Hors-série | numéro 2
2025

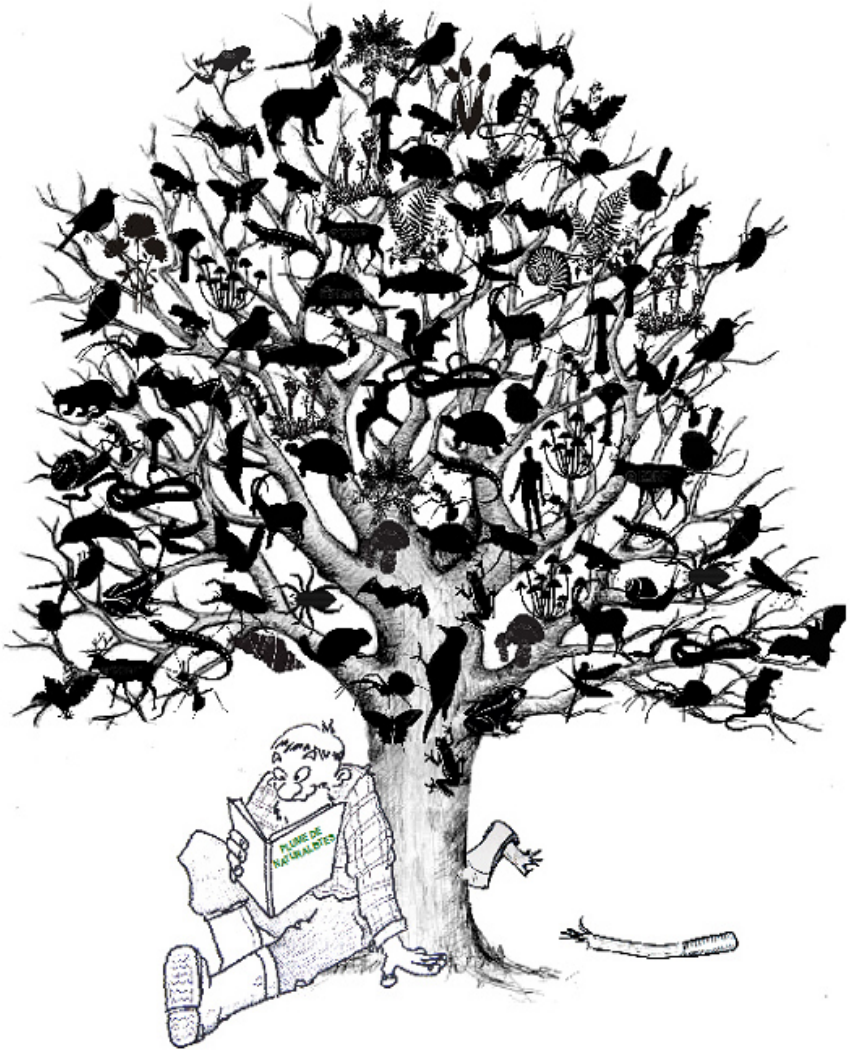
Plume de NATURALISTES

Revue pour la libre expression des connaissances en sciences naturelles

Editorial

Depuis 2017, l'Office français de la biodiversité (OFB) finance des communes et structures intercommunales dans la réalisation d'un Atlas de la Biodiversité Communale (ABC).
Parmi de nombreux exemples de réalisations, celui accompli par l'association Le Champ des possibles, sur la commune creusoise de Gentioux-Pigerolles, nous a semblé exemplaire.
Exemplaire par la manière de procéder : en effectuant un bilan historique, puis une analyse de la situation actuelle, pour se tourner vers des solutions cohérentes ; en mêlant des méthodologies robustes de recherche appliquée, un élan fertile de sciences participatives, pour arriver à des connaissances originales.
Cette démarche, et ses enseignements, devraient incarner un objectif pour tous les élus locaux. Le jour où ces derniers seront convaincus que là se trouve la priorité de ce qu'ils nomment le « développement rural », souvent de façon réductrice en le centrant sur une augmentation de population humaine et une expansion industrielle ou touristique... nous pourrons alors entrevoir pour nos campagnes un avenir plus harmonieux, fait d'attachements multiples à l'ensemble du vivant.

Michel Barataud, équipe éditoriale de Plume de naturalistes.



Plume de NATURALISTES

L'irréductible liberté
de publier et d'apprendre

Revue pour la libre expression
des connaissances en sciences naturelles

Plume de Naturalistes ; ISSN 2607-0510
Hors-série n° 2 ; mars 2025
Atlas de la Biodiversité Communale de Gentioux-Pigerolles (23)

PLUME DE NATURALISTES

Atlas de la Biodiversité Communale de Gentioux-Pigerolles (Creuse)

2021-2023

© Frédéric LAGARDE

Hors-série n° 2 ; 2025

Citation :

Lagarde, F. 2025.
Atlas de la Biodiversité Communale de Gentioux-Pigerolles (23) ; 2021-2023.
Plume de Naturalistes hors-série n° 2. 90 p.

ISSN 2607-0510

Pour télécharger tous les articles de Plume de Naturalistes :
www.plume-de-naturalistes.fr

Graphisme : © Philippe GRIMONPREZ

SOMMAIRE

I. Introduction p. 4

1. Contexte p. 4

2. Objectifs de l'ABC p. 4

II. Présentation du territoire d'étude p. 5

1. Géographie et administration p. 5

a. Localisation p. 5
b. Climat p. 5
c. Géologie et pédologie p. 6

2. Cartographie et typologie des habitats p. 7

a. Sources et méthodes cartographiques p. 7
b. Cartes des milieux et évolution des paysages. p. 9

3. Des milieux prioritaires et une biodiversité remarquable p. 11

4. Une démarche par habitat et par espèces ou communautés bioindicatrices p. 12

III. Habitats forestiers et boisés p. 13

1. Des milieux boisés récents d'intérêt très variable pour la biodiversité p. 13

2. Localiser les zones refuges et les centres de dispersion de la biodiversité forestière p. 14

a. Des lichens bio indicateurs de la qualité des écosystèmes forestiers p. 15
b. Une enquête de sciences participatives p. 17
c. Une préférence marquée pour les chênes âgés p. 18
d. L'importance des haies anciennes et des forêts anciennes comme habitats p. 18
e. Une lente dynamique de dispersion et de colonisation de nouveaux espaces forestiers p. 19
f. Un paysage favorable à la présence des Lobarias caractérisé par un réseau dense de haies anciennes p. 20
g. Une cartographie des habitats favorables aux Lobarias témoignant d'une capacité d'accueil variable des

paysages sur la commune pour ces espèces p. 22

3. Conforter ces résultats : l'étude des coléoptères saproxyliques p. 24

4. Comprendre la répartition spatiale d'une espèce architecte sur la commune : le Pic noir *Dryocopus martius* p. 25

a. Une préférence marquée pour les hêtres p. 26

b. L'importance des bosquets et haies anciens et des forêts anciennes comme habitats p. 27

c. Un paysage favorable à la présence du Pic noir caractérisé par un réseau dense de bosquets et de haies anciennes p. 27

d. Une cartographie des habitats favorables au Pic noir témoignant d'une capacité d'accueil variable des paysages p. 28

5. Un révélateur du stress sur les milieux forestiers ? : l'apport de l'enquête Fourmis des bois p. 30

a. Des espèces aux stratégies de reproduction contrastées p. 30

b. Une enquête participative p. 31

c. Une exploitation indifférenciée des types d'habitats forestiers p. 33

d. Une sensibilité variable aux régimes de perturbations p. 33

e. Un échantillonnage encore faible qui mérite d'être poursuivi p. 34

6. Importance des vieilles forêts : apport de l'étude Chauves-souris p. 35

7. Des forêts de résineux parfois accueillantes : l'apport de l'enquête petites chouettes de montagne p. 37

8. A l'interface des landes et des forêts : le Circaète Jean Le Blanc *Circaetus gallicus* p. 39

9. Le blaireau *Meles meles* : des terriers en espaces boisés mais en paysage équilibré p. 40

10. Enjeux et recommandations concernant les milieux boisés p. 42

a. Les boisements anciens (pré 1950) : clef de voute de la biodiversité forestière p. 42

b. Des recommandations variées, différentes en fonction des secteurs p. 42

IV. Landes, pelouses, tourbières et milieux aquatiques p. 45

1. Le maintien du pastoralisme : premier enjeu pour la conservation des landes, pelouses et tourbières p. 45

2. La continuité des paysages ouverts : le deuxième enjeu de la conservation des milieux ouverts oligotrophes p. 49

3. Une restauration « avec des pincettes » : le troisième enjeu de la conservation des milieux ouverts oligotrophes p. 54

4. La Pie-grièche grise *Lanius excubitor* : un indicateur de la connectivité des milieux ouverts ? p. 56

5. L'étang de Tralasagne : un site à enjeux p. 59

6. Enjeux et recommandations concernant les landes, pelouses et tourbières p. 61

a. Les landes, pelouses et tourbières, des milieux refuges pour une faune et une flore remarquable p. 61

b. *Des recommandations variées, différentes en fonction des secteurs (Figure 66)* p. 62

V. Milieux agricoles p. 64

1. Répartition, évolution et caractérisation des prairies p. 64

2. Des communautés végétales de prairies impactées par l'altitude, la profondeur du sol et l'itinéraire technique p. 67

a. Enquête et variables environnementales p. 67

b. Relevés floristiques p. 67

c. Evaluation de la richesse spécifique, de la diversité biologique des parcelles, et de leurs déterminants p. 67

d. Analyse des déterminants de la structure des communautés végétales des prairies p. 68

e. Estimation du degré de naturalité des prairies p. 69

3. Les prairies : milieux de chasse pour les Chiroptères p. 71

a. Méthode et matériel p. 71

b. Résultats et commentaires p. 74

4. Enjeux et recommandations concernant les milieux prairiaux p. 78

VI. Conclusion : la nécessité de suivis sur le long terme p. 80

Remerciements p. 81

Bibliographie p. 82

Liste des figures p. 88

© Frédéric LAGARDE

Paysage de la commue de Gentioux-Pigerolles (Creuse), terrain de réalisation de l'Atlas de la Biodiversité communale, par l'association Le Champ des Possibles.

I. Introduction

1. Contexte

Située au sein de plateau de Millevaches, la commune de Gentioux-Pigerolles couvre une superficie de 79,29 km² et est ainsi la plus grande commune de Creuse. Elle possède un patrimoine naturel riche et diversifié, intégrant de nombreux éléments remarquables de la biodiversité de niveau régional, voire national. Ces enjeux ont justifié le classement de plusieurs parties de ce territoire au titre de divers zonages d'inventaire ou de protection : ZNIEFF de types I et II, sites Natura 2000.

Consciente de ces enjeux, la commune de Gentioux-Pigerolles a souhaité s'engager dans une démarche de réalisation d'Atlas de la Biodiversité Communale (ABC). En réponse à un appel à projets lancé en 2021 par l'Office Français de la Biodiversité, la commune de Gentioux-Pigerolles a été sélectionnée pour mener ce programme d'atlas sur son territoire.

L'association **Le Champ des Possibles**, qui étudie depuis 2008 l'impact des changements globaux sur la biodiversité du Plateau de Millevaches, a réalisé la coordination, l'animation, la réalisation d'études scientifiques et la synthèse finale des résultats du projet d'Atlas de Biodiversité Communale de Gentioux-Pigerolles.

2. Objectifs de l'ABC

Les objectifs du projet Atlas de la Biodiversité Communale de la commune sont les suivants :

- apporter à la commune une information suffisamment complète et synthétique, notamment cartographique, qui puisse permettre de cerner les enjeux en termes de biodiversité sur son territoire, et d'intégrer ces connaissances dans les actions et stratégies portées par la collectivité (politiques publiques, documents d'urbanisme, gestion d'espaces, incitations auprès des particuliers, actions de sensibilisation, etc.) ;
- favoriser la compréhension et l'appropriation des enjeux de la biodiversité propres au territoire par les élu.e.s, l'équipe technique municipale, les acteurs locaux (agriculteurs, forestiers, entreprises, associations, etc.) et les habitants ;
- impliquer les acteurs locaux pour construire, en concertation, des recommandations afin d'améliorer la gestion des espaces publics (ou privés) de la commune.

Ce projet d'atlas vise ainsi des objectifs de connaissance fine du patrimoine naturel (constitution d'un socle de connaissances solide), de préservation des enjeux de biodiversité à travers leur prise en compte dans les schémas de planification et documents d'urbanisme, et de sensibilisation de la population à la biodiversité à travers une approche basée autant que faire se peut sur des études de sciences participatives.
Cet atlas ponctuel espère se transformer en atlas permanent de la biodiversité, en réactualisant périodiquement les connaissances acquises sur ce territoire et en suivant les réponses d'une série de groupes bio-indicateurs aux changements globaux que nous allons traverser.

II. Présentation du territoire d'étude

1. Géographie et administration

a. Localisation

La commune de Gentioux-Pigerolles est une commune de Creuse, dans la région Nouvelle-Aquitaine. Avec une surface de 79.29 km², elle est l'une des plus grandes communes du département de la Creuse et est incluse dans le Parc Naturel Régional de Millevaches en Limousin.

Les altitudes s'étagent de 650 mètres à 950 mètres et tendent à augmenter progressivement du nord-ouest au sud-est de la commune (**Figure 1**). Cette variation altitudinale modérée est susceptible de conduire cependant à une certaine variabilité des conditions climatiques communales, pouvant elle-même conditionner la répartition spatiale et l'abondance de certaines espèces animales ou végétales.

b. Climat

Le climat de la commune de Gentioux-Pigerolles est un climat atlantique à tendance sub-montagnarde, les reliefs de moyenne montagne formant les premiers obstacles aux perturbations venant de l'Atlantique. Les précipitations sont abondantes, avec un total annuel de 1.3 mètres. Les températures moyennes annuelles sont de 8.8°C. Les précipitations sont régulièrement réparties tout au long de l'année dans des conditions « normales » et les périodes de sécheresses sont inexistantes en dehors d'aléas climatiques (**Figure 2**).

Cette description du climat de la commune correspond à l'image que nous en donne l'analyse des données climatiques moyennes sur une période de 30 ans d'après la base de données climatiques DRIAS. Les températures moyennes relativement fraîches conjuguées à une pluviométrie assez importante expliquent en particulier pourquoi la commune est si riche en zones humides et en tourbières.

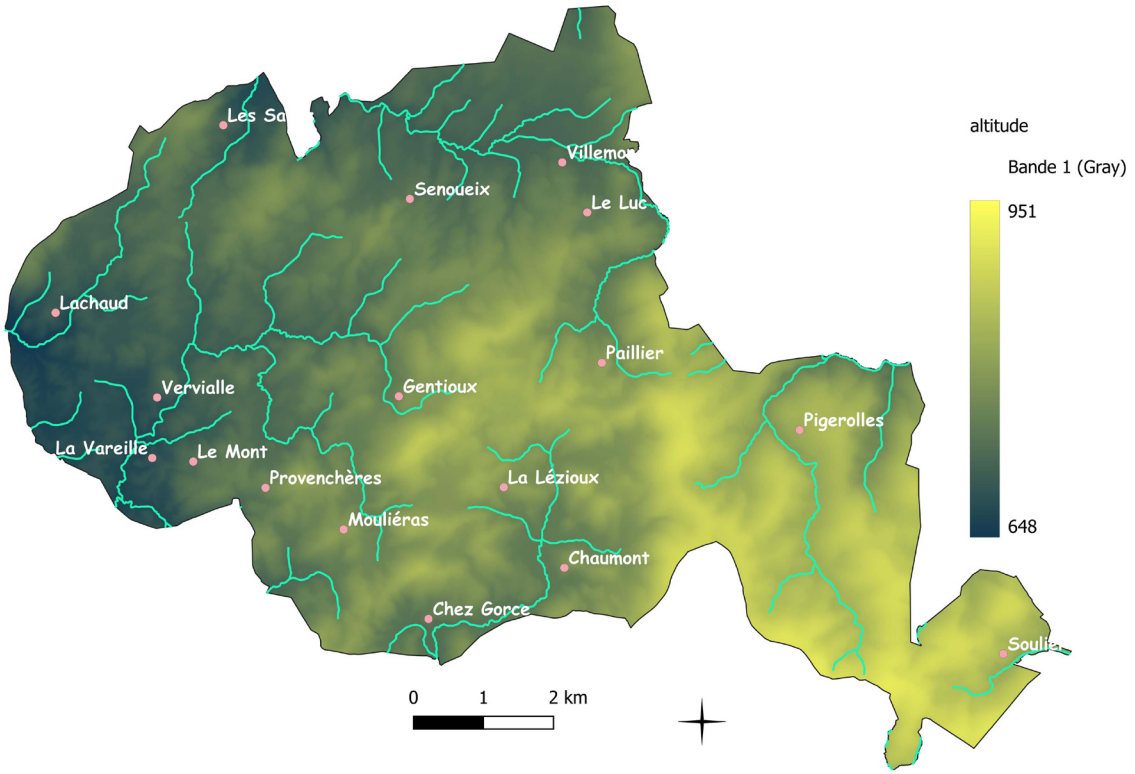


Figure 1.
Carte des altitudes sur la commune de Gentioux-Pigerolles (données IGN RGE ALTI 1m).

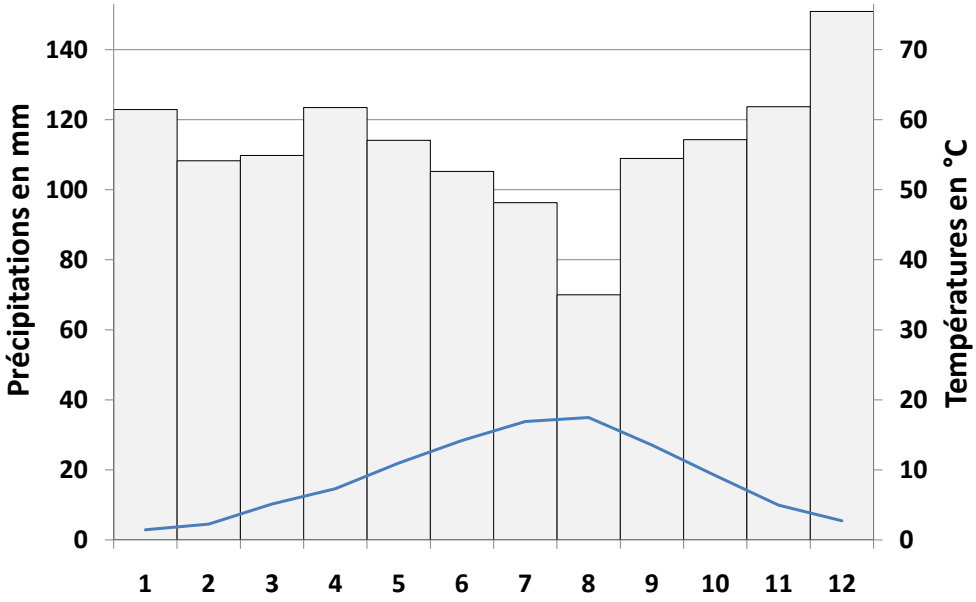


Figure 2.
Diagramme ombrothermique de la commune de Gentioux-Pigerolles.

Les scénarios de changements climatiques d'ici 70 ans prévoient une augmentation des températures moyennes annuelles de 4°C s'il n'y a pas de régulation dans les émissions de gaz à effet de serre d'ici là. Cette augmentation des températures s'accompagnerait d'une légère augmentation des précipitations (+ 10 cm). Cependant, le régime des précipitations serait de plus en plus contrasté, avec des précipitations hivernales en augmentation et des précipitations estivales en diminution (base de données DRIAS, données calculées sur la période 2070-2100). Ce type de changement climatique risque d'impacter fortement les milieux tourbeux, les landes, les forêts et la biodiversité qui y est associée. La façon de gérer ces milieux devra intégrer les impacts possibles de ces changements climatiques.

c. Géologie et pédologie

La commune de Gentioux-Pigerolles se trouve essentiellement sur un ensemble de roches plutoniques appartenant au complexe granitique de Millevaches d'orientation Nord-Sud. Ces granites ont été mis en place en profondeur entre 360 et 290 MA lors de l'orogénèse varisque (anciennement appelée orogénèse hercynienne) (Gebelin, 2005 ; Quesne & Kersuzan, 2018) et ramenés en surface lors de phases tectoniques néogènes de l'orogénèse alpine (**Figure 3**).

Ces massifs ont été soumis à des phénomènes intenses d'érosion et d'altération conduisant aux reliefs typiques de la montagne limousine en alvéoles granitiques (Valadas, 1998). Ces reliefs s'organisent en collines assez douces dont les versants abritent souvent les terres agricoles sur des zones de replats, et qui sont séparées par des vallons colonisés par les zones humides et tourbeuses de la commune (**Figure 4**). L'altération de la surface haute du môle granitique et la mise en place des alvéoles semblent s'étager essentiellement de la fin de l'ère tertiaire et durant une grande partie du quaternaire. Cette phase de structuration des reliefs s'étalerait donc sur 2 à 3 millions d'années. L'ensemble des volumes et reliefs présents actuellement semble en place dès le quaternaire supérieur, il y a 300 à 400 000 ans. Les replats, sur les flancs des collines et sur lesquels se développent souvent

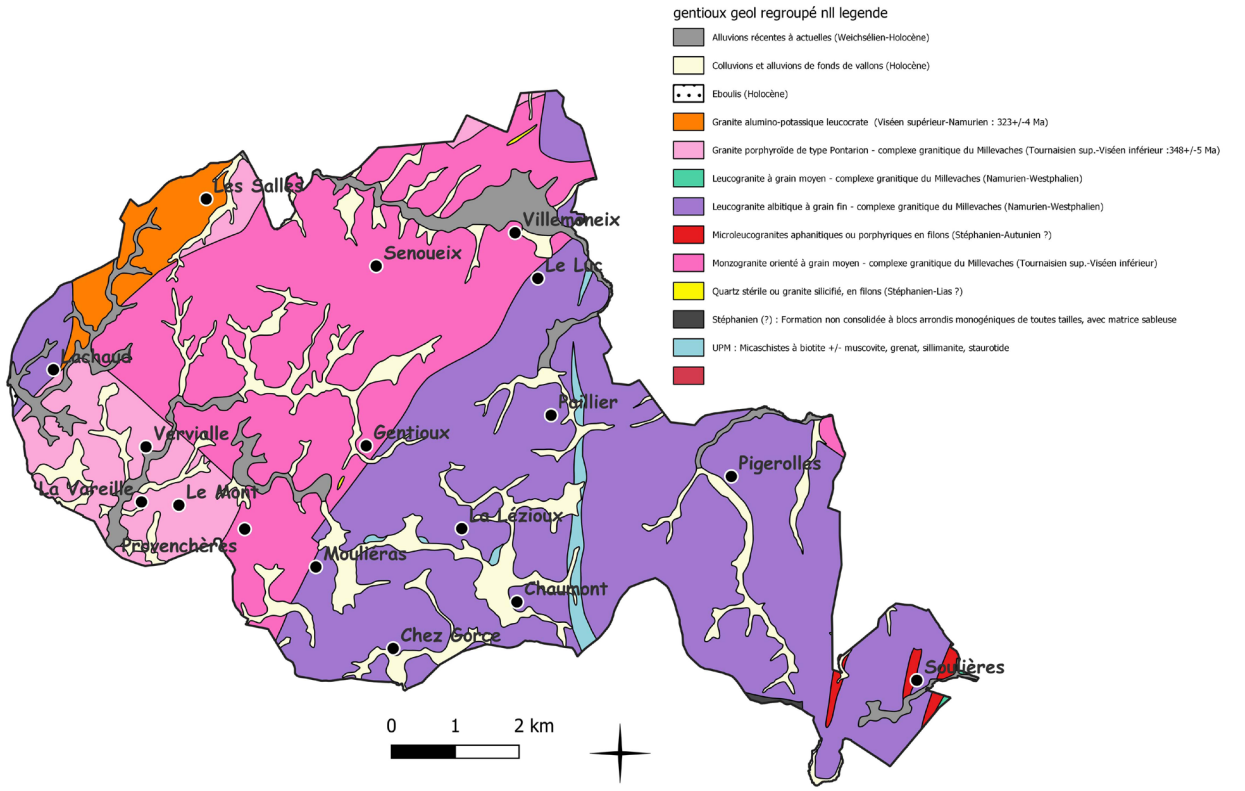


Figure 3.
Carte géologique de la commune de Gentioux-Pigerolles, d'après la carte géologique au 1/50000 de la France BRGM (BD Charm50).

les terres agricoles, correspondent à un phénomène d'évidement des reliefs en deux phases successives dont il est difficile de déterminer les causes et la chronologie (**Figures 4 et 5**).

Les sols qui se développent dans ce contexte datent essentiellement de l'holocène (-12000 à aujourd'hui) et peuvent être perturbés par les activités humaines. Il s'agit de sols bruns acides, plus ou moins profonds et souvent humifères dans les zones de cultures ou de forêts anciennes. Les humus qui s'y développent sont de type moder et plus rarement mull (INVENTAIRE FORESTIER NATIONAL, 2013). Sous les espèces de landes anciennes, l'accumulation de matière végétale et carbonée archaïque conduit souvent à des hémimoders du fait de la difficulté de minéralisation. Sous les plantations de résineux, la difficulté de décomposition de la litière peut conduire à des dysmoders évoluant vers le mor. Dans les fonds de vallon, une situation d'engorgement et de colmatage par les colluvions les plus fines venant des reliefs voisins est propice à l'établissement de zones humides et de tourbières : milieux hydromorphes, anoxiques, acides, où/ la minéralisation de la matière organique est fortement ralentie, aboutissant à la constitution d'un histosol : la tourbe.

La nature des sols résulte donc d'imbrications et interactions complexes entre la géologie, l'évolution géomorphologique des reliefs depuis 2 à 3 millions d'années et les activités anthropiques passées et actuelles. Ces éléments physiques de notre territoire vont conditionner la répartition des grands types de milieux sur notre commune et par là même, la répartition des organismes végétaux et animaux.

2. Cartographie et typologie des habitats

a. Sources et méthodes cartographiques

La cartographie des habitats actuels a été réalisée à partir de la carte d'occupation

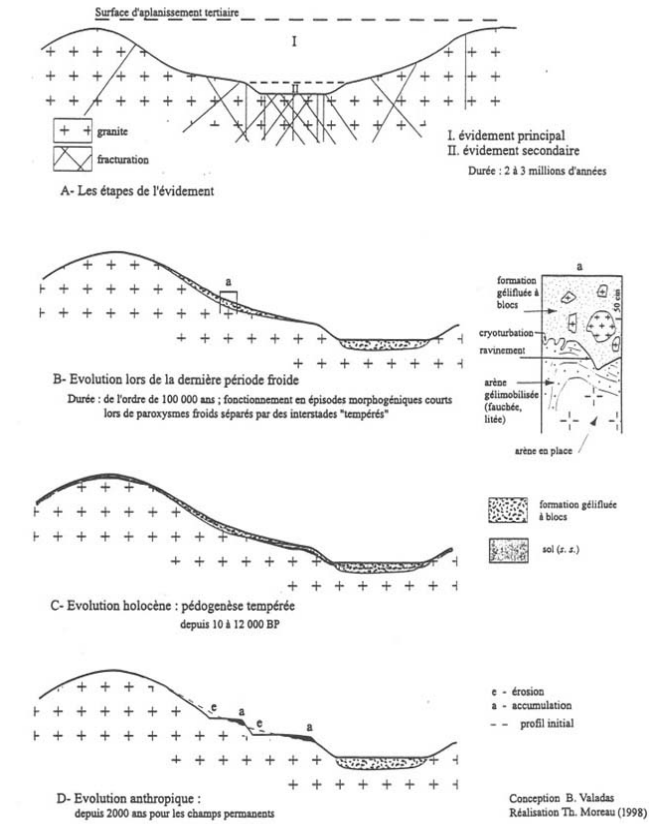


Figure 4.
Mise en place d'un relief en alvéole granitique. D'après Valadas, 1998.

des sols réalisée par le Parc Naturel de Millevaches en Limousin « OcSolMAj » réactualisée régulièrement. Cette carte, réalisée par photo-interprétation et validation sur le terrain, présente une résolution spatiale de 100 m^2. Le dernier millésime a été utilisé, il date de 2019. Cette cartographie est réalisée selon la typologie des habitats européens Corine Biotope (Bissardon *et al.*, 2007). La correspondance des codes milieux Corine Biotope avec la classification Eunis a été réalisée en suivant le document technique du CEN Limousin (Bonhomme, 2016). La cartographie des cours d'eau a été incrustée à la carte des habitats à partir des données de la BD Carthage. En parallèle de ce travail de compilation des données cartographiques disponibles pour la commune de Gentioux, il est apparu nécessaire de cartographier les habitats « anciens » de la commune. En effet, la montagne limousine a subi une transformation drastique de ses paysages

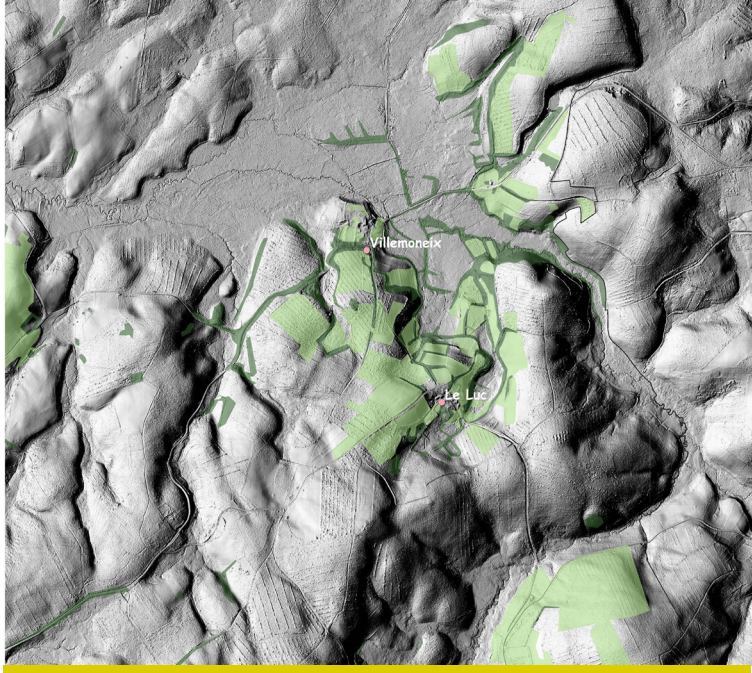


Figure 5.
Terres agricoles (en vert clair) en situation de replats sur le secteur de Villemoneix et Le Luc, en 1950. Les zones en vert foncé correspondent aux anciennes haies.

au cours du dernier siècle (Bonhomme, 2011), et il serait illusoire de chercher à comprendre les déterminants de la biodiversité se développant sur notre territoire sans intégrer cette dimension historique.

Pour ce faire, nous avons réalisé la cartographie des habitats présents sur la commune en 1950, à partir de la BD ORTHO® Historique. La BD ORTHO® Historique a été réalisée par l'IGN qui a procédé à la numérisation de toutes les prises de vue aériennes réalisées depuis 1940. La cartographie est réalisée sous SIG par photo-interprétation des photos aériennes noir et blanc. Par conséquent, l'identification des différents types de milieux est plus complexe qu'à partir de photos aériennes couleur ou même infrarouge. En particulier, il est difficile de discriminer nettement les zones de landes et les zones humides. Pour ce faire, nous avons incrusté les cartographies actuelles des zones humides de la carte actuelle OcSOlMaj à partir de laquelle nous avons modifié les contours à la marge quand des différences de contrastes nettes

indiquaient des limites de zones humides légèrement différentes. Bien entendu, il est impossible de reconnaître sur ces documents les différents types de zones humides (prairies humides, tourbières, etc.). Nous avons intégré la cartographie des habitats forestiers anciens réalisée par l'IPAMAC à la carte des milieux forestiers présents sur les photos aériennes de 1950. Cela nous a permis de distinguer les zones de forêts déjà présentes sur les cartes d'état-major de 1842, des forêts ayant poussé entre 1842 et 1950. En réalisant l'intersection de ces cartes des milieux forestiers anciens à la carte actuelle des milieux de la commune, il nous est donc possible de distinguer parmi les forêts actuelles : les forêts anciennes (présentes sur les cartes d'état-major de 1842), les forêts ayant poussé entre 1842 et 1950, les forêts ayant poussé après 1950 et les bosquets et haies anciens (présents sur les photos de 1950).

b. Cartes des milieux et évolution des paysages

Avec son substrat majoritairement granitique et son climat tempéré océanique à tendance montagnarde, le Plateau de Millevaches représente ce qu'on appelle « une terre à bruyères » (humus sombre chargé en matières organiques à minéralisation lente).

Celles-ci couvraient des surfaces importantes déjà au Moyen Âge semble-t-il (Miras, 2004). Les espaces forestiers ont quasiment disparu du paysage à la fin du XIX^{ème} siècle et l'ampleur de la déforestation du territoire traduit une situation de surexploitation des milieux.

Au début du XX^{ème} siècle, seuls 7 % de la montagne limousine sont couverts de forêts anciennes. Cependant, la déprise agricole ayant touché notre territoire à partir de la fin du XIX^{ème} siècle, les zones de landes qui servaient de parcours pour les troupeaux ont été abandonnées, et ont soit évolué naturellement en forêts de feuillus (chênaie acidiphile à houx sub-atlantique), soit ont été massivement plantées en résineux à partir des années 1950 grâce à la mise en place du fond forestier national.

L'évolution de l'occupation des sols de notre commune est le reflet de cette histoire (Figures 6, 7 et 8). En 1950, les forêts anciennes de feuillus (présentes déjà en 1842) couvrent 1,38 % du territoire de la commune, mais la surface forestière augmente entre 1842 et 1950 puisqu'en 1950, le couvert forestier de forêts de feuillus représente 7,1 % de la commune. Les landes occupent encore plus de la moitié de la surface communale et jointes aux tourbières, c'est près de 65 % de la

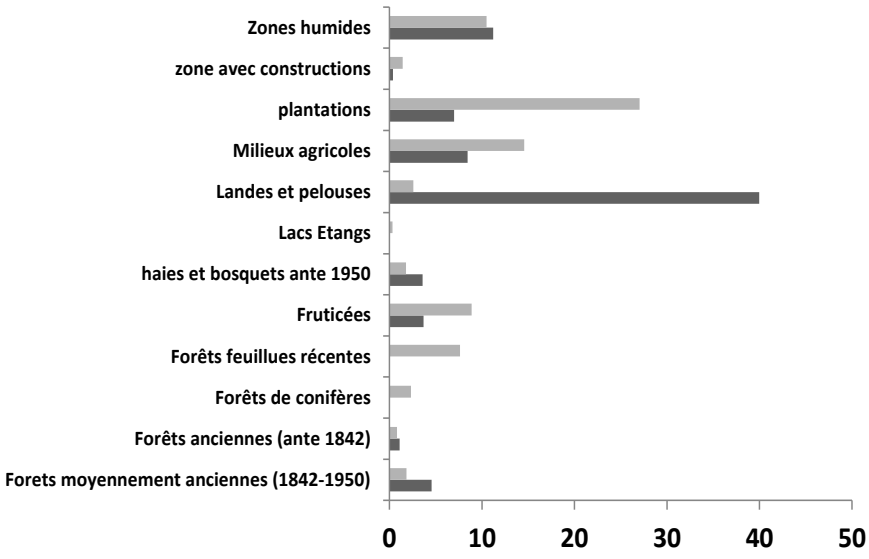


Figure 6.
Evolution de la surface en km^2 des différents types de milieux sur la commune de Gentioux-Pigerolles, entre 1950 (barres sombres) et 2019 (barres claires).

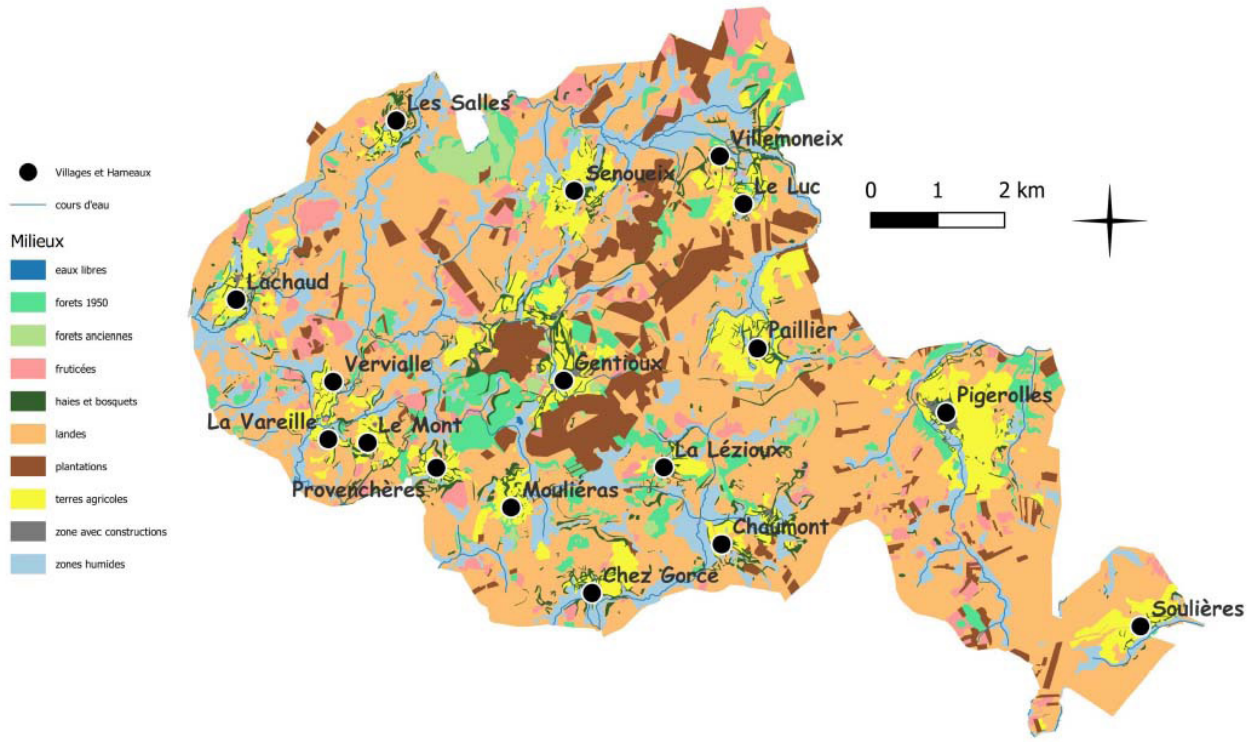


Figure 7.
Carte d'occupation des sols sur la commune de Gentioux-Pigerolles en 1950.

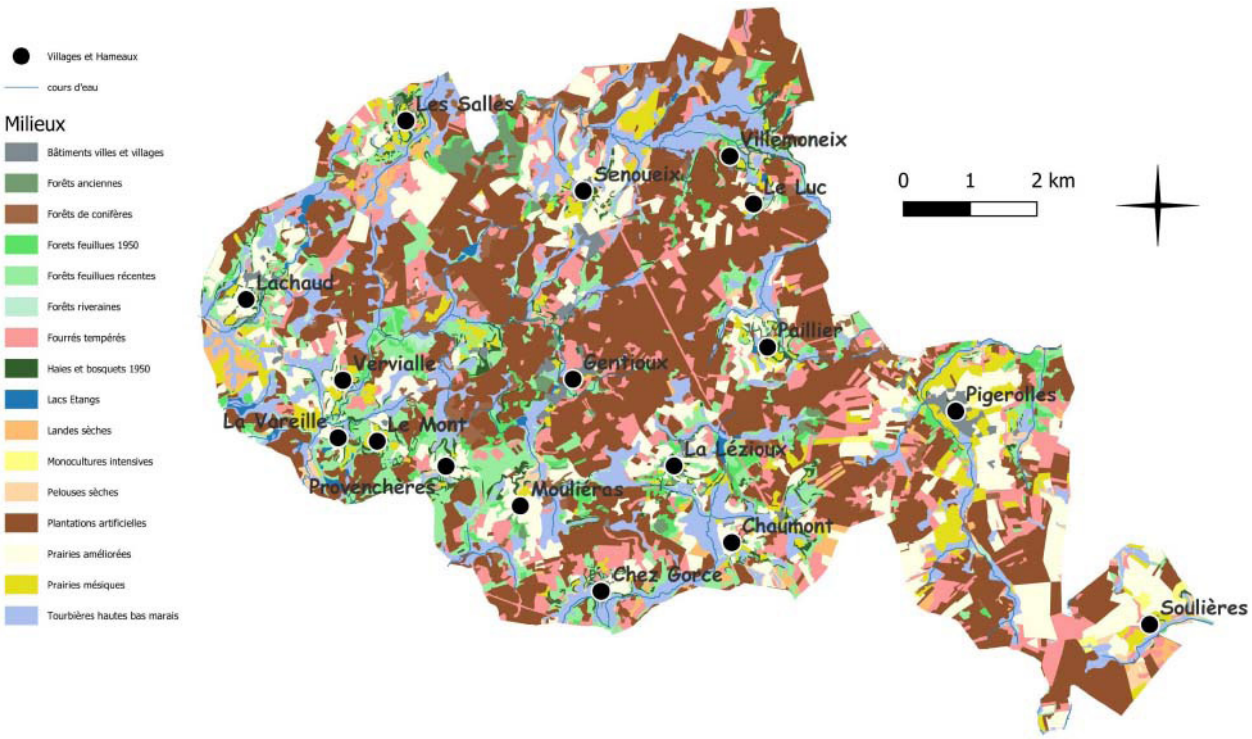


Figure 8.
Carte d'occupation des sols sur la commune de Gentioux-Pigerolles en 2019.

superficie qui est couverte de milieux oligotrophes. Les plantations de résineux commencent à apparaître et couvrent 9 % de la commune. Les milieux agricoles sont concentrés autour des hameaux et intriqués souvent à des bosquets et des haies anciennes constituant un réseau boisé occupant plus de surface que les forêts anciennes.

