

## RAPPORT DE STAGE MASTER II

# Comparaison de structure et de biodiversité entre des forêts exploitées et non exploitées en France : bilan des données acquises et premières perspectives

**Coryse PERNOT**

Sous la direction de

Maîtres de stage : **Yoan Paillet**  
**Frédéric Gosselin**

Tuteur universitaire : **Annick Schnitzler**



Stage réalisé du 7 Janvier au 31 Août 2012

Mémoire soutenu le 17 Septembre 2012 devant le jury composé de  
Mme Schnitzler et M. Beisel



## Faculté d'origine

Université de Lorraine  
UFR Sciences Fondamentales et Appliquées  
Campus Bridoux  
Rue du Général Delestraint  
57070 METZ  
Tel : 03.87.37.84.29  
Fax : 03.87.37.84.23



### Tuteur universitaire :

- **Mme Annick SCHNITZLER**

Professeure au Laboratoire des Interactions Ecotoxicologiques, Biodiversité, Ecosystèmes (LIEBE)  
Equipe « Traits Ecotoxicologiques, Biologiques et Ecologiques » (TEBE)  
Tel : 03.87.37.84.27  
Fax : 03.87.37.85.12  
E-mail : schnitz@univ-metz.fr

## Entreprise d'accueil

Centre Irstea  
Domaine des Barres  
45290 NOGENT SUR VERNISSON  
Tel : 02.38.95.03.30  
Fax : 02.38.95.03.59



### Maîtres de stage :

- **M. Yoan PAILLET**

Ingénieur de recherche au Centre Irstea  
Unité de recherche Ecosystèmes forestiers  
Equipe Biodiversité (BIODIV)  
Tel : 02.38.95.03.43  
E-mail : yoan.paillet@irstea.fr

- **M. Frédéric GOSSELIN**

Ingénieur de recherche au Centre Irstea  
Unité de recherche Ecosystèmes forestiers  
Equipe Biodiversité (BIODIV)  
Tel : 02.38.95.03.58  
E-mail : frederic.gosselin@irstea.fr

## **REMERCIEMENTS**

Je tiens à remercier dans un premier temps mes maîtres de stage Yoan Paillet et Frédéric Gosselin pour leur encadrement et leur soutien indéfectible ainsi que Christian Ginisty, Directeur d'Unité, grâce auquel j'ai pu effectuer ce stage au centre Irstea de Nogent sur Vernisson.

Je remercie plus particulièrement Yoan Paillet pour son aide scientifique et ses encouragements constants mais également pour ses lectures critiques et rigoureuses qui m'ont permis de fournir un rapport de qualité.

Je remercie également ma tutrice universitaire Annick Schnitzler-Lenoble pour ses cours universitaires et ses ouvrages sur le thème de la naturalité.

Je suis reconnaissante envers le personnel spécialisé Irstea qui m'a aidé dans des domaines pointus tels que

- Marion Gosselin et Yann Dumas pour les bryophytes
- Richard Chevalier pour la flore vasculaire
- Emmanuelle Dauffy-Richard pour les insectes coléoptères carabiques
- Christophe Bouget pour les insectes coléoptères saproxyliques
- Frédéric Archaux pour les oiseaux et les chiroptères
- Hilaire Martin pour les SIG

mais également les spécialistes ONF tels que

- Hubert Voiry pour la mycologie
- Denis Cartier pour la bryologie

Un grand merci également aux gestionnaires des massifs forestiers pour leur disponibilité ainsi qu'aux nombreux agents, ONF et RNF, pour leur investissement lors des campagnes d'échantillonnage.

Merci à Yoan, Frédéric G., Frédéric A., Anne et Yannick pour leur patience, leur pédagogie et leurs précieux conseils lors des analyses statistiques.

De façon plus générale je remercie toute l'équipe d'Irstea pour son accueil chaleureux et pour le climat amical qui règne sur le Domaine des Barres. Cette bonne ambiance a donné lieu à de beaux moments de partage et de convivialité.

## Déclaration sur l'honneur contre le plagiat

(à joindre obligatoirement à tout travail de recherche ou dossier remis à un enseignant)

Je soussigné(e),

Nom, Prénom, ..... PERNOT CORYSE .....

Régulièrement inscrit à l'Université Paul Verlaine-Metz,

N° de carte d'étudiant : ..... 21101587 .....

Année universitaire : ..... 2011-2012 .....

Niveau d'études : ~~L~~ M

Parcours : Conservation et Restauration de la Biodiversité (CRB)

N° UE : .....

Certifie qu'il s'agit d'un travail original et que toutes les sources utilisées ont été indiquées dans leur totalité. Je certifie, de surcroît, que je n'ai ni recopié ni utilisé des idées ou des formulations tirées d'un ouvrage, article ou mémoire, en version imprimée ou électronique, sans mentionner précisément leur origine et que les citations intégrales sont signalées entre guillemets.

Conformément à la loi, le non-respect de ces dispositions me rend passible de poursuites devant la commission disciplinaire et les tribunaux de la République Française.

Fait à Metz, le ..... 28 Août 2012 .....

Signature :



## **AVANT PROPOS**

Le projet pour lequel j'ai travaillé au cours de mon stage est un projet de recherche qui s'intitule :

**« Gestion, Naturalité et Biodiversité : développements méthodologiques et études de la biodiversité des forêts exploitées et non exploitées »**

Son budget total est de **379 590 euros TTC** et sa durée initiale est de **36 mois**.

Il a nécessité la mise en place de collaborations notamment entre

- Le centre Irstea de Nogent sur Vernisson
- Le centre Irstea de Grenoble
- Le Ministère de l'Écologie, du Développement Durable et de l'Énergie
- L'ONF
- Les Réserves Naturelles de France
- L'UMR Tetis
- L'INRA, Dynafor
- L'INRA, Biostatistique et processus Spatiaux (BioSP)

# SOMMAIRE

PARTIE 1 : Informations complémentaires.....	I
Liste des tableaux.....	II
Liste des figures.....	III
Liste des annexes.....	IV
Liste des abréviations et sigles.....	V
Présentation de l'entreprise.....	VI
PARTIE 2 : Rapport de stage.....	8
Introduction .....	8
I. Synthèse bibliographique.....	9
1. Situation actuelle des écosystèmes forestiers.....	9
2. Forêts exploitées et non exploitées : bilan des connaissances.....	10
a) Dans le projet GNB.....	10
b) Impacts de l'exploitation forestière sur la structure et la biodiversité des peuplements..	11
3. Questions soulevées par le projet.....	17
II. Matériels et méthodes.....	18
1. Plan d'échantillonnage.....	18
2. Mesures.....	20
a) Structure.....	20
b) Biodiversité .....	21
3. Analyses statistiques.....	25
a) Variables explicatives.....	25
b) Variables réponses.....	26
c) Méthodes statistiques utilisées.....	26
III. Résultats.....	27
1. Caractéristiques structurelles des peuplements.....	27
a) Bois vivant.....	27
b) Bois mort.....	29
2. Biodiversité.....	34
a) Richesse spécifique par groupes taxonomiques.....	34
b) Richesse spécifique par groupes écologiques.....	37
3. Effets des mesures de gestion sur la structure et la biodiversité.....	37
a) Effets de l'ancienneté de la dernière exploitation.....	37
b) Effets du type de traitement sylvicole.....	39
IV. Discussion.....	40
Conclusion .....	47
PARTIE 3 : Références bibliographiques.....	49
PARTIE 4 : Annexes.....	56

# PARTIE 1 : Informations complémentaires

## Liste des tableaux

Tableau I : Présentation des massifs.....	19
Tableau II : Densités moyennes des bois vivants à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne.....	27
Tableau III : Densités moyennes des bois vivants dont le diamètre est supérieur à 60 cm à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne.....	28
Tableau IV: Surfaces terrières moyenne des bois vivants à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne.....	29
Tableau V : Densités moyennes d'arbres vivants porteurs de micro-habitats à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne.....	29
Tableau VI : Densités moyennes des bois morts debout à l'hectare en distinguant les souches et les bois mort au sol dont le diamètre est supérieur à 30 cm en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne.....	30
Tableau VII : Volumes moyens en m <sup>3</sup> /ha des bois morts debout à l'hectare en distinguant le volume de souches et le volume de bois morts au sol en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne.....	31
Tableau VIII : Densités moyennes des arbres morts porteurs de micro-habitats à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne.....	32
Tableau IX : Résultats des modèles statistiques GLMM (distribution de poisson) pour la biodiversité en considérant les groupes taxonomiques en fonction du mode d'exploitation et de l'altitude.....	33
Tableau X : Résultats des modèles GLMM (distribution de poisson) pour la biodiversité en considérant les groupes écologiques en fonction du mode d'exploitation et de l'altitude.....	36
Tableau XI : Répartition des types de traitements sylvicoles au sein des placettes GNB.....	39
Tableau XII: Résultats significatifs des modèles GLMM (distribution de poisson) pour la biodiversité en fonction du type de traitement sylvicole.....	40

## Liste des figures

Figure n°1 : Cycle sylvigénétique d'une hêtraie-sapinière sub-naturelle dans les Pyrénées.	12
Figure n°2 : Répartition des massifs forestiers du projet GNB en 2012 .....	18
Figure n°3 : Schéma général d'une placette selon le protocole dendrométrique ( $D_{1.30}$ ).....	21
Figure n°4 : Positionnement des pièges à fosse.....	23
Figure n°5 : Positionnement des pièges à interception.....	24
Figure n° 6 : Densités moyennes des bois vivants à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées.....	27
Figure n° 7 : Densités moyennes des gros bois vivants à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées.....	28
Figure n° 8 : Surfaces terrières moyennes des bois vivants à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées.....	28
Figure n° 9: Densités moyennes des arbres vivants porteurs de micro-habitats à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées.....	29
Figure n°10 : Densités moyennes des bois morts debout à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées.....	30
Figure n°11 : Densités moyennes des bois morts au sol ( $D > 30$ cm) à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées.....	30
Figure n°12 : Volumes moyens des bois morts au sol (V.BMS), des bois morts debout (V.BMD) et des souches (V.S) en $m^3/ha$ en forêts exploité vs. forêts non exploité.....	31
Figure n°13 : Densités moyennes des arbres morts porteurs de micro-habitats à l'hectare en forêt exploitées vs. forêts non exploitées.....	32
Figure n°14 : Evolution du volume moyen de bois mort total (V.BMT) en $m^3/ha$ en fonction de l'ancienneté de la dernière exploitation.....	38
Figure n°15 : Evolution du volume moyen des bois morts au sol (V.BMS) en $m^3/ha$ en fonction de l'ancienneté de la dernière exploitation.....	38
Figure n°16 : Evolution de la densité moyenne des souches en fonction de l'ancienneté de la dernière exploitation.....	38
Figure n°17 : Evolution de la richesse spécifique en champignons lignicoles en fonction de l'ancienneté de la dernière exploitation en distinguant les placettes en forêts exploitées et non exploitées.....	39
Figure n°18 : Evolution du volume moyen de bois mort debout (V.BMD) en $m^3/ha$ selon le type de gestion.....	39

## Liste des annexes

Annexe A : Classification du programme CATMINAT

Annexe B : Clé des micro-habitats. Description, codification et schéma (Vuidot et al., 2011)

Annexe C : Calculs des variables dérivées pour le bois vivant

Annexe D : Calculs des variables dérivées pour le bois mort

Annexe E : Récapitulatif des campagnes d'échantillonnage par massif

Annexe F : Résultats du Bootstrap - surfaces terrières par essence

Annexe G : Effets de l'ancienneté de la dernière exploitation sur l'ensemble des variables dendrométriques étudiées

Annexe H : Effets de l'ancienneté de la dernière exploitation sur les groupes taxonomiques et écologiques selon une distribution de poisson

Annexe I : Effets du type de traitement sylvicole sur l'ensemble des variables dendrométriques étudiées

Annexe J : Effet du type de traitement sylvicole sur les groupes taxonomiques et écologiques

## Liste des abréviations et sigles

IRSTEA : Institut national de Recherche en Sciences et Technologies pour l'Environnement et l'Agriculture

CEMAGREF : Centre national du Machinisme Agricole, du Génie Rural, des Eaux et des Forêts

FAO : Food and Agriculture Organization

SNB : Stratégie Nationale pour la Biodiversité

GNB : Gestion, Naturalité et Biodiversité

SENP : Suivi des Espaces Naturels et Protégés

IBP : Indice de Biodiversité Potentielle

DBH : Diameter at Breast Height

BV : Bois Vivant

BMD : Bois Mort Debout

BMS : Bois Mort au Sol

PBMS : Petits Bois Mort au Sol

REG : REGénération

STOC-EPS : Suivi Temporel des Oiseaux Communs – Echantillonnages Ponctuels Simples

IC : Intervalle de Confiance

N.BV.ha : Densité moyenne des bois vivants à l'hectare

N.BV.60.ha : Densité moyenne des bois vivants ( $D \geq 60$  cm)

N.BMD.ha : Densité moyenne des bois morts debout à l'hectare

N.S.ha : Densité moyenne des souches à l'hectare

N.BMS.30.ha : Densité moyenne des bois morts au sol ( $D \geq 30$  cm) à l'hectare

G.BV.tot : Surface terrière moyenne de l'ensemble des bois vivants

G.BV.CHE : Surface terrière moyenne des chênes vivants

G.BV.HET : Surface terrière moyenne des hêtres vivants

G.BV.CHA : Surface terrière moyenne des charmes vivants

G.BV.SAP : Surface terrière moyenne des sapins vivants

G.BV.EPC : Surface terrière moyenne des épicéas vivants

G.BV.Autres : Surface terrière moyenne des bois vivants appartenant à d'autres essences

V.BMD : Volume moyen des bois morts debout

V.BMS : Volume moyen des bois morts au sol

V.BMT : Volume moyen de bois mort total

V.S : Volume moyen des souches

N.microhabs.BV : Densité moyenne d'arbres vivants porteurs de micro-habitats à l'hectare

N.microhabs.BMD : Densité moyenne d'arbres morts porteurs de micro-habitats à l'hectare

C : Placette en cours de Conversion

FI : Placette gérée en Futaie Irrégulière

FR : Placette gérée en Futaie Régulière

## Présentation de l'entreprise

Irstea, anciennement Cemagref, est un institut public de recherches finalisées sur des enjeux identifiés ou émergents liés au développement durable. Son objectif est de produire des solutions concrètes au bénéfice de la décision publique. Le modèle Irstea repose sur quatre paramètres ([www.irstea.fr](http://www.irstea.fr)) :

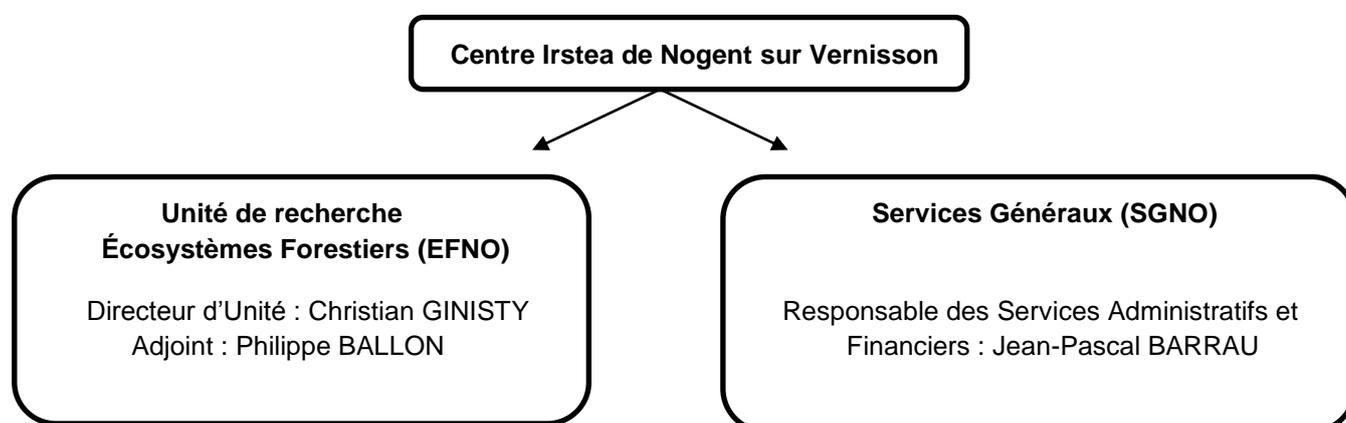
- Une recherche partenariale à fortes composantes technologiques et méthodologiques fondée sur une démarche de co-construction des questionnements scientifiques avec de nombreux acteurs économiques.
- Une recherche en appui aux politiques publiques à travers une importante coopération d'Irstea avec les Ministères, les collectivités territoriales, les services déconcentrés de l'Etat ou des Agences telles que l'ONF, l'Onema,...
- Une coopération scientifique avec les organismes de recherche et les Universités.
- Une implication dans les réseaux européens de recherche environnementale, dans l'évaluation des politiques publiques européennes, dans les échanges et dans les coopérations avec des établissements de recherche dans le monde (Canada, Australie, Brésil)

Actuellement 9 centres Irstea existent en France avec, pour chacun, des thématiques d'étude propres tels que

Les risques naturels et la vulnérabilité des écosystèmes  
L'eau et le fonctionnement des milieux aquatiques  
Les écosystèmes de montagne  
L'agriculture et l'élevage  
Les espaces ruraux et les agrosystèmes  
Les écotechnologies et les usages de l'eau  
Les eaux continentales, eaux usées et agroéquipements  
L'eau  
Les écosystèmes forestiers

**Aix-en-Provence**  
**Bordeaux**  
**Grenoble**  
**Rennes**  
**Clermont-Ferrand**  
**Montpellier**  
**Anthony**  
**Lyon**  
**Nogent sur Vernisson**

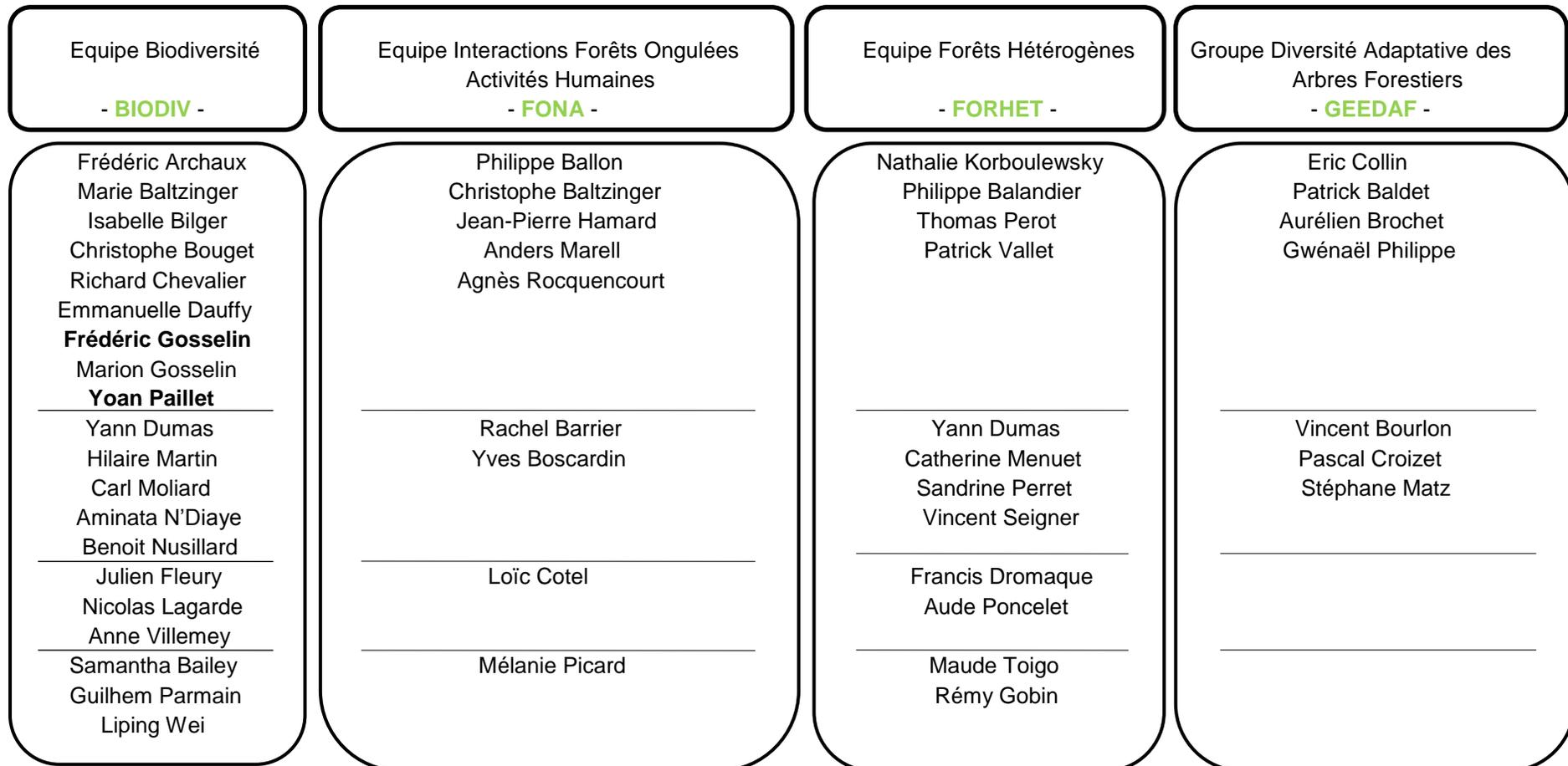
Ce dernier s'organise de la façon suivante



Directeur régional Centre et Bourgogne  
**Michel PENEL**

Adjoint de M.PENEL et Directeur de l'Unité de Recherche Ecosystèmes Forestiers (**EFNO**)  
**Christian GINISTY**

Adjoint  
Philippe BALLON



## PARTIE 2 : Rapport de stage

### Introduction

Depuis 1976, la stratégie de conservation de la nature en France est fondée sur des espaces protégés réglementaires (Schnitzler, 2008). Cependant, ce n'est qu'en 1992 que la Convention de la Diversité Biologique à Rio de Janeiro a permis une prise de conscience collective du problème d'érosion de la biodiversité et ce, quel que soit l'écosystème considéré ([www.developpement-durable.gouv.fr](http://www.developpement-durable.gouv.fr)).

De par leur multifonctionnalité (préservation de l'environnement grâce au maintien des sols et à la conservation de la diversité biologique, production de matière première, accueil du public,...), les écosystèmes forestiers font l'objet d'une attention toute particulière et leur exploitation s'inscrit dorénavant dans une démarche de gestion durable comme le montre la dernière version du code forestier : « la gestion durable des forêts garantit leur diversité biologique, leur productivité, leur capacité de régénération, leur vitalité et leur capacité de satisfaire, actuellement et pour l'avenir, les fonctions économiques, écologiques et sociales pertinentes aux niveaux local, national et international, sans causer de préjudices à d'autres écosystèmes. » (Article L1, [www.legifrance.gouv.fr](http://www.legifrance.gouv.fr))

Cependant, pour être pertinentes et efficaces, ces mesures doivent être définies selon un état de référence. Or, en Europe, l'écrasante majorité des forêts a été façonnée par la sylviculture et il ne subsiste que des vestiges de forêts primaires (Schnitzler, 1996). Il a donc semblé judicieux de se tourner vers des peuplements forestiers mis en réserve puisque environ 15 000 ha d'entre eux sont considérés comme des forêts à caractère naturel selon les 3 critères des Réserves Naturelles de France définis en 1997 que sont (Gilg *et al.*, 2008) :

- Pas d'exploitation depuis au minimum 50 ans
- Présence de vieux bois vivants et de gros arbres morts
- Peuplements formés d'espèces autochtones

Ainsi 0.26% des forêts françaises est protégé par des Réserves Naturelles Nationales et dans 80% des cas le principe de non intervention est appliqué sur l'intégralité ou une partie de l'espace protégé (Gilg *et al.*, 2008). La surface forestière protégée par les Réserves Biologiques Intégrales représente quant à elle, 0.03% des forêts françaises (Vallauri, 2009). Partant de ce constat et à l'instar d'autres pays européens, la comparaison de forêts exploitées et non exploitées est apparue comme une solution pour évaluer l'impact de l'exploitation forestière sur la structure dendrométrique des peuplements et sur la biodiversité qu'ils renferment. Le projet GNB (Gestion, Naturalité, Biodiversité) a ainsi vu le jour courant de l'année 2008 avec les objectifs suivants :

- Quantifier et comprendre la réponse de 7 groupes taxonomiques au mode d'exploitation forestière
- Tester des indicateurs indirects de biodiversité
- Développer une méthodologie répliquable, standardisée, rapide et peu coûteuse concernant les protocoles d'échantillonnage pour l'acquisition des données et les analyses statistiques pour leur traitement

La question de recherche principale de ce stage étant « Quelles sont les différences en termes de structure et de biodiversité entre les forêts exploitées et non exploitées françaises ? », ce rapport s'apparente à un document de synthèse des données récoltées depuis 2008 à destination des gestionnaires où des premiers éléments de réponse seront présentés.

