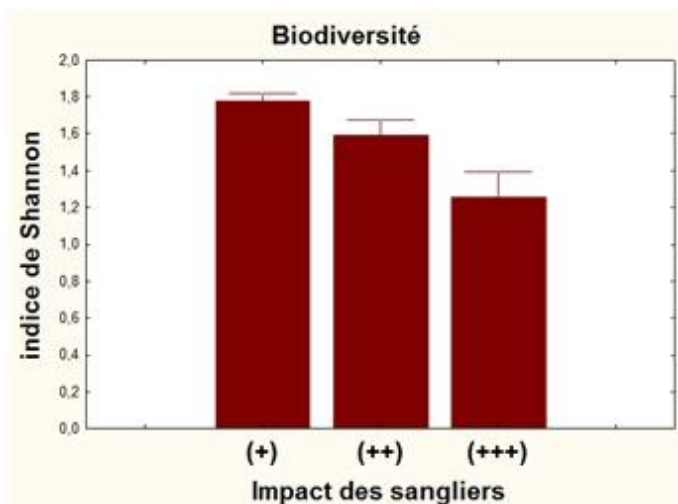


Figure n°4 : indice de Shannon en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

La biodiversité suivait la même tendance (figure n°4) et était donc plus faible là où les traces de sangliers étaient importantes ($F=3,36$; $p=0,052$). L'importance de la variabilité des réponses (erreur standard sur les graphiques) a révélé une caractéristique importante de l'impact des sangliers sur l'avifaune nicheuse: les réponses des oiseaux à l'abondance des sangliers ont été très contrastées et hétérogènes, et seule l'analyse des réponses de chaque guildes prise individuellement a permis de dégager des traits cohérents (ci-dessous).

L'examen des changements dans la composition et la densité des guildes aviaires en relation avec les indices de présences de sangliers ont révélé un certain nombre de tendances importantes.

Premièrement, des réponses fortement négatives ont été montrées par les oiseaux ayant une forte dépendance vis-à-vis du sol, i.e.

les oiseaux nichant au sol ou bien dans la végétation basse (figure n°5). Dans les zones avec une présence marquée de sangliers, les abondances moyennes des oiseaux fortement dépendants du sol étaient quatre fois moins importantes que dans les zones où la présence des sangliers était faible. Ces résultats étaient fortement significatifs ($F=7,82$; $p=0,002$). En revanche, les abondances des oiseaux appartenant à cette guildes n'étaient pas corrélées à la densité du sous-bois ($F=1,22$; $p=0,31$), indiquant que l'abondance des sangliers était le facteur principal affectant la distribution des oiseaux fortement dépendants du sol.

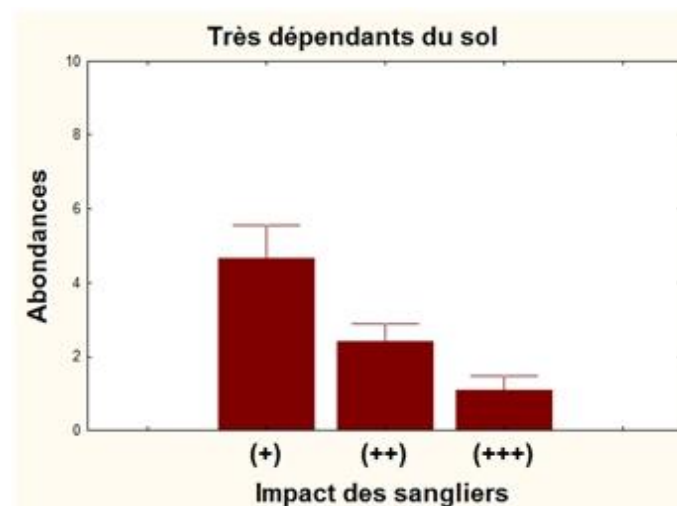


Figure n°5 : abondances moyennes des oiseaux fortement dépendants du sol en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

Les abondances moyennes des oiseaux modérément dépendants du sol ne montraient aucune corrélation linéaire avec les indices d'impact du sanglier (figure n°6). Bien que n'étant pas statistiquement significatives ($F=0,44$; $p=0,65$), les valeurs d'abondances des oiseaux appartenant à cette guildes étaient néanmoins plus faibles lorsque l'impact des sangliers sur le milieu était important comparées aux valeurs obtenues lorsque l'impact de ces ongulés était faible. Ces résultats en apparence contradictoires étaient

en fait dus à l'extrême hétérogénéité des réponses des oiseaux appartenant à cette guildes (voir ci dessous les résultats des réponses individuelles par espèces). Les abondances des oiseaux appartenant à cette guildes n'étaient pas corrélées à la densité du sous-bois ($F=0,25$; $p=0,78$).

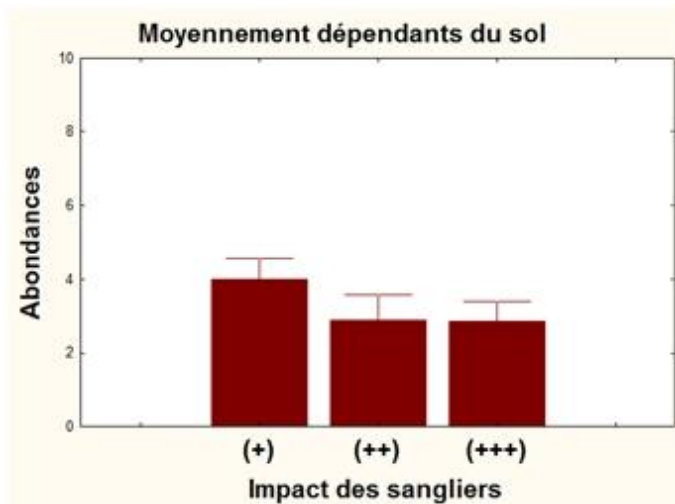


Figure n°6 : abondances moyennes des oiseaux moyennements dépendants du sol en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

Les abondances moyennes des oiseaux non dépendants du sol (figure n°7), prises dans leur ensemble, n'ont montré aucune corrélation avec les valeurs d'impact des sangliers ($F=0,04$; $p=0,96$) ou la densité du sous-bois ($F=1,38$; $p=0,27$).

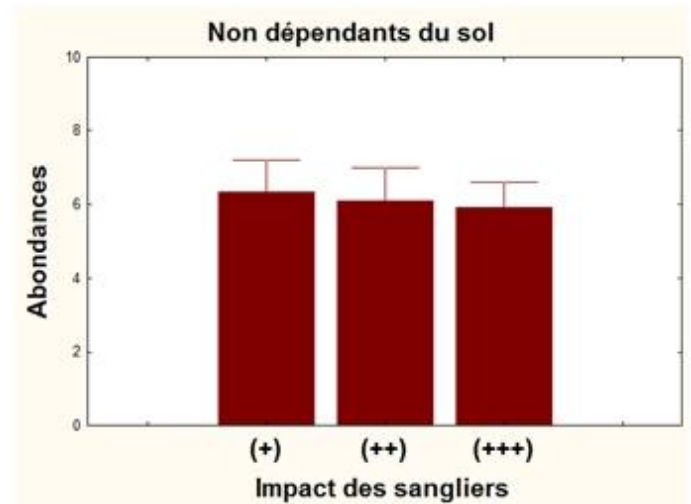


Figure n°7 : abondances moyennes des oiseaux non dépendants du sol en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

3.2. Impact des sangliers sur chaque espèce prise individuellement

Au niveau des espèces considérées individuellement, aussi bien le Rossignol philomèle ($F=3,53$; $p=0,04$) que le Rougegorge familier ($F=6,00$; $p=0,008$) ont montré des réponses négatives marquées à la présence du sanglier (figures n°8 et n°9 respectivement). Les changements d'abondances de ces espèces ont évolué en parallèle aux changements observés dans leur guildes aviaire (oiseaux fortement dépendants du sol, figure n°5).

