

# Le Vespère

[www.le-vespere.org](http://www.le-vespere.org)

## Éditorial

Xxxxx Xxxxx

## Sommaire

PRIÉ ET AL. 2016.

**Actualisation des critères acoustiques et synthèse des données concernant le présumé *Scotophilus* sp. à La Réunion (Mascareignes, France)**

*An update on acoustic criteria and new data concerning the presumed *Scotophilus* sp. in Reunion Island (Mascarenes, France)*

BARATAUD ET AL. 2016.

**Diversité des chiroptères dans les peuplements forestiers du Limousin (France)**

*Bat diversity in Limousin's forests (France)*





# Édito

## ÉQUIPE ÉDITORIALE

Vincent PRIE / [prie.vincent@gmail.com](mailto:prie.vincent@gmail.com)  
Benjamin ALLEGRINI / [benjamin.allegriini@gmail.com](mailto:benjamin.allegriini@gmail.com)  
Yves BAS / [yves.bas@gmail.com](mailto:yves.bas@gmail.com)  
Thierry DISCA / [thierry.disca@orange.fr](mailto:thierry.disca@orange.fr)  
Jocelyn FONDERFLICK / [jocelyn.fonderflick@cefe.cnrs.fr](mailto:jocelyn.fonderflick@cefe.cnrs.fr)  
Alexandre HAQUART / [ahaquart@gmail.com](mailto:ahaquart@gmail.com)  
Marie-Lilith PATOU / [lilithpatou@gmail.com](mailto:lilithpatou@gmail.com)  
Sébastien PUECHMAILLE / [s.puechmaille@gmail.com](mailto:s.puechmaille@gmail.com)  
Vincent RUFRAÏ / [vrufraï@biotope.fr](mailto:vrufraï@biotope.fr)  
Charlotte ROEMER / [charlotte.roemer@orange.fr](mailto:charlotte.roemer@orange.fr)

## FONCTIONNEMENT DE LA REVUE

Le Vespère est téléchargeable gratuitement sur le site : [www.le-vespere.org](http://www.le-vespere.org)  
Pour soumettre un article, se référer aux instructions aux auteurs sur le site et soumettre le manuscrit complet SANS AUCUNE MISE EN FORME (texte au format .doc et figures au format .jpg) à l'adresse [prie.vincent@gmail.com](mailto:prie.vincent@gmail.com)

Les articles, brèves ou documents téléchargeables sont mis en ligne dès leur acception par le comité de rédaction. La date de publication correspond à la date de première mise en ligne.

Le **Vespère**, une publication de l'association Caracol pour la promotion de la connaissance sur les chauves-souris, est un journal électronique téléchargeable gratuitement sur le site [www.le-vespere.org](http://www.le-vespere.org)

N°ISSN : 1969-5993



**ASSOCIATION CARACOL**  
110 chemin du Castellas  
34700 Lodève  
JO Association n° 0034 DE 2003  
Déclaration en date du 17 juillet 2003 sous le n° 2569

CRÉATION &  
MISE EN PAGE



[PRUNEAUPRODUCTION@GMAIL.COM](mailto:PRUNEAUPRODUCTION@GMAIL.COM)  
**FRÉDÉRIC PRUNEAU PRODUCTION**

TÉL. : 06 20 86 61 28 - SIRET 802 379 149 0005 - APE 1813Z



[WWW.FONDATION-BIOTOPE.ORG](http://WWW.FONDATION-BIOTOPE.ORG)

# Diversité des chiroptères dans les peuplements forestiers du Limousin (France)

## *Bat diversity in Limousin's forests (France)*

Michel Barataud ; Colombeix 23400 Saint-Amand-Jartoudeix  
Sylvie Giosa ; GMHL ; 11 rue Jauvion, 87000 Limoges  
Jimmy Grandadam ; Le puechautzier, 48400 Saint-Julien-d'Arpaon  
Julien Jemin ; GMHL ; 11 rue Jauvion, 87000 Limoges

**Mots clefs** : forêt, monoculture de résineux, gestion forestière, chauves-souris, bio indicateur, détecteur d'ultrasons  
**Key words**: forest management, subnatural forest, artificial forest, bats, foraging activity



Hêtraie à houx de Sardent (Creuse). Ph. Michel Barataud.



## Résumé

Le Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin a réalisé en 2011 et 2012 une étude acoustique sur les chiroptères dans les forêts limousines, sur 526 stations d'écoute représentatives de la diversité des forêts régionales.

Les résultats montrent que l'attractivité des forêts pour les chiroptères en chasse est très fortement dépendante de la structure et de la composition des peuplements : richesse en strates végétales (herbacée, arbustive, arborées intermédiaires et supérieure) et en essences (mélanges feuillus-résineux). La maturité est également un élément clé. Ainsi, ce sont les futaies irrégulières mélangées avec maintien de semenciers âgés qui donnent les meilleurs indices d'activité.

Cette étude permet de formuler des orientations utiles à prendre par les différents acteurs de l'espace forestier (administrations, collectivités locales et territoriales, conservatoires des espaces naturels, professionnels de la filière bois, propriétaires) désireux de concilier biodiversité et production de bois.

## INTRODUCTION

Un groupe d'espèces insectivores occupant des niches écologiques variées souvent spécialisées, comme les chiroptères, peut potentiellement être un bon bio indicateur 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) (MESCHEDÉ & KELLER, 2003 ; SMITH 2006), ces dernières appartenant souvent à une guildes plus ubiquiste étant mieux adaptée aux perturbations naturelles (TILLON 2001; HAYES & 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 d'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 ; 2012). 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



## Abstract

The "Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin" realized in 2011 and 2012 a bat acoustic study in the forests of Limousin region (France), based on 526 listening posts which represents the diversity of their forests of this region.

Results show that attractiveness for hunting bats is highly correlated with forests structure and composition: vegetation strata (herbaceous, shrubby, raised intermediaries and superior) and tree species diversity (caducifolious and coniferous). The age is also a key element. Hence, irregular mixed forests with old trees have higher activity indexes. This study allows proposing useful orientations to the various actors of the forest management (administrations, local and territorial authorities, natural habitats managers, professionals of the wood industry, owners) willing to conciliate biodiversity and wood production.

résultats permettent de hiérarchiser les paramètres influençant la fréquentation des milieux par les chauves-souris (BARATAUD 2002b ; 2006 ; 2012 ; BARATAUD & GIOSA 2010 ; BARATAUD *et al.* 2012 ; 2013 ; BOONMAN 1996 ; DE JONG 1995 ; ESTRADA-VILLEGAS *et al.* 2010 ; HAYES 1997 ; MOESCHLER & BLANT 1990 ; VAUGHAN *et al.* 1997 ; WALSH & MAYLE 1991).

Les méthodes de quantification de l'activité obéissent souvent prioritairement aux exigences des traitements statistiques ; elles doivent aussi tenir compte des biais liés à la collecte de l'information (différences de caractéristiques des microphones, d'encombrement de l'habitat, etc.) ; enfin elles doivent s'efforcer de restituer au mieux la réalité de la pression d'utilisation de l'habitat par les chiroptères en activité nocturne, *via* leurs émissions acoustiques : un contact furtif dure quelques secondes mais un individu en chasse peut rester audible en continu durant plusieurs minutes, et donner une même valeur d'indice à deux séquences sonores durant respectivement 2 et 60 secondes entraînerait une perte d'information. Les caractéristiques de l'unité de quantification de l'activité sont donc primordiales dans l'interprétation des résultats. De nombreuses études sur le continent américain appliquent la méthode de « site occupancy », dominée par des objectifs de traitements statistiques : simple probabilité de détection binaire (présence ou absence) sur des pas de temps très importants, allant de l'heure à la soirée d'enregistrement (Mc KENZIE *et al.* 2002). À l'opposé, d'autres études opèrent une comptabilité des signaux (GORRESEN *et al.* 2008), fastidieuse et trop sensible aux différences de

sensibilité entre microphones. Beaucoup d'études en Europe définissent un contact comme l'occurrence d'un taxon à l'intérieur d'une période temporelle de durée variant de cinq à 60 secondes selon les études (BARTONICKA & ZUKAL 2003 ; BAS & BAS 2011 ; KUSH & IDELBERGER 2006). La méthode utilisée dans la présente étude utilise comme unité de comptabilité une tranche de cinq secondes d'écoute (correspondant à la durée moyenne d'une séquence sonar) multipliée par le nombre d'individus entendus en simultané (discernable en hétérodyne jusqu'à cinq individus maximum grâce aux différences individuelles de rythme, et de fréquence pour les signaux à composante QFC). Cette méthode a l'avantage de mettre en évidence à la fois des variations fines de l'activité instantanée, et des variations de grandes amplitudes sur le long terme (BARATAUD 2012) ; elle est cependant sensible aux variations de caractéristiques des détecteurs (HAQUART 2013) et nécessite donc une harmonisation du matériel utilisé.

La région Limousin compte à ce jour 26 espèces de chiroptères (Tableau 1), dont 13 peuvent être qualifiées de spécialistes forestiers car chassant (et gîtant aussi pour la plupart) prioritairement en sous-bois (MESCHEDE & KELLER 2003).

La partie de la région couverte par les zones d'étude (Fig. 1) n'inclut pas la chênaie pubescente du sud-ouest de la Corrèze, ce qui diminue très fortement la probabilité de contacter les espèces méridionales limitées à ce secteur : *R. euryale*, *M. schreibersii* et *M. oxygnathus*. Le cortège potentiel sur le reste de la région est donc de 23 espèces, dont 6 sont rares et/ou localisées.

**Tableau 1** : liste et statut communautaire des 26 espèces de chiroptères présentes en Limousin, et parmi ces dernières, les espèces contactées au cours de l'étude en regard de celles potentiellement contactables dans les régions forestières inventoriées (croix entre parenthèses : espèces rares et/ou localisées).

**Table 1** : list of bat species of the Lilmousin region, with conservation status, potential presence and effective presence. (x): rare or localized species.

NOM LATIN	NOM FRANÇAIS	ANNEXE II DIRECTIVE HABITATS	SPÉCIALISTE FORESTIER	PRÉSENCE POTENTIELLE SUR ZONE D'ÉTUDE	PRÉSENCE CONSTATÉE SUR ZONE D'ÉTUDE
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Grand rhinolophe	X	X	X	X
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Petit rhinolophe	X	X	X	X
<i>Rhinolophus euryale</i>	Rhinolophe euryale	X	X		
<i>Myotis daubentonii</i>	Murin de Daubenton			X	X
<i>Myotis brandtii</i>	Murin de Brandt		X	X	X
<i>Myotis mystacinus</i>	Murin à moustaches		X	X	X
<i>Myotis alcathoe</i>	Murin d'Alcathoe		X	X	X
<i>Myotis emarginatus</i>	Murin à oreilles échancrées	X	X	X	X
<i>Myotis nattereri</i>	Murin de Natterer		X	X	X
<i>Myotis bechsteinii</i>	Murin de Bechstein	X	X	X	X
<i>Myotis myotis</i>	Grand murin	X	X	X	X
<i>Myotis oxygnathus</i>	Petit murin	X			
<i>Nyctalus noctula</i>	Noctule commune			(X)	X
<i>Nyctalus leisleri</i>	Noctule de Leisler			X	X
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Grande noctule			(X)	X
<i>Eptesicus serotinus</i>	Sérotine commune			X	X
<i>Vespertilio murinus</i>	Sérotine bicolore			(X)	X
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Pipistrelle commune			X	X
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Pipistrelle de Nathusius			(X)	X
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Pipistrelle de Kuhl			X	X
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Pipistrelle soprano			(X)	X
<i>Hypsugo savii</i>	Vespère de Savi			(X)	X
<i>Plecotus auritus</i>	Oreillard roux		X	X	X
<i>Plecotus austriacus</i>	Oreillard gris		X	X	X
<i>Barbastella barbastellus</i>	Barbastelle	X	X	X	X
<i>Miniopterus schreibersii</i>	Minioptère de Schreibers	X			
<b>TOTAL</b>	<b>26</b>	<b>9</b>	<b>13</b>	<b>19 (23)</b>	<b>23</b>

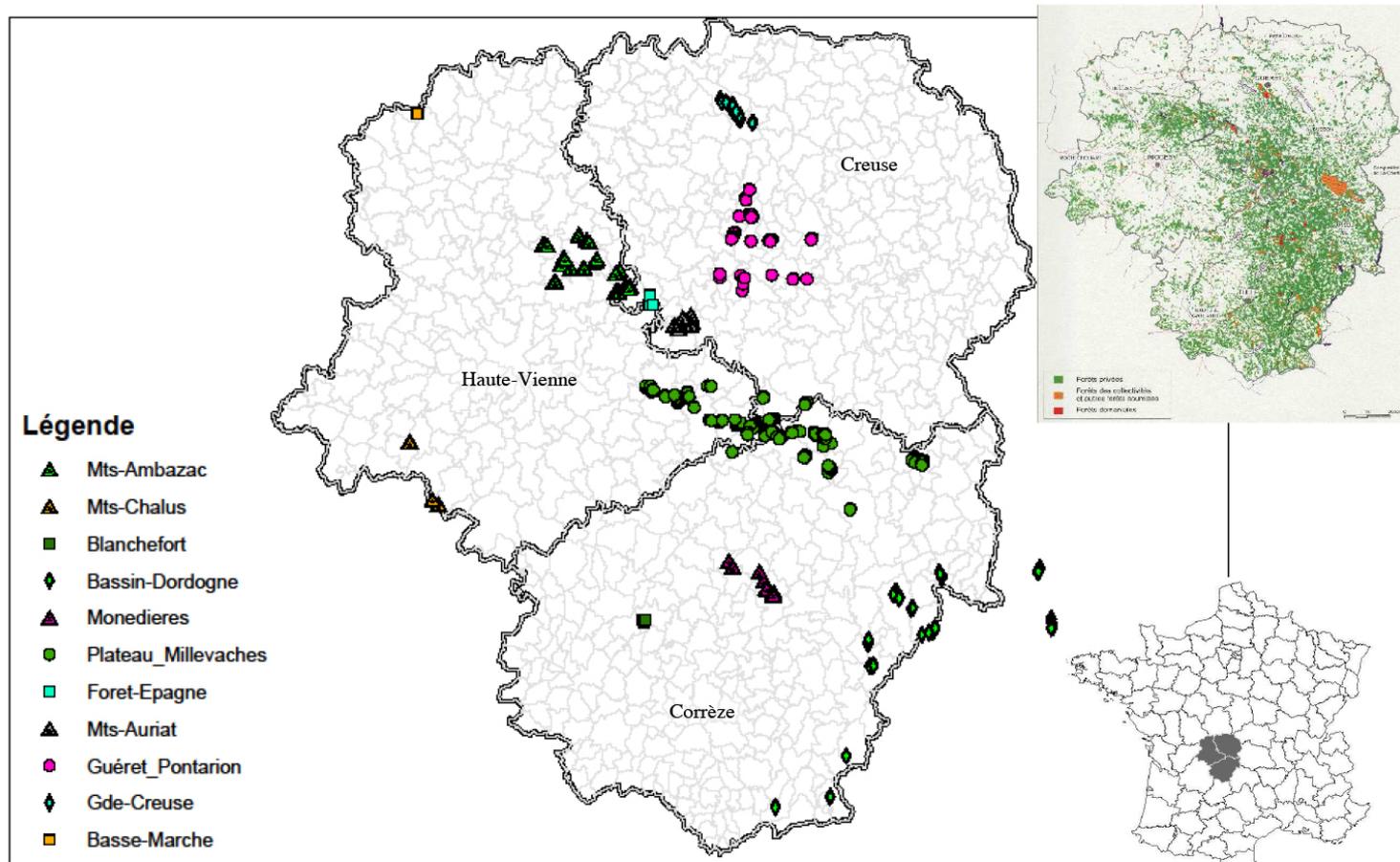
La forêt couvre en Limousin 574 600 hectares, ce qui représente 34 % du territoire régional. Mais cette valeur globale masque une complexité qui vient nuancer l'image collective couramment exprimée de la forêt limousine en tant qu'atout pour la biodiversité régionale :

**la "forêt" limousine est jeune** : suite à d'importants déboisements successifs pour libérer des terres agricoles et pastorales, la surface boisée ne couvrait plus que 120 000 ha en 1860, représentant 7 % du territoire régional ; en 1950 elle couvrait 220 000 ha (CRPF & FOGFOR 2011). La déprise agricole entamée au début du xx<sup>e</sup> siècle s'est poursuivie après 1950 (la surface agricole a diminué de 214 000 ha entre 1955 et 1970), entraînant un reboisement naturel puis surtout artificiel d'une bonne partie des terres en friches et en landes ; en 1950 la couverture boisée limousine n'était encore que de 220 000 ha, c'est-à-dire 13 % seulement du territoire régional (CRPF & FOGFOR 2011). Ainsi une part importante de la forêt limousine actuelle en est encore au stade de reconstitution d'un véritable écosystème forestier ;

**L'exploitation intensive du Châtaignier en taillis** (suite à la disparition des châtaigneraies à fruits à la fin du xviii<sup>e</sup> siècle) s'est généralisée dès 1800 dans l'ouest de la région pour le charbon de bois (métallurgie locale)

et les feuillards (PLAS & BOUMEDIENE 2011 ; ROUAUD *et al.* à paraître) et entraîne une rotation très rapide des peuplements (tous les 7 à 20 ans selon les usages) ; ces bois ont donc subi des perturbations trop fréquentes pour permettre l'installation d'une faune forestière spécialisée ;

**le statut de la propriété forestière** (privée avec un morcellement extrême) a généré une absence de tradition de gestion des peuplements feuillus autochtones pour le bois d'œuvre. La forêt a changé de « main » au cours du xx<sup>e</sup> siècle : auparavant inscrite dans une économie rurale villageoise (ayant conduit à une forte réduction de sa surface), elle devient un support d'investissement pour des cadres ou des groupes financiers (VERINAUD 1981). Ces nouveaux propriétaires adoptent des méthodes d'exploitation intensives à plus grande échelle, conduisant notamment à une conversion des feuillus indigènes (les accrues récents comme les forêts plus anciennes) en plantations de résineux exogènes à rotation rapide. Dans le courant des années 1960-1970 des massifs entiers étaient utilisés comme placement financier et replantés après coupe rase et décapage du sol parfois sur des centaines d'hectares ; cette tendance se poursuit toujours sur de



**Figure 1** : carte du Limousin avec positionnement des stations d'écoute au sein des zones forestières et massifs isolés inventoriés. L'encadré en haut à droite indique (parties colorées en vert) les zones les plus fortement boisées en Limousin ; l'encadré en bas à droite montre l'emplacement de la région Limousin en France.

**Figure 1**: map of the Limousin region with listening posts. Up on the right, a map of forested areas; down on the right the location of the Limousin region.

multiples parcelles de moindre surface. C'est ainsi que 192 000 ha (33,4 % de la superficie boisée) de résineux pour l'essentiel exogènes (source IFN, inventaire 2003) se sont substitués ces dernières décennies aux landes et friches mais aussi aux futaies ou taillis sous futaie de peuplements autochtones.

Ceci entraîne, en Limousin, une distinction profonde entre "forêt" et "sylviculture" ; le premier terme sous-entend la présence d'au moins quelques critères typiques de l'écosystème originel (diversité des essences et des étages de végétation), le second désigne dans ce contexte régional un milieu extrêmement simplifié, perturbé et artificiel ; les implications en termes de diversité et d'abondance biologiques sont très différentes en composition et diversité des essences, perturbations du sol, durée des cycles, etc. (OTTO 1998). Sur les 574 600 ha de surface boisée, 192 382 ha (33,5 %) sont des plantations de résineux en monoculture : principalement de Douglas *Pseudotsuga menziesii* (78 620 ha), d'Épicéa *Piceus abies* (42 500 ha) et de Pin sylvestre *Pinus sylvestris* (39 612 ha) ; (source IFN, inventaire 2003).

La superficie des boisements feuillus dont l'âge est supérieur à 80 ans était en 1991 (source IFN) de 65 157 ha (11,6 % de la surface boisée) ; quant aux boisements de plus de 150 ans pouvant être qualifiés de matures à âgés, ils ne représentent que 6 600 ha (1,2 % de la surface boisée). Depuis la tempête de décembre 1999 ces valeurs ont encore diminué.

Ces transformations successives de la surface, de la nature et de la structure des boisements limousins ont eu des conséquences sur les cortèges floristiques et faunistiques.

Dans cette étude nous nous proposons d'effectuer un état des lieux des guildes de chiroptères fréquentant les types de peuplements de plusieurs régions forestières du Limousin, grâce à leurs indices d'activité de chasse recueillis sur des stations d'écoute sur lesquelles sont relevées des variables liées à la composition (essences) et à la structure (verticale et horizontale) des peuplements. L'activité des chiroptères, corrigée de certains biais liés à la détection acoustique (différences de détectabilité selon les types de matériel, les observateurs et l'intensité d'émission des espèces), est calculée pour chacune des variables environnementales. Pour comparer ces dernières, divers indicateurs de richesse spécifique et d'abondance d'activité de chasse sont utilisés : indice d'activité pondérée de la guildes des espèces spécialistes du sous-bois, indices de Shannon-Weaver (LLOYD & GHELARDI 1964), de dominance et d'équitabilité.

## MATÉRIEL ET MÉTHODE

### Stations inventoriées

Des sites de relevés ont été sélectionnés au sein de onze zones forestières : sept grandes zones représentatives de la diversité des forêts régionales (Monts de Châlus, Monts d'Ambazac, Monts d'Auriat, région de Pontarion, Plateau de Millevaches, Massif des Monédières, Bassin de la Dordogne) auxquelles s'ajoutent quelques massifs plus isolés, en plaine (Basse-Marche : Bois du Ratier et lande de Thiat), sur pentes (Gorges de la Grande Creuse) ou reposant sur des substrats géologiques particuliers (gabbros, éclogites) comme la Forêt d'Espagne et la Forêt de Blanchefort.

Un site correspond à une localité forestière présentant une homogénéité minimale (nature et structure du peuplement). Deux sites sont dans le département du Cantal (région Auvergne) : la forêt de Gravière (Lanobre) et la forêt d'Algère (Champs/Tarentaine) qui s'inscrivent dans le bassin de la Dordogne (vallées de la Tarentaine et de la Rhue). Ce choix est justifié par la recherche de types forestiers très peu représentés dans le Limousin pourtant très proche : sapinière en futaie irrégulière, hêtraie-sapinière en futaie irrégulière. Ces types de peuplements manquent côté limousin pour des raisons d'historique de gestion, mais le contexte serait propice sur de nombreuses stations de la bordure orientale.

