

## **Etude du potentiel indicateur des micro-habitats des arbres : lien avec la biodiversité forestière et test d'effet observateur**

Pauline COUTADEUR

CEMAGREF, Equipe Biodiversité, Domaine des Barres, 45290 Nogent sur Vernisson.



(Photos : YP)

Responsables de stage : Yoan PAILLET et Frédéric GOSSELIN

### Résumé

Les arbres, par la multitude des micro-habitats qu'ils peuvent porter, sont un élément structurant de la biodiversité. Il existe un grand nombre de micro-habitats dont les cavités, fentes, carpophores de polypore. Ces micro-habitats, généralement associés aux arbres vétérans et au bois mort, ont un rôle important dans l'écosystème forestier. On leur attribue souvent des fonctions pour la biodiversité : ils servent de refuge, de nourriture ou encore pour la reproduction de nombreux taxons. A partir de ces constats nous nous sommes intéressés au caractère indicateur que pourraient avoir les micro-habitats. Nous avons alors analysé des liens éventuels entre 28 micro-habitats et la biodiversité de 3 groupes taxonomiques : Oiseaux, Coléoptères saproxyliques et Chiroptères. Nos résultats permettent de confirmer l'impact des micro-habitats sur la richesse et la présence de ces groupes.

Cependant, en plus d'un lien avéré avec la biodiversité une autre condition s'impose à la validation d'un indicateur. En effet un indicateur doit être reproductible et facile d'application par les gestionnaires. Il s'agira alors ici de tester de manière robuste l'effet observateur pour en limiter les variations. Toutefois nos résultats indiquent que le relevé reste soumis à un effet observateur important. Ainsi son utilisation comme indicateur semble encore difficile.

Mots-clés : Arbres habitats, Oiseaux, Coléoptères saproxyliques, Chiroptères, variations inter-observateurs.

## Abstract

Trees, by the multitude of the micro-habitats which they can host, are a structuring element of biodiversity. There are various types of microhabitats such as cavities, cracks, polypores fruiting bodies. These micro-habitats, generally associated with veteran trees and dead wood, have an important role in the forest ecosystem. They have important functions for biodiversity: they are used for nesting, foraging or still for the reproduction of numerous taxa. In this study, we were interested in the potential role of microhabitats micro-habitats as biodiversity indicators. We analyzed possible links between 28 tree micro-habitats types and the biodiversity of 3 taxonomic groups: Birds, saproxylic Beetles and Bats. Our results allowed us to confirm that micro-habitats have an influence on the species richness and presence of these groups. However, besides a link with biodiversity another condition is necessary to validate this indicator. Indeed, an indicator must be reproducible and easy to apply by managers. We hence tested in a robust way the potential observer effect on microhabitats censuses. Our results indicate that censuses were subjected to an important observer effect. So its use as indicator still seems difficult.

## INTRODUCTION

La conservation de la biodiversité est confrontée à un obstacle insurmontable : celui de mesurer la totalité de la diversité dans un écosystème. Ainsi ce problème conduit à chercher des outils simples d'aide à la décision qui renseigneraient sur l'état de la diversité biologique. Un indicateur est un outil d'évaluation indirecte d'un phénomène dont il est trop coûteux de vouloir mesurer directement (Levrel, 2007). Plusieurs règles s'appliquent à sa validation: (1) un indicateur doit être sujet à un effet observateur minimal. (2) il doit être distribué sur une large zone géographique, ou alors largement applicable. (3) il doit être facile à mesurer et peu coûteux (Noss, 1990). (4) Et il doit présenter un lien avéré avec l'état réel de la biodiversité. Les indicateurs indirects de biodiversité utilisés à l'heure actuelle peuvent être de type paysager (p. Ex. La fragmentation des forêts) ou structuraux (p. Ex. Volume de bois vivant). Les micro-habitats ont un rôle complémentaire avec ces indicateurs de structure de peuplement tels que le volume de bois mort (Vuidot, 2010). Les études de Michel (2009) et Winter (2008) explorent l'importance de la complexité structurale dans les écosystèmes forestiers pour la diversité biologique et en particulier le rôle des micro-habitats. En dehors de cette étude, les micro-habitats des arbres sont encore rarement au centre de la recherche sur la diversité biologique malgré le fait que leur présence soit potentiellement corrélée avec la

richesse spécifique des espèces forestières. L'équipe du Cemagref de Nogent sur Vernisson, au travers du projet « Gestion forestière, Naturalité et Biodiversité » (GNB, <https://gnb.cemagref.fr>), fait l'hypothèse que la présence de micro-habitats typiques des stades matures de forêts non exploitées soit un facteur déterminant pour la biodiversité de nombreux cortèges d'espèces. Il serait alors intéressant de connaître le potentiel indicateur des micro-habitats afin de fournir aux gestionnaires d'espaces naturels des critères de choix dans leurs orientations de gestion forestière en faveur de la biodiversité.

Il existe une grande diversité en micro-habitats : cavités, décollement d'écorce, fente, présence de polypores, etc. D'une manière générale, la présence de micro-habitats est corrélée à l'état de sénescence de l'arbre (Dudley, 2004). On trouve d'avantage de micro-habitats sur des arbres vétérans, en cours de décomposition ou morts. Outre l'état de sénescence, plusieurs paramètres dendrométriques influencent positivement la présence de micro-habitats : le diamètre de l'arbre ou encore l'essence. Les feuillus comme le Chêne et le Hêtre sont les essences sur lesquelles on trouve le plus de micro-habitats (Vuidot, 2009). Winter et Moller (2008) ont quant à eux démontré l'influence de l'exploitation du peuplement forestier sur la présence de micro-habitats.

Dans le cadre de ce stage, nous nous intéressons au lien éventuel entre la présence d'un ensemble de micro-habitats sur la biodiversité de 3 groupes taxonomiques différents potentiellement sensibles à la présence de micro-habitats (Oiseaux, Chiroptères et Insectes Coléoptères saproxyliques). Nous confrontons ainsi cet indicateur potentiel à la réalité biologique. Ces trois groupes taxonomiques ont été retenus pour leur dépendance vis-à-vis des vieux arbres et des arbres morts pour se reproduire ou se nourrir. Ce sont des groupes ubiquistes mais ils constituent également des groupes d'espèces fréquemment présents en forêt et pour beaucoup de façon exclusive (Mammifères (60% sont forestiers), Oiseaux (42%) et Insectes (28%) (Gosselin, 2010). De par leur structure, les micro-habitats fournissent une niche écologique potentielle et une ressource exploitables par de nombreuses espèces. Plusieurs travaux se sont alors intéressés aux liens entre micro-habitat et biodiversité et en particulier avec ces trois groupes taxonomiques. Ces études sont référencées en Annexe 1.

A partir de ces constats, nous posons l'hypothèse générale de liens entre la présence et la densité de cet indicateur potentiel avec ces groupes taxonomiques. Il s'agit ici de déterminer l'amplitude et le sens de variation de la richesse spécifique, de la présence des différentes espèces et de groupes écologiques face aux différents types de micro-habitats. Nous

supposons, plus précisément une relation entre la présence de chauves-souris et celle de micro-habitats tels que les décollements d'écorces, les fentes et les cavités étant donné qu'elles leur fournissent un gîte et lieu de nourrissage (Psyllakis, 2006, Boonman, 2000).

Certains types de micro-habitats sont associés au bois mort ou en décomposition. C'est le cas des pourcentages de bois mort dans le houppier. Le bois mort et dépourissant est connu pour sa fonction de ressource trophique auprès des organismes saproxyliques. Nous supposons une dépendance des espèces de Coléoptères appartenant au cortège saproxyliques avec la présence de micro-habitats associés au bois mort.

Nous chercherons à vérifier le lien entre certaines espèces (notamment les pics et les mésanges mais aussi certains coléoptères ou groupes écologiques (cavicoles) avec des micro-habitats qu'ils utilisent pour nicher tels que les cavités. Nos hypothèses se portent également sur des micro-habitats utilisés comme ressource trophiques tels que le lierre qui sont probablement utilisés par les herbivores (Oiseaux et Coléoptères) et liés indirectement par leur prédateurs (Oiseaux et Chauves souris insectivores). Nous supposons une relation entre les polypores et les mycétophages quel qu'ils soient. Nous étudierons la relation positive présumée entre les polypores avec les Pics et les Chauves-souris.

Le but étant de tester certains liens entre micro-habitats et biodiversité recueillis dans la bibliographie par des analyses statistiques. Notre optique est d'avantage exploratoire, nous chercherons à savoir laquelle des variables explique le mieux les richesses et présences des groupes taxonomiques.

En plus d'un lien avéré avec la biodiversité, un indicateur doit, pour être valide, être reproductible et facile d'application par les gestionnaires. Il est alors nécessaire d'évaluer l'effet observateur potentiel auquel sont soumis les relevés de micro-habitats. Ainsi les données peuvent être erronées du fait de la variation qu'il existe entre les différents opérateurs. Ces variations inter-opérateurs sont généralement dues à deux erreurs possibles : la non-détection et l'erreur d'identification (Archaux, 2006). Des études ont montré que plusieurs facteurs sont responsables de cet effet dont la fatigue, la motivation, l'expérience, la durée des relevés (Archaux, 2005, Archaux, 2006). La pertinence et l'exactitude des observations de micro-habitats ne sont jamais abordées dans la bibliographie. Cependant le stage mené l'année précédente a conclu à une forte variation inter-opérateur lors du relevé de micro-habitat (Vuidot, 2009). Il s'agira alors ici de tester de manière plus robuste l'effet observateur pour en limiter les variations et de tester l'impact de l'expérience, la fatigue de l'observateur ou encore la durée du relevé sur l'effet observateur.

## **MATERIEL ET METHODES**

Il s'agit dans le cadre de ce stage, de :

-tester le lien micro-habitats/biodiversité en analysant les données de relevés de trois groupes taxonomiques.

-revisiter le protocole de relevé global pour en limiter les variations inter-opérateurs.

### **1. Relation biodiversité/micro-habitats**

#### *1.1. Données de biodiversité et de micro-habitats*

Ce stage s'intègre dans le Projet GNB. Ce projet consiste notamment à comparer la biodiversité de forêts exploitées et non exploitées dans le but de définir les meilleurs facteurs explicatifs des différences de biodiversité. Dans ce cadre, les relevés de milieux (relevés dendrométriques, présence de micro-habitats) sont effectués en suivant le protocole de suivi d'espaces naturels protégés (SENP, Bruciamacchie, 2005). Ce protocole, qui sert entre autre à caractériser les quantités de bois vivant, bois mort et de régénération, est actuellement mis en place dans toutes les Réserves Naturelles Nationales (RNN) forestières et Réserves Biologiques Intégrales (RBI).

Ici les données recueillies concernent les relevés de micro-habitats, dendrométriques ainsi que les relevés de 3 groupes taxonomiques : Chiroptères, Oiseaux, Insectes Coléoptères saproxyliques. 57 placettes GNB, inspirées du protocole SENP, ont été inventoriées sur 3 massifs forestiers : le massif de Fontainebleau (77), le massif d'Auberive (52) et celui du Ventron (68) (massif montagnard).

Des relevés dendrométriques sont effectués pour caractériser les différentes placettes.

Le protocole implique de sélectionner les arbres vivants dont le diamètre mesuré à 1.30m de hauteur (D130) est supérieur à 20 cm en forêt de plaine (30 cm en montagne) et qui sont compris dans un angle relascope de 2% (resp. 3% en montagne). Les arbres morts debout de D130 supérieur à 30 cm sont quant à eux mesurés dans un rayon de 20 m. Les 28 micro-habitats présentés en Annexe 2 sont relevés sur ces arbres.

Pour les 3 groupes taxonomiques, la présence et l'absence des espèces ont été mesurées selon différents protocoles de relevés standardisés (Table 1).