De manière surprenante, un patron de réponse similaire a été observé pour la Fauvette mélanocéphale ($F=8,14$; $p=0,002$), une espèce avec une dépendance modérée vis-à-vis du sol (figure n°10). Les autres espèces appartenant à cette guildes aviaire (Merle noir, Fauvette à tête noire, Pouillot de Bonelli) ont été peu ou pas affectées par les activités du sanglier (figures n°11, n°12 et n°13 respectivement).

Les abondances moyennes des oiseaux avec une dépendance faible vis-à-vis du sol, pris dans leur ensemble, n'étaient pas corrélées à l'impact des sangliers sur le milieu. Les abondances des oiseaux appartenant à cette guildes étaient plus ou moins les mêmes quelle que soit la densité des traces de sangliers. Au niveau des espèces individuelles, les changements d'abondances du Pinson des arbres (figure n°14) et de la Mésange charbonnière (figure n°15) étaient à l'opposé de ceux observés pour les oiseaux de la guildes "forte dépendance vis-à-vis du sol", sans toutefois montrer de corrélation statistique avec l'impact des sangliers.

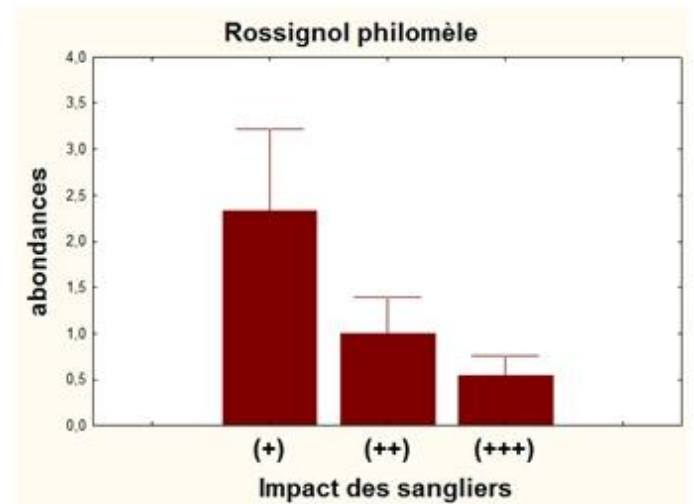


Figure n°9 : abondances moyennes du Rossignol philomèle en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

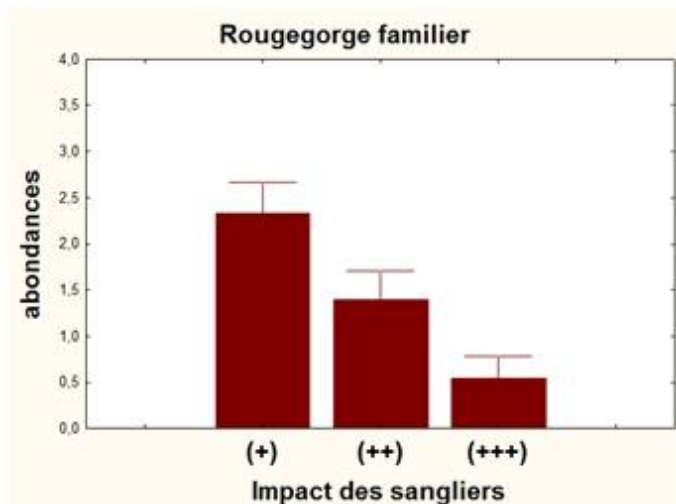


Figure n°8 : abondances moyennes du Rougegorge familier en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

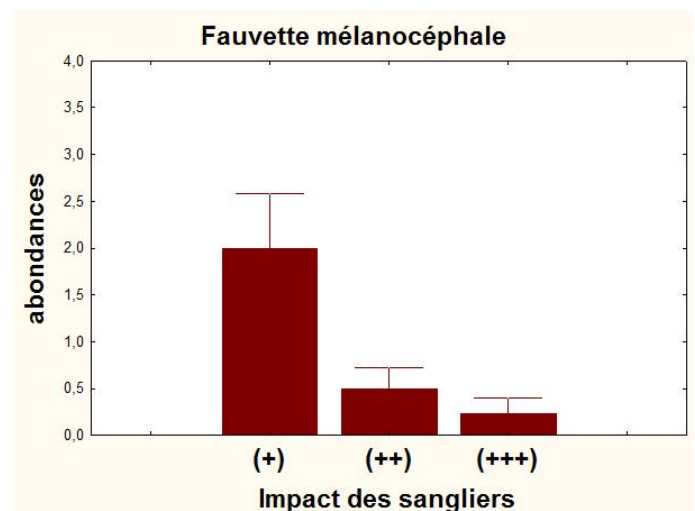


Figure n°10 : abondances moyennes de la Fauvette mélanocéphale en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

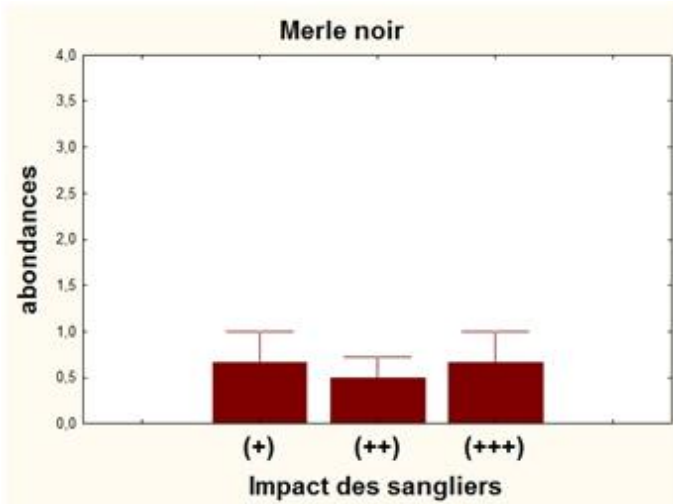


Figure n°11 : abondances moyennes du Merle noir en fonction de l'indice kilométrique d'impact (lki) des sangliers

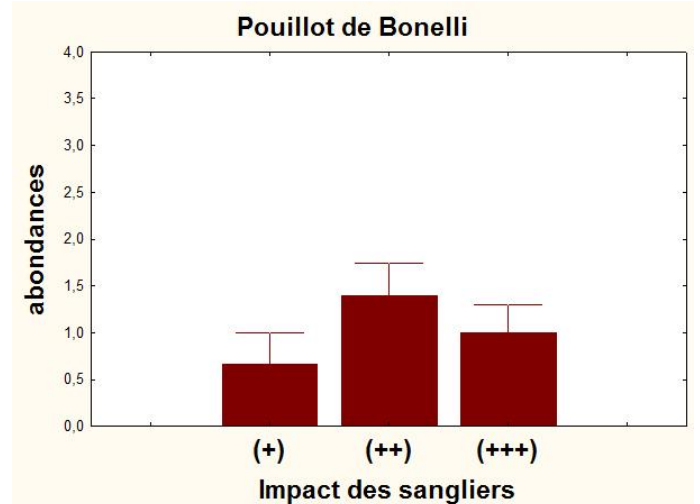


Figure n°13 : abondances moyennes du Pouillot de Bonelli en fonction de l'indice kilométrique d'impact (lki) des sangliers