## I. Synthèse bibliographique

### 1. Situation actuelle des écosystèmes forestiers

L'Europe<sup>1</sup> est une zone biogéographique regroupant 50 pays pour une superficie forestière qui dépasse de peu 1 milliard d'hectares, soit 25 % de la superficie forestière mondiale (FAO, 2011). Sur la base de statistiques réunies dans FRA 2010, les forêts couvrent en moyenne 45 % de la superficie totale des terres en Europe, la fourchette s'étalant de 0 % à Monaco à 73 % en Finlande (Rapport Etats des Ressources Forestières, 2011, FAO).

En France, la forêt représente **15,3 millions d'hectares en métropole** soit 28,3% du territoire selon la répartition suivante ([www.developpement-durable.gouv.fr](http://www.developpement-durable.gouv.fr)):

- 10,6 millions d'hectares de forêts privées (69.28%)
- 4,7 millions d'hectares de forêts publiques (30.72%)

De par leurs rôles multiples - environnemental, économique et socio-culturel - les écosystèmes forestiers sont des milieux à fort enjeu. D'après les travaux du « Millenium Ecosystem Assessment », 8 à 10% des espèces de vertébrés des forêts tempérées sont menacées d'extinction. En Europe, le niveau de menace des organismes liés au bois mort est assez alarmant puisque 20 à 40% des organismes forestiers figurent sur des listes nationales de taxons menacés d'extinction (Mace *et al.*, 2005).

Les chiffres cités précédemment donnent tout leur sens aux mesures de protection, aux renforcements des législations et à la promotion de la gestion durable des forêts initiés ces dernières années. En France, les actions effectuées pour protéger la biodiversité dans les forêts émanent de la stratégie nationale pour la biodiversité (SNB) adoptée en 2004. Cette dernière se décline en dix plans d'actions dont deux concernent la forêt :

- Le plan d'action « Forêt » qui regroupe des actions liées à l'amélioration de la connaissance et à l'établissement de règles de gestion favorables à la préservation de la biodiversité.
- Le plan d'action « Patrimoine naturel » qui vise à une augmentation du nombre d'aires protégées et d'espèces protégées.

De plus, l'engagement n°77 du Grenelle de l'Environnement datant de 2007, dont l'objectif est de « dynamiser la filière bois en protégeant la biodiversité forestière ordinaire et remarquable », recommande une gestion durable des forêts notamment en :

- Valorisant le bois local
- Adaptant les normes de construction au matériau bois
- En renforçant les certifications (FSC et PEFC)
- En reconnaissant et en valorisant les services environnementaux de la forêt

<sup>1</sup> Les pays et zones inclus dans cette région aux fins du présent rapport sont les suivants: Albanie, Allemagne, Andorre, Autriche, Bélarus, Belgique, Bosnie-Herzégovine, Bulgarie, Croatie, Danemark, Espagne, Estonie, Ex-République yougoslave de Macédoine, Fédération de Russie, Finlande, France, Gibraltar, Grèce, Guernesey, Hongrie, Île de Man, Îles Féroé, Îles Svalbard et Jan Mayen, Irlande, Islande, Italie, Jersey, Lettonie, Liechtenstein, Lituanie, Luxembourg, Malte, Monaco, Monténégro, Norvège, Pays-Bas, Pologne, Portugal, République de Moldova, République tchèque, Roumanie, Royaume-Uni, Saint-Marin, Saint-Siège, Serbie, Slovaquie, Slovénie, Suède, Suisse, Ukraine.

## 2. Forêts exploitées et non exploitées : bilan des connaissances

Actuellement, la préservation de la biodiversité est devenue l'une des préoccupations principales de la gestion et des politiques forestières (Gosselin et Laroussinie, 2004). Ainsi de nombreux projets se sont appliqués à évaluer l'impact de l'exploitation forestière sur la biodiversité et particulièrement sur la biodiversité forestière.

### a] Dans le projet GNB

L'état de référence à considérer pour évaluer cet impact a été la première difficulté rencontrée par les scientifiques. En effet, même si l'état des forêts vierges européennes a été le sujet de nombreuses études (Gilg, 2004), ces forêts n'existent plus depuis le Néolithique en Europe (Pitte, 2003). De par leur statut de protection, les espaces réglementaires protégés forestiers sont préservés des perturbations anthropiques et sont donc apparus comme de bons candidats pour ces études.

En France, l'extension des Réserves Biologiques au sein du Réseau d'Espaces Naturels Protégés est l'une des mesures pour améliorer la biodiversité forestière métropolitaine (Mesures de protection renforcées pour préserver la biodiversité « ordinaire » : [www.onf.fr](http://www.onf.fr)). Cet outil de protection, propre aux forêts publiques, se distingue en deux types :

- Les Réserves Biologiques Dirigées (RBD) qui ont pour objectif la conservation de milieux et d'espèces remarquables. Elles procurent à ce patrimoine naturel la protection réglementaire et la gestion conservatoire spécifique qui peuvent être nécessaires pour une conservation efficace.
- Les Réserves Biologiques Intégrales (RBI) qui sont des réserves dans lesquelles toute intervention (exploitation forestière, coupe sanitaire,...) est proscrite. La forêt est donc laissée en libre évolution.

46 % des surfaces boisées de ces réserves sont des forêts non exploitées ; c'est-à-dire des espaces où il n'y a aucune gestion sylvicole active (Gilg *et al.*, 2008).

La France métropolitaine comptabilise également 110 Réserves Naturelles qui protègent 40 298 ha de forêts et, dans 80 % d'entre elles, le principe de non-intervention est appliqué sur tout ou une partie de la forêt.

Le projet GNB a donc exploité l'ensemble de ces réseaux pour mettre en place son étude de comparaison forêts exploitées vs. forêts non exploitées. Comme les massifs sélectionnés sont situés aussi bien en plaine qu'en moyenne montagne, l'altitude a dû être considérée comme un modérateur de la bi-modalité de l'exploitation forestière.

Au commencement du projet GNB, la première tâche a été de recenser les travaux sur cette problématique à l'échelle européenne. En ce sens, la méta-analyse, démarche statistique combinant les résultats d'une série d'études indépendantes sur un problème donné, a permis de regrouper et de traiter dans leur ensemble 49 articles scientifiques publiés entre 1978 et 2007 (Paillet *et al.*, 2010). Les principaux résultats obtenus sont les suivants :

- La richesse spécifique est globalement plus élevée dans les forêts non exploitées.
- Les groupes taxonomiques et écologiques répondent de manière contrastée à l'exploitation forestière.

La flore vasculaire et les insectes non saproxyliques ont une richesse spécifique plus élevée en forêts exploitées. Ce résultat est marginalement significatif pour la flore vasculaire et non significatif pour les insectes non saproxyliques. Les champignons, les lichens et les insectes coléoptères carabiques et saproxyliques ont une richesse spécifique significativement plus élevée en forêts non exploitées. Enfin les bryophytes ont une réponse marginalement significative en faveur de la non-exploitation et les oiseaux montrent des résultats non significatifs.

- Les groupes taxonomiques et écologiques répondent différemment à l'ancienneté de l'arrêt d'exploitation.

- La richesse spécifique, tous groupes confondus, devient plus élevée en forêts non exploitées à partir de 20 ans d'arrêt d'exploitation.

L'absence de gestion couvre certainement des mécanismes divers difficilement appréhendables dans leur ensemble.

Paillet *et al.* (2010) laisse entendre que l'ancienneté de la dernière exploitation des placettes situées en forêts non exploitées peut avoir un pouvoir explicatif important face aux résultats obtenus. Pour preuve, leurs résultats indiquent que la richesse spécifique devient plus élevée en forêts non exploitées autour de 18 ans après la dernière intervention forestière pour les insectes coléoptères carabiques et 43 ans pour les champignons.

De par la forte variabilité de l'ancienneté de la dernière exploitation dans notre jeu de données, cette variable temporelle sera prise en compte dans nos analyses en tant que facteur explicatif.

De plus, les placettes situées en forêts exploitées sont gérées selon 3 traitements sylvicoles différents à savoir la conversion, la futaie régulière et la futaie irrégulière. Or les traitements sylvicoles définis par les modes de gestion ont un impact considérable sur la biodiversité des écosystèmes forestiers et sur leur fonctionnement (Le Tacon *et al.*, 2001).

Dans un premier temps, la différence entre les traitements sylvicoles est liée aux modes de reproduction des arbres. En effet, dans un traitement en futaie, la reproduction s'effectue via les semences. Le traitement sylvicole de conversion, quant à lui, consiste à passer du traitement du taillis-sous-futaie ou du taillis simple à celui de la futaie régulière après une période de vieillissement et de régularisation et les essences en présence se reproduisent par rejets (Lanier *et al.*, 1994).

Dans un second temps, les traitements diffèrent par les délais entre les rotations. En effet, avec le traitement en futaie régulière, le renouvellement se fait sur une courte durée et sur la totalité de la parcelle. Au contraire, avec le traitement en futaie irrégulière, les opérations sylvicoles se font plus ou moins continuellement et la parcelle ne se trouve jamais entièrement renouvelée d'un coup ([www.crpf.fr](http://www.crpf.fr)). Le traitement en conversion, quant à lui, se traduit par de multiples coupes préparatoires afin d'épuiser le taillis et d'enrichir la réserve de semences.

L'effet des traitements sylvicoles sur la structure et la biodiversité sera donc étudié dans nos analyses en tant que facteur explicatif.

#### *b] Impacts de l'exploitation forestière sur la structure et la biodiversité des peuplements*

### **Structure**

Le cycle forestier se décompose en 5 phases que sont (Winter et Brambach, 2011)

- la phase de rajeunissement : renouvellement de la forêt, régénération abondante, milieu ouvert
- la phase initiale : forêt jeune et dense
- la phase optimale : forêt mature avec des arbres de grande taille et de diamètre moyen, milieu fermé
- la phase terminale : forêt mature, présence de gros arbres, milieu fermé
- la phase de déclin : forêt dépérissante, ouverture du milieu

Le cycle sylvigénétique dure environ 400 ans (Gilg, 2004) mais sa durée varie en fonction des essences forestières qui composent le peuplement et des conditions climatiques du milieu (Figure n°1).

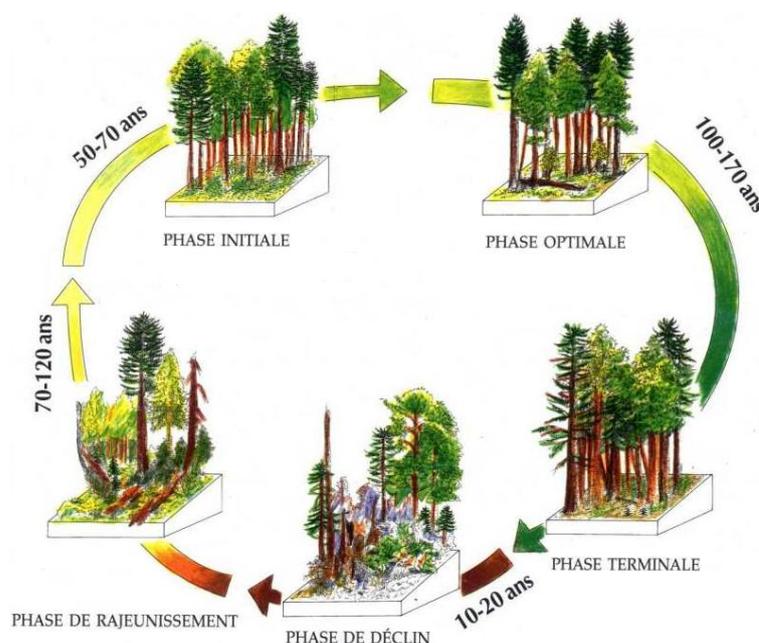


Figure n°1 : Cycle sylvigénétique d'une hêtraie-sapinière sub-naturelle dans les Pyrénées

Le bois vivant fournit une multitude d'informations notamment sur la dynamique du peuplement, sa composition, sa maturité ou encore sur la fertilité des sols. En France, le volume moyen des bois vivants en forêts exploitées est de l'ordre de 162 m<sup>3</sup>/ha ([www.ifn.fr/memento\\_2012\\_.pdf](http://www.ifn.fr/memento_2012_.pdf)).

Le bois mort, quant à lui, est perçu pour avoir un rôle écologique crucial en forêt même s'il reste encore mal connu. Grâce à des travaux récents qui le considèrent comme un bon indicateur de biodiversité (Lassauce *et al.*, 2011; Ranius et Fahrig, 2006) et de gestion durable, sa présence dans les forêts de production redevient légitime. Malgré ces constats, la quantité de bois mort est encore actuellement un bon descripteur des forêts à caractère « naturel » car il s'agit de l'un des principaux facteurs pour distinguer les forêts exploitées et non exploitées (Cooper-Ellis, 1998). Dans les forêts naturelles tempérées, le volume moyen de bois mort est de 200 m<sup>3</sup>/ha (Vallauri, 2003) contre un volume moyen 8 m<sup>3</sup>/ha de bois morts debout et de 17 m<sup>3</sup>/ha de bois mort au sol dans les forêts exploitées françaises ([www.ifn.fr/memento\\_2012\\_.pdf](http://www.ifn.fr/memento_2012_.pdf)).

## Biodiversité

### - Synthèse générale des travaux scientifiques

D'après Bengtsson *et al.* (2000), les espèces ne sont pas toutes équitablement affectées par la sylviculture et ces différences sont souvent à mettre en relation avec leurs capacités de dispersion et leurs degrés de spécialisation. Les organismes qui peuvent être affectés par l'exploitation forestière sont (Gosselin et Gosselin, 2004):

- Les organismes saproxyliques tels que les champignons lignicoles, les bryophytes, les insectes coléoptères saproxyliques et certains groupes écologiques des insectes coléoptères carabiques
- Les organismes dépendant de gros et vieux arbres comme ressource alimentaire ou site nichoir tels que les chiroptères et les oiseaux

- Les organismes sensibles aux changements de conditions environnementales tels que la flore vasculaire

### Champignons

**Champignons lignicoles** (exemples *Trametes gibbosa*, *Stereum subtomentosum*, *Hypholoma fasciculare*)



Les écosystèmes forestiers représentent les milieux les plus diversifiés en espèces fongiques. Parmi elles se trouvent les champignons lignicoles qui sont des champignons xylophages utilisant le contenu des cellules du bois sans en détruire la paroi. Ils font partie des acteurs de la décomposition de la matière organique du bois mort. D'après Kotiranta (2001), 20% des espèces lignicoles sont potentiellement menacées. Parmi les facteurs potentiels de régression, la réduction globale du volume de bois mort, qui accompagne l'action de l'homme dans les écosystèmes forestiers tempérés, occupe une place centrale (Richard *et al.*, 2005). En effet, Müller *et al.* (2002) montrent que la quantité et les différents stades de décomposition du bois mort qui se trouvent dans les forêts « naturelles » expliquent leur forte diversité de pourriture fongique par rapport aux forêts exploitées. Cependant, le type de bois mort semble avoir également son importance. Lassaue *et al.* (2011) montrent une corrélation positive plus forte entre la richesse en espèce saproxyliques et les bois morts debout que les bois morts au sol. Au contraire, la richesse spécifique n'est pas significativement corrélée avec le volume de souches.

### Règne végétal

**Bryophytes** (exemples *Hypnum crupressiforme*, *Polytrichum commune*, *Ulota crispata*)



Ce groupe taxonomique est sensible à de nombreux facteurs. Soderstrom (1988) a dans un premier temps montré l'importance du régime hydrique dans la composition des cortèges bryophytiques en comparant des peuplements exploités plus exposés à la sécheresse que les peuplements dits « naturels ». Vellak et Paal (1999) ont montré par la suite que la diversité spécifique est plus élevée et les strates bryophytiques qui composent un cortège plus nombreuses dans les forêts non exploitées.

Plus récemment, il a été prouvé que les cortèges bryophytiques varient en fonction de la composition des peuplements forestiers (Vellak et Ingerpuu, 2005). D'autre part, la composition des cortèges bryophytiques semble varier en fonction du type de substrat pour preuve, Rajandu *et al.* (2009) montrent qu'il existe une nette différence dans la

composition des espèces de bryophytes entre les souches et les rondins. En faisant le lien avec l'exploitation forestière, ils indiquent que la gestion a un effet négatif sur la quantité de rondins alors que le nombre de souches et les cortèges bryophytiques qui leur sont associés sont plus élevés dans les forêts exploitées par rapport aux forêts non exploitées.

L'ensemble de ces études, principalement menées dans les forêts boréales, a permis l'ajout des bryophytes à la liste des bons indicateurs pour évaluer le niveau de gestion forestière dans ce biome (Vellak et Ingerpuu, 2005).

**Flore vasculaire** (exemples *Paris quadrifolia*, *Oxalis acetosella*, *Lamiastrum galeobdolon*)



La flore vasculaire reflète d'une part les conditions stationnelles d'un site mais nous fournit également des renseignements sur les conditions climatiques (hygrométrie, luminosité,...). De plus Zenner *et al.* (2006) ont montré que la flore vasculaire est impactée par un gradient d'exploitation allant de la coupe à blanc jusqu'à une exploitation plus modérée. Ce groupe taxonomique apparaît donc riche d'informations directes (richesse spécifique) mais également indirectes via l'utilisation de classifications spécialisées telles que le programme CATMINAT (Catalogue des Milieux Naturels) dont l'objectif principal est de décrire les milieux naturels de la France métropolitaine (Julve, 2007). Ce programme permet d'assigner une note à chaque espèce selon ses préférences écologiques. Ainsi les espèces appartenant à la végétation aquatique majoritairement algale ont une note de 01 tandis que les espèces appartenant à la végétation arborescente ou herbacée intra-forestière ont une note de 16. La classification détaillée de ce programme est présentée en Annexe A.

### Règne animal

**Insectes coléoptères carabiques** (exemples *Abax parallelus*, *Abax ovalis*, *Molops piceus*)



Majoritairement prédateurs, ils sont assimilés à des auxiliaires forestiers, actifs dans la régulation des phytophages et xylophages (Nageleisen et Bouget, 2009). Koivula et Niemelä (2002) ont étudié leur sensibilité à la gestion forestière et notamment aux coupes. D'autre part Werner et Raffa (2000) ont montré que la composition des cortèges de carabidés est liée au type de gestion forestière et aux caractéristiques de l'habitat. Les études de ce groupe taxonomique peuvent devenir très approximatives si le degré de spécialisation des espèces n'est pas pris en compte. Pour preuve, Du Bus De Warnaffe et

Lebrun (2004) ont montré que les espèces opportunistes et eurytopiques se rencontrent majoritairement dans les forêts jeunes et exploitées. Les espèces forestières, quant à elles, se trouvent principalement dans les chênaies-hêtraies matures et les espèces ubiquistes dans des forêts de conifères d'âge intermédiaire.

### Insectes coléoptères saproxyliques (exemples *Alosterna tabacicolor*, *Anaglyptus mysticus*)



Une espèce saproxylique dépend durant une partie au moins de son cycle de vie du bois mort ou mourant, des champignons habitant le bois ou d'autres espèces saproxyliques (Gilg et Schwoerher, 2004). 11 % des coléoptères saproxyliques sont maintenant menacés ([www.iucn.org](http://www.iucn.org)). D'après de nombreux travaux (Dodelin, 2006 ; Brin *et al.*, 2011 ; Lassauce *et al.*, 2011), il existe une relation positive entre l'âge du peuplement, le volume de bois mort et la richesse spécifique des insectes coléoptères saproxyliques. Plus finement, il semblerait que ce soit la diversité des bois morts plus que leur quantité qui a un effet positif important pour la diversité spécifique (Similä *et al.*, 2003). D'autre part, les insectes coléoptères saproxyliques sont sensibles à l'exploitation forestière. En effet, Johansson *et al.* (2007) ont montré que les assemblages des groupes fonctionnels diffèrent significativement entre les coupes à blanc, les peuplements matures exploités et les vieux peuplements non exploités.

### Chauves-souris (exemples *Rhinolophus hipposideros*, *Myotis emarginatus*, *Plecotus auritus*)



De par leur activité nocturne et leur émission d'ultrasons inaudibles pour l'oreille humaine, le groupe taxonomique des chiroptères représente un ensemble d'espèces difficiles à contacter. Cependant, grâce aux nouvelles technologies et nouvelles connaissances sur leur écologie, des études récentes réussissent à lever le voile sur ce groupe.

D'un point de vue écologique, la place des chauves-souris au sein de l'écosystème peut être assimilée à celle des oiseaux insectivores diurnes (Bas, 2011). La plupart des espèces sont forestières et nichent dans différents types de micro-habitats tels que les cavités, les décolllements d'écorce, les fissure,...(Annexe B) majoritairement rencontrés sur le bois mort (Tillon, 2008).

En Amérique du nord, Hayes *et al.* (2007) ont montré l'influence de la gestion forestière sur les chauves-souris.

Ces principales conclusions sont les suivantes :

- La gestion forestière a un impact direct sur les chauves-souris via la structure des peuplements (disponibilité et caractéristiques des zones de repos, disponibilité de la ressource alimentaire)
- Les chauves-souris ont des préférences en termes de site de repos. Il existe une corrélation positive entre l'abondance de ces sites et l'abondance en chauves-souris
- Le nombre d'obstacles présents sur une aire donnée peut fortement influencer l'utilisation de l'habitat.

Ce dernier résultat a été repris par Obrist *et al.* (2011) qui ont fait le lien entre la structure des peuplements forestiers et l'adresse des chauves-souris lors de leur vol. Ainsi ils ont montré que les espèces de chauves-souris avec une faible manœuvrabilité apparaissaient plus souvent dans les peuplements exploités tandis que celles à forte manœuvrabilité se concentrent majoritairement dans les peuplements non exploités.

**Oiseaux** (exemples *Dryocopus martius*, *Garrulus glandarius*, *Regulus regulus* )



Les oiseaux forestiers jouent un rôle fonctionnel essentiel dans les écosystèmes forestiers et sont souvent considérés comme de bons indicateurs de biodiversité (Gil-Tena *et al.*, 2007). Malgré le fait que certaines espèces soient ubiquistes, l'avifaune peut être un bon indicateur de l'état d'un peuplement forestier puisque à chaque stade de sylvigénèse correspond une communauté particulière (Drapeau *et al.*, 2001). En effet, parmi les espèces forestières spécialistes, 39% privilégieront une forêt avec des arbres sénescents car elles sont tributaires du bois mort. Dans ce sens, Gunn et Hagan Iii (2000) ont montré que les pics utilisent préférentiellement des arbres avec des caractéristiques indiquant un état de santé défaillant telles que la présence de branches et/ou houppiers cassés ou encore de champignons.

#### - Synthèse des travaux scientifiques du projet GNB

Paillet *et al.* (2010) ont montré dans leur méta-analyse que les connaissances sur les différences de biodiversité entre forêts exploitées et non exploitées restent imparfaites notamment dans les pays tempérés. En effet, le nombre de références sur les forêts boréales est conséquent et, de ce fait, l'état de référence est plus fourni et solide dans ce biome. D'autre part, pour les travaux effectués en forêts tempérées, certains groupes taxonomiques semblent laissés pour compte notamment les champignons et les bryophytes ce qui engendre leurs sous-représentations. Actuellement, les travaux de Toïgo *et al.* (in press), Vuidot *et al.* (2011) et Paillet *et al.*, 2012 (in prep) traitant respectivement des carabidés, des micro-habitats et de la flore vasculaire ont utilisé les données GNB et leurs résultats vont donc pouvoir alimenter le réseau européen travaillant sur cette thématique.