**Table 1 : Protocoles standardisés pour chacun des groupes taxonomiques étudiés.**

Taxon étudié	Protocole
Oiseaux	Points d'écoute STOC-EPS (5 min, 2 passages)
Chiroptères	Points d'écoute ultra-sons (45 min, 3 passages)
Insectes Coléoptères saproxyliques	Installation de 2 pièges à interception par placette, 1 relevé par mois pendant 3 mois.

Certaines placettes GNB n'ont pas été inventoriées pour tous les groupes taxonomiques et les micro-habitats ainsi elles ont été éliminées des analyses. Les placettes en zones ouvertes (régénération) n'ont pas été échantillonnées pour les micro-habitats. Sur certaines placettes les relevés oiseaux n'ont pas pu être réalisés (en partie à cause de la proximité avec les routes).

Les données des différents massifs sont résumées dans la table 2.

**Table 2 : Caractéristiques sur les sites d'études.  $\sigma$  =écart-type, NA = absence de données.**

Massif	Fontainebleau				Auberive				Ventron			
coordonnées	48°24'N, 2°45'E				47°47'N, 5°3'E				47°56'N, 6°56'E			
altitude (m)	110				440				920			
durée depuis abandonnement d'exploitation (années)	>150				40				20			
type de forêt	forêt de plaine mélange hêtre/chêne				forêt de plaine mélange hêtre/chêne				forêt de montagne mélange hêtre/sapin			
gestion	géré		non géré		géré		non géré		géré		non géré	
nombre de placettes	14	$\sigma$	12	$\sigma$	12	$\sigma$	11	$\sigma$	4	$\sigma$	4	$\sigma$
moyenne des surfaces terrières (m <sup>2</sup> /ha)	19,4	7,7	24,5	6,2	18,2	2,8	17,2	5,7	21,3	4,9	33,3	9,2
moyenne des volumes de bois mort debout (m <sup>3</sup> /ha)	3,7	8,3	52,2	42,7	4,6	7,3	6,2	8	10,1	4,7	18	15
moyenne du nombre de bois vivant/ha	307	203,5	358,1	190,5	462,7	211,7	419,7	364,2	474,6	280,6	340,9	209,5
moyenne du nombre de bois mort debout/ha	37,5	35,1	17,9	9,7	2,7	5,2	2,7	4	43,8	32,2	19,9	18,9
Moyenne de la densité de micro habitats par hectare	192,9	132,3	191,9	75,8	331,9	126,6	330	149,5	10,1	4,7	18	15
Moyenne de richesse spécifique d'oiseaux	14,7	1,8	14,9	2,1	13,6	2	15	2,5	10,5	3,7	10,5	1
Moyenne de richesse spécifique de Coléoptères saproxyliques	49,1	14,3	45,2	11	38,8	11,4	33,7	9,7	NA	NA	NA	NA
Moyenne de richesse spécifique de Chiroptères	3,2	1,7	4,5	2	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA	NA

### 1.2. *Analyses statistiques*

Les données ont été traitées par modélisation GLM (Generalized Linear Models) sous le logiciel R 2.5.1. Le but de cette procédure est de déterminer les variables environnementales qui sont susceptibles d'expliquer au mieux la variabilité de la variable réponse.

Le traitement des données est conduit selon deux axes : une analyse dans laquelle la variable de réponse est la richesse spécifique, et une analyse de la présence/ absence de chacune des espèces et la richesse partielle par groupe écologique. L'analyse sur les groupes écologiques des Chiroptères n' pas pu être réalisée par manque de temps et de données. Dans ces trois cas, les variables explicatives testées sont jointes dans la table suivante (Table 3).

**Table 3 : Variables explicatives utilisées dans la modélisation de l'impact des caractéristiques dendrométriques et des micro-habitats**

Variables	code Variable
<b>Variables environnementales et dendrométriques</b>	
Massif	Massif
Gestion	Gestion
Surface terrière	G_BV
Volume de bois mort debout	V_BMD
Nombre de bois vivants à l'hectare	nb_bv_ha
Nombre de bois mort debout à l'hectare	nb_bmd_ha
<b>Micro-habitats</b>	
Richesse en micro-habitats (nombre de type de micro-habitats par placette)	R_microhabs
Densité en types de micro-habitat à l'hectare (Nombre d'occurrence du type de micro-habitat par placette ramené à l'hectare)	N_microhabs
Densité d'un type de micro-habitat à l'hectare	Ex : N 520
Présence d'un type de micro-habitat dans la placette	Ex : X520

La formulation de base du modèle GLM est la même que celle d'un modèle linéaire mais la distribution peut être ajustée en fonction de la distribution de la variable réponse. La variable richesse spécifique suit une loi de distribution gaussienne tandis que la présence/absence est une variable binaire et suit donc une loi binomiale.

Des modèles ont été créés en introduisant chacune des variables explicatives comme effet fixe de sorte à éviter le sur-paramétrage des modèles. La sélection du meilleur modèle se base sur la comparaison des AICc (Akaike's Information Criterion avec correction pour les petits échantillons) par rapport au modèle nul et entre modèles. Plus l'AICc d'un modèle est petite, meilleur est le modèle.

## **2. Amélioration du test effet observateur**

### *2.1. Amélioration du protocole du test effet observateur*

Grace à une base bibliographique, le protocole réalisé l'année précédente a été modifié sur plusieurs points en vue d'être amélioré et de réduire la variabilité inter-opérateurs.

Principe du test : Les 14 volontaires qui ont participé au test ont eu à relever d'une façon indépendante la présence de 28 types de micro-habitats présents sur des arbres désignés préalablement. Une clé de détermination des micro-habitats et une fiche de relevé reprenant les coordonnées de chaque arbre ont été fournies aux opérateurs. Les différents opérateurs

avaient des niveaux d'expériences différentes vis-à-vis de ce type de relevé : Novice à Expérimenté (puisque ayant participé au test l'année passée).

Placettes et arbres du protocole : 2 placettes de 0.5 ha ont été sélectionnées en forêt de Fontainebleau pour accueillir ce test. Au total 106 arbres de plus de 30 cm de diamètre ont été inventoriés. Les arbres du test diffèrent par leur représentativité en micro-habitats (arbres riches en types de micro-habitats mais aussi arbres dépourvus de micro-habitats).

Les améliorations par rapport au précédent test sont de trois ordres.

Amélioration n°1 : Consensus : 3 opérateurs ont fait le relevé de façon indépendante sur la totalité des arbres puis se sont mis d'accord sur une liste de micro-habitats présents sur chaque arbre. Cette liste servira de référence.

Amélioration n°2 : Calibration entre opérateurs : Une présentation des différents types de micro-habitats a été faite aux volontaires avant le test. De plus, l'installation (la présence) d'environ 5 arbres d'entraînement en début de chaque placette a permis aux volontaires d'échanger sur leurs doutes concernant l'identification des micro-habitats et ainsi de se calibrer les uns par rapport aux autres.

Amélioration n°3 : Limitation de la durée d'observation : Le relevé s'est déroulé en temps limité à 2h30 par parcelle d'environ 50 arbres. Soit un temps maximum fixé à 3 minutes par arbre.

## 2.2. Analyses statistiques

Les analyses de l'effet observateur portent sur plusieurs points :

Tester le nombre de types micro-habitats relevés par arbre entre les différents opérateurs.

Tester un effet observateur sur la présence/absence des types de micro-habitats.

Tester la conformité quantitative et qualitative vis-à-vis du consensus.

Les analyses porteront également sur l'influence de la fatigue, l'expérience ou encore la durée de relevé.

Ces analyses de l'effet observateur sur le nombre ainsi que la présence des micro-habitats ont également été traitées par modélisation. Cette fois ce sont des modèles à effets mixtes

(GLMM) qui ont été utilisés. Ce type de modèle permet d'introduire un effet aléatoire « arbre » sachant que les opérateurs relèvent les micro-habitats sur les mêmes arbres.

A partir des estimateurs des modèles réalisés, des analyses de multi-comparaisons (fonction `glht`, package `Multcomp`) sont effectuées. Elles permettent de d'étudier plus finement les différences entre observateurs.

La conformité des observations au consensus est analysée d'un point de vue quantitatif et qualitatif. Une multi-comparaison incluant le consensus comme observateur permettra de mettre en évidence la conformité sur le nombre de micro-habitats détectés par arbres.

Pour traduire la conformité qualitative des opérateurs vis-à-vis du consensus, deux types de probabilités conditionnelles sont estimées :

- la probabilité de détection par l'opérateur d'un type de micro-habitat sachant que celui-ci a été recensé lors du consensus.

- une probabilité d'invention du micro-habitat sachant que celui-ci n'a pas été relevé par le groupe consensus.

L'effet de facteurs tels que l'expérience, la fatigue et la durée du relevé sur le nombre de micro-habitats relevés par arbres est traité à l'aide d'une analyse de variance (ANOVA comparant modèle nul au modèle contenant le facteur comme effet fixe).

## **RESULTATS**

### **1. relation avec les groupes taxonomiques**

#### *1.1. Oiseaux*

##### *1.1.1. Modèles Richesse spécifique*

Des modèles Massif additifs ont été créés pour tenter de faire abstraction de l'importante variabilité due au Massif, laquelle pourrait induire un bruit de fond. De ces modèles additifs, corrigés par le Massif, on obtient des AICc inférieures au modèle massif simple.

Le modèle « Massif + Densité du micro-habitat 'fourche complètement cassée' » a été sélectionné, par son AICc, comme expliquant au mieux la variance de la richesse spécifique d'oiseaux (Annexe3). Le tableau suivant récapitule les coefficients issus de ce modèle.

**Table 4 : récapitulatif des coefficients issus de la modélisation de l'impact du massif et du micro-habitat 551 sur la richesse spécifiques des Oiseaux ; (p<0.1 : (\*), p<0.05 : \*, p<0.01 : \*\*, p<0.001 : \*\*\*)**

	Estimateur	Erreur standard	Significativité
Massif AUBERIVE	13.80	0.48	***
Massif FONTAINEBLEAU	14.62	0.42	***
Massif VENTRON	10.50	0.75	***
N551	0.07	0.04	(*)

Les résultats montrent que la richesse moyenne estimée varie de 10.5 espèces différentes pour le Ventron à 14.6 pour Fontainebleau. L'abondance en arbres vivants qui possèdent une fourche cassée explique de manière positive la richesse en Oiseaux. Ainsi lorsque la densité du micro-habitat augmente d'une unité par hectare, la richesse en oiseaux augmente de 0.07 espèces (+/- 0.04).

### 1.1.2. Modèles présence/absence par espèces

N'ont été gardées que les espèces aux plus fortes occurrences et celles dont la présence était logique avec le milieu, c'est-à-dire l'habitat forêt (ex : héron cendré éliminé car relevé mais seulement de passage, en vol). Ces différentes espèces sont présentées dans le tableau 5 qui suit avec la variable du modèle sélectionné. Les résultats complets sont présents en Annexe 4.

**Table 5 : variables des modèles sélectionnés. Les estimateurs bruts des variables significatives sont présentés avec leur significativité (p<0.1 : (\*), p<0.05 : \*, p<0.01 : \*\*, p<0.001 : \*\*\*)**

variable	Gestion	nb_BMD_ ha	V_BMD _ha	Massif+ Rmicrohabs	Massif + N624	X561	X611	X613	X621	X622	N671	X672	N672
espèce	Troglodyte mignon -18,96	Coucou gris -0,048*  Rouge- gorge familier -0,164*	Pouillot siffleur -0,025*	Mésange charbonnière 0,358**	Mésange bleue -0,03  Merle noir 0,28(*)	Sitelle torche- pot -1,98(*)	Pinson des arbres -1,471	Pigeon ramier -17,683	Pic noir 2,86**	Fauvette à tête noire -2,262*	Pouillot véloce -0,013*	Mésange noire 1,270*	Grive musicienne 0,0142**

Les présences de la Sitelle torche-pot, du Coucou gris et du Rouge-gorge familier semblent être négativement expliquées par le nombre de bois mort par hectare. Les variables ne sont pas significatives dans le cas de la Mésange bleue, Troglodyte mignon, Sitelle torche-pot et du Pouillot véloce. La présence du Pic noir semble être positivement influencée par la présence cavités de trou de pic (X621). Les micro-habitats ont été sélectionnés dans 11 modèles contre 4 pour les variables dendrométriques.