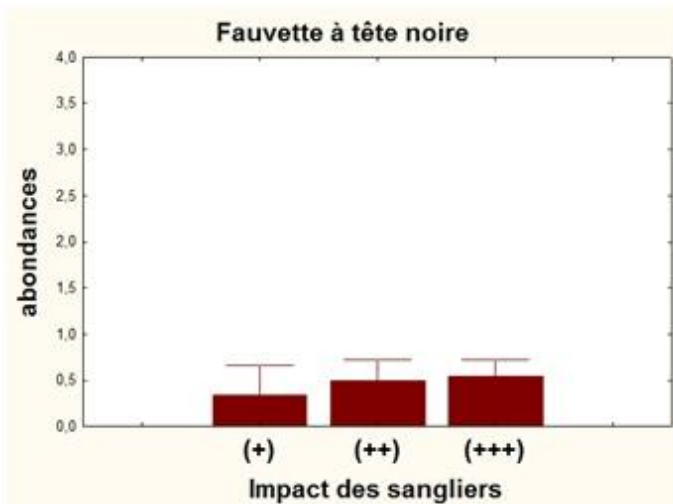


Figure n°12 : abondances moyennes de la Fauvette à tête noire en fonction de l'indice kilométrique d'impact (lki) des sangliers

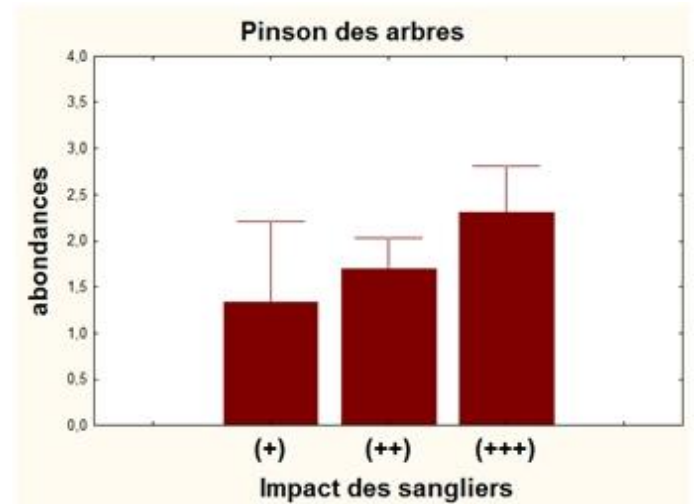


Figure n°14 : abondances moyennes du Pinson des arbres en fonction de l'indice kilométrique d'impact (lki) des sangliers

montrent la relation négative existant entre l'impact des sangliers sur le milieu et la biodiversité de l'avifaune dans les chênaies méditerranéennes. De plus, nous avons montré que les oiseaux ayant une forte dépendance vis-à-vis du sol forment une guildes aviaire particulièrement impactée par la présence des sangliers.

4.1. Effets des sangliers sur l'abondance et la biodiversité des populations d'oiseaux

L'effet de la présence des sangliers sur la richesse spécifique et la biodiversité a été relativement complexe. A l'échelle de l'aire prospectée, la richesse spécifique totale observée chez les petits passereaux était similaire à celle trouvée lors d'études antérieures dans les séries progressives de taillis de chênes verts méditerranéens (Blondel, 1979 ; Orsini & Cheylan, 1995). L'aire prospectée était, de ce point de vue, tout à fait "typique" et représentait donc un excellent modèle d'étude d'écosystème forestier méditerranéen. Bien que l'effet des sangliers sur la richesse spécifique ponctuelle et la biodiversité n'ait été que marginalement significatif statistiquement (cela étant dû à l'extrême hétérogénéité des réponses en fonction de la guildes aviaires concernées), une baisse importante de ces deux paramètres a pu être observée lorsque les indices de présence des sangliers étaient abondants. Ainsi, la richesse spécifique ponctuelle et la biodiversité mesurée par l'indice de Shannon ont chuté de 38% et 31%, respectivement, dans les stations où la présence des sangliers était élevée. Un échantillonnage plus important aurait sans doute permis de confirmer ces tendances.

Dans le détail, la forte pression exercée sur le milieu par les sangliers, mise en évidence par l'abondance des traces laissées durant leur quête de nourriture, est très fortement corrélée

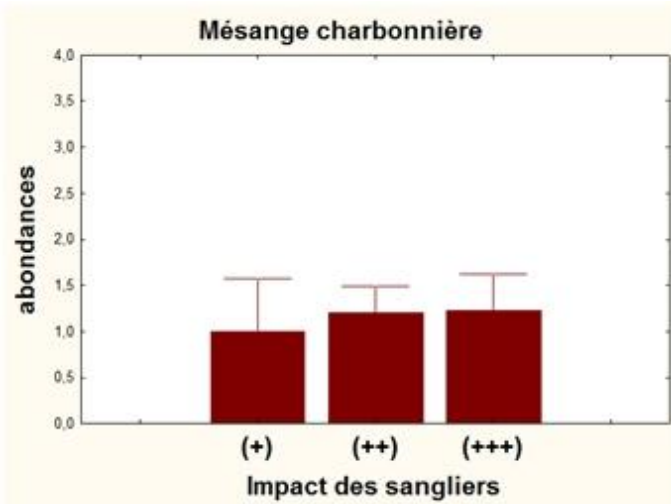


Figure n°15 : abondances moyennes de la Mésange charbonnière en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

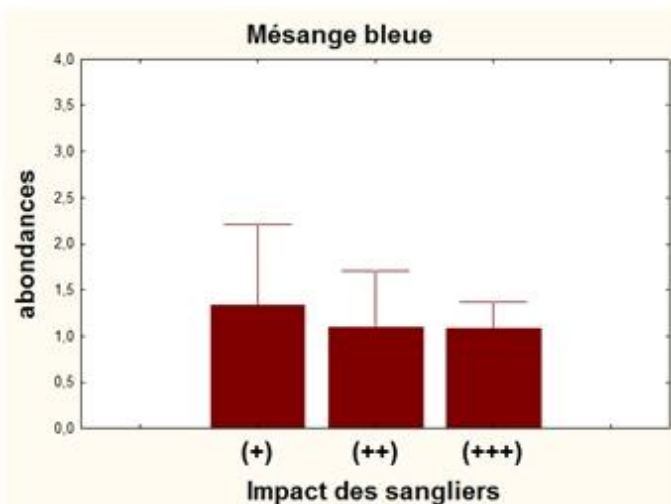


Figure n°16 : abondances moyennes de la Mésange bleue en fonction de l'indice kilométrique d'impact (Iki) des sangliers

4. Discussion

Cette étude est la première à tester l'influence des sangliers sauvages sur la répartition spatiale des oiseaux chanteurs, durant la période de nidification. Cette étude est également la première à inclure dans son analyse différentes guildes aviaires, basées sur leur dépendance vis-à-vis du sol. Nos résultats