En considérant les insectes coléoptères carabiques dans leur globalité, Toïgo *et al.* (in press) ont montré que seule la richesse spécifique des spécialistes forestiers et ceux de milieux ouverts est positivement influencée par la mise en réserve. Pour les autres groupes écologiques, la structure du peuplement semble plus importante que l'exploitation forestière notamment la surface terrière, la forme d'humus, le pH ou encore la végétation herbacée.

Vuidot *et al.* (2011) ont montré que, au niveau du peuplement, les forêts non exploitées contiennent plus d'arbres susceptibles d'avoir des micro-habitats. Cependant, au niveau de l'arbre, la gestion forestière n'a aucune influence sur la présence de micro-habitats. Enfin pour la flore herbacée, Paillet *et al.*, (in prep) ont montré que la gestion forestière n'est pas le principal facteur influençant la richesse spécifique totale. Cette dernière réagit également à l'altitude et la surface terrière. Ainsi la surface terrière a un effet négatif sur la richesse spécifique totale en plaine alors que cet effet n'existe pas en montagne.

### 3. Questions soulevées par le projet

Les principales questions émises sont les suivantes :

**Q1** : Les forêts exploitées et non exploitées se différencient-elles par leur structure et leur composition ?

**Q2** : Les groupes taxonomiques et écologiques étudiés sont-ils impactés par l'exploitation forestière ?

**Q3** : L'ancienneté de la dernière exploitation forestière influence-t-elle la structure et la biodiversité des forêts exploitées et non exploitées ?

**Q4** : Le type de traitement sylvicole influence-t-il la structure et la biodiversité des forêts exploitées et non exploitée?

## II. Matériels et méthodes

### 1. Plan d'échantillonnage

Afin d'assurer une cohérence dans le travail de comparaison forêts exploitées vs. forêts non exploitées, les massifs ont été sélectionnés selon plusieurs critères :

- Présence de Réserve Biologique Intégrale ou de Partie Intégrale de Réserve Naturelle Forestière.
- Restriction dans le type de forêt étudié ; peuplement dominé par le hêtre et le chêne pour les massifs de plaine et par le hêtre, le sapin et l'épicéa pour les massifs de montagne.

En 2012, 15 massifs forestiers (Figure n°2) ont été étudiés pour un total de 213 placettes (Tableau I). Ils se répartissent en deux groupes :

- Forêts de plaine représentées par les massifs d'Auberive, Fontainebleau, Citeaux, Combe - Lavaux, Haut Tuileau, Bois du Parc, Chizé, Rambouillet et Verrières.
- Forêts de montagne représentées par les massifs du Grand Ventron, Ballons Comtois, Ventoux, Lure, Engins et Haute Chaîne du Jura.

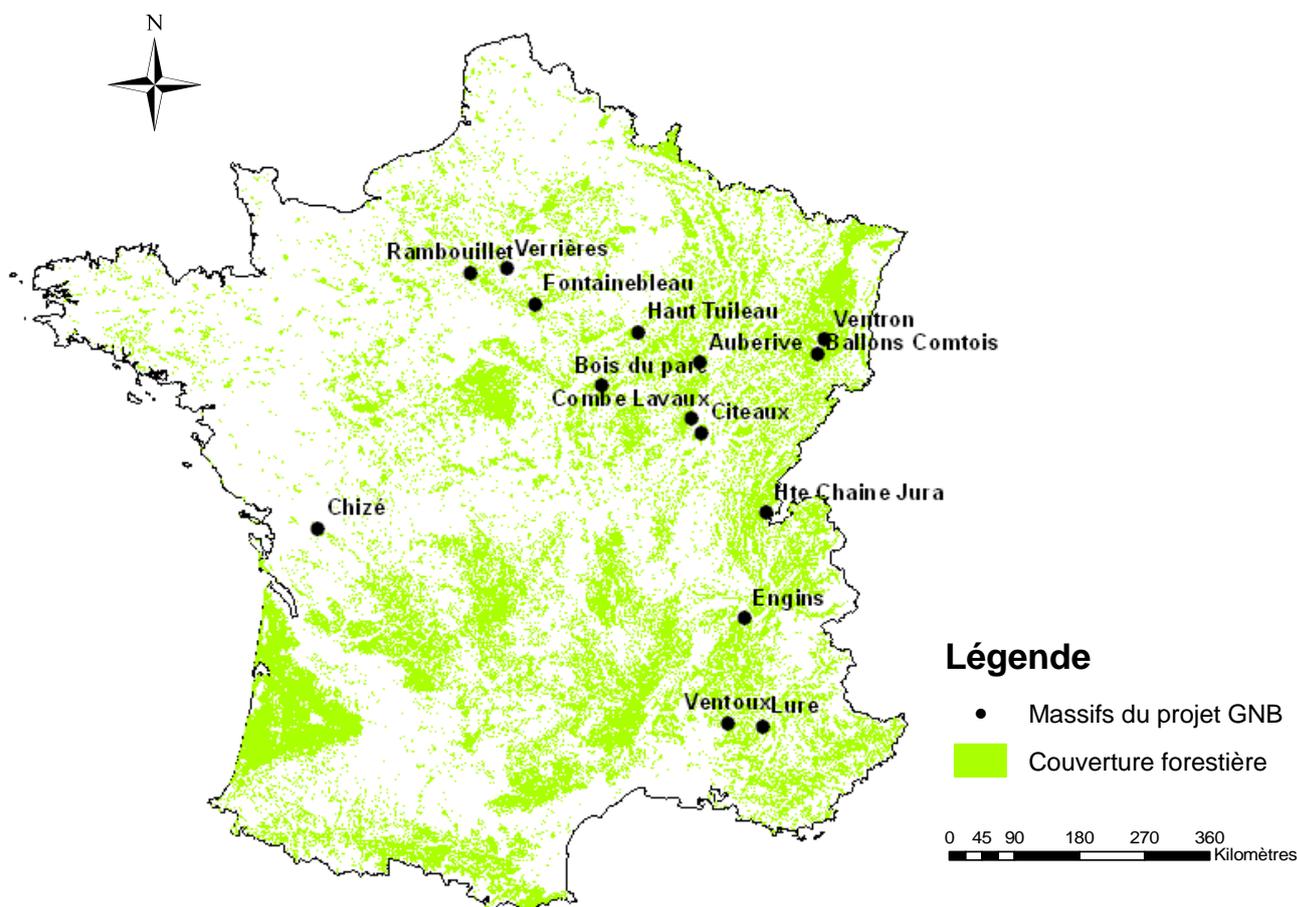


Figure n°2 : Répartition des massifs forestiers du projet GNB en 2012

Massif	Département	Type de substrat	Altitude moyenne (m)	Nombre de placettes		Type de forêt	Type de gestion	Surface du massif (ha)	Surface zone non exploitée (ha)
				EXP	NON EXP				
Auberive	52	Calcaire	455	12	12	Hêtraie calcicole	Futaie irrégulière	5580	232
Fontainebleau	77	Acide	132	13	16	Hêtraie acidiphile et hêtraie-chênaie neutrophile	Futaie régulière	17072	443.5
Ventron	68 et 88	Acide	933	4	4	Hêtraie sapinière	Futaie irrégulière	1647.7	397
Ballons-Comtois	70, 88 et 90	Acide	1013	8	8	Hêtraie-sapinière	Futaie irrégulière	2259.43	273.61
Citeaux	21	Acide	232	6	6	Chênaie	Futaie régulière	3561	46.68
Combe-Lavaux	21	Calcaire	428	4	4	Chênaie-charmaie calcicole	Futaie régulière	486.99	300
Chizé	79 et 17	Calcaire	80	12	12	Hêtraie calcicole thermophile et chênaie pubescente	Futaie régulière et Conversion	4819.81	2579
Engins	38	Calcaire	1581	5	5	Pessière à doradilles	Futaie irrégulière	1016.56	190.41
Bois du Parc	89	Calcaire	183	5	5	Chênaie-charmaie mésoxérophile	Futaie régulière	45	45
Haut Tuileau	10	Acide	164	7	7	Chênaie mixte	Futaie régulière	2566.76	126.69
Ventoux	84	Calcaire	1343	5	5	Hêtraie-sapinière	Futaie irrégulière	3473.71	906.74
Lure	4	Calcaire	1463	4	4	Hêtraie-sapinière	Futaie irrégulière	3981	553
Rambouillet	78	Acide	168	8	8	Chênaie acidiphile sessiflore	Conversion en futaie régulière	14090.44	NC
Verrières	91	Acide	173	4	4	Chênaie-châtaigneraie	Futaie régulière	575.56	42
Haute Chaîne du Jura	01 et 39	Calcaire	816	8	8	Hêtraie-sapinière	Futaie irrégulière	7989	NC
				Total : 213					

Tableau I : Présentation des massifs

Afin d'éviter un biais stationnel entre les placettes en forêts exploitées et les placettes en forêts non exploitées, un tirage au sort sous contrainte stationnelle est effectué. Le nombre de placettes installées, détaillé dans le Tableau I, est variable et est défini selon la surface de la Réserve.

## 2. Mesures

### a) Structure

#### Protocole dendrométrique



La description des forêts passe dans un premier temps par l'analyse de leur structure. La dendrométrie a pour objectifs la caractérisation et la mesure des arbres afin de suivre leur évolution et de calculer les volumes de bois. Cette analyse dendrométrique des peuplements servira de support pour comparer la structure des forêts exploitées et non exploitées et permettra également de mettre en lumière les facteurs les plus à même d'expliquer les différences de biodiversité.

Les placettes sont installées et mesurées selon le protocole de Suivi d'Espaces Naturels Protégés (SENP) – MEDD (Bruciamacchie, 2005). Ce dernier vise principalement une quantification du bois vivant et du bois mort (Figure n°3).

La surface des placettes est définie par les éléments en présence

- Une placette à angle fixe, jauge à 2% pour les massifs de plaine et 3% pour les massifs de montagne, pour inventorier les bois vivants dont le diamètre est supérieur à 20 cm en plaine et 30 cm en montagne
- Une surface fixe pour inventorier les autres bois vivants, les bois morts debout et les bois morts au sol dont le diamètre est supérieur à 30 cm
- Une surface fixe et 3 transects (0 gr, 133 gr et 267 gr) pour les autres bois

Exemple : En plaine, un arbre de 60 cm sera relevé jusqu'à 30 m de distance du centre de la placette  
En montagne, un arbre de 60 cm sera comptabilisé jusqu'à 20 m de distance du centre de la placette

## Matérialisation de la placette

- Cercle de 20 m de rayon
- Cercle de 10 m de rayon
- Cercle de 1.50 m de rayon

## Relevés dendrométriques

- BV :
  - $D_{1,30} \geq 30$  cm
  - $7,5 \text{ cm} < D_{1,30} < 30$  cm
- BMD :
  - $D_{1,30} \geq 30$  cm
  - $7,5 \text{ cm} < D_{1,30} < 30$  cm
- BMS :
  - $5 \text{ cm} < D < 30$  (PBMS)
  - $D > 30$  cm
- REG :  Relevés des semis jusqu'à 7,5 cm de diamètre

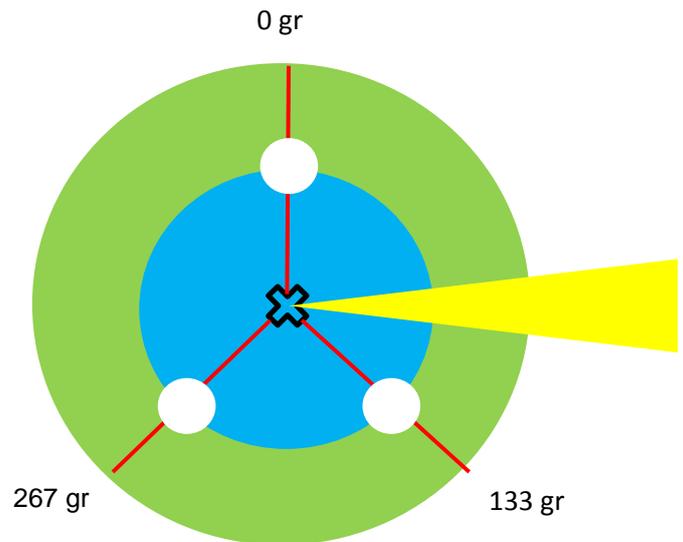


Figure n°3 : Schéma général d'une placette selon le protocole dendrométrique (D 1.30)

## Variables dérivées

Grâce aux relevés dendrométriques, des variables dérivées pour le bois vivant (Annexe C) et le bois mort (Annexe D) ont été calculées telles que des densités, des volumes,... afin d'être utilisées comme variables réponses dans nos analyses.

### b) Biodiversité

Un tableau récapitulatif de l'état d'avancement de la campagne d'échantillonnage pour l'ensemble des groupes taxonomiques et, de ce fait des données traitées dans ce rapport, est présenté en Annexe E.

## Protocoles

### Champignons lignicoles



Ce protocole s'appuie sur le relevé dendrométrique pour les supports et concerne spécifiquement les espèces lignicoles. Un passage a lieu par placette à l'automne. L'échantillonnage s'opère sur

- Tous les bois vivants avec un échantillonnage du sol jusqu'à 3 m de hauteur
- Tous les gros bois morts incluant les souches

- Tous les gros bois morts au sol en distinguant les parties : tronc et houppier
- 6 petits bois morts au sol interceptant l'un des 3 transects (0 gr, 133 gr et 267 gr)

De plus, un inventaire complémentaire non chronométré est effectué à l'intérieur de la placette sur des supports jugés intéressants par les opérateurs. Les espèces sont notées en présence/absence. Pour celles non déterminées sur le terrain, un prélèvement est effectué afin de permettre l'identification au laboratoire.

### Bryophytes



A partir des relevés dendrométriques, des supports sont tirés au sort afin de faciliter le travail de prospection tout en essayant d'établir le relevé le plus représentatif. Un passage a lieu par placette soit au printemps soit à l'automne. Quand les supports sont présents en nombre suffisant, les relevés ont lieu sur :

- 5 gros bois vivants : 5 relevés avec un échantillonnage du sol jusqu'à 2 m de hauteur
- 3 petits bois vivants : 3 relevés
- 5 gros bois morts au sol : 5 relevés
- 5 souches : 5 relevés
- 5 chandelles : 5 relevés
- le sol : 3 relevés
- 5 petits bois morts au sol interceptant un transect : 5 relevés
- 1 assiette de chablis : 1 relevé

De plus un inventaire complémentaire chronométré de 30 min est réalisé sur des supports supplémentaires jugés intéressants par les opérateurs. Les espèces rencontrées sont évaluées en classe de recouvrement. Pour celles non déterminées sur le terrain, un prélèvement est effectué afin de permettre l'identification au laboratoire.

### Flore vasculaire



Ce relevé ne concerne que les plantes herbacées et les ligneux d'une hauteur inférieure à 2 m. Réalisé par deux observateurs, il est effectué en milieu de saison de végétation à savoir Juin pour les massifs de plaine et Juillet pour les massifs de montagne.

L'effort de recherche est chronométré et oscille entre 30 et 40 min en décomptant le temps nécessaire à l'identification. Outre le fait de relever les espèces présentes, leur recouvrement est également estimé grâce au coefficient d'abondance/dominance de Braun-Blanquet (Braun-Blanquet, 1932).

### Insectes coléoptères carabiques

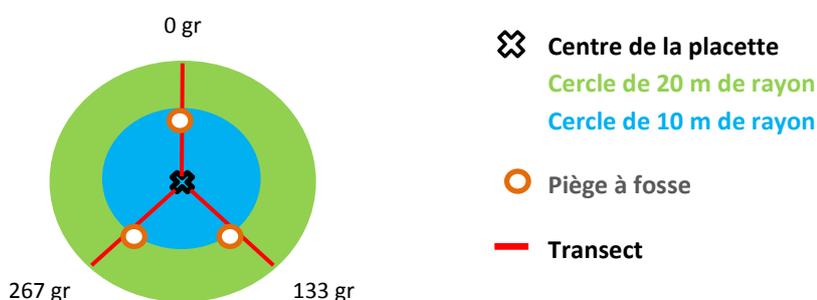


Figure n°4 : Positionnement des pièges à fosse

La méthode d'échantillonnage consiste à enterrer jusqu'au niveau du sol 3 pièges à fosse situés à 10 m du centre dans 3 directions selon les gradients 0 gr, 133 gr et 267 gr pour assurer leur indépendance (Figure n°4). Comme la surface supérieure du piège affleure au niveau du sol, les espèces qui circulent sont capturées : ce sont des pièges activité-densité. Les pots contiennent un liquide de piégeage qui fait couler les insectes instantanément et les conserve.

Les pièges sont laissés en continu sur le terrain pendant 3 mois et font l'objet d'un relevé mensuel. Cette période d'échantillonnage s'étend d'Avril à Juin pour les massifs de plaine et de Mai à Juillet pour les massifs de montagne.

## Insectes coléoptères saproxyliques



Figure n°5 : Positionnement des pièges à interception

La méthode d'échantillonnage consiste à disposer 2 pièges à interception : Polytrap par placette selon la disponibilité des supports puisqu'il est nécessaire d'avoir une branche horizontale pour attacher le piège (Figure n°5). Il s'agit de pièges à interception pour insectes en vol notamment à vol lourd tels que les insectes coléoptères saproxyliques. Quand ils rencontrent un obstacle, ces derniers ont un réflexe géotactique positif et se laissent tomber. Ainsi ils se retrouvent dans le flacon collecteur rempli d'une solution de piégeage non attractive. Comme pour les insectes coléoptères carabiques, ces pièges sont laissés en continu sur le terrain pendant 3 mois, font l'objet d'un relevé mensuel et sont mis en place d'Avril à Juin pour les massifs de plaine et de Mai à Juillet pour les massifs de montagne.

## Chiroptères

La méthode d'échantillonnage est la MCD 30 (Méthode de Comptage d'une Durée de 30 min) ; il s'agit de 3 passages de 30 min (Avril-Mai, Juin-Juillet, Août-Septembre) effectués sur les 4 premières heures de la nuit. Les résultats se présentent en nombre de contact par espèce et par minute. Le repérage des individus s'effectue grâce un appareil capable de détecter les ultras sons : la bat-box. Un travail d'analyse de ces sons grâce au logiciel « Bat-sound » fait suite à cette période de terrain.

Dans le cadre du projet GNB, il a été décidé que, pour des raisons de sécurité, l'échantillonnage n'aurait lieu que dans les massifs de plaine.

## Avifaune

L'échantillonnage s'effectue sur la base du protocole STOC-EPS (Suivi Temporel des Oiseaux Communs – Echantillonnages Ponctuels Simples) élaboré par le Centre de Recherches par le Bagueage des Populations d'Oiseaux (C.R.B.P.O) (<http://vigienature.mnhn.fr/page/le-suivi-temporel-des-ioiseaux-communs-stoc>).

Deux passages sont réalisés pour recenser à la fois les nicheurs précoces et tardifs. Le 1<sup>er</sup> passage a lieu entre le 1<sup>er</sup> Avril et le 8 Mai et le 2<sup>nd</sup> passage entre le 9 Mai et le 15 Juin. Afin d'augmenter les probabilités de détecter l'ensemble des espèces en présence, le 2<sup>nd</sup> passage est effectué dans l'ordre inverse au 1<sup>er</sup>. Les points d'écoute durent 5 min et la distance de contact se note selon 3 catégories de distance (0-25m, 25-100m, 100m et +).

## Indices de biodiversité

### Richesse spécifique

La richesse spécifique est l'indice qui a été utilisé au cours de cette étude. Elle correspond au nombre total d'espèces présentes dans la communauté et peut être obtenue simplement à partir de données de présence/absence (Gosselin et Laroussinie, 2004).

Lorsque cela était possible, la richesse spécifique a été affinée afin de déterminer les espèces forestières. Les groupes concernés sont :

- Les oiseaux dont les tendances écologiques émanent de Gregory *et al.* (2007).
- Les carabes dont les affinités en termes d'habitat ont été définies par Descender *et al.* (2008) et Coulon *et al.* (2000).
- La flore vasculaire dont les tendances écologiques proviennent du programme CATMINAT élaboré par Julve. (2007).

Ce travail n'a pas été utile pour les chiroptères puisque l'ensemble des espèces contactées sont forestières. Quant aux champignons lignicoles, aux insectes coléoptères saproxyliques et aux bryophytes, aucune liste exhaustive n'est à ce jour établie.

### Indice de patrimonialité et Liste Rouge

Outre la détermination des espèces en présence sur chaque site, la rareté est une information importante à connaître. En ce sens, un travail a été effectué même s'il ne représentait qu'un axe secondaire du stage.

Ainsi pour les insectes coléoptères saproxyliques, grâce à la base de données FRISBEE (French Information System on Saproxylic BEetle Ecology) de Bouget *et al.* (2008) il a été possible de classer les espèces rencontrées dans nos relevés en fonction de leur patrimonialité.

Pour les oiseaux et les chiroptères, ce sont les Listes Rouges des espèces menacées de France de l'UICN qui ont été utilisées.

## 3. Analyses statistiques

### *a) Variables explicatives*

Les modèles statistiques permettent d'établir un lien entre deux variables ou plus. Dans cette étude, la variable explicative principale -X- est l'exploitation forestière (exploité vs non exploité) et l'altitude pourra être considérée en tant que modérateur. Sa prise en compte permettra de révéler la part à imputer aux conditions environnementales dans la réponse de l'exploitation forestière.

Dans un second temps, l'ancienneté de la dernière exploitation des placettes situées en forêts non exploitées sera étudiée en tant que variable explicative. Enfin le type de traitement sylvicole (Conversion : C, futaie régulière : FR, futaie irrégulière : FI) appliqué sur les placettes situées en forêts exploitées sera également analysé en tant que variable explicative. Pour ces deux dernières analyses, l'exploitation forestière sera matérialisée par un code couleur (vert pour les placettes en forêts exploitées et bleu pour les placettes en forêts non exploitées) afin de voir la distribution du jeu de données le long du gradient étudié.

### *b) Variables réponses*

La variable réponse -Y- correspond soit à des variables dendrométriques pour le volet « Dendrométrie », soit à des richesses spécifiques pour le volet « Biodiversité ».

Les résultats ont été obtenus grâce à la version 2.15 du logiciel R (R Development Core Team, 2012).

### Dendrométrie

Au vu de la distribution des jeux de données, la technique de Bootstrap (Efron et Tibshirani, 1993) a été choisie comme intermédiaire entre les approches paramétriques et non paramétriques ; il serait possible de la qualifier de semi-paramétrique. En effet, comme les données ne suivent pas une loi de distribution particulière, elles sont manipulées pour simuler une loi. Ainsi les résultats du Bootstrap sont meilleurs que ceux que l'on aurait obtenu via un modèle non paramétrique.

Grâce aux techniques de Bootstrap il est possible de caractériser une population seulement à partir d'un échantillon de cette population en utilisant un tirage avec remise.

Il s'agit d'une technique récemment développée car elle nécessite des ordinateurs puissants pour les calculs afin d'obtenir un résultat rapidement (Efron et Tibshirani, 1986).

Sous R, la fonction *reg.boot* du package *boot* a été utilisée. Le nombre d'itérations a été fixé arbitrairement à 999 pour assurer une fiabilité des résultats.

Pour chaque variable dérivée présentée précédemment, une « Valeur moyenne » est calculée. La significativité d'un résultat se déduit à partir de l'intervalle de confiance à 95%. L'interprétation de ce dernier dépend de la variable explicative étudiée.

S'il s'agit de l'exploitation forestière ou du type de traitement sylvicole alors la variable suit différentes modalités (exemple : 2 modalités pour l'exploitation forestière → forêts exploitées vs. forêts non exploitées). Dans ce cas le résultat est significatif si les intervalles de confiance des modalités ne se chevauchent pas.

S'il s'agit de l'ancienneté de la dernière exploitation alors la variable est continue. Dans ce cas le résultat est significatif si l'intervalle de confiance ne contient pas 0.