### 1.1.3. Analyse par groupes écologiques

Les différents groupes écologiques ayant fait l'objet d'une analyse sont présentés dans la table 6 en et Annexe 7 avec les variables des modèles sélectionnés.

**Table 6 : variables des modèles sélectionnés. Les estimateurs bruts des variables significatives sont présentés avec leur significativité (p<0.1 : (\*), p<0.05 : \*, p<0.01 : \*\*, p<0.001 : \*\*\*)**

type de nidification		régime alimentaire				migration		
cavicoles	Non cavicoles	carnivores	herbivores	insectivores	omnivores	partielle	longue	résidants
Massif + X632 -0.931.	Massif + N551 0.068*	Nb_bv_ha 0.00028*	N672 0.009 (*)	Massif + X632 -1.294**	N672 0.026*	X613 -1,604*	Massif+ Rmicrohabs -0.111*	X661 0,82*

Un effet Massif est présent dans la distribution des richesses d'oiseaux insectivores, migrateurs longue distance, les cavicoles et des non cavicoles. Ces groupes sont plus riches dans les massifs de plaine. Parmi les modèles sélectionnés on dénombre pour la plupart des variables sélectionnées liées aux micro-habitats. Seuls les carnivores semblent être expliqués par une variable dendrométrique (nb\_bv\_ha). La densité en lierre semble avoir une influence positive sur la richesse en herbivores et en omnivores. Le meilleur modèle pour les cavicoles est « Massif + présence de fente ».

## 1.2. Insectes Coléoptères saproxyliques

### 1.2.1. Modèles Richesse spécifique

Le variable explicative du meilleur modèle pour la richesse des Coléoptères saproxyliques est la présence d'individus fourchus (Annexe 3 et table 7). Lorsque ce micro-habitat est présent, la richesse spécifique en Coléoptères saproxyliques vaut 51 (+/- 3 espèces) contre 36 espèce quand il est absent.

**Table 7 : récapitulatif des coefficients bruts issus de la modélisation de l'impact du micro-habitat 540 sur la richesse spécifiques des Coléoptères saproxyliques ; (p<0.1 : (\*), p<0.05 : \*, p<0.01 : \*\*, p<0.001 : \*\*\*)**

Estimateur		Erreur standard	Significativité
Intercept	36.333	1.928	***
X540	15.255	3.205	***

### 1.2.2. Modèles présence/absence par espèces

N'ont été conservées que les espèces présentes dans deux massifs d'étude (Fontainebleau et Auberive) et les plus représentées (>10% de l'occurrence totale des espèces).

**Table 8 : variables des modèles sélectionnés. Les estimateurs bruts des variables significatives sont présentés avec leur significativité (p<0.1 : (\*), p<0.05 : \*, p<0.01 : \*\*, p<0.001 : \*\*\*)**

G_BV	Massif	N532	N622	N632	N671	nb_bmd_ha	V_BMD_ha	X533	X671
Diplocoelus fagi -0,312**	Cetonia Aurata 2.89***	Xyleborinus saxesenii	Rhizophagus bipustulatus	Rhinosimus planirostris	Litargus connexus	Cerylon ferrugineum	Cis hispidus	Melanotus villosus	Rhagium sycophanta
	Melasis Buprestoides 2.30**	Denticollis linearis				Hemicoelus costatus -0.0554**	Taphrorychus bicolor -0.065*		
	Microrhagus Pygmaeus 1.96					Xyleborus dispar 0.178	Xylosandrus germanus 0.91		
	Soronia Grisea -20.45								
	Vincenzellus Ruficollis -19.06								

Nous pouvons noter un effet Massif sur la présence de 5 des espèces sélectionnées. Le bois mort debout, en densité et en volume, favorise la présence de *Cis hispidus* mais a un impact négatif sur *Cerylon ferrugineum*. Lorsque la surface terrière est faible on dénombre plus de *Diplocoelus fagi* que dans des placettes plus fermées. Les résultats, dont la totalité est présentée en Annexe 5, indiquent également que lorsque le micro-habitat (présence importante de Bryophytes) est présent, la probabilité de présence de *Rhagium sycophanta* vaut 0.799.

Les espèces *Xyleborinus saxesenii* et *Denticollos linearis* sont quant à elles influencées négativement par la densité du micro-habitat (Branches mortes dans le houppier (25 à 50%).

### 1.2.3. Analyse par groupes écologiques

Les groupes écologiques des Coléoptères saproxyliques : prédateurs, saproxylophages et xylophages secondaires sont présentés dans le tableau suivant et en Annexe 7 avec les variables des modèles sélectionnés.

**Table 9 : variables des modèles sélectionnés. Les estimateurs des variables significatives sont présentés avec leur significativité (p<0.1 : (\*), p<0.05 : \*, p<0.01 : \*\*, p<0.001 : \*\*\*)**

groupe écologique	Prédateurs	Saproxylophages	Xylophages secondaires
	Gestion	V_bmd_ha	N641
variable du meilleur modèle	-7,239***	0,161**	0,223*

Les résultats, présentés en intégralité en Annexe n°7, montrent que les prédateurs sont influencés négativement par la gestion. La richesse en prédateur est réduite de 7 espèces en forêt non gérée. La richesse en saproxylophages est expliquée positivement par le volume de bois mort debout par hectare. Les xylophages secondaires sont quant à eux influencé par la densité en arbres portant des écorces déhiscentes.

### 1.3. *Chiroptères*

#### 1.3.1. Modèles Richesse spécifique

Le volume de bois mort debout par hectare est une caractéristique qui a un effet significatif sur la richesse spécifique en Coléoptère (Annexe 3 et Table 10). La richesse en chiroptères estimée à partir du modèle sélectionné est de 3.028 espèces par m3 de bois mort debout par hectare.

**Table 10 : récapitulatif des coefficients bruts issus de la modélisation de l'impact du Volume de bois mort debout par hectare sur la richesse spécifiques en Chiroptères ; (p<0.1 : (\*), p<0.05 : \*, p<0.01 : \*\*, p<0.001 : \*\*\*)**

	Estimateur	Erreur standard	Significativité
(Intercept)	2.996	0.375	***
V_BMD_ha	0.031	0.008	***

#### 1.3.2. Modèles présence/absence par espèces

Les analyses portent sur les espèces les plus représentées (>5% de l'occurrence totale des espèces). L'ensemble des résultats figure en Annexe 6.

**Table 11 : variables des modèles sélectionnés. Les estimateurs bruts des variables significatives sont présentés avec leur significativité (p<0.1 : (\*), p<0.05 : \*, p<0.01 : \*\*, p<0.001 : \*\*\*)**

variable	Nmicrohabs	RSmicro	nb_bmd_ha	V_BMD_ha	G_BV	X520	N531	X532	N641	N672
espèce	Pipistrelle commune	<i>Plecotus sp.</i>	Pipistrellus sp.	<i>Serotule sp</i>	Noctule commune	Murin Daubenton	Pipistrelle pygmée	Murin à moustaches	Noctule Leister	<i>Myotis sp</i>
				0.028*						
	0.02	0.279(*)	0.040*		-0.167*	3.045*	-0.119(*)	-0.06	-2.197(*)	2.457*

Certains types de micro-habitats ont été sélectionnés comme expliquant le mieux la présence de chauves-souris; par exemple la présence d'arbre mort avec une partie de son houppier conservé (X520) semble expliquer celle du Murin Daubenton de manière significative.

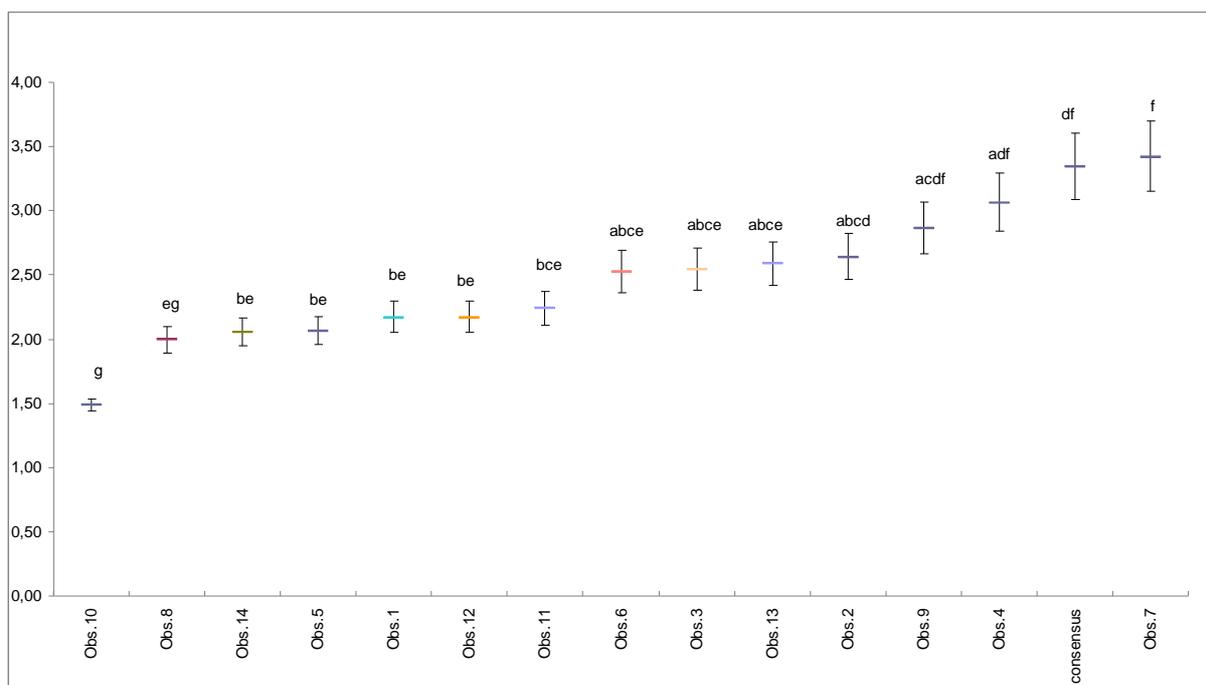
La densité en arbres portant une proportion importante de lierre est liée de façon significative à la présence de *Myotis sp.* La pipistrelle commune et *Plecotus sp* dépendent respectivement de la densité et de la richesse en micro-habitats. Nous pouvons noter que certains effets sont négatifs. C'est le cas du lien entre la surface terrière et la présence de la Noctule commune.

## 2. Effet observateur

### 2.1. Analyse de l'effet observateur global sur la richesse en micro-habitats recensés.

#### Variations inter-opérateurs.

Les analyses révèlent un effet observateur significatif sur la richesse en micro-habitats relevés ( $p < 0.0001$ ). Il existe donc au moins deux observateurs qui diffèrent quant au nombre de type de micro-habitats relevés par arbres. Un nombre moyen de micro-habitats observé par arbres et par observateur a été estimé à partir des modèles statistiques.



**Figure 1 : Estimation de la richesse des micro-habitats observés lors du test d'effet observateur pour chaque observateur. Les barres d'erreur représentent les erreurs standards des estimations du modèle.**

**Les différences significatives sont indiquées par des lettres différentes ;  $P < 0.05$ .**

Au vu de ce graphique et des résultats de la multi-comparaison, l'Observateur 10 et l'Observateur 7 sont les observateurs les plus significativement différents quant au nombre de micro-habitats détectés par arbres. Ainsi le nombre moyen de types de micro-habitats recensés par arbre s'étend de 1.5 à 3.4 selon les observateurs. En dehors de ces deux

observateurs, le reste du groupe est toutefois relativement homogène puisque le nombre de type de micro-habitats observé varie de 2 à 3.