Sur chaque site plusieurs (généralement six) stations distantes de 100 m ou plus sont choisies en fonction de leur disparité d'écotones (sous-bois, chemin sous-bois, lisière trouée, lisière clairière). Sur les 95 sites, 526 stations d'écoute (Fig. 1) ont été inventoriées au détecteur d'ultrasons. Une station correspondant au volume de perception du microphone (ramené à une valeur unique pour toutes les espèces grâce aux coefficients de détectabilité acoustique), elle représente l'unité d'échantillonnage.

### Détection acoustique des chiroptères

Le principe est basé sur la caractéristique des chiroptères d'émettre en permanence des signaux sonar hautes fréquences lorsqu'ils sont en activité de vol ; ces signaux, captés et restitués en fréquences audibles par des détecteurs d'ultrasons, servent à identifier les espèces et quantifier l'activité de chasse indicatrice de l'intérêt trophique de l'habitat visité.

Les observateurs sont dotés de détecteurs hétérodyne + expansion de temps D1000X et D980 (Pettersson Elektronik AB). Les relevés acoustiques ont été réalisés sur les mois de juin, juillet et août, période qui correspond à l'élevage et l'émancipation des jeunes au sein des colonies de mise-bas. Durant les 3 à 4 heures qui suivent le crépuscule, sur chaque site, plusieurs points d'écoute de durée variable (généralement 45 à 60 minutes) sont réalisés.

Un contact correspond à l'occurrence acoustique d'une espèce par tranche de cinq secondes, multipliée par le nombre d'individus (de cette même espèce) audibles en simultané (la limite appréciable maximale est de 5 individus). Les résultats quantitatifs expriment

une mesure de l'activité et non une abondance de chauves-souris : le fait que plusieurs contacts puissent provenir d'un même individu n'est donc pas à considérer comme un biais. Dans beaucoup de cas (comportements caractéristiques d'individus appartenant à des espèces sans recouvrement acoustique interspécifique) les contacts sont identifiés en direct (hétérodyne) ; les cas plus complexes font l'objet d'enregistrements pour analyse ultérieure sur logiciel (BatSound, Pettersson Elektronik AB). L'identification est réalisée selon la méthode d'écologie acoustique des chiroptères (BARATAUD 1996 ; 2002a ; 2012).

Les contacts acoustiques sont ventilés sur une fiche de terrain par taxon, type d'activité (chasse, transit, sociale), date, heure (segmentation par tranches horaires de cinq minutes), numéros d'enregistrement (le cas échéant) et de station. L'activité de chasse, seule prise en compte dans cette étude, est déterminée en fonction du rythme des signaux dans chaque séquence ; ce dernier peut être révélateur d'un comportement de recherche active

même en l'absence d'une phase de capture de proie (BARATAUD 2012). Les résultats quantitatifs sont exprimés en nombre de contacts par heure.

La détectabilité acoustique des chiroptères est soumise à plusieurs contraintes, notamment en forêt (ARCHAUX *et al.* 2013 ; TILLON 2015). L'un des biais majeurs est l'intensité des émissions sonar qui est différente selon les espèces, empêchant la comparaison de leurs indices d'activité respectifs. Afin de pondérer cette disparité, nous avons utilisé les coefficients de détectabilité acoustique, corrélés à la distance de perception de chaque espèce (BARATAUD 2012). Ces coefficients spécifiques (**Tableau 2**) sont appliqués lors de tout calcul d'indice d'activité, que ce soit pour comparer des espèces ou des groupes d'espèces entre eux ou pour comparer des zones géographiques ou des types d'habitats (nombre de contacts/heure toutes espèces confondues) entre eux. Ainsi l'activité des chiroptères présentée n'est-elle jamais brute mais toujours pondérée, sauf indication contraire.

**Tableau 2** : liste des espèces françaises de chiroptères classées par ordre croissant d'intensité d'émissions sonar, avec leur distance de détection (en mètres) et le coefficient de détectabilité qui en découle. Valeurs valables en contexte forestier (d'après BARATAUD, 2012). *Rhinolophus ferr/eur/meh.* : *Rhinolophus ferrumequinum/euryale/mehelyi*.

**Table 2**: list of French bat species ordered by sonar strength, detection distances and subsequent detection probabilities. Values given for a forest context. *Rhinolophus ferr/eur/meh.* : *Rhinolophus ferrumequinum/euryale/mehelyi*.

SOUS-BOIS			
INTENSITÉ D'ÉMISSION	ESPÈCES	DISTANCE DÉTECTION	COEFFICIENT DÉTECTABILITÉ
Très faible à Faible	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	5	5,00
	<i>Plecotus spp</i>	5	5,00
	<i>Myotis emarginatus</i>	8	3,10
	<i>Myotis nattereri</i>	8	3,10
	<i>Rhinolophus ferr/eur/meh.</i>	10	2,50
	<i>Myotis alcathoe</i>	10	2,50
	<i>Myotis mystacinus</i>	10	2,50
	<i>Myotis brandtii</i>	10	2,50
	<i>Myotis daubentonii</i>	10	2,50
	<i>Myotis bechsteinii</i>	10	2,50
	<i>Barbastella barbastellus</i>	15	1,70
	<i>Myotis oxygnathus</i>	15	1,70
<i>Myotis myotis</i>	15	1,70	
Moyenne	<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	25	1,00
	<i>Miniopterus schreibersii</i>	25	1,00
	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	25	1,00
	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	25	1,00
	<i>Pipistrellus nathusii</i>	25	1,00
Forte	<i>Hypsugo savii</i>	30	0,83
	<i>Eptesicus serotinus</i>	30	0,83
Très forte	<i>Eptesicus nilssonii</i>	50	0,50
	<i>Vespertilio murinus</i>	50	0,50
	<i>Nyctalus leisleri</i>	80	0,31
	<i>Nyctalus noctula</i>	100	0,25
	<i>Tadarida teniotis</i>	150	0,17
	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	150	0,17

### Indices de biodiversité

Plusieurs critères sont utilisés pour apprécier la biodiversité en chiroptères des sites et des types forestiers inventoriés :

- la richesse spécifique totale ;
- la richesse en espèces forestières spécialisées (toutes espèces des genres *Myotis* (sauf *M. daubentonii*), *Plecotus* et *Barbastella*) ;
- l'indice d'activité pondérée :  $a_p i = a_b i * d_i$  ; où  $a_b i$  = indice brut d'activité (nombre de contacts par heure) de l'espèce *i* et  $d_i$  = coefficient de détectabilité de l'espèce *i* (Tableau 1) ; il indique l'abondance d'activité de l'espèce *i* comme si son intensité d'émission était équivalente à celle d'une Pipistrelle ; lorsque des guildes d'espèces (spécialistes *versus* non spécialistes forestiers par exemple) ou des entités spatiales (zones géographiques, types d'habitats avec toutes les espèces qui y sont contactées) sont comparées entre elles, les indices pondérés spécifiques sont additionnés au sein de chaque entité à comparer ;
- l'indice de dominance :  $D_o = (a_p d_o / \sum(a_p i)) * S$  ; où  $a_p d_o$  = activité pondérée de l'espèce dominante,  $a_p i$  = abondance pondérée de l'espèce *i* dans le relevé,  $S$  = richesse spécifique du relevé ; il quantifie la proportion de l'abondance d'activité pondérée contrôlée par l'espèce dominante ; sa valeur est supérieure ou égale à 1 (1 = équirépartition théorique) ; un indice de 2,5 pour un cortège de quatre espèces indique qu'une espèce est 2,5 x plus abondante (en activité pondérée) que les trois autres réunies ;
- l'indice de diversité de Shannon-Weaver (LLOYD & GHELARDI 1964) :  $Sh = -\sum (a_p i * \ln(a_p i)) / \ln(S)$  ; où  $a_p i$  = abondance pondérée de l'espèce *i* dans le relevé. Il s'interprète comme la quantité moyenne d'information apportée par la détermination de l'espèce d'un individu tiré au hasard dans la communauté ; il est généralement compris entre 0 et 4,5 mais n'a en théorie pas de limite supérieure. Cet indice présente l'avantage de représenter d'un chiffre la structure spécifique de l'échantillon, mais sa valeur est dépendante de la taille de l'échantillon et prend en compte davantage l'abondance des espèces rares. Seule son interprétation relative (dans le temps ou dans l'espace) est euristique. Une baisse de diversité peut être le résultat de l'augmentation d'abondance d'une espèce dominante opportuniste ou de la baisse d'abondance de la plupart des espèces sauf une moins sensible (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 63).
- l'indice d'équitabilité, obtenu à partir de l'indice de diversité de Shannon-Weaver :  $E = \sum(a_p i * \ln(a_p i)) / \ln(S)$  ; où  $S$  = richesse spécifique du relevé et  $a_p i$  = abondance pondérée de l'espèce *i* dans le relevé. L'équitabilité complète avantageusement l'indice de diversité ; elle quantifie quelle proportion de l'abondance est contrôlée par quelle proportion des espèces dominantes présentes. L'équitabilité varie de 0 à 1 : elle tend vers 0 quand la quasi-totalité des effectifs est concentrée sur une seule espèce ; elle tend vers 1 lorsque toutes les espèces ont la

même abondance (équirépartition). L'interprétation doit toujours prendre en considération la richesse spécifique et le type d'habitat. Ainsi pour un peuplement forestier, un indice faible peut correspondre à un peuplement mature et structuré avec une richesse spécifique forte, et un indice voisin de 1 peut correspondre à un peuplement perturbé ou pionnier avec une richesse spécifique faible (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004).

Ces indices pris séparément ne sont pas parfaitement révélateurs de la réalité, car trop influencés par tel ou tel paramètre (notamment le nombre d'espèces du cortège) ; ils demandent donc à être interprétés compte tenu des précautions décrites ci-dessus. Il est toujours délicat de réduire la biodiversité à un chiffre, et l'indice idéal, sans biais, reste à trouver. C'est donc l'ensemble des indices proposés qui apporte une vision plus juste, chacun venant enrichir l'interprétation de l'autre.

### Variabes forestières

Une typologie des peuplements forestiers a été établie, croisant les critères écologiques auxquels les chiroptères sont réputés ou supposés sensibles (BAS & BAS 2011 ; CRAMPTON & BARCLAY 1996 ; KRUSIC *et al.* 1996) et les principaux critères descriptifs utilisés en gestion sylvicole (OTTO 1998).

Chaque station d'écoute, dans un rayon de 30 mètres autour du point d'écoute précis, a été décrite en journée sur le terrain selon un ensemble de variables compositionnelles et structurelles (Tableau 3). La typologie forestière retenue subit une première phase de ségrégation entre a) les peuplements feuillus (feuillus représentant 90 à 100 % des arbres sur la station) ; b) les peuplements résineux (résineux représentant 90 à 100 % des arbres sur la station) ; c) les peuplements mixtes (mélange feuillus- résineux, chaque type représentant 40 à 60 % des arbres sur la station). Trois catégories de structure de peuplement (ou mode de traitement) ont été retenues : la futaie régulière (une seule strate de canopée arborée) a cumulé 152 h 10' d'écoute, la futaie irrégulière pied par pied (minimum deux strates de canopée arborée et une strate arbustive) avec 123 h 30' d'écoute, et le taillis sous futaie (TSF) qui comprend un étage dispersé d'arbres de futaie dominant un sous étage uniforme d'arbres sur cépées (47 h 55' d'écoute). Cette disparité des temps d'écoute entre structures est liée à celle de leurs faciès compositionnels (diversité plus ou moins grande des essences, seules ou en mélange, entre structures). Il existe quelques cas de taillis de feuillus dominés par des arbres de futaie en essences résineuses, mais ces formations se sont avérées rares, de faibles surfaces et peu homogènes ; la structure TSF ne comprend donc dans nos résultats que des essences feuillues. La variable « écotone » vise à évaluer l'importance des éventuelles interfaces structurelles ; elle comprend quatre modalités : lisière sur clairière arbustive, lisière sur trouée, chemin formant tunnel sous-bois, sous-bois (pas d'interface structurelle). La densité de couverture de chaque strate végétale (herbacée, arbustive, arborée intermédiaire et arborée

supérieure) est évaluée et classée par tranches de 25 %.

La météo est autant que possible considérée comme une constante : en cas d'intempéries empêchant les relevés ou risquant de fausser leur validité, une soirée de remplacement est prévue sur les mêmes stations. L'essentiel des relevés a eu lieu durant la période estivale (juillet : 34 % et août : 41 %) ; les valeurs d'activité cumulent donc majoritairement les adultes et les juvéniles volants.

### Tests statistiques

L'ensemble des analyses statistiques a été réalisé à l'aide du logiciel R (version 2.8.1). Le test de Shapiro-Wilk a été utilisé pour vérifier la normalité de distribution des données brutes (nombre de contacts acoustiques) au sein de chaque classe de chaque variable explicative. Le test de Bartlett a vérifié l'homoscedasticité des données brutes au sein de toutes les variables. Selon la nature des données, les tests ANOVA ou de Kruskal-Wallis ont été utilisés.

**Tableau 3** : informations générales et variables descriptives des peuplements notées sur chaque point d'écoute ; liste des rubriques présentes sur les fiches de relevés (à gauche) et définition de certaines variables (à droite).

**Table 3**: list of descriptive elements collected on each listening point in forest (left), and definition of some descriptive variables (right).

Région forestière		VARIABLES		NOTE	DEFINITION		
COMMUNE		Taille station (description)			rayon de 30m autour du point d'écoute		
SITE (lieu-dit)		Type forestier	Feuillus		feuillus dominants à + de 90 % en étage supérieur		
ALTITUDE			Résineux		résineux dominants à + de 90 % en étage supérieur		
EXPOSITION			Mixte		feuillus (40 à 60%) et résineux (40 à 60%) mélangés		
CODE STATION		Essences			Essences dominantes		
Coordonnées UTM	X	Structure	Futaie	régulière	une seule strate arborée		
	Y			irrégulière	au moins trois strates de ligneux (arborées et arbustive)		
Type forestier		Taillis Sous Futaie (TSF)			Mélange de cépées et de semenciers, en disposition ponctuelle ou linéaire (bord de chemin avec vieux arbres en taillis pur par ex)		
Structure							
Age		Age	Etages supérieur et intermédiaire	30 ; 40 ; 50 ; 60 ; 80 ; 100 ; 120 ; 150	Age structurel. Pour le TSF : si taillis > 50 ans, classer peuplement en futaie (régulière ou irrégulière)		
Strate arborée supérieure		Essence	Diamètre	Couverture	diamètre moyen des tiges structurant la station		
Strate arborée secondaire					Essences	Couverture	ligneux hauteur 0,5m à 4 m
Strate arbustive							Couverture
Strates buissonnante & herbacée		Espèces	Couverture	Hauteur	végétation non ligneuse hauteur < 0,5 m		
Couverture bois mort					Hauteur végétation herbacée	basse	< à 20 cm
Distance route						haute	> à 20 cm
Distance piste		Couverture strates végétales	1	< 25 %			
Distance prairie			2	25 à 50 %			
Distance clairière			3	50 à 75 %			
Distance trouée			4	75 à 100 %			
Distance ch. ss-bois		Ecotone	Lisières	clairière	zone arbustive de surface > 500m <sup>2</sup>		
Distance ss-bois				Sous-bois	trouée	trouée 100 à 500m <sup>2</sup> dans canopée	
Distance eau		Distance écotone			Chemin ss-bois	tunnel de vol différencié dans sous-bois	
				Sous-bois		absence de tunnel de vol différencié	
				1		0 m	
		2		< 20 m			
		3		> 20 m			

## RÉSULTATS

### Espèces recensées

L'ensemble des 23 espèces potentielles sur la zone géographique a été contacté durant l'étude.

Ces 23 espèces ont fourni 19302 contacts acoustiques, réparties sur 323 h 35' d'écoute.

L'identification acoustique a été dans tous les cas réalisée jusqu'au niveau spécifique, avec trois niveaux de confiance accordés à chaque contact : certain, probable et possible (BARATAUD 2012).

Le genre *Myotis* (9 espèces) atteint 65,5 % d'identification certaine, mais il cumule 89,2 % de certaine + probable contre 75,6 % pour le genre *Plecotus* (2 espèces) ; ce dernier peut donc être considéré comme d'identification spécifique plus complexe. Le genre *Pipistrellus* souffre de 1,1 % d'identification probable à cause d'une série de contacts obtenus en forêt de Gravière (Lanobre – 15) en léger recouvrement entre *P. kuhlii* et *P. nathusii* (plus proche de cette dernière sur le plan comportemental). L'ensemble des autres genres (cumulant 13028 contacts) n'a pas posé de problème d'identification spécifique certaine (Fig. 2).

Les 23 espèces plus ou moins attendues ont été contactées durant la période d'étude, avec des niveaux d'activité et une fréquence cependant très disparates (Tableau 4).

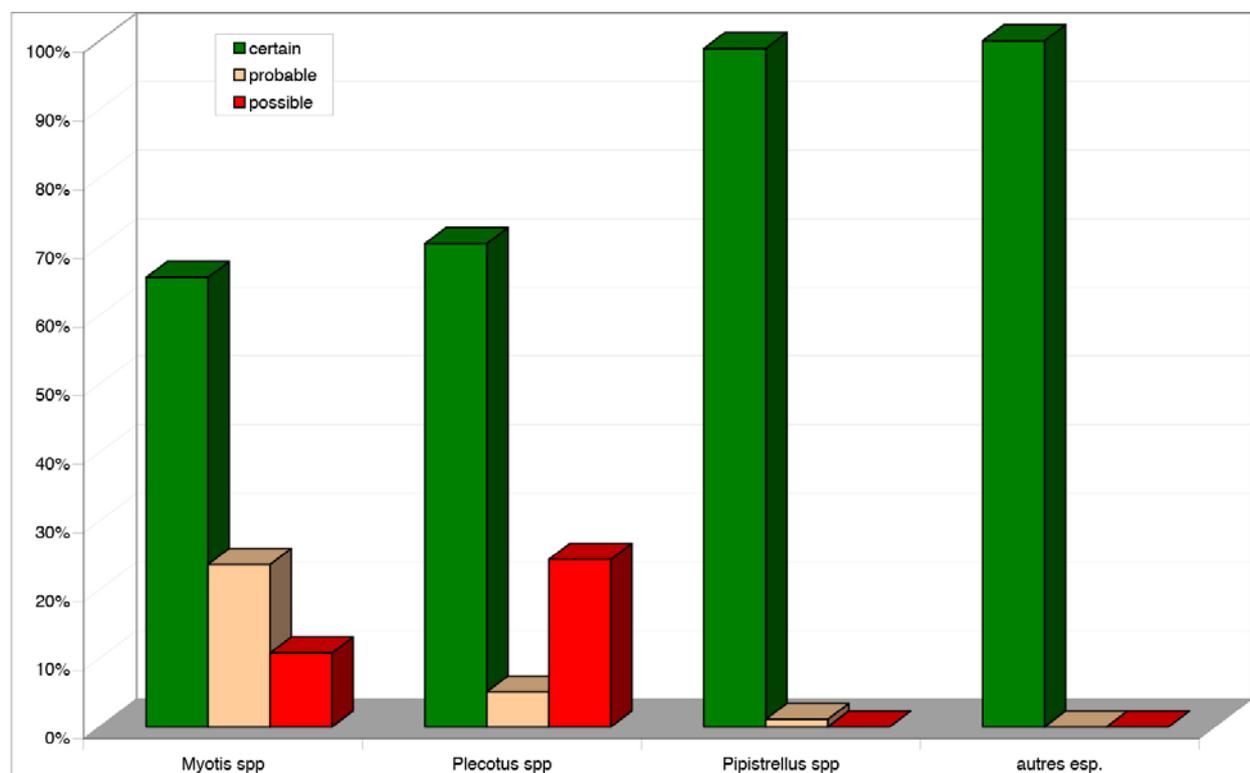
*P. pipistrellus* confirme ici sa réputation d'abondance et d'ubiquité : elle représente plus de la moitié de l'activité pondérée globale, et occupe près de 70 % des stations. Elle est suivie de *P. kuhlii*, plus méridionale dans sa distribution générale en France ; ces deux Pipistrelles cumulent 61,1 % de l'activité pondérée globale.

*E. serotinus*, très ubiquiste également mais connue surtout pour une espèce de lisière et de milieux sub-urbains, s'est révélée sur de nombreuses stations très active en sous-bois : cette espèce dont la morphologie alaire ne lui confère pas de spécialisation de vol particulière, s'avère relativement à l'aise sous la canopée, chassant parfois en sous-bois dense de manière régulière.

*B. barbastellus* est une espèce bien représentée dans la région, avec des valeurs de peu inférieures à *P. kuhlii* et *E. serotinus*.

*M. emarginatus* affiche une activité pondérée assez forte le plaçant en seconde position au sein du genre ; mais son occurrence stationnelle reste faible, confirmant une répartition principalement corrézienne (idem pour *R. ferrumequinum*, *V. murinus* et *H. savii*, uniquement contactés dans ce département).

*M. daubentonii*, spécialiste de la chasse au-dessus des plans d'eau et rivières calmes, semble être le moins forestier du genre *Myotis*.



**Figure 2** : proportions des indices de confiance dans l'identification acoustique jusqu'à l'espèce au sein de différents groupes ; les niveaux « certain » et « probable » sont considérés comme robustes ; le niveau « possible » est par contre d'une faible valeur (BARATAUD 2012). La séparation des deux espèces du genre *Plecotus* est la plus problématique dans le cadre de la méthode utilisée. **Figure 2**: confidence indexes on species identification. Dark green: robust determinations (certain and probable), light green: possible. *Plecotus* species are hard to tell apart with the method used here.

*N. lasiopterus* a été contactée dans les trois départements, et s'avère la plus « commune » au sein de son genre pour les zones prospectées. Ainsi *N. noctula*, bien présente dans la partie ouest (vallées de la Vienne et de la Gartempe notamment) de la Haute-Vienne, n'apparaît que très peu dans nos relevés majoritairement concentrés dans la moitié est.

*P. pygmaeus*, avec un seul contact (Saint-Priest-Palus – 23), semble anecdotique dans la faune limousine.