Actuellement, le paysage s'est complètement transformé. Les landes n'occupent plus que 6 % de leur surface initiale, transformées au ¾ en plantations de résineux et au ¼ en forêts de feuillus en régénération naturelle. La dynamique des zones humides est plus difficile à cerner puisque les travaux de photo-interprétations réalisés pour l'établissement des cartes ne permettant pas de connaître la nature précise des zones humides en 1950 et leur qualité. La surface occupée par les terres agricoles a légèrement augmenté et ces milieux, grâce à la mécanisation des pratiques, se retrouvent parfois loin des hameaux.
Quoi qu'il en soit, en l'espace de 70 ans, la commune de Gentioux est passée d'un paysage dominé à 75 % par des milieux ouverts (milieux agricoles, landes, pelouses, tourbières), à un paysage dominé à 51 % par les espaces forestiers (forêts de feuillus, plantations).
Cette cartographie historique des habitats va nous permettre d'identifier à la fois des habitats anciens, sources d'une biodiversité remarquable, et des habitats constituant des corridors écologiques pour la dispersion d'espèces remarquables.

3. Des milieux prioritaires et une biodiversité remarquable

La commune de Gentioux-Pigerolles est couverte d'un ensemble de zones provenant de la mise en place du réseau des sites Natura 2000 dans le cadre de deux directives européennes : la « Directive Oiseaux » et la « Directive Habitats ».
La « Directive Oiseaux » n° 2009/147/CE a motivé la désignation des Zones de Protection Spéciale (Z.P.S.). L'ensemble de la commune appartient à la ZPS « Plateau de Millevaches », dont la désignation a été réalisée le 5 avril 2006 par un arrêté ministériel et dont le document d'objectifs a été validé le 5 avril 2011 par arrêté du Préfet de la Creuse. Il vise entre autres le maintien et l'accroissement des populations de plusieurs espèces d'oiseaux (Circaète Jean Le Blanc, Busard Saint Martin, Chouette de Tengmalm, Pie-grièche écorcheur, Pic noir, Alouette lulu, Engoulevent d'Europe, Bondrée apivore, Milan noir, Martin pêcheur d'Europe) ainsi que le retour d'une population nicheuse de Busard cendré et la conservation de l'attractivité du territoire pour les haltes migratoires des Grues cendrées.
La "Directive Habitats, Faune, Flore" n° 92/43/CEE a, quant à elle, motivé la désignation des Sites d'Importance Communautaire (S.I.C.), ces derniers devenant par arrêté ministériel, des Zones Spéciales de Conservation (Z.S.C.). L'État s'est basé sur les ZNIEFF (Zones Naturelles d'Intérêt Écologique Faunistique et Floristique) pour identifier les sites susceptibles d'être désignés en Zone Spéciale de Conservation (ZSC).
Les ZNIEFF de type 1 (ZNIEFF1) couvrent un territoire correspondant à une ou plusieurs unités écologiques homogènes, de superficie en général limitée, caractérisé par son intérêt biologique remarquable. Les ZNIEFF de type 2 (ZNIEFF 2) contiennent des milieux naturels formant un ou plusieurs ensembles naturels possédant une cohésion élevée et entretenant de fortes relations entre eux. Elles se distinguent de la moyenne du territoire régional environnant par son contenu patrimonial plus riche, son degré

d'artificialisation plus faible et offre des potentialités biologiques importantes. Le statut de ZNIEFF ne confère pas au secteur ainsi désigné de protection réglementaire. Cependant, il constitue une base de connaissances, accessible à tous et consultable avant tout projet et doit permettre d'améliorer la prise en compte des enjeux environnementaux de ces zones naturelles par une meilleure prévision des incidences des aménagements et les nécessités de protection de certains espaces fragiles.

Les zones, ainsi identifiées, peuvent se superposer et se chevaucher mais les mesures de gestion et de restauration qui y sont associées dépendent des habitats et espèces pour lesquels la désignation est intervenue.

La commune de Gentioux-Pigerolles comporte ainsi cinq ZNIEFF de type 1, recoupe en partie quatre ZNIEFF de type 2 et trois SIC (**Figures 9, 10 et 11**). L'intérêt écologique de ces sites réside surtout dans la diversité des habitats de landes et tourbières qui s'y développent et des espèces patrimoniales animales et végétales dépendant de ces milieux. La biodiversité recensée dans les zones de landes et tourbières de la commune sera abordée au chapitre IV : Landes, pelouses et tourbières.

4. Des milieux prioritaires et une biodiversité remarquable

Dans ce travail de synthèse, nous aborderons la biodiversité communale milieu par milieu, en rappelant à chaque fois l'évolution ayant affecté ces grands écosystèmes au cours des 70 dernières années.

Seront passés successivement en revue les habitats forestiers et boisés, les ensembles de landes, tourbières et milieux aquatiques, et enfin les milieux agricoles et en particulier les milieux prairiaux.

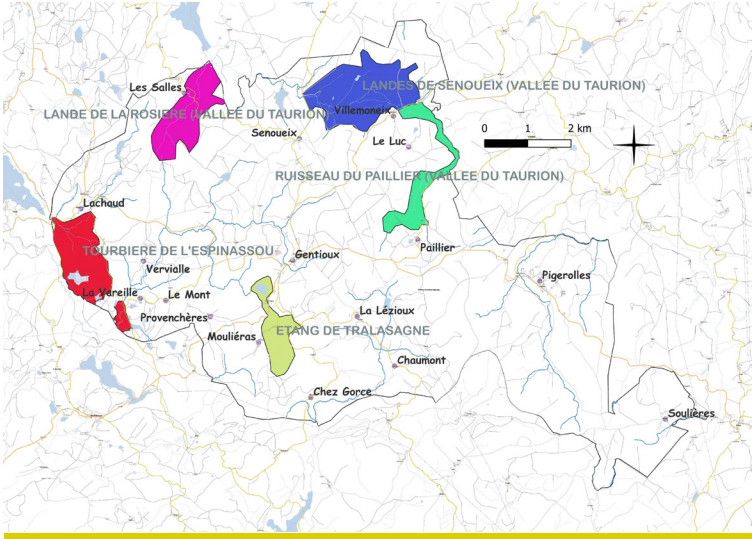


Figure 9.
Localisation des ZNIEFF de type I sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

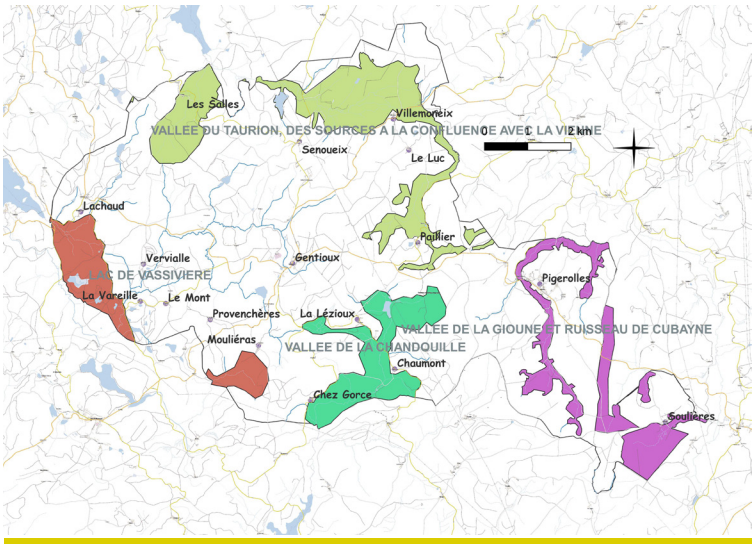


Figure 10.
Localisation des ZNIEFF de type II sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

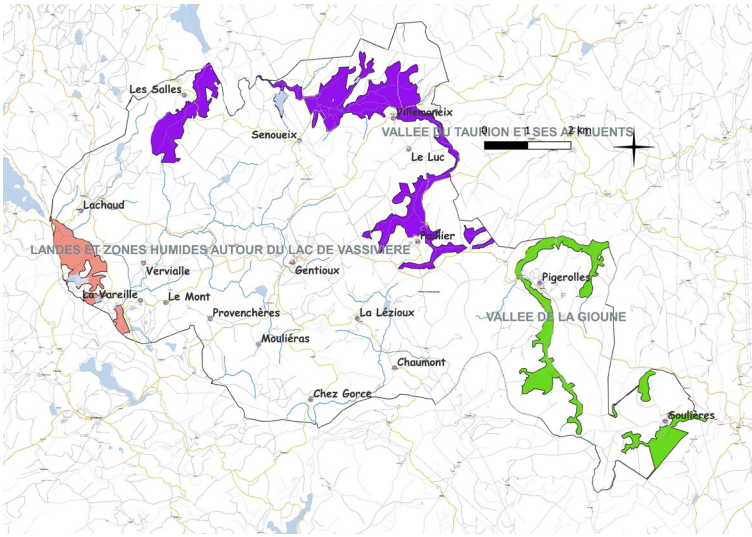


Figure 11.
Localisation des SIC sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

Plutôt que d'établir un inventaire de la biodiversité pour chacun de ces milieux, nous avons préféré travailler par groupes d'espèces (communautés) ou espèces bioindicatrices. Cela nous permet d'éviter les listes d'espèces à la Prévert (consultables en **annexes du rapport d'origine**), et nous offre l'opportunité de nous concentrer sur l'impact des changements environnementaux sur la biodiversité communale. Pour chaque milieu, nous avons compilé à la fois des données récoltées dans le cadre de cet ABC et des données déjà disponibles sur notre territoire. Ces dernières correspondent aux études et inventaires naturalistes réalisés par la Ligue de Protection des Oiseaux (LPO) du Limousin, le Groupe Mammalogique et Herpétologique Limousin (GMHL), la Société Limousine d'Odonatologie (SLO), le Conservatoire Botanique National du Massif Central (CBNMC), le Conservatoire des Espaces Naturels de Nouvelle-Aquitaine (CEN NA), le Parc Naturel Régional (PNR) de Millevaches en Limousin, la Société entomologique du Limousin (SEL) et l'association Le Champ des Possibles (CDP). À chaque paragraphe, nous indiquerons dans quel cadre les données discutées ont été récoltées. S'il s'agit de données provenant de travaux antérieurs à l'ABC, un renvoi aux publications d'origine sera réalisé.

III. Habitats forestiers et boisés

1. Des milieux boisés récents d'intérêt très variable pour la biodiversité

Les habitats forestiers couvrent 51 % de la surface communale. Tous les milieux forestiers antérieurs à 1950 ont régressé entre 1950 et maintenant, investis progressivement par les plantations de résineux qui occupent actuellement 58 % des surfaces boisées (**Figure 12**).

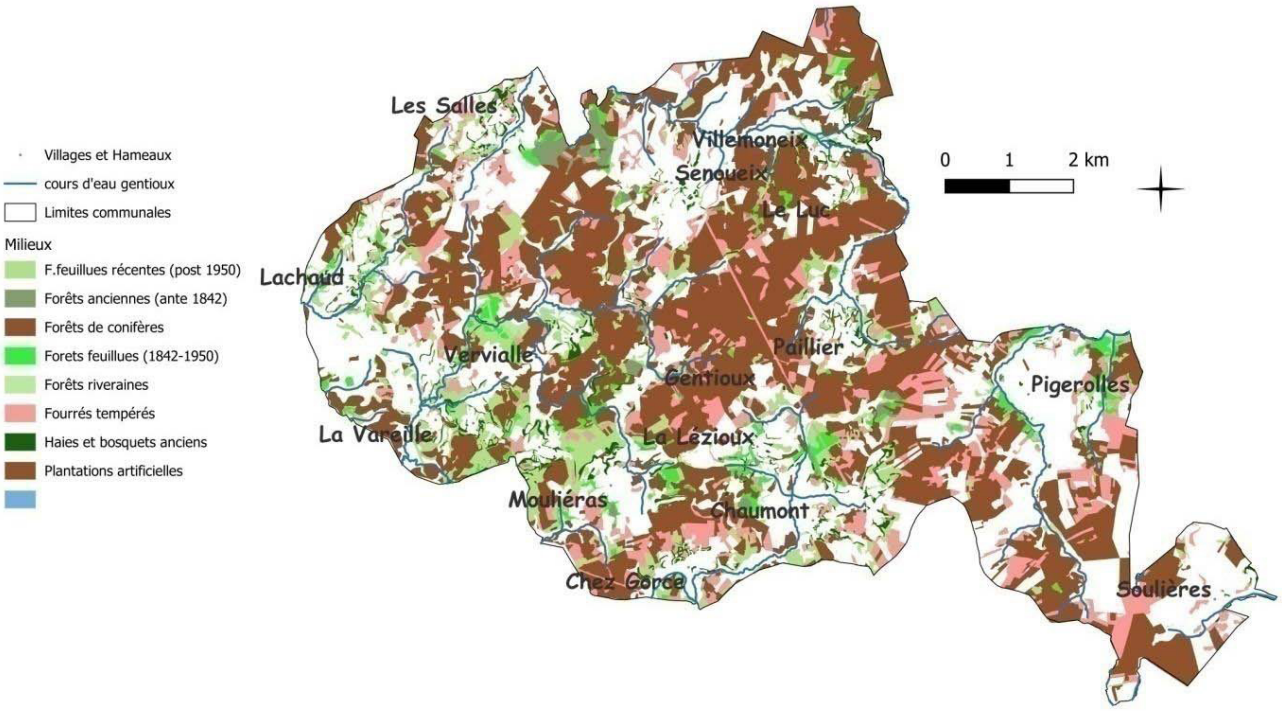


Figure 12.
Localisation des habitats boisés de la commune de Gentioux-Pigerolles.

Les forêts de feuillus sont essentiellement constituées d'accrus ayant poussé depuis 1950 (38 % des forêts correspondent à des forêts en régénération naturelle sur d'anciennes zones de landes abandonnées) et sont surtout constituées de chênaies et hêtraies-chênaies acidiphiles du collinéen (Chabrol & Reimringer, 2011). Les forêts feuillues correspondant à des espaces boisés antérieurs à 1950 sont minoritaires. Parmi elles, les forêts anciennes, déjà présentes sur les cartes d'état-major de 1842, peuvent être considérées comme des milieux reliques : elles occupent moins de 1 % de la surface communale et 1,6 % des espaces boisés (**Figures 13 et 14**).

2. Localiser les zones refuges et les centres de dispersion de la biodiversité forestière

Les milieux forestiers anciens sont donc rares sur le Plateau de Millevaches et sur la commune de Gentioux-Pigerolles en particulier (0,8 % de la surface communale contre 5 % sur le PNR Millevaches en Limousin). Cette structure particulière du paysage, provenant d'une ouverture des milieux déjà détectable au Moyen Âge et même avant (Miras, 2000), témoigne d'une surexploitation ancienne des milieux forestiers. Pour autant, des organismes considérés comme indicateurs de forêts anciennes ou de forêts présentant une valeur écologique élevée sont présents actuellement sur le territoire. Certains d'entre eux tendent à coloniser les espaces forestiers récents, se développant sur les anciennes zones de landes abandonnées par l'élevage. L'identification des zones forestières qui constituent des refuges pour cette biodiversité patrimoniale est primordiale car c'est aussi à partir de ces zones refuges que les espaces forestiers plus récents sont progressivement colonisés. Les zones refuges servent ainsi de centres de dispersion. L'hypothèse la plus facilement admise est que la biodiversité forestière s'est concentrée au cours des siècles dans les rares lambeaux de forêts anciennes reliques. C'est sur ces

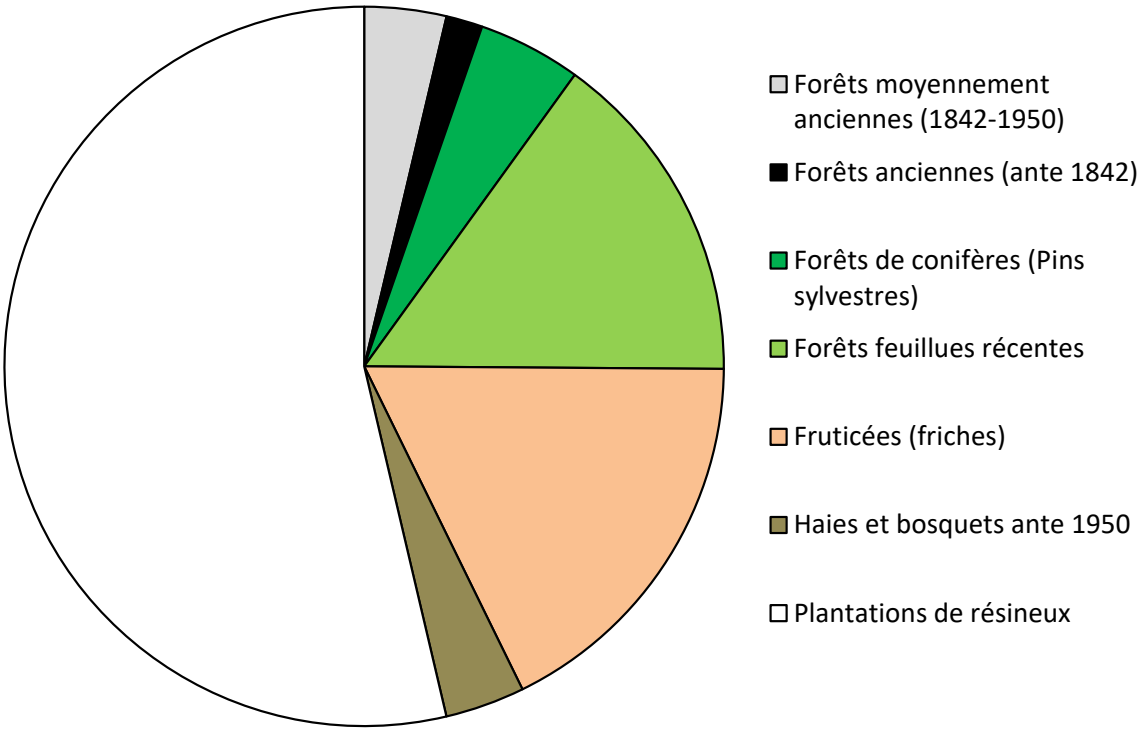


Figure 13.
Proportion des différents espaces forestiers sur la commune de Gentioux-Pigerolles

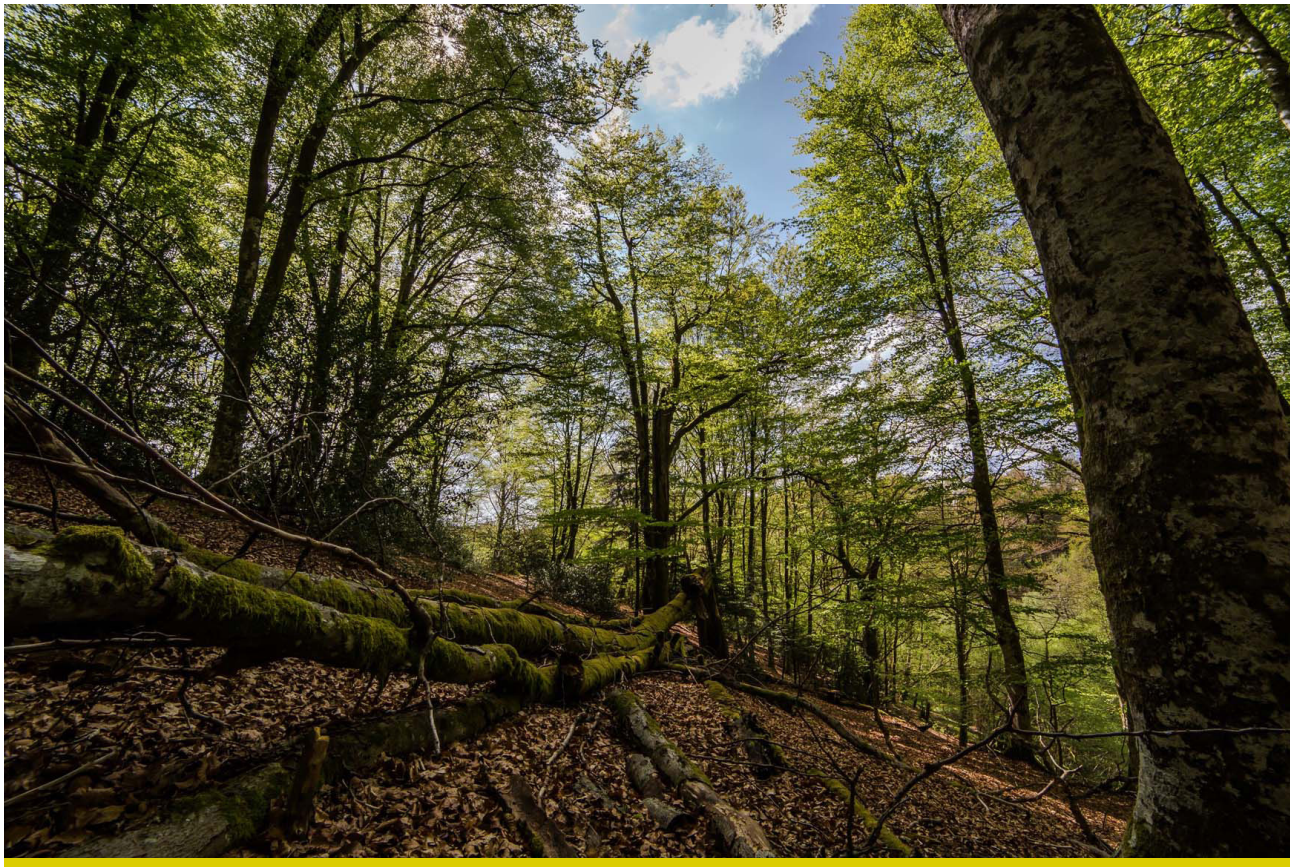


Figure 14.
Les forêts anciennes, véritables milieux reliques sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

rares lambeaux de forêts anciennes que se concentrent les attentions en ce qui concerne les problèmes de conservation. Étant donné l'exigüité de ces milieux, nous posons cependant l'hypothèse alternative selon laquelle la biodiversité forestière se serait concentrée au plus fort de la déforestation dans ces rares secteurs de forêts anciennes, mais aussi dans des milieux boisés sub-optimaux pour des organismes indicateurs de forêts de qualité : haies, bosquets, arbres anciens isolés.
Afin de répondre à cette problématique, nous nous sommes intéressés à deux groupes bio-indicateurs : les lichens corticoles du genre *Lobaria* et les coléoptères saproxyliques.

a. Des lichens bio indicateurs de la qualité des écosystèmes forestiers

Les lichens sont des organismes résultant d'une symbiose entre une algue et un champignon supérieur type ascomycète (Ozenda & Clauzade, 1970). Ils peuvent se reproduire de façon sexuée ou végétative. La fragmentation directe du thalle permet la reproduction végétative mais cette dernière peut être facilitée par la production de sorédies et isidies, véritables boutures naturelles contenant cellules algales et fongiques qui peuvent être dispersées par le vent, la pluie ou les animaux. La reproduction sexuée concerne uniquement le mycobionte, les cellules algales ne se divisant que par mitose. Certaines cellules fongiques peuvent mettre en place des divisions méiotiques aboutissant à la formation de spores. Ces divisons ont lieu dans des organes spécialisés appelés apothécies. Les apothécies sont visibles sur les thalles où elles forment de petits plateaux souvent de couleurs différentes (**Figure 16**).
À maturité, les spores sont libérées,

emportées par le vent ou par un animal jusqu'à un autre tronc d'arbre, germent et doivent rencontrer une cellule algale adéquate pour permettre la rapide ramification des filaments mycéliens. La mise en place de la symbiose s'effectue de manière progressive jusqu'à l'établissement d'un jeune thalle (Ozenda & Clauzade, 1970). Cette symbiose permet aux champignons hétérotrophes d'être approvisionnés en glucose, vitamine B et azote, et à l'algue de trouver une protection, notamment contre la dessiccation. Outre ces échanges, la symbiose algue / champignon engendre la synthèse de substances lichéniques produites par le champignon uniquement en présence de l'algue qui lui convient. Ces acides lichéniques ont des fonctions antibiotiques, anti-herbivoriques et de protection (Ozenda & Clauzade, 1970 ; Kershaw, 1985 ; Nash III, 2008).

Les Lobarias sont de grands lichens foliacés à apothécies bien visibles bruns-rougâtres, caractéristiques des vieilles forêts de feuillus en climat humide tempéré ou tempéré froid (VanHaluwyn & Casta, 2009 ; Ozenda & Clauzade, 1970). Ils appartiennent à l'ordre des Cyclocarpales, ascomycètes. Cinquante espèces sont inventoriées (Smith *et al.*, 2009) dont cinq présentes en France et trois sont connues sur la commune de Gentioux-Pigerolles : *L. pulmonaria* (**Figure 16**), *L. scrobiculata* (**Figure 15**) et *L. amplissima*. Ils ont une croissance lente et semblent avoir une très faible habilité à recoloniser des milieux mêmes favorables (Dobson, 2011). La production d'apothécies chez *L. pulmonaria* ne serait possible que pour des individus âgés d'au moins 20 ans (Daviau & Jegat, 2011).

Les Lobarias sont des espèces caractéristiques des communautés épiphytes de stade climax des forêts de bois durs dont le pH de l'écorce varie de 5 à 6 (James *et al.*, 1977). Le Lobarion, considéré comme une association de lichens largement répandue en Europe dans les années 50 (Barkman, 1958), est actuellement en régression à cause de diverses menaces. La diminution de la surface des forêts âgées de feuillus et la fragmentation de ces dernières est une des premières causes du déclin observé de cette association. La fragmentation de l'habitat constitue un obstacle majeur pour la dispersion des Lobarias (Gauslaa, 1995). La dégradation de la qualité de l'air influe également puisqu'il a été montré

Figure 15.
Lobaria scrobiculata.

Figure 16.
Lobaria pulmonaria.

que les pluies acides ou la présence de dioxyde de soufre atmosphérique ont un impact négatif sur la présence de Lobaria (Gauslaa, 1995). Dans le cas d'une acidification importante du milieu, les Lobarias se retrouvent alors cantonnés aux arbres se développant sur des sols riches en calcium. De même, les arbres porteurs de cicatrices ou dégénérescents sont des supports favorisés, leur écorce étant moins acide (Gauslaa, 1995). Ces arbres fragilisés sont souvent abattus, amputant un peu plus l'habitat naturel du Lobarion.

Les lichens du genre *Lobaria* sont par conséquent utilisés comme indicateurs de la continuité écologique des forêts de feuillus et de leur degré d'intégrité écologique dans le temps et dans l'espace (Barkman, 1958 ; Coppins *et al.*, 2002 ; Nascimbene *et al.*, 2010 ; Van Haluwyn *et al.*, 2012). Leur thalle de grande taille et leur morphologie caractéristiques en font de bons candidats pour des études de sciences participatives.

Par conséquent, nous avons cherché à comprendre ce qui déterminait la répartition spatiale de ces lichens sur notre territoire, dans quels types de milieux ils avaient trouvé refuge lors du maximum de déforestation et leur dynamique de recolonisation des espaces boisés feuillus récents.

b. Une enquête de sciences participatives

Pour cela, une enquête de sciences participatives a été menée en 2020-2021, proposée par l'association Le Champ des Possibles. Grâce à des sorties de présentation de l'étude et des documents d'aide à l'identification disponibles en ligne, les participants ont prospecté le territoire communal et localisé au GPS chaque arbre porteur de *Lobaria pulmonaria* ou de *L. scrobiculata* (*L. amplissima* est trop rare pour que ses localisations puissent donner cours à des analyses) en notant l'espèce de lichen présente et l'espèce d'arbre porteur. Les données ont été d'abord vérifiées (sur photographies ou sur place) et nous ont ensuite permis d'examiner si les Lobarias préféraient une essence d'arbre, un type de milieu forestier particulier ou une structure

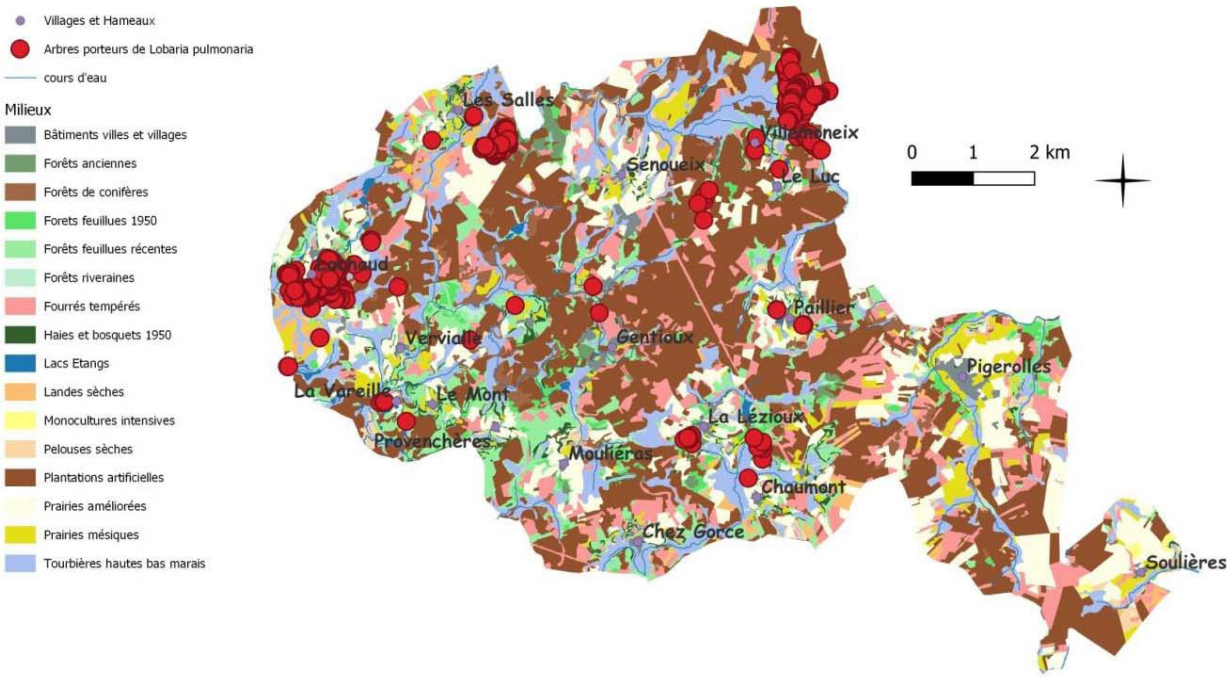


Figure 17.
Localisation des arbres porteurs de *Lobaria pulmonaria* sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

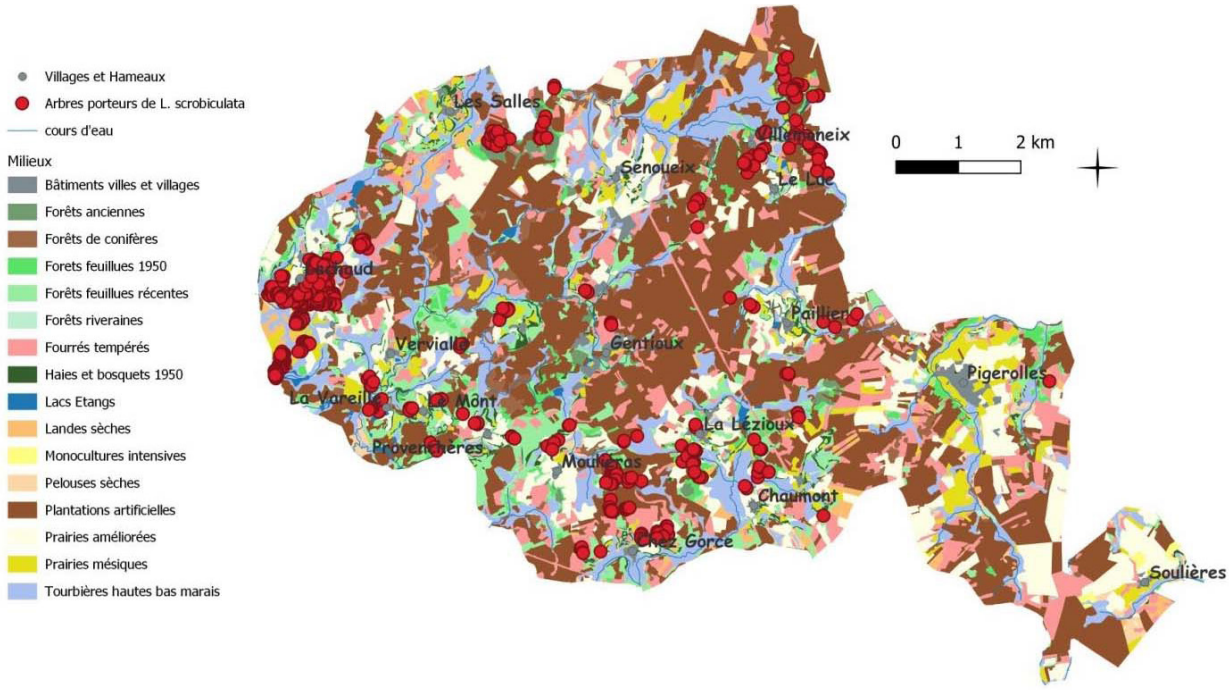


Figure 18.
Localisation des arbres porteurs de *Lobaria scrobiculata* sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

de paysage particulière ; 952 arbres porteurs de *L. pulmonaria* (**Figure 17**) et 1086 arbres porteurs de *L. scrobiculata* (**Figure 18**) ont ainsi été localisés.

c. Une préférence marquée pour les chênes âgés

Les résultats obtenus montrent que les deux espèces de Lichens se trouvent majoritairement sur des chênes (*Quercus robur*), et de façon plus rare sur les Hêtres (*Fagus sylvatica*) ou sur le Saule marceau (*Salix capraea*). Les autres espèces sont exploitées de façon anecdotique et un seul Sapin de Douglas (*Pseudotzuga menziesii*) a été noté porteur de *L. pulmonaria* (**Figure 19**).

Ces résultats confirment ceux obtenus dans une pré-étude conduite en 2013 sur une zone plus petite de la commune (Mahault, 2013). En effet, ce travail de 2013 montre que les Lobarias présentent une préférence significative pour le chêne et se trouvent sur les arbres les plus grands et les plus âgés des peuplements. Parmi ces arbres anciens porteurs de lichens, les plus âgés sont porteurs de lichens avec des apothécies, leur permettant de produire des spores susceptibles de disperser à longue distance (Mahault, 2013).

d. L'importance des haies anciennes et des forêts anciennes comme habitats

D'après les résultats de l'enquête de sciences participatives 2020-2021, les forêts anciennes sont les milieux qui hébergent le plus faible nombre de Lobarias (**Figure 20**). Ce n'est pas que ces milieux soient évités par ces espèces

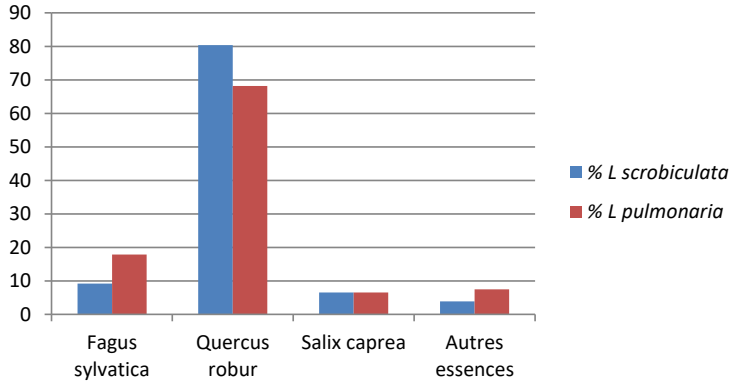


Figure 19.
Pourcentages d'arbres porteurs de *Lobaria pulmonaria* et de *Lobaria scrobiculata* sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

(*L. pulmonaria* présente même une préférence significative pour les forêts anciennes), mais leur surface réduite entraîne une capacité d'accueil très faible, que ce soit pour *L. pulmonaria* comme pour *L. scrobiculata*. Les haies et bosquets anciens, parmi les milieux boisés anciens, jouent un rôle de zones refuges privilégié. Ces milieux, exigus par nature, occupent au final une plus grande surface sur notre territoire que celle occupée par les forêts anciennes et *L. pulmonaria* présente une préférence significative pour ces derniers. La colonisation de milieux forestiers plus récents est effective pour les deux espèces de lichens et *L. scrobiculata* semble avoir une capacité plus forte de colonisation de ces écosystèmes. Pourtant, toutes les parcelles de forêts récentes ne sont pas colonisées, puisqu'on retrouve une proportion significativement plus faible de Lobarias dans les forêts récentes que ce à quoi on devrait s'attendre dans le cas d'une répartition aléatoire de ces espèces (**Figure 20**). Cette difficulté à coloniser les espaces de forêts feuillues récents peut être liée à la structure du paysage, favorisant ou freinant, selon le cas, la dispersion de ces organismes à partir des zones refuges initiales (haies et bosquets anciens, forêts anciennes).

e. Une lente dynamique de dispersion et de colonisation de nouveaux espaces forestiers

Pour comprendre la dynamique de colonisation des espaces forestiers récents à partir des zones refuges, nous avons examiné la fréquence des arbres « récents » (ayant poussé après 1950) porteurs de Lobarias en fonction de la distance à la zone refuge la plus proche (haies et bosquets anciens, forêts anciennes). Nous avons comparé ensuite cette distribution de fréquence à celle obtenue quand on examine la fréquence de points générés aléatoirement au sein des espaces forestiers récents (**Figure 21**).

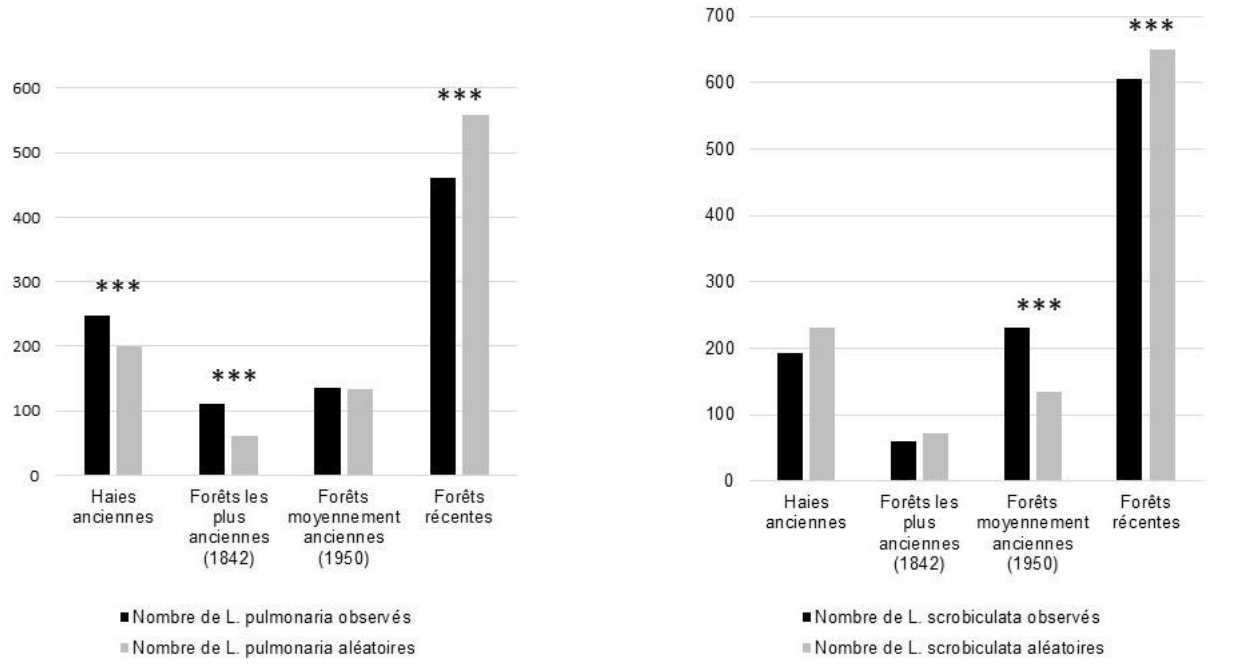


Figure 20.
Nombre de points d'observation de Lobaria pulmonaria et de L scrobiculata par type de milieu (barres noires). Les barres grises représentent le nombre de points situés dans chacun de ces types de milieux forestiers lorsqu'une répartition aléatoire des lichens est simulée. Les étoiles indiquent les cas où une différence significative est observée entre la répartition aléatoire et la répartition réelle des lichens (test du Khi2).

Lobaria pulmonaria et *L. scrobiculata* peuvent coloniser des arbres situés dans des espaces forestiers récents (ayant poussé après 1950) mais cette capacité de colonisation semble réduite pour ces deux espèces. Nos résultats montrent que pour ces deux espèces, 97 % des lichens sont observés à moins de 100 mètres d'une zone forestière refuge (forêts anciennes, haies et bosquets anciens). Très peu parviennent à s'installer dans des espaces boisés nouveaux plus éloignés. Ces résultats confirment ceux obtenus par Lucie Mahault sur un secteur plus restreint en 2013 (Malhault, 2013) ou par des auteurs italiens dans les zones de piémont (Otalora *et al.*, 2011). Ils montrent par conséquent que la capacité des Lobarias à coloniser des arbres jeunes dépend fortement de l'intégrité du continuum forestier (Otalora *et al.*, 2011 ; Dobson, 2011).