à une réduction de 67% de l'abondance des oiseaux très dépendants du sol, incluant des oiseaux nichant au sol ou proche du sol (Rougegorge familier, Rossignol philomèle). Cette chute massive de l'abondance des oiseaux appartenant à cette guilda aviaire, attendue car cette guilda est fortement impactée par la surabondance d'autres ongulés (Allombert *et al.*, 2005a; Holt *et al.*, 2011), a donc été en grande partie responsable des effets observés sur la biodiversité et la richesse spécifique de l'avifaune au cours de cette étude. Par contraste, les abondances des espèces faiblement dépendantes du sol n'ont pas été affectées par les activités des sangliers. Ces dernières espèces étaient typiquement des espèces dépendant de la canopée ou de la sous-canopée pour la quête de nourriture ou la nidification (Mésange bleue, Mésange charbonnière) ou bien des espèces glanant leur nourriture au sol mais étant en mesure de nicher relativement en hauteur dans le sous-bois ou la sous-canopée (Pinson des arbres). En ce qui concerne le Pinson des arbres, on note toutefois que les effectifs tendaient à être un peu plus élevés dans les "zones à sangliers"; les pinsons, qui glanent leur nourriture principalement au sol, pourraient bénéficier dans une certaine mesure du labour effectué par les sangliers, mais cette tendance demanderait à être confirmée. Les oiseaux appartenant à la guilda aviaire des espèces moyennement dépendantes du sol faisaient tous partie de la famille des sylvidés (Fauvette à tête noire, Fauvette mélanocéphale, Fauvette passerinette, Fauvette pitchou, Pouillot de Bonelli, et Pouillot véloce), à l'exception du Merle noir. Les réponses des oiseaux appartenant à cette guilda aviaire, bien que présentant à priori des caractéristiques et besoins biologiques relativement proches en ce qui concerne les fauvettes (Blondel, 1984; Martin & Thibault, 1996), ont été hétérogènes et très contrastées. Ainsi, la Fauvette à tête noire ou le Pouillot de Bonelli, deux espèces très représentées dans notre étude, n'ont pas été

statistiquement affectés par la présence des sangliers. Ce résultat paraît à première vue contre-intuitif en ce qui concerne le Pouillot de Bonelli, dont les nids sont situés à même le sol (Olios, 1984). A l'inverse, les Fauvettes mélanocéphales ont été autant impactées par la présence des sangliers que les espèces fortement dépendantes du sol, accusant une baisse massive très significative de leur abondance de l'ordre de 68%, un résultat à priori inattendu et contrastant avec les résultats obtenus auprès de la Fauvette à tête noire. En effet, ces deux espèces nichent théoriquement dans des buissons ou arbustes de petite taille et ne sont que moyennement dépendantes du sol dans leur quête alimentaire, les Fauvettes mélanocéphales ayant néanmoins tendance à se nourrir plus au sol que les Fauvettes à tête noire (Guterrez, 1988). Ces résultats seront également discutés ci-dessous.

4.2. Mécanismes de l'impact des sangliers

Le bol alimentaire des sangliers repose bien souvent sur un seul aliment constitutif, d'au moins 60% du repas, chiffre pouvant même excéder 85% (Baubet *et al.*, 2008). La consommation de lombriciens est très importante au printemps. Ainsi les activités de fouissage des sangliers en milieu méditerranéen sont importantes au début de la période de nidification puis diminuent du fait de la sécheresse à mesure que la saison avance (Baubet *et al.*, 2008). L'action mécanique des sangliers sur le sol peut avoir un impact plus ou moins marqué sur les communautés d'invertébrés considérées, soit de façon directe (prédation) soit de façon indirecte (modification des propriétés du sol). Il a été ainsi montré que certaines communautés d'invertébrés du sol sont particulièrement affectées par les activités des sangliers (Mohr *et al.*, 2005).

Une première hypothèse expliquant l'impact des sangliers sur certaines communautés d'oiseaux pourrait donc être que ces ongulés sont susceptibles d'entrer en compétition avec les guildes aviaires qui dépendent des invertébrés du sol. Des études ont montré que le sanglier peut avoir un effet négatif indirect sur d'autres espèces par compétition alimentaire sur les mêmes ressources. Dans les chênaies de Méditerranée par exemple, le sanglier exerce un effet négatif sur les populations du genre *Apodemus* en recherchant activement les réserves de glands cachées par les mulots (Focardi *et al.*, 2000). Des études antérieures ont déjà montré que la surabondance d'autres grands ongulés peut avoir des répercussions indirectes sur l'avifaune nicheuse en modifiant leur habitat et en affectant les ressources en invertébrés. Ainsi, la surabondance de cervidés affecte négativement les populations d'oiseaux nicheurs dans les milieux insulaires (Allombert *et al.*, 2005a) ou en Europe (Holt *et al.*, 2011). Les modifications de l'habitat des oiseaux par les grands ongulés peuvent en outre accroître les risques de prédation (Allombert *et al.*, 2005a). Cependant dans notre étude, il est peu probable que les cervidés aient eu une quelconque influence sur l'avifaune: dans le territoire considéré les cerfs élaphe au moment de l'étude n'étaient pas encore présents et la population de daims était extrêmement faible, bien que pas inexistante. Les chevreuils sont relativement peu abondants sur le massif (par rapport à d'autres régions françaises).

L'hypothèse que les sangliers soient susceptibles d'exercer une prédation sur les nichées de certains oiseaux dans notre territoire d'étude paraît la plus plausible. Les sangliers sauvages étant particulièrement opportunistes, ces derniers n'hésitent pas à améliorer leur ordinaire en exerçant une prédation directe sur les nichées d'oiseaux ou sur de jeunes mammifères (Massei *et al.*,

1996); la part animale, consommée toute l'année, est présente dans 88% des repas (Fournier-Chambrillon *et al.*, 1996). En Espagne, le sanglier est responsable d'une diminution des effectifs de chats forestiers *Felis sylvestris* par prédation sur les populations proies (des lapins) de ce dernier (Lozano *et al.*, 2007). En Slovaquie, le sanglier peut être responsable localement de 9% des pertes dans les nichées de Grands tétras et Gelinotte des bois, un chiffre loin d'être négligeable si l'on compare aux 22% de pertes induites par la fouine, la martre et le renard cumulés (Saniga, 2002). Par ailleurs, des études par vidéo-surveillance ont identifié le sanglier au nombre des prédateurs de nichées de Fauvettes à tête noire en Allemagne (Schaefer, 2004). On peut donc supposer que l'ensemble des couvées d'oiseaux nichant au sol ou à proximité du sol ont représenté des proies potentielles pour le sanglier, et que cette prédation a été susceptible d'affecter la répartition spatiale des oiseaux nicheurs dans notre étude. Dans le détail cependant, il convient de noter que certaines espèces nichant au sol (Pouillot de Bonelli) n'ont pas été impactées. Un tel résultat ne peut s'expliquer que si l'on prend en compte d'autres facteurs tels que la végétation ou le type de nid (fermé ou ouvert).

4.3. Influence de la végétation (et des sangliers à l'échelle du massif forestier)

Les sangliers réduisent fortement leur domaine vital dès qu'ils ne sont plus chassés au printemps et durant l'été (Calenge *et al.*, 2002). Des études de radio-tracking ont montré que les sangliers semblent affectionner les milieux méditerranéens avec un sous-bois dense (60 à 100% de densité) et une canopée faiblement ou moyennement recouvrante (11 à 60%) pendant le printemps et l'été, les taillis de chênes verts avec peu de sous-bois étant généralement

évités pendant ces saisons (Maillard *et al.*, 1995). Ce patron d'occupation de l'habitat, qui diffère au cours de l'année, est principalement expliqué par les habitudes alimentaires du sanglier. Le printemps et l'été représentent en zone méditerranéenne des périodes de relative disette pour le sanglier et sa nourriture est plus diversifiée pendant ces mois; la consommation de végétaux verts est maximale durant cette période (Fournier-Chambrillon *et al.*, 1995; Baubet *et al.*, 2008). Bien que les plantes constituent la part la plus importante du bol alimentaire des sangliers, la part animale (principalement des invertébrés) est fortement sous évaluée car étant rapidement digérée (Fournier-Chambrillon *et al.*, 1996).