### Zones forestières

Cette échelle géographique n'a pas de pertinence particulière (l'unité d'échantillonnage étant la station d'écoute), mais elle permet d'appréhender des tendances générales sur les espèces. Les résultats entre zones forestières montrent une disparité dans la pression et la nature de l'échantillonnage (Tableau 5), car la pression d'écoute accordée à une zone forestière a été majoritairement programmée en fonction de sa surface. Globalement, comme l'ont montré des tests sur le temps d'écoute par site sur un échantillonnage de 95 sites, le nombre d'espèces recensées est lié à la pression d'écoute (Fig. 3) alors que l'indice d'activité semble plus indépendant de la pression d'écoute (Fig. 4).

Neuf zones forestières ont des indices d'activité centrés autour d'une moyenne de 68,2 contacts/heure (minimum 48,8 ; maximum 86,7 c/h). Deux zones ont des valeurs bien supérieures, en lien probable avec la qualité des peuplements inventoriés. En Basse-Marche (116,4 c/h) comme dans les gorges de la Grande-Creuse (241,5 c/h), les stations d'écoute étaient exclusivement dans des feuillus matures (respectivement à 76 et 58 % en taillis sous futaie) en lisière de trouée et chemin sous-bois, autant de paramètres s'avérant optimaux pour l'activité.

Les espèces de lisières extérieures (*P. pipistrellus*, *P. kuhlii*, *E. serotinus*) ou intérieures (*B. barbastellus*, qui exploite les couloirs forestiers) sont les plus ubiquistes mais beaucoup d'espèces de sous-bois ont une répartition et des niveaux d'activité corrects.

### Types forestiers

Les peuplements feuillus étant dominants en surface et en diversité dans la région, ils ont été étudiés sur 47 sites (300 stations ; 141 h 40' d'écoute), contre 27 sites (123 stations ; 106 h 40' d'écoute) pour les résineux et 21 sites (103 stations ; 75 h 15' d'écoute) pour les peuplements mixtes.

**Tableau 4** : liste des 23 espèces de chiroptères (classées par ordre décroissant de l'activité pondérée) identifiées dans les forêts étudiées du Limousin sur les 526 stations d'écoute. Les valeurs d'activités brutes et pondérées sont présentées, de même que le taux d'occurrence sur l'ensemble des 526 stations d'écoute.

**Table 4**: list of the 23 bat species identified in this study with raw and weighted activity values.

ESPECES	INDICE BRUT	INDICE PONDÉRÉ	% ACTIVITÉ PONDÉRÉE	% STATIONS OCCUPÉES
<i>P. pipistrellus</i>	36,43	36,43	51,84%	69,58%
<i>P. kuhlii</i>	6,52	6,52	9,28%	32,70%
<i>E. serotinus</i>	7,74	6,43	9,14%	34,22%
<i>B. barbastellus</i>	3,12	5,31	7,55%	28,90%
<i>M. brandtii</i>	1,41	3,52	5,01%	18,63%
<i>M. emarginatus</i>	0,83	2,58	3,67%	5,32%
<i>P. auritus</i>	0,42	2,12	3,01%	10,46%
<i>M. mystacinus</i>	0,61	1,54	2,19%	7,60%
<i>M. nattereri</i>	0,39	1,22	1,73%	9,89%
<i>R. hipposideros</i>	0,20	1,00	1,43%	3,42%
<i>M. myotis</i>	0,47	0,80	1,14%	7,98%
<i>M. bechsteinii</i>	0,30	0,74	1,06%	6,27%
<i>P. austriacus</i>	0,12	0,59	0,84%	3,80%
<i>M. alcaethoe</i>	0,19	0,49	0,69%	3,80%
<i>P. nathusii</i>	0,48	0,48	0,69%	0,19%
<i>R. ferrumequinum</i>	0,11	0,27	0,38%	1,52%
<i>M. daubentonii</i>	0,07	0,19	0,26%	1,90%
<i>N. lasiopterus</i>	0,11	0,02	0,03%	2,28%
<i>N. leisleri</i>	0,04	0,01	0,02%	1,33%
<i>H. savii</i>	0,01	0,01	0,01%	0,76%
<i>N. noctula</i>	0,04	0,01	0,01%	0,95%
<i>V. murinus</i>	0,01	0,00	0,01%	0,38%
<i>P. pygmaeus</i>	0,00	0,00	0,01%	0,19%
<b>Total</b>	<b>59,65</b>	<b>70,28</b>		<b>n = 526</b>

**Tableau 5** : liste des zones forestières inventoriées (classées par ordre décroissant de temps d'écoute), avec l'indice d'activité pondéré et l'occurrence stationnelle pour les 23 espèces contactées ; en rouge : valeurs maximales pour la zone concernée ; en gras : valeurs remarquables. Act. pond. = Activité pondérée. Toutes les valeurs sont ici en gras...

*Table 5: studied sites, weighted activity index and occurrence proportions.*

Espèces	Bassin de la Dordogne		Millevaches		Monts d'Ambazac		Pontarion		Monédières		Monts d'Auriat		Monts de Châlus		Forêt d'Epagne		Forêt de Blancfort		Gorges de la Grande Creuse		Basse-Marche	
	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations	Act. pond.	% stations
<i>P. pipistrellus</i>	<b>35,71</b>	<b>77,9%</b>	<b>30,03</b>	<b>60,3%</b>	<b>52,77</b>	<b>80,3%</b>	<b>31,27</b>	<b>64,3%</b>	<b>38,27</b>	<b>87,5%</b>	<b>42,13</b>	<b>88,2%</b>	<b>17,38</b>	<b>90,9%</b>	<b>20,00</b>	<b>57,1%</b>	5,75	55,6%	<b>123,27</b>	<b>83,3%</b>	<b>12,65</b>	<b>60,0%</b>
<i>P. kuhlii</i>	4,06	39,5%	4,20	21,7%	9,01	42,4%	5,06	34,5%	7,21	62,5%	22,81	58,8%	0,25	18,2%	3,43	35,7%	3,63	22,2%	2,00	25,0%	<b>59,03</b>	50,0%
<i>E. serotinus</i>	8,72	46,5%	5,57	27,0%	1,89	36,4%	5,77	29,8%	2,22	62,5%	5,97	47,1%	24,32	63,6%	0,24	14,3%	<b>34,03</b>	<b>77,8%</b>	13,73	16,7%	2,69	20,0%
<i>B. barbastellus</i>	2,43	30,2%	2,63	15,3%	3,12	33,3%	6,70	44,0%	0,26	12,5%	9,03	47,1%	<b>24,76</b>	63,6%	19,10	50,0%	4,04	33,3%	27,20	33,3%	14,89	30,0%
<i>M. brandtii</i>	1,15	15,1%	2,60	15,9%	1,51	19,7%	13,65	28,6%	1,67	25,0%	2,19	23,5%	0,83	9,1%	3,10	28,6%			9,09	20,8%		
<i>M. emarginatus</i>	6,31	5,8%	0,22	1,6%	0,06	1,5%	0,75	6,0%	14,53	62,5%							1,55	33,3%	1,13	4,2%		
<i>P. auritus</i>	0,98	7,0%	2,60	7,9%	1,51	9,1%	3,74	14,3%			1,25	17,6%	1,66	27,3%			9,38	55,6%	4,55	8,3%	11,35	30,0%
<i>M. mystacinus</i>	0,36	3,5%	1,83	7,4%	0,71	9,1%	0,72	8,3%			0,31	5,9%	0,41	9,1%			0,63	11,1%	42,73	12,5%	6,49	40,0%
<i>M. nattereri</i>	1,18	11,6%	1,74	5,8%	0,94	13,6%	1,30	15,5%	2,08	31,3%	0,58	5,9%							2,82	8,3%	1,01	10,0%
<i>R. hipposideros</i>	1,97	3,5%	1,19	1,1%	0,53	7,6%	0,99	6,0%			0,31	5,9%	0,41	9,1%	0,48	7,1%						
<i>M. myotis</i>	0,47	14,0%	0,38	3,7%	2,12	13,6%	0,19	3,6%	0,09	6,3%	0,21	5,9%	5,21	45,5%	0,81	28,6%						
<i>M. bechsteinii</i>	0,26	5,8%	0,60	4,2%	0,27	3,0%	0,50	7,1%	1,42	12,5%			0,41	9,1%	1,43	7,1%			13,64	16,7%	6,49	40,0%
<i>P. austriacus</i>			1,76	5,3%	0,36	4,5%	0,22	2,4%	0,26	6,3%	1,56	17,6%									1,62	10,0%
<i>M. alcathoe</i>	0,20	2,3%	0,21	1,6%	0,76	7,6%	1,43	4,8%			0,31	5,9%			0,24	7,1%	0,94	22,2%	0,91	8,3%		
<i>P. nathusii</i>	2,05	1,2%																				
<i>R. ferrumequinum</i>	0,16	2,3%							3,86	31,3%												
<i>M. daubentonii</i>	0,07	1,2%	0,46	2,1%			0,33	2,4%	0,13	6,3%							0,31	11,1%	0,45	4,2%		
<i>N.l asiopterus</i>	0,06	7,0%	0,02	1,6%			0,01	3,6%														
<i>N. leisleri</i>	0,04	7,0%							0,02	6,3%												
<i>H. savii</i>	0,04	4,7%																				
<i>N. noctula</i>			0,03	1,6%	0,01	1,5%															0,16	10,0%
<i>V. murinus</i>	0,02	2,3%																				
<i>P. pygmaeus</i>											0,06	5,9%										
<b>TOTAL</b>	<b>66,2</b>	<b>86</b>	<b>56,1</b>	<b>189</b>	<b>75,6</b>	<b>66</b>	<b>72,6</b>	<b>84</b>	<b>72,0</b>	<b>16</b>	<b>86,7</b>	<b>17</b>	<b>75,6</b>	<b>11</b>	<b>48,8</b>	<b>14</b>	<b>60,2</b>	<b>9</b>	<b>241,5</b>	<b>24</b>	<b>116,4</b>	<b>10</b>
<b>N. espèces</b>	<b>20</b>		<b>17</b>		<b>15</b>		<b>16</b>		<b>13</b>		<b>13</b>		<b>10</b>		<b>9</b>		<b>9</b>		<b>12</b>		<b>10</b>	
<b>Temps d'écoute</b>	<b>76h 10'</b>		<b>71h 10'</b>		<b>56h 10'</b>		<b>45h 25'</b>		<b>19h 25'</b>		<b>16h 00'</b>		<b>12h 05'</b>		<b>10h 30'</b>		<b>8h 00'</b>		<b>5h 30'</b>		<b>3h 05'</b>	

Les sites visités, comparés en indice d'activité et en richesse spécifique, donnent un premier aperçu des résultats (Fig. 5). Les sites feuillus ne recueillent jamais moins de 18 contacts/heure, et s'inscrivent majoritairement dans la zone entre 50 et 200 c/h, avec une richesse spécifique le plus souvent supérieure à six espèces. Les sites en peuplements mixtes se dispersent principalement entre 35 et 70 c/h, avec une diversité spécifique moyenne identique à celle des feuillus. Les sites en résineux sont surtout dans la portion entre 4 et 30 c/h, même si quelques sites (principalement en futaie irrégulière) ont des valeurs plus élevées ; la richesse spécifique est généralement inférieure à six espèces.

Cette vision de la valeur des types forestiers par sites permet une meilleure interprétation des valeurs globales (Fig. 6). La richesse spécifique varie peu d'un type à l'autre. Avec 20 espèces, les résineux se retrouvent en position intermédiaire entre feuillus et mixtes ; ainsi, globalement, la plupart des espèces contactées fréquente aussi bien les résineux que les autres types, mais la richesse spécifique sur chaque site y est plus faible (moyenne 4,9 espèces en résineux contre 6,3 pour chacun des deux autres types).

L'activité pondérée classe feuillus, mixtes et résineux par ordre décroissant ( $p < 0,01$  ; test de Kruskal-Wallis), tandis que les espèces spécialistes du sous-bois sont mieux représentées en peuplements mixtes ( $p < 0,05$ ), les résineux ayant une valeur deux fois moindre.

Les sites en résineux inventoriés peuvent se classer en deux catégories : les grands ensembles enrésinés de plusieurs dizaines à plusieurs centaines d'hectares (comme le Bois des Echelles dans les Monts d'Ambazac ou le Mont Bessou sur le Plateau de Millevaches), et les parcelles de quelques hectares en mosaïque avec des peuplements feuillus ou mixtes. Une différence marquée apparaît entre ces deux catégories ( $p < 0,01$  ; test de Kruskal-Wallis), aussi bien en ce qui concerne l'activité brute que la richesse spécifique (Fig. 7).

### Structures forestières

L'indice de biodiversité de Shannon et l'indice d'équitabilité semblent converger vers un classement qualitatif privilégiant la richesse structurelle des peuplements (Fig. 8) : la futaie irrégulière arrive en tête suivie du TSF puis de la futaie régulière. Les différences ne s'avèrent cependant pas significatives.

La combinaison des types et structures propose un classement plus nuancé à cause de la différence de biodiversité entre feuillus et mixte d'une part, et résineux d'autre part (Fig. 9). La futaie irrégulière mixte affiche les indices les plus forts, alors que la futaie régulière résineuse est reléguée en dernière place. La hiérarchie de ces éléments structuraux montre une tendance générale qui semble privilégier la richesse structurelle (même si chez les feuillus la futaie irrégulière est un peu en dessous de la futaie régulière) et discréditer les résineux quel que soit le mode de traitement.

La proportion de l'activité pondérée des chiroptères spécialistes du sous-bois s'avère être un critère d'évaluation particulièrement pertinent, puisqu'il classe les types et structures combinés exactement dans le même ordre que les indices de biodiversité classiques (Fig. 10). Il donne des valeurs significativement supérieures ( $p < 0,05$  ; test ANOVA) pour la futaie irrégulière mixte et le TSF.

L'indice d'activité toutes espèces confondues, très influencé par les espèces de lisière (Pipistrelles et Sérotine commune) considérées comme moins exigeantes dans leur sélection de l'habitat, n'indique pas la même hiérarchie, tout en privilégiant quand même nettement la futaie irrégulière (feuillus, mixte) et le TSF.

Quels que soient le type ou la structure considérés (séparément ou combinés), *P. pipistrellus* est toujours l'espèce la plus contactée (Tableau 6). C'est donc cette espèce qui influence l'indice de dominance de l'activité pondérée. Cet indice indique que la futaie irrégulière résineuse, pourtant placée avant-dernière en biodiversité, est le mode de traitement où la dominance relative de la Pipistrelle commune est la plus faible (notamment en comparaison de la futaie régulière mixte qui a une richesse spécifique comparable). La futaie régulière résineuse affiche à la fois les indices de Shannon et d'équitabilité les plus faibles et l'indice de dominance le plus fort ; ainsi ce mode de traitement s'avère être le plus négatif quels que soient les indices utilisés. Les différences d'indice de Shannon entre les types forestiers sont significatives ( $p < 0,01$  ; test ANOVA).

### Écotones

Parmi les éléments structurels d'un peuplement, la nature des interfaces entre le feuillage arboré et son entourage a été testée. La réponse des chiroptères en termes d'activité s'est avérée variable en fonction des quatre écotones les plus caractéristiques des peuplements inventoriés. Deux écotones forment des milieux de lisière avec des ouvertures à ciel ouvert, de petite (trouée) ou plus grande (clairière) surfaces ; les deux autres sont sous couvert de la canopée, avec (chemin sous-bois) ou sans (sous-bois) couloir de vol caractérisé formant un tunnel sous les frondaisons.

La première catégorie (lisières) cumule plus d'activité que la seconde (sous-bois) de manière significative ( $p < 0,05$  ; test ANOVA) ; elle semble par ailleurs niveler les différences d'activité entre type résineux d'une part et types mixte et feuillus d'autre part (Fig. 11). Ces deux phénomènes sont dus à l'attractivité des trouées et clairières pour les espèces de lisière (Pipistrelles et Sérotine commune principalement, même si ces espèces chassent également parfois en sous-bois), qui sélectionnent positivement l'effet de lisière quel que soit le type forestier (Fig. 12) ; les espèces de sous-bois suivent une tendance inverse ( $p < 0,05$  ; test de Kruskal-Wallis). Les peuplements feuillus restent cependant plus fréquentés quel que soit l'écotone, et les résineux sont particulièrement délaissés en l'absence d'effet de lisière à ciel ouvert.

**Tableau 6** : indices de biodiversité pour chacun des types, structures, types et structures combinés des forêts limousines en fonction de leur utilisation par les chiroptères en chasse ; les espèces notées en vert sont des spécialistes du sous-bois. Légende : F.Irr. : Futaie Irrégulière ; F.Rég. : Futaie Régulière ; TSF : Taillis Sous Futaie. N. esp : Nombre total d'espèces ; N. spéc ss-bois : Nombre d'espèces spécialistes du sous-bois ; Ind pond : Indice d'activité pondéré (n. contacts/heure x coefficient de détectabilité spécifique) ; Ind Sh : Indice de Shannon-Weather ; Ind équ : Indice d'équité ; Ind dom : Indice de dominance ; B. bar : *Barbastella barbastellus* ; E. ser : *Eptesicus serotinus* ; H. sav : *Hypsugo savii* ; M. alc : *Myotis alcaethoe* ; M. bec : *M. bechsteini* ; M. bra : *M. brandtii* ; M. dau : *M. daubentonii* ; M. ema : *M. emarginatus* ; M. myo : *M. myotis* ; M. mys : *M. mystacinus* ; M. nat : *M. nattereri* ; N. las : *N. lasiopterus* ; N. lei : *N. leisleri* ; N. noc : *N. noctula* ; P. aur : *Plecotus auritus* ; P. aus : *P. austriacus* ; P. kuh : *Pipistrellus kuhlii* ; P. nat : *P. nathusii* ; P. pip : *P. pipistrellus* ; P. pyg : *P. pygmaeus* ; R. fer : *Rhinolophus ferrumequinum* ; R. hip : *R. hipposideros* ; V. mur : *Vespertilio murinus*.

**Table 6:** biodiversity indices for each forest type and structure, according to the foraging activity of bats ; Name species in green are forest specialized species. Legend: Feuillus: deciduous; Mixte: mixed; Résineux: coniferous; Futaie irrégulière & F.Irr.: irregular standards; Futaie régulière & F.Rég.: regular standards; Taillis sous futaie & TSF: coppice with standards; N. esp: total number of species; N. spéc ss-bois: number of forest specialized species (all species of genera Myotis (except M. daubentonii), Plecotus and Barbastella); Ind pond: weighted activity index (n. contacts/hour x detectability coefficient) ; Ind Sh: Shannon-Weather index; Ind équ: equitability index; Ind dom: dominance index; B. bar: Barbastella barbastellus; E. ser: Eptesicus serotinus; H. sav: Hypsugo savii; M. alc: Myotis alcaethoe; M. bec: M. bechsteini; M. bra: M. brandtii; M. dau: M. daubentonii; M. ema: M. emarginatus; M. myo: M. myotis; M. mys: M. mystacinus; M. nat: M. nattereri; N. las: N. lasiopterus; N. lei: N. leisleri; N. noc: N. noctula; P. aur: Plecotus auritus; P. aus: P. austriacus; P. kuh: Pipistrellus kuhlii; P. nat: P. nathusii; P. pip: P. pipistrellus; P. pyg: P. pygmaeus; R. fer: Rhinolophus ferrumequinum; R. hip: R. hipposideros; V. mur: Vespertilio murinus.

Types et Structures	N. esp	N. spéc ss-bois	Ind pond	Ind sh	Ind équ	Ind dom	B. bar	E. ser	H. sav	M. alc	M. bec	M. bra	M. dau	M. ema	M. myo	M. mys	M. nat	N. las	N. lei	N. noc	P. aur	P. aus	P. kuh	P. nat	P. pip	P. pyg	R. fer	R. hip	V. mur
							Ind pond																						
Mixte	18	12	37,8	2,31	0,80	16,0	2,71	4,94	0,01	0,66	0,33	3,39	0,37	9,85	1,08	1,16	1,40	0,02			1,93	0,40	7,97		33,59		1,00	0,60	
Feuillus	22	12	42,8	2,15	0,69	23,8	8,39	8,58	0,02	0,72	1,31	5,65	0,21	0,33	0,95	2,88	1,58	0,02	0,02	0,02	3,07	0,56	6,52		46,37	0,01	0,07	1,91	0,01
Résineux	20	12	19,1	1,65	0,55	26,4	3,04	4,61		0,05	0,28	0,80	0,02	0,44	0,41	0,02	0,61	0,02	0,01	0,01	0,98	0,75	5,50	1,46	25,24		0,02	0,09	
Futaie Irrégulière	22	12	42,3	2,34	0,76	21,5	4,08	9,35	0,01	0,93	0,40	5,38	0,35	5,98	0,88	0,90	1,40	0,03	0,01	0,01	2,15	0,65	6,97	1,26	41,36	0,01	0,55	1,05	
Taillis Sous Futaie	21	12	51,6	2,09	0,69	23,2	10,90	9,06	0,02	0,33	2,60	2,20	0,33	0,47	0,43	7,15	1,61	0,04	0,05	0,03	5,00	0,10	7,76		56,97		0,35	3,15	0,02
Futaie Régulière	21	12	68,3	1,89	0,62	25,4	14,40	10,25	0,03	0,58	1,35	7,78	0,05	1,55	2,74	0,95	3,04		0,02	0,02	3,75	2,20	18,30		82,46		0,35	0,95	0,01
F.Irr. Mixte	18	12	49,9	2,30	0,79	14,7	2,70	7,19	0,02	1,08	0,10	3,70	0,60	15,35	1,63	1,23	1,92	0,04			2,80	0,20	9,30		40,78		1,45	0,65	
TSF Feuillus	21	12	51,6	2,09	0,69	23,2	10,90	9,06	0,02	0,33	2,60	2,20	0,33	0,47	0,43	7,15	1,61	0,04	0,05	0,03	5,00	0,10	7,76		56,97		0,35	3,15	0,02
F.Rég. Feuillus	17	11	29,0	2,06	0,73	16,5	9,38	3,95	0,04	0,49	0,38	4,64		0,34	1,92	0,28	1,61		0,01		1,95	0,10	3,40		28,12			0,55	0,01
F.Irr. Feuillus	19	11	47,4	1,96	0,67	21,4	4,93	12,54		1,35	0,88	10,08	0,33	0,19	0,53	1,10	1,49	0,02	0,01	0,02	2,20	1,45	8,24		53,22	0,02		2,00	
F.Rég. Mixte	14	11	17,4	1,78	0,67	17,6	2,74	1,28			0,70	2,88		0,31	0,17	1,05	0,53				0,50	0,70	5,81		21,87		0,25	0,50	
F.Irr. Résineux	13	8	21,5	1,60	0,62	13,7	4,93	7,52			0,08	0,25		0,43	0,24		0,31	0,06			1,05		1,11	5,39	22,65			0,10	
F.Rég. Résineux	19	12	18,2	1,37	0,47	27,3	2,35	3,52		0,08	0,35	1,00	0,03	0,43	0,48	0,03	0,71		0,01	0,01	0,95	1,05	7,14		26,20		0,05	0,05	

## Essences

Les feuillus sont les plus attractifs (Fig. 13). Le Chêne rouge d'Amérique *Quercus rubra*, essence introduite, affiche des valeurs proches des feuillus autochtones en activité globale, et même supérieure en activité des spécialistes forestiers ; il attire en revanche seulement neuf espèces de chiroptères (dont 6 spécialistes du sous-bois) au lieu des vingt (dont 12 spécialistes du sous-bois) rencontrés en chênaies indigènes (*Q. robur* et *Q. petraea*) ; ces résultats auraient mérités d'être consolidés par un échantillonnage plus élevé en nombre de sites (3 sites et 8 stations pour le Chêne rouge contre 55 sites et 204 stations pour les Chênes indigènes) qui aurait induit une pression d'écoute supérieure (10 h pour le Chêne rouge contre 82 h pour les Chênes indigènes), mais il fut difficile de trouver des parcelles de Chêne rouge matures de surface significative.