La structure globale du paysage est donc susceptible d'impacter la capacité à coloniser des espaces forestiers nouveaux et donc la répartition et la persistance de ces lichens sur notre territoire. C'est ce dernier point que nous allons étudier maintenant afin de déterminer, au sein de la commune de Gentioux-Pigerolles, où se trouvent les secteurs dont la structure paysagère est favorable à la présence de ces espèces bioindicatrices.

f. Un paysage favorable à la présence des Lobarias caractérisé par un réseau dense de haies anciennes

La méthode d'analyse utilisée pour répondre à cette question est une méthode développée par Hirtzel à partir des années 2000, qui se nomme « Ecological Niche Factor Analysis » (ENFA). Cette méthode d'analyse nécessite une bonne maîtrise du concept de niche écologique et des principes de base des analyses

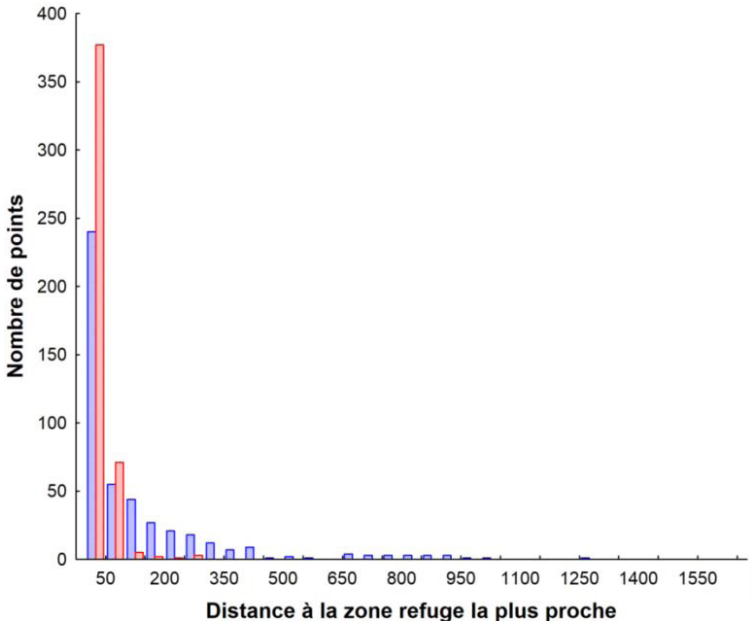


Figure 21.
Distribution de fréquence du nombre de points d'observation de L. pulmonaria en milieu forestier récent (post 1950) en fonction de la distance à la zone refuge (haies et bosquets anciens, forêt ancienne) la plus proche (diagramme en rouge). Le diagramme en bleu représente cette même distribution de fréquence pour des points répartis aléatoirement dans les espaces boisés récents de la commune. La différence entre les deux distributions est significative (Test U de Mann-Whitney : Z = 8.69 ; p<0.001 ; n = 459). Des résultats similaires ont été obtenus pour L. scrobiculata (Test U de Mann-Whitney : Z = -2.89 ; p<0.003 ; n = 604)

multivariées. Nous n'aborderons pas ces points mais renvoyons le lecteur aux articles de Hirzel pour rentrer dans les détails (Hirzel *et al.*, 2001, 2002, 2003, 2008). Nous tenterons seulement ici de résumer la philosophie de son approche.

Il s'agit d'une méthode d'analyse multivariée qui consiste à comparer la gamme des conditions environnementales sous-tendant les points de présence d'une espèce à la gamme des conditions environnementales disponibles dans la région étudiée. En se concentrant uniquement sur les données de présence dans cette analyse, on élimine les biais dus aux fausses absences. En effet, une espèce peut paraître absente de certains secteurs géographiques, soit parce qu'elle n'a pas

été détectée, soit parce que le secteur en question n'a pas été prospecté. Pour la commune de Gentioux-Pigerolles, les conditions environnementales retenues dans ce travail préliminaire concernent les caractéristiques paysagères. Il y a en effet trop peu de variations méso-climatiques à l'échelle d'une commune pour que les paramètres climatiques soient pris en considération dans la construction des modèles explicatifs de la répartition des espèces (Franklin, 2009, Peterson *et al.*, 2011). Les variables paysagères retenues ont été calculées à partir de la carte des milieux actuellement présents sur la commune intégrant l'âge des différents milieux forestiers (**Figure 12, p. 13**). Nous avons recouvert la carte des habitats présents sur la commune de Gentioux-Pigerolles par un maillage de points d'échantillonnage distants les uns les autres de 50 mètres autour desquels la structure fine du paysage a été mesurée au sein de zones tampons circulaires de taille croissante : 50, 100, 200 et 400 mètres de rayon. Les variables paysagères susceptibles d'influencer la répartition des espèces forestières étudiées ici sont des variables indiquant la proportion du paysage occupée par chaque type de milieu, mais aussi des indices de fragmentation des milieux (nombre de parcelles par type d'habitats, surface du peuplement le plus grand pour un type de milieu rencontré à une certaine échelle d'analyse), et enfin des mesures des longueurs d'écotones (zones lisières entre les milieux considérés et les milieux voisins). La comparaison entre la gamme des conditions environnementales sous-tendant les points de présence de l'espèce et la gamme des conditions environnementales disponibles sur la zone d'étude se base sur deux concepts, celui de marginalité et celui de spécialisation.

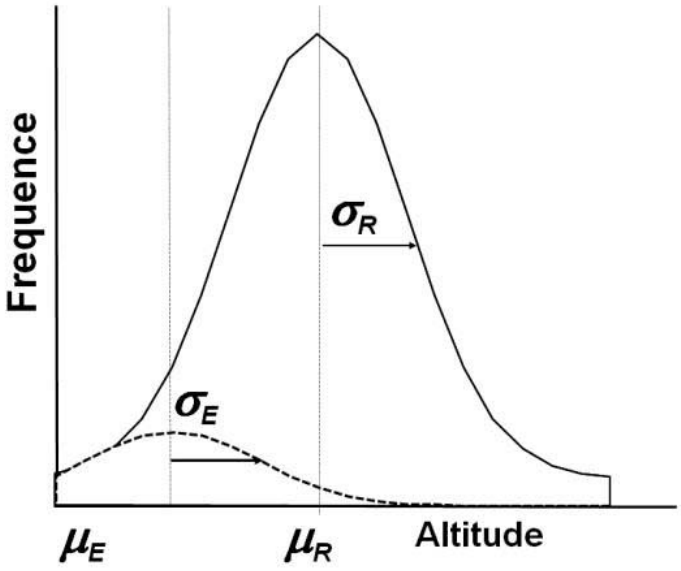


Figure 22.
Concepts de marginalité et de spécialisation. La courbe en trait plein représente la distribution des offres régionales pour une variable environnementale donnée. C'est par exemple, si l'on prend l'altitude, le nombre de cellules rencontrées pour chaque altitude présente dans la région. La courbe en pointillé représente le nombre de cellules occupées par l'espèce étudiée pour chaque altitude présente dans la région. La marginalité correspond à la différence entre la moyenne des offres régionales μ_R et la moyenne des valeurs rencontrées dans les zones occupées par l'espèce μ_E. La spécialisation, quant à elle, correspond au rapport entre l'écart-type des offres régionales σ_R et l'écart-type des valeurs rencontrées dans les zones occupées par l'espèce σ_E.

La marginalité correspond à la différence entre la moyenne des conditions écologiques rencontrées dans la région d'étude et la moyenne des conditions écologiques rencontrées où se trouve l'espèce (**Figure 22**). Si l'espèce se trouve n'importe où, la marginalité sera égale à zéro. Si l'espèce se trouve dans des secteurs dont les conditions sont extrêmes par rapport aux conditions régionales moyennes, la marginalité tendra vers 1 ou sera supérieure. Par contre, si une espèce a une répartition concentrée sur les secteurs de la région où les conditions écologiques correspondent aux moyennes régionales, la marginalité sera proche de zéro alors que

l'espèce présentera une certaine forme de sténoecie (spécialisation écologique).
Pour pallier cette éventualité, la spécialisation compare la variation des conditions écologiques rencontrées dans la région à la variation des conditions écologiques rencontrées dans les zones occupées par l'espèce. Si l'espèce se trouve n'importe où (espèce euryèce), la spécialisation tendra vers 1. Par contre, si l'espèce concentre sa distribution sur une gamme plus faible d'offres écologiques régionales, la spécialisation sera supérieure à 1 et tendra progressivement vers l'infini quand les exigences écologiques spécifiques seront de plus en plus étroites (espèce de plus en plus sténoèce) (**Figure 22**). Ces deux premiers calculs permettent de cerner si l'espèce étudiée présente des exigences écologiques particulières par rapport aux variables environnementales retenues dans l'analyse (espèce spécialiste ou sténoèce), ou si l'espèce vit un peu n'importe où dans la région considérée (espèce généraliste ou euryèce).
Les résultats statistiques complets de ces analyses spatiales sont consultables en **annexes 1, 2, 3, 4 et 5 du rapport d'origine**.

Il en ressort que *Lobaria pulmonaria* et *Lobaria scrobiculata* sont toutes deux des espèces exploitant des milieux favorables situés au sein de structures paysagères très particulières (marginalité > 1 pour tous les modèles) mais présentant une assez forte tolérance par rapport à des variations autour de ces caractéristiques (Spécialisation < 1,5 pour tous les modèles).
Ces deux espèces s'installent préférentiellement dans des secteurs où les paysages se caractérisent par une forte densité de vieilles haies et de bosquets (surface relative de ces milieux et longueur des lisières) à des échelles spatiales contrastées (zones tampon de 50 à 400 mètres). L'impact de la densité de ces milieux boisés sur la répartition des Lobarias paraît plus important que celui de la densité des forêts anciennes à ces mêmes échelles spatiales. Si l'analyse est reconduite pour comprendre la répartition spatiale uniquement des lichens ayant réussi à coloniser des espaces forestiers récents (forêts de feuillus ayant poussé après 1950), alors c'est encore l'importance d'un paysage à forte densité de bosquets d'arbres anciens et des vielles haies qui est mise en évidence. Les vieilles forêts jouent aussi un rôle pour ces espèces, mais à moindre mesure. Les plantations de résineux entravent quant à elles la colonisation d'espaces nouveaux pour *L. scrobiculata*.
Par conséquent, les zones refuges et les centres de dispersion de ces deux espèces indicatrices de forêts de qualité sont essentiellement constituées par les bosquets et haies anciennes, et dans une moindre mesure, par les forêts anciennes de la commune de Gentioux-Pigerolles.

g. Une cartographie des habitats favorables aux Lobarias témoignant d'une capacité d'accueil variable des paysages sur la commune pour ces espèces

Enfin, à partir de la compréhension des déterminants statistiques de la répartition de ces espèces, nous pouvons modéliser les variations de qualité de l'habitat à l'échelle de la commune avec une grande robustesse. Cela permet d'examiner la localisation des habitats optimaux, sub-optimaux ou défavorables pour ces lichens sur la commune de Gentioux-Pigerolles (**Figures 23 et 24**).
Les secteurs favorables à la présence des Lobarias sont cartographiés en vert foncé et les secteurs sub-optimaux en vert clair. Les autres secteurs constituent les zones

défavorables à la présence de ces espèces. Les secteurs favorables à ces espèces bioindicatrices de milieux boisés de qualité ne sont pas répartis aléatoirement sur la commune de Gentioux-Pigerolles. Si *Lobaria scrobiculata* semble plus tolérante que *Lobaria pulmonaria* (zones favorables plus vastes), les deux espèces privilégient des secteurs plutôt périphériques de la commune. Les secteurs qui semblent globalement défavorables à la présence de ces deux espèces sont similaires. Ils sont constitués à la fois de zones massivement occupées depuis 1950 par des plantations de résineux et, à l'extrémité est de la commune, de secteurs massivement occupés par des plantations de résineux et des parcelles agricoles de grande taille. Ces structures paysagères particulières entraînent une attrition et une fragmentation des espaces favorables à ces deux lichens. La

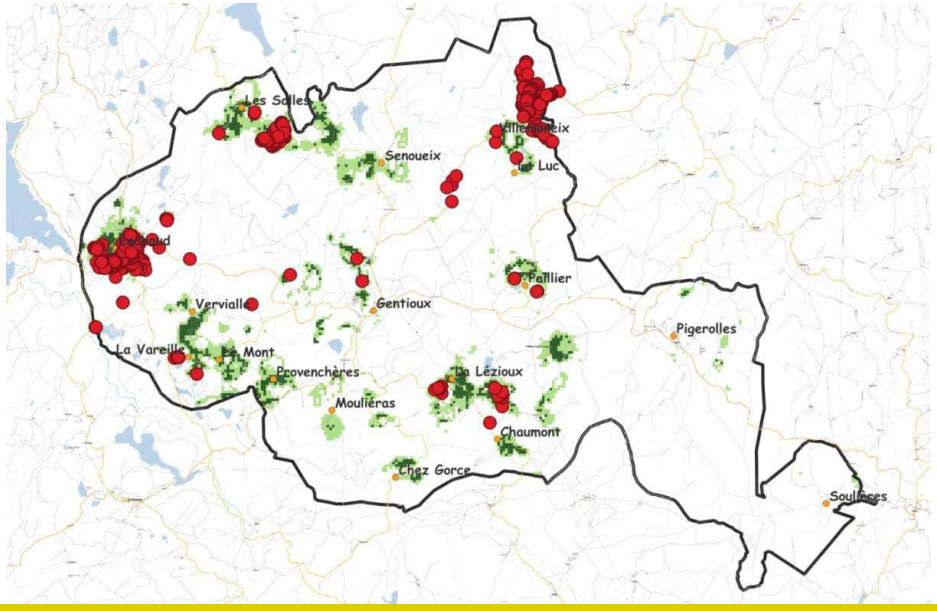


Figure 23.
Carte prédictive de la qualité des paysages pour *Lobaria pulmonaria* sur la commune de Gentioux-Pigerolles. Les secteurs optimaux sont cartographiés en vert sombre et les zones sub-optimale en vert clair. Les points de présence sont en rouge.

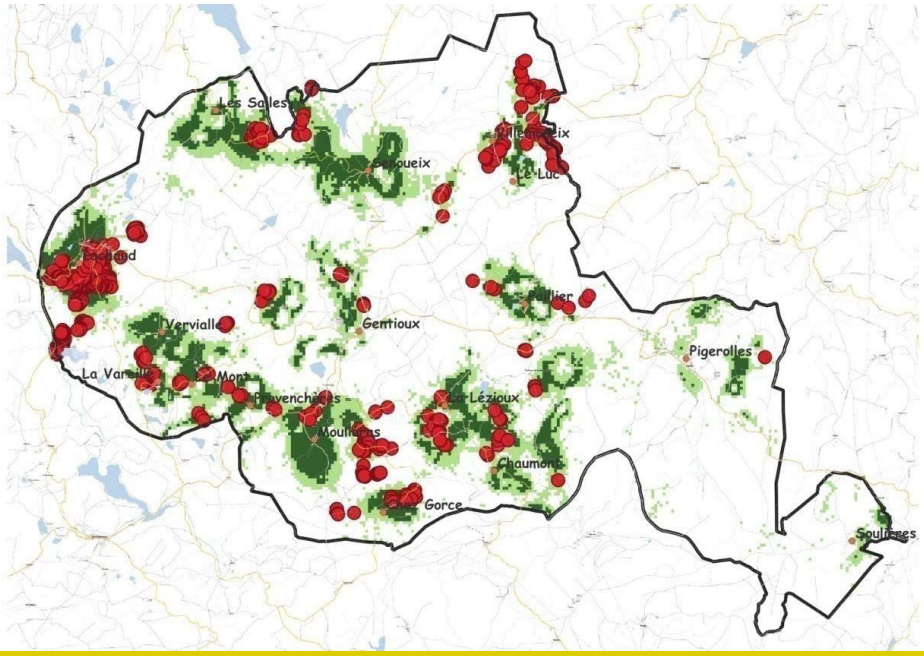


Figure 24.
Carte prédictive de la qualité des paysages pour *Lobaria scrobiculata* sur la commune de Gentioux-Pigerolles. Les points de présence sont en rouge.

faible capacité de dispersion des Lobarias explique leur forte sensibilité à la rupture de connectivité entre espaces boisés feuillus. Cette rupture de connectivité est due essentiellement à l'emprise spatiale des plantations de résineux.

3. Conforter ces résultats : l'étude des coléoptères saproxyliques

Les Coléoptères saproxyliques forment un groupe d'espèces appartenant à 74 familles différentes. Ce groupe rassemble les espèces de Coléoptères qui dépendent, pendant au moins une partie de leur cycle de vie, des tissus d'arbres morts ou vivants ou d'autres espèces saproxyliques, comme les champignons lignicoles. En France, 2663 espèces ont été recensées, et sur le Plateau de Millevaches, l'étude menée en 2018 par le PNR a mis en évidence la présence de 330 espèces.

Les Coléoptères saproxyliques forment un groupe bioindicateur particulièrement adapté pour cette étude puisqu'ils permettent de préciser le degré de maturité et d'ancienneté des boisements qu'ils occupent, en se basant sur les indices de patrimonialité associés à chaque espèce.

Nous avons par conséquent déployé un protocole d'inventaire pour examiner si les forêts anciennes (ante 1842) et les bosquets et haies anciennes, avec ou sans *L. pulmonaria*, différaient par la richesse et la structure des communautés d'insectes saproxyliques qui s'y développent.

Pour cela, 40 pièges d'interception ont été suspendus sur les chênes de la commune.

Chaque piège se compose d'une vitre en polycarbonate transparent de 60 x 100 cm fixée au-dessus d'un récipient de collecte contenant 3 litres d'eau salée et une goutte d'agent mouillant (savon). Le dispositif est accroché à une branche et haubané au sol. La répartition des pièges dans les différents milieux est indiquée dans le **Tableau 1**.

Les insectes sont récoltés tous les 15 jours pendant 3 mois et conservés dans l'éthanol à 96 %. Dans un premier temps, seuls les coléoptères de la famille des Cérambycidés ont été identifiés, soit 1786 individus. Les autres coléoptères récoltés seront identifiés ultérieurement et les analyses conduites ici de façon préliminaire seront développées à nouveau sur l'ensemble de la communauté des coléoptères saproxyliques.

Les Cérambycidae échantillonnés appartiennent à 25 espèces différentes, dont 4 espèces largement majoritaires : *Stenurella melanura*, *Anoplodera sexguttata* (**Figure 25**), *Alosterna tabacicolor*, *Pachytodes cerambyciformis* (voir liste complète des espèces identifiées en **annexe 18 du rapport d'origine**). Parmi ces 25 espèces, 10 espèces présentent un indice de patrimonialité de 2 (espèces en faibles densités mais largement distribuées ou localisées mais localement abondantes) d'après le catalogue de Bouget *et al.*, (2019).

D'après cette étude, la richesse spécifique en Cérambycidés et la structure des communautés ne diffèrent pas selon les milieux (haies anciennes / forêts anciennes

Tableau 1.
Répartition des pièges d'interception par type de milieu.

Forêt ancienne		Haie ancienne	
Arbre avec *L. pulmonaria*	Arbre sans *L. pulmonaria*	Arbre avec *L. pulmonaria*	Arbre sans *L. pulmonaria*
10 pièges	10 pièges	10 pièges	10 pièges

Figure 25.
Anoplodera sexguttata, coléoptère Cerambycidae à indice de patrimonialité de 2

avec / sans *L. pulmonaria*). Ni les forêts anciennes, ni les espaces boisés avec Lobarias ne semblent présenter un intérêt écologique supérieur aux bosquets et haies anciennes ou aux milieux boisés anciens dépourvus de Lobarias. Ces résultats contrastent avec ceux obtenus par Arup & Ekman (1995), montrant une plus grande diversité en coléoptères patrimoniaux dans les forêts pourvues de Lobarias.

Nos résultats devront être confirmés par des analyses étendues à l'ensemble des coléoptères saproxyliques récoltés, et pas seulement limitées à la famille des Cerambycidae.

4. Comprendre la répartition spatiale d'une espèce architecte : le Pic noir *Dryocopus martius*

Le Pic noir (*Dryocopus martius*) est le plus grand pic d'Europe (**Figure 26**). Cette espèce a considérablement étendu son aire de distribution sur tout le territoire européen depuis les années 1950. Initialement cantonné aux territoires de montagne (Alpes, Jura, Vosges, Massif Central, Pyrénées), le Pic noir occupe la totalité des régions de France (Issa & Müller, 2015). Les causes de cette expansion spatiale sont difficiles à cerner car elle est généralisée au territoire européen alors que les modifications locales des espaces forestiers sont très variables d'un pays à l'autre (Gormann, 2011). Le Pic noir semble avoir colonisé le Limousin dans les années 1960 (SEPOL, 2013). En 2013, il se trouve dans la région partout où les milieux lui conviennent.

Le Pic noir creuse chaque année une nouvelle loge dans son territoire en sélectionnant préférentiellement les arbres de grande taille d'essences présentant un bois plutôt tendre (Pins, Hêtres, etc.) (**Figure 30, page 29**) ou sélectionne des arbres dépérissants, dont le bois est attendri par l'invasion de champignons xylophages (Cramp, 1985 ; Gorman, 2011). Le pic niche dans l'une de ses loges, et la multiplicité des loges sur un même territoire peut être considérée comme une stratégie anti-prédateurs. Le pic se trouve ainsi plutôt dans les peuplements matures présentant ces caractéristiques.

Les fourmis constituent un élément essentiel de son régime alimentaire (Cramp, 1985 ; Gorman, 2011) même si d'autres invertébrés peuvent être consommés, permettant au Pic noir de s'installer aussi dans des secteurs où la densité de fourmilières du genre *Camponotus* ou *Formica* est faible.

Le Pic noir est considéré comme une espèce architecte. Ses loges sont réinvesties par une grande diversité d'espèces animales : Martre des pins *Martes martes*, Écureuil *Sciurus vulgaris*, Pigeon colombin *Columba oenas*, Sittelle torchepot *Sitta europaea*, Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*, Loir gris *Glis glis*. Des chauves-souris forestières comme les

Figure 26.
Pic noir mâle venant relayer la femelle en période d'incubation. La loge est ici creusée dans un hêtre de grande taille, au sein d'un petit lambeau relictuel de vieille hêtraie, à proximité du bourg de Gentioux.

Noctules (*Nyctalus noctula*, *N. lasiopterus*, *N. leisleri*) utilisent souvent ces abris plutôt en été et en hiver, en dehors de la période de reproduction du Pic (Gorman, 2011 ; Cramp, 1985) et ce n'est pas moins d'une quinzaine d'espèces qui ont été trouvées utilisant occasionnellement ces loges. Le rôle du Pic noir comme architecte d'un microhabitat particulier favorable à une grande diversité d'espèces forestières en fait un bon candidat bioindicateur de la qualité écologique des espaces boisés.

C'est pour cela qu'un inventaire participatif des arbres à loges a été initié sur la commune de Gentioux-Pigerolles. Son territoire a été recouvert d'une grille avec des mailles de 500 m x 500 m. Les bénévoles participant à cette étude ont prospecté intensivement les carreaux dont ils prenaient la charge et ont localisé au GPS 179 arbres à loges (**Figure 27**). La répartition des arbres ainsi que les préférences écologiques du Pic quant à la localisation de ses zones de nidification ont été analysées en suivant les mêmes procédures que celles développées pour les Lobarias.

a. Une préférence marquée pour les hêtres

Toutes les loges recensées l'ont été sur du Hêtre (*Fagus sylvatica*) sauf cinq d'entre elles trouvées sur du Chêne (*Quercus robur*) et deux sur du Bouleau (*Betula* sp.). Cette préférence pour le Hêtre rejoint les données de la bibliographie. Le Chêne est évité, malgré son abondance sur le territoire, à cause de la dureté de son bois, et le Bouleau est rarement de taille à

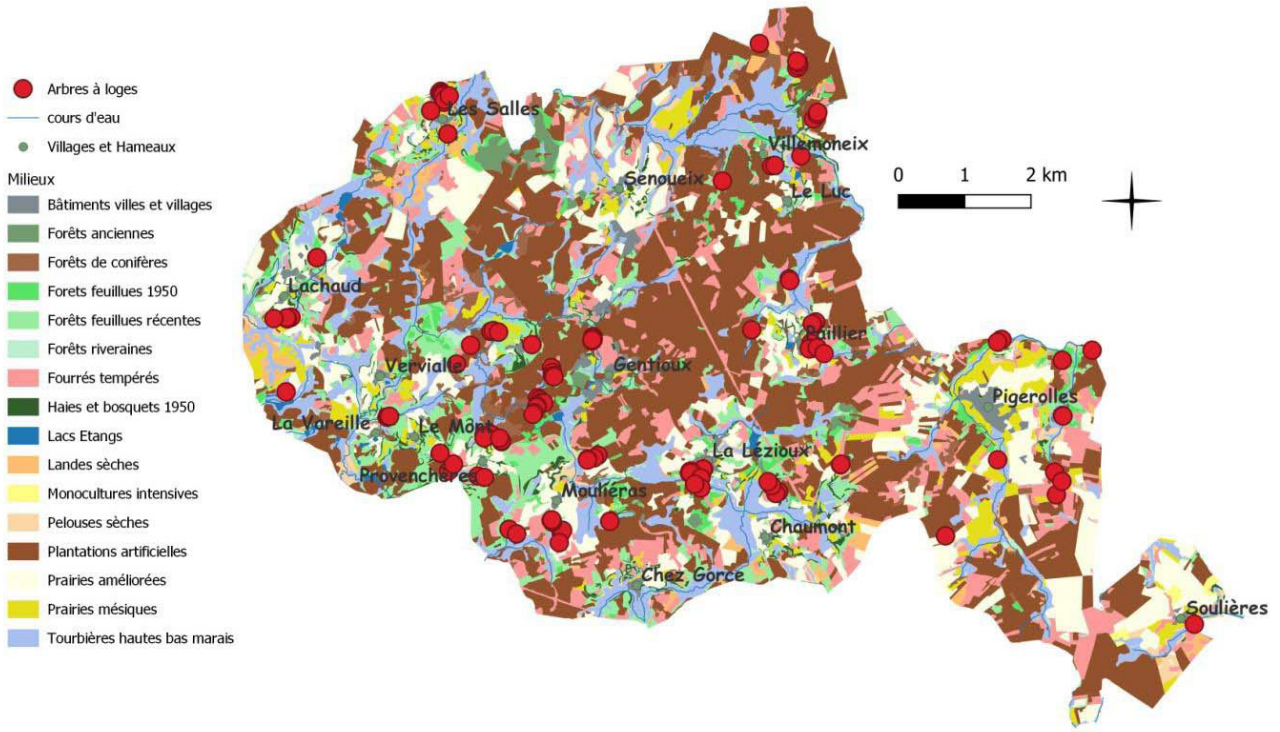


Figure 27.
Localisation des arbres porteurs de loges de Pic noir sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

permettre l'installation du Pic noir.

b. L'importance des bosquets et haies anciens, et des forêts

Les milieux hébergeant le plus d'arbres à loges sur notre territoire sont les forêts moyennement anciennes, ayant poussé entre 1842 et 1950, les haies et bosquets anciens, et les forêts anciennes (antérieures à1842) (**Figure 28**). Le Pic noir montre d'ailleurs une préférence significative pour ces trois types de milieux. Un nombre de loges très faible a été trouvé sur des hêtres au sein de peuplements forestiers récents (postérieurs à 1950) ou enclavés dans des plantations de résineux et nos résultats montrent un évitement significatif de ce type de milieu. Les forêts anciennes (antérieures à 1842) sont plus rarement exploitées même si le Pic noir présente une préférence écologique significative pour ces milieux car la surface de ces milieux reliques sur la commune est très faible. Les forêts ayant poussé entre 1842 et 1950 renferment des arbres de suffisamment grand diamètre pour accueillir le pic noir et les haies et bosquets anciens montrent à nouveau leur rôle clef pour cette espèce. Les forêts récentes sont rarement utilisées, certainement du fait de la taille plus faible des arbres qu'elles hébergent et de la grande dominance des chênaies dans ces milieux. Aucune loge n'a été trouvée dans les plantations de résineux.

c. Un paysage favorable à la présence du Pic noir caractérisé par un réseau dense de bosquets et de haies anciennes

Le contexte paysager favorable à l'installation du Pic noir a été analysé par la méthode de l'ENFA, expliquée dans le paragraphe concernant les lichens (les résultats statistiques de ces analyses sont consultables en **annexe 6 du rapport d'origine**). Le Pic noir creuse ses loges préférentiellement dans des secteurs où les paysages se caractérisent par une forte densité de vieilles haies, de bosquets et de forêts anciennes (surface relative de

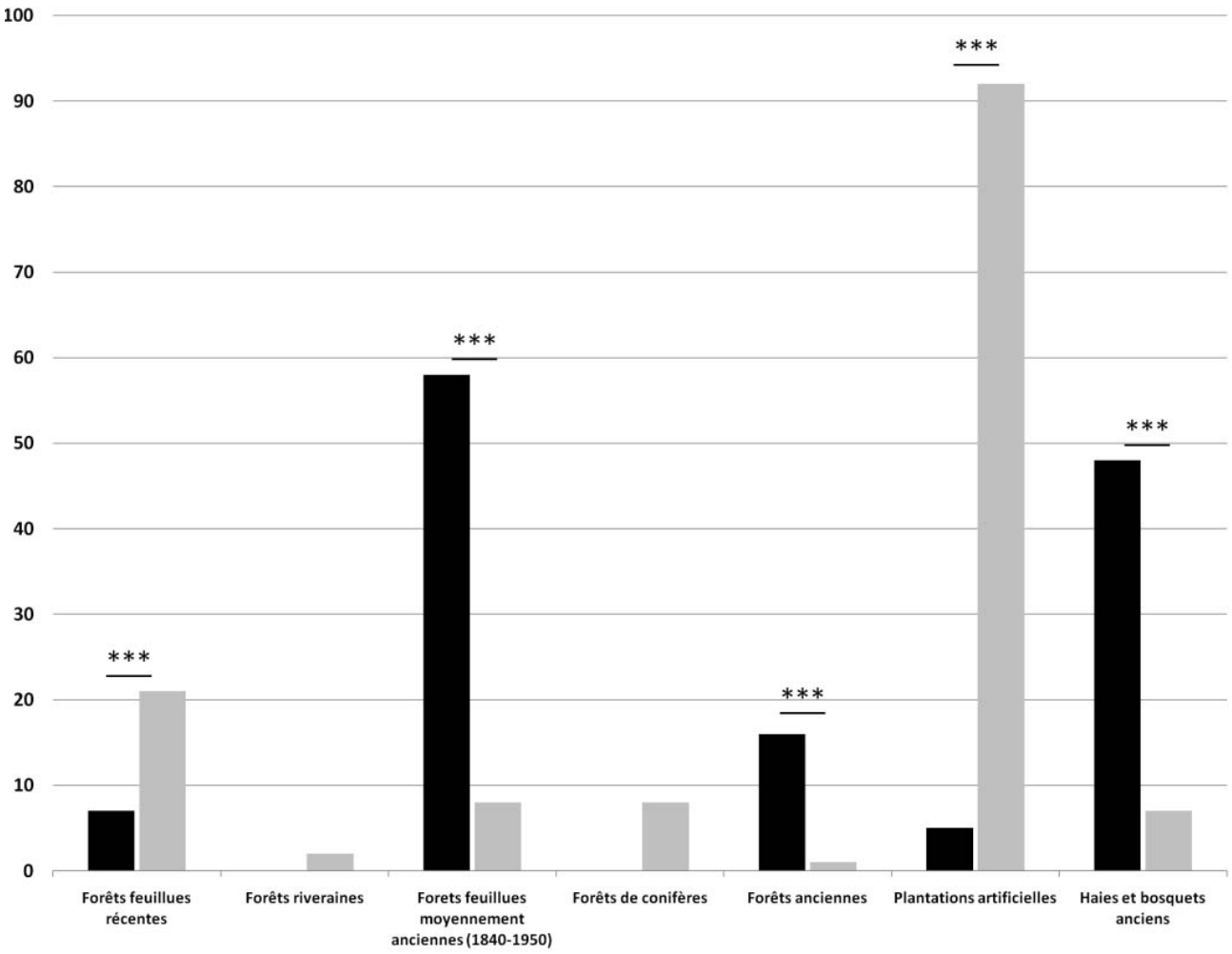


Figure 28.
Nombre de points d'observation d'arbres à loge de Pic noir (*Dryocopus martius*) par type de milieu (barres noires). Les barres grises représentent le nombre de points situés dans chacun de ces types de milieux forestiers lorsqu'une répartition aléatoire des arbres à loge est simulée. Les étoiles indiquent les cas où une différence significative est observée entre la répartition aléatoire et la répartition réelle des arbres à loge (test du Khi^2).

ces milieux et longueur des lisières) sur des échelles spatiales assez vastes (zones tampon de 200 à 400 mètres) et évite les secteurs où la densité des plantations de résineux est forte sur de vastes surfaces (zones tampons de 400 mètres). Le Pic noir semble par conséquent privilégier les secteurs où les milieux d'accueil favorables (hêtres situés en vieilles forêts, bosquets et haies anciens) sont suffisamment représentés et où le paysage n'est pas appauvri écologiquement pas une trop grande dominance de plantations de résineux.

d. Une cartographie des habitats favorables au Pic noir témoignant d'une capacité d'accueil variable des paysages

La cartographie des secteurs favorables au Pic noir sur la commune montre une forte hétérogénéité spatiale dans la capacité d'accueil de notre territoire pour cette espèce architecte (**Figure 29**). Là encore, les secteurs les plus intéressants se trouvent plutôt à la périphérie de la commune de Gentioux Pigerolles et sont proches des zones favorables à la présence des lichens *Lobaria*.

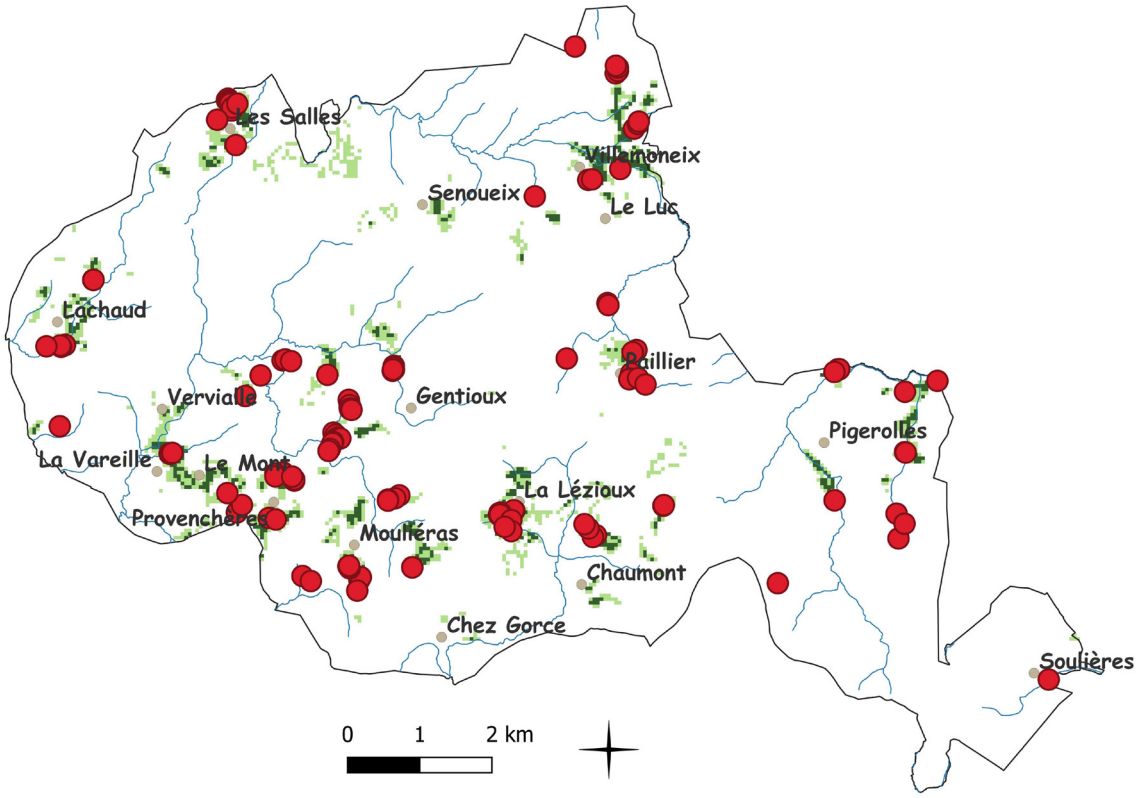


Figure 29.
Carte prédictive de la qualité des paysages pour le Pic noir *Dryocopus martius* sur la commune de Gentioux-Pigerolles. Les secteurs optimaux sont cartographiés en vert sombre et les zones sub-optimales en vert clair. Les points rouges correspondent aux arbres à loges recensés sur la commune.

Figure 30.
Pic noir mâle s'envolant de sa loge.

5. Un révélateur du stress sur les milieux forestiers ? L'apport de l'enquête Fourmis des bois

a. Des espèces aux stratégies de reproduction contrastées

Les Fourmis rousses des bois du groupe *rufa* (**Figure 31**) sont représentées par neuf espèces en Europe (Radchenko, 2015 ; Satokangas *et al.*, 2023). Parmi elles, trois espèces nous intéressent plus particulièrement, car ce sont des espèces forestières dont les modes de reproduction contrastés en font de bonnes candidates comme bioindicateurs des stress touchant les écosystèmes forestiers. Il s'agit de *Fomica rufa*, de *Formica polyctena* et de leur hybride *Formica rufa* X *polyctena*.

En effet, *Formica polyctena* est une espèce polygyne et polydôme. Un dôme peut contenir plusieurs reines. Les reines des colonies polygynes s'accouplent sur la surface ou à côté du nid où elles sont nées. Les jeunes reines commencent généralement la reproduction après leur adoption par une colonie voisine de la même espèce ou restent dans leur colonie d'origine et se dispersent lors d'une séparation de la colonie (Seifert, 2018). La reine quitte alors le nid natal avec des ouvrières pour s'installer dans un nouveau nid (Stockan & Robinson, 2016). Si ce nouveau nid reste socialement connecté à la colonie natale, la colonie devient alors polydôme.

Formica rufa, a contrario, est le plus souvent monogyne et monodôme. Une seule reine alors occupe le nid. Les individus reproducteurs s'envolent du nid en essaim et s'accouplent. Ensuite, les futures reines réalisent généralement des vols à longue distance du nid où elles sont nées et trouvent des nids de fourmis du sous-genre *Serviformica* qu'elles parasitent (Seifert, 2018). Si l'envahisseuse réussit à se faire accepter par la colonie, la reine hôte est exécutée ou exclue du nid et ses ouvrières se mettent à élever la couvée de la reine parasite avant d'être remplacées par les nouvelles ouvrières (Stockan & Robinson, 2016). La stratégie de parasitisme temporaire représenterait plus de risques, notamment car la reine doit trouver une colonie adaptée à parasiter et s'y faire accepter. Elle permettrait cependant une dispersion à plus longue distance.

Enfin, l'espèce hybride *F. polyctena* X *rufa* peut adopter les deux stratégies. Elle est souvent polygyne mais une proportion non négligeable de nids de cette espèce est aussi monogyne (Seifert, 2018). Cette espèce hybride combine donc les principales stratégies reproductives et de dispersion de ses deux espèces parentales (Seifert *et al.*, 2010).

Figure 31.
Tête de *Formica*.

Par conséquent, nous posons l'hypothèse que la forme hybride, par sa plus grande plasticité comportementale, pourrait présenter un avantage évolutif par rapport aux deux autres espèces, *Formica rufa* et *Formica polyctena*. Dans le contexte de transformation des paysages et de développement de la sylviculture industrielle depuis les années 1950 sur le plateau de Millevaches et sur la commune de Gentioux-Pigerolles en particulier, la

forme hybride devrait être majoritairement représentée sur la zone d'étude, et révéler par son abondance le stress occasionné aux écosystèmes forestiers.
Cette capacité d'hybridation inter-spécifique soulève de nombreuses questions en écologie. Notamment, il est pertinent de se demander si l'hybridation est un mécanisme évolutif capable de créer des opportunités d'adaptation (Schwenk *et al.*, 2008). La réponse à cette question est particulièrement intéressante dans le contexte actuel, où les activités anthropiques sont à l'origine de nombreux changements dans les écosystèmes.