### Biodiversité

Les jeux de données des 7 groupes taxonomiques ont, quant à eux, été analysés selon une approche paramétrique. En effet, les richesses spécifiques sont issues de données de comptage et sont représentées par des valeurs finies. De plus, l'erreur associée suit une loi de poisson puisque les données de comptage sont strictement positives. C'est pourquoi un modèle paramétrique avec loi de poisson a été appliqué.

En outre, il a été essentiel de prendre en considération la structure emboîtée de l'échantillonnage. Autrement dit la probabilité que deux placettes issues d'un même massif se ressemblent est plus forte que pour deux placettes issues de massifs différents. Ainsi il existe une certaine hétérogénéité entre les données et des problèmes de sur-dispersion ou sous-dispersion peuvent apparaître. Un effet « placettes » et un effet « massifs » ont donc été intégrés en effet aléatoire dans le modèle ; ce qui justifie l'utilisation d'un GLMM (Modèle Linéaire Généralisé à effet Mixte) dans cette étude. Le GLMM peut être comparé à une extension de la régression linéaire (lors de l'utilisation de la loi normale) avec la richesse spécifique comme variable réponse (Zuur *et al.*, 2007).

Sous R, la fonction *glmer* du package *lme4* a été utilisée.

Concernant les groupes taxonomiques des insectes coléoptères carabiques et saproxyliques, un nombre fixe de pièges a été installé sur chaque placette à savoir respectivement 3 pièges à fosses (exceptionnellement 9 pour certaines placettes de Fontainebleau à titre expérimental) et 2 pièges à interception. Cependant ce nombre de piège initialement posé a été régulièrement réduit suite des dégâts (sangliers, vent, malveillance humaine). Ces destructions ont entraîné un dysfonctionnement du piège et ce dernier n'a pu recueillir des données utilisables. Pour prendre en considération cette hétérogénéité dans le nombre de piège présent par placette, il a été nécessaire d'utiliser la fonction *offset* dans laquelle est spécifié le logarithme du nombre de piège. Cette fonction lien log/offset est couramment utilisée lorsque des valeurs d'un même paramètre sont soumises à de grandes variations.

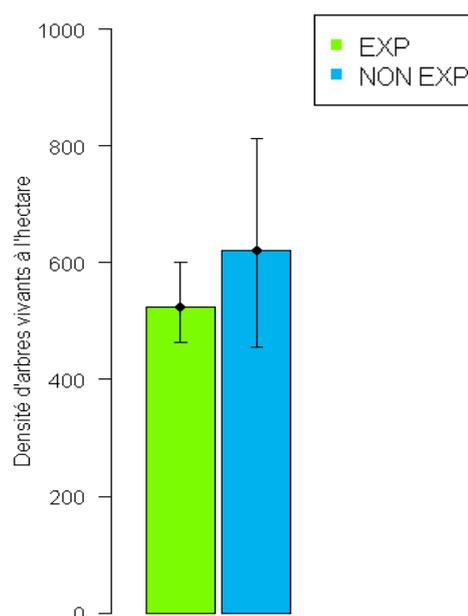
### III. Résultats

#### 1. Caractéristiques structurelles des peuplements

##### a) Bois vivant

La densité moyenne de bois vivants est plus élevée dans les forêts non exploitées que dans les forêts exploitées (Figure n°6). Cependant, on observe une variabilité beaucoup plus prononcée dans les forêts non exploitées. De plus, la distinction des massifs de plaine et des massifs de montagne illustrée dans le Tableau II nous indique une densité de bois vivants plus faible en forêts exploitées de plaine par rapport aux forêts exploitées de montagne. A l'inverse, il existe une densité de bois vivants plus forte dans les forêts non exploitées de plaine que dans les forêts non exploitées de montagne.

Figure n° 6 : Densités moyennes de bois vivants à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées



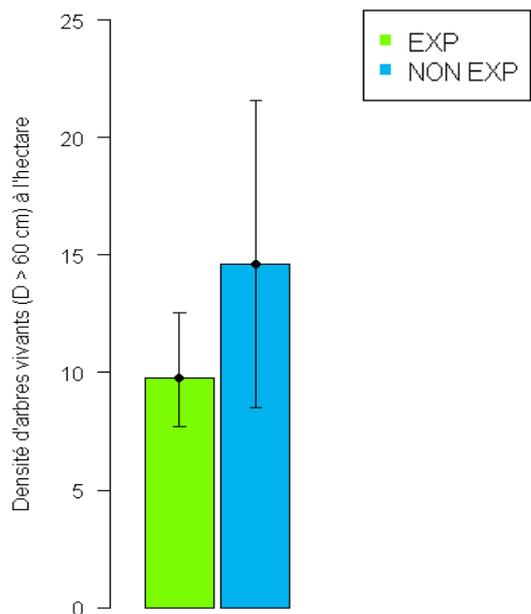
		Tous massifs (n=213)	Massifs de plaine (n=145)	Massifs de montagne (n=68)
<i>N.BV.ha</i>	EXP	523.4 (463.9 ; 301.3)	515.6 (437.1 ; 617.1)	540.5 (428.2 ; 665.6)
	NON EXP	620.6 (456.4 ; 812.0)	634.1 (396.5 ; 898.4)	592.2 (315.6 ; 906.1)

Tableau II : Densités moyennes (+/- IC) des bois vivants à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne

Arbitrairement, les bois vivants ont été considérés comme des gros bois à partir d'un diamètre supérieur à 60 cm. La densité moyenne de ces gros bois vivants est plus forte en forêts non exploitées (Figure n°7). En effet, on observe environ 1.5 fois plus de gros bois dans les forêts non exploitées que dans les forêts exploitées mais ces résultats ne sont pas significatifs.

Il est intéressant de noter que la tendance générale se confirme dans les massifs de plaine et de montagne pris séparément (Tableau III) et que l'écart moyen est plus prononcé dans les forêts de montagne.

Figure n° 7 : Densités moyennes des gros bois vivants à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées



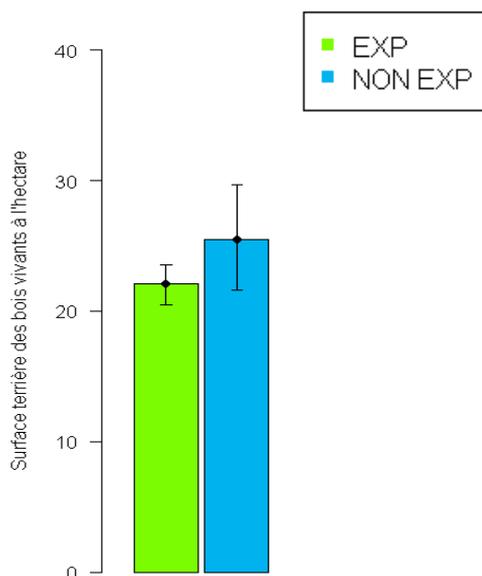
		Tous massifs (n=213)	Massifs de plaine (n=145)	Massifs de montagne (n=68)
<i>N.BV.60.ha</i>	EXP	9.7 (7.7 ; 12.6)	8.8 (6.4 ; 11.8)	11.8 (7.6 ; 16.7)
	NON EXP	14.6 (8.5 ; 21.6)	12.0 (5.4 ; 19.5)	20.0 (8.5 ; 33.6)

Tableau III : Densités moyennes des gros bois vivants (+/- IC) dont le diamètre est supérieur à 60 cm à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne

La surface terrière moyenne des bois vivants est plus forte dans les forêts non exploitées que dans les forêts exploitées (Figure n°8). A titre informatif, la surface terrière moyenne par essence forestière a été calculée (Annexe F) mais aucune différence notable n'a été révélée entre les types de forêts étudiées hormis pour le charme. En effet, dans les massifs de plaine, il y a quasiment deux fois plus de charme dans les forêts non exploitées mais ce résultat n'est pas significatif.

Il est à noter que la distinction des massifs plaine et de montagne apporte une information intéressante sur la surface terrière moyenne totale des bois vivants. En effet, une variabilité apparaît clairement en fonction de l'altitude (Tableau IV). La surface terrière est plus élevée en montagne qu'en plaine et le contraste forêts exploitée/forêt non exploitée y est également plus conséquent.

Figure n° 8: Surfaces terrières moyennes des bois vivants à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées

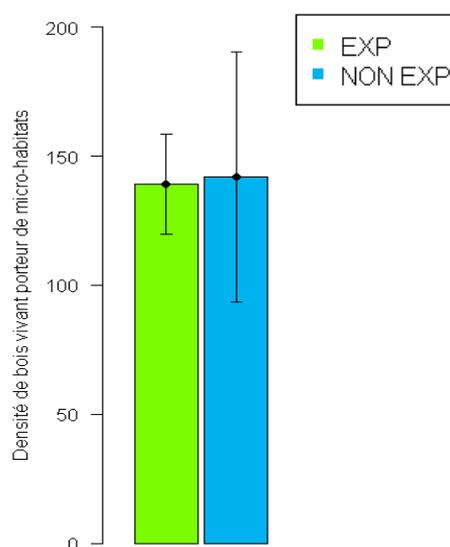


		<b>Tous massifs</b> (n=213)	<b>Massifs de plaine</b> (n=145)	<b>Massifs de montagne</b> (n=68)
<i>G.BV.tot</i>	EXP	22.1 (20.5 ; 23.5)	19.3 (17.7 ; 20.6)	28.2 (26.2 ; 30.5)
	NON EXP	25.5 (21.6 ; 29.7)	21.7 (17.8 ; 25.7)	33.5 (27.0 ; 40.0)

Tableau IV: Surfaces terrières moyennes des bois vivants (+/- IC) à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne

Dans l'ensemble des forêts exploitées et non exploitées se trouvent des arbres vivants porteurs de micro-habitats. La densité moyenne de ces derniers est directement proportionnelle à la densité moyenne de bois vivants à l'hectare. La Figure n° 9 indique que la densité moyenne d'arbres vivants porteurs de micro-habitats est quasi similaire entre les forêts exploitées et non exploitées. Cependant, une variabilité plus importante est observée dans les forêts non exploitées notamment en montagne (Tableau V).

**Figure n° 9** : Densités moyennes des arbres vivants porteurs de micro-habitats à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées



		<b>Tous massifs</b> (n=213)	<b>Massifs de plaine</b> (n=145)	<b>Massifs de montagne</b> (n=68)
<i>N.microhabs.BV</i>	EXP	137.9 (123.2 ; 154.7)	139.9 (119.7 ; 158.4)	133.4 (107.4 ; 169.0)
	NON EXP	151.8 (112.0 ; 196.9)	141.8 (93.4 ; 190.6)	172.8 (100.4 ; 268.6)

Tableau V : Densités moyennes des arbres vivants porteurs de micro-habitats (+/- IC) à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne

### b) Bois Mort

La densité moyenne d'arbres morts debout est comparable entre les forêts exploitées et non exploitées avec une légère tendance en faveur des forêts exploitées (Figure n°10).

Ce premier résultat a été affiné par le calcul des densités des différents types de bois morts (Tableau VI). Lorsqu'un bois mort debout possède une hauteur inférieure à 1 m, il est considéré comme une souche. Il est intéressant de remarquer la place prépondérante des souches dans la densité moyenne de bois morts debout.

La densité des bois morts au sol dont le diamètre est supérieur à 30 cm est significativement (\*\*\*) plus élevée en forêt non exploitée qu'en forêt exploitée (Figure n°11).

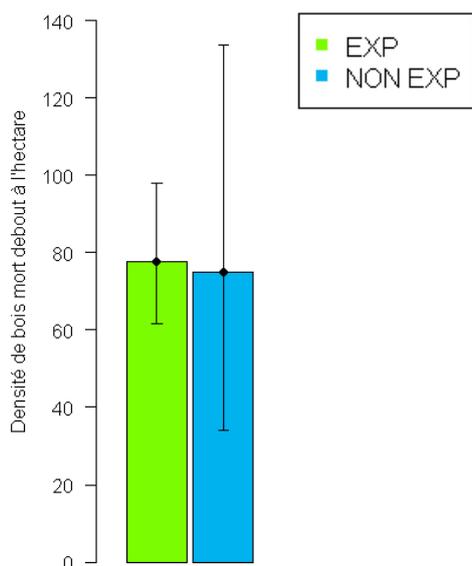


Figure n°10 : Densités moyennes des bois morts debout à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées

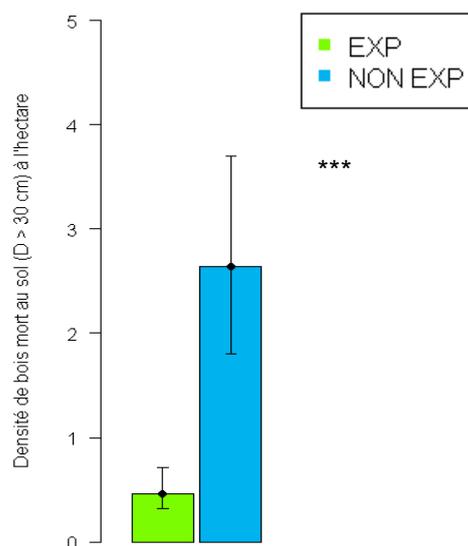


Figure n°11 : Densités moyennes des bois morts au sol (D > 30 cm) à l'hectare en forêts exploitées vs. forêts non exploitées

		Tous massifs (n=213)	Massifs de plaine (n=145)	Massifs de montagne (n=68)
<i>N.BMD.ha</i>	EXP	77.8 (61.5 ; 98.1)	69.8 (51.4 ; 100.4)	95.3 (75.1 ; 120.9)
	NON EXP	75.0 (34.1 ; 133.7)	67.0 (15.4 ; 144.6)	91.5 (35.8 ; 155.2)
<i>N.S.ha</i>	EXP	61.8 (47.3 ; 82.5)	59.1 (42.1 ; 87.2)	67.6 (50.6 ; 87.9)
	NON EXP	19.1 (-16.6 ; 55.1)	15.7 (-27.2 ; 64.0)	26.2 (-15.1 ; 71.3)
<i>N.BMS.30.ha</i>	EXP	0.5 (0.3 ; 0.7)	0.2 (0.1 ; 0.4)	0.9 (0.5 ; 1.6)
	NON EXP	2.6 (1.8 ; 3.7)	2.6 (1.7 ; 3.9)	2.6 (1.2 ; 4.3)

Tableau VI : Densités moyennes des bois morts debout (+/- IC) à l'hectare en distinguant les souches et les bois morts au sol dont le diamètre est supérieur à 30 cm en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne

La réponse des volumes des bois morts debout et des bois morts au sol face à l'exploitation forestière est la même. Ces volumes sont significativement (\*\*\*) plus élevés en forêts non exploitées qu'en forêts exploitées (Figure n°12) exception faite pour les souches.

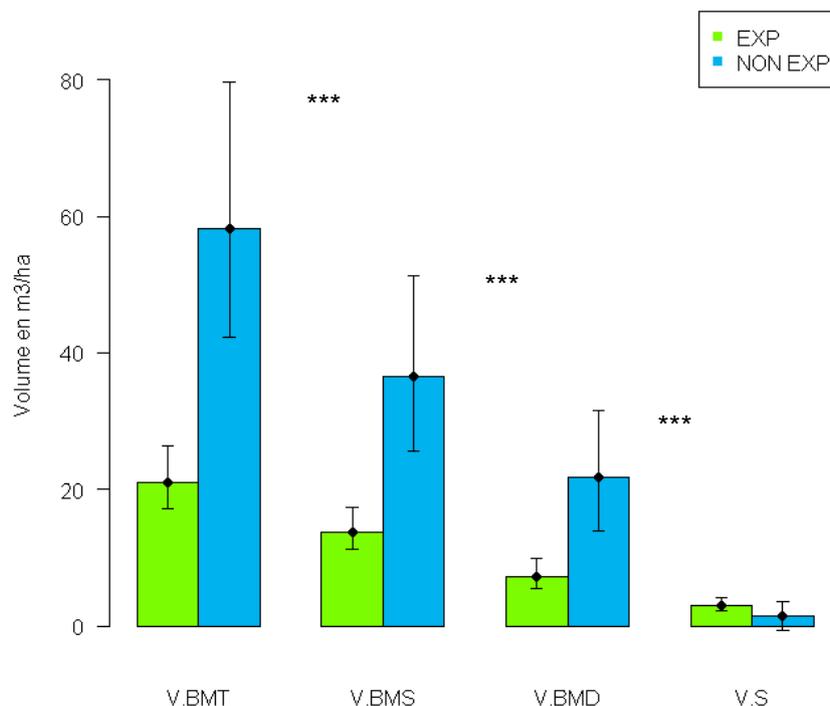


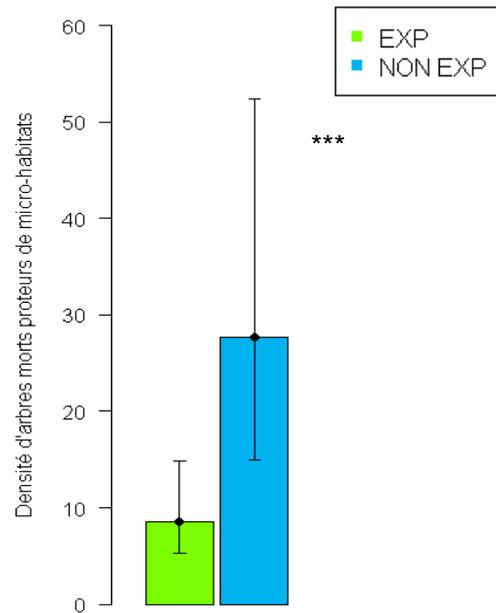
Figure n°12 : Volumes moyens du bois mort total, du bois mort au sol, du bois mort debout et des souches en m<sup>3</sup>/ha en forêts exploitées vs. forêts non exploitées

		Tous massifs (n=213)	Massifs de plaine (n=145)	Massifs de montagne (n=68)
V.BMT	EXP	20.92 (17.17 ; 26.45)	13.99 (11.29 ; 17.63)	35.99 (27.55 ; 47.25)
	NON EXP	58.28 (42.21 ; 79.72)	58.33 (40.61 ; 82.36)	58.19 (30.93 ; 93.62)
V.BMS	EXP	13.7 (11.3 ; 17.3)	10.4 (8.0 ; 13.6)	20.9 (15.9 ; 29.2)
	NON EXP	36.5 (25.6 ; 51.2)	40.8 (26.0 ; 59.2)	27.5 (10.8 ; 46.7)
V.BMD	EXP	7.2 (5.5 ; 9.8)	3.6 (2.6 ; 5.5)	15.1 (11.2 ; 22.8)
	NON EXP	21.8 (13.9 ; 31.5)	17.6 (10.2 ; 27.8)	31.6 (14.0 ; 54.2)
V.S	EXP	3.0 (2.2 ; 4.1)	1.5 (1.1 ; 2.7)	6.2 (4.4 ; 9.1)
	NON EXP	1.3 (-0.6 ; 3.5)	0.8 (-0.6 ; 2.6)	2.6 (-2.1 ; 8.0)

Tableau VII : Volumes moyens en m<sup>3</sup>/ha des bois morts debout (+/- IC) à l'hectare en distinguant les souches et les bois morts au sol en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne

Comme précédemment pour les bois vivants, les forêts exploitées et non exploitées sont composées d'arbres morts porteurs de micro-habitats. La densité de ces derniers est directement proportionnelle à la densité moyenne de bois morts debout à l'hectare. La Figure n°13 indique que la densité d'arbres morts porteurs de micro-habitats est marginalement (\*\*\*) plus élevée en forêts non exploitées. Cependant, une variabilité plus importante est observée dans les forêts non exploitées. De plus la densité d'arbres morts porteurs de micro-habitats est nettement supérieure en montagne qu'en plaine (Tableau VIII).

**Figure n°13** : Densités moyennes des arbres morts porteurs de micro-habitats à l'hectare en forêt exploitées vs. forêts non exploitées



		<b>Tous massifs</b> (n=213)	<b>Massifs de plaine</b> (n=145)	<b>Massifs de montagne</b> (n=68)
<i>N.microhabs.BMD</i>	EXP	8.5 (5.3 ; 14.9)	4.0 (1.7 ; 10.2)	18.5 (10.7 ; 38.5)
	NON EXP	27.7 (15.0 ; 52.4)	16.6 (7.7 ; 32.2)	51.0 (19.3 ; 116.8)

**Tableau VIII** : Densités moyennes des arbres morts porteurs de micro-habitats (+/- IC) à l'hectare en comparant les massifs dans leur ensemble, les massifs de plaine et les massifs de montagne

		Estimateur	Erreur standard	Valeur-p
<i>Champignons lignicoles</i> (n = 101)	EXP/PLAINE	1.97	0.22	< 2e-16 ***
	NON EXP/PLAINE	0.74	0.15	1.08e-06 ***
	MONTAGNE	0.90	0.38	0.02 *
	INTERACTION NON EXP/MONTAGNE	-0.84	0.30	0.005 **
<i>Flore vasculaire</i> (n = 139)	EXP/PLAINE	3.55	0.10	< 2e-16 ***
	NON EXP/PLAINE	0.01	0.06	0.88
	MONTAGNE	-0.38	0.17	0.03 *
	INTERACTION NON EXP/MONTAGNE	0.05	0.12	0.69
<i>Insectes coléoptères carabiques</i> (n = 121)	EXP/PLAINE	-0.11	0.10	0.25
	NON EXP/PLAINE	-0.12	0.07	0.09 *
	MONTAGNE	0.00	0.20	0.99
	INTERACTION NON EXP/MONTAGNE	0.14	0.16	0.40
<i>Insectes coléoptères saproxyliques</i> (n = 173)	EXP/PLAINE	1.89	0.12	< 2e-16 ***
	NON EXP/PLAINE	-0.12	0.06	0.04 *
	MONTAGNE	-0.81	0.19	1.8e-05 ***
	INTERACTION NON EXP/MONTAGNE	0.12	0.11	0.28
<i>Oiseaux</i> (n = 179)	EXP/PLAINE	2.67	0.05	< 2e-16 ***
	NON EXP/PLAINE	-0.01	0.04	0.87
	MONTAGNE	-0.35	0.12	0.00 **
	INTERACTION NON EXP/MONTAGNE	0.04	0.12	0.70
<i>Chiroptères</i> (n = 103)	EXP	1.35	0.30	7.38e-06 ***
	NON EXP	0.21	0.13	0.11

Tableau IX : Résultats des modèles statistiques GLMM (distribution de poisson) pour la biodiversité en considérant les groupes taxonomiques en fonction du mode d'exploitation et de l'altitude

## 2. Biodiversité

### a) Richesse spécifique par groupes taxonomiques (Tableau IX)

Sur les 7 groupes taxonomiques étudiés, seuls 6 apparaîtront dans cette partie « Résultats ». En effet, la longue période de détermination des bryophytes en laboratoire a rendu impossible l'analyse des données dans le temps imparti de ce stage.

#### Champignons lignicoles

En plaine, les forêts non exploitées présentent une richesse spécifique en champignons lignicoles plus élevée que les forêts exploitées avec respectivement une moyenne de 15.13 espèces et 7.20 espèces. En montagne, les forêts non exploitées possèdent au contraire une richesse spécifique en champignons lignicoles plus faible que les forêts exploitées avec respectivement une moyenne de 15.99 espèces et 17.67.

Cependant, en considérant les massifs dans leur ensemble, il a été observé que la non-exploitation a un effet positif très significatif ( $p\text{-value}=1.08e-06$ ) sur la richesse spécifique de ce groupe taxonomique. De plus, l'altitude impacte également les champignons lignicoles même si la significativité de l'effet est plus faible ( $p\text{-value}=0.02$ ).

En prenant en considération toutes ces informations, on peut dire qu'il existe une interaction négative très significative ( $p\text{-value}=0.00$ ) entre la variable explicative « Exploitation forestière » et la variable modératrice « Altitude ».

#### Flore vasculaire

En plaine, les forêts exploitées et non exploitées possèdent une richesse spécifique en flore vasculaire quasiment similaire avec en moyenne respectivement 35.02 espèces et 35.32 espèces. En montagne, les forêts non exploitées ont une richesse spécifique en flore vasculaire plus élevée que les forêts exploitées avec en moyenne 25.46 espèces et 24 espèces.

De plus, les conditions environnementales, via l'altitude, impactent la richesse spécifique de la flore vasculaire de façon négative avec un effet significatif ( $p\text{-value}=0.03$ ).