Le Hêtre *Fagus sylvatica* a des valeurs très proches des chênes indigènes. Le Pin sylvestre *Pinus sylvestris* est la seule essence résineuse reconnue indigène en Limousin, et le Sapin pectiné est très proche de son aire naturelle ; cela explique peut-être que tous deux soient nettement plus attractifs que les résineux exogènes. Le Douglas *Pseudotsuga menziesii* et l'Epicéa commun *Picea abies* s'avèrent être les moins fréquentés ( $p < 0,01$  ; test de Kruskal-Wallis).

Nos résultats comparés entre essences classent le Douglas comme très peu attractif pour les chiroptères (Fig. 13) ; la ventilation des données entre modes de traitement donne une vision plus précise (Fig. 14). Lorsque le Douglas est dominant (en nombre de pieds) mais en mélange avec des feuillus autochtones, l'indice global d'activité est intermédiaire entre les valeurs moyennes des peuplements mixtes (71,4 c/h) et résineux (44,3 c/h). Lorsque le Douglas est en monoculture, l'activité globale est plus faible ( $p < 0,05$  ; test de Kruskal-Wallis), que ce soit en futaie régulière ou en futaie irrégulière. Un mélange d'essences accompagnatrices feuillues même minoritaires améliore ainsi considérablement l'attractivité du Douglas pour les chiroptères toutes espèces confondues. L'activité pondérée des chiroptères spécialistes forestiers ne montre en revanche pas de différences significatives ; ce constat semble directement lié aux différences de pression d'écoute : la présence des espèces spécialistes du sous-bois est plus difficile à révéler (faible intensité d'émission, comportement de chasse solitaire) que celle des espèces de lisières, et nécessite donc un temps d'écoute plus long. Or les futaies régulières de Douglas, avec plus de 31 h d'écoute, ont révélées 10 espèces de sous-bois contre 6 espèces en futaie irrégulière (15 heures d'écoute) et 5 espèces en mixte (15 heures d'écoute). Pour chaque espèce qui a la particularité d'être présente dans les trois catégories, l'indice pondéré est toujours inférieur en futaie régulière ; mais le nombre total d'espèces, supérieur pour cette structure (grâce à la pression d'écoute plus forte), lui donne de manière biaisée le léger avantage visible dans la Fig. 14.

En futaie irrégulière ou en taillis sous futaie, la strate

arborée intermédiaire représente une surface de feuillage et un volume de bois non négligeables voire dominants. Les essences dominant cet étage (avec une couverture supérieure à 60 %) sont donc censées influencer l'attractivité du peuplement pour les arthropodes et leurs prédateurs.

Parmi les essences cumulant un temps d'écoute significatif, le Châtaignier *Castanea sativa* s'avère être une essence secondaire aussi intéressante que les Chênes autochtones et le Charme *Carpinus betulus* (Fig. 15). Ce dernier rassemble un cortège spécifique important (20 espèces de chiroptères dont 11 spécialistes du sous-bois) mais sans doute pour des raisons indirectes : rare au-dessus de 500 m d'altitude ou sur les sols acides, il a été principalement rencontré sur les stations d'écoute des vallées de la Dordogne et de la Vienne, rares lieux où l'on peut rencontrer les trois espèces du genre *Nyctalus* et *V. murinus* en plus du cortège habituel ; il semble par ailleurs moins favoriser l'activité des spécialistes forestiers. Le Hêtre en sous-étage affiche de bonnes valeurs de diversité et d'activité. Le Sapin pectiné, seul résineux cumulant un temps d'écoute significatif, se rencontre souvent en sous-étage de peuplements feuillus ; ses indices corrects bénéficient sans doute de la mixité des peuplements concernés.

## Age

L'âge des arbres de la strate arborée supérieure a été évalué en fonction d'un référentiel tenant compte de l'allure de l'arbre (architecture générale, diamètre et état du tronc, structure de l'écorce...) et des caractéristiques de la station (nature et profondeur du sol, pente et exposition...). Il correspond ainsi plus à la façon dont les arbres structurent le sous-bois et accueillent la faune saproxylique qu'à l'âge réel (par ailleurs difficile à connaître, et moins informatif dans le cadre des objectifs de cette étude). Une tendance globale (Fig. 16) indique que l'activité semble augmenter avec l'âge structurel des arbres, avec un niveau particulièrement faible en dessous de 40 ans et fort au-dessus de 150 ans ( $p < 0,01$  ; test de Kruskal-Wallis).

## Strates

La couverture de la strate arborée supérieure (Fig. 17) et celle de la strate arborée intermédiaire (Fig. 18) influencent l'activité globale des chiroptères selon des tendances inverses. Plus la strate supérieure est dense, moins l'activité est forte ( $p < 0,01$  ; test de Kruskal-Wallis) : une canopée disruptive augmente l'effet de lisière, ce qui favorise l'activité des Pipistrelles et de la Sérotine commune, dominantes dans nos résultats quantitatifs ; cette tendance est cohérente avec les valeurs se rapportant aux écotones, qui donnent un rôle important aux trouées (Fig. 11). L'absence de strate intermédiaire a un effet négatif ( $p < 0,05$  ; test de Kruskal-Wallis) ce qui corrobore les résultats en faveur de la futaie irrégulière.

L'activité globale augmente avec la couverture des strates de sous-bois ( $p < 0,05$  ; test de Kruskal-Wallis) ; leur absence totale est un facteur limitant de l'activité des

chiroptères tant pour la strate arbustive (ligneux < 4 m de hauteur) que pour la strate herbacée/ buissonnante (mousses, graminées, ronces, fougères...). Les chiroptères sont attirés par une couverture arbustive supérieure à 50 % (Fig. 19). L'activité est maximale lorsque la couverture herbacée se situe entre 25 et 50 % (Fig. 20) ; au-dessus l'activité reste moyenne, ce qui est sans doute à mettre en relation avec le maximum de couverture arbustive : la densité forte de cette dernière empêche un développement herbacé important. La hauteur de la couverture herbacée semble influencer également l'activité : les formations basses (mousses, herbes rases) recueillent 47,3 c/h alors que

les formations plus hautes (herbes, ronces, fougères > 20 cm de hauteur en moyenne) recueillent 66,6 c/h. Il est important de noter que ces influences sont déconnectées de l'effet « essence » et de l'effet « écotone » : les essences d'ombre (Hêtre, Sapin) comme celles de lumière (Chênes spp, Pin sylvestre) et les écotones de sous-bois comme ceux de lisière (trouée, clairière) sont plus attractifs pour les chiroptères en chasse lorsque les couvertures herbacée et arbustive sont supérieures à 25 %.

Ainsi il ressort de cette analyse que l'optimum pour l'activité des chiroptères est un peuplement irrégulier richement structuré horizontalement et verticalement.

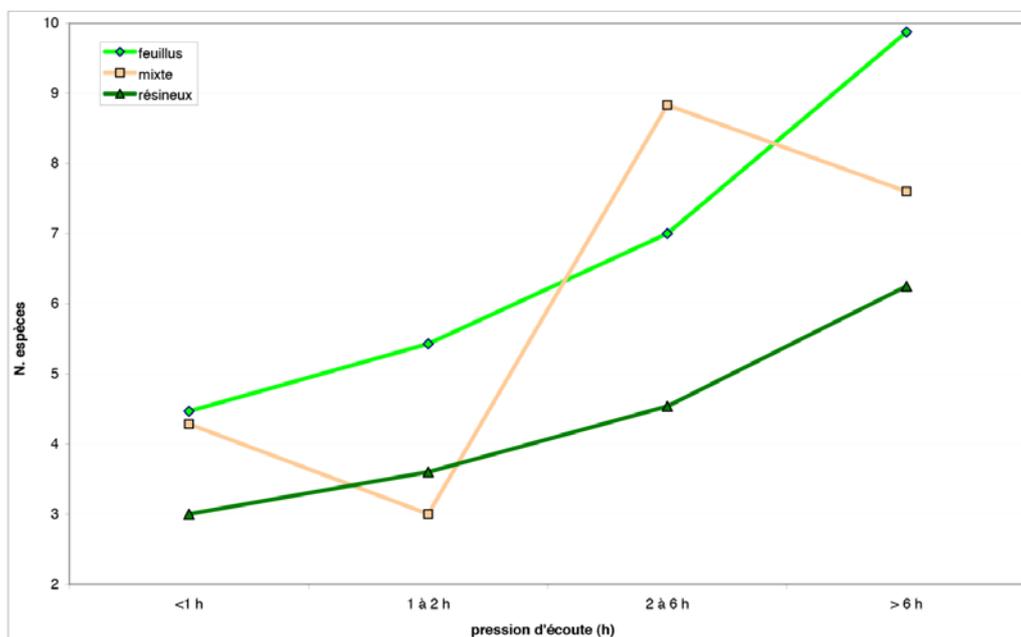


Figure 3 : évolution croissante de la richesse spécifique en fonction du temps d'écoute cumulé. L'échantillonnage porte ici sur 47 sites de peuplements feuillus, 21 sites de peuplements mixtes et 27 sites de peuplements résineux.

Figure 3: species richness evolution in regard of the type of forest.

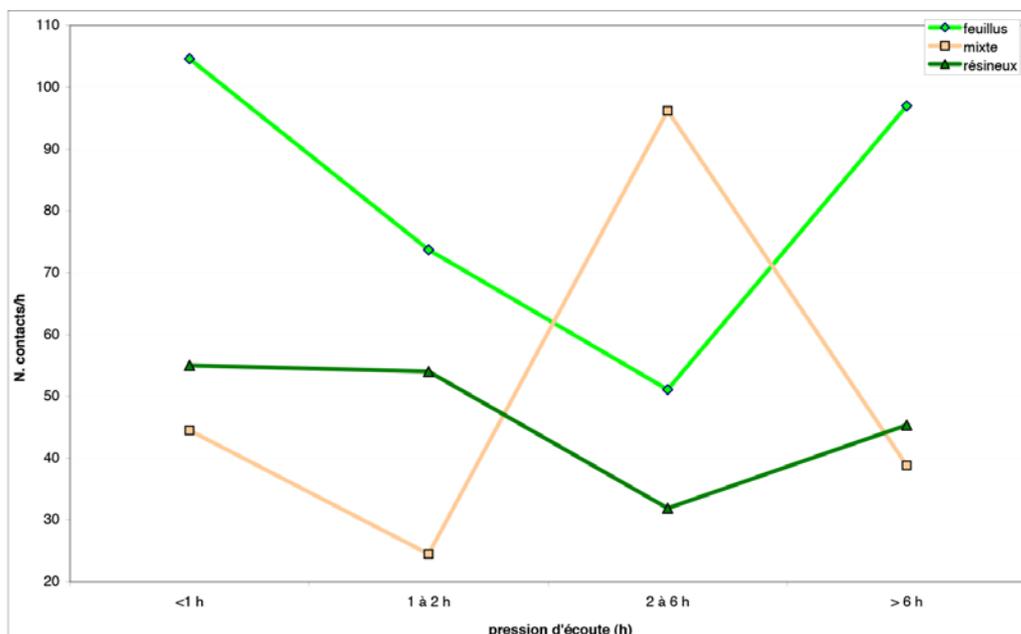
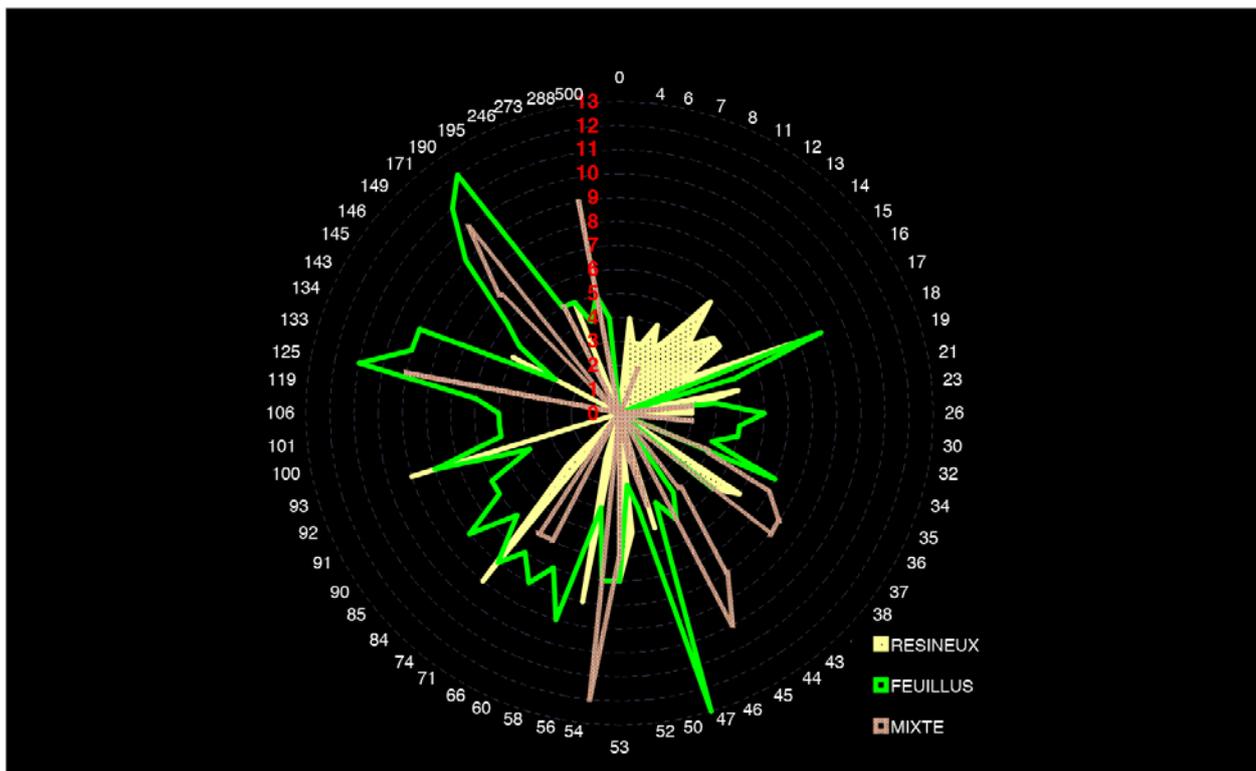


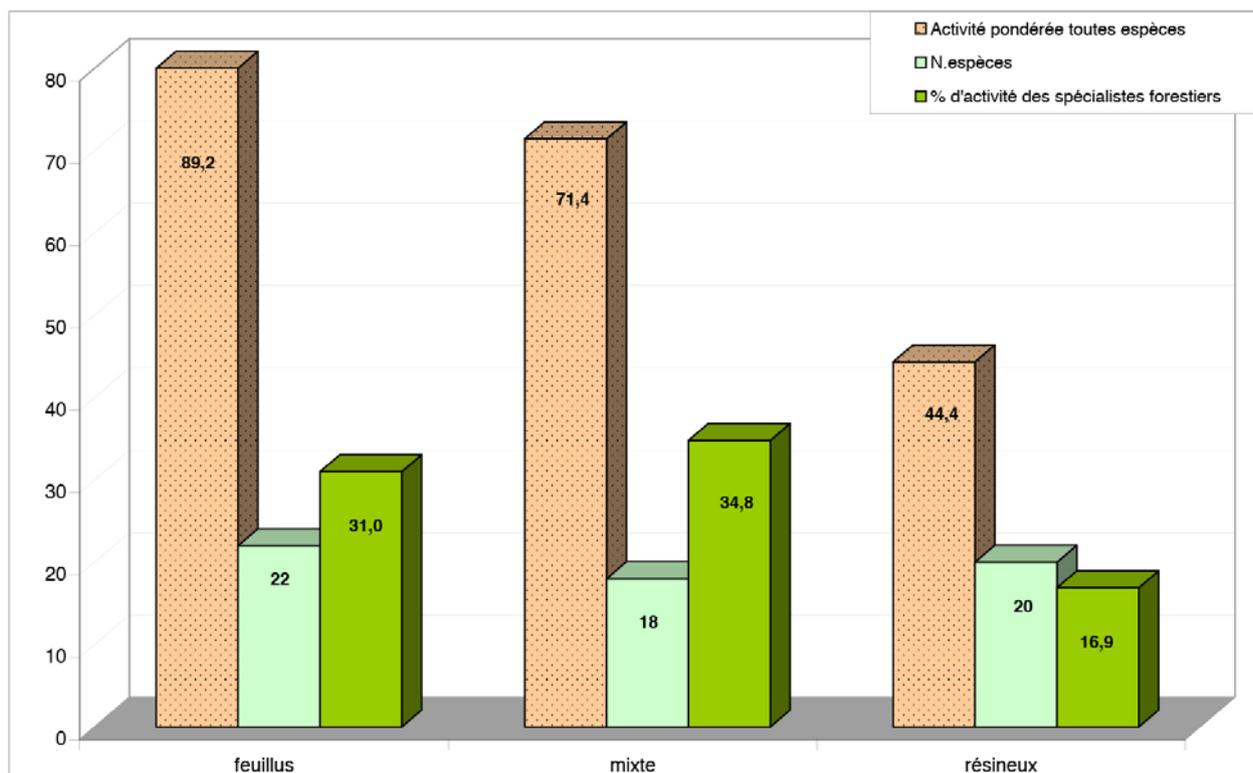
Figure 4 : évolution chaotique de l'activité en fonction du temps d'écoute cumulé. L'échantillonnage porte ici sur 47 sites de peuplements feuillus, 21 sites de peuplements mixtes et 27 sites de peuplements résineux.

Figure 4: evolution of activity indexes in regard of the time spent listening.



**Figure 5** : dispersion des sites d'écoutes en forêt selon trois paramètres : le type forestier (feuillus en vert, mixtes en rosé, résineux en jaunâtre) ; l'activité pondérée toutes espèces confondues (graduation non linéaire en nombre de contacts/heure sur le pourtour du cercle) ; la richesse spécifique (éloignement du centre du cercle). Chaque angle de polygone représente un site ; plus ce site pointe vers l'extérieur du cercle, plus le nombre d'espèces est important (maximum 13) ; plus ce site se rapproche de 360 ° plus l'activité y est forte.

**Figure 5** : classification of listening sites according to three parameters: forest type (deciduous in green, mixed in pink, coniferous in yellow); weighted activity all species pooled (values around the circle); species richness (distance from the circle center). Each top of polygons represent one site.



**Figure 6** : valeurs moyennes comparées entre types forestiers pour les paramètres suivants : activité pondérée toutes espèces confondues ; richesse spécifique (nombre total d'espèces contactées) ; proportion (%) de l'activité pondérée des espèces spécialistes forestières.

**Figure 6** : mean values compared between forest types, according to three parameters: weighted activity (all species pooled); species richness; weighted activity rate (%) of forest specialized species (all species of genera Myotis (except M daubentonii), Plecotus and Barbastella).

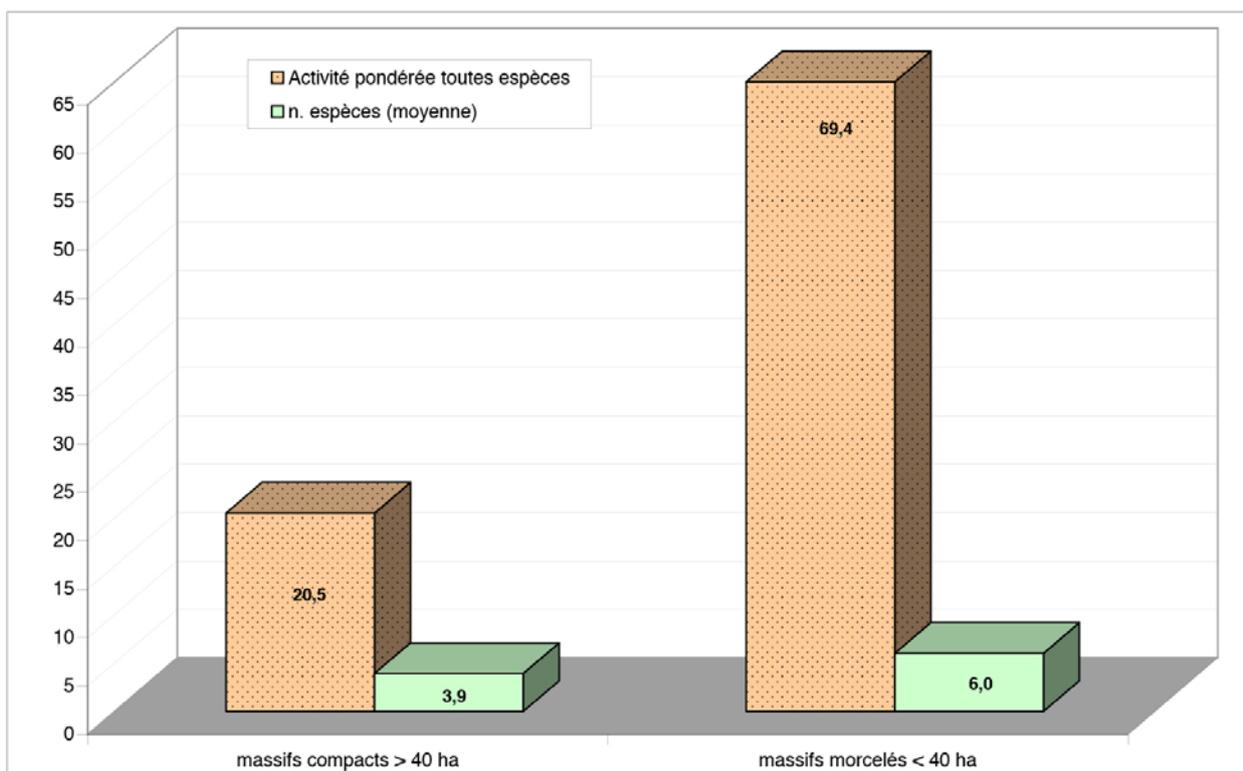


Figure 7 : comparaison de l'activité pondérée et de la richesse spécifique des chiroptères dans les peuplements résineux, selon qu'ils soient en grands massifs ou en parcelles isolées.