De nombreuses études ont souligné l'importance de l'habitat comme facteur influençant la répartition des oiseaux (pour revue, voir Fuller 2012a). Ces études ont montré que la structure et la composition de la végétation jouent un rôle important dans la répartition spatiale des oiseaux nicheurs (Adamik *et al.*, 2003). La diversité de l'avifaune nicheuse croît avec la complexité de la structure de la végétation (Hewson *et al.*, 2011). Le choix de micro-habitats par les oiseaux dépend étroitement des différentes ressources que peuvent fournir ces micro-habitats, qu'il s'agisse de l'abondance des ressources alimentaires, de sites de glanage ou de sites de nidifications appropriés (Quine *et al.*, 2007; Fuller, 2012a). Des résultats similaires ont été mis en évidence par d'autres équipes, soulignant également que la densité de sites potentiels de nidification ainsi que les taux de prédation dépendent étroitement de la complexité de la structure de la végétation, et que l'importance du feuillage à proximité du nid réduit l'impact de la prédation (Martin, 1988; Chalfoun *et al.*, 2009). D'une manière générale, la végétation joue un rôle déterminant dans le succès de la reproduction des espèces d'oiseaux, succès étroitement dépendant des taux de prédation (Martin, 1993b).

La présence de prédateurs affecte par ailleurs le choix par les oiseaux d'un micro-habitat (Cresswell, 2008). Cette contrainte sur le choix de l'habitat peut survenir malgré l'absence d'une mortalité directe due à la prédation; la seule existence d'un risque de prédation suffisant à induire les mêmes effets qu'une prédation directe. Les réponses des oiseaux-proies à la menace par les prédateurs peuvent varier. Les oiseaux tendent à modifier leurs habitudes comportementales dans le glanage de la nourriture, où chercher à éviter les zones "à risque", ce qui contribue à augmenter la survie de leur descendance (Chalfoun *et al.*, 2010). Il peut en résulter une compétition accrue des populations proies entre elles. Il apparaît ainsi qu'avec la disponibilité de ressources, le risque de prédation est le principal facteur déterminant la répartition spatiale des oiseaux (Suhonen, 1993) et le succès de reproduction (Martin, 1996; Chalfoun & Martin, 2007). Dans une remarquable étude à long terme, Wesolowski *et al.* (2009) ont montré que les abondances de sylvidés forestiers dans la forêt de Bialowieza sont inversement corrélées à celles des densités de petits mammifères prédateurs, et ne sont que faiblement corrélées aux densités alimentaires représentées par les chenilles; le comportement nomade de ces sylvidés semble être une conséquence de leurs tentatives de reproduction en lieux sûrs.

En résumé, le choix de l'habitat par les oiseaux est un compromis entre l'évitement des zones où il existe un fort risque de prédation et celles présentant les meilleurs sites de nidification, (Martin, 1988; Fuller, 2012b). Si dans notre étude nous avons pu montrer que certaines espèces d'oiseaux évitent les "zones à sangliers", des recherches complémentaires permettraient sans doute de déterminer si les oiseaux impactés par les sangliers occupent en conséquence des sites de nidification de moindre qualité.

4.4. Compétition inter-spécifique et influence sur la répartition spatiale des oiseaux

La présence du sanglier dans le massif prospecté a eu un impact très marqué sur les Fauvettes mélanocéphales, mais pas sur les Fauvettes à tête noire. La Fauvette à tête noire et la Fauvette mélanocéphale sont deux espèces de sylvidés très communes dans le midi de la France (Flitti *et al.*, 2009). Ces deux espèces sont très proches, tant du point de vue des préférences alimentaires que de celui des adaptations éco-morphologiques (Jordano & Herrera, 1981; Blondel, 1984). Par exemple, une étude conduite sur 4 espèces du genre *Sylvia* en milieu méditerranéen a montré que les fauvettes peuvent coexister en exploitant différents micro-habitats et micro-niches: ces espèces exploitent individuellement différentes plantes, et différentes hauteurs de ces plantes (Martin & Thibault, 1996). Ainsi les oiseaux minimisent la compétition inter-spécifique en choisissant des habitats distincts ou en adoptant des méthodes de glanage différentes (Guterrez, 1988). La Fauvette mélanocéphale change son comportement lorsqu'elle est confrontée à une intense compétition alimentaire avec la Fauvette à tête noire: elle utilise la végétation basse, tandis que la Fauvette à tête noire occupe les hautes strates de la végétation (Guterrez, 1988). En Grande-Bretagne, il a été montré que la Fauvette à tête noire s'approprie les sites de nidification les plus élevés lorsqu'elle est en compétition avec la Fauvette des jardins; lorsque les Fauvettes à tête noire sont enlevées par capture dans les zones testées, la Fauvette des jardins occupe l'ensemble des strates arbustives (Garcia, 1983). Cette dernière étude confirme ainsi qu'il existe une forte compétition entre les différentes espèces de sylvidés pour l'occupation des sites de nidifications, et que ce

n'est que par défaut que certaines espèces de fauvettes se cantonnent à certaines strates de la végétation. Nous supposons que les Fauvettes mélanocéphales, fortement impactées par les sangliers dans notre étude, l'ont été car elles occupaient les strates les plus basses de la végétation. Des recherches complémentaires, basées sur une analyse plus fine de l'occupation de l'espace par les sylvidés, permettraient sans doute de confirmer cette hypothèse.

Un autre sylvidé très représenté dans le territoire prospecté, le Pouillot de Bonelli, n'a pas été affecté par la forte présence de sangliers dans le massif. Bien que nichant au sol, cette espèce dépend presque exclusivement de la canopée et de la sous-canopée dans sa quête alimentaire. Les nids de pouillot de Bonelli, recouverts et en forme de dômes, sont astucieusement dissimulés dans la litière de feuilles mortes, et situés sous de petits arbustes (Oliosio, 1984). Leurs nichées sont sans doute mieux protégées des prédateurs que celles d'autres espèces nichant au sol ou proche du sol et dont les nids sont ouverts et plus vulnérables. En effet, parmi les espèces nichant au sol, celles dont les nids sont recouverts ont de meilleures chances d'éviter la prédation (Newton, 2013). Il est probable que le Pouillot de Bonelli ait également joué un rôle important dans la compétition inter-spécifique entre sylvidés, en occupant les sites de nidifications les mieux cachés et donc les moins exposés à la prédation par les sangliers. Cette hypothèse est peut être supportée par le fait que 1) les Pouillots de Bonelli représentaient l'espèce de sylvidé la plus commune durant cette étude, leurs effectifs étant bien supérieurs à ceux des Fauvettes à tête noire et mélanocéphales et 2) les réponses des Pouillots de Bonelli à la présence de sangliers étaient quasiment opposées à celles des Fauvettes mélanocéphales, fortement impactées par les sangliers. Prises ensembles,

ces données suggèrent que les Fauvettes mélanocéphales ont été évincées des meilleurs sites de nidifications par d'autres sylvidés plus opportunistes/et ou agressifs, et confinées dans les habitats les moins prospectés par les sangliers afin d'éviter la prédation. Des expériences de capture pourraient ainsi confirmer si les Fauvettes mélanocéphales occupent d'autres sites en l'absence de compétiteurs, comme c'est le cas pour la Fauvette des jardins lorsque son compétiteur direct (la Fauvette à tête noire) est artificiellement retirée (Garcia, 1983).