#### Insectes coléoptères carabiques

En plaine, les forêts exploitées ont une richesse spécifique en insectes coléoptères carabiques plus élevée que les forêts non exploitées avec en moyenne respectivement 9.47 espèces et 8.41 espèces. En montagne, la richesse spécifique de ce groupe taxonomique est quasiment similaire entre les deux types de forêts 9.65 espèces en forêts non exploitées contre 9.47 espèces en forêts exploitées.

En prenant les massifs dans leur ensemble, les résultats montrent que la non-exploitation a un effet marginalement négatif sur la richesse en insectes coléoptères carabiques ( $p\text{-value}=0.09$ ) et que l'altitude n'interfère pas dans la réponse de ce groupe ( $p\text{-value}=0.00$ ).

#### Insectes coléoptères saproxyliques

En plaine, la richesse spécifique des insectes coléoptères saproxyliques est plus élevée dans les forêts exploitées que dans les forêts non exploitées avec en moyenne respectivement 36.84 espèces et 32.53 espèces.

En montagne, les résultats montrent que la richesse spécifique de ce groupe taxonomique est similaire entre les deux types de forêts.

Globalement, la non-exploitation a un effet négatif significatif sur la richesse en insectes coléoptères saproxyliques ( $p\text{-value}=0.04$ ). Il en est de même pour l'altitude avec un effet négatif très significatif ( $p\text{-value}=1.08e-05$ ).

## Chiroptères

Comme ce groupe n'a pas été étudié dans les massifs de montagne, l'altitude n'apparaîtra pas comme modérateur de la variable explicative dans ces résultats.

La richesse spécifique des chiroptères est plus élevée dans les forêts non exploitées avec 4.74 espèces par rapport aux forêts exploitées avec 3.86 espèces. La non-exploitation a donc un effet positif sur ce groupe taxonomique mais ce résultat n'est pas significatif ( $p\text{-value}=0.11$ ).

## Oiseaux

En plaine, les forêts exploitées et non exploitées possèdent une richesse spécifique en oiseaux quasiment similaire avec en moyenne respectivement 14.49 espèces et 14.38 espèces. Il en est de même en montagne avec respectivement 10.19 espèces et 10.58 espèces en forêts exploitées et en forêts non exploitées.

Globalement, on s'aperçoit que la non-exploitation a un effet négatif sur ce groupe taxonomique ; cependant ce résultat est faible et non significatif ( $p\text{-value}=0.87$ ). L'altitude a également un effet négatif sur la richesse spécifique des oiseaux et ce résultat est, quant à lui, significatif ( $p\text{-value}=0.00$ ).

		<b>Estimateur</b>	<b>Erreur standard</b>	<b>Valeur-p</b>
<i>Flore vasculaire forestière</i> (n = 139)	EXP/PLAINE	3.48	0.11	<2e-16 ***
	NON EXP/PLAINE	-0.04	0.06	0.55
	MONTAGNE	-0.45	0.21	0.03 *
	INTERACTION NON EXP/MONTAGNE	0.07	0.14	0.62
<i>Insectes coléoptères carabiques forestiers</i> (n = 121)	EXP/PLAINE	-0.37	0.12	0.00 **
	NON EXP/PLAINE	-0.05	0.08	0.56
	MONTAGNE	0.25	0.23	0.28
	INTERACTION NON EXP/MONTAGNE	0.05	0.17	0.75
<i>Oiseaux forestiers</i> (n = 179)	EXP/PLAINE	1.26	0.12	<2e-16 ***
	NON EXP/PLAINE	0.01	0.09	0.95
	MONTAGNE	-0.38	0.26	0.15
	INTERACTION NON EXP/MONTAGNE	-0.12	0.24	0.61

Tableau X : Résultats des modèles GLMM (distribution de poisson) pour la biodiversité en considérant les groupes écologiques en fonction du mode d'exploitation et de l'altitude

b] Richesse spécifique par groupes écologiques (Tableau X)

### Flore vasculaire forestière

En plaine, la richesse spécifique de la flore vasculaire forestière est plus élevée en forêts exploitées avec une moyenne de 32.54 espèces contre 31.32 en forêts non exploitées.

En montagne, ce sont les forêts non exploitées qui renferment une richesse spécifique plus élevée avec une moyenne de 21.31 espèces contre 20.70 espèces en forêts exploitées.

Globalement, les résultats montrent que la non-exploitation a un faible effet négatif sur la flore vasculaire forestière avec un résultat non significatif ( $p\text{-value}=0.54$ ). L'altitude a également un effet négatif et ce résultat est significatif ( $p\text{-value}=0.03$ ).

### Insectes coléoptères carabiques forestiers

En plaine, les forêts exploitées ont une richesse spécifique en insectes coléoptères carabiques forestiers (généralistes forestiers et spécialistes forestiers) plus élevée que les forêts non exploitées avec en moyenne respectivement 7.30 espèces et 6.97 espèces.

En montagne, les résultats montrent que la proportion d'espèces d'insectes coléoptères carabiques est quasiment identique entre les deux types de forêts avec 9.42 espèces en forêts non exploitées contre 9.36 espèces en forêt exploitées.

Globalement la non-exploitation a un effet négatif sur la richesse spécifique des insectes coléoptères carabiques forestiers mais ce résultat est non significatif ( $p\text{-value}=0.56$ ). L'altitude a, quant à elle, un effet positif mais ce résultat est également non significatif ( $p\text{-value}=0.28$ ).

### Oiseaux forestiers

En plaine, la richesse spécifique en oiseaux spécialistes forestiers est quasiment identique entre forêts exploitées et non exploitées avec respectivement 3.54 espèces et 3.56 espèces.

En montagne, cette richesse spécifique est plus élevée en forêts non exploitées avec 3.63 espèces par rapport aux forêts exploitées avec 2.15 espèces.

Les résultats montrent que la non-exploitation a un effet positif sur l'avifaune forestière tandis que l'altitude a un effet négatif ; ces deux résultats sont non significatifs ( $p\text{-value}=0.95$  et  $p\text{-value}=0.15$ ). De plus, il existe une interaction négative non significative ( $p\text{-value}=0.61$ ) entre l'exploitation forestière et l'altitude.

## 3. Effets des mesures de gestion sur la structure et la biodiversité

a] Effets de l'ancienneté de la dernière exploitation

### Jeu de données

Le travail de recherche nécessaire pour obtenir l'historique des parcelles forestières n'a pu être fait dans son intégralité. Pour les forêts non exploitées, le jeu de données est donc constitué de 14 massifs et 93 placettes respectivement 9 massifs et 67 placettes pour les forêts exploitées. En moyenne, l'ancienneté de la dernière exploitation est de 46.05 années (minimum 8 ans ; maximum 147 ans) pour les placettes des forêts non exploitées et 7.51 (0 an ; 49 ans) pour les placettes en forêts exploitées.

Dans un souci de clarté, seuls les résultats significatifs figurent dans le corps du rapport mais l'ensemble des résultats est visible en Annexe G pour le volet « Dendrométrie » et en Annexe H pour le volet « Biodiversité ».

## Dendrométrie

Trois variables répondent significativement à l'ancienneté de la dernière exploitation. Il s'agit du volume de bois mort total et du volume de bois morts au sol qui, tous deux, augmentent significativement (Figure n°14 & Figure n°15) avec le nombre d'années.

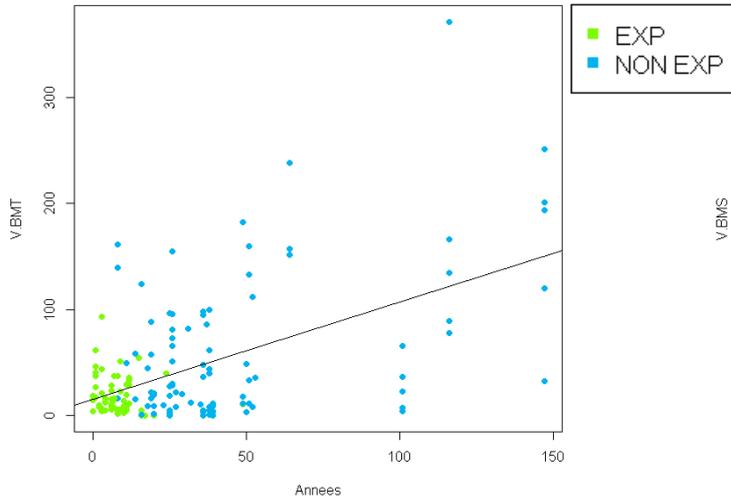


Figure n°14 : Évolution du volume de bois mort total (V.BMT) en m<sup>3</sup>/ha en fonction de l'ancienneté de la dernière exploitation

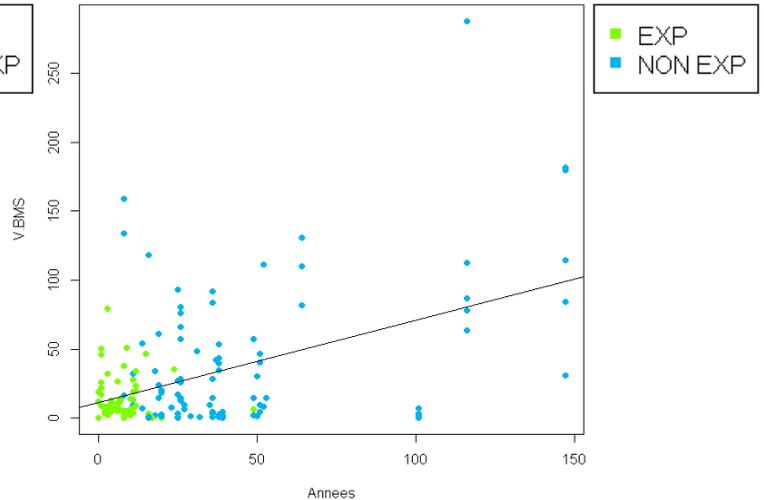


Figure n°15 : Évolution du volume des bois morts au sol (V.BMS) en m<sup>3</sup>/ha en fonction de l'ancienneté de la dernière exploitation

La densité de souche, quant à elle, diminue significativement avec le nombre d'années (Figure n°16).

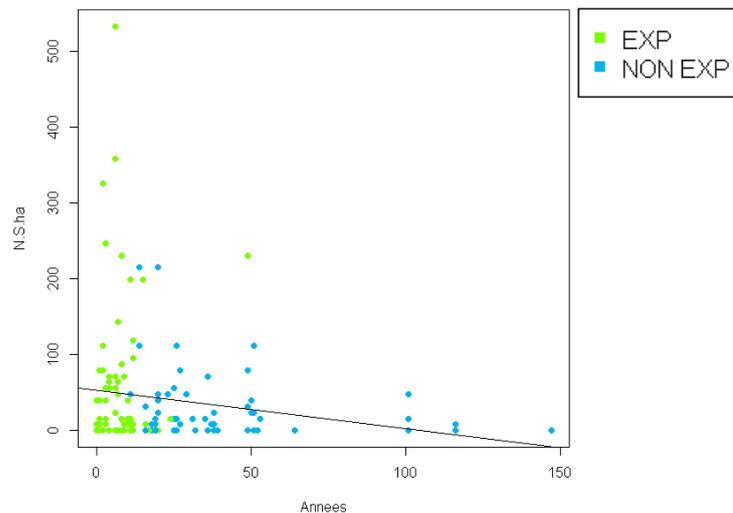


Figure n°16 : Évolution de la densité de souches en fonction de l'ancienneté de la dernière exploitation

## Biodiversité

Deux groupes taxonomiques répondent significativement à l'ancienneté de la dernière exploitation. Il s'agit des champignons lignicoles et des insectes coléoptères carabiques. La figure n° 17 illustre l'un de ces résultats avec la richesse spécifique en champignons lignicoles. Concernant les insectes coléoptères carabiques, le groupe écologique formé par les espèces forestières répond également positivement de manière significative.

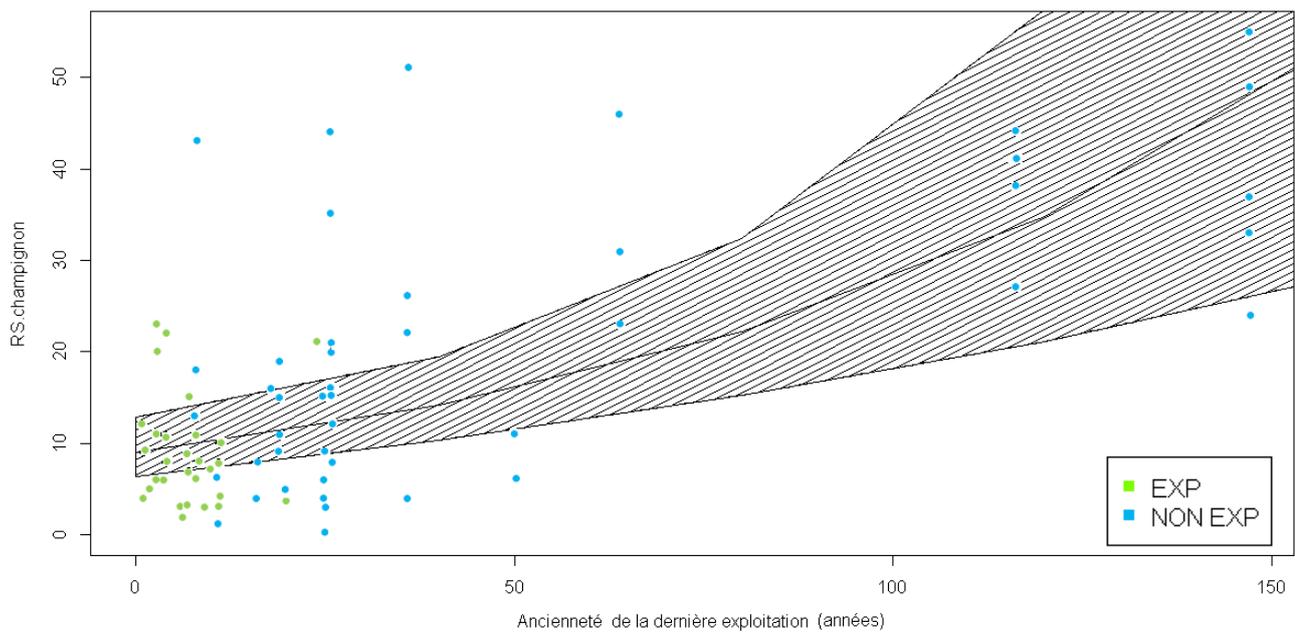


Figure n°17 : Représentation modélisée de l'évolution de la richesse spécifique en champignons lignicoles en fonction de l'ancienneté de la dernière exploitation en distinguant les placettes en forêts exploitées et non exploitées

b) Effets du type de traitement sylvicole

Le Tableau XI montre de quelle manière les traitements sylvicoles se répartissent.

		Nombre placettes (n = 213)
Exploité	Conversion	8
	Futaie irrégulière	52
	Futaie régulière	48
Non exploité		105

Tableau XI : Répartition des types de traitements sylvicoles au sein des placettes GNB

Dendrométrie

Une seule variable dendrométrique est significativement affectée par le type de gestion. Il s'agit du volume de bois morts debout (Figure n°18).

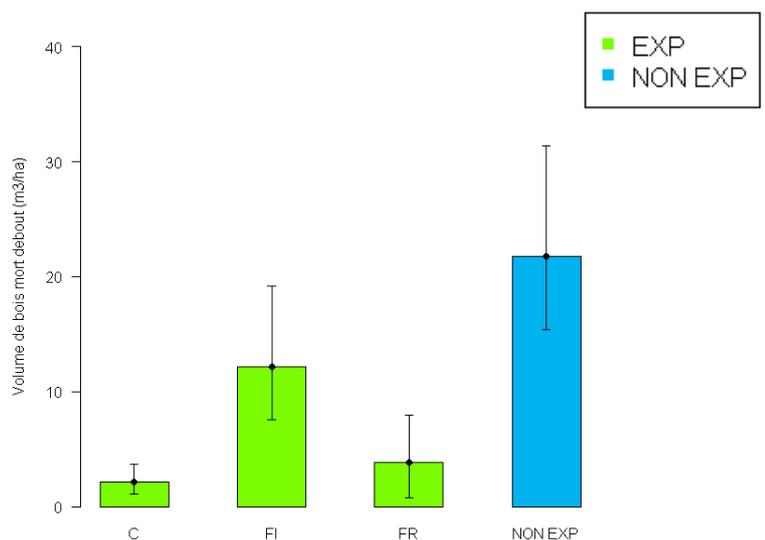


Figure n°18 : Evolution du volume moyen de bois mort debout (m³/ha) suivant le type de traitement sylvicole

## Biodiversité

Deux groupes taxonomiques sont significativement sensibles aux variations du milieu liées au type de gestion. Il s'agit des insectes coléoptères saproxyliques et des oiseaux (Tableau XII). En prenant comme référence les placettes en cours de conversion, les résultats indiquent que la richesse spécifique en insectes coléoptères saproxyliques est affectée négativement de façon marginale par les gestions de type futaie régulière, futaie irrégulière et même par la non-exploitation ce qui avait déjà été démontré auparavant.

Le sens de la réponse est identique pour les oiseaux mais la significativité du résultat est cette fois-ci plus forte.

		Estimateur	Erreur standard	Valeur p
<i>Insectes coléoptères saproxyliques (n = 173)</i>	C	1.73	0.2	<2e-16 ***
	FI	-0.28	0.17	0.09 .
	FR	-0.14	0.16	0.38
	UNM	-0.28	0.15	0.06 .
<i>Oiseaux (n = 179)</i>	C	2.82	0.09	< 2e-16 ***
	FI	-0.31	0.11	0.00 **
	FR	-0.25	0.09	0.00 **
	UNM	-0.22	0.08	0.00 **

Tableau XII: Résultats significatifs des modèles GLMM (distribution de poisson) pour la biodiversité en fonction du type de traitement sylvicole

## IV. Discussion

Bengtsson *et al.* (2000) et Gilg (2004) ont montré que de nombreuses fonctions et caractéristiques des forêts « naturelles » déclinent ou disparaissent dans les forêts exploitées. Pour comprendre ces phénomènes, des programmes de recherche tels que GNB et de réseaux de compétences naturalistes assurent un suivi scientifique des forêts notamment au sein de Réserves Biologiques et s'appliquent à comparer des forêts exploitées selon différents modes de sylvicultures avec des forêts non exploitées (Drapier et Michau . 2010). En effet, la littérature scientifique laisse entendre que la non-exploitation est un des axes à privilégier pour préserver une partie de la biodiversité forestière menacée par la gestion forestière traditionnelle (bgf.gip-ecofor.org)).

### Q1 : Les forêts exploitées et non exploitées se différencient-elles par leur structure et leur composition ?

#### *Bois vivant*

En Pologne où subsiste la forêt primaire de Bialowieza, Bobiec (2002) a indiqué que les forêts exploitées possédaient 239 à 279 m<sup>3</sup>/ha de gros bois vivants alors que la forêt primaire renferme approximativement un volume deux fois plus important avec 336 à 555 m<sup>3</sup>/ha de gros bois vivants.

Dans les forêts françaises, nos résultats montrent que les variables dérivées relatives aux bois vivants comme la densité moyenne de bois vivants à l'hectare, la densité moyenne de gros bois vivants (D1.30 > 60 cm) à l'hectare et la surface terrière moyenne ne sont pas significativement différentes entre forêts exploitées et non exploitées. Cependant, il est intéressant de souligner qu'une tendance se dessine dans les forêts non exploitées où les gros bois vivants tendent à être plus nombreux et plus imposants. Cette évolution montre que ces forêts se dirigent vers des phases matures du cycle de sylvigénèse ce qui aura comme conséquences des changements dans la structure des peuplements et dans les caractéristiques des arbres notamment au niveau de la présence de micro-habitats. Actuellement nos résultats indiquent que la densité moyenne d'arbres vivants porteurs de micro-habitats

à l'hectare est similaire entre forêts exploitées et non exploitées. Une des premières explications possible est que l'exploitation forestière en elle-même, en plus de modifier la composition des peuplements, provoque des mini-perturbations locales ; causes de dégâts et de fragilisation sur les arbres alentours (Règlement national d'exploitation forestière ; [www.ofme.org](http://www.ofme.org)). Il serait intéressant d'analyser finement la composition en micro-habitats afin de mettre en évidence un éventuel phénomène de compensation. Si tel est le cas, certains types de micro-habitats seraient plus nombreux en forêts exploitées (décollement d'écorce par exemple suite aux frottements lors du débardage) et d'autres se rencontreraient plutôt en forêts non exploitées (pourcentage de branches mortes dans le houppier par exemple).

Une seconde explication est que la différence d'âge n'est pas encore assez nette entre les peuplements exploités et non exploités du projet. En effet, ce n'est qu'à partir de 100 ans que Winter et Möller (2008) ont montré une corrélation positive entre la circonférence des arbres et le nombre de micro-habitats qu'ils possèdent dans les hêtraies.

### *Bois mort*

Vallauri (2005) a montré que l'anticipation de la mortalité des arbres, comme conséquence de la gestion sylvicole, présente trois inconvénients à savoir :

- La disparition des arbres âgés et très âgés
- La disparition des arbres morts
- La disparition des arbres sénescents ou à cavités

Historiquement, les arbres morts en forêt ont toujours été considérés comme une source potentielle d'agresseurs pour les arbres vivants environnants (Nageleisen, 2004).

Dans notre étude, il a été observé que la densité moyenne de bois morts debout est similaire entre forêts exploitées et non exploitées. En dissociant les souches, vestiges des exploitations antérieures ou structures issues de processus naturels, il a été possible d'expliquer ces résultats surprenants. En effet, sur la totalité des bois morts debout considérés, 85% en forêts exploitées de plaine, respectivement 71% en forêts exploitées de montagne, sont des souches par rapport à 23% en forêts non exploitées de plaine, respectivement 29% en forêts non exploitées de montagne. Pour corroborer nos dires, les évaluations d'Andersson *et al.* (2012) montrent l'importance des souches en tant que composantes du bois mort debout dans les forêts exploitées puisque, dans le cas des coupes à blanc, elles représentent environ 80 % du bois mort laissé après la récolte finale.

Concernant les bois morts au sol ( $D > 30\text{cm}$ ), nos résultats indiquent que les forêts non exploitées en renferment une densité moyenne significativement plus forte. Une des hypothèses avancées par Fridman et Walheim (2000) est que les bois morts au sol sont souvent détruits au cours des activités d'exploitation forestière ce qui expliquerait leur rareté dans les forêts exploitées. D'une façon plus générale, Kirby *et al.* (1995) indiquent que les arbres et les branches mortes sont souvent considérés comme dangereux voir inesthétiques notamment dans les forêts fortement fréquentées ce qui entraîne leur enlèvement. Dans notre jeu de données quelques massifs tels que Verrières et Fontainebleau peuvent être considérés comme des forêts récréatives de par leur proximité avec la capitale. Cependant l'impact de la fréquentation touristique sur le bois mort est assez marginal car il s'agit souvent d'entretien des bordures des chemins.

Les volumes de bois morts debout, de bois morts au sol ainsi que celui de bois morts total sont tous trois significativement plus élevés en forêts non exploitées. Cependant on peut noter que la fluctuation des variables réponses est beaucoup plus marquée dans les forêts non exploitées. Ainsi le volume moyen de bois morts total oscille entre 42.21 et 79.72  $\text{m}^3/\text{ha}$  en forêts non exploitées contre 17.17 et 26.45  $\text{m}^3/\text{ha}$  pour les forêts exploitées. Christensen *et al.* (2005) ont également remarqué que le volume total de bois mort varie énormément entre les réserves forestières considérées dans leur étude. Ranius et Fahrig (2006) ont expliqué cette variabilité naturelle des quantités de bois morts dans l'espace et dans le temps par la productivité et la dynamique différentielles des forêts. Pour exemple, le volume de bois mort dans les anciennes forêts scandinaves est compris entre 20 et 130  $\text{m}^3/\text{ha}$  (Fridman et Walheim, 2000) alors que dans la forêt primaire de Bialowieza, il est compris entre 84 et 157  $\text{m}^3/\text{ha}$  (Bobiec, 2002).