Outre ces particularités biologiques qui font de ces espèces des bioindicateurs pertinents des pressions environnementales, les fourmis du groupe *rufa* jouent aussi un rôle essentiel dans les dynamiques proies-prédateurs, le cycle des nutriments, la dispersion de graines, la fourniture et la modification d'habitats, ou encore la croissance des arbres et des plantes. Elles ameublissent le sol via la construction de leurs nids, le mélangeant avec de la matière organique et l'enrichissant avec des nutriments. Elles améliorent ainsi la fertilité du sol, ce qui favorise la croissance des plantes et des champignons et la production et la germination de graines. La régulation des insectes, particulièrement ceux considérés comme nuisibles, est un autre de leurs rôles importants (Wermelinger, 2021).Pour cette raison, elles sont protégées par la loi dans certains pays (Stockan & Robinson, 2016). Par conséquent les fourmis des bois peuvent être décrites comme des espèces clés de voûte (Stockan & Robinson, 2016) dans les milieux qu'elles habitent.

b. Une enquête participative

Parmi les 400 carrés échantillons de 500 m x 500 m couvrant la commune de Gentioux-Pigerolles et déjà utilisés lors des prospections « Pic noir », les carrés contenant plus de 25 % de forêts ont été sélectionnés (**Figure 32**). En effet,

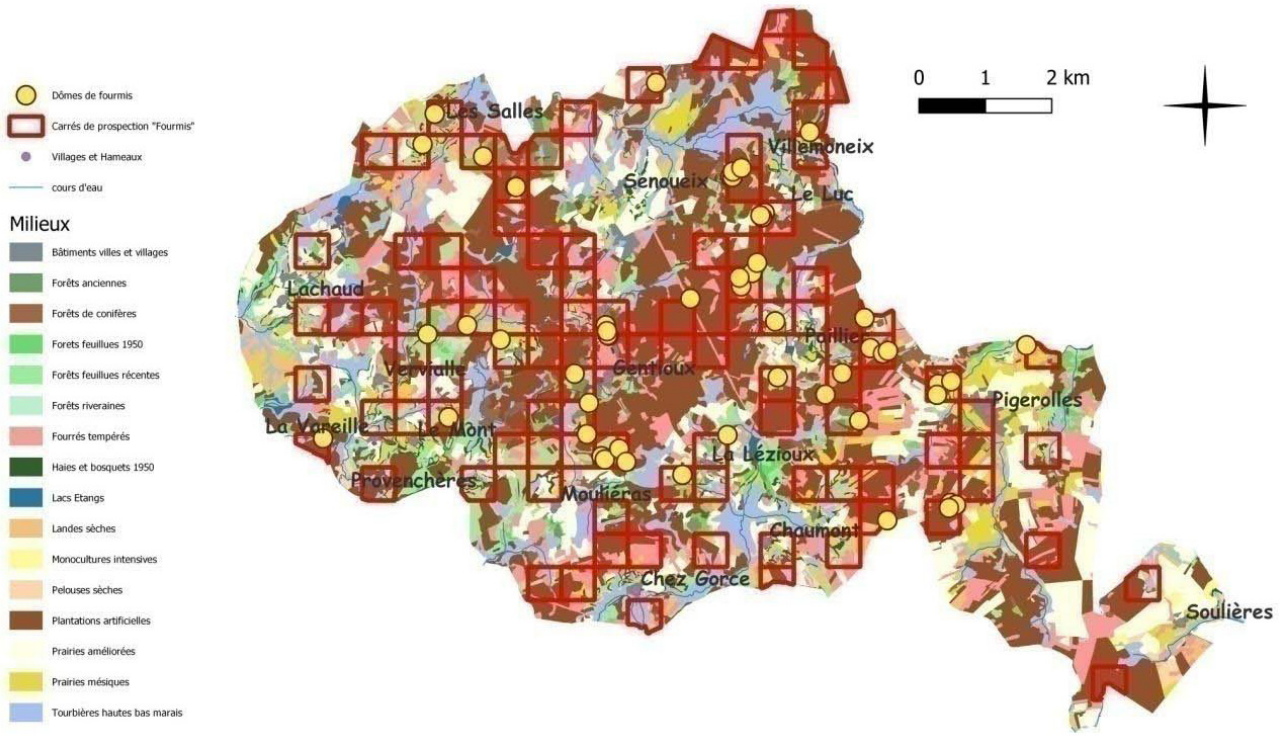


Figure 32.
Localisation des carrés échantillons utilisés dans l'étude « Fourmis » et localisation des dômes recensés.

Figure 33.
Dôme de *Formica* sp.

les fourmis du groupe *rufa* sont des espèces forestières qu'il serait vain de rechercher dans des espaces dépourvus de forêts. Parmi les 300 carrés obtenus, 100 ont été tirés aléatoirement et promus « carrés à prospecter ». Chacun de ces 100 carrés ont été prospectés au travers d'une étude de sciences participatives par recherche des fourmilières du groupe *Formica* (on parlera ici de dômes). Les dômes géoréférencés devaient se trouver au maximum à 10 mètres des bords des sentiers ou des routes parcourues par les bénévoles.

Dans un deuxième temps, les biologistes de l'association le Champ des Possibles sont revenus sur les dômes localisés pour mesurer leurs dimensions (hauteur et diamètre) et prélever 10 ouvrières sur chaque dôme. Les dix fourmis ont été conservées dans de l'alcool éthylique 96 % dénaturé. Ces spécimens ont été utilisés pour l'identification des trois espèces, qui nécessite de mesurer précisément la pilosité qui se développe au niveau du thorax (pronotum et propodeum) et de la face inférieure de la tête (Seifert, 2018).

Ce travail d'identification a été réalisé au laboratoire, sous loupe binoculaire (x 50). Les valeurs moyennes de pilosité obtenues pour ces trois marqueurs pour chaque dôme permettent de séparer les trois espèces (Stockan & Robinson, 2016).

Sur les 56 dômes étudiés (**Figures 32 et 33**) nous avons ainsi trouvé 11 dômes de *Formica* type *polyctena*, 9 dômes de *Formica* type *rufa* et 36 dômes de type hybrides *F. polyctena* X *rufa* (**Figure 34**).

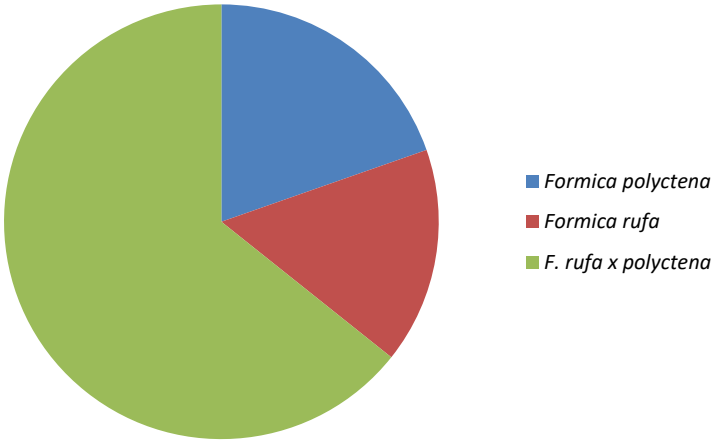


Figure 34.
Proportions de dômes de chacune des 3 espèces étudiées : *F. rufa*, *F. polyctena* et *F. rufa* X *polyctena*.

Cette forte proportion d'hybrides est remarquable. Les données de la littérature indiquent des taux d'hybrides de l'ordre de 30 % dans les secteurs où les espaces forestiers sont les plus fragmentés et perturbés (Seifert, 2018). Notre territoire en accueille le double. Ce fort pourcentage d'hybrides peut être révélateur des pressions exercées par un régime de coupes rases continu sur ces espèces. Effectivement, les formes hybrides, par la souplesse qu'elles peuvent exprimer dans leur stratégie de reproduction, seraient plus à même de s'adapter à des milieux et des paysages régulièrement perturbés.

c. Une exploitation indifférenciée des types d'habitats forestiers

Lorsqu'on analyse la répartition des dômes en fonction des types d'habitats forestiers, aucune préférence écologique n'est détectée et chaque forme de *Formica* du groupe *rufa* semble s'installer dans les différents types de boisement de façon proportionnelle à la disponibilité de ces milieux (**Figure 35**).

d. Une sensibilité variable aux régimes de perturbations

Par contre, lorsqu'on examine la sélection de l'habitat effectuée par les trois formes de *Formica* du groupe *rufa*, on constate que la forme hybride a tendance à installer préférentiellement ses colonies dans les peuplements et dans les paysages à fort régime de perturbations, autant en termes de proportions de dômes installés en zones perturbées (Khi2 = 21,15; p = 0,04) (**Figure 36**) que par la surface de milieux boisés impactés par ce genre de perturbation dans une zone tampon de 50 mètres autour du dôme (Test de Kruskall Waliss ; p = 0,057) (**Figure 37**).

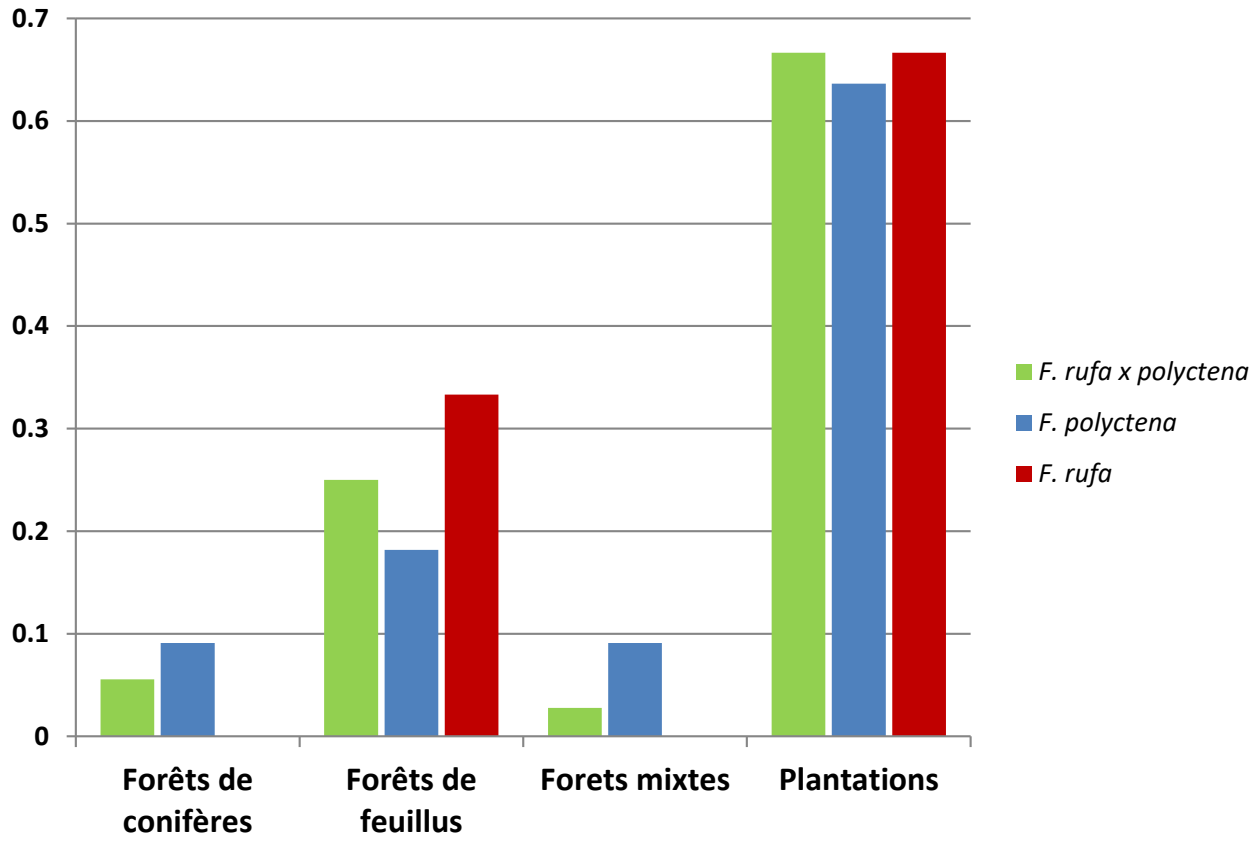


Figure 35.
Proportions de dômes de *F. rufa*, *F. polyctena* et *F. rufa* X *polyctena*. en fonction des milieux.

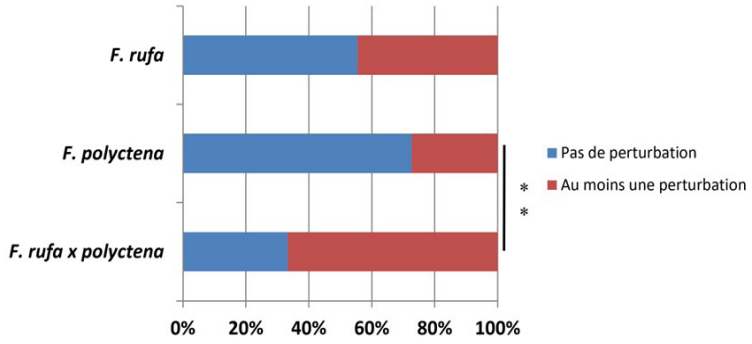


Figure 36.
Proportions de dômes des différentes espèces de *Formica* situés dans des milieux impactés ou non par une perturbation majeure (chablis ou coupe rase) dans les 20 dernières années.

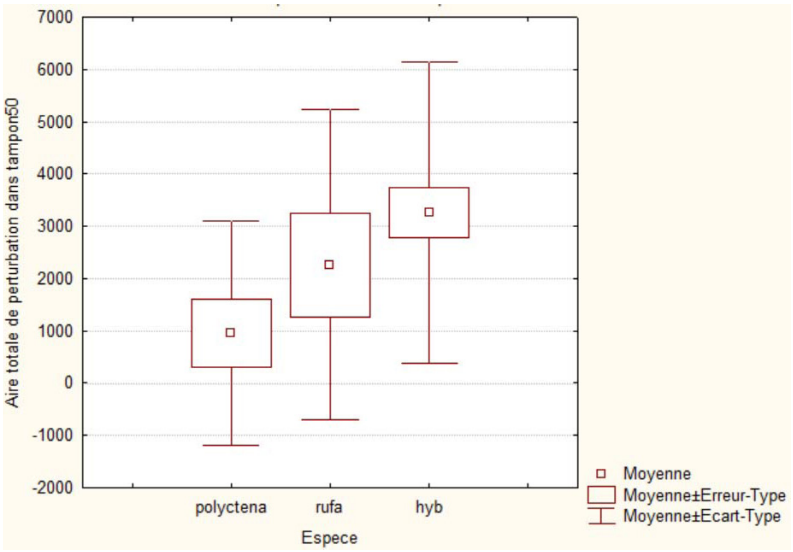


Figure 37.
Superficie totale de milieux impactés par une perturbation majeure (chablis ou coupe rase) dans les 20 dernières années dans une zone tampon de 50 mètres autour des dômes.

On considère comme perturbés les espaces boisés ayant subi au moins une perturbation majeure (coupe rase ou chablis) dans les 20 dernières années.

e. Un échantillonnage encore faible qui mérite d'être poursuivi

Les résultats obtenus dans cette étude « *Formica* » nous donnent des pistes de travail intéressantes quant aux relations entre régimes de perturbations et biodiversité sur notre territoire. Ils nécessitent cependant à être confortés par un échantillonnage plus massif. La domination des formes hybrides, révélatrice en tant que telle du haut régime de perturbation touchant les écosystèmes forestiers sur notre territoire, nous a empêchés de trouver suffisamment de dômes des formes parentales pour en cerner finement l'écologie. Ce travail va être par conséquent poursuivi.

En parallèle de ce travail sur les fourmis des bois, l'inventaire des fourmis de la commune a été amorcé, grâce à l'aide de Philippe Wegnez (**Figures 38 et 39**). La liste des espèces recensées est consultable en **annexe 12 du rapport d'origine**.

Figure 38.
L'ABC de Gentioux Pigerolles a aussi permis de réaliser l'inventaire des fourmis présentes sur la commune.

Figure 39.
Formicoxenus nitidulus : une espèce rarissime de fourmi, parasite des dômes de *Formica*. Elle a été trouvée à deux endroits différents de la commune : sur la tourbière de l'Espinassou et dans des plantations de résineux entre Senoueix et Villemoneix.

6. Importance des vieilles forêts : apport de l'étude « Chauves-souris »

Le travail présenté ici est un résumé d'une étude réalisée par le GMHL en 2018 en réponse à un appel à initiatives pour la biodiversité portant sur la trame écologique Vienne amont, financé par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne et le Conseil régional de Nouvelle Aquitaine, dont un des volets portait sur les chiroptères en tant que bioindicateurs forestiers (Barataud *et al.*, 2019).

Un groupe d'espèces insectivores comme les chiroptères, occupant des niches écologiques variées souvent spécialisées, peut potentiellement être un bon bioindicateur de la qualité de ses habitats de chasse (Jones *et al.*, 2009). Le nombre et la nature des espèces présentes en un lieu donné, associés à un indice mesurant leur activité nocturne, permettent un diagnostic ponctuel concernant l'intérêt des écosystèmes étudiés (Ahlén & Baagøe,1999 ; Lacki *et al.*, 2007). Sur les 36 espèces connues actuellement en France, 40 % peuvent être qualifiées de forestières spécialisées (gîtes et terrains de chasse quasi exclusivement en forêt) et 51 % de forestières partielles (gîtes et/ou terrains de chasse partiellement en forêt) (Meschede & Keller, 2003 ; Smith, 2006). Ces dernières appartiennent souvent à une guilde plus ubiquiste mieux adaptée aux perturbations naturelles (Tillon, 2001 ; Ayes & Loeb, 2007 ; Mehr *et al.*, 2012) ou d'origine anthropique (Camprodon *et al.*, 2009 ; Guldin *et al.*, 2007 ; Pauli *et al.*, 2015) des écosystèmes originels post-glaciaires.

La difficulté à étudier l'activité des chiroptères (espèces de petite taille, nocturnes, volantes et inaudibles à l'oreille humaine) est aujourd'hui atténuée par la mise au point d'une technique (détection des ultrasons émis par les individus en vol) et d'une méthode associée (identification acoustique des espèces et comptabilité de leurs types d'activité) (Barataud, 1996 ; 2002a ; 2020). Il est donc désormais possible de mettre en évidence le niveau d'activité des différentes espèces durant la saison de chasse dans plusieurs types d'habitats. Les résultats permettent de hiérarchiser les paramètres influençant la fréquentation des milieux par les chauves-souris (Barataud, 2002b, 2006, 2020 ; Barataud & Giosa, 2010 ; Barataud *et al.*, 2013 ; 2017 ; Boonman, 1996 ; de Jong, 1995 ; Estrada-Villegas *et al.*, 2010 ; Hayes, 1997 ; Moeschler & Blant, 1990 ; Vaughan *et al.*, 1997 ; Walsh & Mayle, 1991).

Le Limousin compte à ce jour 26 espèces de chiroptères, dont 13 peuvent être qualifiées de spécialistes forestières car chassant (et gîtant aussi pour la plupart) prioritairement en sous-bois, et 10 autres effectuant une partie de leur cycle vital en forêt (Meschede & Keller, 2003). Or, une majorité de la forêt sub-naturelle (feuillus autochtones) correspond à de jeunes accrus ou recrus en petites parcelles ou en cordons fragmentés, les boisements matures subissant une accélération des coupes rases pour répondre notamment à la demande en bois énergie. La question posée dans ce travail était de savoir si les forêts feuillues les plus anciennes du territoire d'étude jouent le rôle de réservoir de diversité et d'abondance en chauves-souris.

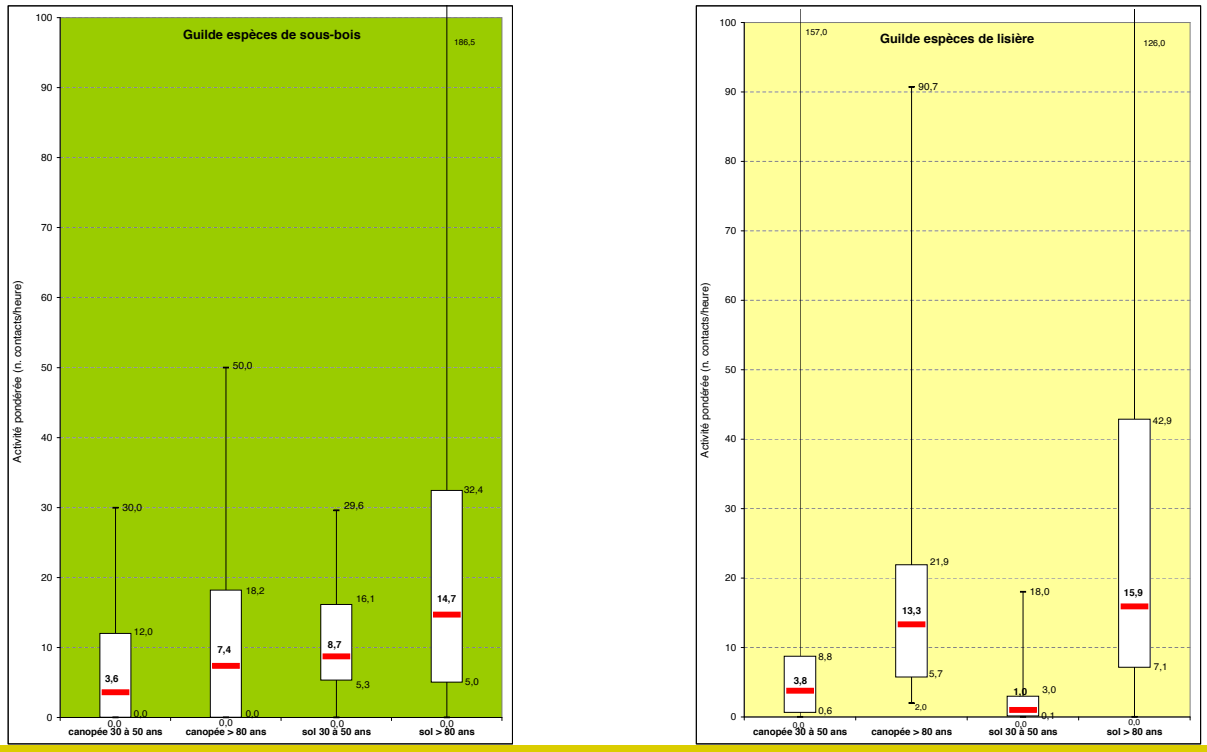
Pour tenter d'y répondre, nous effectué des écoutes au détecteur d'ultrasons, en simultané au sol et en canopée, dans des forêts feuillues jeunes (chênaies-hêtraies d'environ 50 ans d'âge structurel) et des des forêts feuillues matures (> 80 ans). Ces forêts, outre le diamètre moyen des troncs, présentent des différences structurelles importantes (étagement des strates de sous-bois, canopée uniforme ou en nappe cloquée avec trouées, etc.). Nous avons examiné si : la diversité des espèces spécialistes

du sous-bois (*Barbastella barbastellus*, *Myotis alcathoe*, *M. bechsteinii*, *M. brandtii*, *M. emarginatus*, *M. myotis*, *M. mystacinus*, *M. nattereri*, *Plecotus auritus*, *P. austriacus*, *Rhinolophus hipposideros*, *R. ferrumequinum*) et dans une moindre mesure des espèces de lisières fréquentant aussi le sous-bois (*Pipistrellus pipistrellus*, *P. kuhlii*, *P. nathusii*, *P. pygmaeus*, *Eptesicus serotinus*) d'une part, et leur abondance (mesurée à travers le niveau de l'activité de chasse, et non le nombre d'individus) d'autre part, sont corrélées aux caractères d'ancienneté et de perturbation de la forêt.

Une partie de cette étude ayant été conduite sur la commune de Gentioux-Pigerolles, dans le Bois des Salles, nous donnons ici le résumé de cette étude. Nous invitons le lecteur à consulter la publication d'origine pour plus de détails (Barataud *et al*. 2019).

Les résultats obtenus dans cette étude montrent que l'activité globale est plus élevée en forêt mature. *M. nattereri* est la seule espèce à être plus active en forêt jeune. Plusieurs variables, liées à la structuration verticale du milieu forestier, expliquent les différences d'utilisation des différentes classes d'âge et strates forestières par les espèces et les guildes d'espèces. Les espèces de lisière (*P. pipistrellus* et *E. serotinus*) semblent pénalisées en forêt jeune par la couverture uniformément dense de la canopée et le manque de structurations verticale et horizontale. La guilde des glaneurs spécialistes du sous-bois est plus active au sol qu'en canopée, notamment en forêt mature (**Figures 40a et 40b**).

Ces résultats montrent encore l'importance écologique des espaces forestiers feuillus anciens pour la conservation de la biodiversité située sur la commune de Gentioux-Pigerolles. La liste des espèces détectées sur la commune est consultable en **annexe 19 du rapport d'origine**.



Figures 40a et 40b.
Valeurs minimales, maximales et quartiles des activités pondérées de la guilde de sous-bois (à gauche) et de la guilde de lisière (à droite), relevées sur les stations d'écoute selon qu'elles soient en canopée ou au sol, et en peuplement jeune ou mature.

© David AUPERMANN

Murin à moustaches (*Myotis mystacinus*)

7. Des forêts de résineux parfois accueillantes : l'apport de l'enquête « petites chouettes de montagne »

La Chevêchette d'Europe (*Glaucidium passerinum*) (**Figure 41**) et la Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*) (**Figure 42**) sont deux espèces boréales de milieux boisés à climat froid. Considérées comme reliques des dernières périodes glaciaires, elles trouvent aujourd'hui refuge dans certains massifs de montagne où les conditions sont proches de cette période froide et lointaine. Elles présentent toutes deux une certaine tendance à élargir leur aire de répartition en France, soit du fait d'une dynamique réelle d'expansion, soit du fait de prospections plus intensives des naturalistes.

Depuis 2017, la Ligue de Protection des Oiseaux et l'Office National des Forêts ont mis en place un protocole national afin de suivre la tendance évolutive des deux espèces. C'est ce dernier que nous avons développé sur la commune de Gentioux-Pigerolles à partir de 2022, avec une belle surprise en 2023.

Le protocole « Petites chouettes de montagne » consiste à sélectionner cinq points éloignés de 500 m à vol d'oiseaux et disposés sur un transect. Chaque année, au printemps, 2 passages espacés de 15 jours sont réalisés, par beau temps et sans vent. Sur chaque point, après 2 minutes d'écoute, le chant des espèces recherchées est diffusé pendant 3 minutes, puis 5 minutes d'écoute attentive permettent de détecter d'éventuels individus territoriaux qui répondraient à leur tour en chantant à cette diffusion de chant de compétiteurs factices. Les écoutes se font dans les 2h30 avant le coucher du soleil pour la Chouette chevêchette, et 2h30 après le coucher pour la Chouette de Tengmalm.

Lors de ce travail d'inventaire, aucune chouette de Tengmalm n'a été détectée. Un individu chanteur a cependant été noté, hors protocole dans un autre secteur

Figure 41.
Chouette chevêchette (*Glaucidium passerinum*).

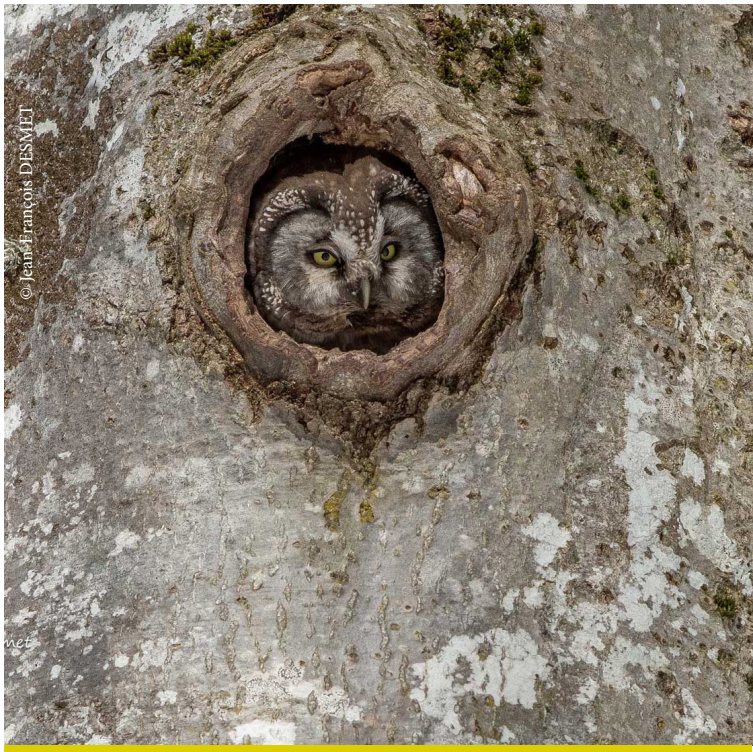


Figure 42.
Chouette de Tengmalm (*Aegolius funereus*).

de la commune, sans que la reproduction ait pu être démontrée. La Chouette de Tengmalm avait été trouvée nicheuse sur la commune en 2014 et 2015. Le couple a par la suite disparu suite aux nombreuses coupes rases pratiquées, et n'a par la suite jamais été recontacté.

Cependant, lors de ce travail d'inventaire dans le cadre du protocole « Petites Chouettes de Montagne », une Chevêchette d'Europe a été pour la première fois observée sur le Plateau de Millevaches, et cela, lors des deux passages réalisés à 15 jours d'intervalle. Le chant a été enregistré et les données sont en cours d'homologation. C'est en même temps une des premières données pour la région Nouvelle-Aquitaine.

Le secteur où ont été réalisées ces deux observations se compose d'un paysage mixte, mélange de plantations de résineux, de zones de coupes rases et de fonds tourbeux avec pins et bouleaux. Il s'agit du même secteur que celui sur lequel une Chouette de Tengmalm avait été observée nicheuse en 2014 et 2015. Les parcelles de résineux où la Chouette chevêchette a été observée se caractérisent par des peuplements âgés de Sapins pectinés, potentiellement menacés par un traitement en coupe rase et un rajeunissement des peuplements. Ces boisements s'insèrent dans une matrice diversifiée d'habitats, avec des boisements humides de bouleaux, des zones de tourbières et de feuillus anciens. Le vieillissement des bois de conifères et leur association aux hêtres font partie des explications possibles à l'extension de ces deux espèces de chouettes car ces caractéristiques se conjuguent souvent avec une plus grande richesse en loges de pics, utilisées comme lieu de reproduction. Il pourrait être pertinent de mettre en place sur ce secteur un plan de gestion forestière prenant en compte la conservation de milieux propices pour ces petites chouettes (**Figure 43**).

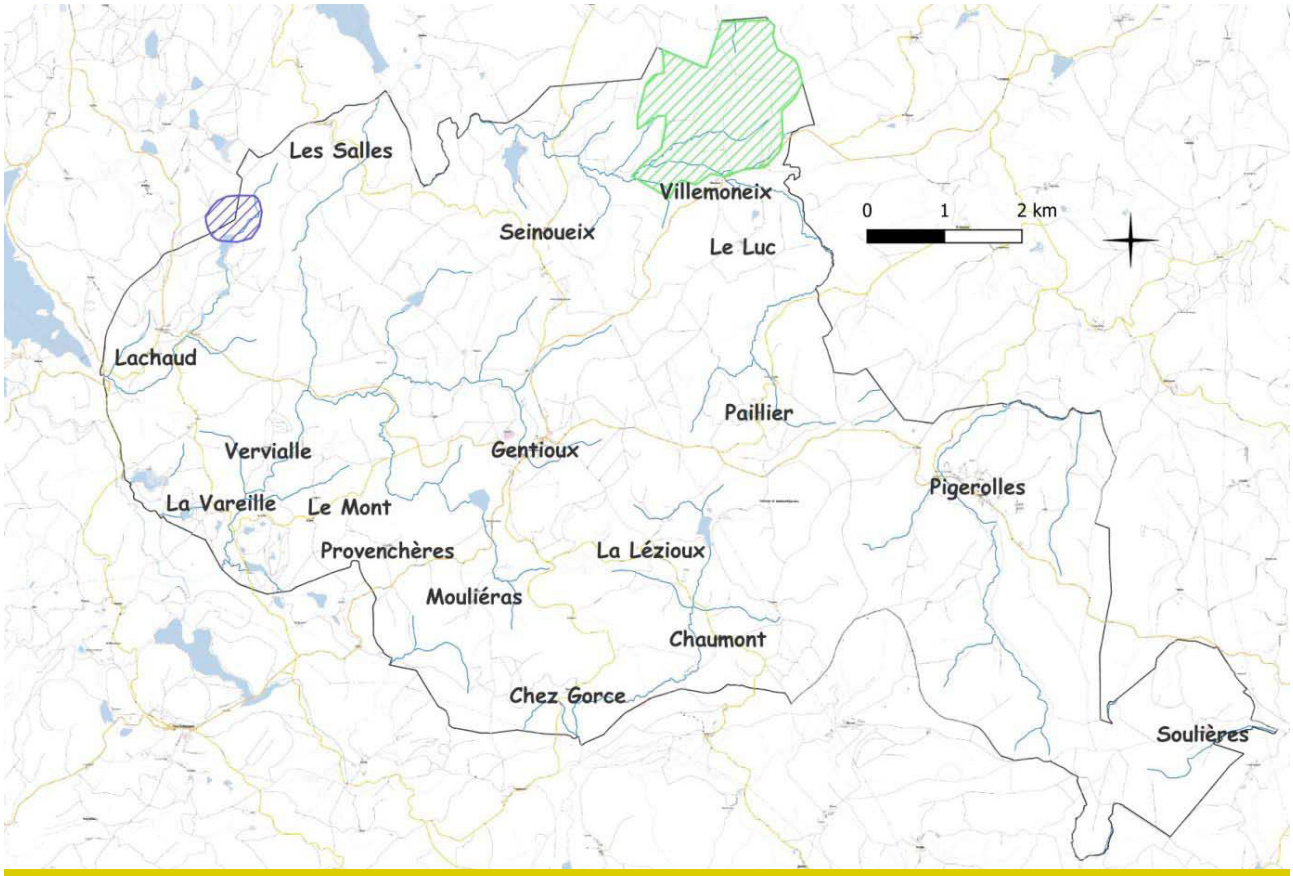


Figure 43.
Zones d'intérêt pour les petites chouettes de montagne. En 2023, la chouette de Tengmalm a été détectée dans le secteur hachuré en bleu, et la chouette chevêchette dans le secteur hachuré en vert.

8. A l'interface des landes et des forêts : le Circaète Jean-le-Blanc *Circaetus gallicus*

Le Circaète Jean-le-Blanc *Circaetus gallicus* (**Figure 44**) est l'un des rapaces les plus rares du Limousin et ne s'y reproduit que sur la montagne limousine et sa périphérie (SEPOL, 2013). Le Limousin abriterait une cinquantaine de couples sur les 2400 que compte la population reproductrice en France. La commune de Gentioux-Pigerolles accueille deux couples reproducteurs. La localisation des aires est confidentielle pour préserver la tranquillité des oiseaux en période de reproduction. Nichant dans des bois tranquilles de Pins sylvestres (*Pinus sylvestris*) et se nourrissant de reptiles chassés essentiellement dans les landes et tourbières, le Circaète Jean-le-Blanc a besoin d'un paysage réunissant ces deux composantes essentielles lui assurant à la fois la tranquillité pour se reproduire et l'abondance de proies nécessaire à l'élevage de ses jeunes. Les secteurs qui hébergent les couples reproducteurs sur la commune doivent être préservés de travaux forestiers ou de tout dérangement à proximité des nids en période de reproduction (avril à août) et la mosaïque d'habitats à proximité doit être maintenue (**Figure 47**).

La commune est aussi traversée par plusieurs lignes électriques présentant pour des rapaces tels que le Circaète des risques de collisions létales élevés. Il serait nécessaire que ces lignes soient équipées de balises de signalement pour les rapaces. Ce type de balises bicolores

Figure 44.
Le Circaète Jean-le-Blanc *Circaetus gallicus*, l'un des rapaces nicheurs les plus rares du Limousin.

vertes et rouges et photoluminescentes ont été conçues avec l'aide de la LPO pour prévenir les risques de collision des oiseaux avec les câbles.

9. Le Blaireau *Meles meles* : des terriers en espaces boisés mais en paysage équilibré

Plus gros mustélidé d'Europe, le Blaireau est une espèce commune de nos campagnes. C'est un animal social (Kruuk, 1989) qui vit en clans de 3 à 4 individus en moyenne en France (Do Linh San, 2006). Espèce ingénieure, le blaireau creuse des terriers qui se transmettent de génération en génération (Roper, 2010). Par ailleurs, le blaireau tolère la cohabitation et peut accueillir d'autres espèces comme le renard ou le lapin de garenne (Neal & Cheeseman, 1996 ; Roper, 2010).
Alors qu'il est protégé dans plusieurs pays d'Europe, en France, c'est l'espèce qui subit la plus longue période de chasse (du 15 mai au 15 janvier). Pourtant, les mentalités évoluent et en Creuse au mois d'août 2023, la justice a suspendu l'arrêté préfectoral autorisant les 2 périodes de chasse complémentaires. En 2023, ce sont 29 départements qui ont suspendu la chasse au Blaireau au printemps et en été. Pour accompagner cette évolution, nous avons proposé un axe de recherche visant à mieux connaître les populations de ce mustélidé sur la commune.

Un inventaire des terriers de Blaireau a été réalisé de manière participative. Bien entendu, la cartographie précise des terriers n'est pas fournie pour éviter de servir à des actions de déterrage. Ces recherches ont également donné lieu à des actions de sensibilisation auprès du jeune public avec la pose de caméras nocturnes (pièges photographiques) pour observer les activités de l'animal et les interactions entre les individus.
Au total, 46 terriers ont été recensés sur

la commune, ce qui est suffisant pour examiner les relations entre la répartition des blaireautières et la structure du paysage. Cette analyse a été conduite selon la même procédure que celle développée pour l'analyse de la répartition communale des Lobarias ou du Pic noir, grâce à la méthode de l'Ecological Niche Factor Analysis (voir paragraphe sur les lichens pour les explications méthodologiques).
Les résultats statistiques de ces analyses sont consultables en **annexe 7 du rapport d'origine**.

Le blaireau creuse ses terriers (**Figure 45**) préférentiellement dans des secteurs où les paysages se caractérisent par une forte densité de vieilles haies, de boisements de feuillus et évite les secteurs à trop forte densité de plantations de résineux. Le blaireau semble par conséquent privilégier les secteurs de milieux mosaïques, avec un enchevêtrement complexe de zones ouvertes et de forêts feuillues caducifoliées. Il évite les secteurs devenus trop homogènes par la dominance massive des plantations de résineux. En effet, le Blaireau installe préférentiellement ses terriers en milieux couverts (espaces boisés) mais il a besoin à proximité de zones regorgeant de ressources alimentaires abondantes. Avec un régime alimentaire herbivore, mais dans lequel les vers de terre constituent le socle de son alimentation, le Blaireau privilégie donc l'installation sur des territoires mixant à la fois les espaces boisés et les espaces agricoles, surtout riches en prairies (Neal & Cheeseman, 1996). L'importance des réseaux de haies et des longueurs d'écotones entre milieux boisés et autres milieux dans nos résultats traduisent cette situation. La prégnance des plantations de résineux sur de vastes surfaces de la commune entraînent certainement des ressources alimentaires trop faibles sur de vastes surfaces pour permettre l'installation de colonies prospères de blaireaux (**Figure 46**).

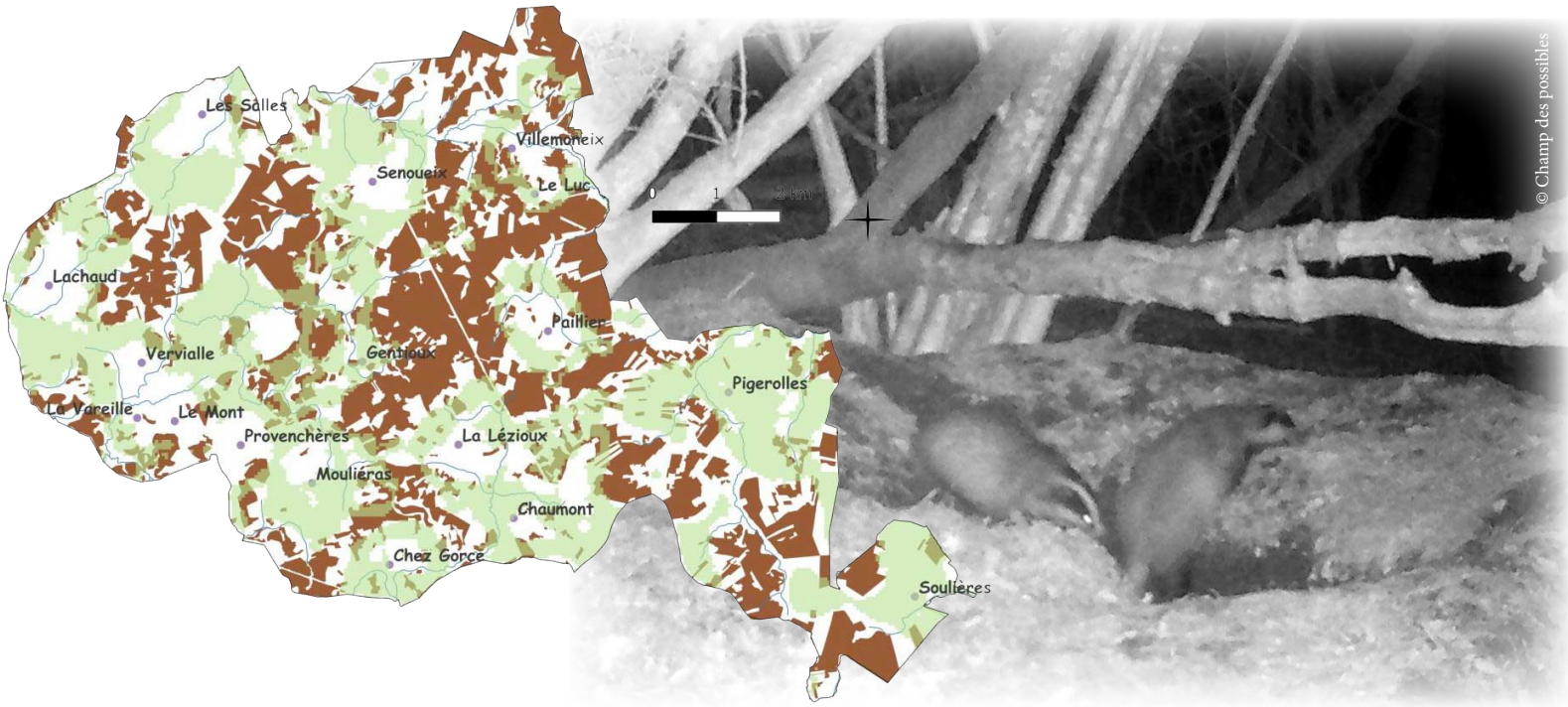


Figure 46.
Carte de qualité de l'habitat pour le Blaireau d'Europe *Meles meles* sur la commune de Gentioux-Pigerolles. Les secteurs en vert présentent les zones optimales à la présence de terriers de blaireaux. Les secteurs en bruns représentent les plantations de résineux. On peut remarquer l'antagonisme entre blaireaux et monocultures de résineux.

Figure 45.
Photographie d'un couple de Blaireaux prise au piège photo.