Nos résultats pris dans leur ensemble suggèrent que les sangliers, lorsqu'ils sont présents en surabondance, exercent une pression importante sur le milieu et l'avifaune pendant la saison de reproduction. Cet impact sur l'écosystème implique une modification de l'habitat affectant probablement les invertébrés (activité mécanique au niveau du sol, prédation des invertébrés) ainsi qu'une prédation directe sur les nichées d'oiseaux. Notre hypothèse est que l'ensemble de ces facteurs conjugués, en accroissant le risque de prédation et la pression sur certaines guildes aviaires, est susceptible d'induire une compétition accrue entre certains représentants de l'avifaune nicheuse. Il est probable que cette pression agisse comme un facteur de perturbation de l'écosystème et qu'à ce titre, elle accroisse la compétition interspécifique en fragilisant les espèces les moins opportunistes ou les moins agressives. Dans la mesure où de nombreuses espèces effectuant de longues migrations tendent à nicher au sol, la surabondance de sangliers risque sans doute d'être un facteur aggravant dans le déclin des oiseaux paléarctiques migrateurs, qui vient s'ajouter aux problèmes générés par le changement climatique et la fragmentation forestière. Il serait sans doute intéressant dans le futur de déterminer si les oiseaux migrateurs sont plus affectés par la surabondance de sangliers que les résidents, et si ces derniers s'approprient les meilleurs sites de nidification.

4.5. Implications pour la biologie de la conservation

Notre étude montre que la surabondance de sangliers peut avoir localement des implications dans la conservation de certaines espèces d'oiseaux nicheurs. Les effets négatifs de la surabondance de sangliers sur l'environnement ont déjà fait l'objet de nombreuses études, mais celles-ci ne se sont jamais intéressées à l'impact des sangliers sur la répartition des oiseaux chanteurs. Jusqu'à présent, les études se sont surtout focalisées sur l'impact des sangliers sur les mammifères, les plantes et les invertébrés forestiers (pour une revue, voir Massei & Genov, 2004).

De nombreuses études soulignent le déclin des oiseaux en Europe occidentale (Birdlife international, 2004; Gregory & Strien, 2010; www.vigienature.mnhn.fr). La saison de nidification est critique dans le renouvellement des populations d'oiseaux. Dans une optique de conservation, il est important de connaître les différents facteurs qui peuvent influencer le succès de reproduction des espèces étudiées. Il est communément admis que la compétition, la limitation des ressources trophiques et les variations climatiques sont les principaux facteurs influençant la sélection de l'habitat, la coexistence inter-spécifique et l'histoire des traits de vie des oiseaux (voir pour revue Fuller, 2012a). Parmi les causes le plus souvent évoquées, on compte la fragmentation des milieux, le réchauffement climatique et la destruction ou la perte de qualité des habitats. Dans une étude récente, Gregory *et al.* (2007) soulignent que ce déclin touche plus particulièrement les oiseaux nichant près du sol. Ainsi, les tendances d'évolutions des oiseaux à l'échelle européenne sont plus fortement corrélées au type de nidification (nid au sol ou près du sol, vs. nid en position plus élevée) qu'aux autres indicateurs étudiés (la région, la stratégie migratoire, la nourriture). Les auteurs suggèrent que ces oiseaux

pourraient particulièrement être affectés par les prédateurs. La prédation des nichées est considérée par certains auteurs comme étant la principale cause de mortalité des jeunes oiseaux et pourrait représenter 80% des pertes (Martin, 1993a,b; Martin & Clobert, 1996). La prédation des nids est aggravée par la fragmentation des milieux (Donovan *et al.* 1995; Chalfoun *et al.* 2002). Ces facteurs, combinés à d'autres perturbations d'origine anthropogénique et au changement climatique sont susceptibles d'impacter les espèces les moins opportunistes ou les plus vulnérables (Gregory *et al.* 2007). Dans ce contexte, une bonne gestion des populations de grands ongulés forestiers paraît indispensable au maintien de la biodiversité de l'avifaune et au bon état de conservation de certaines espèces à fort enjeu patrimonial. Du point de vue de la gestion de territoires à enjeu, cela impliquerait dans un premier temps une surveillance de l'impact des sangliers combinée à une analyse des espèces susceptibles d'être directement ou indirectement impactées par la surabondance de sangliers. En cas de surabondance de ces ongulés, la régulation des populations nécessiterait sans doute 1) l'application d'un modèle de gestion de la chasse et des populations de grands ongulés compatible avec le maintien de la biodiversité et 2) le maintien dans un bon état de conservation des populations de grands prédateurs. Comme cela a été suggéré récemment (Laundré *et al.* 2010), quantifier les "territoires de la peur" peut représenter un outil de gestion et de conservation de la faune sauvage. Ainsi les loups sont susceptibles d'exercer une forte prédation sur les jeunes sangliers dans les territoires méditerranéens (Mattioli *et al.* 1995; Massei & Genov, 2004). Le sanglier peut représenter 80% du régime alimentaire des loups en Italie, y compris en présence d'autres ongulés forestiers et de cheptels domestiques quand ceux-ci sont correctement gardés (Capitani *et al.* 2004). En effet, les loups peuvent se spécialiser sur les jeunes sangliers,

préférant exercer leurs prédation sur les jeunes proies présentes en fortes abondances et les plus faciles à chasser, une observation confirmée en Italie comme en Pologne (Capitani *et al.* 2004; Nowak *et al.* 2011). Le retour naturel du loup en France, combiné à un gardiennage efficace des cheptels domestiques, pourrait donc bien être l'une des clés de la gestion future des grands ongulés et de la faune sauvage.

5. Conclusion

L'accroissement des populations d'ongulés sauvages en Europe, et en particulier du sanglier, a été spectaculaire ces dernières décennies. Localement, ces espèces peuvent être la source de certains problèmes. En France, seuls les aspects purement économiques de la surabondance des sangliers ont jusque ici été considérés, notamment en ce qui concerne les dégâts provoqués par cette espèce sur les cultures. Ces tendances démographiques, additionnées aux résultats de cette étude et d'autres, permettent de souligner le rôle négatif et potentiel de la surabondance de sangliers comme facteur permettant d'expliquer en partie la diminution de certaines populations d'oiseaux chanteurs forestiers. Nous avons ainsi démontré que l'utilisation de l'indice kilométrique d'impact des sangliers (Iki) est un moyen fiable et facile à mettre en œuvre pour évaluer l'impact des sangliers sur les populations d'oiseaux nichant au sol. De plus notre indicateur de dépendance des oiseaux vis-à-vis du sol, couplé à une analyse fine des données existant dans la littérature scientifique, est un bon moyen de prédire quelles seront les populations principalement impactées. Comme nos résultats le suggèrent, l'impact des sangliers peut également générer un accroissement de la compétition interspécifique et être responsable d'un impact indirect plus difficilement prévisible. Ce rôle des

sangliers a sans doute été largement sous-estimé jusqu'à présent. Cette étude vient s'ajouter à d'autres qui montrent que la surabondance des grands ongulés sauvages, en l'absence de prédateurs, exerce une pression significative sur les habitats forestiers et la faune sauvage.