## Q2 : Les groupes taxonomiques et écologiques étudiés sont-ils impactés par l'exploitation forestière ?

L'hétérogénéité structurale et l'existence de multiples interactions au sein des écosystèmes « naturels » expliquent leur biodiversité élevée (Weslien *et al.*, 2011). Cependant tout comme l'écosystème, la biodiversité qu'il renferme évolue également en permanence en fonction des variations climatiques et structurales du milieu.

Paillet *et al.* (2010) ont montré que la richesse spécifique tend à être plus élevée en forêts non exploitées qu'en forêts exploitées (+ 6.8%) mais que la réponse varie fortement selon le groupe taxonomique.

Globalement, nos résultats montrent également que les groupes taxonomiques sont impactés différemment par l'exploitation forestière.

### Effets significatifs de la non-exploitation

- Effet positif sur les champignons lignicoles

Nos résultats montrent que ce groupe taxonomique possède une richesse spécifique significativement plus élevée dans les forêts non exploitées. Ce résultat peut s'expliquer par une plus forte variabilité dans le type de bois mort présent dans ces forêts. En effet, la réponse des espèces saproxyliques varie avec le type de bois mort (Lassauce *et al.*, 2011). La richesse en espèces saproxyliques est certes corrélée positivement aux volumes de bois mort mais cette corrélation est plus forte avec le volume de bois mort au sol que le volume de bois mort debout. Pour confirmer ces premières conclusions, nos résultats vont également dans ce sens et montrent que les forêts exploitées ont une diversité de type de bois mort plus élevée et des volumes de bois mort debout, au sol et total plus importants que les forêts exploitées.

De plus, le stade de décomposition du bois est un facteur explicatif de la complexité de l'assemblage mycologique (Ódor *et al.*, 2006). Les différents stades de décomposition du bois mort nécessaires à la coexistence de riches communautés fongiques se retrouvent dans les forêts non exploitées (Richard *et al.*, 2005). En effet, Heilmann-Clausen et Christensen (2003) ont montré que le turn-over de la structure de la communauté fongique est considérable et que certaines espèces se restreignent à des stades de décomposition précis. Sans avoir été traité au cours de ce stage, les stades de décomposition des bois mort debout et au sol ont été déterminés sur le terrain et pourront faire l'objet d'analyses ultérieures dans le but d'affiner le lien entre espèces fongiques et phases du cycle de décomposition du bois mort.

En outre, les espèces fongiques ne sont pas atteintes de la même façon par l'exploitation forestière en fonction du substrat sur lequel elles se trouvent (Stokland et Larsson, 2011). Ainsi en s'intéressant aux communautés de polypores et de corticoïdes dans des forêts de pins et d'épicéas, ils ont observé une réduction significative de la richesse spécifique par substrats de qualité similaire positionnés dans des forêts d'épicéas exploitées et naturelles et aucun effet dans les forêts de pins. De même que pour les stades de décomposition, une étude sur le lien entre espèces fongiques et type de substrat (bois vivant/bois mort, feuillus/résineux, types d'essence forestière) serait intéressante.

- Effet négatif sur les insectes coléoptères saproxyliques

D'après nos résultats, les insectes coléoptères saproxyliques répondent négativement à la non-exploitation. Pourtant les analyses exploratoires laissent apercevoir une corrélation positive entre ce groupe taxonomique et le volume de bois mort total. Or ce dernier est significativement plus élevé en forêts non exploitées. Un des éléments de réponse apporté par Andersson *et al.* (2012) est l'importance des souches comme partie substantielle du bois mort disponible pour les organismes saproxyliques dans les forêts exploitées. Il est donc envisageable que le pool d'espèces contactées dans les forêts exploitées de cette étude englobe des espèces spécialisées dans la décomposition des souches et que ce pool soit plus conséquent que celui présent en forêts non exploitées où il existe une plus forte variabilité de type de bois mort. D'autre part, Caminada *et al.* (2011) ont montré que la présence d'insectes coléoptères saproxyliques dépend d'autres facteurs environnementaux que le bois mort tels que la lumière et la diversité dans la structure des habitats (branches mortes, cavités arboricoles, blessures,...). Pour eux, la luminosité au sol a un rôle important et leur a permis d'expliquer pourquoi

une forêt de production était riche en espèces mais pauvre en bois mort tandis qu'une réserve naturelle forestière était pauvre en espèces et riche en bois mort.

De plus, il existe une corrélation plus forte entre le volume de bois mort et la richesse spécifique des insectes coléoptères saproxyliques en forêts boréales qu'en forêts tempérées (Lassauce *et al.* (2011). Ces résultats laissent supposer que le fonctionnement des écosystèmes forestiers placés dans deux biomes différents n'est pas comparable notamment au niveau des réseaux trophiques mais peut aussi indiquer que les forêts boréales et tempérées ne sont pas comparables en termes d'exploitation forestière.

Une première explication peut concerner l'intensité de l'exploitation forestière. En effet, dans les pays scandinaves, cette dernière se pratique régulièrement par des coupes à blanc. Pour exemple, chaque année, la pratique de la coupes à blanc en forêt boréale impacte 0,4 million d'hectares en Norvège, Suède et Finlande et 100 000 ha en moyenne en France (Barthod *et al.*, 1999) . Ainsi les forêts exploitées boréales subissent une intensité d'exploitation plus grande que les forêts tempérées françaises.

Une autre explication possible est que les forêts non exploitées des pays scandinaves sont plus « naturelles » que les forêts non exploitées françaises ce qui peut se justifier tout simplement par les grandes étendues des forêts boréales et par l'inaccessibilité de certaines zones très reculées.

- Effet négatif sur les insectes carabiques

Nos résultats indiquent que la richesse spécifique en insectes coléoptères carabiques est significativement plus élevée en forêts exploitées. Les études antérieures en forêts boréales (Koivula *et al.*, 2002; Koivula et Niemelä, 2002; Yu *et al.*, 2008) ont également suggéré que la richesse spécifique totale et l'abondance des assemblages des carabidés étaient plus élevées dans les jeunes forêts que dans les forêts matures. Yu *et al.* (2006) avancent l'idée que la forte variabilité en termes de préférence d'habitat, âge ou composition du peuplement, entre les espèces de ce groupe taxonomique induit un changement conséquent dans la composition du cortège de carabidés. On peut émettre l'hypothèse que les forêts exploitées sont l'habitat préférentiel d'un pool d'espèces plus conséquent que celui présent en forêts non exploitées. En ce sens, Niemelä *et al.*, (1993) et Desender *et al.*, (1999) souligne une perte d'espèces carabiques en lien avec la gestion et la fragmentation des forêts. D'autre part, Du Bus de Warnaffe (2002) précise que le noyau d'espèces carabiques qui subsiste aujourd'hui serait non seulement peu sensible aux perturbations provenant de la gestion forestière mais y serait même très bien adapté.

### Absence d'effets significatifs de la non-exploitation

- Sur les chiroptères

Nos résultats indiquent que la richesse spécifique des chiroptères est positivement influencée par la non-exploitation mais ce résultat n'est pas significatif.

Les études antérieures (Erickson et West, 2003 ; Ford *et al.*, 2005 ; Obrist *et al.*, 2011 ; Patriquin et Barclay, 2003) sur le lien entre exploitation forestière et ce groupe montrent, contrairement à nous, que la richesse spécifique et l'activité des chiroptères sont plus élevées dans les forêts exploitées en raison d'une plus grande simplicité dans la structure des peuplements. Cette dernière caractéristique simplifierait les vols et optimiserait le nombre de capture lors des activités de chasse.

Cependant, Penicaud (2003) a mis en avant l'importance des caractéristiques de l'arbre-gîte pour ces animaux. Ainsi le type, le nombre et la répartition des cavités exercent une forte influence sur les espèces considérées comme forestières « spécialisées » (Tillon, 2008). En faisant la relation avec nos résultats sur les densités moyennes d'arbres vivants et d'arbres morts porteurs de micro-habitats, il est possible d'analyser plus finement les préférences écologiques de ce groupe. En effet, nos résultats indiquent que la densité moyenne d'arbres vivants porteurs de micro-habitats est similaire entre les forêts exploitées et non exploitées contrairement à la densité moyenne d'arbres morts porteurs de micro-habitats qui est significativement plus élevée en forêts non exploitées. Ainsi on peut émettre l'hypothèse que les chiroptères dépendent plus des micro-habitats présents sur les arbres morts et que c'est le micro-habitat type « cavité » qui se rencontre majoritairement sur ce type de support.

- Sur la flore vasculaire

*Flore vasculaire/Flore vasculaire forestière*

L'exploitation forestière n'impacte pas significativement la richesse spécifique de la flore vasculaire. En cela, nos résultats confirment les travaux de Paillet *et al.*, (in prep). Cette dernière étude a montré que la surface terrière est un meilleur facteur explicatif que l'exploitation forestière. Ainsi une faible surface terrière influence positivement la richesse spécifique de la flore vasculaire grâce à une augmentation de la disponibilité des ressources notamment en lumière (Strandberg *et al.*, 2005).

D'autre part Bardgett *et al.* (2005) ont montré une corrélation positive entre la diversité de la strate herbacée et la diversité de la strate arborescente contrairement à Aubert *et al.* (2004) et Ewald (2002) qui ont trouvé des relations faibles à nulles.

L'effet significativement négatif de l'altitude sur la flore vasculaire globale et forestière peut s'expliquer par le fait que le pool d'espèces résistant à des conditions climatiques montagnardes est plus restreint que celui de plaine.

A titre indicatif, pour les espèces spécialistes forestières, nos résultats confirment des études précédentes telles que celle de Verheyen *et al.* (2003) qui n'ont montré aucune différence de diversité entre les forêts anciennes et récentes de leur étude en termes de flore vasculaire forestière.

- Sur l'avifaune

*Oiseaux/ Oiseaux forestiers*

Ce groupe taxonomique ne répond pas de manière significative à la non-exploitation. De par leurs bonnes capacités de déplacement, la présence d'oiseaux révèle que le milieu possède des caractéristiques favorables en termes d'abondance ou d'accessibilité à des ressources clés telles que les sites de nourrissage ou les sites niochirs (Guénette et Villard, 2005). En cela les forêts non exploitées sont de bonnes candidates de par leur structure hétérogène mais d'un autre côté, leur organisation peut augmenter le risque de prédation par la présence de supports (branches basses) facilitant l'accès aux nids et aux cavités par exemple. De plus, cette structure complexe réduit considérablement la visibilité et donc la possibilité de fuite face à un prédateur (Martin, 1993).

L'exploitation forestière impacte différemment l'avifaune. Ainsi les espèces forestières spécialistes, associées aux vieux peuplements et aux grandes surfaces forestières, ont montré un déclin face aux pratiques forestières modernes causes de dérangement mais surtout de destruction et de fragmentation des habitats forestiers (Gil-Tena *et al.*, 2007; Kouki et Väänänen, 2000). En considérant en particulier les espèces forestières, nos résultats indiquent de façon surprenante qu'il n'y pas de réponse significative à la non-exploitation comme précédemment pour la richesse spécifique totale. Gunn et Hagan Iii (2000) ont observé que les espèces forestières comme le pic noir ou le grimpeur des bois choisissent préférentiellement des arbres mourants ou récemment morts car ce sont d'excellents sites de nourrissage. Or dans notre étude, ces supports se trouvent en densité quasi similaire en forêts exploitées et non exploitées ce qui expliquerait nos résultats.

- Sur les insectes coléoptères carabiques forestiers

Afin d'avoir un jeu de données assez conséquent pour supporter des analyses statistiques, les insectes coléoptères carabiques forestiers englobent l'ensemble des espèces forestières ; c'est à dire les espèces généralistes forestières et spécialistes forestières. Nos résultats indiquent que la richesse spécifique en insectes coléoptères carabiques forestiers n'est pas impactée par l'exploitation forestière mais elle tend à être plus élevée en forêts exploitées comme le confirment Toïgo *et al.* (in press). Pourtant, en ne s'intéressant qu'aux spécialistes forestières, les peuplements non exploités sont normalement fortement représentés par celles-ci (De Warnaffe et Lebrun, 2004) car elles dépendent fortement des conditions micro-climatiques et/ou de proies qui peuvent régresser ou disparaître après une coupe forestière. En effet, l'exploitation forestière modifie quatre paramètres écologiques que sont la lumière, la température, l'humidité du sol et la disponibilité en nutriments (Bergès, 2004). De par leur caractère généraliste, les carabes généralistes forestiers doivent être moins impactés par ces changements. Leur maintien permet sans doute de tamponner la réponse de ce groupe écologique.

Ces premiers éléments montrent la complexité de la comparaison forêts exploitées vs. forêts non exploitées. En effet, l'étude des variables réponses souligne le nombre conséquent de processus mis

en jeu. Après une analyse locale des éléments structuraux et de la biodiversité, cette discussion va maintenant mettre l'accent sur l'historique des interventions humaines et sur les pratiques de gestion.

### **Q3 : L'ancienneté de la dernière exploitation forestière influence-t-elle la structure et la biodiversité des forêts exploitées et non exploitées ?**

Un écosystème n'est pas statique. Il évolue et se complexifie au cours du temps notamment grâce aux multiples interactions qui se forment entre les différents compartiments. Nilsson *et al.* (2002) ; Christensen *et al.* (2005) et Gilg (2004) ont montré que les peuplements forestiers ont une structure verticale plus complexe, une densité de gros bois plus élevée et un volume de bois mort plus important avec l'âge. Plus précisément, Ranius *et al.* (2003) ont indiqué que le volume de bois mort dans les forêts anciennement exploitées commence à augmenter de façon notable à partir de 60 ans. En mettant cette condition, les seuls massifs pouvant concourir sont Fontainebleau en plaine et Engins en montagne. En effet, en moyenne l'ancienneté de la dernière exploitation est de 115 ans pour Fontainebleau et 101 ans pour Engins. Comme 16 placettes en forêts non exploitées ont été installées à Fontainebleau contre 5 à Engins, ce premier massif joue un rôle crucial dans nos analyses ; pour preuve une grande majorité des résultats significatifs disparaîtrait sans lui. Ainsi les réponses des variables dendrométriques et des groupes taxonomiques ont tendance à être tirées par Fontainebleau.

Il a été prouvé que dans les vingt premières années après l'exploitation, la richesse spécifique présente dans les forêts exploitées est plus élevée que dans les forêts non exploitées (Paillet *et al.*, 2010). Au-delà de cette période, la tendance s'inverse et la richesse spécifique devient plus élevée en forêts non exploitées. Ces résultats prennent en compte la richesse spécifique globale obtenue après l'étude de différents groupes taxonomiques.

Nos résultats présentent les réponses des groupes taxonomiques pris individuellement. Il a été montré que seulement deux d'entre eux répondent de façon significativement positive à la période écoulée depuis la dernière exploitation ; il s'agit des champignons lignicoles et des insectes coléoptères carabiques. De plus parmi ce dernier groupe, les espèces forestières sont celles qui répondent le mieux à l'ancienneté d'exploitation.

Plus précisément, Yamashita *et al.* (2012) ont montré que la richesse spécifique des champignons lignicoles augmente linéairement avec l'ancienneté de l'exploitation et que l'abondance de certains groupes fonctionnels est corrélée avec l'âge du peuplement.

Il est important d'avoir à l'esprit que, tout comme l'exploitation forestière, l'ancienneté de la dernière exploitation est une variable qui ne peut expliquer l'ensemble des phénomènes et des mécanismes des écosystèmes.

Pour exemple, Magura *et al.* (2003) avaient déjà défini le rôle bénéfique de la variable temporelle sur les espèces d'insectes coléoptères carabiques mais avait fait le lien également avec d'autres variables environnementales telles que le pH, la compaction du sol ou encore la litière.

De même, Heilmann-Clausen et Christensen (2003) ont montré que les champignons semblent être sensibles à certaines variables micro-climatiques telles que l'humidité du sol ou la distance à la lisière forestière. De plus, Paillet *et al.* (2010) ont révélé que l'implantation des champignons lignicoles peut être favorisée par un affaiblissement ou une blessure de l'arbre ce qui se traduit régulièrement par la présence de micro-habitats. En effet, bien que les arbres porteurs de micro-habitats puissent être enlevés au cours de la croissance des forêts exploitées afin d'optimiser leur rentabilité, le vieillissement des peuplements et les stigmates de l'exploitation forestière entraînent naturellement leur réapparition (Michel et Winter, 2009).

Les espèces spécialistes forestières répondent à 3 grands critères

- Capacité de dispersion limitée
- Haut degré de spécialisation
- Endémisme

De par ces caractéristiques, le temps de recolonisation pour ces espèces après des perturbations liées à l'exploitation forestière est très variable. De ce fait, l'ancienneté de la dernière exploitation peut être un point de référence pour évaluer la vitesse à laquelle elles recolonisent le milieu anciennement exploité.

Afin d'avoir un ordre de grandeur en tête et malgré le fait que leurs études se focalisent sur les forêts anciennes et récentes, il m'a semblé intéressant de présenter l'un des résultats de Bossuyt et Hermy, (2000) qui ont montré, dans des forêts tempérées de feuillus, qu'une centaine d'années est nécessaire pour que certaines espèces de la flore vasculaire forestière des forêts anciennes apparaissent dans le sous-bois des forêts récentes.

Nos résultats concernant la réponse des insectes coléoptères carabiques forestiers laissent à penser que les conditions environnementales propres aux écosystèmes forestiers matures se restaurent au fur et à mesure du temps et que les espèces forestières répondent et suivent ce gradient pour leur recolonisation. Cependant les capacités de recolonisation des espèces dépendent souvent d'interactions. Parmi elles, la facilitation a toute son importance notamment dans les environnements perturbés tels que ceux obtenus après une exploitation forestière. Cette interaction traduit l'idée que la présence d'une espèce favorise l'installation, la vie ou la survie d'autres espèces. Ainsi l'implantation de certaines espèces favorise l'arrivée d'autres.

L'une des composantes essentielles au bon fonctionnement d'un écosystème est la complémentarité entre les niches écologiques. Cet effet est d'autant plus important que le milieu est stressé (Clavel, 2007).

Pour les insectes coléoptères carabiques, on peut penser que les espèces spécialistes de milieu ouvert permettent l'implantation d'espèces plus généralistes par leur activité en modifiant les conditions locales. Puis lorsque le milieu se referme, les espèces spécialistes de milieu ouvert auront tendance à disparaître laissant ainsi la place aux espèces spécialistes forestières mieux adaptées aux nouvelles conditions écologiques. La spécialisation semble donc, d'en certains cas, permettre l'augmentation de la richesse spécifique globale par facilitation.

#### **Q4 : Le type de traitement sylvicole influence-t-il la structure et la biodiversité des forêts exploitées et non exploitées?**

Une forêt mature se caractérise par l'existence d'un cycle sylvigénétique complet. Or dans les forêts exploitées actuelles, ces phases sont rares car l'exploitation a lieu lors de la phase optimale du peuplement. Pour preuve, Vallauri et Poncet, (2002) indiquent que seulement 0.6% des futaies régulières composées d'espèces indigènes dépassent un âge équivalent aux 2/3 de la durée de vie normale de l'espèce dominante.

Il existe de nombreux débats sur le traitement sylvicole à appliquer afin de conserver la biodiversité (Bergès, 2004).

Dans la gestion forestière, l'intervention humaine consiste à prélever des arbres pour diverses raisons qu'elles soient d'ordre commercial, sécuritaire,... Par ses actions, le forestier a un impact sur l'écosystème (Cordonnier, 2004) :

- Impact direct sur la structure des peuplements
- Impact indirect sur la dynamique forestière en exportant de la biomasse, en sélectionnant les essences, en créant des trouées de lumière ou encore en diminuant la compétition entre les individus.

Depuis près d'un siècle, la conversion des anciens taillis et taillis-sous-futaie en futaie régulière a conduit à la diminution de l'intensité des coupes de régénération, à l'augmentation de la fréquence des coupes de faibles intensités et à l'augmentation de la taille moyenne des coupes de régénération. Au niveau national, les peuplements de futaie représentent un total de 5.3 millions d'hectares d'après les données IFN de 2001. La futaie irrégulière, majoritairement présente en montagne, ne représente que 5% des forêts françaises (Vallauri, 2003).

D'après nos résultats, seul le volume moyen de bois morts debout répond significativement aux types de traitements sylvicoles. Cette variable dendrométrique est significativement plus élevée en futaie irrégulière qu'en futaie régulière ou en conversion. En effet, le volume moyen de bois morts debout y est respectivement de 12.17, 3.82 et 2.12 m<sup>3</sup>/ha.

L'objectif de la gestion forestière française est de produire des peuplements homogènes en termes d'essence, de taille et d'espacement entre les arbres (Hansen *et al.*, 1991). En effet, au niveau national, 28% des futaies ne présentent qu'une seule espèce dans un rayon de 25 m (Vallauri, 2003). Pourtant il

est aussi couramment admis que la faune d'un peuplement forestier est d'autant plus riche que les essences qui le composent sont plus nombreuses. En effet, la diversité des essences dans un peuplement produit une plus grande variété dans les ressources disponibles et induit aussi une complexification de la structure, ce qui augmente le nombre de niches potentielles (Tracy et Christian, 1986).

En ce qui concerne la biodiversité, nos résultats indiquent que deux groupes taxonomiques sont impactés significativement par le type de traitement sylvicole. Il s'agit des insectes coléoptères saproxyliques et des oiseaux. La richesse spécifique en insectes coléoptères saproxyliques est plus élevée dans les peuplements en conversion puis dans la futaie régulière et enfin dans la futaie irrégulière. Légaré *et al.* (2011) ont montré que l'ouverture de la canopée et la présence de débris boisés étaient des attributs importants pour de nombreux insectes saproxyliques. Outre le fait que la gestion forestière tend à diminuer la biomasse des vieux bois et des bois morts, il est important de noter que l'exportation du bois et le raccourcissement des rotations des exploitations entraînent forcément un dysfonctionnement dans les réseaux trophiques notamment des décomposeurs (Le Tacon *et al.*, 2001) .

L'influence du traitement forestier sur l'avifaune via les variations dans la composition du cortège a été particulièrement étudiée dans les forêts françaises (Ferry et Frochot, 1970).

Les oiseaux représentent un groupe taxonomique très hétérogène en termes de préférence d'habitats. Ainsi peu d'espèces sont présentes tout au long d'un cycle de sylvigénèse. Nos résultats indiquent que la richesse spécifique en oiseaux est plus élevée dans les peuplements en conversion puis dans la futaie régulière et enfin dans la futaie irrégulière. Au contraire, Müller *et al.* (2002) avait montré que la richesse spécifique locale de l'avifaune était plus faible en futaie régulière qu'en futaie irrégulière.

## Conclusions – perspectives - conseils aux forestiers

Grâce à l'impulsion de l'ONF, le programme de constitution de Réserves Biologiques Intégrales protège une large gamme d'écosystèmes forestiers en complémentarité avec les parties intégrales des Réserves Naturelles Forestières. Même si la surface de ces réserves est en constante progression, elle reste relativement faible. En effet, la première analyse paneuropéenne de la protection des forêts crédite la France d'un taux de protection faible avec 1.2% seulement de forêts métropolitaines bien protégées (Halkka *et al.*, 2001). La même année, les 224 signataires de « l'Appel pour la protection des forêts » ont souligné l'intérêt de conserver des écosystèmes forestiers intacts et entiers de 10 000 ha (Vallauri, 2003). Actuellement encore à l'état de projet, deux à trois réserves de 1 000 ha dans des zones forestières où l'intervention humaine a été historiquement faible devraient être créées.

La protection de la biodiversité forestière est de plus en plus présentée comme l'un des objectifs de la gestion forestière. Cependant grâce à notre étude, qui met en lumière les réponses variées des éléments de structure et de 6 groupes taxonomiques selon différentes variables explicatives, il paraît évident qu'aucune action ne peut cibler la préservation de la biodiversité dans sa totalité. Cependant certaines analyses ont montré une dépendance entre des variables dendrométriques et la biodiversité. En ce sens, des études seront réalisées en 2013 sur chaque groupe taxonomique pris individuellement afin d'analyser finement les relations qui lient la structure des peuplements forestiers et la biodiversité.

Cependant cette étude révèle que certaines actions de gestion peuvent favoriser la biodiversité. La gestion forestière, lorsqu'elle n'a pour objectif que la production de bois, entraîne une simplification de la strate ligneuse et de la composition du peuplement qui impacte négativement la biodiversité. Une des premières suggestions sur les mesures de sylviculture actuelles serait donc de réduire les plantations et l'homogénéisation des peuplements forestiers.