Figure 7: comparison of weighted activity (all species pooled) and species richness between different sizes of coniferous forests (isolated stands less than 10 ha vs large homogeneous forests more than 100 ha).

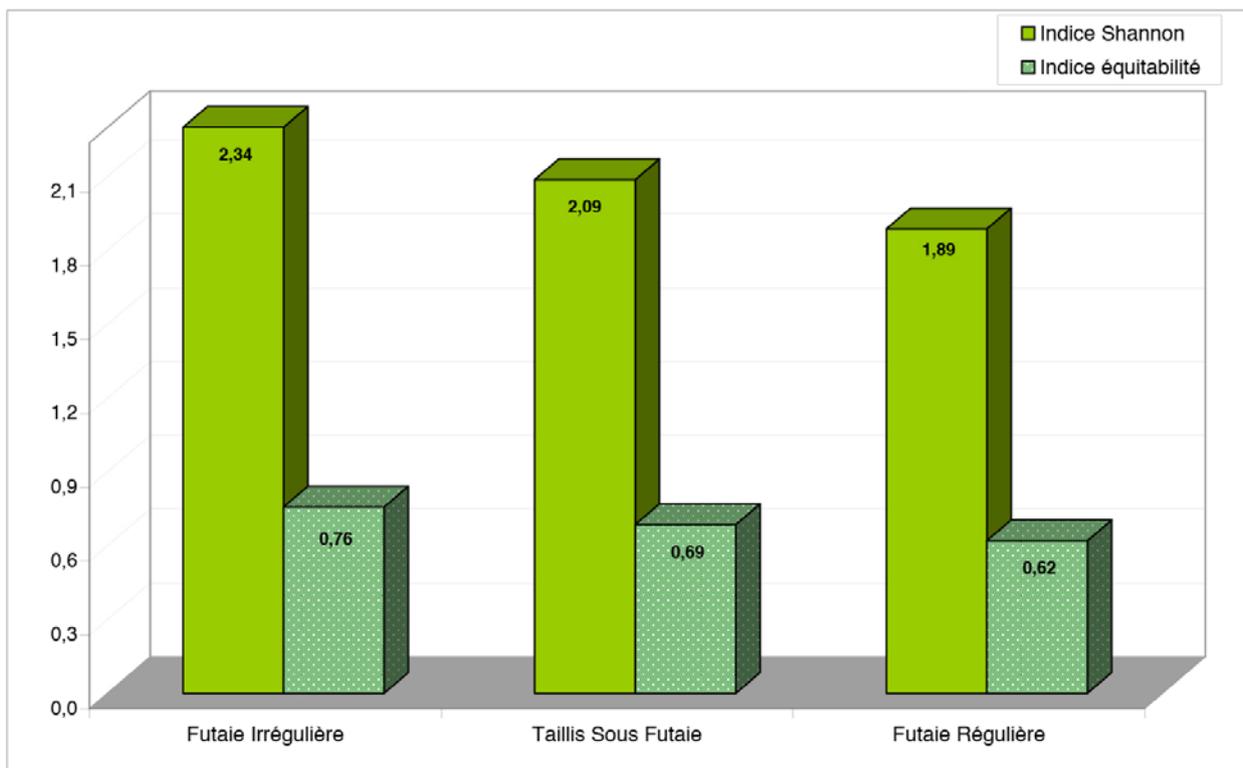
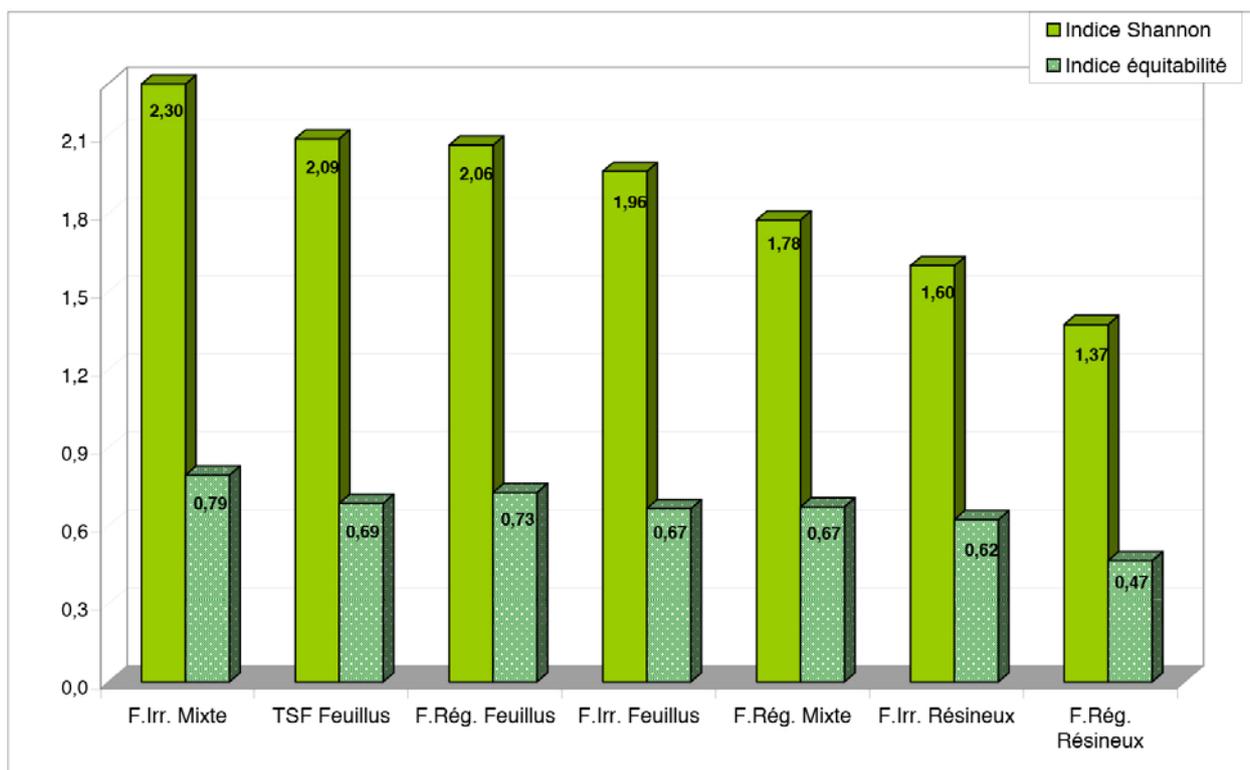


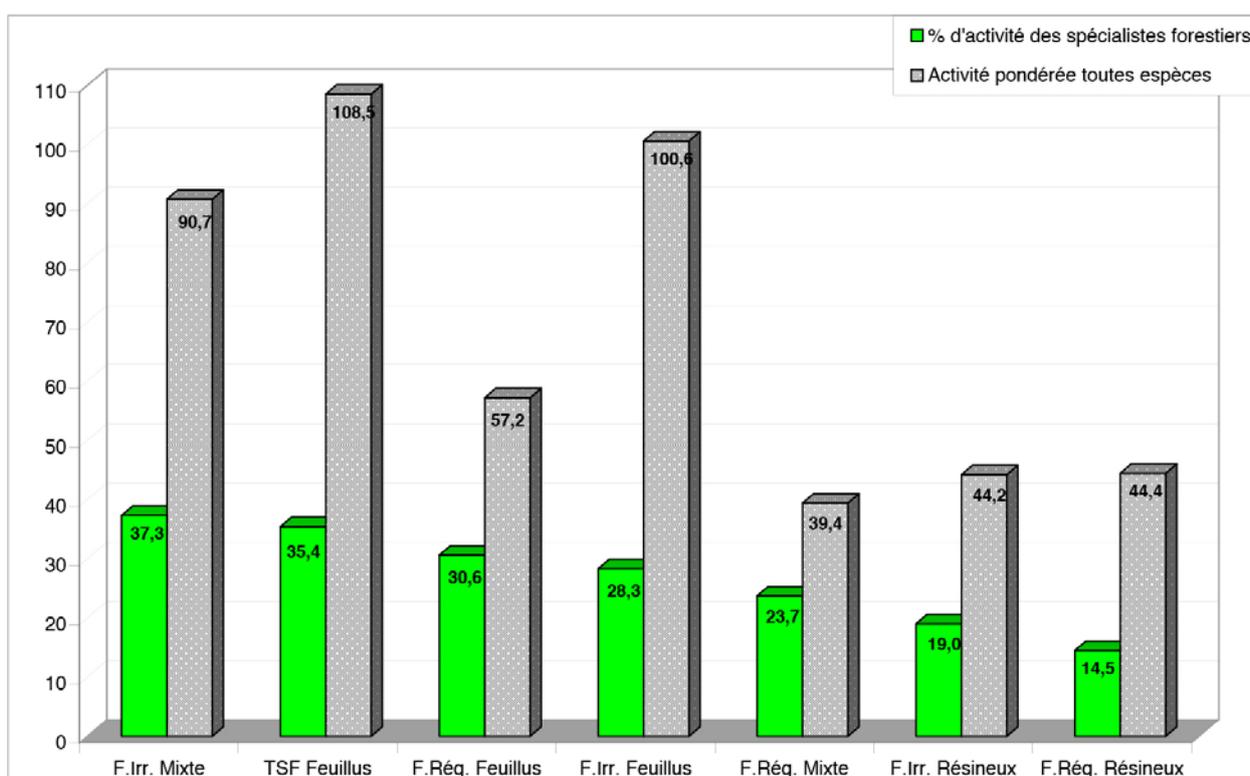
Figure 8 : valeurs des indices de Shannon et d'équitabilité entre structures forestières.

Figure 8: values of Shannon and equitability indices compared between forest structures. Legend: Futaie irrégulière: irregular standards; Futaie régulière: regular standards; Taillis sous futaie: coppice with standards.



**Figure 9** : valeurs des indices de Shannon et d'équitabilité entre types et structures combinés. Légende : F.Irr. : Futaie Irrégulière ; F.Rég. : Futaie Régulière ; TSF : Taillis Sous Futaie.

**Figure 9**: values of Shannon and equitability indices compared between forest types and structures. Legend: F.Irr. : irregular standards; F.Rég. : regular standards; TSF : coppice with standards; Feuillus: deciduous; Mixte: mixed; Résineux: coniferous.



**Figure 10** : valeurs moyennes comparées entre types et structures combinés pour les paramètres suivants : proportion (%) de l'activité pondérée des espèces spécialistes forestières ; activité toutes espèces confondues (n. contacts/heure). Légende : F.Irr. : Futaie Irrégulière ; F.Rég. : Futaie Régulière ; TSF : Taillis Sous Futaie.

**Figure 10**: weighted activity rate (%) of forest specialized species (all species of genera *Myotis* (except *M. daubentonii*), *Plecotus* and *Barbastella*) and weighted activity all species pooled, compared between forest types and structures. Legend: F.Irr. : irregular standards; F.Rég. : regular standards; TSF: coppice with standards; Feuillus: deciduous; Mixte: mixed; Résineux: coniferous.

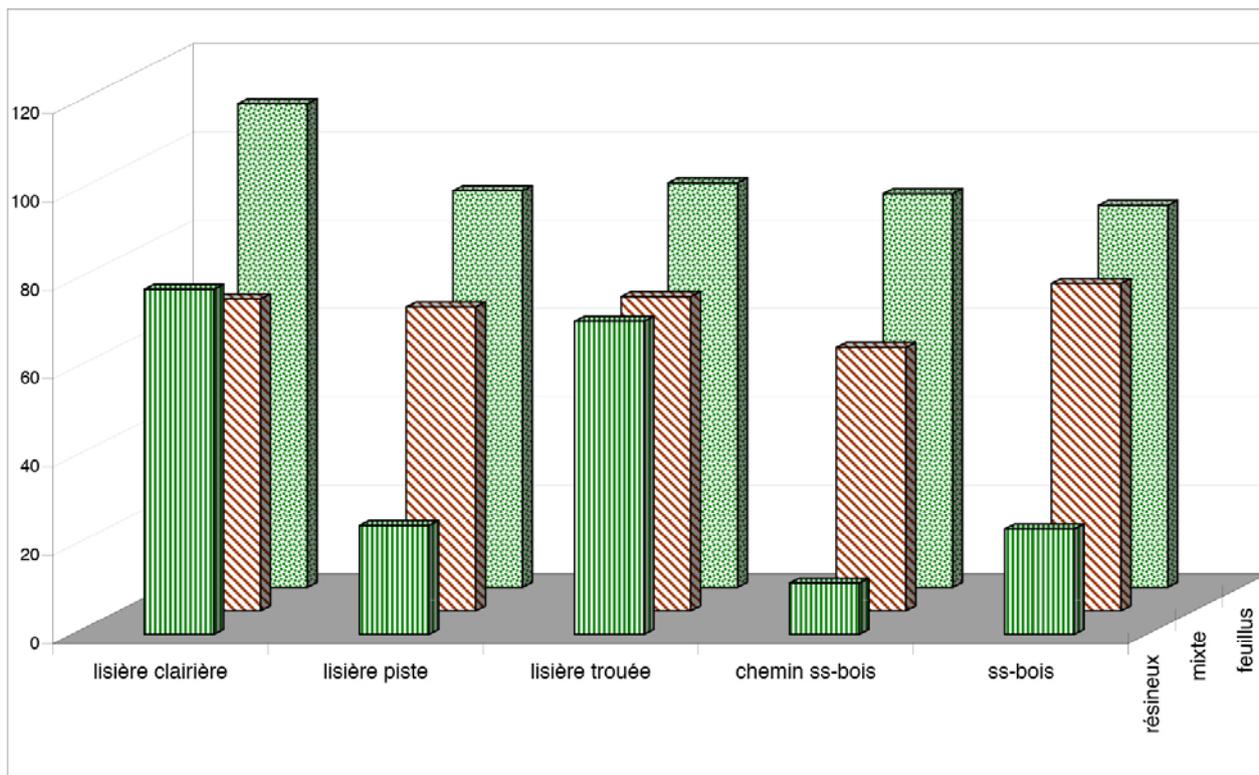


Figure 11 : activité pondérée toutes espèces de chiroptères confondues, comparée entre types et écotones forestiers.

Figure 11: weighted activity (all species pooled) compared between forest types and ecotones. Legend: Feuillus: deciduous; Mixte: mixed; Résineux: coniferous; lisière clairière: glade edge; lisière piste: double edge of a large lane in forest; lisière trouée: canopy hole edge; chemin ss-bois: small lane undergrowth; sous-bois: underwood.

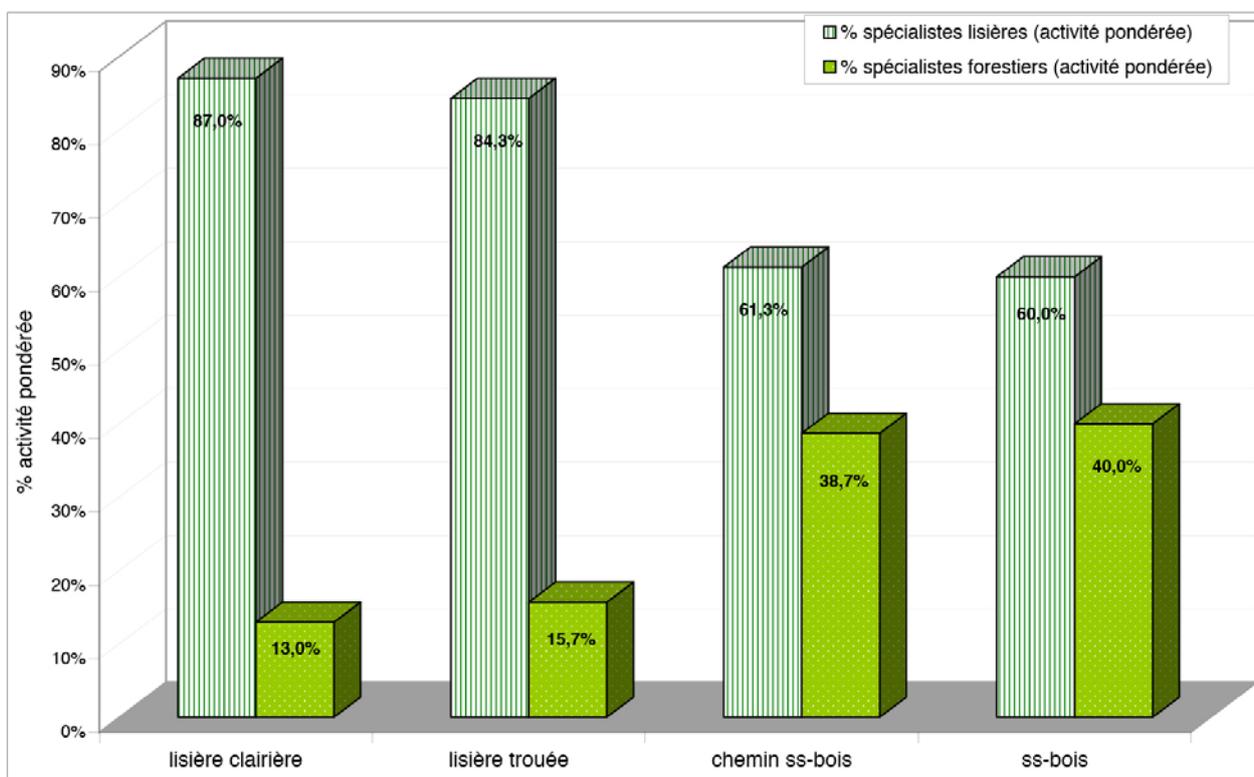
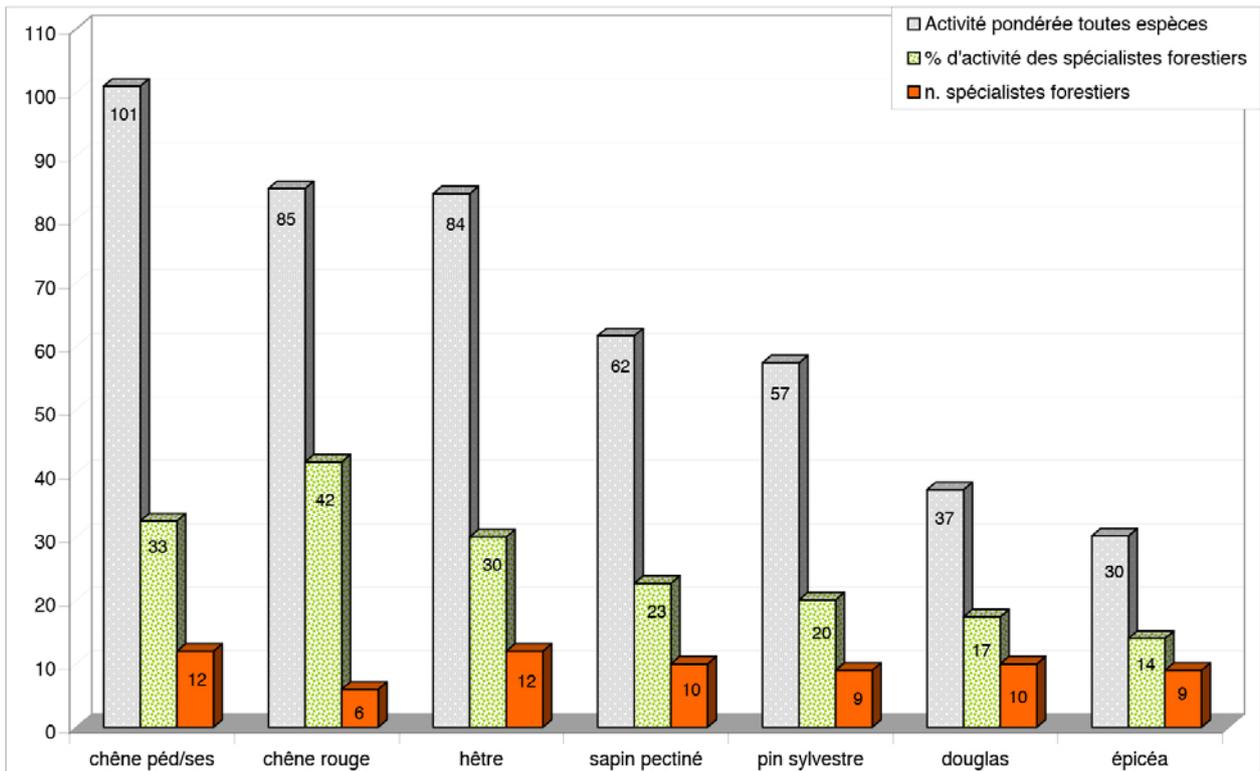


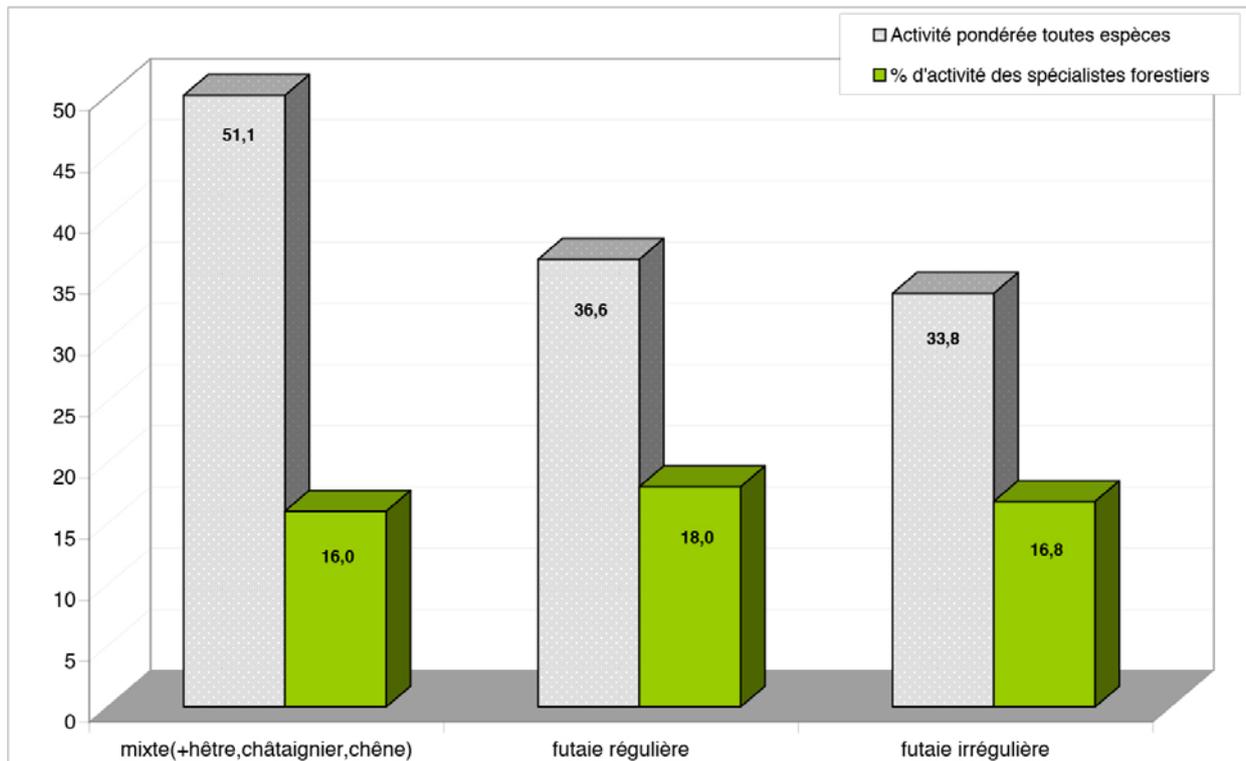
Figure 12 : proportions comparées de l'activité pondérée des espèces chassant en lisières et les espèces spécialistes du sous-bois, entre les écotones forestiers étudiés.