### Conformité en quantité

Ce graphique renseigne également sur la conformité des observateurs par rapport au consensus. 3.37 types de micro-habitats par arbre ont été recensés par arbre par le consensus. Seuls les observateurs 2, 9, 4 et 7 sont conformes au consensus quant au nombre de micro-habitats recensés par arbre.

## 2.2. Analyse de l'effet observateur par type de micro-habitat

### Variation inter-opérateurs

N'ont été conservés que les micro-habitats, les plus représentés soit ceux dont l'occurrence valait 5% de l'occurrence totale : 622, 632, 641, 643, 652, p671 et t671. Les estimations des modèles nous donnent des probabilités d'observation des types de micro-habitats par observateur. Elles sont exprimées en pourcentage d'observation du micro-habitat sur l'ensemble des arbres du test d'effet observateur.

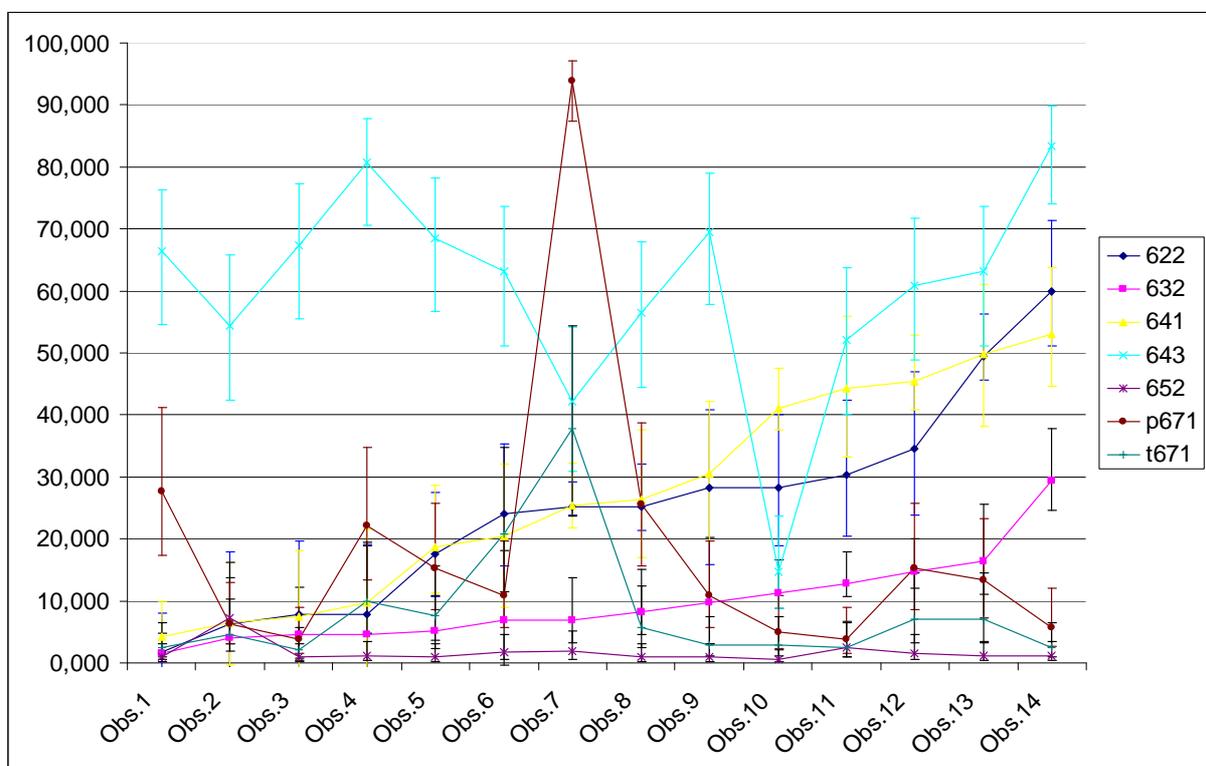


Figure 2 : Estimation des pourcentages d'observation des micro-habitats 622, 632, 641, 643, 652, p et t 671. Les barres d'erreur représentent les erreurs standards des estimations des modèles.

Nous pouvons constater une variation de l'effet observateur selon le type de micro-habitat détecté (test chisq de significativité  $p < 5\%$ ). Concernant le relevé du micro-habitat 641 (Présence d'écorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5 cm) les résultats montrent des valeurs assez différentes avec un maximum de 52.7% (Observateur n°13) et un minimum de 4% pour l'Observateur n°1.

C'est le cas également pour le micro-habitat 622 (cavités d'origine naturelle) avec un maximum d'observation de 59.9 et un minimum de 1.70%.

Pour le micro-habitat p671 (présence de Bryophytes sur plus de la moitié de la surface du pied), les observateurs sont répartis en groupes plus ou moins différents les uns des autres. Les pourcentages d'observation s'étendent de 3.8 à 27.7%. Et cela mis à part L'observateur n°7 qui se distingue de la plupart des opérateurs avec un pourcentage d'observation de 93.9.

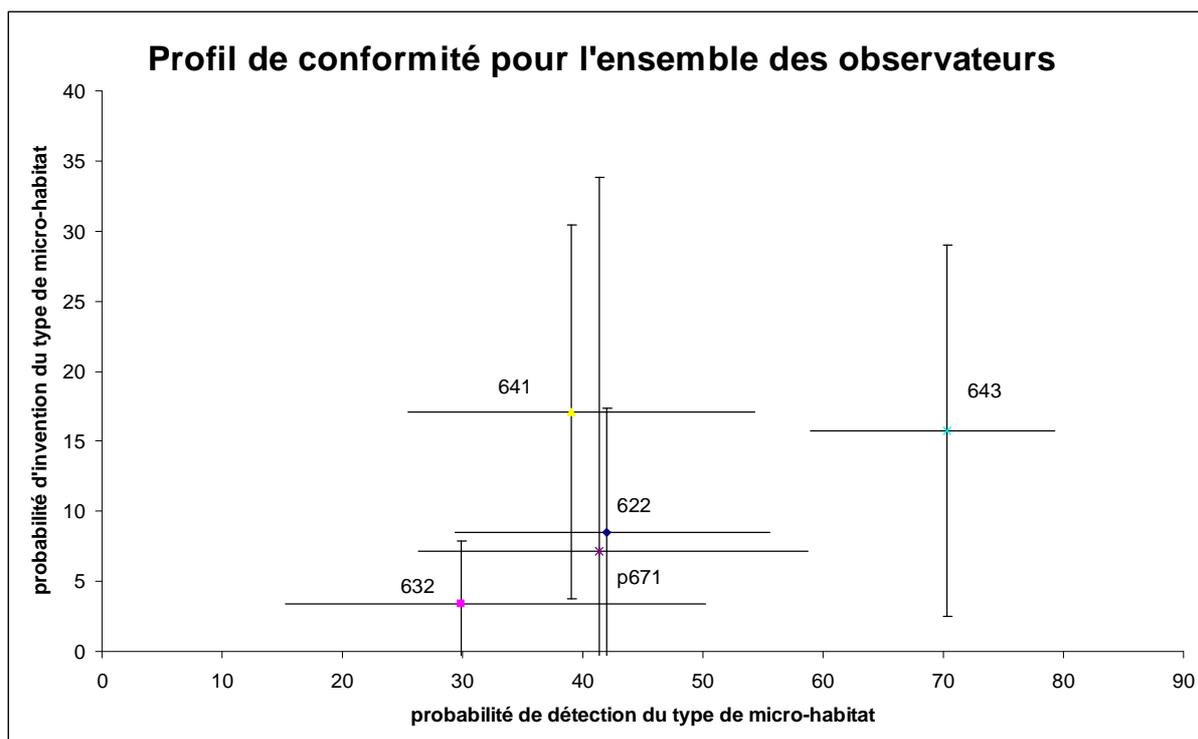
Il en est de même pour le micro-habitat 643 où l'Observateur n°10 se distingue des autres puisqu'il n'a observé ce micro-habitat que pour 14 % de ses relèves contre en moyenne 64 % pour les autres observateurs.

Quant à l'observation du micro-habitat 652, les observateurs sont répartis en 3 groupes, deux significativement différents (les Observateurs n°1, 3, 4, 5, 8, 6, 10, 13, 14) vs l'Observateur n°2. Et un groupe intermédiaire qui n'est pas significativement différent des deux autres groupes.

### Conformité en qualité

Dans un souci de puissance statistique, ne n'avons gardé pour cette analyse que les micro-habitats les plus fréquemment rencontrés lors du consensus : c'est-à-dire les micro-habitats 622, 632, 641, 643, p671 (5% de la présence totale de micro-habitats du consensus).

Les estimations des modèles nous donnent des probabilités conditionnelles de détection et d'invention des types de micro-habitats par observateur sachant que le consensus les ait observés ou non.



**Figure 3 : Estimation des probabilités d’invention d’un type de micro-habitat en fonction de l’estimation de sa probabilité de détection. Les barres d’erreur représentent les erreurs standards des estimations des modèles.**

Une bonne conformité au consensus se traduit par une probabilité de détection proche de 100% et une probabilité d’invention proche de 0%. Ici, on observe une grande variabilité des résultats. Les fentes (632) sont en moyenne mal détectées (30%) mais aussi très peu inventé (<5%). Au contraire les décollements d’écorce (643) sont relativement bien détectés par les observateurs (70%) mais il est bien trop souvent inventé (15%). Le micro-habitat 641 est peu détecté (39%), 17% des relevés de ce micro-habitat ont été inventé.

Les micro-habitats p671 et 622 se ressemblent beaucoup dans leur profil de conformité.

Les erreurs standards relativement importantes reflètent la variation entre les différents observateurs. L’ensemble des résultats issus des modèles se trouve détaillé en Annexe 8.

### 2.3. Effet de la fatigue, de l’expérience et de la durée sur le nombre de micro-habitats détectés par arbre.

#### 2.3.1. Expérience

Les résultats de l’ANOVA indiquent que le modèle expérience est le meilleur modèle pour le nombre de micro-habitats détectés par arbre que le modèle nul ( $p < 0.05$ ). Cependant les

différences entre observateurs expérimentés et non expérimentés ne sont pas significatives. Le nombre estimé de micro-habitats détectés en moyenne par les observateurs expérimentés est de 2.6 (+/-1.08) et de 2.4 (+/-1.04) pour les observateurs non expérimentés.

### 2.3.2. Fatigue

Les résultats de l'ANOVA révèlent que le modèle fatigue n'est pas meilleur que le modèle nul. Le nombre de micro-habitats détectés ne semble pas être dépendant de la fatigue de l'observateur. Les analyses estiment à 2.5 (+/-1.05) le nombre de micro-habitats recensés en moyenne par les observateurs fatigués et 2.4 (+/-1.03) pour les observateurs non soumis à la fatigue.

### 2.3.3. Durée du relevé

Le modèle nul semble être un meilleur modèle que le modèle tenant compte de la durée du relevé. Ainsi, la durée n'a pas eu d'influence sur le nombre de micro-habitat détectés par les observateurs lors du test.

## DISCUSSION

### 1. Lien micro-habitats / Biodiversité

Il semblerait que les micro-habitats expliquent la richesse et la présence de certaines espèces et groupes écologiques des trois groupes taxonomiques étudiés. Cela même d'avantage que les variables dendrométriques dont le bois mort debout. Les analyses par espèces et groupes écologiques laissent apparaître des relations entre la biodiversité et les micro-habitats et permettent ainsi de confirmer des liens rencontrés dans la bibliographie.

Un effet Massif est incontestablement présent pour le groupe des Oiseaux et dans une plus faible mesure sur les Coléoptères. Contrairement aux Coléoptères et aux Chiroptères, les Oiseaux ont été étudiés sur trois massifs dont deux de plaine et un massif montagnard. Nos résultats, qui indiquent une richesse spécifique en oiseaux plus importante dans les massifs de plaine, sont en contradiction avec ce qui est annoncé dans la bibliographie. Des études

suggèrent que la richesse spécifique des oiseaux serait plus grande en montagne en raison du gradient altitudinal qui conditionne les communautés d'oiseaux.