De plus, Deal (2007) a remarqué que les structures issues d'une récolte partielle peuvent créer des conditions semblables aux perturbations naturelles. Or ces perturbations permettent le maintien d'une certaine diversité dans le peuplement en bloquant l'effet de compétition qui amène à l'hégémonie d'une espèce dominante. En ce sens, la futaie irrégulière semble être le traitement le plus judicieux puisque la parcelle n'y est jamais exploitée dans sa totalité.

D'autre part, comme le rappelle la communauté scientifique (Lindenmayer, 1999 ; Vallauri *et al.*, 2002 ; Gosselin & Laroussinie., 2004), il est important de promouvoir une plus grande maturité des

peuplements forestiers, un volume de bois mort plus élevé et une hétérogénéité dans la structure verticale afin que toutes les strates soient représentées.

Le rôle du bois mort dans le fonctionnement des écosystèmes forestiers est largement accepté par la communauté scientifique (Vallauri et Blondel, 2002). Pour donner un ordre d'idée, Vallauri (2003) indique qu'un minimum de 20 m<sup>3</sup>/ha de bois mort devrait être conservé pour favoriser la biodiversité et met en avant l'importance de la continuité du bois mort.

En ce sens la mise en place progressive d'îlots de sénescence, dont l'objectif est de conserver des espèces inféodées aux vieux peuplements, est une bonne mesure de gestion. Cependant, l'une des failles de ce concept est l'absence de connexions entre les îlots. En effet, ces dernières décennies, malgré une superficie forestière en pleine expansion, les massifs forestiers sont paradoxalement de plus en plus fragmentés. Or une espèce a besoin pour effectuer son cycle biologique d'un continuum écologique. Le maintien de ces continuums est tout aussi important que la préservation de peuplements âgés pour les espèces forestières.

## PARTIE 3 : Références bibliographiques

- ANDERSSON J., HJÄLTÉN J., DYNESIUS M., 2012, Long-term effects of stump harvesting and landscape composition on beetle assemblages in the hemiboreal forest of Sweden, *Forest Ecology and Management*, **271**, 75-80.
- AUBERT M., BUREAU F., ALARD D., BARDAT J., 2004, Effect of tree mixture on the humic epipedon and vegetation diversity in managed beech forests (Normandy, France), *Canadian Journal of Forest Research*, **34**, 233-248.
- BAS E., BAS E., 2011, Chiroptères et naturalité des peuplements forestiers : les chauves-souris pour inspirer un plan de restauration des forêts, Rapport annuel, pp 50.
- BARDGETT R.D., BOWMAN W.D., KAUFMANN R., SCHMIDT S.K., 2005, A temporal approach to linking aboveground and belowground ecology, *Trends in Ecology and Evolution*, **20** (11), 634-641.
- BARTHOD C., PIGNARD G., GUERIN F., BOUILLON-PENROIS E., 1999, Coupes fortes et coupes rases dans les forêts françaises, *Revue forestière française*, LI, **4**, 469-486.
- BENGTSSON J., NILSSON S.G., FRANC A., MENOZZI P., 2000, Biodiversity, disturbances, ecosystem function and management of European forests, *Forest Ecology and Management*, **132** (1), 39-50.
- BERGÈS L., 2004, Rôle des coupes, de la stratification verticale et du mode de traitement sur la biodiversité. Dans *Biodiversité et gestion Forestière : connaître pour préserver - synthèse bibliographique*, 149-215, Gosselin M., Laroussinie O., GIP Ecofor, Cemagref Editions, Antony.
- BOBIEC A., 2002, Living stands and dead wood in the Białowieża forest : Suggestions for restoration management, *Forest Ecology and Management*, **165** (1-3), 125-140.
- BOSSUYT B., HERMY M., 2000, Restoration of the understorey layer of the recent forest bordering ancient forest, *Applied Vegetation Science*, **3**, 43-50.
- BOUGET C., BRUSTEL H., ZAGATTI P., NOBLECOURT T., 2008, Le Système d'Information sur l'Ecologie des Coléoptères Saproxyliques Français (French Information System on Saproxylic BEetle Ecology, FRISBEE) : un outil écologique et taxonomique pour l'évaluation de l'état de conservation des forêts. En ligne : <http://frisbee.nogent.cemagref.fr/>
- BRAUN-BLANQUET J., 1932, Plant Sociology, McGraw-Hill Book Company Editions, New York, USA, pp 439.
- BRIN A., BOUGET C., BRUSTEL H., JACTEL H., 2011, Diameter of downed woody debris does matter for saproxylic beetle assemblages in temperate oak and pine forests, *Journal of Insect Conservation*, **15** (5), 653-669.
- BRUCIAMACCHIE M., 2005, Protocole de suivi d'espaces naturels protégés. ENGREF - Ministère de l'Ecologie et du Développement Durable.
- CAMINADA M., LACHAT T., WERMELINGER B., RIGLING A., 2011, Coléoptères saproxyliques dans les hêtraies : le bois mort n'est pas l'unique facteur à prendre en compte, *Science et Pratique*, **6** (13), 13-15.
- CHRISTENSEN M., HAHN K., MOUNTFORD E.P., ODOR P., STANDOVAR T., ROZENBERGAR D., DIACI J., WIJDEVEN S.M.J., MEYER P., WINTER S., VRSKA T., 2005, Dead wood in European beech (*Fagus sylvatica*) forest reserves, *Forest Ecology and Management*, **210** (1-3), 267-282.
- CLAVEL J., 2007, Spécialistes et généralistes face aux changements globaux : approches comportementales et évolutives, Thèse de Doctorat de l'Université Pierre Marie et Curie, Paris.

- COOPER-ELLIS S., 1998, Bryophytes in old-growth forests of western Massachusetts, *Journal of the Torrey Botanical Society*, **125**, 117-132.
- CORDONNIER T., 2004, Perturbations, Diversité et Permanence des Structures dans les Ecosystèmes Forestiers, Thèse de Doctorat de l'ENGREF, Paris.
- COULON J., MARCHAL P., PUIPIER R., RICHOUX P., ALLEMAND R., GENEST L.C., CLARY J., 2000, Coléoptères de Rhône-Alpes : Carabiques et Cicindèles, Museum d'Histoire Naturelle de Lyon et Société Linnéenne de Lyon, Lyon.
- DEAL R.L., 2007, Management strategies to increase stand structural diversity and enhance biodiversity in coastal rainforests of Alaska, *Biological Conservation*, **137** (4), 520-532.
- DESENDER K., EYVYNCK A., RACK G., 1999, Beetle diversity and historical ecology of woodlands in Flanders, *Belgian Journal of Ecology*, **129**, 139-155.
- DESENDER K., DEKONINCK W., MAES D., CREVECOEUR L., DUFRENE M., JACOBS M., LAMBERCHTS K., POLLET M., STASSEN E., THYS N., 2008, Een nieuwe verspreidingsatlas van de loopkevers en zandloopkevers (Carabidae) in België, - Instituut voor Natuur – en Bosonderzoek, Brussel, pp 184.
- DODELIN B., 2006, Ecology of the saproxylic beetles in mountain forests of the northern French Alps, *Ecologie des coléoptères saproxyliques dans les forêts de l'étage montagnard des Alpes du nord françaises*, **42** (2), 231-243.
- DRAPEAU P., LEDUC A., SAVARD J-P., BERGERON Y., 2001, Les oiseaux forestiers, des indicateurs des changements des mosaïques forestières boréales, *Le Naturaliste Canadien*, **125** (3), 41-46.
- DRAPIER N., MICHAU E., 2010, Les réserves intégrales au sein du dispositif de prise en compte de la biodiversité et de la naturalité dans la gestion des forêts publiques. Dans *Biodiversité, naturalité, humanité. Pour inspirer la gestion des forêts*, 407-414, VALLAURI D., ANDRE J., GENOT J-C., DE PALMA J-P., EYNARD-MACHET R., (coord), Tec & Doc Lavoisier Editions, Paris.
- DU BUS DE WARNAFFE G.D.B., 2002, Impacts 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, Facultés d'ingénierie biologique, agronomique et environnementale, Ph D, Louvain-la-Neuve, Belgique, Université Catholique de Louvain, pp 132.
- DU BUS DE WARNAFFE G.D.B., LEBRUN P., 2004, Effects of forest management on carabid beetles in Belgium : Implications for biodiversity conservation, *Biological Conservation*, **118** (2), 219-234.
- EFRON B., TIBSHIRANI R., 1986, Bootstrap Methods for Standard Errors, Confidence Intervals and Other Measures of Statistical Accuracy, *Statistical Science*, **1** (1), 54-77.
- EFRON B., TIBSHIRANI R., 1993, An introduction to the Bootstrap, Chapman and Hall Editions, New-York, London, pp 16.
- ERICKSON J.L., WEST S.D., 2003, Associations of bats with local structure and landscape features of forested stands in western Oregon and Washington, *Biological Conservation*, **109** (1), 95-102.
- EWALD J., 2002, Multiple controls of understory plan richness in mountain forests of the Bavarian Alps, *Phytocoenologia*, **32**, 85-100.
- FERRY C., FROCHOT B., 1970, L'influence du traitement forestier sur les oiseaux. Dans *Écologie forestière*, 309-326, PRESSON P., PARDE J., Gauthiers-Villars Editions, Paris.

- FORD W.M., MENZEL M.A., RODRIGUE J.L., MENZEL J.M., JOHNSON J.B., 2005, Relating bat species presence to simple habitat measures in a central Appalachian forest, *Biological Conservation*, **126** (4), 528-539.
- FRIDMAN J., WALHEIM M., 2000, Amount, structure, and dynamics of dead wood on managed forestland in Sweden, *Forest Ecology and Management*, **131** (1-3), 23-36.
- GILG O., 2004, Forêts à caractère naturel, *Atelier Technique des Espaces Naturels*, pp 96.
- GILG O., SCHWOERHER C., 2004, Forêts à caractère naturel dernières reliques ou forêts d'avenir ?, *Espaces Naturels*, **7**, 7-11.
- GILG O., FIERS V., DESPERT Y., 2008. Observatoire du Patrimoine naturel des Réserves naturelles de France 2007, *Milieux forestiers*, Réserves Naturelles de France, Quétigny, France, pp 16.
- GIL-TENA A., SAURA S., BROTONS L., 2007, Effects of forest composition and structure on bird species richness in a Mediterranean context : Implications for forest ecosystem management, *Forest Ecology and Management*, **242** (2-3), 470-476.
- GOSELIN F., GOSELIN M., 2004. Analyser les variations de biodiversité : outils et méthodes. Dans *Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver*, 58-100, Gosselin M., Laroussinie O., GIP Ecofor, Cemagref Editions, Paris.
- GOSELIN M., LAROUSSINIE O., 2004, Biodiversité et gestion forestière. Connaître pour préserver, Cemagref Editions, Paris, pp 308.
- GREGORY R.D., VORISEK P., VAN STRIEN A., GMELIG MEYLING A., JIGUET F., FORNASARI L., REIF J., CHYLARECKI P., BURFIELD I., 2007, Population trends of widespread woodland birds in Europe, *Ibis*, **149** (SUPPL. 2), 78-97.
- GUÉNETTE J.S., VILLARD M.A., 2005, Thresholds in forest bird response to habitat alteration as quantitative targets for conservation, *Conservation Biology*, **19** (4), 1168-1180.
- GUNN J.S., HAGAN III J.M., 2000, Woodpecker abundance and tree use in uneven-aged managed, and unmanaged, forest in northern Maine, *Forest Ecology and Management*, **126** (1), 1-12.
- HALKKA A., LAPPALAINENE L., KARJALAINENE H., 2001, La protection des forêts en Europe, *Rapport WWF*, Paris, pp 36.
- HANSEN A.J., SPIES T.A., SWANSON F.J., OHMANN J.L., 1991, Conserving biodiversity in managed forests. Lessons from natural forests, *BioScience*, **41**, 382-392.
- HAYES J.P., LOEB S.C., 2007, The influence of forest management on bats in North America. Dans *Bats in Forests : Conservation and Management*, 207-235, LACKI M.J., HAYES J.P., KURTA A., (coord), Baltimore, John Hopkins University Press Baltimore.
- HEILMANN-CLAUSEN J., CHRISTENSEN M., 2003, Fungal diversity on decaying beech logs - Implications for sustainable forestry, *Biodiversity and Conservation*, **12** (5), 953-973.
- JOHANSSON T., HJALTEN J., HILSZCZANSKI J., STENLID J., BALL J.P., ALINVI O., DANELL K., 2007, Variable response of different functional groups of saproxylic beetles to substrate manipulation and forest management: Implications for conservation strategies, *Forest Ecology and Management*, **242** (2-3), 496-510.

- JULVE P., 2007, Baseflor. <http://perso.orange.fr/philippe.julve/catminat.htm>.
- KIRBY K-J., THOMAS R-C., KEY R-S., MC LEAN I-F-G., HODGETTS N., 1995, Pasture woodland and its conservation in Britain, *Biological Journal of the Linnean Society*, **56** (0), 135-153.
- KOIVULA M., NIEMELÄ J., 2002, Boreal carabid beetles (Coleoptera, Carabidae) in managed spruce forests - A summary of Finnish case studies, *Silva Fennica*, **36** (1), 423-436.
- KOIVULA M., KUKKONEN J., NIEMELÄ J., 2002, Boreal carabid-beetle (Coleoptera, Carabidae) assemblages along the clear-cut originated succession gradient, *Biodiversity and Conservation*, **11** (7), 1269-1288.
- KOTIRANTA H., 2001, The threatened and near-threatened Aphylophorales of Finland. Dans *Fungal conservation issues and solutions*, 177-181, MOORE D., NAUTA M-M., EVANS S-E., ROTHEROE M., (coord), Cambridge, Cambridge University Press.
- KOUKI J., VÄÄNÄNEN A., 2000, Impoverishment of resident old-growth forest bird assemblages along an isolation gradient of protected areas in eastern Finland, *Ornis Fennica*, **77** (4), 145-154.
- LANIER L., BADRÉ M., DELABRAZE P., DUBOURDIEU J., FLAMMARION J.P., 1994, Précis de sylviculture. 2<sup>e</sup> édition. Nancy, ENGREF, pp 477.
- LASSAUCE A., PAILLET Y., JACTEL H., BOUGET C., 2011, Deadwood as a surrogate for forest biodiversity: Meta-analysis of correlations between deadwood volume and species richness of saproxylic organisms, *Ecological Indicators*, **11** (5), 1027-1039.
- LÉGARÉ J.P., HÉBERT C., RUEL J.C., 2011, Alternative silvicultural practices in irregular boreal Forests : Response of beetle Assemblages, *Silva Fennica*, **45** (5), 937-956.
- LINDENMAYER D.B., 1999, Future directions for biodiversity conservation in managed forests : indicator species, impact studies and monitoring programs, *Forest Ecology and Management*, **115** (2-3), 277-287.
- LE TACON F., SELOSSE M-A., GOSELIN F., 2001, Biodiversité, fonctionnement des écosystèmes et gestion forestière – 2e partie : interventions sylvicoles et biodiversité, *Revue forestière française*, LIII, **1**, 55-80.
- NAGELEISEN L.M., BOUGET C., 2009, L'étude des insectes en forêt : méthodes et techniques, éléments essentiels pour une standardisation : Synthèse des réflexions menées par le groupe de travail « Inventaires Entomologiques en Forêt » (Inv.Ent.For.), *Les Dossiers Forestiers*, **19**, pp 144.
- MACE G.M., MASUNDIRE H., BAILLIE J., 2005. Biodiversity, Ecosystems and Human well-being: current state and trends. Dans *Millenium Ecosystem Assessment*, 79-122, World Resources Institute, Washington DC (USA).
- MAGURA T., TÓTHMÉRÉSZ B., ELEK Z., 2003, Diversity and composition of carabids during a forestry cycle, *Biodiversity and Conservation*, **12** (1), 73-85.
- MARTIN T.E., 1993, Nest predation among vegetation layers and habitat types: revising the dogmas, *American Naturalist*, **141** (6), 897-913.
- 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** (6), 1453-1464.
- MORTIER F., DRAPIER N., 2005, Le bois mort, les arbres à cavités et les vieux arbres dans la gestion des forêts publiques. Dans *Bois mort et à cavités : une clé pour des forêts vivantes*,

- 267-276, VALLAURI D., ANDRE J., DODELIN B., EYNARD-MACHET R., RAMBAUD D., (coord), Lavoisier Ted & Doc Editions, Paris.
- MÜLLER M.M., VARAMA M., HEINONEN J., HALLAKSELA A.M., 2002, Influence of insects on the diversity of fungi in decaying spruce wood in managed and natural forests, *Forest Ecology and Management*, **166** (1-3), 165-181.
- NIEMELA J., SPENCE J.R., LANGOR D., HAILA Y., TUKIA H., 1993, Logging and boreal ground-beetle assemblages on two continents : implications for conservation. Dans *Perspectives on insect conservation*, 29-50, GASTON K.J., NEW T.R., SAMWAYS M.J., (coord), Andover (United Kingdom), Intercept limited.
- NILSSON S.G., NIKLASSON M., HEDIN J., ARONSSON G., GUTOWSKI J.M., LINDER P., LJUNGBERG H., MIKUSINSKI G., RANIUS T., 2002, Densities of large living and dead trees in old-growth temperate and boreal forests, *Forest Ecology and Management*, **161** (1-3), 189-204.
- OBRIST M.K., RATHEY E., BONTADINA F., MARTINOLI A., CONEDERA M., CHRISTE P., MORETTI M., 2011, Response of bat species to sylvo-pastoral abandonment, *Forest Ecology and Management*, **261** (3), 789-798.
- ÓDOR P., HEILMANN-CLAUSEN J., CHRISTENSEN M., AUDE E., VAN DORT K.W., PILTAVER A., SILLER I., VEERKAMP M.T., WALLEYN R., STANDOVAR T., VAN HEES A.F.M., MATOCEC N., KRAIGHER H., GREBENC T., 2006, Diversity of dead wood inhabiting fungi and bryophytes in semi-natural beech forests in Europe, *Biological Conservation*, **131** (1), 58-71.
- PAILLET Y., BERGES L., HJALTEN J., ODOR P., AVON C., BERNHARDT-ROMERMANN M., BIJLSMA R.-J., DE BRUYN L., FUHR M., GRANDIN U., KANKA R., LUNDIN L., LUQUE S., MAGURA T., MATESANZ S., MESZAROS I., SEBASTIA M.-T., SCHMIDT W., STANDOVAR T., TOTHMERESZ B., UOTILA A., VALLADARES F., VELLAK K., VIRTANEN R., 2010, Biodiversity Differences between Managed and Unmanaged Forests: Meta-Analysis of Species Richness in Europe, *Conservation Biology*, **24** (1), 101-112.
- PAILLET Y., CHEVALIER R., MARTIN H., ARCHAUX F., GOSSELIN F., (*in prep*), Ground flora in managed and unmanaged forests : effects of forest management and structure on floristic biodiversity and trophic indices, *Applied vegetation Science*.
- PATRIQUIN K.J., BARCLAY R.M.R., 2003, Foraging by bats in cleared, thinned and unharvested boreal forest, *Journal of Applied Ecology*, **40** (4), 646-657.
- PENICAUD P., 2003, Enquête nationale sur les arbres-gîtes à chauves-souris arboricoles, *Mammifères sauvages*, **46**, 18-19.
- PITTE J.R., 2003, Histoire du paysage Français. De la préhistoire à nos jours, Tallandier Editions, Paris, pp 444.
- R DEVELOPMENT CORE TEAM, 2012, R: A language and environment for statistical computing, R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria.
- RAJANDU E., KIKAS K., PAAL J., 2009, Bryophytes and decaying wood in Hepatica site-type boreo-nemoral Pinus sylvestris forests in Southern Estonia, *Forest Ecology and Management*, **257** (3), 994-1003.
- RANIUS T., FAHRIG L., 2006, Targets for maintenance of dead wood for biodiversity conservation based on extinction thresholds, *Scandinavian Journal of Forest Research*, **21** (3), 201-208.
- RICHARD F., CORRIOL G., MOREAU P.-A., SELOSSE M.-A., GARDES M., 2005, Biodiversité, Dynamique et Conservation des champignons saproxyliques en France : perspectives pour la gestion forestière. Dans *Bois mort et à cavités, une clé pour des forêts vivantes*, 157-166, VALLAURI D.,

- ANDRE J., DODELIN B., EYNARD-MACHET R., RAMBAUD D., (coord), Lavoisier Ted & Doc Editions, Paris.
- SCHNITZLER-LENOBLE A., 1996, En Europe, la forêt primaire, *La Recherche*, **290**.
- SCHNITZLER A., GENOT J-C., WINTZ M., 2008, Espaces protégés : de la gestion conservatoire vers la non intervention, Dans *Courrier de l'environnement de l'INRA*, PUJOL J-L., INRA Editions, Nancy, **56**, 29-45.
- SIMILÄ M., KOUKI J., MARTIKAINEN P., 2003, Saproxylic beetles in managed and seminatural Scots pine forests: quality of dead wood matters, *Forest Ecology and Management*, **174** (1-3), 365-381.
- SODERSTROM L., 1988, The occurrence of epixylic bryophyte and lichen species in an old natural and a managed forest stand in Northeast Sweden, *Biological Conservation*, **45** (3), 169-178.
- STOKLAND J.N., LARSSON K.H., 2011, Legacies from natural forest dynamics : Different effects of forest management on wood-inhabiting fungi in pine and spruce forests, *Forest Ecology and Management*, **261** (11), 1707-1721.
- STRANDBERG B., KRISTIANSEN S.M., TYBIRK K., 2005, Dynamic oak-scrub to forest succession : Effects of management on understorey vegetation, humus forms and soils, *Forest Ecology and Management*, **211** (3), 318-328.
- TILLON L., 2008, Inventorier, étudier ou suivre les chauves-souris en forêt, Conseils de gestion forestière pour leur prise en compte.
- TOÏGO M., PAILLET Y., NOBLECOURT T., SOLDATI F., GOSSELIN F., DAUFFY-RICHARD E., in press, Does setting aside forest reserves matter more than habitat characteristics for ground beetles?, *Biological Conservation*.
- TRACY C.R., CHRISTIAN K.A., 1986, Ecological relations among space, time and thermal niche axes, *Ecology*, **67** (3), 609-615.
- VALLAURI D., 2003, Livre blanc sur la protection des forêts naturelles en France, Tec & Doc Editions, Paris, pp 261.
- VALLAURI D., NEYROUMANDE E., 2009, Les forêts françaises : une biodiversité à la fois riche et menacée, *Responsabilité et Environnement*, **53**.
- VALLAURI D., 2005. Les bois dit mort, une lacune des forêts en France et en Europe., Dans Bois mort et à cavités - Une clé pour des forêts vivantes, 9-15, VALLAURI D., ANDRE J., DODELIN B., EYNARD-MACHET R., RAMBAUD D., (coord), Tec&Doc Editions, Paris.
- VELLAK K., INGERPUU N., 2005, Management effects on bryophytes in Estonian forests, *Biodiversity and Conservation*, **14** (13), 3255-3263.
- VELLAK K., PAAL J., 1999, Diversity of bryophyte vegetation in some forest types in Estonia: a comparison of old unmanaged and managed forests, *Biodiversity and Conservation*, **8** (12), 1595-1620.
- VERHEYEN K., BOSSUYT B., HONNAY O., HERMY M., 2003, Herbaceous plant community structure of ancient and recent forests in two contrasting forest types, *Basic and Applied Ecology*, **4** (6), 537-546.
- VUIDOT A., PAILLET Y., ARCHAUX F., GOSSELIN F., 2011, Influence of tree characteristics and forest management on tree microhabitats, *Biological Conservation*, **144** (1), 441-450.