Bibliographie

- Allombert, S., Gaston, A., Martin, J. (2005a). A natural experiment on the impact of overabundant deer on songbird populations. *Biological Conservation*, 126(1), 1-13.
- Allombert, S., Stockton, S., Martin, J. (2005b). A natural experiment on the impact of overabundant deer on forest invertebrates. *Conservation Biology*, 19(6), 1917-1929.
- Barbet-Massin, M., Walther, B. A., Thuiller, W., Rahbek, C., & Jiguet, F (2009). Potential impacts of climate change on the winter distribution of Afro-Palaeartic migrant passerines. *Biology Letters*, rsbl-2008.
- Baubet, E., Vassant, J., Brandt, S., & Maillard, D (2008). Connaissances sur la biologie du sanglier: utilisation de l'espace et régime alimentaire. Colloque Sanglier de Rennes : 59-69.
- Birdlife International (2004). *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status Birdlife Conservation Series*, 12.
- Blondel, J., Ferry, C., & Frochot, B (1970). La méthode des indices ponctuels d'abondances (IPA) ou des relevés d'avifaune par stations d'écoutes. *Alauda*, 38, 55-71.
- Blondel, J. (1979). *Biogéographie et écologie: synthèse sur la structure, la dynamique et l'évolution des peuplements de vertébrés terrestres*. (M. Paris) (Vol. 15). Collection d'écologie, Masson Paris.
- Blondel, J. (1984). Avifaunes forestières méditerranéennes: histoire des peuplements. *Aves*, 21(4), 209-226.
- Brandt, S., Nivois, E., & Baubet, E. (2010). Le dénombrement des sangliers sur points d'agraine: protocole de suivi. *Faune Sauvage*, 288, 31-36.
- Calenge, C., Maillard, D., & Vassant, J (2002). Summer and hunting season home ranges of wild boar (*sus scrofa*) in two habitats in France. *Game And Wildlife*.
- Capitani, C., Bertelli, I., Varuzza, P., Scandura, M., & Apollonio, M (2004). A comparative analysis of wolf (*Canis lupus*) diet in three different Italian ecosystems. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 69(1), 1-10.
- Chalfoun, A., & Thompson, F (2002). Nest predators and fragmentation: a review and meta-analysis. *Conservation Biology*, 16(2), 306-318.
- Chalfoun, A., & Martin, T (2007). Assessments of habitat preferences and quality depend on spatial scale and metrics of fitness. *Journal Of Applied Ecology*.
- Chalfoun, A., & Martin, T (2009). Habitat structure mediates predation risk for sedentary prey: experimental tests of alternative hypotheses. *Journal Of Animal Ecology*.
- Chalfoun, A. D., & Martin, T. E (2010). Facultative nest patch shifts in response to nest predation risk in the Brewer's sparrow: a «win-stay, lose-switch» strategy *Oecologia*, 163(4), 885-892.

- Chamberlain, Fuller, R., & Bunce, R (2000). Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *Journal Of Applied*, 37, 771-788.
- Cresswell, W (2008). Non-lethal effects of predation in birds. *Ibis*, 150(1), 3-17.
- Donovan, T., Thompson, F., Faaborg, J., & Probst, J (1995). Reproductive Success of Migratory Birds in Habitat Sources and Sinks. *Conservation Biology*, 9(6), 1380-1395.
- Flitti, A., Kayser, Y., Kabouche, B., & Olioso, G (2009). *Atlas des oiseaux nicheurs de Provence-Alpes-Côte d'Azur*. LPO PACA
- Focardi, S., Capizzi, D., & Monetti, D (2000). Competition for acorns among wild boar (*Sus scrofa*) and small mammals in a Mediterranean woodland. *Journal Of Zoology*, 250(03), 329-334.
- Fournier-Chambrillon, C., Maillard, D., & Fournier, P (1995). Diet of the wild boar (*Sus scrofa* L.) inhabiting the Montpellier garrigue. *Ibex Journal Of Mountain Ecology*, 3, 174-179.
- Fournier-Chambrillon, C., Maillard, D., & Fournier, P (1996). Variabilite du regime alimentaire du sanglier (*Sus scrofa* L.) dans les garrigues de Montpellier (Herault). *Gibier Faune Sauvage*, 13(4), 1457-1476.
- Fuller, R., & Gill, R (2001). Ecological impacts of increasing numbers of deer in British woodland. *Forestry*, 74(3), 193-199.
- Fuller, R. J (2012a). *Birds and habitat: relationships in changing landscapes*. Cambridge University Press
- Fuller, R (2012b). *Habitat quality and habitat occupancy by birds in variable environments. Birds And Habitat: Relationships In Changing Landscapes*, Cambridge University Press, (chapter 2), 37-62.
- Garcia, E. F (1983). An experimental test of competition for space between blackcaps *Sylvia atricapilla* and garden warblers *Sylvia borin* in the breeding season. *The Journal Of Animal Ecology*, 52, 795-805.
- Gomez, J., Garcia, D., & Zamora, R (2003). Impact of vertebrate acorn- and seedling-predators on a Mediterranean *Quercus pyrenaica* forest. *Forest Ecology And Management*, 180(1-3), 125-134.
- Gregory, R., Vorisek, P., Strien, A., Meyling, A., Jiguet, F., Fornasari, L., et al (2007). *Population trends of widespread woodland birds in Europe. Ibis*, 149(2), 78-97.
- Gregory, R. D., Willis, S. G., Jiguet, F., Voříšek, P., Klvaňová, A., van Strien, A., et al (2009). An indicator of the impact of climatic change on European bird populations. *Plos One*, 4(3), e4678.
- Gregory, R., & Strien, A (2010). Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measures of environmental health. *Ornithological Science*, 9, 3-22.
- Guterrez, M (1988). Winter foraging behaviour of blackcap and sardinian warbler in a mediterranean scrubland. *Ardea*, 76, 107-110.
- Hewson, C. M., Austin, G. E., Gough, S. J., & Fuller, R. J (2011). Species-specific responses of woodland birds to stand-level habitat characteristics: The dual importance of forest structure and floristics. *Forest Ecology And Management*, 261(7), 1224-1240.
- Holt, C. A., Fuller, R. J., & Dolman, P. M (2011). Breeding and post-breeding responses of woodland birds to modification of habitat structure by deer. *Biological Conservation*, 144(9), 2151-2162. doi:10.1016/j.biocon.2011.05.004
- Howe, T. D., Singer, F. J., & Ackerman, B. B (1981). Forage relationships of European wild

boar invading northern hardwood forest. *The Journal Of Wildlife Management*, 748-754.

Jiguet, F., Gadot, A., Julliard, R., Newson, S. E., & Couvet, D (2007). Climate envelope, life history traits and the resilience of birds facing global change. *Global Change Biology*, 13(8), 1672-1684.

Jiguet, F., Devictor, V., Julliard, R., & Couvet, D (2012). French citizens monitoring ordinary birds provide tools for conservation and ecological sciences. *Acta Oecologica*, 44, 58-66.

Jordano, P., & Herrera, C. M (1981). The frugivorous diet of blackcap populations of *sylvia atricapilla* wintering in southern Spain. *Ibis*, 123(4), 502-507.

Julliard, R., Jiguet, F., & Couvet, D (2004a). Common birds facing global changes: what makes a species at risk. *Global Change Biology*, 10(1), 148-154.

Julliard, R., Jiguet, F., & Couvet, D (2004b). Evidence for the impact of global warming on the long-term population dynamics of common birds. *Proceedings Of The Royal Society Of London. Series B: Biological Sciences*, 271(Suppl 6), S490-S492.

Laundré, J. W., Hernández, L., & Ripple, W (2010). The landscape of fear: ecological implications of being afraid. *Open Ecology Journal*. (3), 1-7.

Lozano, J., Virgós, E., Cabezas-Díaz, S., & Mangas, J. G (2007). Increase of large game species in Mediterranean areas: Is the European wildcat (*Felis silvestris*) facing a new threat. *Biological Conservation*, 138(3-4), 321-329. doi:10.1016/j.biocon.2007.04.027

Martin, T. E (1988). Habitat and Area Effects on Forest Bird Assemblages: Is Nest Predation an Influence *Ecology*, 69(1), 74.

Martin, T. E (1993a). Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas. *American Naturalist*, 897-913.