Figure 12: comparison of weighted activities (%) between edge species (*Pipistrellus* spp, *E. serotinus*) and undergrowth species (all species of genera *Myotis* (except *M. daubentonii*), *Plecotus* and *Barbastella*), according to ecotones. Legend: lisière clairière: glade edge; lisière trouée: canopy hole edge; chemin ss-bois: small lane undergrowth; sous-bois: underwood



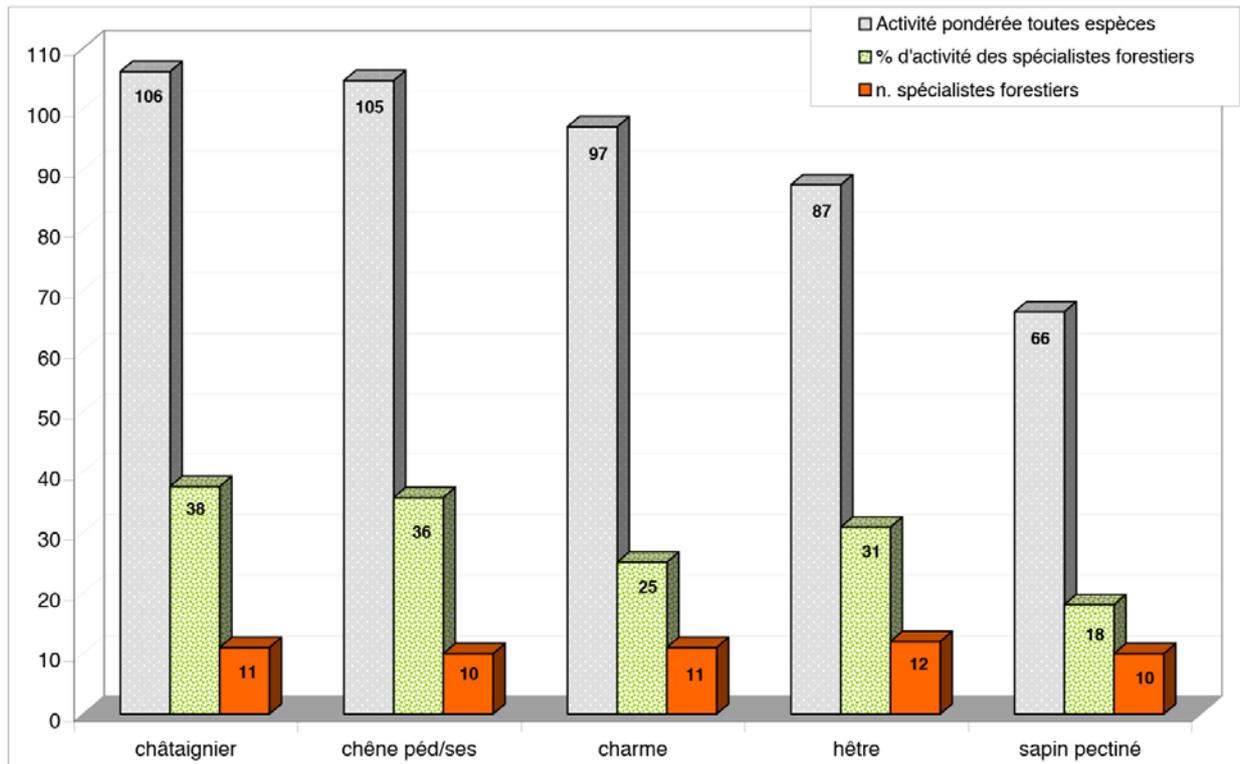
**Figure 13** : valeurs comparées entre essences dominantes de l'étage supérieur pour les paramètres suivants : activité pondérée toutes espèces de chiroptères confondus (n. contacts/heure) ; proportion (%) de l'activité pondérée des chiroptères spécialistes forestiers ; richesse spécifique en chiroptères spécialistes du sous-bois.

**Figure 13**: mean values compared between dominant tree species of highest layer according to three parameters: weighted activity (all species pooled); weighted activity rate (%) of forest specialized species (all species of genera *Myotis* (except *M. daubentonii*), *Plecotus* and *Barbastella*); species richness of forest specialized species. Legend: chêne péd/ses: Oaks *Quercus robur* and *Q. petraea*; chêne rouge: Red oak *Quercus rubra*; hêtre: Beech *Fagus sylvatica*; sapin pectiné: Silver fir *Abies alba*; Pin sylvestre: Pine *Pinus sylvestris*; Douglas: Douglas fir *Pseudotsuga menziesii*; épicéa: Spruce *Picea abies*.



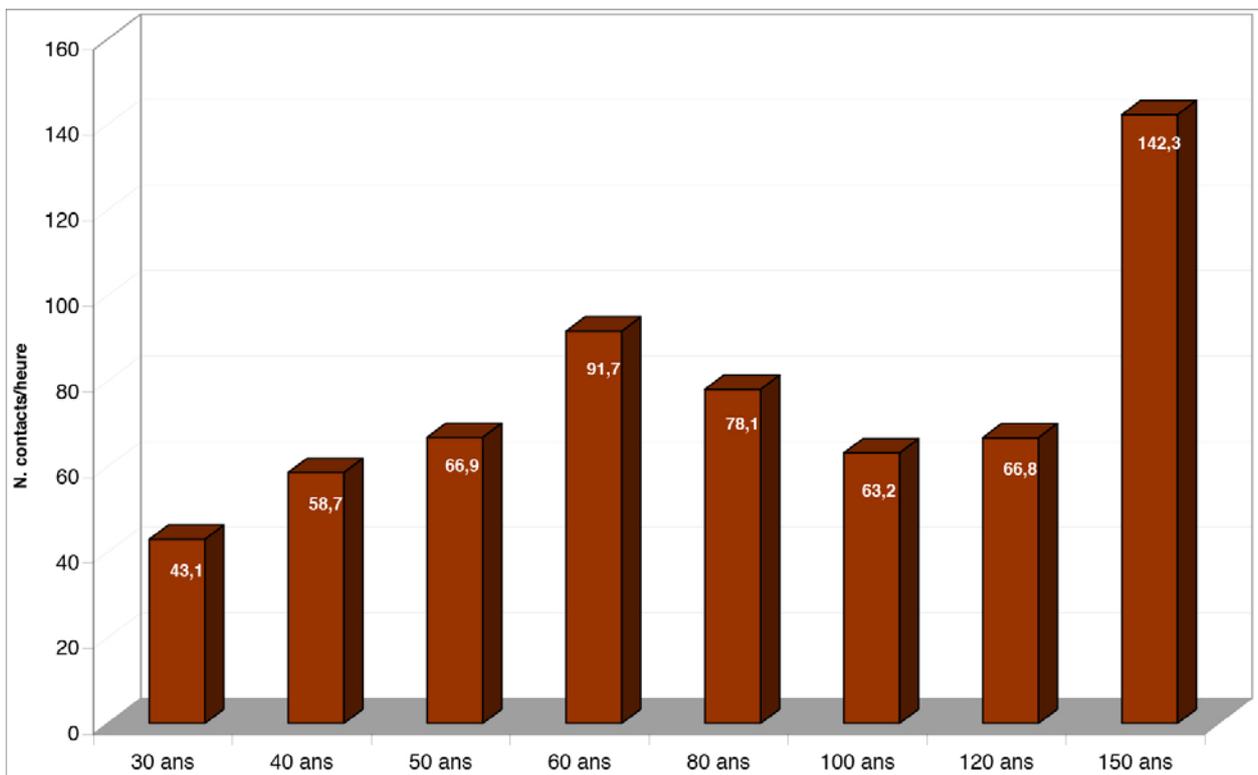
**Figure 14** : attractivité du Douglas en tant qu'essence dominante de l'étage supérieur pour les chiroptères : activité pondérée toutes espèces confondues (n. contacts/heure) ; proportion (%) de l'activité pondérée des spécialistes forestiers.

**Figure 14**: attractivity for hunting bats (measured with weighted activity all species pooled and weighted activity rate (%) of forest specialized species) of Douglas fir *Pseudotsuga menziesii*, when this latter is the dominant tree species in the highest layer of forest structure. Legend: mixte (+hêtre,châtaignier,chêne): Douglas fir mixed with deciduous trees (beech, chestnut, oak); Futaie régulière: Douglas fir in regular standards; Futaie irrégulière: Douglas fir in irregular standards.



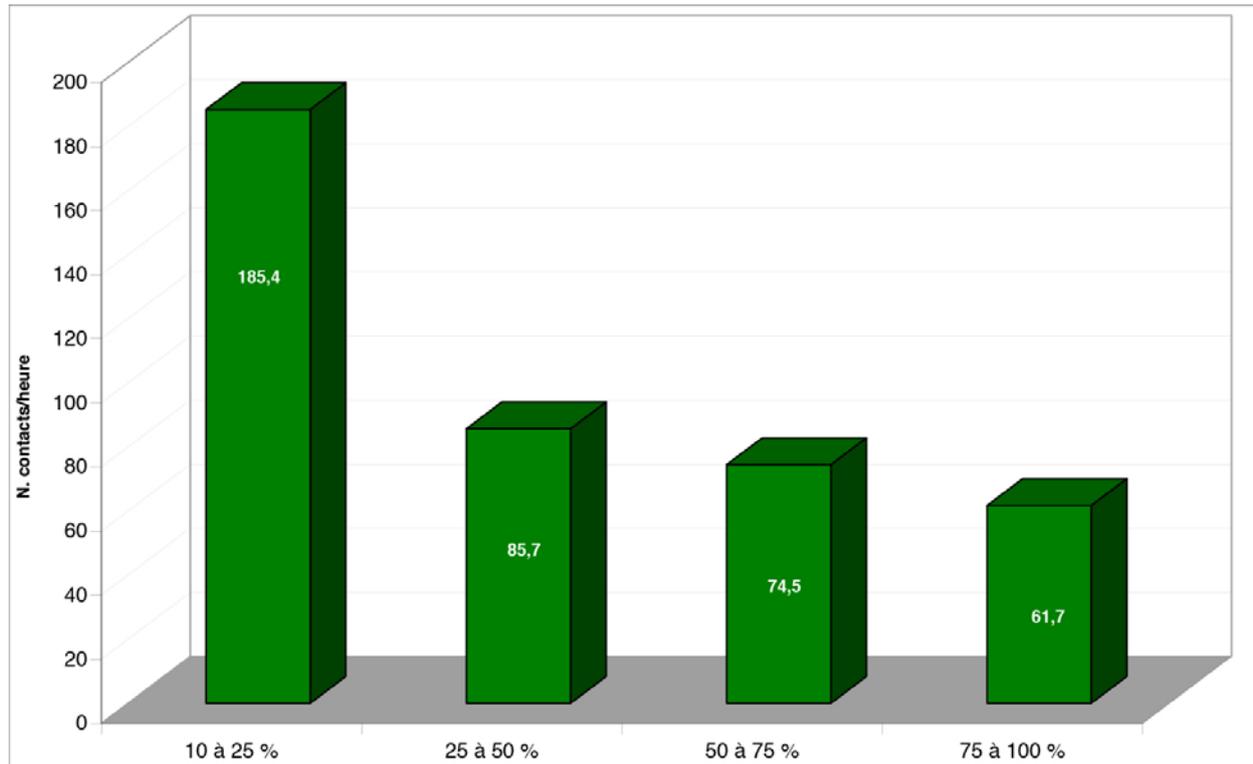
**Figure 15** : valeurs comparées entre essences dominantes de l'étage intermédiaire pour les paramètres suivants : activité pondérée toutes espèces de chiroptères confondues (n. contacts/heure) ; proportion (%) de l'activité pondérée des chiroptères spécialistes forestiers ; richesse spécifique en chiroptères spécialistes du sous-bois.

**Figure 15**: mean values compared between dominant tree species of medium layer according to three parameters: weighted activity (all species pooled); weighted activity rate (%) of forest specialized species (all species of genera Myotis (except M. daubentonii), Plecotus and Barbastella); species richness of forest specialized species. Legend: châtaignier: Chestnut Castanea sativa; chêne péd/ses: Oaks Quercus robur and Q. petraea; charme: Hornbeam carpinus betulus; hêtre: Beech Fagus sylvatica; sapin pectiné: Silver fir Abies alba.



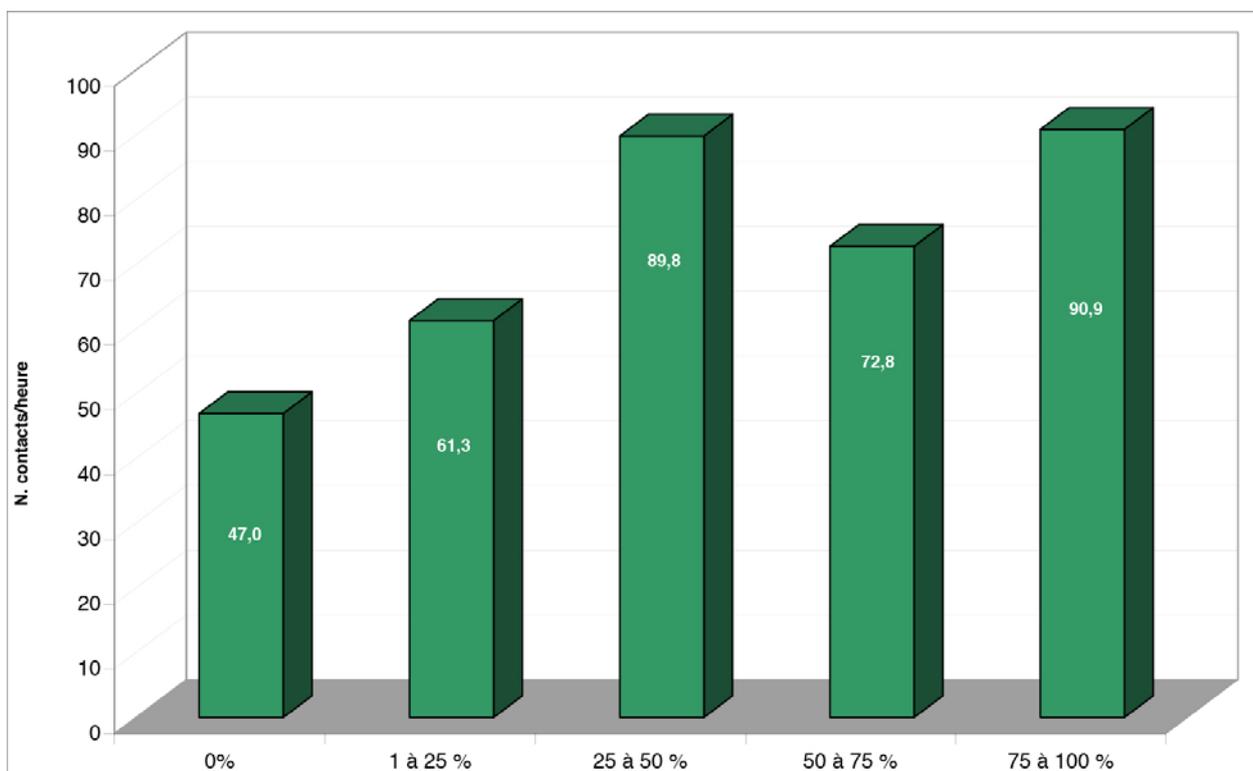
**Figure 16** : activité pondérée des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de l'âge des arbres de la strate arborée supérieure.

**Figure 16**: weighted activity (all species pooled) compared between age-classes of highest layer trees. Legend: ans: years old.



**Figure 17** : activité pondérée des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de la couverture de la strate arborée supérieure.

*Figure 17: weighted activity (all species pooled) compared between percentage of cover of highest trees layer.*



**Figure 18** : activité pondérée des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de la couverture de la strate arborée intermédiaire.

*Figure 18: weighted activity (all species pooled) compared between percentage of cover of medium trees layer.*

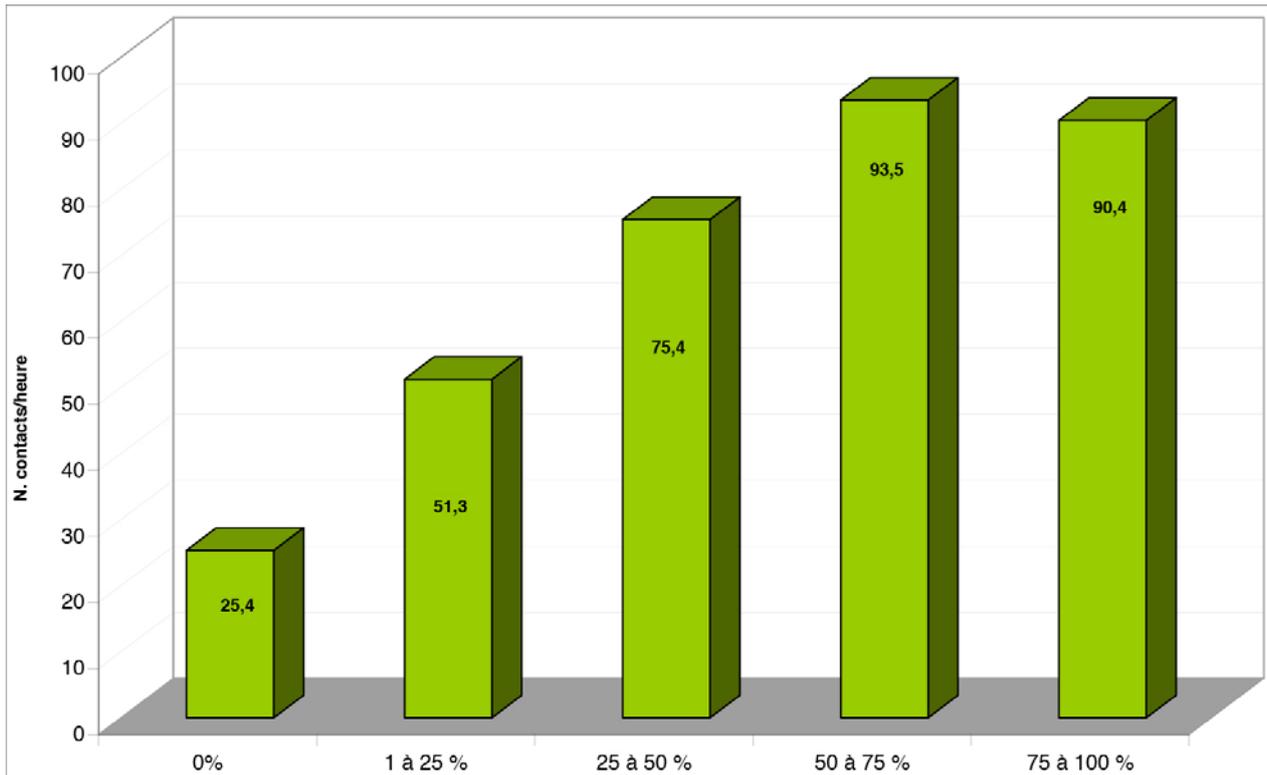


Figure 19 : activité pondérée des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de la couverture de la strate arbustive.  
Figure 19: weighted activity (all species pooled) compared between percentage of cover of shrub layer.