10. Enjeux et recommandations concernant les milieux boisés

Les résultats obtenus lors de la réalisation de l'ABC de la commune de Gentioux-Pigerolles et les résultats d'études antérieures conduites sur la commune nous permettent de dégager des enjeux majeurs en termes de biodiversité et des recommandations et pistes d'action en ce qui concerne les espaces boisés (**Figure 47**).

a. Les boisements anciens (pré 1950) : clef de voute de la biodiversité forestière

Les milieux boisés feuillus anciens (antérieurs à 1842), constituent des réservoirs clés pour la biodiversité forestière. Par leur qualité écologique, ils constituent à la fois des zones de chasse fondamentales pour de nombreuses chauves-souris, et des zones refuges et des centres de dispersions pour des espèces variées, indicatrices d'espaces forestiers de qualité (lichens corticoles du genre *Lobaria*, Coléoptères saproxyliques, Pic noir).

Parmi ces milieux boisés anciens, les bosquets et haies anciennes sont fondamentaux dans la préservation de la fonctionnalité écologique du paysage. Par leur extension spatiale, ils constituent la zone refuge primordiale du système. Par les linéaires et les réseaux qu'ils établissent sur le territoire, ils permettent la connexion des espaces boisés entre eux et la dispersion des espèces forestières.

Les forêts moyennement anciennes (1842-1950) sont importantes comme milieu d'accueil de la biodiversité forestière par la surface qu'elles occupent et par le degré de maturité qu'elles commencent à développer.

Les plantations de résineux, lorsqu'elles sont trop prégnantes dans le paysage, limitent la disponibilité des milieux d'accueil pour cette biodiversité, et freinent ou empêchent les espèces de forêts feuillues de rejoindre des milieux potentiellement favorables en faisant barrière à la dispersion.

b. Des recommandations variées, différentes en fonction des secteurs

L'importance écologique des forêts feuillues anciennes et moyennement anciennes impliquent leur prise en compte dans les plans d'exploitations forestiers.

Les forêts anciennes (antérieures à 1842), rarissimes sur la commune, devraient être préservées et ne jamais être exploitées en coupes rases.

Les bosquets et haies anciens doivent être préservés et si des arbres doivent être abattus, un maillage suffisamment dense de vieux arbres doit être maintenu pour conserver la continuité écologique de ces milieux.

Le renouvellement de ces linéaires devrait être favorisé pour compenser la perte inéluctable d'arbres devenant sénescents.

La reconstitution de ces linéaires devrait être favorisée là où l'augmentation de la surface du parcellaire agricole ou leur exploitation a conduit à leur régression.

Les forêts moyennement anciennes (1842-1950) et les forêts de feuillus en général devraient être exploitées en privilégiant la futaie jardinée et devraient être exemptes d'un traitement en coupes rases.

La diversification des espaces dominés par les plantations de résineux pourrait concourir à redonner de la perméabilité au paysage pour les espèces de boisements feuillus, là où la prégnance de ces milieux est trop forte.

Les secteurs où la Chouette de Tengmalm et la Chevêchette d'Europe ont été détectées nécessiteraient des plans de gestion forestière adaptés aux exigences écologiques de ces espèces (vieillissement des plantations, limitation des coupes rases, conservation de la mosaïque d'habitats).

Les zones à enjeux Circaète Jean-le-Blanc nécessitent la mise en place de périmètres de tranquillité autour des aires en période de reproduction, la préservation des peuplements utilisés pour nicher et la conservation de la mosaïque d'habitats du secteur.

Les deux lignes électriques traversant la commune devraient être munies d'un dispositif de signalement pour les rapaces.

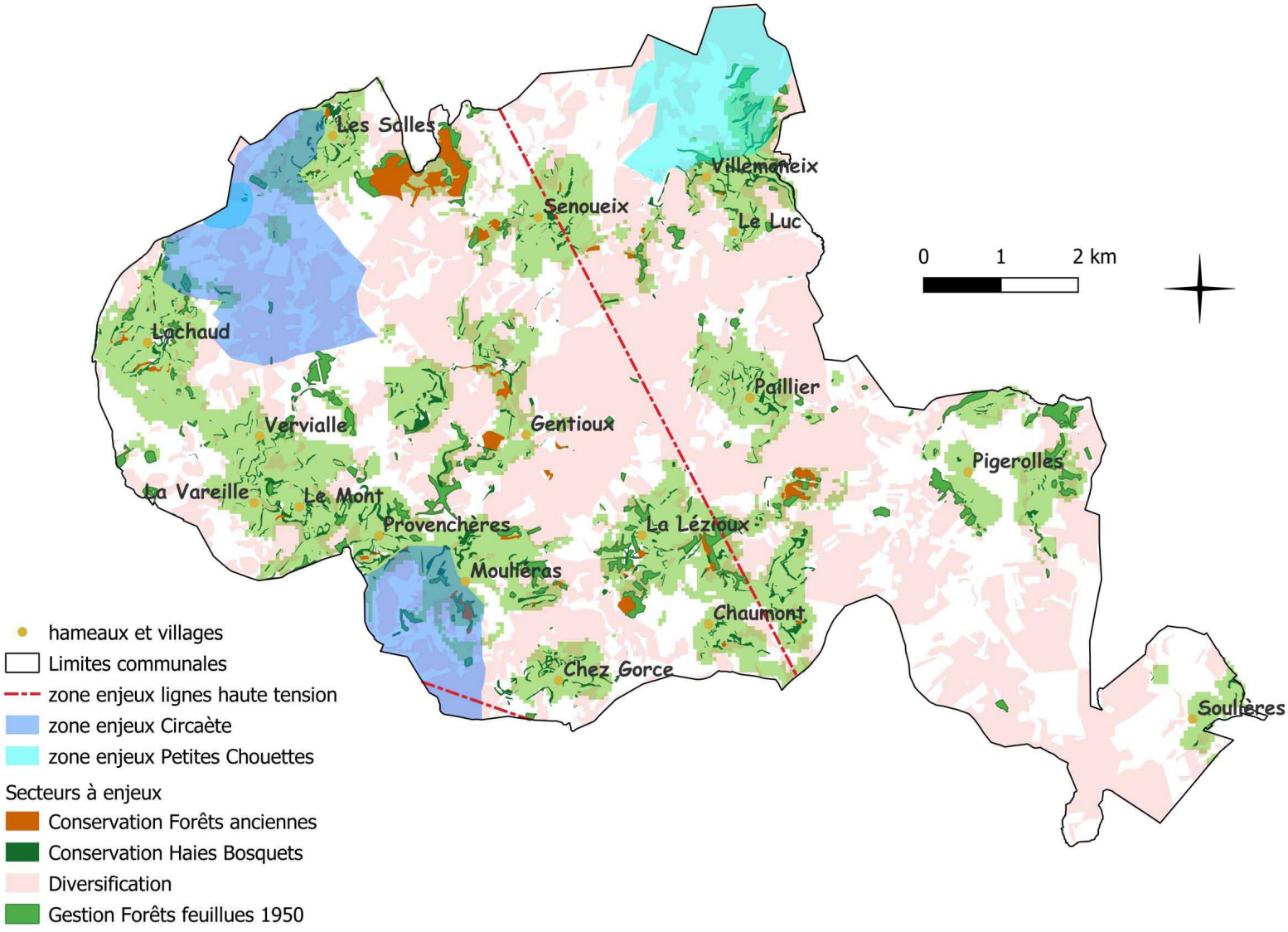


Figure 47.
Localisation des enjeux en termes de biodiversité forestière. Les zones vert pâle continu indiquent les secteurs où la préservation de la trame « milieux boisés anciens » est primordiale. Les zones en rose indiquent les secteurs où la diversification des peuplements et la mise en place d'une sylviculture plus douce seraient intéressantes. Les traits rouges pointillés indiquent les deux lignes électriques qui nécessiteraient un équipement de signalisation pour les rapaces. Les enjeux « Petites Chouettes » et « Circaète » sont expliqués dans le texte.

© Stéphanie GAVARD

IV. Landes, pelouses, tourbières et milieux aquatiques

1. Le maintien du pastoralisme : premier enjeu pour la conservation des landes, pelouses et tourbières

Les landes se définissent comme étant des milieux ouverts surtout constitués de sous-arbrisseaux ou chaméphytes, plantes dont les bourgeons sont situés à moins de 50 cm du sol. Les plantes caractéristiques de ces milieux appartiennent surtout aux éricacées (bruyères, callune, myrtille) et aux fabacées (ajonc, genêts). Elles sont souvent associées sur notre territoire à des pelouses, milieux constitués essentiellement d'herbes de petite taille (poacées), témoignant de la faible fertilité des sols sur lesquels ces groupements végétaux se développent. Les landes et pelouses de la commune de Gentioux-Pigerolles appartiennent aux landes secondaires. Elles traduisent par leur présence des activités humaines ayant modelé le paysage pendant des siècles : déforestation, mise en culture et épuisement des sols, entretien par le pâturage (Denèfle *et al.*, 1980 ; Miras, 2000 ; Bonhomme, 2011).

Les tourbières, quant à elles, correspondent à des milieux se développant au fond des alvéoles granitiques. Les sols sont hydromorphes (gorgés d'eau), anoxiques (dépourvus d'oxygène) et acides. La matière organique qui s'y dépose chaque année se décompose très lentement et s'accumule au cours des siècles, formant un histosol constitué de tourbe. La lenteur de la décomposition s'accompagne d'une très faible minéralisation de la matière organique, entraînant la pauvreté de ces milieux en éléments minéraux disponibles pour la végétation : ce sont des milieux oligotrophes.

Les tourbières, landes et pelouses constituent des milieux prioritaires en termes de conservation de la biodiversité par le cortège d'espèces animales et

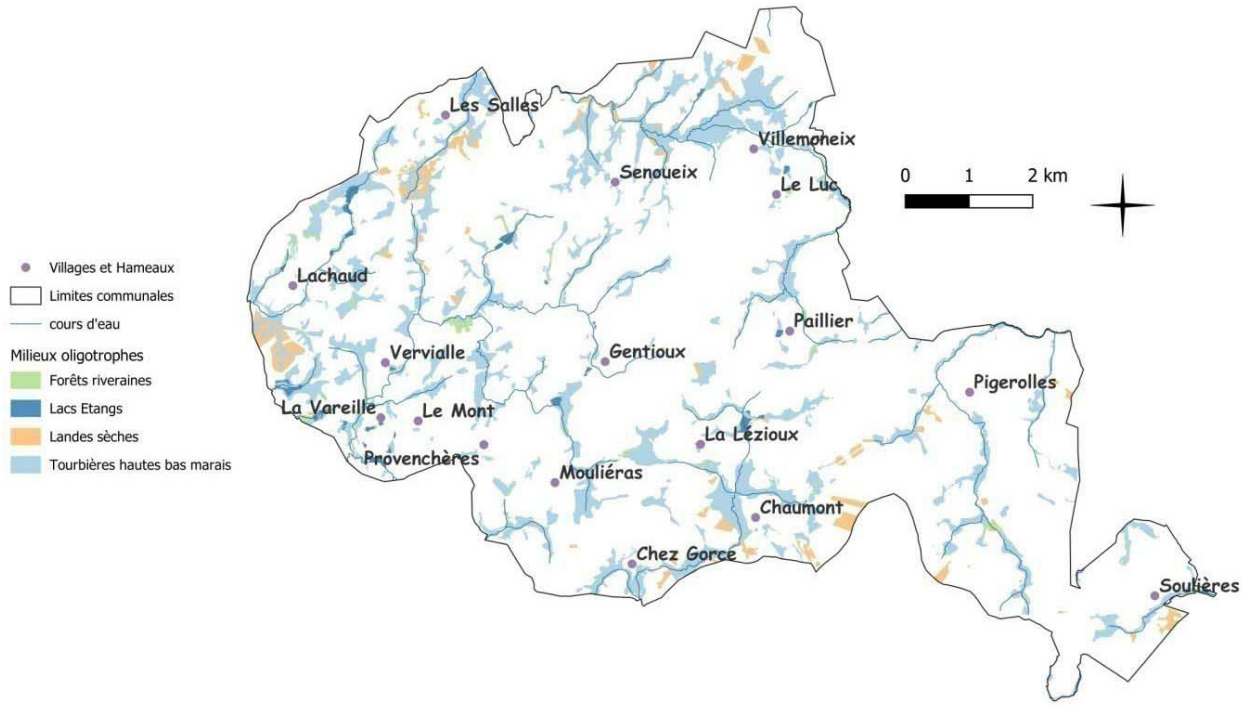


Figure 48.
Localisation des zones humides et des landes sur la commune de Gentioux Pigerolles.

végétales spécifiques qu'ils hébergent et à cause de la régression significative qu'ils ont subi au cours du XX^{ème} siècle.
Les landes et pelouses occupaient 50 % de la surface communale en 1950 mais ne sont plus présentes que sur 3 % de notre territoire (**Figure 48**). Cette régression correspond à ce qui est observé sur l'ensemble du plateau de Millevaches et dans l'ancienne région du Limousin. Présentes sur 32 % de la surface régionale à la fin du XIX^{ème} siècle, elles n'en couvrent actuellement que 0,29 % de la superficie (Bonhomme, 2011).

Sur la commune de Gentioux-Pigerolles, 18 % des landes présentes en 1950 ont été colonisées par des forêts en régénération naturelle. Plus de 55 % ont été utilisées pour des plantations mono-spécifiques de résineux, Epicéa essentiellement dans les années 1950, et majoritairement Sapin de Douglas actuellement ; 20 % ont été transformées en terres agricoles : cultures ou prairies (**Figure 49**).

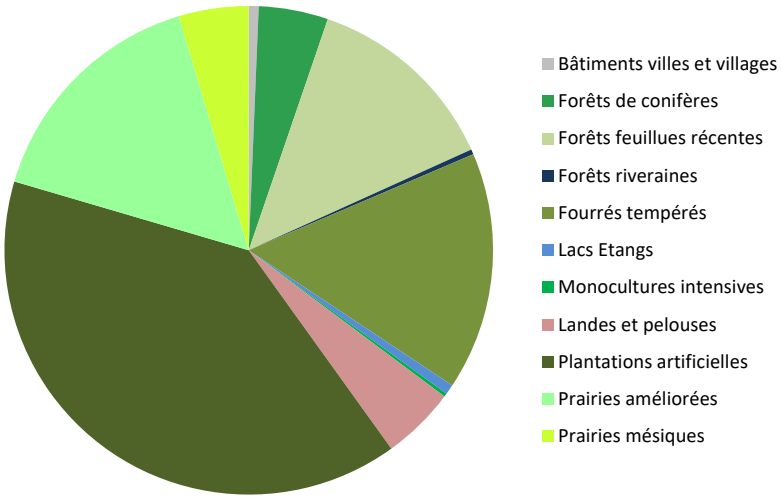


Figure 49.
Proportion des différents types de milieux ayant colonisé les landes présentes sur la commune de Gentioux-Pigerolles dans les années 1950. Les fourrés tempérés correspondent essentiellement à des formations végétales transitoires se développant sur coupes rases, et vont donc rapidement évoluer en nouvelles plantations.

Les tourbières et zones humides couvrent encore 13 % de la surface communale (**Figure 48**). La régression des milieux tourbeux et des zones humides est plus difficile à quantifier précisément sur notre territoire car les landes et les tourbières sont difficiles à distinguer sur les photographies aériennes de 1950. Cependant, les deux tiers des zones humides ont disparu de France en un demi-siècle (Dupieux, 1998) et les communes du Plateau de Millevaches ont donc une responsabilité particulière dans la préservation de ces milieux patrimoniaux.
Toutes les ZNIEFF et SIC présents sur la commune de Gentioux-Pigerolles ciblent l'intérêt de ces milieux et la nécessité de leur préservation grâce à des pratiques adaptées.
Le Conservatoire des Espaces Naturels de Nouvelle-Aquitaine oeuvre à la conservation de ces milieux grâce à l'acquisition de certaines parcelles ou la mise en place de contrats avec les agriculteurs permettant la promotion de pratiques agricoles favorables à la conservation de ces espaces sensibles et à la biodiversité qu'ils hébergent. Grâce à ce travail, une cartographie plus fine des habitats est disponible sur 46 % des zones de landes et tourbières de la commune (**Figure 50**). En compilant ces informations avec les données disponibles pour les secteurs en ZNIEFF ou en SIC de la commune, il est possible de faire la liste des habitats recensés sur la commune dont certains sont inscrits à l'Annexe I de la Directive Habitats (**Tableau 2**).

Le **Tableau 2** liste les habitats naturels ou semi-naturels d'intérêt communautaire, c'est-à-dire des milieux remarquables qui sont en danger de disparition dans leur aire de répartition naturelle, ou bien présentent une aire de répartition réduite du fait de leur régression ou de caractéristiques

Tableau 2.
Habitats humides (grisé) et landicoles (blanc) recensés sur la commune de Gentioux-Pigerolles par le CEN Nouvelle-Aquitaine. Les milieux écrits en gras italique sont considérés comme prioritaires aux vues de la Directive Habitats. Tous les habitats présentant un code UE (Directive Habitats) sont inscrits à l'annexe I de cette Directive. La correspondance entre les codes UE, Corine Biotope et EUNIS est donnée à titre indicatif.

Nomenclature des milieux	surface en ha	code UE DH	Corine Biotope	EUNIS
Aulnaies marécageuses sur tourbe acide	0.130	NC	44.91	G1.52
Aulnaies non riveraines	0.909	NC	41.C	G1.B
Bas marais à Carex nigra, ,Carex canescens et Carex echinata	0.511	NC	54.42	D2.22
Bas marais oligotrophes et tourbières des sources d'eau douce	0.008	NC	54.4	D2.2
Bas-marais acides médio-européens à Scirpe en touffe et à Narthécie des marais	***0.071***	***7110?***	***54.45***	***D2.25***
Boulaies à Sphaignes	***0.339***	***91D0***	***44.A1***	***G1.51***
Boulaies humides	20.708	NC	*41.B11*	G1.9111
Buttes à arbustes nains	***20.510***	***7110***	***51.113***	***D1.1113***
Buttes, bourrelets et pelouses des tourbières hautes	5.765	7110	51.113	D1.111
Caricaies à Laiche paniculée	1.389	NC	53.216	D5.216
Communautés des eaux oligotrophes à Potamot	0.004	NC	22.43	C1.131
Communautés des tourbes et des sables humides, ouverts et acides, avec Rhynchospora alba et Drosera	0.346	7150	54.6	D2.3H
Eaux dormantes de surface	3.736	NC	22.1	C1
Forêts marécageuses de feuillus ne se trouvant pas sur tourbe acide	6.194	NC	44.91	G1.4
Forêts riveraines à Fraxinus et Alnus, sur sols inondés par les crues mais draînés à basses eaux	1.476	NC	44.3	G1.21
Forêts riveraines et forêts galeries	4.725	NC	44.1	G1.1
Fourrés ripicoles	27.922	NC	44.9	F9
Landes humides à Molinia caerulea	13.635	7120	31.13	F4.13
Landes humides septentrionales	0.526	4010	31.11	F4.11
Prairies à Juncus squarrosus et gazons humides à Nardus stricta	17.500	6410	37.32	E3.52
Prés bois des tourbières hautes	***0.376***	***7110.1***	***51.1***	***G1.5***
Radeau de Menyanthes trifoliata et Potentilla palustris	1.537	7140.1	54.59	D2.391
Suintements à Narthécie des marais	***0.136***	***7110***	***51.141***	***D1.1131***
Suintements et rigoles des tourbières hautes	***0.089***	***7110***	***51.14***	***D1.113***
Tourbières hautes abandonnées	0.174	7120	51.2	D1.122
Tourbières hautes actives relativement peu dégradées	***46.746***	***7110***	***51.1***	***D1.11***
Tourbières hautes inactives dégradées	80.729	7120	51.2	D1.12
Tourbières hautes inactives dégradées envahies par Molinia	5.770	7120	51.2	D1.121
Tourbières tremblantes à Carex rostrata	2.774	7140	54.5	D2.33
Tourbières tremblantes à Rhynchospora alba	0.213	7150	54.6	D2.37
Végétations acides oligotrophes des cours d'eau à débit rapide	0.020	NC	24.41	C2.26
Végétations oligotrophes acidiphiles des ruisseaux de sources	0.019	3260	24.41	C2.18
Landes sèches	5.594	4030	31.2	F4.2
Fourrés à Juniperus communis	2.558	5130	31.88	F3.16
Fourrés atlantiques sur sols pauvres	27.698	NC	31.83	F3.13
Gazon à Nardus stricta	60.964	6230	35.1	E1.71
Landes atlantiques à Erica et Ulex	32.691	4030	31.23	F4.23
Landes subatlantiques à Calluna et Genista	21.229	4030	31.22	F4.22
Pelouses à Deschampsia flexuosa	11.689	NC	35.13	E1.73
Pelouses et bases des buttes vertes à Linaigrette vaginée et Sphaigne	***0.011***	***7110***	***51.112***	***D1.1112***
Prairies acidoclines à Molinie bleue	169.886	6410	*37.311*	E3.512
Sarothamnaies tempérées	8.553	NC	31.84	F3.14
Total surface cartographiée précisément	**605.859**			

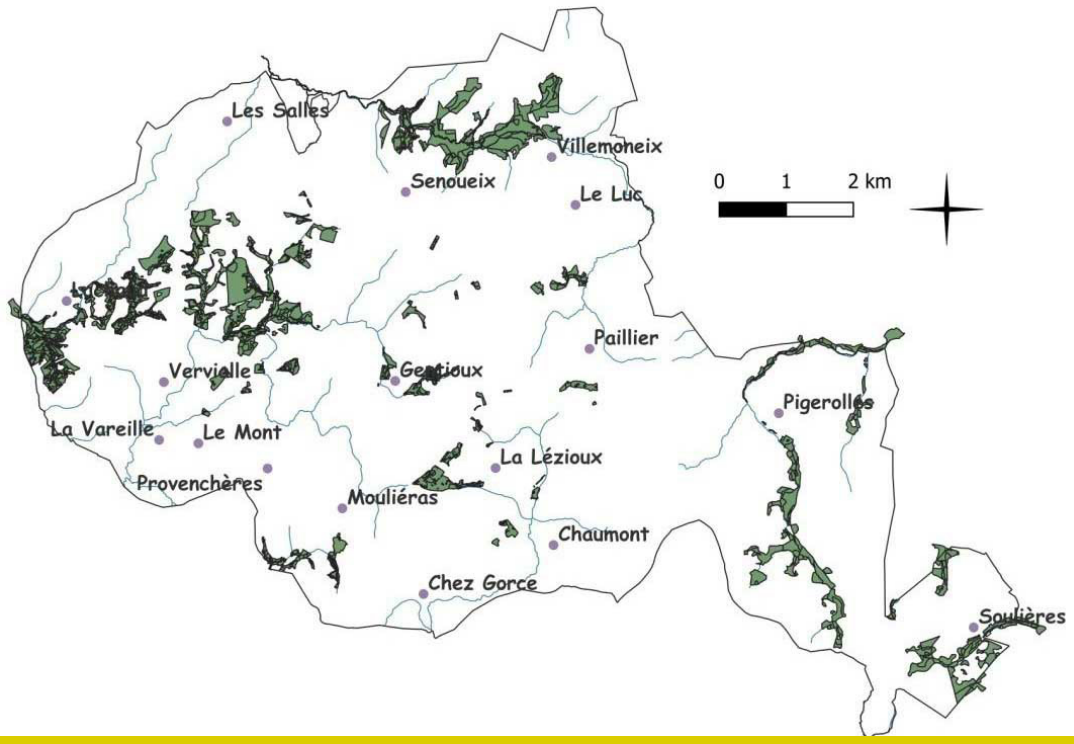


Figure 50.
Secteurs de landes et tourbières pour lesquels une cartographie précise des groupements végétaux est disponible, réalisée par le CEN Nouvelle Aquitaine.

Figure 51.
Les landes et tourbières du plateau de Millevaches sont tributaires du maintien d'une activité d'élevage extensif, empêchant la fermeture de ces milieux.

intrinsèques, ou encore possèdent des caractéristiques remarquables. Parmi ces habitats, la directive en distingue certains dits prioritaires du fait de leur état de conservation très préoccupant. L'effort de conservation et de protection doit être particulièrement intense en faveur de ces habitats.

Sur les 42 habitats trouvés dans les landes et zones humides de la commune, 27 sont inscrits à l'annexe I de la Directive Habitats et 8 sont considérés comme prioritaires (**Tableau 2**). En ce qui concerne les milieux humides cartographiés, 32 % sont constitués de tourbières dégradées. En effet, après abandon comme zone de parcours pour les animaux d'élevage (ovins, bovins), les tourbières actives sont progressivement colonisées par la Molinie bleue (*Molinia coerulea*) qui, par sa croissance verticale et horizontale dynamique, rend le milieu de moins en moins hydromorphe, de plus en plus pauvre en espèces caractéristiques des tourbières actives et prépare l'installation des ligneux. Les tourbières non pâturées évoluent en quelques décennies en boisements humides sur sol tourbeux, beaucoup moins intéressants en termes de biodiversité. De la même façon, les landes abandonnées sont rapidement colonisées par les fougères aigles (*Pteridium aquilinum*) et le genêt à balais (*Cytisus scoparius*).

Pour permettre le maintien de ces milieux oligotrophes patrimoniaux, le CEN Nouvelle-Aquitaine et le PNR de Millevaches en Limousin travaillent à favoriser le maintien et le retour des troupeaux grâce à l'animation des documents d'objectifs des sites Natura 2000 et grâce à la mise en oeuvre de mesures agro-environnementales adaptées à ces milieux (**Figure 51**). Des travaux de restauration sont aussi réalisés, visant à leur réouverture (bûcheronnage), au contrôle du Genêt à balais et de la Fougère aigle ainsi qu'à la restauration du fonctionnement hydraulique des sites. La conservation ou la restauration de ces

milieux est primordiale car ils hébergent de nombreuses espèces animales ou végétales considérées comme prioritaires en termes de conservation.

Une soixantaine d'espèces animales et végétales d'intérêt en termes de conservation (protection nationale ou régionale, déterminantes ZNIEFF, listes rouges, conventions internationales) sont recensées sur les landes, pelouses et tourbières de la commune de Gentioux-Pigerolles (**Figures 52 et 53**). Elles sont listées dans l'**annexe 10**, qui précise aussi le statut de protection ou de conservation de chacune. Cette liste provient de la compilation des inventaires ZNIEFF et des inventaires réalisés par le Champ des Possibles, le GMHL, la SLO, le CEN Nouvelle Aquitaine et la LPO Limousin.

Figure 52.
La Linaigrette engainante *Eriophorum vaginatum*. Une espèce déterminante Znieff.

Figure 53.
La Canneberge *Vaccinium oxycoccos*. Une espèce déterminante Znieff.

2. La continuité des paysages ouverts : le deuxième enjeu de la conservation des milieux ouverts oligotrophes

Le paragraphe présenté ici fait la synthèse de deux études réalisées par l'association le Champ des Possibles en partie sur la commune de Gentioux-Pigerolles, en 2008 et en 2019. La première, réalisée dans le cadre du Plan Loire Grandeur Nature, visait à comprendre les déterminants de la biodiversité en arthropodes des landes et tourbières limousines. La seconde, répondant à un appel à initiative du PNR Millevaches en Limousin, et financée par l'agence de l'eau Loire Bretagne et le Conseil Régional Nouvelle-Aquitaine, visait entre autres à examiner si les coupes rases non replantées pouvaient servir de corridors écologiques et de milieux de substitution aux espèces des milieux ouverts oligotrophes. Pour accéder aux résultats détaillés de ces deux études, nous invitons le lecteur à se reporter aux rapports de recherche correspondants : Lagarde *et al.*, 2010 ; Lagarde *et al.*, 2019.

En 2010, le Champ des Possibles a rédigé un rapport présentant les résultats obtenus dans le cadre du « Plan Loire Grandeur Nature » par le programme de recherche « Impact des changements globaux sur la biodiversité des landes et tourbières du haut bassin de la Loire », réalisé en collaboration avec le CEB CNRS de Chizé. Les objectifs de ce programme étaient, entre autres, de déterminer les caractéristiques de l'environnement

qui conditionnent la biodiversité et la structure des communautés d'arthropodes des milieux de landes et de tourbières et de replacer les résultats obtenus dans le contexte de la gestion et de la restauration de ces écosystèmes. Pour cela, les araignées et carabes de 30 sites tourbeux du plateau de Millevaches ont été inventoriés de façon synchrone grâce à la mise en place d'un réseau de 1200 pots pièges. Parmi ces 30 sites d'étude, 6 étaient localisés sur la commune de Gentioux-Pigerolles (**Figure 54**). Les résultats de ces inventaires conduisent aux cinq conclusions principales suivantes.

Les sites de landes et de tourbières du plateau de Millevaches et de la commune de Gentioux-Pigerolles constituent de véritables réservoirs de biodiversité. Le site des Fontenelles du Chalard, appartenant à la ZNIEFF de type 1 de la tourbière de l'Espinassou, est apparu d'ailleurs comme un site majeur en termes de biodiversité parmi les 30 sites échantillonnés sur le Plateau de Millevaches. Parmi les espèces qu'ils hébergent, de nombreuses espèces sont rares sur le plan national, parfois abondantes dans les sites étudiés et spécifiquement associées aux tourbières ou aux zones humides. Par conséquent, les tourbières du Limousin paraissent être des sites refuges stratégiques pour tout un cortège d'espèces rares, dont certaines peuvent être considérées comme de véritables espèces reliques glaciaires.

Des sites tourbeux de faible superficie ou présentant des états de dégradation avancés peuvent être des sites d'accueil favorables à des espèces d'arthropodes rares et reliques. La définition de la valeur patrimoniale des sites par l'analyse classique de la présence/absence d'espèces végétales ou animales mieux connues aurait conduit à leur éviction de la liste des sites régionaux présentant un intérêt conservatoire. L'intégration d'une plus grande diversité de taxons dans la définition de la valeur patrimoniale

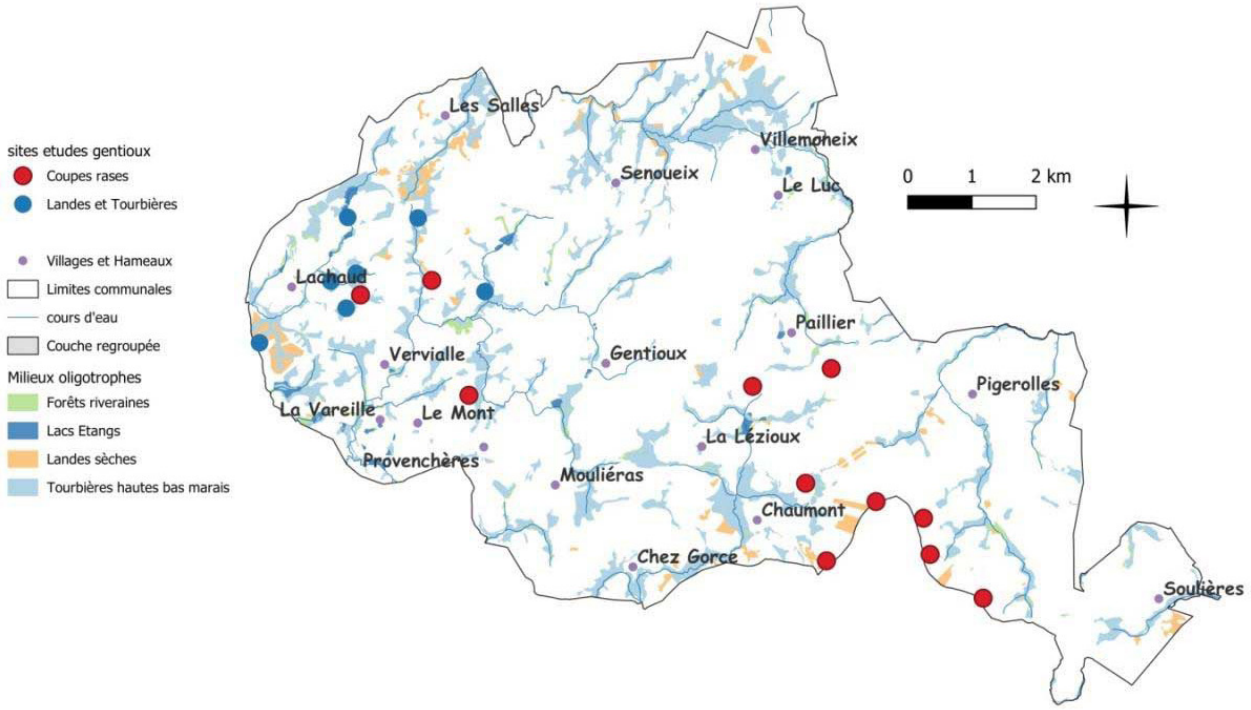


Figure 54.
Localisation des sites d'étude du programme « Landes et Tourbières » et du programme « Coupes rases » situés sur la commune de Gentioux-Pigerolles.

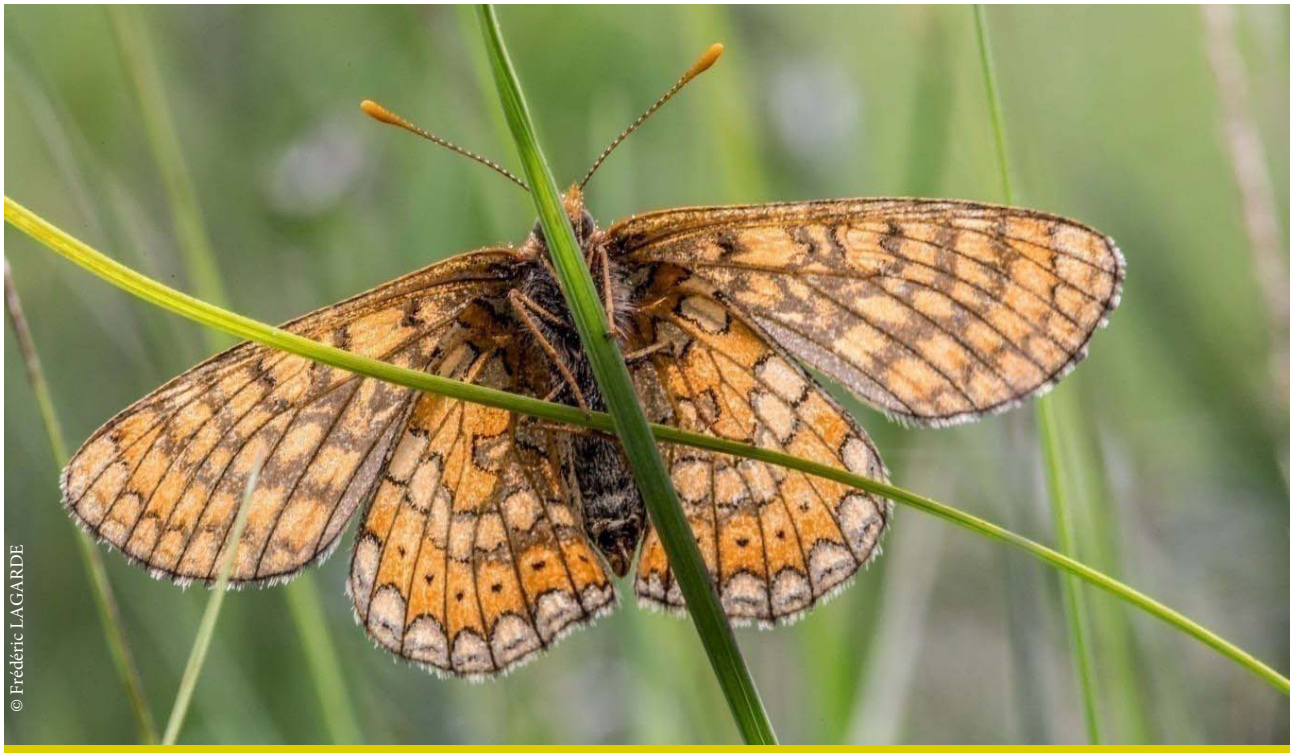
des sites paraît nécessaire pour éviter des erreurs d'évaluation lourdes de conséquences.

En ce qui concerne les communautés animales étudiées ici, des facteurs locaux (surface et qualité de la tourbière) mais aussi régionaux (structure du paysage, morcèlement des habitats, prédominance de barrières forestières autour des sites) conditionnent la qualité des communautés d'arthropodes et la persistance d'espèces reliques.

La qualité des milieux tourbeux est un des facteurs déterminant la qualité des communautés qu'ils hébergent. Cette qualité des sites est en étroite relation avec la dynamique naturelle de la végétation et avec les activités humaines. La restauration des milieux par pâturage permet de réactiver de façon remarquable ces milieux instables.

Cependant, la surface forestière à la périphérie immédiate des sites peut avoir un impact négatif très important sur les communautés animales étudiées. En effet, la présence de surfaces forestières denses et continues autour de certains sites constituent des barrières imperméables empêchant la libre migration des espèces dans le paysage, qui leur permettrait de recoloniser les sites laissés vacants après extinction locale. La restauration des relations écologiques et fonctionnelles entre les différents sites tourbeux est essentielle pour la restauration des communautés qu'ils hébergent (**Figure 55**).

Forts de ces résultats, une réflexion a été menée pour imaginer comment reconnecter entre eux les secteurs de landes et de tourbières enclavés dans une matrice forestière dense. Il est apparu que des coupes rases, non replantées, pourraient constituer des milieux candidats intéressants pour restaurer les continuités écologiques des landes et tourbières.



© Frédéric LAGARDE

Figure 55.
Le Damier de la Succise, *Euphydryas aurinia*. Espèce inscrite à l'annexe II de la directive habitats. Comme de nombreux Damiers, cette espèce est particulièrement sensible à la fragmentation de ses habitats.

C'est dans ce contexte que le Parc naturel régional de Millevaches en Limousin a lancé en mars 2018 un appel à initiatives pour la biodiversité portant sur la trame écologique Vienne amont, financé par l'Agence de l'eau Loire-Bretagne et le Conseil régional de Nouvelle-Aquitaine, afin d'examiner si des coupes rases de plantations de résineux non replantées pouvaient jouer le rôle de milieux de substitution ou de corridors écologiques pour les espèces dépendantes des milieux ouverts patrimoniaux (landes et tourbières). En effet, si les impacts des coupes rases sur les caractéristiques physico-chimiques ou biologiques des milieux ont largement été étudiés (Keenan & Kimmins, 1993, Hagerman *et al.*, 1999, Pawson *et al.*, 2006, Gondard *et al.*, 2004), leurs rôles comme habitats de substitution ou corridors écologiques pour les espèces caractéristiques des milieux ouverts voisins ont rarement été pris en considération (Buddle *et al.*, 2005, Lin *et al.*, 2005, Nilsson, 2016). Les quelques études disponibles se focalisent surtout sur l'utilisation de ces milieux artificiels par une espèce ou un taxon (Lin *et al.*, 2005, Popescu *et al.*, 2011), mais l'intérêt d'une approche pluri-taxonomique a été révélée dans quelques travaux (Yi & Modenke, 2005, Pawson *et al.*, 2006). C'est effectivement de telles approches qui, grâce à la convergence éventuelle des résultats obtenus pour les différents taxons étudiés, permettent de consolider les conclusions en termes de gestion et de conservation des paysages et des espèces. Le travail réalisé dans ce cadre et auquel Le Champ des Possibles a participé, s'est concentré sur les arthropodes : orthoptères (sauterelles et criquets), aranéides (araignées), coléoptères carabidés (carabes) et les hétéroptères (punaises). L'échantillonnage de 40 coupes rases non replantées dont 11 situées sur la commune de Gentioux-Pigerolles (**Figure 54**) a conduit à l'identification de 394 espèces d'arthropodes (234 araignées, 26 orthoptères, 60 carabes et 74 punaises). Parmi ces espèces, au moins 19 d'entre elles sont nouvelles pour la région Limousin. L'analyse de ces inventaires a conduit aux 8 conclusions principales qui suivent. Le lecteur intéressé par les détails de cette étude pourra se reporter au rapport de recherches complet (Lagarde *et al.* 2019).

Les coupes rases récentes (moins de deux ans) accueillent de nombreuses espèces de milieux ouverts écorchés, steppiques, à couvert végétal faible, souvent caractéristiques de milieux perturbés comme des milieux ayant été brûlés, dont certaines sont rares à l'échelon régional ou national.

Les stades plus âgés de coupes rases peuvent accueillir des espèces dépendant de milieux à la végétation plus développée et structurée, trouvées par ailleurs dans les milieux ouverts oligotrophes (landes, pelouses, tourbières).

Si de nombreuses espèces recensées en milieux ouverts oligotrophes sont aussi inventoriées dans les coupes rases, de nombreuses espèces spécialistes des landes et des tourbières n'ont pas été observées. Cela est particulièrement juste pour les espèces spécialistes des tourbières, qui ne peuvent retrouver dans les coupes rases les caractéristiques hygrométriques dont elles sont tributaires. De nombreuses espèces spécialistes de ces milieux sont d'ailleurs peu dispersantes.

Les communautés de tous les taxons étudiés présentent des structures particulières dans les coupes rases, quel que soit leur âge, témoignant de l'impact des perturbations fortes occasionnées au milieu. Ces communautés perturbées sont toujours observables huit ans après la coupe, alors même que le couvert végétal s'est développé et peut avoir évolué en lande de qualité d'un point de vue botanique.

La structure des communautés des coupes rases tend cependant à converger progressivement vers la structure des communautés observées dans les milieux ouverts oligotrophes. Les coupes rases de grande taille (> 1 ha), entourées de milieux oligotrophes proches, semblent à prioriser dans l'optique d'une gestion conservatoire des paysages, car plus facilement colonisées par les espèces des milieux ouverts.

Les coupes de plantations installées sur d'anciennes landes, sans dessouchage ni travail du sol, sont aussi à prioriser. La restauration d'habitats de pelouses et landes sèches avec un cortège faunistique associé semble donc envisageable sous conditions de mesures de gestion adaptées (notamment remise en pâturage) (Backer *et al.*, 1983, Bullock & Packeman, 1996, Bell *et al.*, 2001, Hartley *et al.*, 2003, Rosa Garcia *et al.*, 2011) pour éviter la colonisation par les ligneux.