Nos résultats concernant l'impact positif de gestion sur la richesse en Coléoptères saproxyliques prédateurs dont *Diplocoelus fagi* est relativement surprenant étant donné que Paillet et al (2010) montrent un impact négatif de la gestion sur les Coléoptères saproxyliques. Néanmoins notre résultat peut s'expliquer par le fait que ces prédateurs ne se nourrissent pas exclusivement de Coléoptères saproxyliques mais surtout de larves de Diptères et de Collembolles qui ne sont peut-être pas forcément affectés par la gestion.

La surface terrière traduit l'ouverture du milieu. D'après nos résultats, la surface terrière a un impact négatif sur la présence de la Noctule commune. Cela rejoint les études menées par Psyllakis (2006) et Vonhof (2007) qui montrent que les déplacements et donc la chasse des Chiroptères sont limités lorsque le milieu est trop fermé.

Le volume de bois mort debout par hectare explique la richesse en Chiroptères et en Coléoptères saproxylophages. Cette relation est tout à fait légitime pour les Insectes Coléoptères saproxyliques puisque par définition ce sont des organismes dépendants du bois mort au moins pour une partie de leur cycle. Le bois mort fournit un habitat particulier à de nombreuses autres espèces animales. Beaucoup dépendent des arbres morts debout pour nicher, se percher, s'alimenter (Bull, 1997). C'est le cas notamment des chauves souris et plus particulièrement de la Sérotine commune

Les arbres vivants présentant des branches mortes dans leur houppier ou des têtes cassées sont de toute évidence une source de bois mort. Au même titre que les chandelles, ces micro-habitats (540 et 550) peuvent aussi servir d'habitat, la différence étant qu'ils contiennent une quantité plus réduite de bois mort disponible pour la faune (Bull 1997). Nos résultats montrent l'importance de ces types de micro-habitats pour les chauves souris (Murin Daubenton). Ainsi à défaut d'arbres morts, ils se contentent probablement de ces micro-habitats notamment en forêt gérée. Nos résultats indiquent que les individus présentant une fourche cassée (551) influencent la richesse en oiseaux. D'après Bull (1997) ce type de conformation d'arbre sert de perchoirs à de nombreux oiseaux.

La présence de lierre semble être un micro-habitat important pour la biodiversité. Nous avons mis en évidence en lien entre la présence de lierre et la richesse en Oiseaux herbivores et omnivores. La Grive musicienne dont la relation avec le lierre est significative, a un régime très varié et à l'occasion elle se nourrit de fruits dont les baies du lierre (Géroutet, 1998). De plus le lierre ne fleurit que sur les arbres donc ne présente des baies qu'en phase épiphyte. Nous pouvons également noter une relation entre la présence de ce micro-habitat avec celle des chauves-souris du genre *Myotis* sp. Etant insectivore, il n'est pas étonnant de rencontrer ces chauves-souris à proximité du lierre où elles peuvent chasser. Nos résultats montrent également une relation positive et significative entre la présence de lierre et celle de la mésange noire. Toutefois ce résultat est pour le moins surprenant sachant que la Mésange est un passereau cavicole. Cependant la bibliographie nous renseigne sur la variance écologique que peut avoir cette espèce. En effet selon Ruttledge (1946, cité par Géroutet, 1998) : « La mésange noire passe la nuit dans un trou étroit d'un arbre, dans une crevasse d'écorce que son bec a dégagé, ou bien dans l'épaisseur d'un lierre ».

Comme le lierre, la mousse est un micro-habitat qui fournit à la fois une ressource alimentaire pour les herbivores mais surtout indirectement à leurs prédateurs. C'est le cas du pouillot véloce qui y trouve les insectes qu'il consomme, il s'en sert aussi comme de matériau pour la confection de son nid. Nos hypothèses, reposant sur des idées logiques plutôt qu'issues de la littérature, sur le lien entre la présence importante de Bryophytes avec les groupes écologiques de Coléoptères herbivores et indirectement leur prédateurs n'ont pas été validées par nos résultats. Toutefois Ce micro-habitat, a plus précisément été sélectionné que pour les espèces *Rhagium sycophanta* qui est phytophage.

Les cavités sont incontestablement les micro-habitats les plus rencontrés dans la littérature bien qu'elles soient relativement rares en forêt. Qu'elles soient présentes dans les arbres vivants ou morts elles jouent un rôle majeur pour la biodiversité puisqu'elles peuvent servir de site d'alimentation, de reproduction et de repos pour un grand nombre d'espèces d'oiseaux (Vallauri, 2005). Les espèces cavicoles sont classées en deux principales guildes selon leur mode d'acquisition des cavités (Martin, 2004): les excavateurs primaires et les cavicoles secondaires. Toutefois nos analyses ne mettent en lumière qu'une influence des cavités d'origine de pic sur la présence du Pic noir (qui est un excavateur) mais pas avec les cavicoles secondaires tels que les Noctules et certains coléoptères saproxyliques comme nous l'avions supposé. Seul le Coléoptère *Rhizophagus bipustulatus* est expliqué par les cavités de pics

mais ce lien est négatif. De plus ce résultat n'est pas celui que nous avons supposé sachant que cette espèce vit principalement sous les écorces et dans les fourmilières. Toutefois il faut tenir compte de la variance écologique des espèces.

Les micro-habitats caractéristiques de l'écorce : l'écorce déhiscente et l'absence d'écorce et les fentes confèrent principalement des habitats aux Chiroptères et occasionnellement aux Coléoptères.

Selon Bull (1997) et Psyllakis (2006), l'espace créé par les décollements d'écorces fournissent des sites de repos à certaines espèces de chauves souris. C'est le cas de la Noctule dont la présence est liée de manière significative au micro-habitat « écorce déhiscente sur une surface de 5X5cm ». Nos résultats concernant la relation entre les Coléoptères xylophages secondaires et la présence d'écorce déhiscente peut s'expliquer par le fait que les xylophages secondaires attaquent des individus déjà affaiblis par les primaires et qui donc logiquement présentent des écorces déhiscentes. .

### Limites et recommandations

Certains micro-habitats ne font pas partie des analyses pour un souci de puissance statistique, bien que la bibliographie les décrive comme des habitats clés pour la biodiversité. C'est le cas des écoulements de sève qui sont associés aux organismes opophages. De même, les carpophores de polypores n'étaient pas suffisamment représentés dans les relevés pour pouvoir tester leur lien avec les mycétophages, ou vérifier l'interaction positive qui existe entre les Pics, les Chiroptères et les Polypores mentionnée dans la bibliographie (Jackson, 2004, Parsons, 2003).

Certaines variables au contraire ont pu être testées mais elles n'ont jamais été retenues ou presque comme étant la variable explicative principale de la richesse spécifique, ni de la présence d'une espèce, ou bien elles n'étaient pas significatives. Comme par exemple la gestion ou la densité en type de micro-habitats par hectare.

La stratégie statistique que nous avons utilisé nous renseigne sur la principale variable qui explique au mieux les données biologiques mais cela ne signifie pas que les autres variables n'ont pas d'effet dessus, ni que certaines combinaisons de variables n'expliquent pas mieux sa variance. Pour tester de telles combinaisons, un plus grand nombre de données est nécessaire.

## **2. Effet observateur**

Contrairement à nos objectifs et à nos attentes, le relevé de micro-habitat reste soumis à un effet observateur significatif et relativement fort. Cet effet concerne la richesse comme les types de micro-habitats. Il met alors en évidence des erreurs (différences) de non-détection et de caractérisation des micro-habitats parmi les différents observateurs. Certes tous les micro-habitats les plus représentés sont sensibles à l'effet observateur, mais nos résultats indiquent une variabilité de cet effet suivant le type de micro-habitat. Par exemple, les chancre et les bryophytes (652 et p671) ont un effet observateur principalement dû à la différence d'un seul observateur avec les autres qui forment un groupe relativement homogène. Ces types de micro-habitats ne sont pas difficilement détectables mais leur définition fait intervenir des seuils qui demandent probablement plus de calibration. Au contraire, les relevés des cavités d'origine naturelles et des écorces déhiscentes conduisent à des différences plus importantes entre les observateurs. Cette variabilité entre observateurs peut être due, pour les écorces déhiscentes, à une erreur de non-détection du fait de leur petite taille mais aussi de leur position sur l'arbre. Par contre on peut croire à une erreur d'identification concernant les cavités d'origine naturelles car elles peuvent être confondues avec les cavités de pic ou encore leurs trous de nourrissage.

Le consensus est considéré comme une référence et reflète la liste de micro-habitats réellement présents sur les placettes, ainsi le confronter aux différents observateurs permet de rendre compte de l'exactitude et la qualité des relevés. Un observateur peut être conforme au consensus quant au nombre de micro-habitats observés mais en détecter des types différents. (Les comparaisons des observateurs avec le consensus ont pour intérêt de voir s'ils détectent le même nombre de micro-habitats mais aussi les mêmes types.)

Nos résultats indiquent que sur les 14 observateurs ayant participé au test, seulement 4 sont conformes au consensus d'un point de vue quantitatif. Compte tenu des erreurs classiques responsables de l'effet observateur ; à savoir la non-détection et l'erreur d'identification (Archaux, 2006), sont conformes au consensus les observateurs pour lesquels la probabilité de détection du micro-habitat est forte et celle d'invention est faible. Les micro-habitats retenus dans l'analyse ne présentent pas un profil de conformité au consensus satisfaisant. Par exemple, le profil de conformité du micro-habitat « fente » (632) indique qu'en moyenne il est mal détecté par les observateurs mais également qu'il est peu inventé. Cela suggère que lorsqu'il a été détecté il est peu probable de le confondre avec un autre micro-habitat. Les

observateurs sont peu conformes au consensus concernant le micro-habitat : « Mousses sur plus de la moitié de la surface du pied de l'arbre » (p671). Leur faible probabilité de détection peut peut-être s'expliquer par le problème que pose peut être le seuil des 50%. Les observateurs ont donc tendance à le sous estimer et donc à ne pas noter le micro-habitat d'où la faible probabilité de détection.

Les observateurs ont en moyenne le même profil de conformité pour le micro-habitat « cavités naturelles » (622) que pour la présence importante de Bryophytes. Ainsi, de la même manière le seuil doit en être la raison. Aussi de part leur ressemblance avec les trous de nourrissage, il est probable que ce type de micro-habitat soit relativement souvent inventé. Cependant la calibration réalisée en début de test avait pour ambition de limiter les erreurs en fixant des définitions claires mais nécessite probablement d'être plus intensive.

La conformité au consensus concernant l'absence d'écorce est relativement correcte malgré une probabilité d'invention la plus élevée. Cette probabilité d'invention peut être due, elle aussi, au seuil et la difficulté d'observation à des hauteurs importantes.

#### Effet des facteurs expérience, fatigue, durée

Des biais systématiques dans les procédures d'échantillonnage peuvent être une source importante d'erreurs mais l'introduction de facteurs peut minimiser l'hétérogénéité dans les probabilités de détection (Marques (2003) in (Ronconi, 2009)). Dans ce rapport nous avons cherché à comprendre l'impact sur les relevés micro-habitats des facteurs : expérience, fatigue et durée du relevé. De nombreuses études mettent en évidence l'impact de l'expérience sur les relevés (Garel, 2005, Archaux, 2006). Mais, comme Nilsson (1985) nos résultats ne permettent pas de conclure à une influence de l'expérience sur le relevé des micro-habitats du moins sur le nombre de micro-habitats observés par arbres. Un indicateur doit être utilisable par des non spécialistes or ici il n'y a pas de différences entre les expérimentés et non expérimentés donc cet indicateur potentiel répond bien à ce critère de validité d'un indicateur. La fatigue, en plus du rôle qu'elle peut avoir dans la variabilité entre les observateurs, peut également être considérée comme étant un facteur responsable de la variabilité intra-opérateur. Elle justifie notamment le fait que les observateurs ne sont pas constants dans leurs relevés. Nos résultats ne vont pas dans ce sens ; la fatigue ne semble pas avoir d'impact sur les relevés de micro-habitats.