Martin, T (1993b). Nest predation and nest sites *Bioscience*.

Martin, T (1996). Fitness costs of resource overlap among coexisting bird species. *Nature*, 380, 338-340.

Martin, T., & Clobert, J (1996). Nest predation and avian life-history evolution in Europe versus North America: a possible role of humans *American Naturalist*.

Martin, J., & Thibault, J (1996). Coexistence in Mediterranean warblers: ecological differences or interspecific territoriality. *Journal Of Biogeography*, 23(2), 169-178.

Massei, G., Genov, P., & Staines, B (1996). Diet, food availability and reproduction of wild boar in a Mediterranean coastal area. *Acta Theriologica*, 41(3), 307-320.

Massei, G., & Genov, P (2004). The environmental impact of wild boar. *Galemys*, 16, 135-145

Mattioli, L., Apollonio, M., Mazzarone, V., & Centofanti, E (1995). Wolf food habits and wild ungulate availability in the Foreste Casentinesi National Park, Italy. *Acta Theriologica*, 40(4), 387-402.

Mohr, D., Cohnstaedt, L., & Topp, W (2005). Wild boar and red deer affect soil nutrients and soil biota in steep oak stands of the Eifel. *Soil Biology And Biochemistry*, 37(4), 693-700.

Morellet, N., Gaillard, J., Hewison, A., Ballon, P., Boscardin, Y., Duncan, P., et al (2007). Indicators of ecological change: new tools for managing populations of large herbivores. *Journal Of Applied*, 1-10.

Myers, N., Mittermeier, R. A., Mittermeier, C. G., Da Fonseca, G. A. B., & Kent, J (2000).

Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature*, 403, 853-858.

Newton, I (2013). *Bird populations*. William Collins.

Nowak, S., Mysłajek, R. W., Aleks, Kłosińska, R., Gabryś, G., & Kłosińska, A (2011). Diet and prey selection of wolves (*Canis lupus*) recolonising Western and Central Poland. *Mammalian Biology - Zeitschrift Für Säugetierkunde*, 76(6), 709-715

Olioso, G (1984). Quelques observations sur la nidification du pouillot de Bonelli *Phylloscopus bonelli* en Vaucluse. *Alauda*, 52(3), 226-231.

ONCFS. (2008). Tableaux de chasse ongulés sauvages 2006-2007. *Faune Sauvage*, 279.

Orsini, P., & Cheylan, G (1996). La faune sauvage des chênaies (les Vertébrés terrestres). *Forêt Méditerranéenne*, XVII(3), 145-150.

Quine, C., Fuller, R., Smith, K., & Grice, P (2007). Stand management: a threat or opportunity for birds in British woodland. *Ibis*.

Robbins, C., Sauer, J., Greenberg, R., & Droege, S (1989). Population declines in North American birds that migrate to the neotropics. *Proceedings Of The National Academy Of Sciences*, 86(19), 7658-7662.

Saniga, M (2002). Nest loss and chick mortality in capercaillie (*Tetrao urogallus*) and hazel grouse (*Bonasa bonasia*) in West Carpathians. *Folia Zoologica*, 51(3), 205-214.

Saniga, M (2003). Ecology of the capercaillie (*Tetrao urogallus*) and forest management in relation to its protection in the West Carpathians. *Journal Of Forest Science*

Schaefer, T (2004). Video monitoring of shrub-nests reveals nest predators: Jays are the most common predators, but carnivorous mammals

and some other species also predate nests. *Bird Study*, 51(2), 170-177.

Schley, L., & Roper, T. J (2003). Diet of wild boar *Sus scrofa* in Western Europe, with particular reference to consumption of agricultural crops. *Mammal Review*, 33(1), 43-56.

Suhonen, J (1993). Predation Risk Influences the Use of Foraging Sites by Tits. *Ecology*, 74(4), 1197-1203.

Wesolowski, T., Rowinski, P., & Maziarz, M (2009). Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix*: a nomadic insectivore in search of safe breeding grounds. *Bird Study*, 56(1), 26-33.

La faune de la région PACA

Le territoire de la région Provence-Alpes-Côte d'Azur est le plus riche et le plus diversifié en nombre d'espèces en France métropolitaine. La région PACA abrite 245 espèces d'oiseaux nicheurs sur 275 espèces recensées en France, 70 % des 143 espèces de mammifères, 80 % des 34 Reptiles, 61 % des 31 Amphibiens, 85 % des 240 papillons de jour et 74 % des 100 libellules.

Le projet

www.faune-paca.org

En mai 2014, le site <http://www.faune-paca.org> a dépassé le seuil des 3 **millions de données** portant sur les oiseaux, les mammifères, les reptiles, les amphibiens, les libellules et les papillons diurnes. Ces données zoologiques ont été saisies et cartographiées en temps réel. Le site <http://www.faune-paca.org> s'inscrit dans une démarche collaborative et mutualiste de mise à disposition d'un atlas en ligne actualisé en permanence. Faune-paca.org est un projet développé par la LPO PACA et consolidé au niveau national par le réseau LPO sur le site www.ornitho.fr.

Ce projet est original et se caractérise par son rôle fédérateur, son efficacité, sa fiabilité, son ouverture aux professionnels de l'environnement et aux bénévoles. Chacun est libre de renseigner les données qu'il souhaite, de les rendre publiques ou non, et d'en disposer pour son propre usage comme bon lui semble. Il est modulable en fonction des besoins des partenaires. Il est perpétuellement mis à jour et les données agrégées sont disponibles sous forme de cartographies et de listes à l'échelle communales pour les acteurs du territoire de la région PACA.

Faune-PACA Publication

Cette nouvelle publication en ligne Faune-PACA publication a pour ambition d'ouvrir un espace de publication pour des synthèses à partir des données zoologiques compilées sur le site internet éponyme www.faune-paca.org. Les données recueillies sont ainsi synthétisables régulièrement sous forme d'ouvrages écrits de référence (atlas, livres rouges, fiches espèces, fiches milieux, etc.), mais aussi, plus régulièrement encore, sous la forme de publications distribuées électroniquement. Faune-PACA Publication est destiné à publier des comptes-rendus naturalistes, des rapports d'études, des rapports de stage pour rythmer les activités naturalistes de la région PACA. Vous pouvez soumettre vos projets de publication à Olivier Hameau, rédacteur en chef de la publication olivier.hameau@lpo.fr et à Amine Flitti, responsable des inventaires et administrateur des données sur www.faune-paca.org amine.flitti@lpo.fr.

Faune-PACA Publication n°45



Article édité par la
LPO PACA
Villa Saint-Jules
6, avenue Jean Jaurès
83400 HYERES
tél: 04 94 12 79 52
Fax: 04 94 35 43 28
Courriel: paca@lpo.fr
Web: <http://paca.lpo.fr>

Directeur de la publication : Benjamin KABOUCHE

Rédacteur en chef : Olivier HAMEAU

Comité de lecture du n°45 : Benjamin KABOUCHE, Pierre RIGAUX

Administrateur des données www.faune-paca.org : Amine FLITTI.

Photographies couverture : Sangliers © Luc Souret ,
Rouge-gorge familier © Pascal Saulay,
Massif de Siou Blanc © Françoise Bircher

©LPO PACA 2014

ISSN en cours

La reproduction de textes et d'illustrations, même partielle et quel que soit le procédé utilisé, est soumise à autorisation.

Afin de réduire votre impact écologique nous vous invitons à ne pas imprimer cette publication.

Retrouvez la liste des partenaires techniques et financiers du site www.faune-paca.org sur la page accueil du site.