- WERNER S.M., RAFFA K.F., 2000, Effects of forest management practices on the diversity of ground-occurring beetles in mixed northern hardwood forests of the Great Lakes Region, *Forest Ecology and Management*, **139** (1-3), 135-155.
- WESLIEN J., DJUPSTRÖM L.B., SCHROEDER M., WIDENFALK O., 2011, Long-term priority effects among insects and fungi colonizing decaying wood, *Journal of Animal Ecology*, **80** (6), 1155-1162.
- WINTER S., BRAMBACH F., 2011, Determination of a common forest life cycle assessment method for biodiversity evaluation, *Forest Ecology and Management*, **262** (12), 2120-2132.
- WINTER S., MÖLLER G.C., 2008, Microhabitats in lowland beech forests as monitoring tool for nature conservation, *Forest Ecology and Management*, **255** (3-4), 1251-1261.
- YAMASHITA S., HATTORI T., TANAKA H., 2012, Changes in community structure of wood-inhabiting ascomycetous fungi after clear-cutting in a cool temperate zone of Japan: Planted conifer forest versus broad-leaved secondary forest, *Forest Ecology and Management*, **283** (0), 27-34.
- YU X.D., LUO T.H., ZHOU H.Z., 2006, Distribution of carabid beetles among regenerating and natural forest types in Southwestern China, *Forest Ecology and Management*, **231** (1-3), 169-177.
- YU X.D., LUO T.H., ZHOU H.Z., 2008, Distribution of carabid beetles among 40-year-old regenerating plantations and 100-year-old naturally regenerated forests in Southwestern China, *Forest Ecology and Management*, **255** (7), 2617-2625.
- ZENNER E.K., KABRICK J.M., JENSEN R.G., PECK J.E., GRABNER J.K., 2006, Responses of ground flora to a gradient of harvest intensity in the Missouri Ozarks, *Forest Ecology and Management*, **222** (1-3), 326-334.

## PARTIE 4 : Annexes

### Annexe A : Classification du Programme CATMINAT

- 01 : Eaux marines océaniques et littorales à végétation aquatique essentiellement algale
- 02 : Littoral maritime à végétation aérienne...
- 03 : Eaux continentales à sub-littorales...
- 04 : Zones humides plus ou moins amphibies, des bords de lacs, d'étangs, de rivières...
- 05 : Zones humides, parfois amphibies, des bords de lacs, étangs, fleuves, rivières...
- 06 : Tourbières hautes, tourbières basses et tremblants...
- 07 : Parois plus ou moins verticales des murs et rochers non marins; éboulis...
- 08 : Dalles rocheuses horizontales et sables plus ou moins stabilisés...
- 09 : Pelouses, steppes et ourlets développés sur des sols riches en calcium...
- 10 : Pelouses, ourlets et herbes vivaces des coupes forestières sur sols acides...
- 11 : Pelouses permanentes des étages alpin à subalpin...
- 12 : Prairies eurosibériennes des sols moyennement riches à riches en azote...
- 13 : Cultures, friches, coupes forestières à sols perturbés...
- 14 : Landes et garrigues à plantes vivaces ligneuses...
- 15 : Haies arbustives, halliers, fruticées, maquis, matorrals...
- 16 : Végétations arborescentes et herbacées intraforestières...**

## Annexe B : Clé des micro-habitats - Description, Codification et Schéma (Vuidot *et al.*, 2011)

Conformation arbre	500	Présence du squelette du houppier ( <i>arbres morts uniquement</i> )	520	Arbre ayant conservé une grande partie de son houppier	520	
		Branches mortes dans le houppier ( <i>arbres vivants uniquement</i> )	530	>10% et <25% de branches mortes (par rapport au volume total)	531	
			530	Entre 25% et 50% de branches mortes dans le houppier.	532	
			530	≥50% de branches mortes dans le houppier	533	
		Tête de houppier ( <i>arbres vivants uniquement</i> )	540	Tête cassée, avec ou sans substitution par une nouvelle tête. La cassure ne doit pas être complètement cicatrisée.	540	
		Individus fourchus	550	Fourche complètement cassée avec absence d'une des branches principales	551	
		Rejets de souche	560	Présence d'au moins 5 rejets de souche ou de tronc ≥50 cm de longueur	561	
Micro-habitats	600	Présence de champignon	610	Carpophore de polypore: entre 1 et 2. Diamètre de fructification >5cm de diamètre.	611	
			610	Carpophore de polypore >3. Diamètre de fructification >5cm de diamètre.	612	
			610	Carpophore de polypore en cascade recouvrant plus de 10cm de long	613	
		Présence de Cavités	620	Cavité d'origine trou de pic avec ouverture >2cm de diamètre.	621	
			620	Cavité d'origine naturelle (caries, etc) avec ouverture >5cm de diamètre.	622	
			620	Cavités de pics en chaînes: au moins 3 cavités avec entrées séparées de moins de 2m.	623	
			620	Grande Cavité de pied.	624	
			620	Grande Cavité de pied avec présence importante de terreau.	625	
		Présence de Fentes (atteinte du bois)	630	Fente causée par la foudre : ≥ 3 m de long avec atteinte de l'aubier	631	
			630	Fente ≥25cm de long et 2 cm de profondeur.	632	
		Caractéristiques de l'écorce	640	Ecorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5cm et 2cm de décollement.	641	
			640	Ecorce déhiscente sur une surface minimum de 5cm x 5cm et 2cm de décollement, avec présence de pourriture sous l'écorce.	642	
			640	Absence d'écorce sur une surface ≥ 5 cm x 5cm.	643	
			640	Eclatement noir de l'écorce éventuellement accompagné de sève/résine, indication d'une blessure ou maladie	644	
		Blessures, galles...	650	Blessure récente ≥10 cm de diamètre.	651	
			650	Présence d'un chancre ≥ 10 cm de diamètre	652	
			650	Présence d'un balais de sorcière ou brogne: prolifération dense de branches	653	
		Présence de coulé de résine	660	Coulée de résine/sève fraîche ≥30cm de long ou plus de 5 coulées de petites tailles au même endroit.	661	
			660	Coulée de résine/sève faible indiquant une blessure mineure	662	
		Présence importante de lierre, bryophytes.	670	Bryophytes (mousses) sur >1/2 surface développée	671	
			670	Lierre sur >1/2 surface développée	672	

## Annexe C : Calculs des variables dérivées pour le bois vivant

*Densité de bois vivant à l'hectare : D*

En connaissant le nombre d'arbres vivants présents sur la placette (N) et la surface (S) de celle-ci, il est possible de déterminer une densité d'arbre à l'hectare par une simple règle de trois.

NB : 1 ha = 10 000 m<sup>2</sup>

$$D = (N/S) * 10\ 000$$

*Densité de bois vivant (D > 60 cm) à l'hectare : D<sub>60</sub>*

Même principe que précédemment mais cette fois-ci seuls les arbres dont le diamètre est supérieur à 60 cm sont pris en compte dans le calcul.

*Surface terrière des bois vivant totale : G.BV.tot*

Il s'agit de la somme des surfaces des sections des arbres vivants à 1.30 m. Elle s'exprime en m<sup>2</sup>.

$$G.BV.tot = \pi /4 * d^2$$

*Surface terrière par essence : G.BV.HET, G.BV.CHE, ...*

Même principe que précédemment en sélectionnant les arbres vivants selon leur essence.

*Densité d'arbres vivants porteurs de micro-habitat : N.microhabs.BV*

Pour chaque arbre vivant porteur de micro-habitats, la densité d'arbre porteur de chaque type de micro-habitat est calculée. Ainsi pour le micro-habitat « cavité », on prend en compte le nombre d'arbres porteurs de ce micro-habitat sur la placette.

Ainsi un arbre porteur de plusieurs micro-habitat du même type (exemple « cavité ») ne sera comptabilisé qu'une fois et un arbre porteur de différents types de micro-habitat (exemple « cavité », « décollement d'écorce ») sera compté plusieurs fois (dans notre exemple 2 fois).

$$D_{cavité} = (N_{cavité}/S) * 10\ 000$$

Par la suite les densités sont sommées pour obtenir la densité totale d'arbres porteurs de micro-habitats tous micro-habitats confondus.

## Annexe D : Calculs des variables dérivées pour le bois mort

Selon le même principe que précédemment mais cette fois-ci appliqués au bois mort, les densités calculées sont les suivantes :

- *Densité de bois mort debout à l'hectare*
- *Densité de bois mort au sol ( $D > 30$  cm) à l'hectare*
- *Densité de souche à l'hectare*
- *Volume de bois mort debout : V.BMD*

En connaissant la hauteur (h) et le diamètre à 1.30 m ( $D_{1.30}$ ) de l'arbre mort debout, il est possible de déterminer son volume exprimé en  $m^3$ .  
f : coefficient de forme

$$V.BMD = \pi * (D_{1.30}/2)^2 * h * f$$

Par la suite, on somme l'ensemble des volumes calculés pour chaque arbre mort debout présent sur la placette afin d'obtenir un volume de bois mort debout en  $m^3/ha$ .

- *Volume de souche : V.S*

Ce volume est calculé selon le même principe que précédemment mais une sélection a été effectuée au préalable afin de traiter uniquement les souches parmi les bois morts debout.

- *Volume de bois mort au sol : V.BMS*

### Bois mort au sol $D > 30$ cm

En connaissant la longueur du tronc (L) et les diamètres initial, médian et final ( $D_{ini}$ ,  $D_{med}$  et  $D_{fin}$ ) de l'arbre mort au sol, il est possible de déterminer son volume. Lorsque les 3 diamètres sont connus il est possible de calculer le coefficient de forme à appliquer. Dans ce cas, la formule est la suivante

$$V.BMS = \pi * (D_{1.30}/2)^2 * L * f$$

Si seul le diamètre médian est connu, la formule pour calculer le volume est tout simplement la formule de calcul de volume d'un cylindre

$$V.BMS = \pi * (D_{1.30}/2)^2 * L$$

### Bois mort au sol $5 < D < 30$ cm

La formule utilisée pour estimer le volume des petits bois mort au sol est corrigée en intégrant l'angle  $\alpha$  de la pièce de bois si cette dernière n'est pas horizontale.

$$V.BMS = (\pi^2 * D_{med}^2) / (8 * L * \cos(\alpha))$$

Par la suite, on somme l'ensemble des volumes calculés pour chaque arbre mort au sol présent sur la placette afin d'obtenir un volume de bois mort au sol en  $m^3/ha$ .

- *Volume de bois mort total : V.BMT*

Ce volume est obtenu en sommant les volumes de bois morts debout et de bois morts au sol et s'exprime également en  $m^3/ha$ .

- *Densité d'arbre mort porteur de micro-habitats : N.microhabs.BMD*

La formule est identique à celle concernant les bois vivants.

## Annexe E : Récapitulatif des campagnes d'échantillonnage par massif

Massifs	Nombre de placettes installées	RELEVES							
		Dendrométrie	Flore	Oiseaux	Insectes coléoptères carabiques	Insectes coléoptères saproxyliques	Chiroptères	Bryophytes	Champignons
	<u>Total : 213</u>								
Auberive	24	2008	2008	2009	2009	2009	2009	2012	2009
Fontainebleau	29	2008	2008	2009	2008	2008	2009	2011	2009
Ventron	8	2008	2008	2009	2009	2009	X	2009	2008
Ballons Comtois	16	2010	2010	2011	2010	2010	X	2011	2009
Citeaux	12	2010	2010	2011	2010	2010	2010	2011	<b>2013</b>
Combe-Lavaux	8	2010	2010	2012	2010	2010	<b>2013</b>	2011	2013
Chizé	24	2010	2010	2011	2010	2010	2011	2011	2011
Engins	10	2011	2012	<b>2013</b>	2011	2011	X	<b>2013</b>	<b>2013</b>
Bois du Parc	10	2011	2011	2012	2011	2011	<b>2013</b>	2012	<b>2013</b>
Haut Tuileau	14	2011	2012	2011	2011	2011	2011	2012	2012
Ventoux	10	2011	2011	2012	2011	2011	X	2012	2012
Lure	8	2011	2012	2012	2011	2011	X	2012	2012
Rambouillet	16	2012	2012	2012	2012	2012	2012	<b>2013</b>	2012
Verrières	8	2012	2012	2012	2012	2012	2012	<b>2013</b>	2012
Haute Chaîne Jura	16	2012	<b>2013</b>	<b>2013</b>	<b>2013</b>	<b>2013</b>	X	<b>2013</b>	<b>2013</b>
Nombre total de placettes à la fin du projet		213	213	213	213	213	145	213	213
Nombre de placettes où les relevés ont été effectués		213	197	187	197	197	127	163	150
Nombre de placettes prises en compte dans les analyses		213	139	179	121	173	103	0	101

## Annexe F : Résultats du Bootstrap - surfaces terrières par essence

		<b>Original</b>	<b>IC -</b>	<b>IC +</b>	<b>Significativité</b>
<i>G.BV.CHE</i>	Exploité	6.43	5.15	7.76	—
	Non exploité	6.45	3.19	10.07	
<i>G.BV.HET</i>	Exploité	7.97	6.38	9.74	—
	Non exploité	8.25	4.18	12.26	
<i>G.BV.CHA</i>	Exploité	1.40	0.96	1.91	—
	Non exploité	2.57	1.25	4.14	
<i>G.BV.SAP</i>	Exploité	2.35	1.45	3.67	—
	Non exploité	3.72	1.00	6.92	
<i>G.BV.EPC</i>	Exploité	1.35	0.53	2.98	—
	Non exploité	1.54	-0.81	4.64	
<i>G.BV.Autres</i>	Exploité	2.60	2.01	3.35	—
	Non exploité	3.00	1.42	4.74	

## Annexe G : Effets de l'ancienneté de la dernière exploitation sur l'ensemble des variables dendrométriques étudiées

		<b>Original</b>	<b>IC -</b>	<b>IC +</b>	<b>Significativité</b>
<i>G.BV.tot</i>	Intercept (b)	23.77	21.71	25.71	
	Pente (a)	0.02	-0.03	0.07	-
<i>N.BV.ha</i>	Intercept (b)	678.87	594.9	765.1	
	Pente (a)	-1.66	-2.79	0.1	tendance (-)
<i>N.BV.60.ha</i>	Intercept (b)	10.48	7.64	14.64	
	Pente (a)	0.06	0	0.12	tendance (+)
<i>N.BMD.ha</i>	Intercept (b)	100.85	77.1	142	
	Pente (a)	-0.59	-1.02	-0.23	tendance (-)
<i>N.S.ha</i>	Intercept (b)	54.91	38.84	77.39	
	Pente (a)	-0.52	-0.87	-0.3	significatif
<i>N.BMS.30.ha</i>	Intercept (b)	0.34	-0.17	0.99	
	Pente (a)	0.05	0.03	0.07	tendance (+)

**Annexe H : Effets de l'ancienneté de la dernière exploitation sur la  
richesse spécifique des groupes taxonomiques et écologiques selon  
une distribution de poisson**

		<b>Estimateur</b>	<b>Erreur standard</b>	<b>Valeur-p</b>
<i>Champignon</i> (n = 83)	Intercept (b)	2.20	0.18	< 2e-16 ***
	Pente (a)	0.01	0.00	1.22e-06 ***
<i>Flore vasculaire</i> (n = 119)	Intercept (b)	3.46	0.11	<2e-16 ***
	Pente (a)	0.00	0.00	0.82
<i>Insectes coléoptères carabiques</i> (n = 111)	Intercept (b)	-0.05	0.24	0.83
	Pente (a)	0.14	0.00	<2e-16 ***
<i>Insectes coléoptères saproxyliques</i> (n = 146)	Intercept (b)	1.49	0.15	<2e-16 ***
	Pente (a)	0.00	0.00	0.27
<i>Chiroptères</i> (n = 102)	Intercept (b)	1.35	0.30	9.2e-06 ***
	Pente (a)	0.00	0.00	0.18
<i>Oiseaux</i> (n = 139)	Intercept (b)	2.58	0.06	<2e-16 ***
	Pente (a)	0.00	0.00	0.77
<i>Flore vasculaire forestière</i> (n = 119)	Intercept (b)	3.39	0.13	<2e-16 ***
	Pente (a)	0.00	0.00	0.68
<i>Insectes coléoptères carabiques forestiers</i> (n = 111)	Intercept (b)	-0.21	0.25	0.39
	Pente (a)	0.20	0.00	<2e-16 ***
<i>Oiseaux forestiers</i> (n = 139)	Intercept (b)	1.13	0.12	<2e-16 ***
	Pente (a)	0.00	0.00	0.58

## Annexe I : Effets du type de traitement sylvicole sur l'ensemble des variables dendrométriques étudiées

		Original	IC -	IC +	Significativité
<i>G.BV.tot</i>	C	18.19	14.21	22.16	-
	FI	25.53	17.11	34.35	
	FR	19.78	10.76	28.08	
	NON EXP	25.52	16.44	33.78	
<i>N.BV.ha</i>	C	462.55	245.80	902.20	-
	FI	518.97	-141.40	1192.86	
	FR	544.34	-91.48	1213.94	
	NON EXP	620.56	-16.30	1292.50	
<i>N.BV.60.ha</i>	C	12.32	5.52	22.63	-
	FI	10.75	-6.51	28.41	
	FR	8.08	-7.79	25.92	
	NON EXP	14.62	-3.12	32.31	
<i>N.BMD.ha</i>	C	51.42	25.20	127.12	-
	FI	79.07	-20.55	133.92	
	FR	83.72	-4.80	205.13	
	NON EXP	74.95	-17.90	190.67	
<i>N.S.ha</i>	C	43.46	19.04	155.57	-
	FI	55.03	-64.57	195.75	
	FR	73.44	-24.66	263.68	
	NON EXP	19.10	-110.33	156.03	
<i>N.BMS.30.ha</i>	C	0.15	0.00	0.48	-
	FI	0.79	0.25	1.56	
	FR	0.23	-0.20	0.82	
	NON EXP	2.65	1.80	3.74	
<i>V.BV</i>	C	175.65	135.40	208.20	-
	FI	279.49	195.40	363.30	
	FR	187.96	106.33	265.12	
	NON EXP	263.20	181.78	340.95	
<i>V.BMD</i>	C	2.12	1.06	3.72	significatif
	FI	12.17	7.52	19.18	
	FR	3.82	0.76	7.93	
	NON EXP	21.80	15.35	31.40	
<i>V.BMS</i>	C	10.80	6.76	16.23	-
	FI	18.97	7.71	30.88	
	FR	9.25	-1.03	20.09	
	NON EXP	36.49	23.67	54.04	
<i>V.S</i>	C	1.60	0.80	2.99	-
	FI	4.64	1.93	8.26	
	FR	1.78	-0.31	4.76	
	NON EXP	1.35	-0.85	3.80	
<i>V.BMT</i>	C	12.92	7.73	19.09	-
	FI	31.14	17.42	47.50	
	FR	13.07	1.24	26.23	
	NON EXP	58.29	41.04	80.19	
<i>N.microhabs.BV</i>	C	136.33	100.00	177.40	-
	FI	143.82	61.44	227.76	
	FR	132.46	45.70	218.32	
	NON EXP	151.83	74.32	235.71	
<i>N.microhabs.BMD</i>	C	2.45	0.00	14.302	-
	FI	16.42	4.74	40.04	
	FR	2.49	-8.68	18.19	
	NON EXP	27.74	16.28	53.71	

## Annexe J : Effets du type de traitement sylvicole sur les groupes écologiques et taxonomiques

		Estimateur	Erreur standard	Valeur-p
<i>Champignon</i> (n = 101)	C	2.15	0.40	9.82e-08 ***
	FI	0.26	0.41	0.53
	FR	-0.08	0.39	0.83
	NON EXP	0.61	0.37	0.10
<i>Flore vasculaire</i> (n = 129)	C	3.39	0.17	<2e-16 ***
	FI	0.00	0.17	1.00
	FR	0.09	0.15	0.56
	NON EXP	0.07	0.15	0.66
<i>Insectes coléoptères carabiques</i> (n = 121)	C	-0.16	0.21	0.44
	FI	0.00	0.22	0.99
	FR	0.10	0.21	0.64
	NON EXP	-0.04	0.20	0.86
<i>Insectes coléoptères saproxyliques</i> (n = 173)	C	1.73	0.20	<2e-16 ***
	FI	-0.28	0.17	0.098 .
	FR	-0.14	0.16	0.38
	NON EXP	-0.28	0.15	0.065 .
<i>Chiroptères</i> (n = 103)	C	1.25	0.49	0.0116 *
	FI	-0.01	0.52	0.98
	FR	0.14	0.43	0.75
	NON EXP	0.31	0.42	0.46
<i>Oiseaux</i> (n = 179)	C	2.82	0.09	< 2e-16 ***
	FI	-0.31	0.11	0.01 **
	FR	-0.25	0.09	0.01 **
	NON EXP	-0.22	0.08	0.01 **
<i>Flore vasculaire forestière</i> (n = 129)	C	3.27	0.21	<2e-16 ***
	FI	0.02	0.20	0.90
	FR	0.16	0.18	0.40
	NON EXP	0.09	0.18	0.62
<i>Insectes coléoptères carabiques forestiers</i> (n = 121)	C	-0.21	0.23	0.35
	FI	-0.08	0.23	0.73
	FR	-0.11	0.22	0.63
	NON EXP	-0.12	0.21	0.56
<i>Oiseaux forestiers</i> (n = 179)	C	1.28	0.19	5.47e-12 ***
	FI	-0.32	0.22	0.13
	FR	-0.03	0.18	0.89
	NON EXP	-0.11	0.16	0.48

## Résumé

Cette présente étude a comparé la structure et la biodiversité de forêts exploitées et non exploitées depuis au moins 20 ans. Afin d'évaluer l'impact de l'exploitation forestière, les réponses de 13 variables dendrométriques et 6 groupes taxonomiques ont été analysées dans 15 massifs forestiers français situés en plaine et en montagne. De plus, l'ancienneté de la dernière intervention forestière et le type de traitement sylvicole appliqué sur chaque massif ont également été considérés comme facteurs explicatifs des différences observées. Nos résultats indiquent que les forêts non exploitées possèdent des volumes de bois mort debout, de bois mort au sol et de bois mort total significativement plus importants. De plus, la densité à l'hectare des bois morts au sol de plus de 30 cm de diamètre y est également significativement plus élevée. Concernant leur biodiversité, les forêts non exploitées ont une richesse spécifique en champignons lignicoles significativement plus élevée tandis que la richesse spécifique en insectes coléoptères carabiques et saproxyliques y est significativement plus faible que dans les forêts exploitées. Les volumes de bois mort au sol et de bois mort total augmentent significativement avec l'ancienneté de l'exploitation forestière alors que la densité de souches à l'hectare diminue significativement. Les champignons lignicoles et les insectes coléoptères carabiques répondent de façon significativement positive à l'ancienneté de la dernière exploitation forestière. Dans cette étude, les 3 traitements appliqués dans les forêts exploitées sont la conversion, la futaie régulière et la futaie irrégulière. Seuls le volume de bois mort debout, les insectes coléoptères saproxyliques et l'avifaune répondent de manière significative aux différents traitements. Ce rapport est un premier document de synthèse des résultats du projet GNB mis en place en 2008 et de nouvelles analyses devraient voir le jour prochainement.

**Mots-Clés** : Gestion forestière, Dendrométrie, Groupes taxonomiques, Période d'abandon, Traitements sylvicoles

## Abstract

This present study compared the structure and the biodiversity of managed and unmanaged forests that had been abandoned for at least 20 years. To estimate the impact of forest management, the response of 13 structural variables and 6 taxonomic groups were analyzed in 15 lowland and mountain french stands. Furthermore, the influence of time since abandonment and the type of forest management applied to every site were also considered as explanatory factors of the observed differences. Our results indicate that the response varied widely among structural variables and taxonomic groups. Deadwood, log and snag volumes as well as log density per hectare ( $D > 30$  cm) were significantly higher in unmanaged forests. Regarding biodiversity, fungi showed significantly higher species richness in unmanaged forests contrary to saproxylic and carabid beetles which had significantly higher species richness in managed forests. Log and deadwood volumes increased significantly with time since abandonment while the stump density per hectare decreased significantly. Fungi and carabid beetles showed a significant positive response to time since the last forest management. In this study, the 3 silvicultural treatments applied in the managed forests were conversion from coppice to even-aged forest, the even-aged forest and the irregular forest. Only standing deadwood volume, saproxylic beetles and birds reacted significantly to the various treatments. This report is a preliminary summary of the results of a project ongoing since 2008, and further analyses lay ahead.

**Key-words** : Forest management, Dendrometry, Taxonomic groups, Abandonment time, Silvicultural treatments