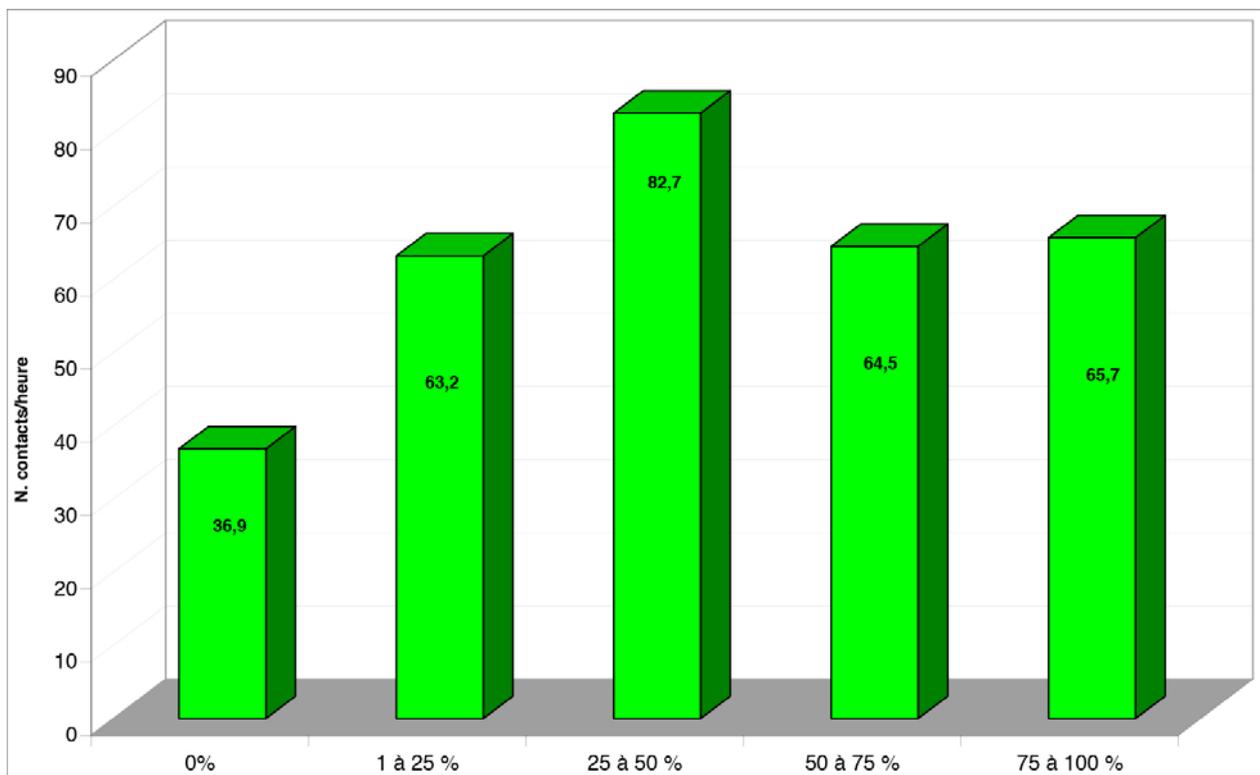


Figure 20 : activité pondérée des chiroptères toutes espèces confondues en fonction de la couverture de la strate herbacée..  
Figure 20: weighted activity (all species pooled) compared between percentage of cover of herb layer.

## DISCUSSION

### Espèces recensées

*M. brandtii* n'est notée dans le Massif central que depuis 1998 (BOIREAU 1998), et son identification acoustique n'est efficace que depuis 2003. Il est possible qu'auparavant de nombreux contacts visuels aient été confondus avec *M. mystacinus*, assez proche morphologiquement ; mais l'un des critères acoustiques permettant la diagnose certaine de cette espèce n'apparaît pas dans les archives sonores en Limousin avant le milieu des années 2000. Or il arrive dans notre étude en tête de la liste des *Myotis*, tant en activité qu'en occurrence géographique, ce qui pourrait être révélateur d'une extension récente et efficace de son aire de répartition.

### Modes de traitement

Il est considéré comme complexe d'évaluer un mode de traitement sylvicole à partir du niveau d'activité de chasse des chiroptères, notamment à cause du fait que la plupart des études portent sur une échelle spatiale réduite à quelques dizaines d'hectares au plus (HAYES & LOEB 2007). Dans la présente étude, les stations d'écoute sont dispersées au sein d'une aire géographique d'environ 128 km<sup>2</sup>, limitant le risque de lien des données avec un contexte stationnel.

Les relevés effectués dans la présente étude ne concernent que des classes d'âge supérieures à 30 ans. En futaie irrégulière (où plusieurs classes d'âge sont présentes sans rupture temporelle) ce paramètre de l'âge est secondaire ; mais il devient primordial en futaie régulière où des cycles courts de moins de 100 ans (comprenant : coupe rase, fourré, gaulis, perchis, futaie) entraînent une rupture régulière de l'ambiance forestière

traumatisante pour la flore et la faune spécialisées. C'est ainsi que la richesse spécifique et l'activité des chiroptères de sous-bois sont drastiquement altérées durant les stades de fourré et de gaulis (BAS & BAS 2011 ; CRAMPTON & BARCLAY 1998 ; GRINDAL & BRIGHAM 1999 ; JUNG *et al.* 1999), non étudiés ici, ce qui accentue encore l'effet négatif de la futaie régulière pour les chiroptères spécialistes forestiers.

Dans leur synthèse sur la biodiversité forestière, GOSSELIN & LAROUSSINIE (2004, p. 151) indiquent que pour de nombreux indicateurs (Bryophytes, flore vasculaire, invertébrés (coléoptères carabiques essentiellement) et oiseaux chanteurs), la biodiversité maximale à l'échelle du paysage ne dépend pas d'un seul mode de traitement, mais de la juxtaposition de tous les modes (futaies régulières et irrégulières, réserve intégrale, taillis sous futaie et taillis), avec une majorité de surface en réserve intégrale et/ou en futaie irrégulière.

La richesse spécifique en chiroptères augmente avec le degré de naturalité de la forêt, les parcelles les plus anciennes favorisant notamment le cortège restreint des espèces à fortes exigences écologiques (ARCHAUX *et al.* 2013 ; BAS & BAS 2011 ; CRAMPTON & BARCLAY 1996 ; KRUSIC *et al.* 1996). La complexité structurelle des vieux peuplements augmente le nombre et la diversité des niches écologiques pour les chiroptères, expliquant sans doute des niveaux d'activité plus élevés que dans les forêts peu structurées (HAYES & GRUVER 2000). Pour les oiseaux, la richesse spécifique est plus grande en taillis sous futaie qu'en futaie régulière (THIOLLAY *et al.* 1994). Elle est également plus grande en futaie irrégulière qu'en futaie régulière, que ce soit en feuillus (MULLER



Coupe rase d'une parcelle de feuillus dans les Monts d'Ambazac, en vue d'une conversion en futaie régulière de résineux.

1999) ou en résineux (LEBRETON *et al.* 1987). La diversité ornithologique augmente avec le nombre de strates (BLONDEL *et al.* 1973) ; une forte valeur de l'indice de diversité de Shannon traduit la présence de quelques individus appartenant à de nombreuses espèces plutôt que le contraire. Dans les futaies régulières de Douglas du Morvan, le stade de succession forestière le plus pauvre en avifaune est celui de la phase intermédiaire où le peuplement est très dense et ne tolère ni les essences accompagnatrices ni les strates herbacée et arbustives (MARION & FROCHOT 2001). Un effort considérable serait à accomplir vers la régénération naturelle, surtout en forêt privée qui cumule 80% de plantations au niveau national (MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE 2000).

La futaie régulière est en cause dans la baisse de biodiversité notamment à cause des coupes rases qu'elle implique. L'abondance et la richesse des espèces forestières diminuent après la coupe et la baisse est plus forte dans les coupes rases par rapport aux coupes partielles ; le maintien d'arbres adultes permet donc au groupe des espèces forestières de moins décliner (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 162). Les perturbations du sol liées aux travaux forestiers ont plus d'impact sur les changements de végétation que le type de coupe (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 165).

Pour les oiseaux, la richesse spécifique est souvent plus forte en début de succession (avec un maximum d'espèces nichant au sol dans la végétation buissonnante) et en fin de succession, cette dernière phase privilégiant l'avifaune forestière type (davantage d'espèces sédentaires et cavernicoles) absentes des autres phases de succession. Le seuil de surface de coupe rase au-delà duquel on constate une dégradation du caractère forestier des communautés biologiques

est de deux hectares, la surface optimale se situant en dessous de 0,5 ha (DU BUS DE WARNAFFE 2002 ; MOORMAN & GUYNN 2001). Le maintien d'îlots de sénescence ou d'arbres âgés isolés est bénéfique lors de coupes supérieures à un hectare ; la présence permanente de parcelles âgées aux alentours des zones d'exploitation empêche une rupture dans la présence des espèces spécialisées. Pour conserver à l'échelle du paysage des espèces non forestières, on peut prévoir sur les très grands massifs quelques coupes rases supérieures à deux hectares, à condition de limiter leur nombre et disséminer leur répartition spatiale (DU BUS DE WARNAFFE 2002).

La durée des cycles entre coupes rases a des conséquences importantes pour les espèces forestières spécialisées qui nécessitent un écosystème de forêt mature avec un minimum de stabilité temporelle à l'échelle d'un massif. L'allongement des cycles sylvicoles à 150 ans minimum est favorable aux espèces forestières (faune et flore) à faible capacité de colonisation (HALPERN & SPIES 1995 ; CURTIS 1997 ; MULLER 1995). Au contraire un raccourcissement des rotations avec des travaux forestiers réguliers entraînent une baisse drastique voire une disparition des populations comme cela a été constaté en forêt de Tronçais pour les rapaces (FOMBONNAT 2004). Une durée inférieure à un siècle pour les cycles de futaie régulière se justifie souvent pour le gestionnaire qui privilégie des essences à croissance rapide (Douglas et Chêne rouge par exemple), mais elle est un facteur limitant très important pour la biodiversité. Ce paradoxe peut être résolu par le passage en futaie irrégulière, cette dernière atténuant l'influence du critère d'âge du peuplement grâce à l'absence de phase de rupture dans la couverture et l'ambiance forestière à l'échelle d'une parcelle (OTTO 1998).



Sol labouré après coupe rase et dessouchage pour plantations de plants de Douglas (Creuse, 2013).

Après la coupe rase, le sol tassé en profondeur par les engins d'exploitation, et exposé en surface à la lumière subit une violente et rapide dégradation. L'humus, partie fertile, est détruit par oxydation sous l'effet du rayonnement ultraviolet ; les éléments minéraux dont l'azote sont brutalement libérés et peuvent être entraînés par ruissellement avant d'être captés par les plantes pionnières avec un risque de lixiviation (DUCHAUFOR 1950 ; 1953a ; 1953b) ; l'acidification des sols est accentuée par l'exportation massive de matière végétale, y compris les rémanents de coupe (NICOLAS 2009).

### Écotones

Les trouées forestières sont un des paramètres structurels caractéristiques des forêts naturelles (présence de chablis) ; leur influence est positive sur l'activité des chiroptères à condition qu'elles restent un élément ponctuel : les futaies régulières au stade de la dernière éclaircie, avec leurs houppiers distants, entraînent une perte drastique de richesse spécifique et d'abondance d'activité (JUNG *et al.* 2012). Une trouée, par l'augmentation de la valeur de l'éclaircissement au sol, favorise le développement de strates herbacée, buissonnante et arbustive ; ces écotones contiennent une diversité et une abondance d'arthropodes plus importantes que les milieux fermés ou ouverts attenants, et ceci quel que soit le type de peuplement (DAJOZ 1998). L'effet positif d'une lisière plus ouverte (clairière ou prairie) sur l'abondance concerne surtout les espèces communes d'insectes et d'oiseaux et peu les spécialistes forestiers (DUELLI *et al.* 1990 ; HELLE & MUONA 1985) ; il en est de même pour les chiroptères dans nos résultats.

C'est surtout l'augmentation de température et de lumière à proximité de la lisière qui influence positivement la distribution des invertébrés (KREMSATER & BUNNELL 1999).

Une étude menée en Limousin sur le Murin de Bechstein, considéré comme une espèce forestière parmi les plus spécialisées (MESCHÉDE & KELLER 2003), a montré que les trouées forestières (générées naturellement par la tempête de décembre 1999) étaient sélectionnées positivement par les individus en chasse dans les sous-bois de feuillus, car elles enrichissaient les strates de végétation du sous-bois par taches, et par conséquent la productivité en insectes (BARATAUD *et al.* 2009).

### Essences

Plusieurs autres études ont montré que l'activité de chasse des chiroptères est supérieure dans les peuplements feuillus, que ce soit à l'échelle monospécifique (ARRIZABALAGA-ESCUADERO *et al.* 2014 ; ASHRAFI *et al.* 2013 ; DIETZ & Pir 2009 ; MACKIE & RACEY 2007 ; MURPHY *et al.* 2012 ; NAPAL *et al.* 2010 ; SMITH & RACEY 2008 ; ZAHN *et al.* 2004) ou plurispécifique (ADAMS *et al.* 2009 ; GRANDJEAN 2011 ; KUSCH *et al.* 2004). Cependant il est souvent reconnu comme difficile de déconnecter l'influence de l'essence du contexte structurel : le mode de traitement associé reste un

élément important (GRANDJEAN 2011 ; JUNG *et al.* 2012). Ainsi LAGUET (2008) note dans des peuplements des Alpes un indice d'activité dans les résineux supérieur à celui des feuillus, mais les premiers sont en futaie irrégulière alors que les seconds sont en formation serrée (taillis denses). L'essence dominante de l'étage arboré supérieur est supposée influencer l'activité des chiroptères, par la disponibilité en proies que génèrent son bois et son feuillage, par sa tolérance au développement de sous-étages (pouvant être inhibés par une trop faible lumière ou des composés chimiques agressifs) et le cas échéant par le type de traitement sylvicole qui lui est associé. Concernant la richesse spécifique globale (faune et flore) en forêt, les tendances générales de nombreuses études montrent que les conifères abritent moins de diversité que les feuillus, que les essences exotiques abritent moins de diversité que les essences indigènes, que les peuplements conifères abritent moins de diversité que les mélanges conifères et feuillus, que les peuplements pauvres en essences abritent moins de diversité que les peuplements riches en essences. Ces énoncés généraux ne doivent pas conduire à privilégier systématiquement les peuplements mélangés de feuillus autochtones partout où c'est possible ; ce serait une erreur à l'échelle du paysage, puisque les compositions en espèces forestières sont différentes entre conifères et feuillus et entre peuplements purs et peuplements mélangés (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 128).

Les différences de biodiversité entre conifères et feuillus pourraient être dues au fait que les feuilles de conifères sont moins facilement assimilables par les phytophages et les décomposeurs et composent une litière plus acide que les feuillus (HUNTER 1990, p. 37 ; AUGUSTO *et al.* 2002) ; par suite, les conifères supportent moins de prédateurs dans le houppier (KENNEDY & SOUTHWOOD 1984) et fournissent moins de matière organique fécale dans la litière. Les analyses de CORNELISSEN (1996) montrent que globalement les arbres à feuillage caduque ont des feuilles qui se dégradent plus vite que les arbres à feuillage persistant, avec quand même quelques différences fortes : les Fagacées se décomposent aussi lentement que les Pinacées ; les Bétulacées, Rosacées et Salicacées (par ordre croissant) se décomposent beaucoup plus vite que les Pinacées. Les Chênes, le Mélèze et les Pins semblent avoir une influence favorable sur la diversité des organismes de la litière (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 130) ; d'une façon générale les essences pionnières et de lumière sont plus favorables (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 144), ce qui plaide pour le maintien des pionniers comme le Saule marsault, le Bouleau, le Tremble, le Merisier, etc. lors des coupes d'éclaircies. Dans notre étude le Douglas et l'Epicéa commun s'avèrent être les moins fréquentés par les chiroptères ce qui peut être dû au mode de traitement réservé à ces essences en Limousin : futaies équiennes récoltées en coupe rase souvent bien avant maturité, les essences accompagnatrices autochtones étant trop rarement tolérées lors des travaux d'éclaircies. Le Douglas est l'essence résineuse la plus plantée en Limousin (10 % de la surface forestière en 2000 -

sources IFN), et le mode de traitement est, à de très rares exceptions près, la futaie régulière avec récolte en coupe rase entre 40 et 60 ans. Bien que cette essence d'origine nord américaine, devenue spontanée en Limousin, puisse s'implanter naturellement dans des friches forestières et donner des peuplements mixtes irréguliers, et que le pouvoir de régénération naturelle remarquable de cette essence pionnière encourage la futaie irrégulière, les parcelles mixtes et/ou irrégulières de Douglas sont rarissimes dans la région. Notre échantillonnage sur les futaies régulières monospécifiques de Douglas (31 h 20') a donc été, par force, supérieure à celui des autres types de traitement (15 heures chacun).

Les mélanges feuillus-conifères et les peuplements purs feuillus sont plus favorables à la biodiversité que les peuplements purs résineux ; pour les mélanges entre feuillus, les résultats sont moins tranchés (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 139). Parfois le mélange a un effet synergique, la composition de la communauté d'espèces associée au peuplement mélangé n'est pas la simple moyenne des communautés liées à chaque essence. Ce résultat peut s'expliquer par le fait que certaines espèces trouvent des ressources complémentaires dans différentes essences, qu'elles ne trouvent plus en peuplements purs d'une des deux essences (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 141). La richesse spécifique (faune-flore) est parfois plus grande dans des agrégats feuillus au sein de plantations résineuses qu'en mélange intime (FRENCH *et al.* 1986) ; mais pour les oiseaux un mélange intime feuillus-conifères peut être plus riche que des agrégats ou de grandes parcelles feuillues (BIBBY *et al.* 1989).

En première approche, les sapinières ont une richesse en avifaune plus importante que les douglasaies et les pessières ; mais l'influence de la structure semble prédominante : les pessières et douglasaies sont souvent associées à une sylviculture plus intensive (GOSSELIN & LAROUSSINIE 2004, p. 130). Toujours dans le cas des oiseaux chanteurs, les différences entre essences peuvent s'expliquer par trois facteurs sylvicoles corrélés aux essences : la surface terrière (plus elle augmente plus l'abondance et la richesse spécifique en oiseaux diminue), l'hétérogénéité de l'espacement entre les troncs (relation positive avec l'abondance et la richesse spécifique) et les recouvrements des différentes strates (LEBRETON *et al.* 1987).

Dans une étude sur les espèces d'insectes phytophages (quatre ordres échantillonnés : coléoptères, lépidoptères, homoptères et hétéroptères) associées aux arbres, SOUTHWOOD (1961) montre que les essences les plus riches sont les Chênes européens *Quercus* spp. (284 espèces d'insectes associés), les Saules *Salix* sp. (266 espèces) et les Bouleaux *Betula* spp. (229 espèces) ; le résineux le plus riche est le Pin sylvestre *Pinus sylvestris* (91 espèces), l'Epicéa *Picea abies* arrivant en seconde position avec 37 espèces ; les essences introduites sont d'autant plus pauvres en entomofaune qu'elles se situent loin de leur zone de répartition naturelle, qu'elles sont éloignées phylogénétiquement des essences présentes

naturellement sur la zone d'introduction, et que leur implantation est récente. Le Châtaignier n'apparaît pas comme une essence très attractive pour les insectes, au moins en Angleterre (SOUTHWOOD 1961) ; en Limousin, où sa forme cultivée est d'installation ancienne pour l'utilisation de ses fruits puis de son bois (ROUAUD *et al.*, à paraître), nos résultats semblent montrer un effet positif sur l'activité des chiroptères, au moins en tant qu'essence accompagnatrice.

Les feuillus ont aussi l'avantage d'être mieux sélectionnés par les Pics pour creuser leurs loges, les résineux n'étant utilisés qu'après leur mort la plupart du temps. Or la capacité d'accueil d'une forêt pour les chiroptères se mesure aussi en nombre de gîtes de repos diurnes, de mise bas, et d'hibernation (TILLON 2005).

Selon l'indicateur 4.5 du MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE (2000), 6 % des forêts françaises sont couverts par des essences exogènes (cette catégorie ne comprend pas les résineux européens comme le Sapin pectiné ou l'Epicéa commun plantés loin de leur aire naturelle). Cette proportion est triple en Limousin (19,2 % en 2002 ; source IFN), ce qui constitue pour la flore et la faune locales un enjeu d'adaptation qui aura d'autant plus de difficulté à s'accomplir que les bouleversements continueront de manière massive et rapide.

#### Préconisations de gestion

Cette étude conforte les résultats de plusieurs travaux démontrant une corrélation positive entre la biodiversité en chiroptères et le degré de naturalité des forêts (ANDREAS *et al.* 2012 ; ARCHAUX *et al.* 2013 ; MESCHÉDE & Heller 2003 ; MÜLLER *et al.* 2012 ; SAFI & KERTH 2004 ; SMITH 2006) ; elle précise à l'échelle d'une région les interactions entre les chiroptères (richesse spécifique et niveau d'activité) et de nombreux types de peuplements forestiers (structuration, mixité, essences...). Elle apporte aussi des éléments originaux sur des essences exogènes actuellement prisées par les gestionnaires forestiers limousins, à savoir le Douglas et dans une moindre mesure le Chêne rouge.

Il s'en dégage des éléments de synthèse utiles aux orientations à prendre par les différents acteurs de l'espace forestier (administrations, collectivités locales et territoriales, conservatoires des espaces naturels, professionnels de la filière bois, propriétaires) désireux de concilier biodiversité et production de bois :

- à l'échelle du paysage : favoriser la concertation entre propriétaires et gestionnaires pour créer ou maintenir une mosaïque compositionnelle (essences feuillues et résineuses différentes au moins d'une parcelle à l'autre) et structurelle (variation des modes de traitement d'une parcelle à l'autre), selon les exigences des essences concernées et les objectifs de production ;
- au sein des massifs forestiers voués (ou susceptibles de l'être à terme) à la production de bois, mettre en œuvre l'acquisition d'îlots forestiers matures ou âgés dans un but conservatoire. La surface de ces îlots, selon la surface globale du massif, devra être au minimum cinq hectares, jusqu'à plusieurs dizaines

d'hectares ; ils seront si possible dispersés dans le massif. À l'échelle d'une entité biogéographique, la surface cumulée de ces réserves biologiques devrait être de plusieurs centaines d'hectares pour prétendre à une conservation efficace de la faune forestière spécialisée. Le principe de gestion sur ces parcelles sera principalement basé sur la non intervention pour permettre l'évolution naturelle des successions et assurer à la faune et à la flore spécialisées un minimum de refuges non perturbés. Les organismes propriétaires et/ou gestionnaires de ces zones peuvent être très variés : CEN Limousin, PNR, ONF, collectivités, GDF, etc.