Il est par contre probable qu'une telle restauration soit beaucoup plus compliquée dans quelques décennies après une deuxième génération de plantation résineuse sous laquelle la végétation de lande, déjà en mauvais état, aura du mal à subsister. Une telle stratégie de gestion des coupes sera par conséquent d'autant plus bénéfique à la biodiversité qu'elle sera mise en place rapidement.

Les bénéfices attendus en termes de reconnexion des milieux ouverts ne seront pas tous immédiats. Les espèces les plus dispersantes des milieux ouverts peuvent rapidement coloniser ces nouveaux habitats. Par contre, les espèces les moins dispersantes et les plus sensibles à la fragmentation des milieux ouverts nécessitent un entretien de ces coupes rases par pâturage sur le long terme. On peut espérer qu'à terme, elles utilisent elles aussi ces milieux ouverts nouvellement créés comme corridors écologiques ou comme milieux de substitution (**Figure 56**).

Figure 56.
L'Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus* affectionne les landes pour y nicher. Les coupes rases non replantées peuvent servir de milieu de substitution pour cette espèce.

3. Une restauration « avec des pincettes » : le troisième enjeu de la conservation des milieux ouverts oligotrophes

Le paragraphe présenté ici fait la synthèse des travaux menés par le Champ des Possibles sur l'impact de différents modes de restauration appliqués aux landes des Fontenelles du Chalard, sur le site de la tourbière de l'Espinassou. Ces études ont donné lieu à plusieurs rapports de stage d'étudiants de Master. Nous invitons le lecteur qui souhaiterait connaître les détails de ces études à se reporter aux rapports de master correspondants, disponibles sur le site internet de l'association **Le Champ des Possibles**.

Les techniques de restauration appliquées aux landes et tourbières visent à retrouver un état écologique satisfaisant soit après que ces milieux aient été directement affectés par des transformations brutales induites par les activités humaines (drainage des tourbières par exemple), soit qu'ils se soient progressivement dégradés par simple abandon. Nous avons vu, en effet, qu'en absence de pâturage, ces milieux étaient assez rapidement colonisés par des ligneux. La dynamique de la végétation conduit alors à un milieu fermé, pré-forestier, de moindre intérêt écologique souvent que les milieux d'origine. Dans ce contexte, des travaux de restauration mécanique sont souvent appliqués aux landes, afin de juguler le développement de la Fougère aigle (*Pteridium aquilinum*), et l'emprise du Genêt à balais (*Cytisus scoparius*), souvent considérés comme de véritables symptômes de la déprise agricole. Ces travaux peuvent passer par des séquences de broyage, parfois répétées pendant de nombreuses années en ce qui concerne les ptéridaies, afin d'épuiser progressivement les populations de fougères. Un seul broyage suffit par contre pour faire disparaitre instantanément les populations denses de Genêts. Parfois, un travail du sol est réalisé à l'automne, afin d'exhumer les rhizomes de fougères, en espérant qu'ils gèlent dans l'hiver qui suit. Si ces modes de restauration ont montré une certaine efficacité en ce qui concerne la restauration de la végétation (Bonhomme, 2011), peu de travaux se sont penchés sur l'impact de ces techniques sur les communautés animales associées à ces milieux.

C'est dans ce contexte que l'association Le Champ des Possibles a profité des travaux de restauration réalisés par le CEN Limousin sur les landes des Fontenelles du Chalard pour en examiner l'impact sur les communautés animales qui y vivent : Lézard vivipare (*Zootoca vivipara*), araignées, carabes, punaises. Nous allons ici résumer les principales conclusions et recommandations découlant des rapports de stage d'étudiants en Master (Goddefroy, 2010 ; Mallet, 2020).

Les travaux de restauration mécanique des landes impactent très fortement les communautés animales qui y vivent.

Les populations de reptiles, et de Lézard vivipare en particulier (**Figure 57**), chutent année après année, dans les secteurs gyrobroyés annuellement pour tenter de contraindre la Fougère aigle.

Les secteurs ayant subi une rotovation automnale pour exhumer les rhizomes de fougères voient les populations de Lézard vivipare réduites à néant après travaux. Les individus installés déjà dans leurs hibernaculum ont été détruits par les travaux de restauration.

Six années après les travaux, les populations de Lézard vivipare sont toujours très faibles. Les sites n'ont

toujours pas été recolonisés activement.

Les populations d'arthropodes (araignées, carabes, punaises) présentent des structures de communautés témoignant des perturbations majeures induites aux milieux lors de ces travaux de restauration mécaniques, encore 10 ans plus tard.

Ces résultats montrent que si des travaux de restauration mécanique doivent avoir lieu sur les landes, il est impératif de les étaler dans le temps. Une parcelle de lande à restaurer doit être traitée par « patchs » successifs, les secteurs non traités pouvant servir de refuge pour une partie de la biodiversité animale, et c'est à partir de ces zones refuges que les secteurs de landes restaurés pourront être recolonisés plus facilement.
En effet, la cible principale visée par les gestionnaires de sites naturels est la restauration des groupements végétaux. L'idée qui se niche derrière cette approche est que, si des groupements végétaux de qualité sont restaurés, alors, les biocénoses animales qui leur sont liées en profiteront. Cependant, les plantes réagissent mieux à ce genre de travaux car elles disposent pour nombre d'entre elles de diaspores de résistance, les graines, qui attendent dans le sol que les conditions nécessaires à leur germination soient restaurées pour réapparaître dans le milieu. Pour les espèces animales, le problème est tout autre. Après perturbation d'un habitat ayant entraîné la disparition d'une espèce, la seule possibilité de réinvestir le milieu est de le recoloniser, en dispersant à partir de zones refuges périphériques. Cette capacité de dispersion est souvent très réduite chez les espèces présentant un fort degré de spécialisation écologique pour un habitat donné.
Enfin, dans le contexte de changement climatique que nous traversons, les espèces animales et végétales peuvent être soumises à des stress physiologiques entraînant localement leur disparition, par exemple en période de canicule. Le maintien d'un couvert protecteur de Fougères aigles peut alors être bénéfique, s'il n'est pas trop dense, car capable de tamponner les extrêmes de température. Vouloir éradiquer la fougère aigle des landes n'est actuellement pas forcément la meilleure stratégie dans certains sites. Ainsi, plusieurs stations de Lycopode en massue *Lycopodium clavatum* (**Figure 58**) ont disparu ces dernières années, peut être en résultat de conditions thermiques et hydriques estivales trop extrêmes. C'est le cas en particulier d'une station majeure de cette espèce, située dans les landes des Salles, observée jusqu'en 2017 et disparue depuis.

Figure 57.
Le lézard vivipare *Zootoca vivipara*, une espèce impactée par les méthodes de restauration mécanique des landes.

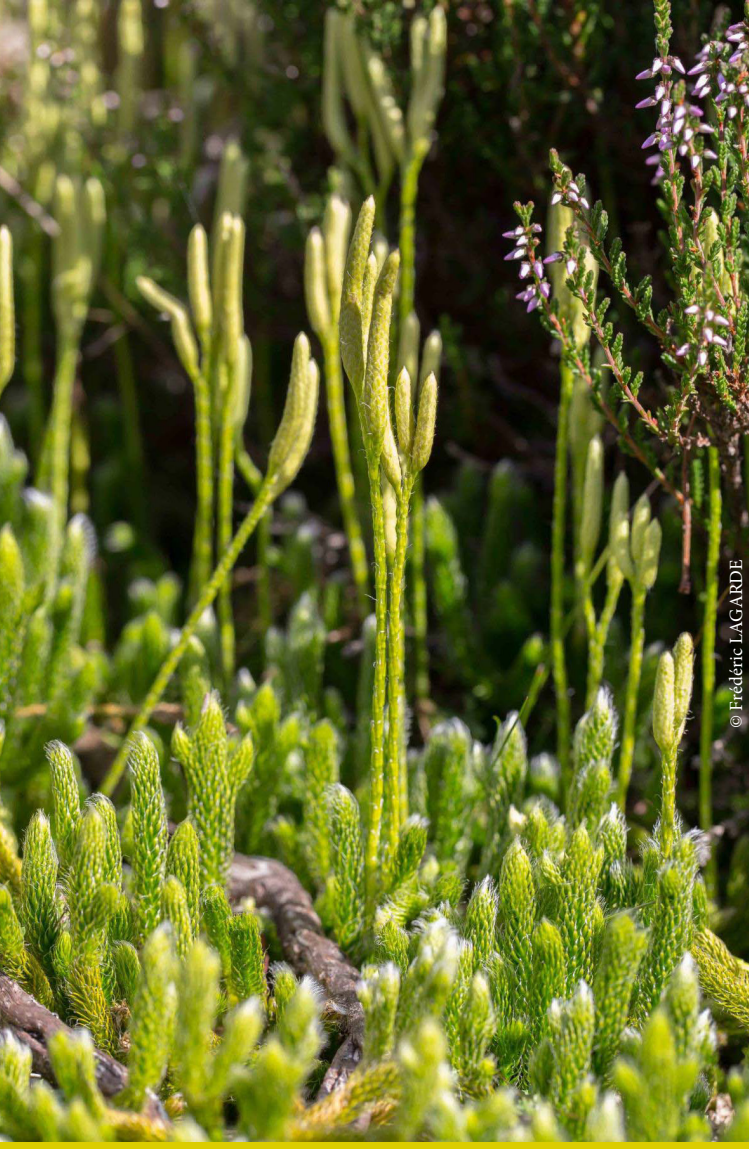


Figure 58.
Le Lycopode en massue *Lycopodium clavatum*. Une espèce qui semble souffrir des changements climatiques et pour laquelle le maintien d'un couvert protecteur semble nécessaire.

4. La Pie-grièche grise *Lanius excubitor* : un indicateur de la connectivité des milieux ouverts ?

La Pie-grièche grise (*Lanius excubitor*) (**Figure 59**) est l'une des trois espèces de Pies-grièches présentes dans l'ancienne région du Limousin et en Nouvelle-Aquitaine, avec la Pie-grièche écorcheur (*Lanius collurio*) et la Pie-grièche à tête rousse (*Lanius senator*) (SEPOL, 2013). Présente dans toutes les régions au début du XX^{ème} siècle (Mayaud, 1936), l'espèce a vu son aire de distribution fortement diminuer à partir des années 1960. Depuis une trentaine d'années, la rapidité de la régression de cette espèce s'est encore accélérée, avec une perte de 50 % de ses effectifs (SEPOL, 2013). Le Massif Central constitue actuellement une zone refuge d'importance pour la Pie-grièche grise et le plateau de Millevaches contient les derniers secteurs occupés par cette espèce en Nouvelle-Aquitaine. Les causes de la régression de l'espèce sont mal cernées. La modification des pratiques agricoles, la transformation des paysages, la destruction des haies et des arbres isolés, l'utilisation de produits antiparasitaires susceptibles d'impacter l'abondance des proies sont autant de facteurs expliquant potentiellement son déclin. En effet, la Pie-grièche a un régime alimentaire varié, constitué à la fois de micromammifères, d'arthropodes, de reptiles et d'oiseaux.

Dans ce contexte préoccupant, la LPO Limousin et le PNR de Millevaches en Limousin ont initié un suivi fin des populations de Pie-grièche grise à l'échelle du PNR (**Figure 60**). Une collaboration entre la LPO et le Champ des Possibles est développée afin de tenter de cerner les causes du déclin de cette espèce. C'est dans ce cadre que les données de Pie-grièche grise sur la commune de Gentioux-Pigerolles ont été obtenues. À partir de ce jeu de données, nous avons cherché à savoir quels étaient les sites occupés par cette espèce sur la commune, et quelles en étaient les principales caractéristiques. Pour cela, nous sommes partis du constat que la Pie-grièche grise occupait sur le plateau des sites essentiellement constitués de milieux oligotrophes (landes, pelouses et tourbières). Nous avons donc fusionné sous SIG les parcelles de landes, pelouses et tourbières adjacentes, pour pouvoir comparer les caractéristiques de sites potentiellement favorables à cette espèce et réellement occupés par elle,

© Frédéric LAGARDE

Figure 59.
Nichée volante de Pie-grièche grise *Lanius excubitor* sur le site de la tourbière de l'Espinassou.

aux caractéristiques de sites similaires et non occupés. Nous avons examiné si les sites occupés et inoccupés différaient par leur surface et le contexte paysager au sein duquel ils s'insèrent.

Nos résultats montrent que les ensembles de milieux oligotrophes occupés par les Pies-grièches grises présentent des superficies totales significativement supérieures à celles développées en moyennes par les sites non occupés (**Figure 61**). De plus, les sites occupés par les Pies-grièches grises s'insèrent dans des paysages où la proportion de plantations de résineux est significativement inférieure à celle observée en moyenne autour des sites laissés vacants dans une zone tampon de 500 mètres autour des sites (Test de Kolmogorov Smirnov ; $p < 0.05$ dans les deux cas).

Par contre, aucune différence significative n'est détectée en ce qui concerne la proportion du paysage occupée par les milieux oligotrophes, les zones agricoles ou les forêts de feuillus dans cette même zone tampon de 500 mètres (Test de Kolmogorov Smirnov ; $p > 0.05$).
Ces résultats suggèrent que la diminution de la surface des ensembles de landes et tourbières et la baisse de connectivité entre ces sites, résultant des plantations de résineux, peuvent être un premier ensemble de causes expliquant la forte régression de cette espèce sur notre territoire. Les modifications paysagères liées aux mutations dans l'utilisation des espaces sont souvent invoquées comme causes majeures de la régression des Pies-grièches en Europe (Del Oyo *et al.*, 2008).

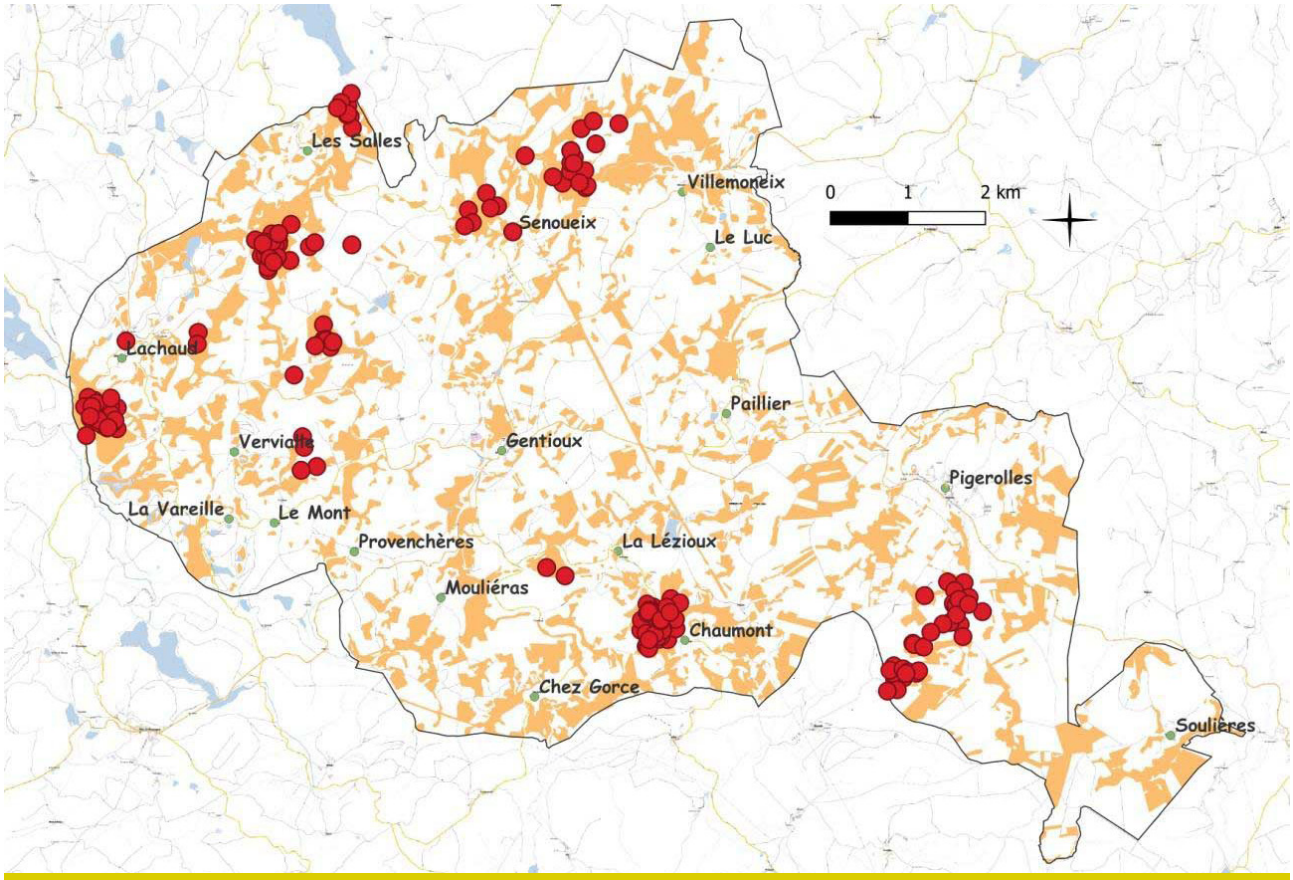


Figure 60.
Localisation des observations de Pies-grièches grises sur la commune de Gentioux-Pigerolles. Les secteurs en orange correspondent à la localisation de milieux potentiellement favorables pour cette espèce sur le plateau de Millevaches : ensembles de fruticées, landes, pelouses et tourbières.

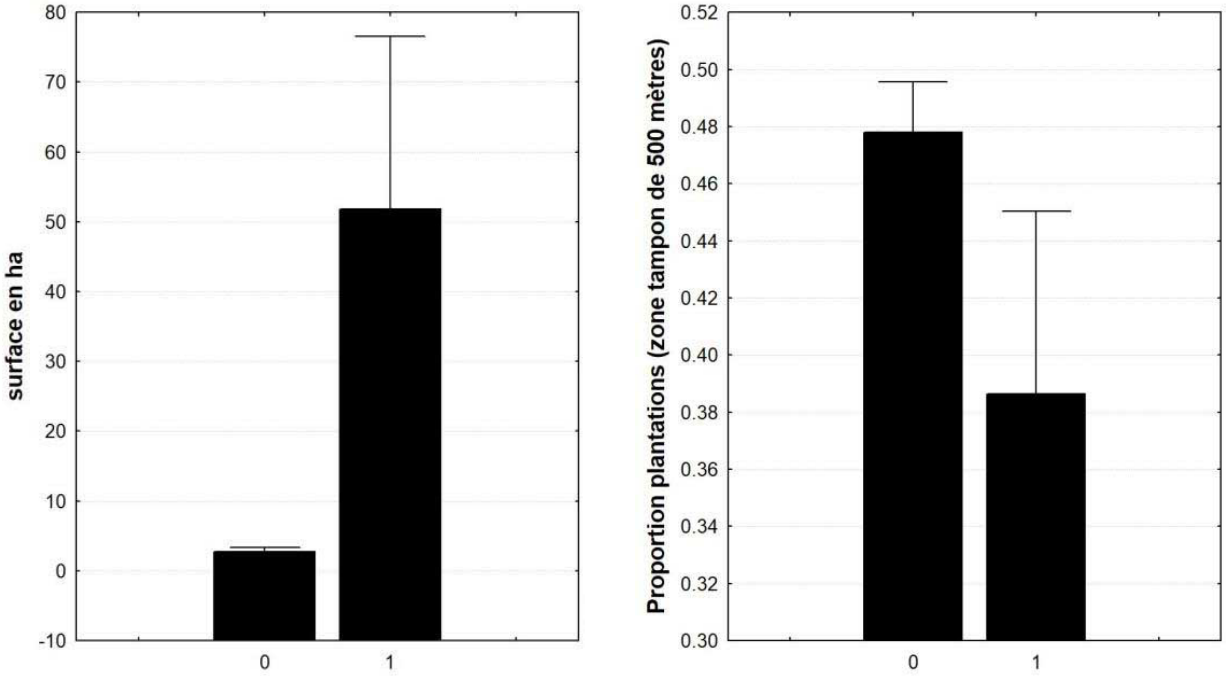


Figure 61.
Comparaison des caractéristiques des ensembles de milieux oligotrophes avec ou sans Pie-grièche grise. Graphe du haut : Superficie des sites. Graphe du bas : Proportion des plantations de résineux autour des sites, dans une zone tampon de 500 mètres. 0 : site inoccupé. 1 : site occupé.

L'élargissement de cette étude à l'ensemble de la superficie du PNR de Millevaches en Limousin, au travers d'une collaboration entre la LPO et Le Champ des Possibles, nous permettra d'accéder aux caractéristiques d'un plus grand nombre de sites occupés. Il sera possible alors d'examiner les relations entre l'abandon des sites et les transformations paysagères touchant notre territoire depuis une cinquantaine d'années de façon plus fine et robuste. Nous examinerons aussi les relations possibles entre traitements antiparasitaires des troupeaux et ressources trophiques pour les Pies-grièches.

5. L'étang de Tralasagne : un site à enjeux

L'étang de Tralasagne est inclus dans la ZNIEFF de type 1 de Tralasagne (**Figure 62**). Ce site est mis en avant ici parmi les milieux aquatiques présents sur la commune de Gentioux-Pigerolles car il abrite une diversité biologique remarquable, qui pourrait être menacée dans le cadre de demandes de mise aux normes des installations hydrauliques par les services de l'eau pouvant conduire le cas échéant à son effacement si ces travaux s'avéraient trop onéreux.

Figure 62.
Le site de l'étang de Tralasagne, appartenant à la ZNIEFF de type I du même nom, est un site d'intérêt majeur pour la biodiversité de la commune de Gentioux-Pigerolles.

L'intérêt du site est multiple (**Tableau 3**).
Au plan floristique, il abrite des espèces typiquement inféodées aux zones tourbeuses. C'est le cas de *Drosera rotundifolia* et *Drosera intermedia* (protégées au niveau national), mais aussi des deux Linaigrettes (*Eriophorum vaginatum* et *E. angustifolium*), du Rhynchospore blanc (*Rhyncospora alba*), de la Canneberge (*Vaccinium oxycoccos*), de la Narthécie (*Narthecium ossifragum*), du Trèfle d'eau (*Menyanthes trifoliata*), du Jonc squarreux (*Juncus squarrosus*). Certaines espèces sont plus inféodées aux zones humides non tourbeuses comme le Littorelle (*Littorella uniflora*, protégée au niveau national).

Pour la faune, on a noté la présence de libellules : une belle population d'Agrion hasté *Coenagrion hastulatum* (**Figure 63**), la Cordulie arctique *Somatochlora arctica* (**Figure 64**), le Sympetrum noir *Sympetrum danae* (**Figure 65**). Toutes ces espèces se reproduisent sur le site, car les exuvies de la Cordulie arctique ont été récoltées et les comportements d'accouplements ont été observés pour les deux autres.
De nombreuses espèces d'araignées déterminantes ZNIEFF et liste rouge nationale y ont été observées. Un échantillonnage par pots barber de courte durée (15 jours) sur une petite superficie du site (secteur de bas marais) a été réalisé en 2017, témoignant alors de la densité des populations d'espèces déterminantes.
Plusieurs espèces d'oiseaux probablement reproducteurs, rarement observés sur le plateau de Millevaches et aussi déterminantes, comme la Sarcelle d'hiver (*Ana crecca*), le Râle d'eau (*Rallus aquaticus*) ou encore le Grèbe castagneux (*Trachybaptus ruficollis*) y sont recensées.

La richesse biologique du site témoigne de la qualité des habitats tourbeux qui s'y trouvent, eux aussi inscrits à la directive habitats : bas marais acides, tourbières de transition, tourbières à molinie bleue, communautés amphibies, forêts marécageuses de bouleaux et de conifères. Le maintien de ces milieux et espèces remarquables est directement tributaire du maintien de l'étang.

Tableau 3.
Liste des espèces déterminantes recensées sur le site de Tralasagne (Listes rouges ou déterminantes ZNIEFF)

Araignées

Antistea elegans (Blackwall, 1841)
Gnaphosa nigerrima C. L. Koch, 1877
Heliophanus dampfi Schenkel, 1923
Pirata uliginosus (Thorell, 1856)
Sitticus caricis (Westring, 1861)
Trochosa spinipalpis (F. O. P.-Cambridge, 1895)

Libellules

Coenagrion hastulatum (Charpentier, 1825)
Somatochlora arctica (Zetterstedt, 1840)
Sympetrum danae (Sulzer, 1776)

Mammifères

Arvicola sapidus Miller, 1908
Lutra lutra (Linnaeus, 1758)

Oiseaux

Anas crecca Linnaeus, 1758
Ardea purpurea Linnaeus, 1766
Dryocopus martius (Linnaeus, 1758)
Egretta garzetta (Linnaeus, 1766)
Emberiza schoeniclus (Linnaeus, 1758)
Jynx torquilla Linnaeus, 1758
Pernis apivorus (Linnaeus, 1758)
Poecile montanus (Conrad, 1827)
Rallus aquaticus Linnaeus, 1758
Sylvia borin (Boddaert, 1783)
Trachybaptus ruficollis (Pallas, 1764)

Reptiles

Vipera berus (Linnaeus, 1758)
Zootoca vivipara (Lichtenstein, 1823)

Plantes

Drosera intermedia Hayne, 1798
Drosera rotundifolia L., 1753
Eriophorum angustifolium Honck., 1782
Eriophorum vaginatum L., 1753
Littorella uniflora (L.) Asch., 1864
Menyanthes trifoliata L., 1753
Narthecium ossifragum (L.) Huds., 1762
Ranunculus omiophyllus Ten., 1830
Rhynchospora alba (L.) Vahl, 1805
Utricularia vulgaris Linnaeus, 1753
Vaccinium oxycoccos L., 1753

Figure 63.
Coenagrion hastulatum, espèce en régression, présentant une très belle population sur l'étang de Tralasagne.

Figure 64.
Somatochlora arctica, rare et typique des tourbières, où les larves se développent dans les gouilles et les fossés.

Figure 65.
Sympetrum danae, déterminante Znieff, typique des milieux tourbeux du plateau de Millevaches.

6. Enjeux et recommandations concernant les landes, pelouses et tourbières

Les résultats obtenus lors de la réalisation de l'ABC de la commune de Gentioux-Pigerolles et les résultats d'études antérieures nous permettent de dégager des enjeux majeurs en termes de biodiversité et des recommandations et pistes d'action en ce qui concerne les landes, pelouses et tourbières.

a. Les landes, pelouses et tourbières, des milieux refuges pour une faune et une flore remarquables

Les milieux ouverts oligotrophes sont porteurs d'une biodiversité animale et végétale remarquable, constituée d'un grand nombre d'espèces écologiquement spécialisées, présentant souvent des capacités de dispersion réduites.

Les milieux tourbeux jouent un rôle écologique crucial en tête de bassin versant, comme milieux stockant l'eau et donc susceptibles d'amoindrir les risques de crues en aval.

Leurs caractéristiques microclimatiques et leur organisation en ensembles mosaïques au sein des alvéoles granitiques en font des milieux refuges pour des espèces susceptibles de souffrir des aléas climatiques en période de canicule.

Le maintien et la restauration de ces milieux sont tributaires de la persistance d'une activité d'élevage sur notre territoire, sans laquelle ils évoluent assez rapidement en espaces boisés de moindre intérêt écologique.

La diversité biologique que ces espaces hébergent dépend à la fois de leur qualité intrinsèque et de la structure des paysages qui les entourent. S'ils sont trop enclavés dans des espaces forestiers, ils ne sont

plus connectés entre eux et les disparitions locales d'espèces spécialistes ne sont plus compensées par des phénomènes de recolonisation ultérieurs.

b. Des recommandations variées, différentes en fonction des secteurs (Figure 66)

La dépendance des landes et tourbières aux pratiques d'élevage extensif nécessite de favoriser et soutenir tout ce qui contribue au maintien de ces pratiques sur notre territoire : installations et reprises agricoles, groupements pastoraux, etc.

Quand la restauration mécanique de certains sites est nécessaire (broyage, travail du sol sur des landes envahies par la Fougère aigle ou le Genêt à balais), il serait préférable de privilégier une intervention étalée dans le temps, par petites touches successives et ne pas traiter une parcelle en une seule fois sur toute sa surface. Les espèces animales peu dispersantes pourront ainsi trouver refuge dans les secteurs non traités et plus facilement recoloniser les parcelles après travaux.

Dans les zones centrales de la commune, la prégnance des plantations de résineux contribue à une perte de connexion entre milieux oligotrophes. Il serait intéressant de travailler à la réouverture ponctuelle des paysages en gérant certaines coupes rases non replantées par pâturage de telle sorte qu'elles évoluent en landes et puisse servir de corridors écologiques et de milieux de substitution pour les espèces de milieux ouverts. Les zones de plantations contigües d'une surface supérieure à 100 ha sont mises en évidence sur la carte des enjeux.

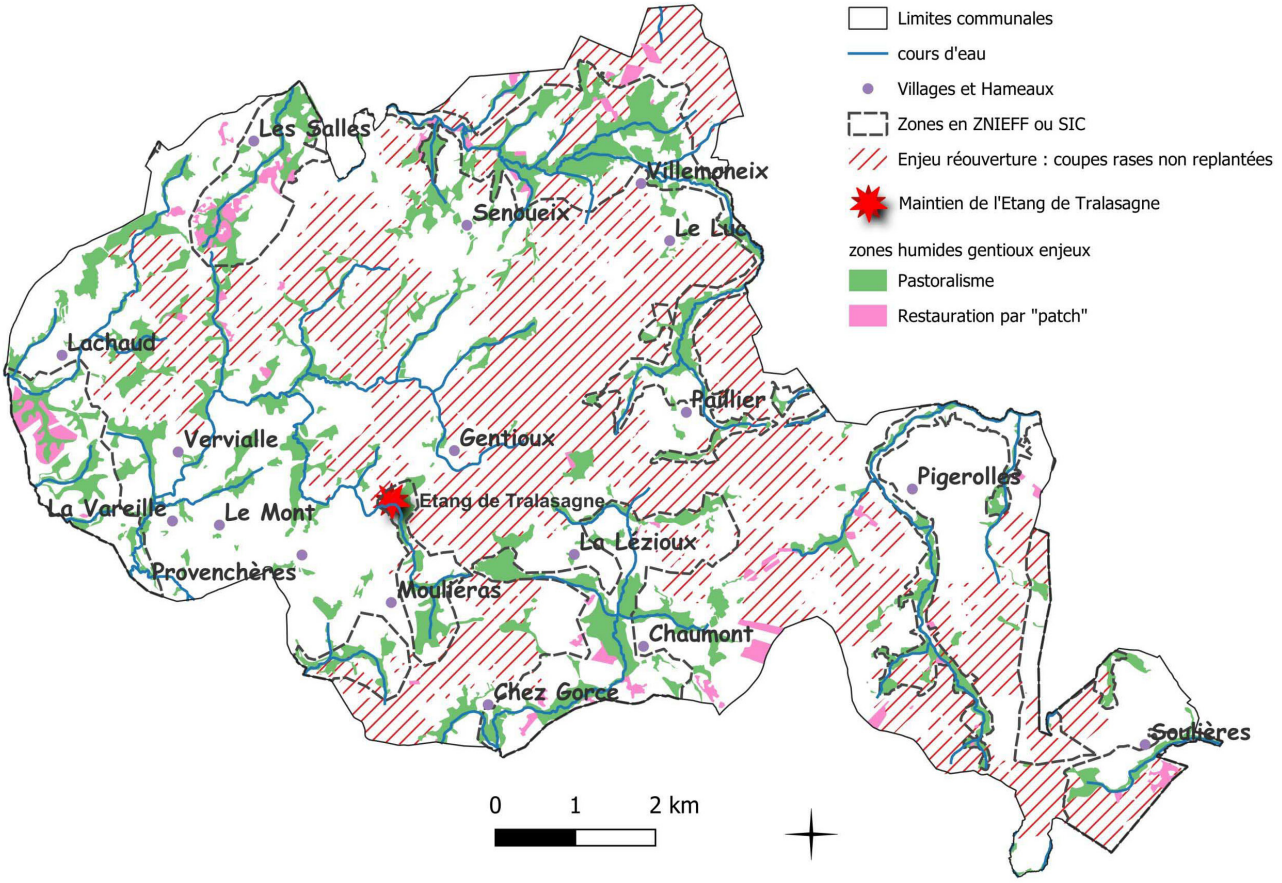


Figure 66.
Landes, pelouses et tourbières de la commune de Gentioux-Pigerolles : zones à enjeux.

© Michel BARATAUD

V. Milieux agricoles

1. Répartition, évolution et caractérisation des prairies

Les prairies semi-naturelles sèches ou mésophiles sont à l'heure actuelle un des habitats les plus menacés de disparition rapide en France, l'évolution des pratiques agricoles depuis le milieu du XX^{ème} siècle entraînant une intensification des procédés par des labours et semis à rotations courtes ou un surpâturage. Or, ces milieux sont les derniers réservoirs de nombreuses espèces végétales et animales, elles-mêmes en raréfaction rapide.

L'examen du Registre Parcellaire Graphique (RPG) de la commune de Gentioux-Pigerolles montre que les surfaces agricoles occupent 34 % de la surface communale et sont à plus de 75 % constitués de prairies. Ces dernières couvrent ainsi 25 % de la surface communale totale (**Figures 67 et 68**). L'importance de ces milieux, à la fois d'un point de vue conservatoire et de par la superficie qu'ils occupent sur notre territoire nous a conduit à les intégrer dans le travail réalisé au cours de cet ABC. L'examen du Registre Parcellaire Graphique montre qu'entre 2007 et 2021, la surface des praires de la commune a augmenté de 10 %.

Cette tendance globale masque cependant des disparités spatiales assez fortes. Certains secteurs localisés de la commune voient une diminution importante de la surface prairiale, au contraire de la tendance globale (**Figure 69**). Cette tendance va à l'encontre des évolutions

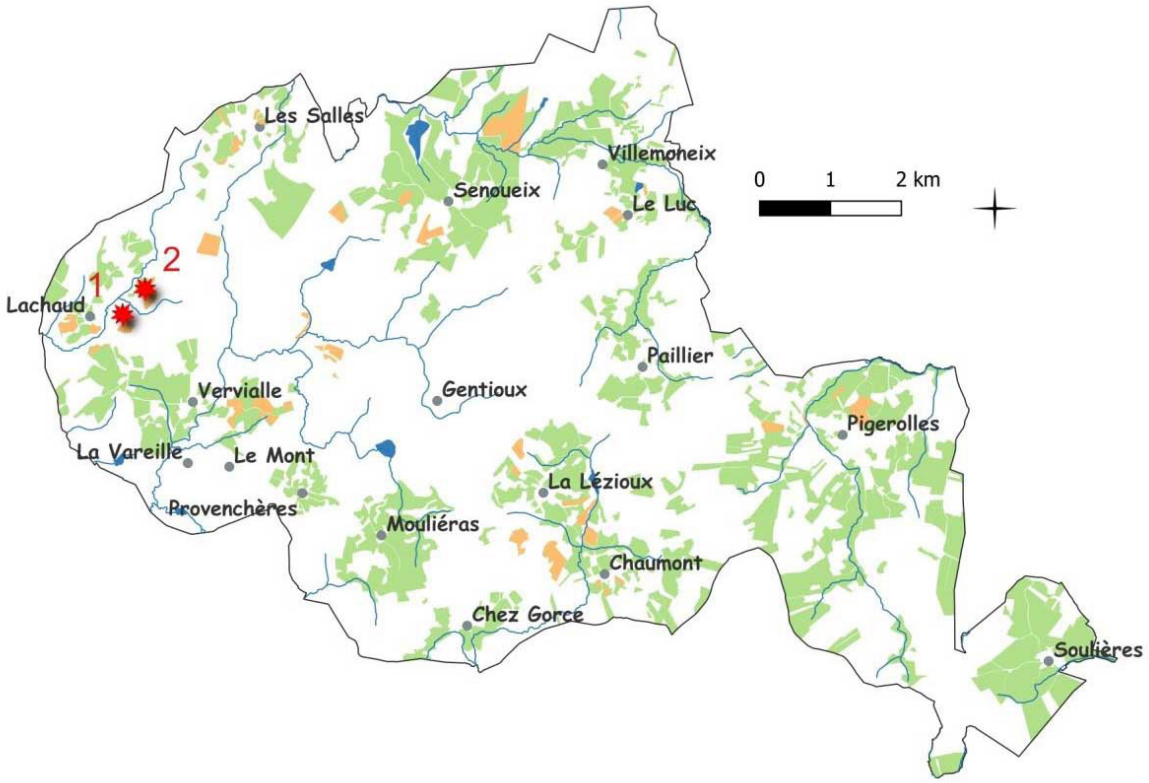


Figure 67.
Répartition des milieux prairiaux sur la commune de Gentioux-Pigerolles. Les parcelles en orange sont celles dont la composition floristique a été étudiée dans le cadre de l'ABC, et les deux étoiles rouges indiquent la position des prairies retenues pour l'étude du comportement de chasse des chiroptères (1 : parcelle de l'Epine ; 2 : parcelle « du café »)..

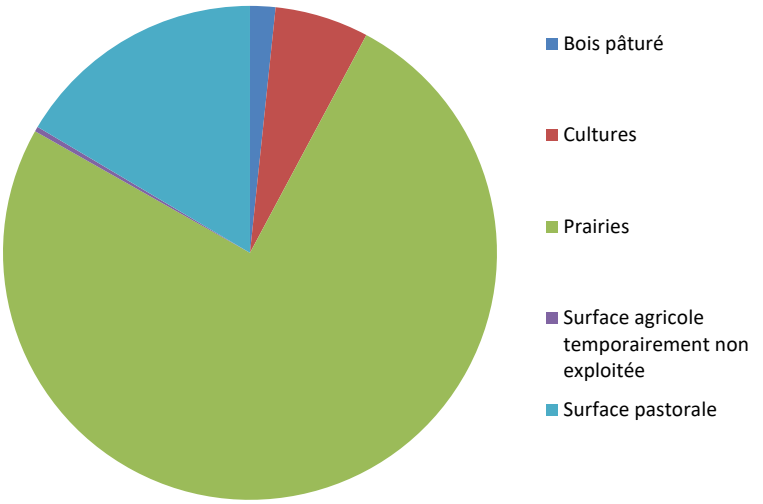


Figure 68.
Proportion des différents milieux déclarés dans la SAU de la commune de Gentioux Pigerolles.

globales notées au niveau national. Cette apparente contradiction est à relier à la spécialisation des régions. Le plateau de Millevaches est surtout une zone d'élevage actuellement, et cette activité s'accompagne d'une augmentation des surfaces en prairies (**Figure 70**).

Pour caractériser les prairies, on se heurte à un problème de vocabulaire et de définition. L'appellation « prairie permanente » est une notion juridique (article 4 du règlement UE n°1307/2013 établissant les règles relatives aux paiements directs). D'après la réglementation de la PAC (Politique Agricole Commune de rang européen), sont considérées comme prairies permanentes « toutes surfaces de production d'herbe ou d'autres plantes fourragères herbacées (ou non herbacées sous certaines conditions), qui ne font pas partie du système de rotation depuis 5 années révolues ou plus », à la différence des prairies temporaires qui sont retournées dans les 5 ans. Par conséquent, le RPG considère les prairies en rotation longue (de plus de 6 ans) comme des prairies permanentes. La PAC, quant à elle, précise que ce type de prairies est plutôt vu comme une manière de prolonger réglementairement l'appellation prairie temporaire jusqu'à 8 ans. Que ce soit sur 5 ou 8 ans, une prairie permanente, selon la définition

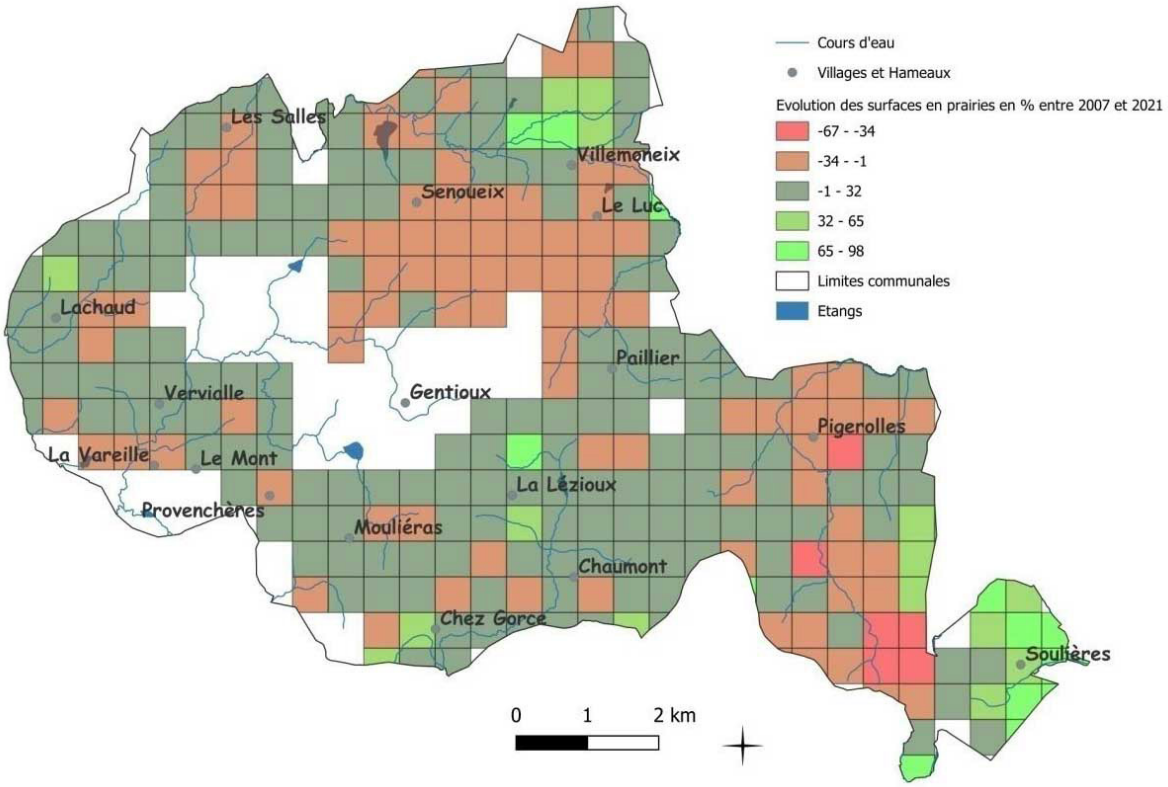


Figure 69.
Evolution des surfaces prairiales sur la commune de Gentioux Pigerolles sur la période 2007 – 2022 sur les carrés contenant des prairies d'après les données du RPG.

de la PAC, ne garantit aucunement un milieu faiblement perturbé et riche en biodiversité. L'expression prairie naturelle concerne en principe des prairies en leur état originel, qui n'ont jamais fait l'objet de travaux d'amélioration. Les vraies prairies naturelles sont extrêmement rares aujourd'hui en Europe. On parle plus souvent de « prairies semi-naturelles », une notion plutôt écologique, peu utilisée en agronomie, qui consacre la double origine de ces végétations : pool naturel d'espèces et assemblage dépendant des pratiques agricoles en place. Les prairies semi-naturelles ne sont pas semées ou du moins depuis très longtemps (20-30 ans). Cette appellation a largement été utilisée par les cahiers d'habitats NATURA 2000. Ces prairies sont un important support d'une grande biodiversité animale et végétale (Dumont *et al.*, 2007 ; Leroux *et al.*, 2008) et ont en France métropolitaine une haute valeur patrimoniale, paysagère et agroenvironnementale (Huygue *et al.*, 2005 ; Farrugia & Manneville 2010). Pour autant, la biodiversité qu'elles accueillent peut se révéler fortement limitée en raison, par exemple, de l'intensité de pâturage ou d'une fertilisation importante.