Concernant la durée des relevés, Archaux (2005) dans le cas des relevés de végétation, conclue que les écarts entre observateurs croissent avec le temps de recherche. Nos résultats

ne traduisent pas cette idée, ils ne montrent pas d'influence de la durée du relevé sur le nombre de micro-habitats observés.

### Limites et recommandations

Les modifications du protocole du test effet observateur n'ont pas eu les effets escomptés. Nous n'avons pas réussi à nous affranchir de l'effet observateur sur le relevé de micro-habitats. La calibration inter-opérateur aurait dû permettre aux opérateurs d'échanger sur leurs doutes et ainsi réduire la variabilité (Archaux, 2009) mais contrairement à nos hypothèses cela n'a pas été le cas.

Une autre limite au test est celle de l'échantillonnage. Trop peu d'arbres ont été échantillonnés pour avoir une puissance statistique suffisamment grande, ainsi certains types de micro-habitats n'étaient pas assez représentés et n'ont donc pas pu être testés que ce soit pour la conformité ou pour le test effet observateur sur tous les types de micro-habitat.

D'autres solutions et améliorations pourraient alors être apportées pour limiter cet effet observateur. Par exemple il faudrait éventuellement envisager des remaniements au niveau de la clé. Ou peut-être effectuer faire le relevé des micro-habitats (s.s) seulement sur le pied et le tronc de l'arbre de sorte à être sûr de la caractérisation du micro-habitat qui est incertaine dans le houppier.

### CONCLUSION

Il n'est pas possible de trouver un seul indicateur général de structure de peuplement expliquant l'ensemble la haute complexité de la diversité forestière (Lindenmayer, 2000). Winter et Moller (2008) et Michel et Winter (2009) ont démontré que les micro-habitats des arbres étaient des éléments clés de la complexité structurale des forêts. Afin d'être utilisés comme outils pour la conservation, les micro-habitats doivent toutefois répondre à certains critères : outre un lien démontré avec la biodiversité, il est impératif qu'ils soient faciles à mesurer et qu'ils aient des relevés reproductibles.

Nos résultats permettent de confirmer certains liens entre micro-habitat et biodiversité, ainsi les micro-habitats répondent au critère de validité d'un indicateur.

Les micro-habitats pourraient être pris en compte facilement par les gestionnaires car ils ne requièrent pas de compétences spécifiques en taxinomie contrairement à de nombreux indicateurs indirects. Toutefois les micro-habitats présentent un frein considérable à leur

validation en tant qu'indicateur : les relevés de micro-habitats restent soumis à des variations inter-opérateurs. Ainsi son utilisation comme indicateur semble encore difficile.

Certes il existe peu d'études sur les micro-habitats, mais ils sont déjà parfois pris en compte dans certaines méthodes de gestion qui préconisent de conserver entre 2 et 4 arbres /ha d'arbres porteurs de micro-habitats en plus des îlots de vieillissement (Gosselin et 2006).

### Remerciements

Tout d'abord, j'adresse mes remerciements à Yoan Paillet, mon maître de stage, qui a fait preuve d'une grande disponibilité à mon égard. Je le remercie également pour sa sympathie et ses conseils.

Je remercie aussi Frédéric Gosselin et Frédéric Archaux pour leur aide précieuse notamment sur les analyses statistiques.

Je tiens également à remercier les volontaires du test d'effet observateur : Pénélope Anselme, Frédéric Archaux, Dominique Ballon, Isabelle Bilger, Adélie Chevalier, Gilles Defour, Frédéric Gosselin, Laurent Larrieu, Aurore Lassauce, Hilaire Martin, Benoit Nusillard, Yoan Paillet, Mélanie Picard, Antony Pouzerat, Anne Villemey, Aurélie Vuidot. Merci d'avoir accordé du temps à ce test, merci à votre investissement.

## Références Bibliographiques

- Archaux, F. (2009) Could we obtain better estimates of plot species richness from multiple-observer plant censuses? *Journal of Vegetation Science*, **20**, 603-611.
- Archaux, F., Bergès, L., Chevalier, R. (2005) Techniques d'échantillonnage de la végétation pour le suivi et la caractérisation de la biodiversité: tests de méthodes à l'attention des gestionnaires. (ed C. D.-C. n°61.45.36/01).
- Archaux, F., Gosselin, F., Berges, L., Chevalier, R. (2006) Effects of sampling time, species richness and observer on the exhaustiveness of plant censuses. *Journal of Vegetation Science*, **17**, 299-306.
- Boonman, M. (2000) Roost selection by noctules (*Nyctalus noctula*) and Daubenton's bats (*Myotis daubentonii*). *Journal of Zoology*, **251**, 385-389.
- Bruciamacchie, M. (2005) Protocole de suivi d'espèces naturels protégés. Ministère de l'écologie et du développement durable.
- Bull, E. L., Parks, C. G., Torgersen, T. R. (1997) Trees and logs important to wildlife in the interior Columbia river basin. *General Technical Report - Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service*. 55. Pacific Northwest Research Station, USDA, Portland USA.
- Dudley, N., Vallauri, D. (2004) Deadwood, living forest. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity. (ed WWF), pp. 16.
- Garel, M., Cugnasse, J. M., Gaillard, J. M., Loison, A., Santosa, Y., Maublanc, M. L. (2005) Effect of observer experience on the monitoring of a mouflon population. *Acta Theriologica*, **50**, 109-114.
- Géroutet, P. (1998) *Les passereaux d'Europe*. Lausanne.
- Gosselin, M., Paillet, Y. (2010) *Mieux intégrer la biodiversité dans la gestion forestière. Guide pratique (France métropolitaine)*.
- Jackson, J. A., Jackson, B. J. S. (2004) Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites. *The Condor*, **106**, 37-49.
- Levrel, H., Lois, Gregoire, Couvet, Denis (2007) Biodiversity indicators for french forests - Overview and outlook. *Revue Forestiere Francaise (Nancy)*, **59**, 45-56.
- Lindenmayer, D. B., Margules, C. R., Botkin, D. B. (2000) Indicators of biodiversity for ecologically sustainable forest management. *Conservation Biology*, **14**, 941-950.
- Martin, K., Aitken, K. E. H., Wiebe, K. L. (2004) Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: Nest characteristics and niche partitioning. *Condor*, **106**, 5-19.
- Michel, A. K., Winter, S. (2009) Tree microhabitat structures as indicators of biodiversity in Douglas-fir forests of different stand ages and management histories in the Pacific Northwest, U.S.A. *Forest Ecology and Management*, **257**, 1453-1464.
- Nilsson, N. & Nilsson, S. (1985) Experimental estimates of census efficiency and pseudoturnover on island : error trend and between-observer variation when recording vascular plants. *Journal of Ecology*, **73**, 65-70.
- Noss, R. F. (1990) INDICATORS FOR MONITORING BIODIVERSITY - A HIERARCHICAL APPROACH. *Conservation Biology*, **4**, 355-364.
- Parsons, S., Lewis, K. J., Psyllakis, J. M. (2003) Relationships between roosting habitat of bats and decay of aspen in the sub-boreal forests of British Columbia. *Forest Ecology and Management*, **177**, 559-570.
- Psyllakis, J. M., Brigham, R. M. (2006) Characteristics of diurnal roosts used by female *Myotis* bats in sub-boreal forests. *Forest Ecology and Management*, **223**, 93-102.
- Ronconi, R. A., Burger, A. E. (2009) Estimating seabird densities from vessel transects: distance sampling and implications for strip transects. *Aquatic Biology*, **4**, 297-309.
- Vallauri, D. (2005) *Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes*. Lavoisier, Paris.
- Vonhof, M. J., Gwilliam, J. C. (2007) Intra- and interspecific patterns of day roost selection by three species of forest-dwelling bats in Southern British Columbia. *Forest Ecology and Management*, **252**, 165-175.
- Vuidot, A. (2009) Contribution à l'amélioration du protocole de suivi d'espaces naturels protégés en vue de l'étude de la biodiversité : Relevés des microhabitats dans les arbres. Cemagref de Nogent sur Vernisson.
- Vuidot, A. P., Y. Archaux, F. Gosselin, F. (2010) Influence of tree characteristics and forest management on tree micro-habitats.
- Winter, S., Moller, G. C. (2008) Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation. *Forest Ecology and Management*, **255**, 1251-1261.