- à l'échelle de la parcelle : limiter l'usage de la coupe rase à des surfaces inférieures ou égales à un hectare (l'optimum étant de 0,4 ha environ) ;
- pour les propriétés de grandes surfaces ou les regroupements de propriétaires, tendre soit vers des unités de gestion de petite surface (un hectare ou moins) avec une diversité d'essences et de classes d'âge d'une parcelle à l'autre (irrégularité par bouquets), soit vers la régénération naturelle et l'irrégularité pied par pied ;
- favoriser la transition des futaies régulières actuelles (douglasaies, sapinières, pessières, hêtraies) vers

la futaie irrégulière pied par pied, en favorisant le mélange d'essences ;

- lors des coupes rases ou d'éclaircies, conserver les feuillus morts ou sénescents ; ils ne gênent jamais la production et maintiennent une capacité d'accueil en gîtes pour les oiseaux et les chiroptères cavicoles forestiers ;
- lors des coupes d'éclaircies, épargner les tiges de pionniers (ou post-pionniers), notamment les feuillus (Bouleau, Saules, Tremble, Merisier, Châtaignier, Chêne, etc.) ; ils ne gênent jamais l'essence de production et augmentent la biodiversité. Pour ces deux mesures (d. et e.), un effort particulier d'information auprès des entreprises de bûcheronnage doit être mené de la part des gestionnaires et propriétaires, car c'est souvent de la propre initiative des bûcherons que ces arbres sont éliminés pour « nettoyer » la parcelle de tout ce qui n'est pas jugé intéressant ;
- ne jamais éliminer l'étage arbustif d'un peuplement ; dans le cas où la densité de cet étage gêne la régénération naturelle (cas fréquent avec le houx), réduire la couverture arbustive par taches sans élimination complète.



Futaie mélangée (Douglas dominant) du Puy du Tronc (Mercoeur - 19), propriété de Dominique Padirac et gérée jusqu'en 2012 grâce aux conseils de Claude Nigen (CRPF) ; la transition progressive en futaie irrégulière donne d'excellents résultats de production qui pourraient faire école. Ce peuplement a révélé en seulement six heures d'écoute sept espèces de chiroptères (dont cinq spécialistes du sous-bois) et 60 contacts/heures, ce qui est largement au-dessus de la moyenne des relevés dans les peuplements résineux toutes catégories confondues.

## REMERCIEMENTS

Cette étude, réalisée sous l'égide du Groupe Mammalogique et Herpétologique du Limousin, a bénéficiée de l'aide financière de l'Etat (DRAE Limousin), de l'Europe (FEDER) et du Conseil régional du Limousin.

Il nous est très agréable de remercier les personnes qui ont effectué un travail de recherche de parcelles ou d'accompagnement lors des relevés de terrain : Julien Barataud, Christian Couartou (GMHL) ; Mathieu Bonhomme (Conservatoire des Espaces Naturels du Limousin) ; Laurent Guillaud (Chauve-souris Auvergne) ; Hans Kreisler (technicien forestier indépendant) ; Thomas Darnis, David Rochas (Office National des Forêts) ; Michel Defaye, Gérard Lemaire, Claude Nigen (Centre Régional de la Propriété Forestière).

Enfin, merci aux propriétaires qui nous ont accueillis sur leurs parcelles, notamment : Messieurs Dominique Padirac (Mercoeur), François Polidor (St-Julien-aux-Bois) et Dominique Portrait (Gouilles) ; l'Office National des Forêts (FD de Chabrières, des Farges, de la Vergne, de La Geneste) ; le Conservatoire des Espaces Naturels du Limousin (sites de Barlette – St-Sylvestre ; Vieille Église – Saint-Pantaléon-de-Lapleau ; des Rochers Noirs – Soursac).

## BIBLIOGRAPHIE

- ADAMS, M.D., B.S. LAW & K.O. FRENCH. 2009. - Vegetation structure influences the vertical stratification of open- and edge-space aerial-foraging bats in harvested forests. *Forest Ecology and Management* 258: 2090-2100.
- 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.
- ANDREAS, M., À. REITER & P. BENDA. 2012. - Dietary composition, resource partitioning and trophic niche overlap in three forest foliage-gleaning bats in Central Europe. *Acta Chiropterologica* 14 (2): 335-345.
- ARCHAUX F., TILLON L., FAUVEL B. & MARTIN H. 2013. - Foraging habitat use by bats in a large temperate oak forest: Importance of mature and regeneration stands. *Le Rhinolophe* 19: 47-58.
- ARRIZABALAGA ESCUDERO, A., M. NAPAL, J. AIHARTZA, I. GARIN, A. ALBERDI & E. SALSAMENDI. 2014. - Can pinewoods provide habitat for a deciduous forest specialist? A two-scale approach to the habitat selection of Bechstein's bat. *Mammalian Biology* 79(2): 117-122.
- ASHRAFI, S., M. RUTISHAUSER, K. ECKER, M.K. OBRIST, R. ARLETTAZ & F. BONTADINA. 2013. - Habitat selection of three cryptic *Plecotus* bat species in the European Alps reveals contrasting implications for conservation. *Biodiversity and Conservation* 22: 2751-2766.
- AUGUSTO, L., J. RANGER, D. BINKLEY & A. ROTHE. 2002. - Impact of several common tree species of European temperate forests on soil fertility. *Annals of forest Science* 59(3): 233-253.
- 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 13 p.
- BARATAUD, M. 2012. - *Écologie acoustique des chiroptères d'Europe. Identification des espèces, études de leurs habitats et comportements de chasse*. Biotope, Mèze ; Muséum national d'Histoire naturelle, Paris (collection Inventaires et biodiversité), 344 p.
- BARATAUD, M., A. DURANEL, F. GRANDEMANGE & A. LUGON. 2009. - Étude d'une colonie de mise-bas de *Myotis bechsteinii* Kuhl, 1817 – Sélection des gîtes et des habitats de chasse, régime alimentaire et implications dans la gestion de l'habitat forestier. *Le Rhinolophe* 18 : 83-112.
- BARATAUD, M. & S. GIOSA. 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., S. GIOSA, G. ISSARTEL & J. JEMIN. 2012. - *Bio évaluation des forêts de Martinique par l'étude de l'activité des guildes de chiroptères*. Rapport d'étude. 35 pp.
- BARATAUD, M., D. DEMONTOUX, P. FAVRE, S. GIOSA & J. GRANDADAM. 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.
- BARTONICKA, T. & J. ZUKAL. 2003. - Flight activity and habitat use of four bat species in a small town revealed by bat detectors. *Folia Zoologica* 52: 155-166.
- BAS, E. & E. BAS. 2011. - *Chiroptères et naturalité des peuplements forestiers. Les chauves-souris pour inspirer un plan de restauration des forêts*. Rapport non publié.
- BIBBY, N. ASTON & R.E. BELLAMY. 1989. - Effects of broadleaved trees on birds of upland conifer plantations in North Wales. *Biological Conservation* 49: 17-29.
- BLONDEL, J., C. FERRY & B. FROCHOT. 1973. - Avifaune et végétation : essai d'analyse de la biodiversité. *Alauda* 41 : 63-84.
- BOIREAU, J. 1998. - Première mention du Murin de Brandt (*Myotis brandti*) dans le département du Puy-de-Dôme. *La Barbastelle* 4 : 11.
- BOONMAN, M. 1996. - Monitoring bats on their hunting grounds. *Myotis* 34 : 17-25.
- CAMPRODON J., D. GUIXÉ & C. FLAQUER. 2009. - Efecto de la gestion forestal sobre los quiropteros en hayedos de Catalunya. *Galemys* 21: 195-215.
- CORNELISSEN, J.H.C. 1996. - An experimental comparison of leaf decomposition in a wide range of temperate plant species and types. *Journal of Ecology* 84(4): 573-582.
- CRAMPTON, L.H. & R.M.R. BARCLAY. 1996. - Habitat selection by bats in fragmented and unfragmented aspen mixewood stands of different ages, pp. 238-259. In: BARCLAY R.M.R. & R.M. BRIGHAM (eds). *Bats and forests symposium*. Research Branch, British Columbia Ministry of forests, Victoria, BC.
- CRAMPTON, L.H. & R.M.R. BARCLAY. 1998. - Selection of roosting and foraging habitat by bats in different aged aspen mixewood stands. *Conservation biology* 12: 1347-1358.
- CURTIS, R.O. 1997. - The role of extended locations. In: KOHN, K.A. & FRANKLIN, J.F. (ed.). *Creating a forestry for the 21st century. The science of ecosystem management*. Washington D.C. Island Press 191-202.
- DAJOZ, R. 1998. - *Les insectes et la forêt*. Tec & Doc éd. 594 pp.

- DE JONG, J. 1995. - Habitat use and species richness of bats in a patchy landscape. *Acta Theriol.* 40 (3) : 237-248.
- DIETZ, M. & J.B. PIR. 2009. - Distribution and habitat selection of *Myotis bechsteinii* in Luxembourg: Implications for forest management and conservation. *Folia Zoologica* 58 (3): 327–340.
- DU BUS DE WARNAFFE, G. 2002. - *Impact des systèmes sylvicoles sur la biodiversité : une approche comparative en Ardenne. Réaction de la flore vasculaire, des coléoptères carabidés et de l'avifaune chanteuse à la structure de l'habitat forestier, à plusieurs échelles spatiales.* Faculté d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale. Ph D, Louvain-la-Neuve, Belgique. Université catholique de Louvain. 132 pp.
- DUCHAUFOR, P. 1950. - L'humus forestier et les facteurs de sa décomposition. *Revue Forestière Française* 9 : 479-488. [ISSN 0035-2829]
- DUCHAUFOR, P. 1953A. - De l'influence de la chaleur et des radiations sur l'activation de l'humus forestier. *Revue Forestière Française* 3 : 178-203. [ISSN 0035-2829]
- DUCHAUFOR, P. 1953B. - La dégradation de la structure des sols forestiers. *Revue Forestière Française* 10 : 657-665. [ISSN 0035-2829]
- DUELLI, P., M. STUDER, I. MARCHAND & S. JACOB. 1990. - Population movements of arthropods between natural and cultivated areas. *Biological Conservation* 54: 193-207.
- ESTRADA VILLEGAS, S., C.F.J. MEYER & E.K.V. KALKO. 2010. - Effects of tropical forest fragmentation on aerial insectivorous bats in a land-bridge island system. *Biological Conservation* 143: 597–608.
- FOMBONNAT, J. 2004. - Bilan de 22 années de suivi d'une population nicheuse de rapaces diurnes, dans une chênaie du centre de la France. *Nos Oiseaux* 51 : 65-84.
- FRENCH, D.D., D. JENKINS & J.W.H. CONROY. 1986. - Guidelines for managing woods in Aberdeenshire for songbirds. In: JENKINS, D. (ed.) *Trees and wildlife in the scottish uplands.* Banchory G.B. Institute of Terrestrial Ecology 129-143.
- GORRESEN, P.M., A.C. MILES, C.M. TODD, F.J. BONACCORSO & T.J. WELLER. 2008. - Assessing bat detectability and occupancy with multiple automated echolocation detectors. *Journal of Mammalogy* 89(1):11-17.
- GOSSELIN, M. & O. LAROUSSINIE. 2004. - Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver. Synthèse bibliographique. Cemagref & Gip-Ecofor (ed.), coll. *Études, série gestion des territoires* n° 20. 320 pp.
- GRANDJEAN, N. 2011. - *Acoustic detection of bat activity in forest habitat: importance of vertical distribution and forest type.* Maîtrise universitaire ès Sciences en comportement, évolution et Conservation. Département d'Écologie et d'Évolution, Université de Lausanne. Rapport 35 pp.
- GRINDAL, S.D. & R.M. BRIGHAM. 1999. - Impacts of forest harvesting on habitat used by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience* 6: 25-34.
- GULDIN J.M., W.H. EMMINGHAM, S.A. CARTER & D.A. SAUGEY. 2007. - Silvicultural practices and management of habitat for bats. pp. 177–205. In: LACKI, M.J., J.P. HAYES & A. KURTA. *Bats in forests. Conservation and management.* John Hopkins University Press. 329 pp.
- HALPERN, C.B. & T.A. SPIES. 1995. - Plant species diversity in natural and managed forests of the Pacific NorthWest. *Ecological Applications* 5(4): 913-934.
- HAQUART, A. 2013. - *Référentiel d'activité des chiroptères, éléments pour l'interprétation des dénombrements de chiroptères avec les méthodes acoustiques en zone méditerranéenne française.* Biotope, École Pratique des Hautes Études, 99p.
- HAYES, J.P. 1997. - Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *Journ. of Mammal.* 78 (2) : 514-524.
- HAYES, J.P. & J.C. GRUVER. 2000. - Vertical stratification of bat activity in an old-growth forest in Western Washington. *Northwest Science* 74: 102-108.
- HAYES, J.P. & S.C. LOEB. 2007. - The influences of forest management on bats in North America, pp. 207-235. In: LACKI, M.J., J.P. HAYES & A. KURTA. *Bats in forests. Conservation and management.* John Hopkins University Press. 329 pp.
- HELLE, P. & J. MUONA. 1985. - Invertebrates number in edges between clear-fellings and mature forest in Northern Finland. *Silva Fennica* 19: 281-294.
- HUMES, M.L., J.P. HAYES & M.W. COLLOPY. 1999. - Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in Western Oregon. *Journal of Wildlife Management* 63: 553-561.
- HUNTER, M.L. 1990. - *Wildlife, forests and forestry: Principles of managing forests for biological diversity.* Englewood Cliffs N.J.. Prentice Hall. 370 pp.
- JONES, G., D.S. JACOBS, T.H. KUNZ, M.R. WILLIG & P.A. RACEY. 2009. - Carpe noctem: the importance of bats as bioindicators. *Endangered species research, Preprint*, doi: 10.3354/esr00182.
- JUNG, K., S. KAISER, S. BÖHM, J. NIESCHULZE & E.K.V. KALKO. 2012. - Moving in three dimensions: effects of structural complexity on occurrence and activity of insectivorous bats in managed forest stands. *Journal of Applied Ecology* 49: 523–531.
- JUNG, T.S., I.D. THOMPSON, R.D. TITMAN & A.P. APPLEJOHN. 1999. - Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stands types and structure in Central Ontario. *Journal of Wildlife Management* 63: 1306-1319.
- KENNEDY, C.E.J. & T.R.E. SOUTHWOOD. 1984. - The numbers of insects associated with British trees: a reanalysis. *Journal of Animal Ecology* 53(2): 455-478.
- KREMSATER, L. & F.L. BUNNELL. 1999. - Edge effects: theory, evidence and implications to management of Western North American Forests. In: ROCHELLE, J.A., L.A. LEHMANN & J. WISNIEWSKI. (ed.). *Forest fragmentation. Wildlife and management implications.* Leiden, Brill: 117-153.
- KRUSIC, R.A., M. YAMASAKI, C.D. NEEFUS & P.J. PEKINS. 1996. - Bat habitat use in White Mountain National Forest. *Journal of Wildlife Management* 60: 625-631.

- KUSH J. & S. IDELBERGER. 2006.** - Spatial and temporal variability of bat foraging in a western European low mountain range forest. *Mammalia* 69 (1): 21-33.
- KUSCH, J., C. WEBER, S. IDELBERGER & T. KOOB. 2004.** - Foraging habitat preferences of bats in relation to food supply and spatial vegetation structures in a western European low mountain range forest. *Folia Zoologica* 53 (2): 113-128.
- LACKI, M.J., S.K. AMELON & M.D. BAKER. 2007.** - Foraging ecology of bats in forests, pp. 83-127. In: LACKI, M.J., J.P. HAYES & A. KURTA. *Bats in forests. Conservation and management*. John Hopkins University Press. 329 pp.
- LAGUET, S. 2008.** - Inventaire des chiroptères en forêt de montagne. Forêt communale de La Motte-Servolex (Savoie). *Le Bièvre* 22 : 31-45.
- LEBRETON, P., B. BROYER & B. PONT. 1987.** - Avifaune et altérations forestières. II. L'avifaune des boisements résineux du Haut-Baujolais. Relations structurales végétation-avifaune. *Revue Écologie (Terre et Vie)* 4 (suppl.) : 71-81.
- LLOYD, M. & R.J. GHELARDI 1964.** - A Table for Calculating the 'Equitability' Component of Species Diversity. *Journal of Animal Ecology* 33(2): 217-225.
- MACKENZIE, D.I., J.D. NICHOLS, B.B. LACHMAN, S. DROEGE, J.A. ROYLE & C.A. LANGTIMM. 2002.** - Estimating site occupancy rates when detection probabilities are less than one. *Ecology* 83(8): 2248-2255.
- MACKIE, I.J. & P.A. RACEY. 2007.** - Habitat use varies with reproductive state in Noctule bats (*Nyctalus noctula*): Implications for conservation. *Biological Conservation* 140 (1-2): 70-77.
- MARION, P. & B. FROCHOT. 2001.** - L'avifaune nicheuse de la succession écologique du sapin de Douglas en Morvan (France). *Revue d'écologie* 56 (1) : 53-79.
- MEHR, M., R. BRANDL, T. KNEIB & J. MÜLLER. 2012.** - The effect of bark beetle infestation and salvage logging on bat activity in a National Park. *Biodiversity and Conservation* 21 (11): 2775-2786.
- MESCHEDÉ, A. & K. G. KELLER. 2003.** - Écologie et protection des chauves-souris en milieu forestier. *Le Rhinolophe* 16. 248 pp.
- MINISTÈRE DE L'AGRICULTURE ET DE LA PÊCHE. 2000.** - *Les indicateurs de gestion durable des forêts françaises*. Paris, Ministère de l'Agriculture et de la Pêche, DERF 129 pp.
- MOESCHLER, P. & J.D. BLANT. 1990.** - Recherches appliquées à la protection des chiroptères. 3) Bioévaluation de structures paysagères à l'aide de chauves-souris en activité de chasse. *Le Rhinolophe*, 7 : 19-28.
- MOORMAN, C.E. & D.C.J. GUYNN. 2001.** - Effects of group-selection opening size on breeding bird habitat use in a bottomland forest. *Ecological Applications* 11(6): 1680-1691.
- MÜLLER J., M. MEHR, C. BÄSSLER, M.B. FENTON, T. HOTHORN, H. PRETZSCH, H.J. KLEMMT, & R. BRANDL. 2012.** - Aggregative response in bats: Prey abundance versus habitat. *Oecologia* 169: 673-684.
- MULLER, Y. 1995.** - Influence de la structure du peuplement forestier sur l'avifaune nicheuse. *Bulletin technique de l'ONF* 28 : 39-48.
- MULLER, Y. 1999.** - Biodiversité et gestion forestière. L'exemple des Vosges du Nord : étude de l'avifaune. *Annales scientifiques de la Réserve de la Biosphère des Vosges du Nord* 7 : 79-91.
- MURPHY, S.E., F. GREENAWAY & D.A. HILL. 2012.** - Patterns of habitat use by female Brown Long-Eared bats presage negative impacts of woodland conservation management. *Journal of Zoology* 288 (3): 177-183.
- NAPAL, M., I. GARIN, U. GOITI, E. SALSAMENDI & J. AIHARTZA. 2010.** - Habitat selection by *Myotis bechsteinii* in the southwestern Iberian Peninsula. *Annales Zoologici Fennici* 47 (4): 239-250.
- NICOLAS, M. 2009.** - Prévenir l'acidification des sols forestiers : les risques liés à l'exploitation de bois-énergie. *Revue Forestière Française* 61 (3) : 313-316.
- OTTO, H. J. 1998.** - Écologie forestière. IDF ed. 397 pp.
- PAULI, B.P., P.A. ZOLLNER, G.S. HAULTON, G. SHAO & G. SHAO. 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.
- PLAS, P. & F. BOUMEDIENE. 2010.** - *Les évolutions de la Châtaigneraie Limousine depuis la fin du XVIII<sup>e</sup> à nos jours*. In : Paysage et Environnement en Limousin, de l'Antiquité à nos jours. PULIM (ed.). 381 pp.
- ROUAUD, R., P. PLAS, F. ALLEE, I. EUBA REMENTERIA & S. PARADIS GRENOUILLET.** - À paraître. - *Châtaigniers et industrie, une autre histoire de la châtaigneraie limousine*. Colloque « industrie et monde rural en France de l'Antiquité au XXI<sup>e</sup> siècle ». Limoges, 30 septembre au 2 octobre 2010.
- SAFI K. & G. KERTH. 2004.** - A Comparative analysis of specialization and extinction risk in temperate-zone bats. *Conservation Biology* 18 (5): 1293-1303.
- SMITH, P.G. & P.A. RACEY. 2008.** - Natterer's bats prefer foraging in broad-leaved woodlands and river corridors. *Journal of Zoology* 275: 314-322.
- SMITH, T.L. 2006.** - A small scale study into the foraging habitat selection of *Myotis* and *Pipistrellus* spp. along the Forth & Clyde Canal, Scotland. *BaTML Publications* 3: 2-18.
- SOUTHWOOD, T.R.E. 1961.** - The number of species of insect associated with various trees. *Journal of animal ecology* 30 (1) : 1-8.
- THIOLLAY, J.F., F. CARRÉ & B. FAUVEL. 1994.** - Gestion forestière et avifaune : influence de la conversion du taillis-sous-futaie en futaie régulière. *Courrier scientifique du Parc Naturel de la Forêt d'Orient* 18 : 69-115.
- 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.
- TILLON, L. 2005.** - *Gîtes sylvestres à chiroptères en forêt domaniale de Rambouillet (78) : caractérisation dans un objectif de gestion conservatoire*. Mémoire de l'École Pratique des Hautes Études (Laboratoire de Biogéographie et d'Écologie des Vertébrés), Montpellier. 148 pp.

**TILLON, L. 2015.** - *Utilisation des gîtes et des terrains de chasse par les Chiroptères forestiers, propositions de gestion conservatoire.* Thèse de doctorat de l'Université de Toulouse 3 Paul Sabatier. 302 pp.

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

**VÉRINAUD, G. 1981.** - Le Limousin, la nature, les hommes. *Les cahiers documentaires du CRDP de Limoges* 12-13. 207 pp.

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

**ZAHN, A., H. HASELBACH & R. GÜTTINGER. 2004.** - Foraging activity of central European *Myotis myotis* in a landscape dominated by spruce monocultures. *Mammalian Biology* 70 (5): 265-270.