Le Conservatoire Botanique National utilise donc l'expression « prairies à flore diversifiée » pour désigner les prairies semi-naturelles sur lesquelles les pratiques agricoles raisonnées permettent le maintien d'une flore diversifiée.
La richesse écologique d'une prairie peut s'évaluer de différentes façons, par des relevés botaniques et entomologiques notamment ; mais leur rôle dans le cycle de vie de quelques vertébrés dits « supérieurs » et à l'écologie plus ou moins spécialisée (donc sensibles aux perturbations de leurs habitats) est peu connu.

C'est pourquoi dans le cadre de cet ABC, nous nous sommes intéressés à deux axes d'études principaux :

1) étudier les communautés végétales se développant sur les prairies de la commune, comprendre ce qui détermine la structure de ces communautés et examiner ce qu'elles nous indiquent sur le degré de naturalité des prairies ;
2) étudier l'intérêt de ces milieux comme zone de chasse pour les Chauves-souris, en tant qu'indicateurs de la diversité et l'abondance de l'entomofaune.

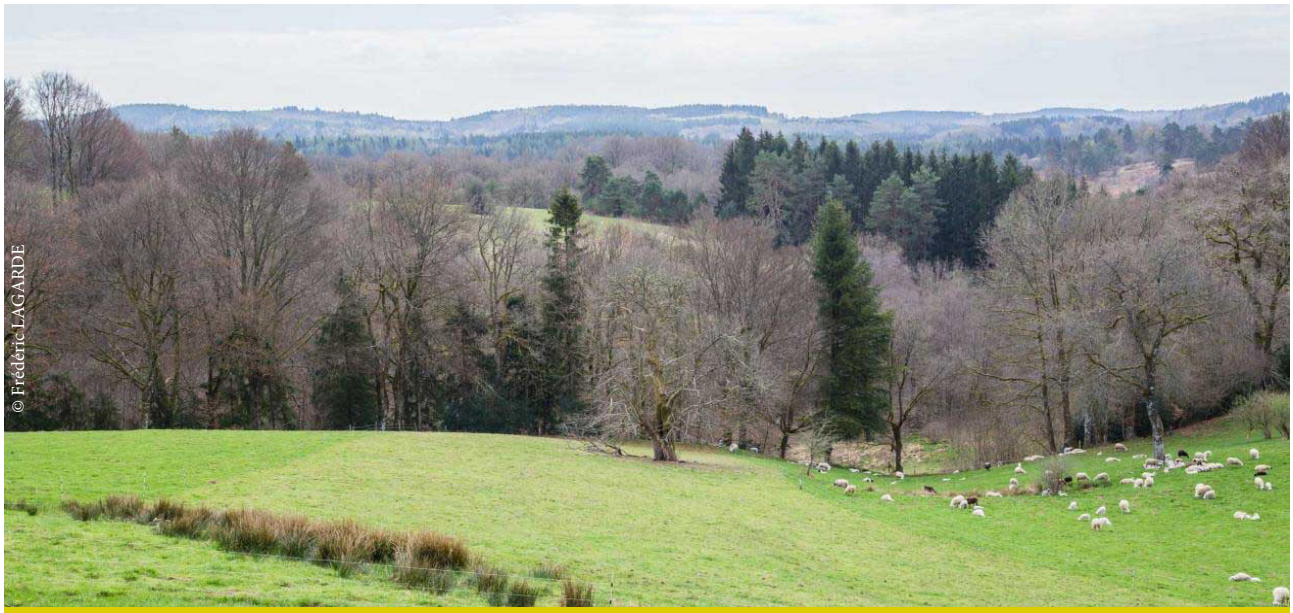


Figure 70.
Les prairies pâturées ou fauchées couvrent plus de 25 % de la surface communale.

2. Des communautés végétales de prairies impactées par l'altitude, la profondeur du sol et l'itinéraire technique

a. Enquête et variables environnementales

Un relevé de variables environnementales et des inventaires botaniques ont été réalisés sur les parcelles de prairies de Gentioux-Pigerolles. Un réel intérêt a pu être ressenti puisque 10 agriculteurs et agricultrices ont proposé d'accueillir l'étude sur leurs parcelles. Afin d'examiner les déterminants de la diversité floristique et de la structure des communautés végétales, un ensemble de variables environnementales a été collecté, à la fois pour chaque exploitation agricole prise dans son ensemble, et pour chaque parcelle inventoriée. Pour cela, des entretiens ont été menés avec des agriculteurs et agricultrices afin de renseigner le type de pratiques et les itinéraires techniques mis en place au sein de chaque exploitation. Des variables complémentaires ont été récoltées lors du travail d'inventaire. La profondeur de sol a été évaluée (jusqu'à l'horizon minéral) au niveau de chaque transect à l'aide d'une tarière pédologique. La pente générale de la prairie et l'altitude au niveau du transect ont également été établies sur Géoportail.

b. Relevés floristiques

À l'aide des plans cadastraux du BD Parcellaire (Géoservices), une cartographie des parcelles retenues pour la prospection est réalisée. Sur chacune de ces parcelles, trois transects de 10 m sont réalisés le long de la diagonale la plus grande. Sur chaque transect, tous les 25 cm, le nombre d'individus de chaque espèce présente est relevé. L'identification s'est portée sur les dicotylédones et les monocotylédones non poacées, la détermination des poacées étant problématique en début de saison végétative. C'est par une approche quantitative que les relevés floristiques sont analysés. Elle permet d'étudier les variations spatiales fines dans la structure des communautés végétales en réponse à des gradients de variables environnementales. Ces variations seraient difficilement appréhendables par une approche phytosociologique plus classique, qui classifie les communautés comme des associations fixes d'espèces (Kent, 2012).

c. Évaluation de la richesse spécifique, de la diversité biologique des parcelles, et de leurs déterminants

Quarante parcelles ont été inventoriées d'un point de vue botanique, sur 8 exploitations agricoles réparties sur l'ensemble des zones agricoles de la commune (**Figure 67**). Au total, 39269 plantes appartenant à 83 espèces ont été identifiées.

Pour comparer la richesse spécifique (nombre d'espèces) d'un site à l'autre, il faudrait connaître le nombre total d'espèces sur chaque parcelle de prairie. Ceci est impossible car la plupart des inventaires biologiques ne sont pas exhaustifs. Cependant, si l'inventaire a été réalisé selon un protocole robuste et standardisé, il est possible d'examiner la relation existant entre le nombre d'individus collectés et le nombre cumulé d'espèces identifiées. Au début de l'inventaire, plus le nombre d'individus identifiés est grand, plus le nombre d'espèces inventoriées est important. À partir d'un certain nombre d'individus recensés, le nombre d'espèces nouvelles devient souvent de plus en plus faible alors que l'effort de collecte se poursuit : la courbe « nombre d'espèces cumulées en fonction du nombre d'individus identifiés » atteint

un plateau. Ce n'est pas que toutes les espèces aient été trouvées, c'est surtout que les espèces que l'on a manquées dans le travail d'inventaire sont si difficiles à détecter qu'il faudrait augmenter de façon infinie l'effort de travail pour espérer les recenser. C'est généralement au niveau de ce seuil d'échantillonnage qu'il est sage d'arrêter la prospection. Par contre, si la courbe d'échantillonnage n'atteint pas de plateau, c'est que le nombre d'espèces détectées dépend directement du nombre d'individus identifiés, qui lui, n'est pas normalisable d'un site à l'autre. Les comparaisons spatiales ou temporelles de biodiversité doivent alors être réalisées pour un même nombre d'individus observés (méthode de la raréfaction) (Magguran, 2004). Malgré un effort d'échantillonnage conséquent, l'analyse des inventaires floristiques réalisés ici rentrent dans ce dernier cas de figure.

Les richesses spécifiques des sites ont donc été estimées pour un même nombre de plants identifiés. L'indice de diversité de Shannon a été calculé pour chaque parcelle ainsi que l'indice d'équitabilité de Simpson. La richesse spécifique, l'indice de Shannon et l'indice de Simpson des différents types de parcelles ont été comparés à l'aide des tests non paramétriques de Kolmogorov-Smirnov. La relation de ces indices avec l'altitude, la profondeur du sol, l'âge de la parcelle (nombre d'années depuis le dernier travail du sol) et la quantité de fumier a été examinée grâce à un modèle de régression factorielle.

La richesse spécifique, l'indice de diversité de Shannon et l'indice de diversité de Simpson ne montrent aucune différence significative entre les types de prairies inventoriées (Test de Kolmogorov-Smirnov, respectivement H3, 40 = 2.51, p=0.47 ; H3, 40 = 2.42, p=0.48 ; H3, 40 = 1.35, p=0.71).

L'analyse des déterminants de la richesse spécifique et de l'indice de Simpson des parcelles par régression factorielle montre que la richesse spécifique semble corrélée positivement à l'altitude et à la profondeur de sol, mais uniquement à l'âge pour l'indice de Simpson (R2= 0.57, p = 0.045 pour le modèle complet concernant la richesse spécifique et R2= 0.57, p = 0.047 pour le modèle complet concernant l'indice de Simpson). Une interaction positive entre ces deux paramètres est mise en évidence dans les deux cas (**Tableau 4** ; **Figure 71**).

La richesse spécifique des communautés inventoriées dans les parcelles est d'autant plus forte que l'altitude associée et la profondeur de sol sont grandes, l'équitabilité augmente quant à elle avec l'âge de la parcelle.

d. Analyse des déterminants de la structure des communautés végétales des prairies

Pour comprendre les relations entre conditions environnementales et structures descommunautés végétales inventoriées, la méthode du positionnement

Tableau 4.
Tests univariés de significativité de la richesse spécifique observée en fonction de l'altitude, de la profondeur de sol, de l'âge de la prairie, et de la quantité de fumier.

	SC	Degré de	MC	F	p
Ord.Orig.	5544.245	1	5544.245	956.6749	0.000000
ALT	0.019	1	0.019	0.0033	0.954826
PROF	46.437	1	46.437	8.0128	0.009245
AGE	12.052	1	12.052	2.0795	0.162208
QTE_FUMI	0.071	1	0.071	0.0123	0.912682
ALT*PROF	50.239	1	50.239	8.6689	0.007081
ALT*AGE	0.638	1	0.638	0.1101	0.742864
PROF*AGE	16.589	1	16.589	2.8624	0.103615
ALT*QTE_FUMI	8.292	1	8.292	1.4308	0.243325
PROF*QTE_FUMI	0.288	1	0.288	0.0497	0.825542
AGE*QTE_FUMI	2.989	1	2.989	0.5158	0.479558
ALT*PROF*AGE	12.573	1	12.573	2.1695	0.153762
ALT*PROF*QTE_FUMI	15.838	1	15.838	2.7329	0.111325
ALT*AGE*QTE_FUMI	1.816	1	1.816	0.3133	0.580833
PROF*AGE*QTE_FUMI	6.998	1	6.998	1.2075	0.282731
ALT*PROF*AGE*QTE_FUMI	8.904	1	8.904	1.5364	0.227136
Erreur	139.088	24	5.795		

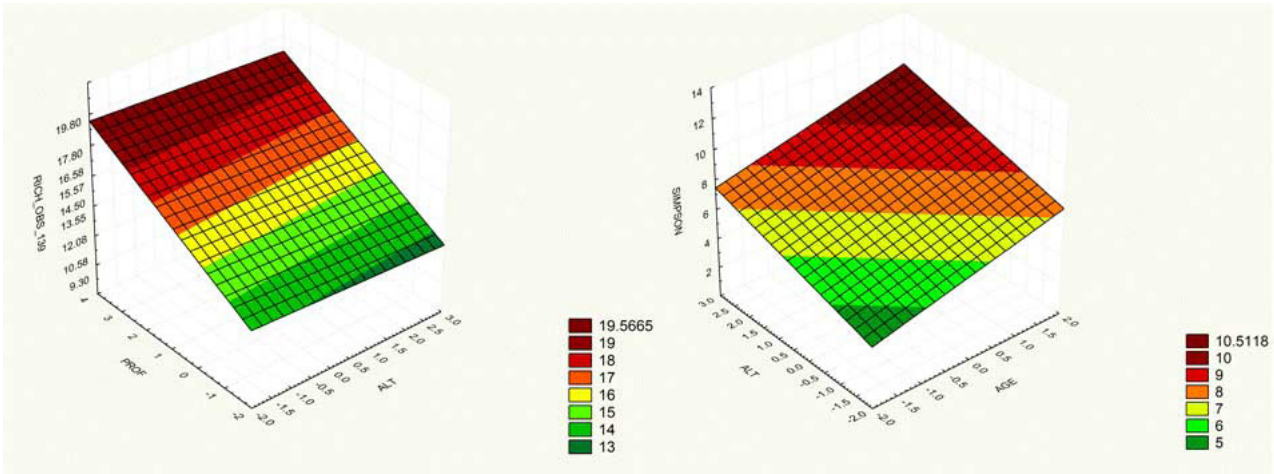


Figure 71.
Surface de réponses entre la richesse spécifique (à gauche), l'indice de Simpson (à droite) des communautés végétales et l'altitude, l'âge des prairies ou la profondeur du sol des prairies, selon les modèles de régressions factorielles obtenus.

multidimensionnel non métrique (NMS) a été appliquée. Les résultats obtenus montrent que les groupements végétaux se développant dans les prairies de la commune diffèrent à la fois selon le type de praires (prairies permanentes ou temporaires, de fauche ou pâturées), de la profondeur du sol, de l'altitude et de la quantité de fumier apporté annuellement à la parcelle. La procédure d'analyse et les résultats détaillés sont consultables en **annexe 8 du rapport d'origine**.

e. Estimation du degré de naturalité des prairies

Afin d'examiner le degré de naturalité des différentes prairies échantillonnées et ses déterminants, nous avons comptabilisé le nombre d'espèces végétales déterminantes pour la mesure agro-environnementale et climatique (MAEC) « Prairies permanentes à flore diversifiée ». Cette mesure d'aide européenne visait au maintien de la richesse floristique des prairies au sein des Zones d'intervention prioritaires des réseaux de sites Natura 2000. Elle présente l'avantage de développer une méthodologie simplifiée, permettant aux agriculteurs de réaliser un autodiagnostic de leurs parcelles (PNR de Millevaches en Limousin, 2016).

Le nombre d'espèces déterminantes est très variable d'une parcelle à l'autre (3 à 12) et indépendant du nombre de plantes identifiées sur les transects. Une régression factorielle avec le nombre d'espèces déterminantes comme variable dépendante et l'âge de la parcelle, l'altitude, la profondeur de sol et la quantité de fumier apporté comme variables explicatives permet de développer un modèle complet satisfaisant (F15,24 ; R2 = 0.59 ; p = 0.032) (**Tableau 5**).

Tableau 5.
Résultats des tests univariés de significativité concernant les relations entre la richesse en espèces végétales déterminantes des prairies à flore diversifiée et les conditions environnementales.

	SC	Degrés de liberté	MC	F	p
Ordonnée à l'origine	**1830.870**	**1**	**1830.870**	**784.9239**	**0.000000**
Altitude (ALT)	0.113	1	0.113	0.0483	0.827980
Profondeur du sol (PROF)	0.076	1	0.076	0.0326	0.858207
Age (AGE)	3.410	1	3.410	1.4619	0.238404
Quantité de fumier (FUM)	**28.555**	**1**	**28.555**	**12.2419**	**0.001848**
ALT X PROF	0.268	1	0.268	0.1149	0.737626
ALT X AGE	1.339	1	1.339	0.5741	0.456002
PROF X AGE	**14.973**	**1**	**14.973**	**6.4194**	**0.018232**
ALT X FUM	4.615	1	4.615	1.9786	0.172359
PROF X FUM	2.694	1	2.694	1.1549	0.293219
AGE X FUM	1.918	1	1.918	0.8224	0.373505
ALT X PROF X AGE	0.560	1	0.560	0.2400	0.628625
ALT X PROF X FUM	6.325	1	6.325	2.7115	0.112658
ALT X AGE X FUM	2.204	1	2.204	0.9447	0.340771
PROF X AGE X FUM	2.924	1	2.924	1.2536	0.273946
ALT X AGE X PROF X FUM	2.009	1	2.009	0.8611	0.362668
Erreur	55.981	24	2.333		

Ce modèle montre que la richesse en espèces déterminantes des prairies à flore diversifiée est d'autant plus grande que la quantité de fumier apporté aux prairies est faible. En effet, une augmentation des fumures entraîne généralement une banalisation des communautés végétales et une baisse de la richesse botanique en espèces déterminantes (Fargier *et al.*, 2020). Enfin, une interaction significative complexe est notée entre la profondeur du sol et l'âge de la parcelle. Sur sol peu profond, les parcelles les plus riches en espèces végétales déterminantes sont les parcelles les plus âgées, alors que sur sol profond, ce sont les parcelles les plus jeunes qui sont les plus riches. La complexité des déterminants de la richesse floristique au sein des prairies permanentes a déjà été mise en lumière dans les travaux de synthèse de Fargier (2020).

© Nicolas SAVOYE

Une noctule (*Nyctalus noctula* ou *lasiopterus*) en vol ; espèce de haut vol chassant souvent au-dessus des prairies semi-naturelles.

3. Les prairies : milieux de chasse pour les Chiroptères

Le paragraphe présenté ici fait la synthèse des travaux menés par le GMHL sur l'intérêt des milieux prairiaux comme milieu de chasse pour les chauves-souris du Plateau de Millevaches. Cette étude a été réalisée en partie sur 2 prairies de la ferme de Lachaud à Gentioux-Pigerolles. Ce sont ces résultats qui sont présentés. Ils sont extraits du rapport de recherche rédigé dans ce cadre par Michel Barataud. Les prairies permanentes présentent un rôle écologique en tant que terrain de chasse privilégié pour nombre de vertébrés. C'est notamment le cas pour l'activité de chasse des chiroptères : ces derniers sont des espèces protégées réglementairement aux niveaux national et européen, car menacées pour bon nombre d'espèces et indicatrices de la qualité des écosystèmes nécessaires à leur cycle de vie.

Considérant l'urgence d'un acquis de connaissances sur les prairies permanentes, le GMHL a réalisé un protocole s'inspirant de la méthodologie ayant fait ses preuves en milieux forestiers limousins. Cette étude utilise les chiroptères en tant que bioindicateurs (**Tableau 6**) et vise à comparer deux grands types de pratiques agricoles : les prairies permanentes semi-naturelles (non labourées depuis plus de cinq ans, comportant des espèces de graminées indigènes et diverses espèces herbacées) dédiées à la fauche et/ou la pâture, et les prairies temporaires (monoculture après labour de graminées ou légumineuses fourragères, sur cycle court de 1 à 3 ans). Les relevés d'activité acoustique des chiroptères sont effectués en centre de parcelle agricole, et contre leur lisière arborée sur quelques sites.

a. Méthode et matériel

Les sites sont sélectionnés en fonction de la typologie définie (prairie semi-naturelle de fauche ou de pâture, bordée ou non d'une lisière arborée ; culture herbacée), mais aussi de la qualité des relations avec l'agriculteur gestionnaire, ce dernier devant communiquer à l'observateur la période prévisible de fauche ou de mise en pâture de la prairie concernée, puis la date précise dès qu'elle est connue. Sur le secteur du Plateau de Millevaches, les deux stations d'un même site diffèrent par l'écotone de la prairie permanente (centre *vs* lisière arborée feuillue, distants de 50 à 100 m).

Les détecteurs pour l'écoute et l'enregistrement sont de type Teensy

Figure 72.
Teensy Recorders développés par Jean-Do Vrignault. A gauche : l'enregistreur automatique Passive Recorder ; à droite : le détecteur manuel Active Recorder.

Tableau 6.
Liste des espèces de chiroptères présents en Limousin et sur le secteur du Plateau de Millevaches.

Nom latin	Nom français	Présence (rare) sur Millevaches	Guilde habitat de chasse	Annexe II Directive Habitats
Rhinolophus ferrumequinum	Grand rhinolophe	(X)	forêt feuillus, bocage	X
Rhinolophus hipposideros	Petit rhinolophe	X	forêt feuillus, (bocage)	X
Rhinolophus euryale	Rhinolophe euryale		forêt feuillus, (bocage)	X
Myotis daubentonii	Murin de Daubenton	X	rivières calmes & étangs, forêt feuillus	
Myotis brandtii	Murin de Brandt	X	forêts, ripisylve	
Myotis mystacinus	Murin à moustaches	X	forêt feuillus, (bocage)	
Myotis alcathoe	Murin d'Alcathoe	X	forêt feuillus mature, (bocage ancien)	
Myotis emarginatus	Murin à oreilles échancrées	X	forêt feuillus, (bocage)	X
Myotis nattereri	Murin de Natterer	X	forêt feuillus, prairies	
Myotis bechsteinii	Murin de Bechstein	X	forêt feuillus mature, (bocage ancien)	X
Myotis myotis	Grand murin	X	forêt feuillus, bocage	X
Myotis blythii	Petit murin		prairies hautes, ourlets forestiers	X
Nyctalus noctula	Noctule commune	(X)	forêt feuillus, boisements riverains	
Nyctalus leisleri	Noctule de Leisler	X	forêt feuillus, bocage	
Nyctalus lasiopterus	Grande noctule	X	forêt feuillus, boisements riverains	
Eptesicus serotinus	Sérotine commune	X	forêt, bocage	
Vespertilio murinus	Sérotine bicolore		forêt feuillus, boisements riverains	
Pipistrellus pipistrellus	Pipistrelle commune	X	milieux forestiers, riverains, urbains	
Pipistrellus nathusii	Pipistrelle de Nathusius	(X)	forêt feuillus, boisements riverains	
Pipistrellus kuhlii	Pipistrelle de Kuhl	X	milieux forestiers, riverains, urbains	
Pipistrellus pygmaeus	Pipistrelle soprano	(X)	forêt feuillus, boisements riverains	
Hypsugo savii	Vespère de Savi		milieux rocheux et boisés	
Plecotus auritus	Oreillard roux	X	forêt feuillus, (bocage)	
Plecotus austriacus	Oreillard gris	X	prairies, forêt feuillus	
Barbastella barbastellus	Barbastelle	X	forêt feuillus, bocage	X
Miniopterus schreibersii	Minioptère de Schreibers		forêt feuillus, vallées	X
Total	**26**	**21**		**9**

Recorders, développés par Jean-Do Vrignault (**https://framagit.org/PiBatRecorderPojects**). Deux modèles existent, constitués des mêmes composants internes et du même logiciel, mais différant par l'usage (**Figure 72**). Le Passive Recorder est utilisé pour les enregistrements automatiques ; l'Active Recorder est conçu pour les écoutes (hétérodyne et expansion de temps) et les enregistrements en manuel (il peut aussi fonctionner en automatique mais son boîtier n'est pas étanche). Les points d'échantillonnage acoustique sont réalisés grâce aux détecteurs-enregistreurs d'ultrasons Passive Recorders positionnés durant des nuits complètes.

Sur chaque station, les dates de relevés se répartissent de part et d'autre de la date de fauche ou mise en pâture : le minimum est de 2 nuits (consécutives ou non) dans les 2 semaines qui précèdent, et 2 nuits dans les jours qui suivent (l'optimum est J + 1 ou 2 après la fauche et J + 1 à 3 après le bottelage ; après une mise en pâture l'optimum est environ J+5 et J+15). Les relevés entre stations (prairies permanentes *vs* culture ; centre *vs* lisière) d'un même site sont simultanés.

Sur les stations (centre prairie et lisière arborée) de la zone d'étude du Plateau de Millevaches, des écoutes actives (Active Recorder) ont été réalisées en simultané avec les enregistrements automatiques (**Figure 73**) durant les trois premières heures de la nuit, afin de comparer dans des conditions similaires les performances quantitative et qualitative (nombre de contacts comptabilisés pour chaque espèce) des deux techniques.

La météo doit être favorable : température si possible supérieure à 10 degrés, vent nul à faible, pluie nulle. Le stade lunaire est noté. La période postérieure à la maturité des sauterelles (avant fin juin en Creuse, un peu plus tôt plus au sud) a des répercussions sur le recueil des données, qui seront évaluées : inconfort d'écoute en manuel, déclenchement permanent en automatique, saturation sonore des enregistrements, influence sur l'activité des chiroptères (soit attirés par ces proies substantielles, soit repoussés par leur brouillage sonore).

L'identification des espèces est réalisée selon la méthode d'écologie acoustique (Barataud, 2020), qui permet d'attribuer à chaque contact une classification jusqu'à l'espèce avec un taux supérieur à 95 %. La quantification de l'activité est réalisée selon la méthode de comptabilité dite « précise » : un contact correspond à l'occurrence de signaux d'un individu d'une espèce de chiroptère captés en hétérodyne, par tranches de cinq secondes (Barataud, 2020). Le type d'activité est apprécié grâce à la rythmique et la structure des signaux : chasse (présence de phase de capture ou d'un rythme

Figure 73.
Stations d'écoute (centre de prairie à gauche, lisière à droite) de comparaison actif vs passif sur la prairie de L'Epine (Lachaud). Les deux microphones, au sommet de piquets, sont reliés pour l'un à l'enregistreur automatique PassiveRecorder en fonction toute la nuit, et pour l'autre au détecteur manuel ActiveRecorder manipulé par l'observateur (distant de 20 mètres pour ne pas générer de bruits parasites) durant les 3 premières heures de la nuit..

typique de recherche de proies), transit (rythmes témoignant d'une recherche passive d'obstacles), social (signaux de communication intraspécifique).
L'intensité des émissions sonar montre des différences importantes entre les espèces, ce qui empêche la comparaison de leurs indices d'activité respectifs ; elle dépend aussi du milieu de vol pour un même individu. Afin de pondérer ces disparités, nous utilisons un coefficient de détectabilité acoustique (Barataud, 2020), corrélé à la distance de perception par un détecteur Pettersson D1000X, de chaque espèce évoluant dans différents habitats (ici en milieux de prairie ou de lisière ouverte).
Deux sites ont été inventoriés en 2023 sur la ferme de Lachaud à Gentioux-Pigerolles. Il s'agit de deux prairies subnaturelles à usage mixte (pâture ovine en déprimage rapide au printemps, fauche en début d'été puis pâture ovine à nouveau sur le regain). Les dates des nuits d'enregistrements sont listées dans le **Tableau 7**. Sur le site de L'Epine, les relevés se sont poursuivis jusqu'au 19 août, donc au-delà des deux nuits après fauche fixées par le protocole général, afin d'évaluer sur un délai plus long l'évolution de l'activité en centre et lisière de prairie.

b. Résultats et commentaires

Concernant la diversité spécifique, sur les 21 espèces présentes dans le secteur du Plateau de Millevaches, dont 4 sont rarement contactées (**Tableau 6**), 15 espèces ont été inventoriées au cours des 15 paires de nuits d'enregistrements (15 fois centre + lisière de prairie chaque nuit ; total : 30 nuits ; 240,25 heures). Le Petit rhinolophe est inclus dans cette somme, bien qu'il n'ait été contacté que lors d'une écoute active, en lisière le 27 juin à L'Epine. Tous les résultats des autres espèces, exposés ci-après, ne prennent en compte que les enregistrements automatiques.
Si l'on considère que la plupart des espèces présentes en Limousin sont forestières, donc peu attendues en prairie, et que les deux sites sont situés à seulement 0,5 km l'un de l'autre, cette diversité (88,2 % des espèces les plus rencontrées sur le secteur) apparaît comme excellente.

La prairie de L'Epine compte 14 espèces et celle de Café, 11 espèces. Mais la première a bénéficié de 7 paires de nuits supplémentaires entre le 20 juillet et le 19 août, ce qui a permis de révéler *N. leisleri* et *M. bechsteinii*, ainsi que *M. alcathoe*, espèce forestière rare à intensité d'émission faible, donc très peu présente en prairie et difficilement détectable. Il est donc cohérent de conclure que les deux sites ont une diversité comparable.
Parmi les espèces remarquables, la Grande noctule est très présente sur les

Tableau 7.
Liste des dates de nuit d'enregistrement en centre et en lisière des prairies de L'Epine et de Café (Gentioux-Pigerolles). Les colonnes « Délai » indiquent les nombres de nuits qui précèdent (-) ou suivent (+) la fauche ; les dates en gras correspondent aux écoutes simultanées Active et Passive Recorders.

L'Epine		Café	
Dates	**Délai**	**Dates**	**Délai**
27/06/2023	**-14**	**06/07/2023**	**-11**
28/06/2023	**-13**	**09/07/2023**	**-8**
13/07/2023	**0**	**18/07/2023**	**0**
14/07/2023	**+1**	**20/07/2023**	**+2**
20/07/2023	+6		
21/07/2023	+7		
01/08/2023	+18		
07/08/2023	+24		
08/08/2023	+25		
18/08/2023	+35		
19/08/2023	+36		

deux sites, avec une activité forte sur la prairie de L'Epine concernant parfois plusieurs individus et des cris sociaux. Il est probable que des gîtes de repos diurnes (souvent des loges de pics dans des arbres de futaie) existent aux alentours.

On peut ensuite comparer l'activité pondérée des chiroptères en lisière et centre de prairie. Avec 3532,36 contacts sur les 4259,68 contacts recueillis au total, la lisière de prairie concentre 82,9 % de l'activité de chasse des chiroptères. Le genre Noctule mis à part, cette dominance de la lisière est vraie pour la plupart des espèces. L'interface arborée bénéficie de la présence des espèces forestières ; elle concentre une diversité et une abondance de proies plus importantes (Dajoz, 1998) ; elle offre aussi un refuge pour les insectes après la fauche, et abrite proies et prédateurs du vent et de la lumière lunaire.

Figure 74.
Le genre Pipistrelle domine largement les inventaires en milieux prairiaux, comme c'est le cas dans la plupart des milieux de chasse en Europe.

L'activité de chasse tous habitats et toutes espèces confondues est de 17,7 c/h, ce qui est plus faible que l'indice moyen recueilli en milieux forestiers sur Millevaches (32,4 c/h ; Barataud *et al.*, 2019). Mais de même que cet indice en forêt masque de fortes disparités, notamment entre peuplements jeunes (16,3 c/h) et matures (48,6 c/h), ici la différence porte entre le centre de prairie (6,1 c/h) et sa lisière arborée (29,3 c/h). Comme c'est le cas dans la plupart des habitats de chasse en Europe et dans nos études limousines en milieux forestiers, le genre Pipistrelle (**Figure 74**) domine largement avec 70,6 % de l'activité globale. Mais cela est surtout vrai en lisière, qui représente 84,8 % de l'activité totale pour la Pipistrelle commune et 89,2 % pour la Pipistrelle de Kuhl. Cette dernière, malgré son caractère plus thermophile, est la deuxième espèce la plus active dans un secteur où l'altitude moyenne est pourtant de 700 à 800 m. Le Murin de Natterer arrive en troisième position tous habitats confondus, et en deuxième position en centre de prairie : c'est la confirmation que cette espèce jugée principalement forestière est en réalité un glaneur sur tous types de végétation, y compris en milieu herbacé. La Sérotine commune et l'Oreillard gris terminent le cortège des 5 espèces les plus actives, qui totalisent 91,8 % de l'activité globale.

L'examen des proportions de l'activité entre lisière et centre de prairie (**Figure 75**) donne, pour les espèces les mieux contactées, une première idée de leurs préférences. Certaines confirment leur réputation : les deux Pipistrelles préfèrent la lisière et le Murin à moustaches préfère la forêt (les types acoustiques pratiqués indiquent clairement une activité sous couvert, à l'intérieur de la lisière). Par contre la Sérotine commune, classée aussi espèce de lisière mais qui chasse

également beaucoup en forêt (Barataud & Giosa, 2021), montre ici une activité en prairie importante ce qui en fait une espèce très ubiquiste. Le Murin de Natterer et la Barbastelle, réputées forestières, passent plus de temps le long de la lisière extérieure mais chassent fréquemment en prairie. Il est intéressant de noter que le Murin de Natterer, dans une étude limousine récente sur l'activité de chasse en milieu forestier, arrive en 9e position (Barataud & Giosa, 2021) : le fait que cette espèce discrète acoustiquement arrive ici en 3e position est sans doute significatif d'une utilisation régulière des prairies. Avec l'Oreillard gris et le Grand murin, qui montrent des proportions relativement équilibrées, ce sont les trois espèces qui pourraient montrer une spécialisation sur le milieu herbacé.

Concernant la répartition de l'activité de chasse sur la nuit complète, on remarque que, sur la période considérée (fin juin à fin août), elle s'étale principalement de 22 h à 5 h, débutant au plus tôt vers 21h45 et se terminant au plus tard vers 06h30 (**Figure 76**). Le maximum est au crépuscule. Les trois premières heures (jusqu'à 1h) concentrent autant d'activité que les cinq suivantes, avec une légère différence entre la lisière (48,5 %) et le centre de prairie (52,6 %).

L'échantillonnage est sans doute encore trop faible pour analyser la répartition de l'activité de chasse avant et après la fauche et confirmer la tendance observée (**Figure 77**). Il semble que l'activité des chiroptères toutes espèces confondues, augmente progressivement dans les deux semaines qui précèdent la fauche (peut-être à cause d'une météo favorable dans la première quinzaine de juillet ou grâce à une abondance croissante des proies en lien avec la maturité de l'herbe). Puis l'activité chute drastiquement dans les jours qui suivent la fauche, avec quelques jours de retard en centre de prairie. Ce phénomène, s'il se confirme, pourrait être dû à une exploitation active et rapide des proies de l'herbe ainsi rendues mieux accessibles et désorientées par la fauche, puis qui cesse par épuisement et dispersion de cette manne alimentaire après quelques jours pour les prédateurs diurnes (Barataud, 2005), et quelques nuits pour les prédateurs nocturnes (Arlettaz, 1996).

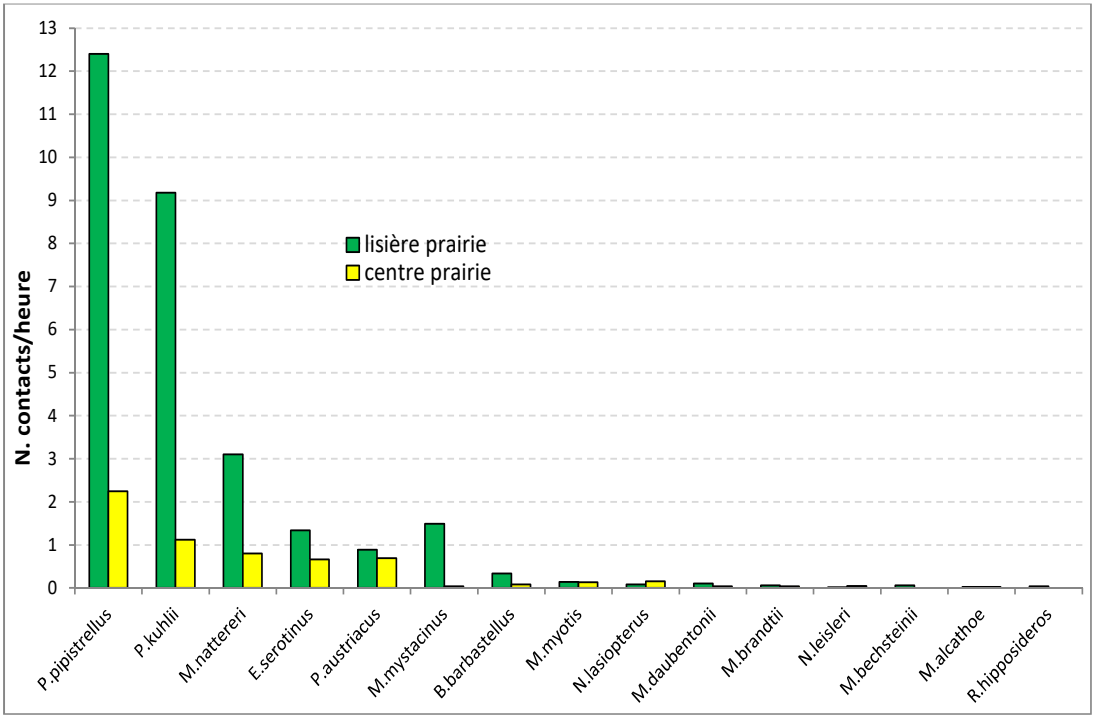
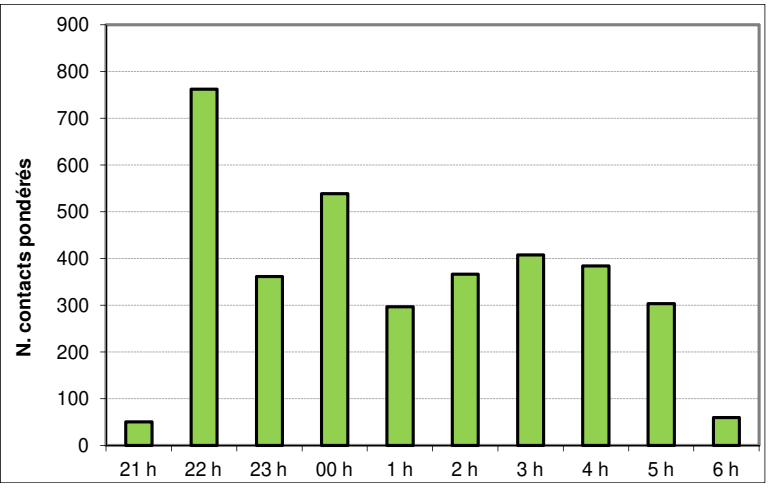


Figure 75.
Proportion de l'activité (en nombre de contacts pondérés par heure) entre lisière et centre de prairie, pour les espèces de chiroptères (par ordre décroissant d'indice d'activité tous habitats confondus) contactés lors des 30 nuits (240,25 h) d'enregistrements sur les sites de L'Epine et du Café.



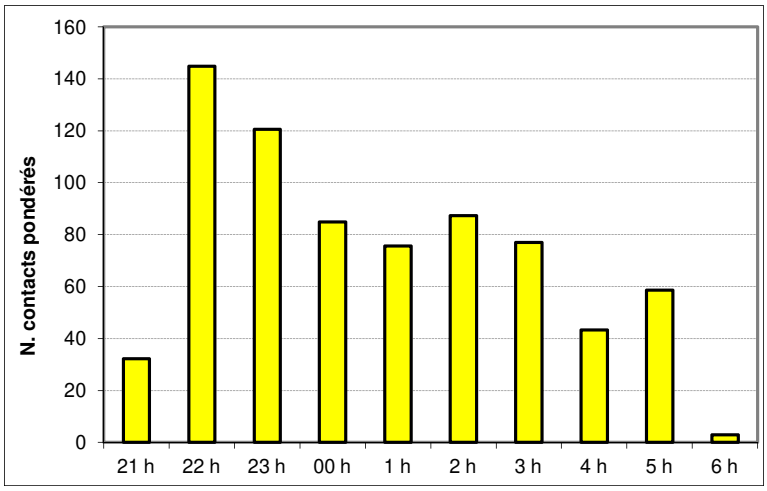


Figure 76.
Evolution de l'activité (en nombre total de contacts pondérés) heure par heure tout au long de la nuit, en lisière (à gauche) et en centre de prairie (à droite), sur les deux sites de Lachaud en 2023.