## Annexe 1 : Etat de l'art des liens entre micro-habitats et biodiversité

		ORGANISMES ASSOCIES	REFERENCES BIBLIOGRAPHIQUES
	<b>chandelle</b> <i>(arbres morts)</i>	Oiseaux  Invertébrés saproxyliques	Bull, E. L., C. G. Parks, et al. (1997). Trees and logs important to wildlife in the interior Columbia river basin. General Technical Report - Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service. Portland USA, Pacific Northwest Research Station, USDA: 55. Butler, R., P. Angelstam, et al. (2004). "Dead wood threshold values for the three-toed woodpecker presence in boreal and sub-Alpine forest." <i>Biological Conservation</i> 119: 305-318. McClelland, B. R., S. S. Frissell, et al. (1979). "Habitat Management for Hole-Nesting Birds in Forests of Western Larch and Douglas-Fir." <i>Journal of Forestry</i> 77(8): 480-483. Grove, S. J. (2002). "Saproxylic insect ecology and the sustainable management of forests." <i>Annual Review of Ecology and Systematics</i> 33: 1-23.
Conformation arbre	<b>Présence du squelette du houppier (arbres morts uniquement)</b>	Nombres espèces de Vertébrés (Amphibiens, Reptiles, Oiseaux, Mammifères),	Parks, C. G., E. L. Bull, et al. (1997). "Field guide for the identification of snags and logs in the interior Columbia River basin." General Technical Report - Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service(PNW-GTR-390): 41 pp.
	<b>Branches mortes dans le houppier (arbres vivants uniquement)</b>	Invertébrés Bryophytes Lichens Champignons lignicoles	Blaustein, A. R., J. J. Beatty, et al. (1995). "The biology of amphibians and reptiles in old-growth forests in the Pacific Northwest." General Technical Report - Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service(PNW-GTR-337): 98 pp. Dudley, N. and D. Vallauri (2004). Deadwood, living forest. The importance of veteran trees and deadwood to biodiversity. WWF: 16. Bruce, C., Edwards, D., Mellen, K., McMillan, A., Owens, T., Sturgis, H. (1985). Occurrence and orientation of 414 wildlife species to western Oregon and Washington plant communities, stand conditions, and special or unique habitats Portland, USDA Forest Service. Maser, C., Anderson R.G., Ralph G., Cromack Jr. K., Williams J.T. and Martin R.E. (1979). Dead and down wood material. Washington, USDA Forest Service.
	<b>Tête de houppier (arbres vivants uniquement)</b>	insectes spécialisés Oiseaux	Möller, G. (2005). "Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze (Habitat structures of saproxylic beetles ans fungi)." <i>LÖBF_Mitteilungen</i> 3: 30-35. Welsh, C. J. E. and D. E. Capen (1992). "Availability of Nesting Sites as a Limit to Woodpecker Populations." <i>Forest Ecology and Management</i> 48(1-2): 31-41.
	<b>Individus fourchus</b> <b>Rejets de souche</b>		
	<b>Présence de champignon</b>	Insectes Coléoptères mycétophages, fongicoles	Vallauri, D. (2005). Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes. Paris, Lavoisier. Johansson, T., J. Olsson, et al. (2006). "Beetle attraction to sporocarps and wood infected with mycelia of decay fungi in old-growth spruce forests of northern Sweden." <i>Forest Ecology and Management</i> 237: 335-341. Dodelin, B., P. Ballot, et al. (2009). The Saproxylic Database: an overview of the French contribution to the project. Saproxylic beetles: their role and diversity in European woodland and tree habitats. Proceedings of the 5th Symposium and Workshop on the Conservation of Saproxylic Beetles, Luneberg, Germany, 14-16 June 2008. Sofia Bulgaria, PENSOFT Publishers: 225-232. Jackson, J. A. and B. J. S. Jackson (2004). "Ecological relationships between fungi and woodpecker cavity sites." <i>The Condor</i> 106(1): 37-49. Parsons, S., K. J. Lewis, et al. (2003). "Relationships between roosting habitat of bats and decay of aspen in the sub-boreal forests of British Columbia." <i>Forest Ecology and Management</i> 177(1-3): 559-570.
Micro-habitats	<b>Présence de Cavités</b>	Insectes Coléoptères cavicoles Oiseaux (pics) Chiroptères	Vallauri, D. (2005). Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes. Paris, Lavoisier. Welsh, C. J. E. and D. E. Capen (1992). "Availability of Nesting Sites as a Limit to Woodpecker Populations." <i>Forest Ecology and Management</i> 48(1-2): 31-41. Vonhof, M. J. and J. C. Gwilliam (2007). "Intra- and interspecific patterns of day roost selection by three species of forest-dwelling bats in Southern British Columbia." <i>Forest Ecology and Management</i> 252(1-3): 165-175.
		Insectes Coléoptères saproxylophages	Vallauri, D. (2005). Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes. Paris, Lavoisier.
		Oiseaux Chiroptères	McClelland, B. R., S. S. Frissell, et al. (1979). "Habitat Management for Hole-Nesting Birds in Forests of Western Larch and Douglas-Fir." <i>Journal of Forestry</i> 77(8): 480-483. Boonman, M. (2000). "Roost selection by noctules ( <i>Nyctalus noctula</i> ) and Daubenton's bats ( <i>Myotis daubentonii</i> )." <i>Journal of Zoology</i> 251: 385-389.
		Champignons	Berg, A., U. Gardenfors, et al. (2002). "Habitat preferences of red-listed fungi and bryophytes in woodland key habitats in southern Sweden - analyses of data from a national survey." <i>Biodiversity and Conservation</i> 11(8): 1479-1503.
		petits Mammifères	Martin, K., K. E. H. Aitken, et al. (2004). "Nest sites and nest webs for cavity-nesting communities in interior British Columbia, Canada: Nest characteristics and niche partitioning." <i>Condor</i> 106(1): 5-19.
		Insectes (Pseudocistela ceramboïdes, Prionychus melanarium)	Möller, G. (2005). "Habitatstrukturen holzbewohnender Insekten und Pilze (Habitat structures of saproxylic beetles ans fungi)." <i>LÖBF_Mitteilungen</i> 3: 30-35.
		Insectes Diptères syrphides (Larves)	Sarhou, J. S., M. Sarhou, V. (2004). Des vieilles cavités aux sources sous canopée, la diversité des habitats forestiers fait la diversité des espèces forestières. Exemple avec les Diptères Syrphidés. Colloque Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes., Chambéry (Savoie).
	<b>Présence de Fentes (atteinte du bois)</b>	Chiroptères, Arthropodes, Oiseaux	Grindal, S. D. (1999). "Habitat use by bats, <i>Myotis</i> spp., in western Newfoundland." <i>Canadian Field-Naturalist</i> 113(2): 258-263.
	<b>Caractéristiques de l'écorce</b>	Insectes Coléoptères corticoles Chiroptères	Vallauri, D. (2005). Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes. Paris, Lavoisier. Vonhof, M. J. and J. C. Gwilliam (2007). "Intra- and interspecific patterns of day roost selection by three species of forest-dwelling bats in Southern British Columbia." <i>Forest Ecology and Management</i> 252(1-3): 165-175.
		Lichen, Bryophytes Arthropodes (Araignées, Hyménoptères, Coléoptères) Chiroptères	Thomas, S. C., D. A. Liguori, et al. (2001). "Corticicolous bryophytes in managed Douglas-fir forests: habitat differentiation and responses to thinning and fertilization." <i>Canadian Journal of Botany-Revue Canadienne De Botanique</i> 79(8): 886-896. Bull, E. L., C. G. Parks, et al. (1997). Trees and logs important to wildlife in the interior Columbia river basin. General Technical Report - Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service. Portland USA, Pacific Northwest Research Station, USDA: 55.
	<b>Blessures, galles...</b>	Oiseaux (Rapaces), Invertébrés	Parks, C. G., E. L. Bull, et al. (1997). "Field guide for the identification of snags and logs in the interior Columbia River basin." General Technical Report - Pacific Northwest Research Station, USDA Forest Service(PNW-GTR-390): 41 pp.
	<b>Présence de coulé de sève</b>	Insectes Coléoptères ophophages colonies d'Hménéoptères sociaux	Vallauri, D. (2005). Bois mort et à cavités. Une clé pour des forêts vivantes. Paris, Lavoisier. Sarhou, J. S., M. Sarhou, V. (2004). Des vieilles cavités aux sources sous canopée, la diversité des habitats forestiers fait la diversité des espèces forestières. Exemple avec les Diptères Syrphidés. Colloque Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes., Chambéry (Savoie).
<b>Présence importante de lierre, bryophytes.</b>		Mitchell, A. F. (1973). "Ivy on trees." <i>Quarterly Journal of Forestry</i> 67(4): 359-360.	

## Annexe 2 : Clé des 28 micro-habitats relevés dans le protocole

Conformation arbre		500	Présence du squelette du houppier ( <i>arbres morts uniquement</i> )	520	
Conformation arbre			Branches mortes dans le houppier ( <i>arbres vivants uniquement</i> )	531	>10% et <25% de branches mortes (par rapport au volume total)
				532	Entre 25% et 50% de branches mortes dans le houppier.
				533	≥50% de branches mortes dans le houppier
			Tête de houppier ( <i>arbres vivants uniquement</i> )	541	Tête cassée, avec ou sans substitution par une nouvelle tête. La cassure ne doit pas être complètement cicatrisée.
			Individus fourchus	551	Fourche complètement cassée avec absence d'une des branches principales
			Rejets de souche	561	Présence d'au moins 5 rejets de souche ou de tronc ≥50 cm de longueur
Micro-habitats		600	<i>Pied de l'arbre : &lt;1m</i> <i>Tronc: &gt;1m jusqu'au bas du houppier</i> <i>Houppier</i> <i>Pour les codes 600 la position devra être précisée</i>		
Micro-habitats	Présence de champignon	611	Carpophore de polypore: entre 1 et 2. Diamètre de fructification >5cm de diamètre.		
		612	Carpophore de polypore >3. Diamètre de fructification >5cm de diamètre.		
		613	Carpophore de polypore en cascade recouvrant plus de 10cm de long		
	Présence de Cavités	621	Cavité d'origine trou de pic avec ouverture >2cm de diamètre.		
		622	Cavité d'origine naturelle (carries,etc) avec ouverture >5cm de diamètre.		
		623	Cavités de pics en chaînes: au moins 3 cavités avec entrées séparées de moins de 2m.		
		624	Grande Cavité de pied.		
		625	Grande Cavité de pied avec présence importante de terreau.		
	Présence de Fentes (atteinte du bois)	631	Fente causée par la foudre : ≥3 m de long avec atteinte de l'aubier		
		632	Fente ≥25cm de long et 2 cm de profondeur.		
	Caractéristiques de l'écorce	641	Ecorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5cm et 2cm de décollement.		
		642	Ecorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5cm et 2cm de décollement, avec présence de pourriture sous l'écorce.		
		643	Absence d'écorce sur une surface ≥5 cm x 5cm.		
		644	Eclatement noir de l'écorce éventuellement accompagné de sève/résine, indication d'une blessure ou maladie		
	Blessures, galles...	651	Blessure récente ≥10 cm de diamètre.		
		652	Présence d'un chancre ≥ 10 cm de diamètre		
		653	Présence d'un balais de sorcière ou brogne: prolifération dense de branches		
	Présence de coulé de résine	661	Coulée de résine/sève fraîche ≥30cm de long ou plus de 5 coulées de petites tailles au même endroit.		
	662	Coulée de résine/sève faible indiquant une blessure mineure			
	671	Bryophytes (mousses) sur >1/2 surface développée			
Présence importante de lierre, bryophytes.	672	Lierre sur >1/2 surface développée			

## Annexe 3 : Tableau récapitulatif des meilleurs modèles pour la richesse spécifique des Oiseaux, Chiroptères et Coléoptères saproxyliques (Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1)

Oiseaux	variable	AICc	Estimate		Std. Error	Significativité
	Massif + N551	Massif AUBERIVE	252,18	13.88923	0.48539	***
Massif FONTAINEBLEAU		14.62264		0.42795	***	
Massif VENTRON		10.50000		0.75047	***	
N551		0.07725		0.04142	.	
Massif + X652	Massif AUBERIVE	252,75	14.3158	0.4460	***	
	Massif FONTAINEBLEAU		15.2447	0.4903	***	
	Massif VENTRON		11.4468	0.9358	***	
	X652		-1.2624	0.7386	.	
Nul		270,6				

Chiroptères	variable	AICc	Estimate		Std. Error	Significativité
	V_BMD_ha	(Intercept)	99,69	2.996683	0.375948	***
V_BMD_ha		0.031051		0.008257	***	
(Intercept)		3.41429		0.39489	***	
N642		106,83		N642	0.19796	0.08876
nb_bmd_ha	(Intercept)	108,3	3.11301	0.52397	***	
	nb_bmd_ha		0.02441	0.01326	.	
	(Intercept)		2.8889	0.6177	***	
	X621		108,3	X621	1.4052	0.7639
X642	(Intercept)	108,47	3.4500	0.4157	***	
	X642		1.5500	0.8654	.	
	nul		109,38			

Coléoptères saproxyliques										
variable	X540		Massif		X671		N671		X672	
AICc	357,1		366,9		369		369,4		370	
	(Intercept)	X540	(Intercept)	MassifFBL	(Intercept)	X671	(Intercept)	N671	(Intercept)	X672
Estimate	36.333	15.255	36.348	10.777	50.545	11.351	47.15133	0.07750	47.556	9.245
Std. Error	1.928	3.205	2.443	3.419	3.612	4.127	2.65732	0.02917	2.853	3.632
Significativité	***	***	***	**	***	**	***	*	***	*

variable	V_BMD_ha		N621		X561		N540		X641		nul
AICc	370,1		370,9		371		371,3		371,4		374,1
	(Intercept)	V_BMD_ha	(Intercept)	N621	(Intercept)	X561	(Intercept)	N540	(Intercept)	X641	
Estimate	39.3649	0.3183	39.2043	0.5523	43.575	11.575	39.8317	0.5655	48.667	9.152	
Std. Error	2.0280	0.1270	2.1111	0.2359	1.936	5.016	2.0069	0.2532	3.547	4.110	
Significativité	***	*	***	*	***	*	***	*	***	*	

#### **Annexe 4 : Tableau récapitulatif des meilleurs modèles pour la présence des espèces d'Oiseaux.** (Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1)

espèce	variable	AICc	Estimate		Std. Error	Sign
			(Intercept)			
Troglodite mignon	Gestion	31,3	(Intercept)	1.6094	0.4899	**
Coucou gris	nb_bmd_ha	69,2	GestionNG	18.9566	3412.2113	
			(Intercept)	-0.03518	0.37493	
	nb_bmd_ha		nb_bmd_ha	-0.04789	0.02306	*
Rougegorge familial	nb_bmd_ha	44,5	(Intercept)	0.3894	0.4534	
			nb_bmd_ha	0.1638	0.0722	*
Pouillot siffleur	V_BMD_ha	71,0	(Intercept)	-1.12463	0.35128	**
			V_BMD_ha	0.02559	0.01200	*
Mésange charbonnière	Massif + R microhabs	50,9	(Intercept)	-3.3517	1.3634	*
			MassifFBL	1.9296	0.9544	*
			MassifVEN	-0.4955	1.0951	
			RS_microhabs	0.3581	0.1260	**
Mésange bleue	Massif + N624	76,2	(Intercept)	0.63581	0.43852	
			MassifFBL	-0.73267	0.61078	
			MassifVEN	-2.58172	1.15549	*
			N624	-0.03058	0.10082	
Merle noir	Massif + N624	57,5	(Intercept)	2.3145	0.7410	**
			MassifFBL	-3.2934	0.8870	***
			MassifVEN	-0.3686	1.3007	
			N624	0.2833	0.1492	.