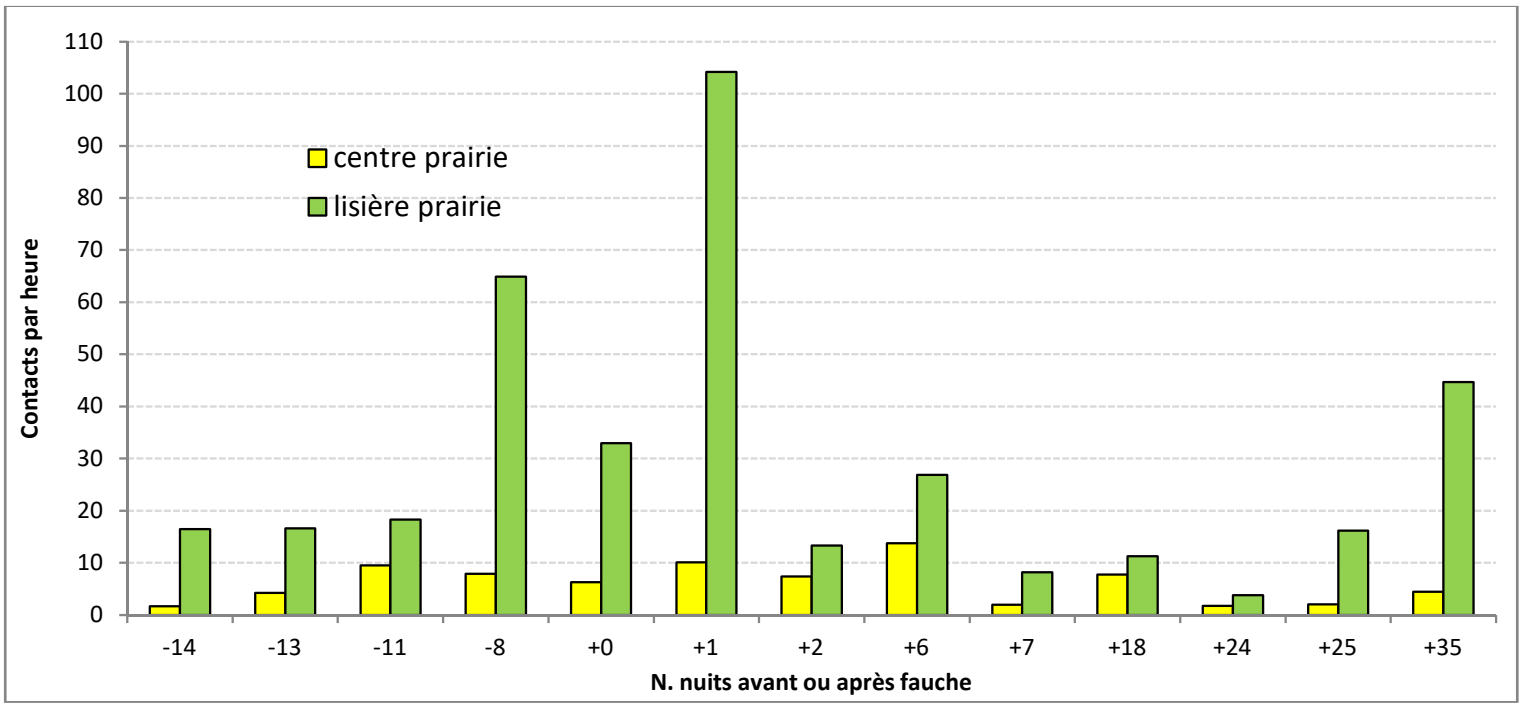


Figure 77.
Evolution de l'activité (en nombre de contacts pondérés par heure) avant et après la fauche, en lisière et en centre de prairie, sur les deux sites de Lachaud en 2023.

4. Enjeux et recommandations concernant les milieux prairiaux

Les prairies permanentes, par leur importance en termes de surface au sein de la commune de Gentioux-Pigerolles, sont un habitat essentiel pour nombre d'espèces animales et végétales. Les travaux menés dans le cadre de cet ABC conduisent à plusieurs conclusions et recommandations.

Les prairies permanentes sont importantes pour les activités de chasse de nombreuses espèces de chauve-souris. Cette attractivité dépend de la diversité en insectes que ces dernières hébergent. La mise en place de MAEC de type « Prairies permanentes à flore diversifiée » peut concourir au maintien de leur attractivité et à leur préservation.

La diversité floristique des prairies dépend de multiples facteurs mais est affectée négativement par la quantité de fumier qui y est déversée. La mise en place de MAEC visant à compenser ces apports de fumure organique peut être intéressante, surtout quand ces parcelles jouxtent des milieux oligotrophes (landes et tourbières). Ainsi, l'impact positif sur la richesse floristique de la prairie peut s'accompagner d'un impact positif sur les milieux voisins, en évitant leur eutrophisation.

La répartition géographique des milieux prairiaux sur la commune de Gentioux-Pigerolles recouvre en partie les Zones à enjeux « connexion des espaces boisés ». C'est en effet autour des prairies que se trouvent les linéaires de vieilles haies.

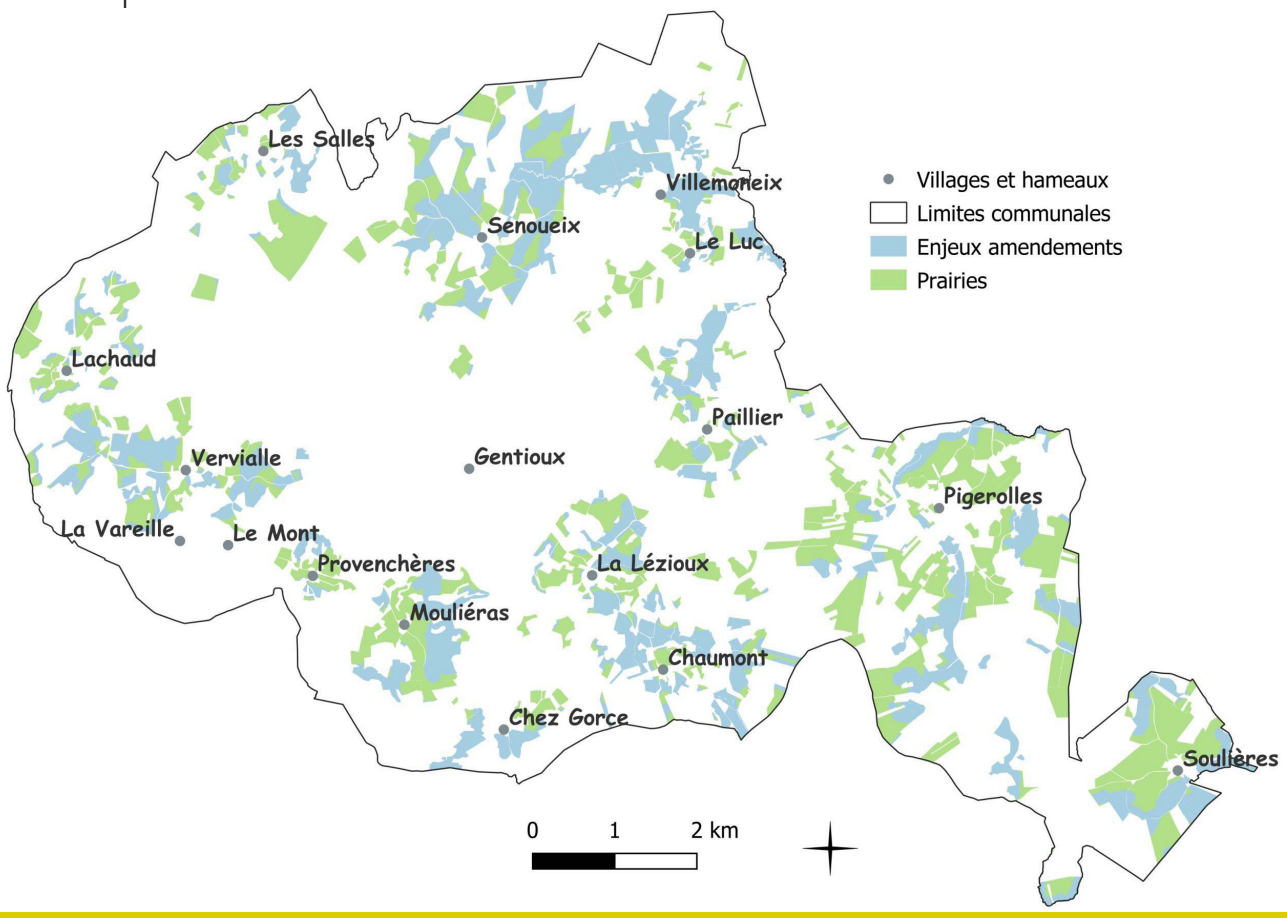


Figure 78.
Prairies de la commune de Gentioux-Pigerolles : zones à enjeux. Les zones délimitées en bleu correspondent à des prairies humides ou à des prairies se trouvant dans une zone tampon de 50 mètres autour de milieux oligotrophes. Une limitation des amendements sur ces secteurs pourrait être à la fois bénéfique à la diversité des milieux prairiaux et au maintien de la qualité écologique des milieux oligotrophes voisins.

© Michel BARATAUD

VI. Conclusion : la nécessité de suivis sur le long terme

Plusieurs des inventaires qui ont été réalisés au cours de cet ABC ont vocation à être répétés régulièrement. En effet, tout porte à croire que les mutations paysagères et climatiques que nous allons traverser vont se traduire par des bouleversements profonds touchant les milieux et les espèces.

Ce suivi sur le long terme est déjà mis en place concernant la biodiversité en arthropodes des landes et tourbières du plateau de Millevaches : les échantillonnages conduits en 2008 sur 30 sites sont reconduits à l'identique en 2023 par l'association Le Champ des Possibles et permettront de révéler l'évolution des populations sur 15 ans ainsi que ses déterminants.

C'est aussi dans cette optique que nous avons mis en place trois secteurs de comptage des oiseaux de Gentioux-Pigerolles en suivant le protocole STOC.

Les résultats de ce programme ne prendront sens qu'au fil des ans, lorsqu'ils permettront d'examiner les tendances à moyen terme touchant les populations d'oiseaux communs.

Les résultats de ces premiers comptages sont consultables, à titre indicatif, en **annexe 9 du rapport d'origine**.

De la même façon, le suivi des arbres à loges de Pic noir, des Lobarias, des Fourmis des bois demanderont à être répétés régulièrement.

C'est en réalisant ces suivis de biodiversité sur le long terme que nous aurons les informations qui nous permettrons de comprendre l'évolution de la biodiversité locale dans un contexte de changements globaux et d'examiner les impacts de nos actions.

© Jean-François DESMET

Chouette de Tengmalm *(Aegolius funereus)*

Remerciements

Nous remercions vivement les bénévoles impliqués dans cet ABC, au sein des associations suivantes : Le Champ des possibles, le Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin, la Ligue pour la Protection des Oiseaux. Nous remercions particulièrement Michel Barataud et Sylvie Giosa pour leur apport sur les chiroptères, Philippe Wegnez pour son apport sur les fourmis.

Les données récoltées par le Champ des Possibles sur la commune de Gentioux sont souvent le fruit de travaux de Masters d'écologie réalisés par des étudiants au sein de notre structure. Nous souhaitons par conséquent les remercier pour leur investissement : Maxime Leuchtmann, Agathe Mallet, Lucie Mahault, Joachim Dubiez, Manon Ecoutin, Maïté Godefroy, Abdoulaziz Ayouba Oumarou, Jeanne Alexandre.

Jade Legat et Laurie Leverd ont animé l'ABC de Gentioux dans le cadre de leur Service Civique et participé à certaines des enquêtes.

Merci aussi au Conservatoire des Espaces Naturels Nouvelle Aquitaine et au Parc Naturel Régional Millevaches en Limousin pour le soutien qu'ils nous ont constamment apporté : nombreuses sont les données cartographiques qu'ils nous ont partagées, fondamentales pour ce travail.

Merci à Johanna Corbin qui a toujours eu le souci que la ferme de Lachaud puisse être utilisée comme zone d'étude et d'expérimentation par le Champ des Possibles. Cette connivence permanente a permis, entre autres, de préciser l'écologie de certaines des espèces bioindicatrices utilisées dans ce rapport et d'examiner les impacts des modes de gestions sur la biodiversité des landes et des tourbières.

Merci aux créditeurs d'images : David Aupermann, Michel Barataud, Jean-François Desmet, Stéphanie Gavard, Jean-Pierre Malafosse, Nicolas Savoye, François Schwaab.

Bibliographie

AHLEN, I. & J. BAAGØE. 1999. Use of ultrasounds detectors for bat studies in Europe: experiences from field identification, surveys, and monitoring. *Acta Chiropterologica* 1(2): 137-150.

ARLETTAZ, R. 1996. Feeding behaviour and foraging strategy of free-living mouse-eared bats, *Myotis myotis* and *Myotis blythii*. *Animal Behaviour* 51: 1–11.

ARUP, U., EKMAN, S. 1995. Tree-dependent lichens and beetles as indicators in conservation forests. *Conservation Biology*. Vol. 9, N°5, October 1995, pp 1208-1215.

BAKKER, J. P., DEBIE, S., DALLINGA, J. H., TJADEN, P., & DEVRIES, Y. 1983. Sheep-grazing as a management tool for heathland conservation and regeneration in the Netherlands. *Journal of Applied Ecology*, 20(2) : 541–560.

BARATAUD, J. 2005. Orthoptères et milieux littoraux. Réserve Naturelle Nationale de Moëze-Oléron. Rapport de stage BTSPN Neuvic (19).

BARATAUD, M. 1996. *Ballades dans l'inaudible. Méthode d'identification acoustique des chauves-souris de France*. Sittelle éd. Double CD + livret. 51 pp.

BARATAUD, M. 2002a. *Méthode d'identification acoustique des chiroptères de France. Mise à jour 2002*. Sittelle éd. CD + livret 14 pp.

BARATAUD, M. 2002b. Inventaire au détecteur d'ultrasons des chiroptères en vallée d'Asco (Corse) et bioévaluation des peuplements forestiers à Pin laricio. Rapport final. 20 pp. + annexe.

BARATAUD, M. 2006. Inventaire des chiroptères sur leurs terrains de chasse au sein du PNR Oise-Pays de France. Rapport 13p.

BARATAUD, M. 2020. *Ecologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, études de leurs habitats et comportements de chasse*. 4e édition augmentée. Biotope, Mèze ; Muséum national d'histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et biodiversité), 360 p.

BARATAUD, M., DE MONTOUX, D., FAVRE, P., GIOSA, S. & GRANDADAM, G. 2013. Bio évaluation des peuplements de mélèze commun (Larix decidua) dans le Parc National du Mercantour, par l'étude des chiroptères en activité de chasse. *Le Rhinolophe* 19 : 59 - 86.

BARATAUD, M. & GIOSA, S. 2010. Inventaire au détecteur d'ultrasons des chiroptères du Parc Naturel Régional de Millevaches en Limousin. Espèces contactées, niveaux d'activité comparés dans les habitats inventoriés, propositions pour une conservation améliorée. Rapport 41 pp.

BARATAUD, M. & GIOSA, S. 2017. Etude écologique des chiroptères forestiers du Limousin. Partie 2 : Stratification verticale de l'activité de chasse. Premiers résultats : période 2014-2017. GMHL, Limoges. Rapport 24 pp.

BARATAUD, M. & GIOSA, S. 2021. Etude écologique des chiroptères forestiers du Limousin : stratification verticale de l'activité de chasse. *Plume de Naturalistes* 5 : 1-38.

BARATAUD, M., GIOSA, S., GRANDADAM, J. & JEMIN, J. 2016. Diversité des chiroptères dans les peuplements forestiers du Limousin (France). Le Vespère 6 : 397-429.

BARATAUD M., GIOSA S.& LAGARDE F. 2019. Activités de chasse des chiroptères dans les forêts feuillues jeunes *versus* mature du PNR de Millevaches en Limousin. *Plume de Naturalistes*. N°3, 175-194.

BARKMAN, J. J. 1958. *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes*. Assen. Netherlands.638 pp.

BEGAY, R.1998. Le Lobarion de la Braconne. Bull. Inform. *Ass. Fr. Lichenologie*, 23 (1), pp 7-15.

BELL, J. R., WHEATER, C. P., & CULLEN, W. R. 2001. The implications of grassland and heathland management for the conservation of spider communities: a review. *Journal of Zoology*, 255: 377–387.

BISSARDON, M., GUIBAL L., RAMEAU J. C. 2007. CORINE biotopes. Version originale. Types d'habitats français. ENGREF. Atelier Technique des Espaces Naturels. 175pp.

BONHOMME, M. 2011. Guide de gestion des landes. Retours d'expériences en Limousin. Conservatoire Régional des Espaces Naturels du Limousin, Saint-Gence (France). 124 pp.

BONHOMME, M. 2016. EUNIS – LIMOUSIN. Classification des habitats terrestres et d'eaux douces adaptée pour la région historique du Limousin selon European Natural Information System (EUNIS). Conservatoire Régional des Espaces Naturels du Limousin, Saint-Gence (France). 151 pp.

BOONMAN, M. 1996. Monitoring bats on their hunting grounds. *Myotis* 34 : 17-25.

BOUGET, C., BRUSTEL, H., NOBLECOURT, T. & ZAGATTI, P. 2019. Les coléoptères saproxyliques de France. Catalogue écologique illustré. *Patrimoines Naturels*, Vol. 79. 738 pp.

BUDDLE, C. M., LANGOR, D., POHL, G., & SPENCE, J. 2005. Arthropod responses to harvesting and wildfire: Implications for emulation of natural disturbance in forest management. *Biological Conservation*, 128 : 346 - 357.

CAMPRODON J., D. GUIXE & C. FLAQUER. 2009. Efecto de la gestion forestal sobre los quiropteros en hayedos de Cataluna. *Galemys* 21: 195–215.

CHABROL, L., REIMRINGER, K. 2011. Catalogue des végétations du Parc naturel régional de Millevaches en Limousin. Conservatoire botanique national du Massif Central / Parc naturel régional de Millevaches en Limousin. 240 p.

COPPINS, A.M. & COPPINS, B.J., 2002. Indice of ecological continuity for woodland epiphytic lichen habitats in the British Isles. *British lichen society*, 37pp.

CRAMP, S. 1985. *Handbook of the birds of Europe, the Middle East and North Africa. The birds of the western palearctic.* Vol. IV. 960 pp.

DAJOZ, R. 1998. *Les insectes et la forêt.* Tec & Doc éd. 594 pp.

DAVIAU, H. & JEGAT, R., 2011. Inventaire et suivi du lichen pulmonaire, forêt domaniale de Gouffern (Orne). ONF, 48pp.

DE JONG, J. 1995. Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. *Acta Theriol.* 40 (3) : 237-248.

DEL HOYO, J., ELLIOTT, A., CHRISTIE, D. EDS. 2008. *Handbook of the birds of the world. Vol. 13. Penduline-tits to Shrikes*. Lynx Edicions, Barcelona. 879 pp.

DOBSON, F. S. 2011. *Lichens, an illustrated guide to the British and Irish species*. Richmond Publishing Co. Ltd, pp. 260-262.

DO LINH SAN, E. 2006. *Le Blaireau*. Delachaux et Niestlé Ed. 224 pp.

DUCERF, G. 2011. *Conditions de levée de dormance des principales plantes bio-indicatrices*. Promonature Eds.

DUMONT, B., FARRUGGIA, A. & GAREL, J.P. 2007. Pâturage et biodiversité des prairies permanentes. Rencontre Recherche Ruminants, 14, 17-24.

DUPIEUX, N. 1998. *La gestion conservatoire des tourbières de France : Premiers éléments scientifiques et techniques*. Espaces Naturels de France (éd.), Orléans, 1 vol., 244 pp.

ESTRADA-VILLEGAS, S., MEYER, C. F. J. & HALMO, E. K. V. 2010. Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation* 143 : 597–608.

FARGIER, J., MESTELAN, P., MOUGEY, T., DE SAINTE MARIE, C. 2009. MAET " Prairies fleuries ". État d'avancement de la mise en oeuvre de l'engagement unitaire expérimental Herbe_07 " Maintien de la richesse floristique d'une prairie naturelle " dans les territoires de l'Hexagone. Fédération des Parcs naturels régionaux de France, 53p.

FARRUGGIA, A., MARTIN, B., BAUMONT, R., PRACHE, S., DOREAU, M., HOSTE, H. & DURAND, D. 2008. Quels intérêts de la diversité floristique des prairies permanentes pour les ruminants et les produits animaux [archive]. *INRA Prod. Anim*, 21(2), 181-200.

FRANKLIN, J. 2009. *Mapping species distributions, spatial inference and prediction*. Cambridge University Press, Cambridge. 320 pp.

GAUSLAA, Y. 1985. The ecology of *Lobarion pulmonariae* and *Parmelion caperatae* in *Quercus* dominated forests in South-West Norway. *Lichenologist*, 17 (2), pp 117-140.

GAUSLAA, Y. 1995. The Lobarion, an epiphytic community of ancient forests threatened by acid rain. *Lichenologist*, 27 (1), pp 59-76.

GEBELIN, A. 2004. Déformation et mise en place des granites (360-300Ma) dans un segment de la Chaîne Varisque (Plateau de Millevaches, Massif Central). Géologie appliquée. Université Montpellier II -Sciences et Techniques du Languedoc.

GODEFROY, M. 2010. Dégradation et restauration des landes : impacts comparés sur les communautés d'arthropodes et de reptiles. Rapport de Master 1. Université de Poitiers. 34 pp.

GONDARD, H., ROMANE, F., SHATER, Z., & GRANDJANNY, M. 2004. Conséquences d'une coupe rase ou d'une éclaircie sur la richesse spécifique et le mode de dissémination des espèces végétales dans des forêts de pin d ' Alep du Var (Sud de la France). *Forêts méditerranéennes*, 25 : 3 - 14.

GORMAN, G. 2011. *The Black Woodpecker. A monograph on* Dryocopus martius. Lynx Editions. 184 pp.

GULDIN, J. M., EMMINGHAM, W. H., CARTER, S. A., SAUGEY, D.A. 2007. Silvicultural practices and management of habitat for bats. In: Lacki, Michael J.; Hayes, John P.; Kurta, Allen, eds. *Bats in forests: Conservation and management.* Baltimore, MD: The Johns Hopkins University Press: 177-205

HAGERMAN, S. M., JONES, M. D., BRADFIELD, G. E., GILLESPIE, M., & DURALL, D. M. 1999. Effects of clear-cut logging on the diversity and persistence of ectomycorrhizae at a subalpine forest. *Can. J. For. Res.* 29 : 124 - 134.

HARTLEY, S. E., GARDNER, S. M., & MITCHELL, R. J. 2003. Indirect effects of grazing and nutrient addition on the hemipteran community of heather moorlands. *Journal of Applied Ecology*, 40(5) : 793–803.

HAYES, J.P. 1997. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *Journal of Mammalogy* 78 (2) : 514-524.

HAYES, J.P. & LOEB, S. C. 2007. The influences of forest management on bats in North America, pp. 207-235. In: LACKI, M.J., HAYES, J. P. & KKURTA A. *Bats in forests. Conservation and management*. John Hopkins University Press. 329 pp.

HIRZEL, A. H. 2003. Modelling Habitat Suitability for complex species distributions by environmental-v distance geometric mean. *Environmental management*, 32, 614-623.

HIRZEL, A. H., LE LAY, G. 2008. Habitat suitability modeling and niche theory. *Journal of applied ecology*. 45, 1372-1381.

HIRZEL, A. H., HAUSSER, J., CHESSEL, D., PERRIN, N. 2002. Ecological-Niche Factor Analysis : How to compute habitat-suitability maps whithout absence data? *Ecology*, 83, 2007-2036.

HIRZEL, A. H., HELFER, V., METRAL, F. 2001. Assessing habitat-suitability models with a virtual species. *Ecological Modelling*, 145, 111–121.

HIRZEL, A. H., LE LAY, G., HELFER, V., RANDIN, C., GUISAN, A. 2006. Evaluating the ability of habitat suitability models to predict species presences. *Ecological modelling*, 199, 142-152.

H. NASH III, T. 2008. *Lichen Biology*. Cambridge University Press. 486 pp.

HUYGHE, C., BOURNOVILLE, R., COUTEAUDIER,Y., DURU, M., GENSOLLEN,V., LHERM, M., PEYRAUD, J.L. 2005, *Prairies et cultures fourragères en France. Entre logiques de production et enjeux territoriaux*, Paris, INRA Ed., 202 pp.

ISSA, N. & MULLER, Y. *Atlas des oiseaux de France métropolitaine. Nidification et présence hivernale*. Delachaux et Niestlé Editions. 1408 pp.

JAMES, P.W., HAWKSWORTH,D.L.& ROSE, F. 1977. *Lichen communities : a preliminary conspectus*. Lichen ecology, London Academy Press, M.R.D. Seaward (eds), pp 295-413.

KEENAN, R., & KIMMINS, J. P. 1993. The ecological effects of clear-cutting. *Environment Revue*. Vol. 1 : 121-144.

KERSHAW, K. A. 1985. *Physiological ecology of lichens*. Cambridge University Press. 293 pp.

KRUUK, H. 1989. *The social badger.* Oxford University Press. 155 pp.

LACKI, M.J., S.K. AMELON & BAKER, M. D. 2007. Foraging ecology of bats in forests, pp. 83-127. In: LACKI, M.J., HAYES, J. P. & KKURTA A. *Bats in forests. Conservation and management*. John Hopkins University Press. 329 pp.

LAGARDE, F., & LOURDAIS, O. 2010. Biodiversité des landes et tourbières limousines : caractéristiques de l'environnement et structures des communautés d'araignées et de carabes. Rapport Scientifique.

LAGARDE, F., BARATAUD, J., DAY, E., PATEYRON, E. & SAINTILAN, A. 2019. Coupes forestières et communautés d'arthropodes. Corridors écologiques et milieu de substitution ? Rapport de recherches. 81 pp.

LE ROUX X., BARBAULT R., BAUDRY J., BUREL F., DOUSSAN I., GARNIER E., HERZOG F., LAVOREL S., LIFRAN R., ROGER-ESTRADE J., SARTHOU, J.P. & TROMMETTER M. 2008, Agriculture

et biodiversité. Valoriser les synergies. Expertise scientifique collective, synthèse du rapport INRA (France), 113 pp.

LIN, Y. C., JAMES, R., & DOLMAN, P. M. 2007. Conservation of heathland ground beetles (Coleoptera, Carabidae): The value of lowland coniferous plantations. *Biodiversity and Conservation*, 16 : 1337 - 1358.

MALLET, A. 2018. La Gestion des landes : impact sur les communautés d'araignées et d'hétéroptères. Rapport Licence pro. Université Claude Bernard, Lyon I. 45 pp.

MAHAUT, L. 2013. Déterminants de la distribution spatio-temporelle de *Lobaria pulmonaria* et *Lobaria scrobiculata*. Rapport Master I. Université de Poitiers, 29 pp.

MAYOT, N. 1936. Inventaire des oiseaux de France. *Société d'Etudes Ornithologiques*. Paris, 281 pp.

MIRAS, Y. 2004. L'Analyse pollinique du plateau de Millevaches (massif central, France) et de sites périphériques limousins et auvergnats : approche des paléoenvironnements, des systèmes agro-pastoraux et évolution des territoires ruraux. Thèse. Université de Franche Comté. 317 pp.

MCCUNE, B. & GRACE, J.B. 2002. *Analysis of Ecological Communities*. MjM Software Design (éd.), Gleneden Beach, Oregon, 1 vol., 284 pp.

MEHR, M., BRANDL, R., KNEIB, T. & MÜLLER, J. 2012. The effect of bark beetle infestation and salvage logging on bat activity in a national park. *Biodiversity and Conservation*, 21(11) pp. 2775-2786.

MESCHEDE, A. & KELLER, K. G. 2003. Ecologie et protection des chauves-souris en milieu forestier. *Le Rhinolophe* 16. 248 pp.

MOESCHLER, P. & BLANT, J. D. 1990. Recherches appliquées à la protection des chiroptères. Bioévaluation de structures paysagères à l'aide de chauves-souris en activité de chasse. *Le Rhinolophe* 7 : 19-28.

NASCIEMBENE, A.J., BRUNIALTI, B.G., RAVERA, C.S., FRATIB, L., CANIGLIA, A.G. 2010. Testing *Lobaria pulmonaria* (L.) Hoffm. as an indicator of lichen conservation importance of Italian forests. *Ecological indicators* 10.

NEAL, E., CHEESEMAN, C. 1996. *Badgers*.Poyser Ed. 271 pp.

NILSSON, M. 2016. How does biodiversity among insects (Insecta) and birds (Aves) change as a forest transforms from unmanaged to managed? A review. *Department of Biological and Environmental Sciences*, University of Gothenburg.

OTALORA, M., MARTINEZ, I., BELINCHON, B., WIDMER, I., ARAGON, G., ESCUDERO, A. & SCHEIDEGGER,C. 2011. Remnants fragments preserve genetic diversity of the old forest lichen *Lobaria pulmonaria* in a fragmented Mediterranean mountain forest. *Biodiver. Conser.*, 20, pp 1239–1254.

OZENDA, P. & CLAUZADE, G. 1970. *Les lichens, étude biologique et flore illustrée*. Ed. Masson et Cie, 797 pp.

PAULI, B.P., P.A. ZOLLNER, G.S. HAULTON, G. S HAO & G. S HAO. 2015. The simulated effects of timber harvest on suitable habitat for Indiana and Northern Long-Eared bats. *Ecosphere* 6 (4): art58. doi:10.1890/ES14-00336.1.

PAWSON, S., BROCKERHOFF, E., NORTON, D. A., & DIDHAM, R. K. 2006. Clear-fell harvest impacts on biodiversity: Past research and the search for Clear-fell harvest impacts on biodiversity : past research and the search for harvest size. *Can. J. For. Res.* 36 :1030-1046.

PETERSON, A. T., SOBERON, J., PEARSON, R. G., ANDERSON, R. P., MARTINEZ-MEYER, E., NAKAMURA, M., BASTOS ARAUJO, M. 2011. *Ecological niches and geographic distributions*. Monographs in population biology, 49. Princeton University Press, Princeton. 314 pp.

POPESCU, V. & HUNTER, M. 2011. Clear-cutting affects habitat connectivity for a forest amphibian by decreasing permeability to juvenile movements. *Ecological Application*, 21 : 1283 - 1295.

PNR MILLEVACHES. 2016. Guide des plantes déterminantes pour la MAEC prairies permanentes à flore diversifiée. 32 pp.

QUESNE, D. & KERSUZAN, A. 2018. *Géologie de la France*, 256 pp. Omnisciences Editions.

ROPER, T. 2010. *Badger*. Collins Ed. 388 pp.

ROSA GARCIA, R., GARCIA, U., OSORO, K., & CELAYA, R. 2011. Ground-dwelling arthropod assemblages of partially improved heathlands according to the species of grazer and grazing regime. *European Journal of Entomology*, 108(1), 107–115.

SATOKANGAS, I., NOUHAUD, P., SEIFERT, B., PUNTTILA, P., SCHULTZ, R., JONES, M. M., SIREN, J., HELANTERA, H., & KULMUNI, J. 2023. Semipermeable species boundaries create opportunities for gene flow and adaptive potential. *Molecular Ecology*, 32(15), 4329–4347.

SEIFERT, B. 2018. *The Ants of Central and North Europe*. lutra-Verlag Allemagne.

SEIFERT, B., KULMUNI, J., & PAMILO, P. 2010. Independent hybrid populations of *Formica polyctena X rufa* wood ants (Hymenoptera: Formicidae) abound under conditions of forest fragmentation. *Evolutionary Ecology*, 24(5), 1219–1237.

SEPOL, 2013. *Atlas des oiseaux du Limousin. Quelles évolutions en 25 ans ?* Biotope, Mèze, 544 pp.

SMITH, T.L. 2006. A small scale study into the foraging habitat selection of *Myotis* and *Pipistrellus* spp. along the Forth & Clyde Canal, Scotland. *BaT ML Publications* 3: 2–18.

SMITH C. W., APTROOT A., COPPINS J.B., FLETCHER A., GILBERT O. L., JAMES P.W.& WOLSELEY P.A., 2009. *The lichens of great Britain and Ireland*. British Lichen Society Edition, pp. 560-562.

STOCKAN, J. A. & ROBINSON, E. J. H. 2016. *Wood Ant Ecology and Conservation* (1st edition). Cambridge University Press.

TILLON, L. 2001. Impact de la tempête du 26 décembre 1999 sur la forêt domaniale de Rambouillet. Exemple des Chiroptères. *Revue Forestière Française* 53: 83–90.

VALADAS, B. 1998. L'alvéole des Dauges : un modèle géomorphologique. *Annales Scientifiques du Limousin*. 1998. N°Spec : 5-13.

WALSH, A.L. & MAYLE, B. A. 1991. Bat activity in different habitats in a mixed lowland woodland. *Myotis* 29 : 97-104.

VAN HALUWYN, C. & ASTA, J., 2009. *Guide des Lichens de France. Lichens des arbres*. Ed. Belin, 239 pp.

VAUGHAN, N., JONES, G. & HARRIS. 1997. Habitat use by bats (Chiroptera) assessed by means of broad-band acoustic method. *Journal of Applied Ecolology* 34 :716-730.

WERMELINGER, B. 2021. *Forest Insects in Europe*. CRC Press.351 pp.

Liste des figures

Figure 1. Carte des altitudes sur la commune de Gentioux Pigerolles 5

Figure 2. Diagramme ombrothermique de la commune de Gentioux-Pigerolles. 6

Figure 3. Carte géologique de la commune de Gentioux-Pigerolles 7

Figure 4. Mise en place d'un relief en alvéole granitique. 8

Figure 5. Terres agricoles en situation de replats sur le secteur de Villemoneix et Le Luc, en 1950..... 8

Figure 6. Evolution de la surface des différents types de milieux sur la commune de Gentioux-Pigerolles, entre 1950 et 2019 9

Figure 7. Carte d'occupation des sols sur la commune de Gentioux-Pigerolles en 1950 10

Figure 8. Carte d'occupation des sols sur la commune de Gentioux-Pigerolles en 2019 10

Figure 9. Localisation des ZNIEFF de type 1 sur la commune de Gentioux-Pigerolles 12

Figure 10. Localisation des ZNIEFF de type 2 sur la commune de Gentioux-Pigerolles 12

Figure 11. Localisation des SIC sur la commune de Gentioux-Pigerolles 12

Figure 12. Localisation des habitats boisés de la commune de Gentioux-Pigerolles 13

Figure 13. Proportion des différents espaces forestiers sur la commune de Gentioux-Pigerolles 14

Figure 14. Les forêts anciennes, véritables milieux reliques sur la commune de Gentioux-Pigerolles 15

Figure 15. *Lobaria scrobiculata*. 16

Figure 16. *Lobaria pulmonaria*. 16

Figure 17. Localisation des arbres porteurs de *Lobaria pulmonaria* sur la commune de Gentioux-Pigerolles 17

Figure 18. Localisation des arbres porteurs de *Lobaria scrobiculata* sur la commune de Gentioux-Pigerolles 18

Figure 19. Pourcentages d'arbres porteurs de *Lobaria pulmonaria* et de *Lobaria scrobiculata* sur la commune de Gentioux-Pigerolles 18

Figure 20. Nombre de points d'observation de *Lobaria pulmonaria* et de *L scrobiculata* par type de milieu 19

Figure 21. Distribution de fréquence du nombre de points d'observation de *L. pulmonaria* en milieu forestier récent (post 1950) en fonction de la distance à la zone refuge la plus proche 20

Figure 22. Concepts de marginalité et de spécialisation. 21

Figure 23. Carte prédictive de la qualité des paysages pour *Lobaria pulmonaria* sur la commune de Gentioux-Pigerolles..... 23

Figure 24. Carte prédictive de la qualité des paysages pour *Lobaria scrobiculata* sur la commune de Gentioux-Pigerolles.. 23

Figure 25. *Anoplodera sexguttata*, Coléoptère Cerambycidae à indice de patrimonialité de 2 25

Figure 26. Pic noir mâle venant relayer la femelle en période d'incubation..... 26

Figure 27. Localisation des arbres porteurs de loges de Pic noir sur la commune de Gentioux-Pigerolles 27

Figure 28. Nombre de points d'observation d'arbres à loge de Pic noir (*Dryocopus martius*) par type de milieu.....28

Figure 29. Carte prédictive de la qualité des paysages pour le Pic noir *Dryocopus martius* sur la commune de Gentioux-Pigerolles. 29

Figure 30. Pic noir mâle s'envolant de sa loge. 29

Figure 31. Tête de *Formica* 30

Figure 32. Localisation des carrés échantillons utilisés dans l'étude « Fourmis » et localisation des dômes recensés 31

Figure 33. Dôme de *Formica* sp. 32

Figure 34. Proportions de dômes de chacune des 3 espèces étudiées : *F. rufa*, *F. polyctena* et *F. rufa x polyctena* 32

Figure 35. Proportions de dômes de *F. rufa*, *F. polyctena* et *F. rufa x polyctena* en fonction des milieux 33

Figure 36. Proportions de nids des différentes espèces de *Formica* situés dans des milieux impactés ou non par une perturbation majeure (chablis ou coupe rase) dans les 20 dernières années 34

Figure 37. Superficie totale de milieux impactés par une perturbation majeure (chablis ou coupe rase) dans les 20 dernières années dans une zone tampon de 50 mètres autour des dômes..... 34

Figure 38. Inventaire des fourmis présentes sur la commune..... 34

Figure 39. *Formicoxenus nitidulus* : une espèce rarissime de fourmi, parasite des dômes de Formica..... 34

Figure 40. Valeurs minimales, maximales et quartiles des activités pondérées de la guilde de sous-bois et de la guilde de lisière, relevées sur les stations d'écoute selon qu'elles soient en canopée ou au sol, et en peuplement jeune ou mature.. 36

Figure 41. Chouette chevêchette (*Glaucidium passerinum)* 38

Figure 42. Chouette de Tengmalm, espèce qui utilise les loges de Pic noir. 38

Figure 43. Zones d'intérêt pour les petites chouettes de montagne. 39

Figure 44. Le Circaète Jean-le-Blanc *Circaetus gallicus*, l'un des rapaces nicheurs les plus rares du Limousin 40

Figure 45. Photographie d'un couple de Blaireaux prise au piège photo 41

Figure 46. Carte de qualité de l'habitat pour le Blaireau d'Europe *Meles meles* sur la commune de Gentioux-Pigerolles. ... 41

Figure 47. Localisation des enjeux en termes de biodiversité forestière.. 43

Figure 48. Localisation des zones humides et des landes sur la commune de Gentioux Pigerolles 45

Figure 49. Proportion des différents types de milieux ayant colonisé les landes présentes sur la commune de Gentioux-Pigerolles dans les années 1950.. 46

Figure 50. Secteurs de landes et tourbières pour lesquels une cartographie précise des groupements végétaux est disponible, réalisée par le CEN Nouvelle Aquitaine 47

Figure 51. Les landes et tourbières du plateau de Millevaches sont tributaires du maintien d'une activité d'élevage extensif, empêchant la fermeture de ces milieux. 48

Figure 52. La Linaigrette engainante *Eriophorum vaginatum*. Une espèce déterminante Znieff. 49

Figure 53. La Canneberge *Vaccinium*

oxycoccos. Une espèce déterminante Znieff. 49

Figure 54. Localisation des sites d'étude du programme « Landes et Tourbières » et du programme « Coupes rases » situés sur la commune de Gentioux-Pigerolles 50

Figure 55. Le Damier de la Succise, *Euphydryas aurinia*. Espèce inscrite à l'annexe II de la directive habitats. 51

Figure 56. L'Engoulevent d'Europe *Caprimulgus europaeus* affectionne les landes pour y nicher. 53

Figure 57. Le lézard vivipare *Zootoca vivipara*, une espèce impactée par les méthodes de restauration mécanique des landes. 55

Figure 58. **Le Lycopode en massue** *Lycopodium clavatum*. 56

Figure 59. Nichée volante de Pie-grièche grise *Lanius excubitor* sur le site de la tourbière de l'Espinassou. 57

Figure 60. Localisation des observations de Pies-grièches grises sur la commune de Gentioux-Pigerolles. 58

Figure 61. Comparaison des caractéristiques des ensembles de milieux oligotrophes avec ou sans Pie-grièche grise. 58

Figure 62. Le site de l'étang de Tralasagne 59

Figure 63. *Coenagrion hastulatum*.. 61

Figure 64. *Somatochlora arctica*. Espèce rare et typique des tourbières. 61

Figure 65. *Sympetrum danae*. Espèce déterminante Znieff, typique des milieux tourbeux du plateau de Millevaches. 61

Figure 66. Landes, pelouses et tourbières de la commune de Gentioux-Pigerolles : zones à enjeux 62

Figure 67. Répartition des milieux prairiaux sur la commune de Gentioux-Pigerolles.. 64

Figure 68. Proportion des différents milieux déclarés dans la SAU de la commune de Gentioux Pigerolles 65

Figure 69. Evolution des surfaces prairiales sur la commune de Gentioux Pigerolles sur la période 2007 – 2022 sur les carrés contenant des prairies 65

Figure 70. Les prairies pâturées ou fauchées couvrent plus de 25 % de la surface communale 66

Figure 71. Surface de réponses entre la richesse spécifique, l'indice de Simpson des communautés végétales et l'altitude, l'âge des prairies ou la profondeur du sol des prairies, selon les modèles de régressions factorielles obtenus. 69

Figure 72. Teensy Recorders développés par Jean-Do Vrignault. 71

Figure 73. Stations d'écoute de comparaison actif *vs* passif sur la prairie de L'Epine (Lachaud). 73

Figure 74. Le genre Pipistrelle domine largement les inventaires en milieux prairiaux, comme c'est le cas dans la plupart des milieux de chasse en Europe. 75

Figure 75. Proportion de l'activité entre lisière et centre de prairie, pour les espèces de chiroptères 76

Figure 76. Evolution de l'activité heure par heure tout au long de la nuit, en lisière et en centre de prairie, sur les deux sites de Lachaud en 2023. 77

Figure 77. Evolution de l'activité avant et après la fauche, en lisière et en centre de prairie, sur les deux sites de Lachaud en 2023. 77

Figure 78. Prairies de la commune de Gentioux-Pigerolles : zones à enjeux 78

La revue Plume de naturalistes
est ouverte gratuitement
à vos manuscrits,
vos idées et vos suggestions
que vous pouvez envoyer
à cette adresse :
revue-plume@outlook.com

Les informations sur la revue
et les instructions aux auteurs
sont disponibles sur le site
www.plume-de-naturalistes.fr
(onglet *Écrire un article*)

Cette revue est référencée
dans le catalogue de la
Bibliothèque Nationale de France :

ISSN 2607-0510