espèce	variable	AICc	Estimate		Std. Error	Sign
			(Intercept)			
Sitelle torcheplot	X561	78,2	(Intercept)	0.04082	0.28577	
			X561	-1.98673	1.10658	.
Pinson des arbres	X611	21,1	(Intercept)	3.611	1.013	***
			X611	-1.471	1.259	
Pigeon rammier	X613	53,8	(Intercept)	0.8824	0.3432	*
			X613	17.6837	1630.6597	
Pic noir	X621	43,0	(Intercept)	-3.497	1.015	***
			X621	2.868	1.105	**
Fauvette à tête noire	X622	64,8	(Intercept)	2.773	1.031	**
			X622	-2.262	1.081	*
Pouillot vélocé	N671	72,8	(Intercept)	1.231966	0.425112	**
			N671	-0.012816	0.005013	*
Mésange noire	X672	77,4	(Intercept)	-0.8650	0.4215	*
			X672	1.2705	0.5626	*
Grive musicienne	N672	61,8	(Intercept)	-0.91963	0.38336	*
			N672	0.14242	0.04695	**

**Annexe 5 : Tableau récapitulatif des meilleurs modèles pour la présence des espèces de Coléoptères saproxyliques.** (Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1)

espèce	variable	Estimate	Std. Error	Signif	espèce	variable	Estimate	Std. Error	Signif		
<i>Diplocoelus fagi</i>	G_BV	(Intercept)	8.3790	2.41902	***	<i>Rhizophagus bipustulatus</i>	N622	Intercept	2.90	0.76598	***
		G_BV	0.3116	0.09918	**			N622	-0.07	0.03267	*
<i>Cerylon ferrugineum</i>	nb_bmd_ha	(Intercept)	1.8276	0.48763	***	<i>Rhinosimus planirostris</i>	N632	Intercept	2.01	0.47538	***
		nb_bmd_ha	0.0466	0.01805	**			N632	-0.09	0.04499	*
<i>Hemicoelus costatus</i>	nb_bmd_ha	(Intercept)	1.9779	0.51372	***	<i>Rhagium sycophanta</i>	X671	Intercept	-0.55	0.6268	.
		nb_bmd_ha	0.0553	0.02034	**			X671	1.38	0.7237	.
<i>Xyleborus dispar</i>	nb_bmd_ha	(Intercept)	1.1906	0.5493	*	<i>Litargus connexus</i>	N671	Intercept	5.13	1.62271	**
		nb_bmd_ha	0.1780	0.1177	.			N671	-0.03	0.01239	*
<i>Cis hispidus</i>	V_BMD_ha	(Intercept)	0.4057	0.36030	.	<i>Cetonia aurata</i>	Massif	Intercept	-1.28	0.5055	*
		V_BMD_ha	0.0442	0.02267	.			MassifBL	2.89	0.7454	***
<i>Taphrorychus bicolor</i>	V_BMD_ha	(Intercept)	1.3415	0.42611	**	<i>Melasis buprestoides</i>	Massif	Intercept	0.82	0.4532	.
		V_BMD_ha	0.0647	0.02680	*			MassifBL	2.30	1.1173	**
<i>Xylosandrus germanus</i>	V_BMD_ha	(Intercept)	1.5167	0.7048	*	<i>Microhagus pygmaeus</i>	Massif	Intercept	-0.62	0.4378	.
		V_BMD_ha	0.9133	0.9307	.			MassifBL	1.96	0.6666	.
<i>Xyleborinus saxesenii</i>	N532	(Intercept)	3.664	1.013	***	<i>Soronia grisea</i>	Massif	Intercept	19.5	2242.37	.
		N532	-2.747	1.314	*			MassifBL	-20.4	2242.37	.
<i>Denticollis linearis</i>	N532	(Intercept)	0.8064	0.38516	*	<i>Vincenzellus ruficollis</i>	Massif	Intercept	19.5	2242.37	.
		N532	-0.092	0.04027	*			MassifBL	-19.0	2242.37	.
<i>Melanotus villosus</i>	X533	(Intercept)	1.558	0.5501	**						
		X533	-1.558	0.6850	*						

**Annexe 6 : Tableau récapitulatif des meilleurs modèles pour la présence des espèces de Chiroptères.** (Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1)

espèce	variable	Estimate	Std. Error	Significativité	
Pipistrelle commune	Nmicrohabs	(Intercept)	-0.16938	1.42653	
		densite_micro_ha	0.02084	0.01317	
<i>Plectus sp</i>	RSmicro	(Intercept)	6.0874	2.5812	*
		RS_microhabs	0.2795	0.1442	.
<i>Pipistrellus sp</i>	nb_bmd_ha	(Intercept)	1.84599	0.74079	*
		nb_bmd_ha	0.04035	0.01961	*
<i>Serotule sp</i>	V_BMD_ha	(Intercept)	-1.89918	0.67831	**
		V_BMD_ha	0.02824	0.01326	*
Serotine commune	V_BMD_ha	(Intercept)	2.58366	0.86004	**
		V_BMD_ha	0.03088	0.01416	*
Noctule commune	G_BV	(Intercept)	1.82869	1.62034	
		G_BV	0.16729	0.08416	
Murin Daubenton	X520	(Intercept)	2.351	0.740	**
		X520	3.045	1.431	*
Pipistrelle pygmée	N531	(Intercept)	0.2132	0.9738	
		N531	-0.1186	0.0710	.
Murin à moustaches	X532	(Intercept)	-1.652450	0.683788	*
		N532	-0.006051	0.049498	
Noctule Leister	N641	(Intercept)	1.44182	0.57527	*
		N641	-0.07648	0.03946	.
<i>Myotis sp</i>	N672	(Intercept)	-1.64134	0.58999	**
		N672	0.08249	0.05538	

## Annexe 7 : Tableau récapitulatif des meilleurs modèles pour la richesse en groupes

**écologiques des Oiseaux et des Coléoptères saproxyliques.** (Signif. codes: 0 '\*\*\*' 0.001 '\*\*' 0.01 '\*' 0.05 '.' 0.1 ' ' 1)

Oiseaux						
groupe	variable	AICc	Estimate	Std. Error	Signif	
cavicoles	Massif + X632	210	MassifAUB	5.335	0.3313	***
			MassifFBL	6.637	0.3216	***
			MassifVEN	5.465	0.5953	***
			X632	-0.930	0.4877	.
non cavicoles	Massif + X551	210	MassifAUB	8.323	0.3228	***
			MassifFBL	6.951	0.2846	***
			MassifVEN	5.000	0.4991	***
			N551	0.068	0.0275	*
carnivores	nb_bv_ha	4,3	Intercept	-0.046	0.0570	.
			nb_bv_ha	0.000	0.0001	*
Insectivores	Massif + X632	204	MassifAUB	4.790	0.2997	***
			MassifFBL	6.144	0.2909	***
			MassifVEN	4.272	0.5384	***
			X632	-1.294	0.4411	**
Omni-vores	N672	226	Intercept	6.640	0.2666	***
			N672	0.025	0.0115	*
Herbi-vores	N672	122	Intercept	1.018	0.1076	***
			N672	0.008	0.0046	.

Coléoptères saproxyliques						
groupe	variable	AICc	Estimate	Std. Error	Signif	
Prédateurs	Gestion	309,	Intercept	19.5	1.293	***
			GestionN	-7.23	1.848	***
Saproxylophages	V_bmd_ha	296,5	Intercept	8.67	0.926	***
			V_BMD_ha	0.16	0.058	**
Xylophages secondaires	N641	376,5	Intercept	13.7	2.428	***
			N641	0.22	0.088	*

## Annexe 8 : Estimations et erreurs standards des modèles pour chacun des observateurs.

micro-habitat	Probabilité détection	Obs. 1	Obs. 2	Obs. 3	Obs. 4	Obs. 5	Obs. 6	Obs. 7	Obs. 8	Obs. 9	Obs. 10	Obs. 11	Obs. 12	Obs. 13	Obs. 14
622	Estimate	-2,32	1,72	0,13	-0,34	-0,82	-0,15	-3,54	-2	1,36	0,23	0,23	0,42	-1,73	-0,34
	St.Error	0,45	0,4	0,34	0,35	0,35	0,34	0,67	0,42	0,38	0,34	0,34	0,35	0,4	0,35
632	Estimate	-2,91	-0,43	-0,75	0,37	-1,06	0,05	-1,63	-0,92	0,05	-1,63	-1,83	-1,44	-0,59	-1,09
	St.Error	0,65	0,46	0,47	0,46	0,51	0,46	0,51	0,47	0,46	0,51	0,52	0,5	0,47	0,48
641	Estimate	-2,58	-0,65	-1,3	0,53	-0,65	1,03	-2,58	0,06	0,41	-2,34	0,53	-1,59	1,03	-0,77
	St.Error	0,55	0,39	0,41	0,38	0,39	0,4	0,55	0,38	0,38	0,51	0,38	0,44	0,4	0,39
643	Estimate	1,3	0,49	1,38	2,17	1,61	1,23	-0,29	0,88	1,38	-1,71	0,43	1,01	1,23	2,65
	St.Error	0,3	0,28	0,31	0,35	0,32	0,3	0,27	0,29	0,31	0,32	0,28	0,29	0,3	0,4
p671	Estimate	0,58	-1,7	-1,89	0,58	-0,12	-1,01	4,53	0,73	-0,55	-1,52	-1,89	0,01	-0,26	-1,34
	St.Error	0,44	0,49	0,51	0,44	0,43	0,45	1,19	0,44	0,44	0,48	0,51	0,43	0,43	0,47

micro-habitat	probabilité invention	Obs. 1	Obs. 2	Obs. 3	Obs. 4	Obs. 5	Obs. 6	Obs. 7	Obs. 8	Obs. 9	Obs. 10	Obs. 11	Obs. 12	Obs. 13	Obs. 14
622	Estimate	-3,73	-0,69	-2,66	-2,21	-2,95	-2,95	-18,5	-3,73	-1,42	-2,95	-2,42	-2,03	-18,57	-2,21
	St.Error	0,8	0,36	0,54	0,48	0,6	0,6	1189	0,8	0,4	0,6	0,5	0,45	1189	0,48
632	Estimate	-19,5	-3,05	-4,37	-1,54	-4,37	-2,85	-3,29	-5,09	-3,29	-5,09	-5,09	-19,57	-3,29	-3,05
	St.Error	1505	0,51	0,83	0,36	0,83	0,48	0,55	1,14	0,55	1,14	1,14	1505	0,55	0,51
641	Estimate	-4,91	-2,82	-1,04	-0,75	-2,43	-0,75	-3,05	-1,84	-1,04	-3,67	-0,84	-3,67	-0,47	-1,58
	St.Error	1,12	0,51	0,35	0,34	0,45	0,34	0,54	0,4	0,35	0,67	0,34	0,67	0,33	0,38
643	Estimate	-1,75	-1,35	-1,75	-0,4	-3,11	-3,11	-0,69	-18,5	-1,01	-18,57	-1,75	-2,29	-3,11	-0,69
	St.Error	0,71	0,64	0,71	0,55	1,12	1,12	0,57	2257	0,59	2257	0,71	0,83	1,12	0,57
p671	Estimate	-6,9	-9,96	-19,7	-8,52	-9,39	-8,93	6,41	-7,82	-10,7	-19,72	-19,72	-9,96	-9,97	-19,72
	St.Error	1,82	1,94	22,8	1,85	1,9	1,87	2,25	1,83	2,07	22,88	22,88	1,94	1,95	22,88

