



**HAL**  
open science

## Quelles variables pour analyser la réponse de la biodiversité à la mise en réserve intégrale? Une approche par naturalité(s)

Yoan Paillet, Marion Gosselin, Frédéric Gosselin

### ► To cite this version:

Yoan Paillet, Marion Gosselin, Frédéric Gosselin. Quelles variables pour analyser la réponse de la biodiversité à la mise en réserve intégrale? Une approche par naturalité(s). *Rendez-vous Techniques de l'ONF*, 2017, 56, pp.33-39. hal-02499707

**HAL Id: hal-02499707**

**<https://hal.science/hal-02499707>**

Submitted on 5 Mar 2020

**HAL** is a multi-disciplinary open access archive for the deposit and dissemination of scientific research documents, whether they are published or not. The documents may come from teaching and research institutions in France or abroad, or from public or private research centers.

L'archive ouverte pluridisciplinaire **HAL**, est destinée au dépôt et à la diffusion de documents scientifiques de niveau recherche, publiés ou non, émanant des établissements d'enseignement et de recherche français ou étrangers, des laboratoires publics ou privés.

### 3 – Quelles variables pour analyser la réponse de la biodiversité à la mise en réserve intégrale? Une approche par naturalité(s)

Comment analyser la réponse de la biodiversité à la mise en réserve intégrale? La première étape est d'explorer les données de structure forestière et de description spatio-temporelle pour identifier les caractéristiques déterminantes, les « variables explicatives » de modèles destinés à expliquer les variations de biodiversité entre forêts exploitées et réserves. Originalité du projet GNB : la démarche se réfère à la notion de naturalité(s), en distinguant variables de naturalité anthropique et variables de naturalité biologique.

Deux éléments phare de la stratégie actuelle de conservation de la biodiversité en forêt sont (i) l'existence de zones où l'exploitation est exclue (les réserves intégrales) et (ii) la promotion, au sein de peuplements exploités, d'éléments des stades forestiers matures favorables à une partie importante de la biodiversité forestière. Ces deux logiques de conservation font implicitement appel à deux notions différentes issues du concept de naturalité (Gilg, 2004), qui ont servi de fil conducteur au projet « Gestion forestière, Naturalité et Biodiversité » :

- une naturalité dite « anthropique » qui correspond au fait de soustraire des peuplements à la perturbation induite par l'exploitation du bois et laisser ainsi une place plus importante aux processus écologiques non contraints par l'homme dans la dynamique forestière. Cette mise en réserve intégrale possède à la fois une composante temporelle (arrêt de l'exploitation; durée depuis cet arrêt) et une composante spatiale (proximité et quantité de réserves intégrales dans le paysage, taille de la réserve);
- une naturalité dite « biologique » ou « écologique » qui correspond à la présence d'éléments structuraux typiques des forêts laissées en évolution naturelle.

La question principale du projet GNB était donc de savoir si les variations supposées de biodiversité entre forêts exploitées et non-exploitées étaient liées (i) à la mise en réserve intégrale en tant que telle (ou à la date d'abandon d'exploitation), (ii) à la présence de structures propres aux forêts matures (bois mort, gros arbres) ou (iii) à d'autres variables, *a priori* indépendantes de la maturité des peuplements (ex : la pression d'herbivorie exercée par les ongulés sauvages).

Dans une première étape, il était donc nécessaire de détailler, au sein du réseau de placettes du projet GNB, ce qui différencie aujourd'hui les forêts exploitées des réserves intégrales, dans la structure des peuplements (bois morts et bois vivants) mais aussi au regard de caractéristiques paysagères (distance) et historiques (ancienneté). Ces caractéristiques de structure forestière et de description spatio-temporelles des sites étudiés sont dans un premier temps comparées entre les forêts exploitées et non exploitées du projet. Puis nous expliquons comment certaines de ces données peuvent être utilisées comme variables dites « explicatives » dans les analyses du lien entre biodiversité et différents types de naturalité. Cet article reprend en grande partie les

résultats de Pernot *et al.* (2013) en les complétant par les résultats issus du rapport final de rendu du projet.

#### Variables liées à l'arrêt d'exploitation : la naturalité anthropique

Le plan d'échantillonnage du projet GNB compte 213 placettes (108 en zones exploitées et 105 en réserve intégrale) réparties sur 9 massifs de plaine et 5 de montagne.

La première façon de caractériser la naturalité anthropique consiste à identifier les placettes situées dans les forêts exploitées et celles situées dans les réserves intégrales. On a ainsi une variable binaire zone exploitée/zone en réserve intégrale.

La naturalité anthropique peut aussi s'appréhender d'un point de vue temporel. La **date de dernière exploitation** a pu être déterminée pour 199 placettes (94 en forêt exploitée, 105 en non-exploitée). Les valeurs sont très variables, compte tenu des historiques de gestion et des contextes biogéographiques de notre jeu de données. En moyenne, en zone exploitée, la date de dernière exploitation remonte à 9 ans contre 46 ans en zone non-exploitée (tableau 1).

Naturalité	Variables	Unité	Exploité				Non-exploité				
			Moyenne	Écart-type	Min	Max	Moyenne	Écart-type	Min	Max	
<b>Anthropique</b>	Distance à la limite de la réserve	m	1632.2	1457.4	37.9	4861.3	190.3	159.5	16.8	885.0	
	Surface de réserve dans un rayon de 500 m	ha	4.7	9.6	0.0	40.3	49.4	18.1	18.8	78.5	
	Durée depuis la dernière exploitation	années	9.4	12.0	0.0	76.0	46.2	38.2	8.0	147.0	
<b>Biologique</b>	Volume total de bois mort	m <sup>3</sup> /ha	21.0	22.6	0.0	117.4	58.5	67.2	0.0	371.2	
	Volume de gros et très gros bois morts	m <sup>3</sup> /ha	5.4	11.9	0.0	72.1	29.8	50.5	0.0	311.3	
	Somme des volumes de bois mort par type	Chandelles	m <sup>3</sup> /ha	4.3	10.6	0.0	70.2	20.6	34.1	0.0	158.9
		Souches	m <sup>3</sup> /ha	2.9	4.8	0.0	28.4	1.2	3.2	0.0	22.3
		Bois mort au sol	m <sup>3</sup> /ha	13.8	15.2	0.0	79.2	36.5	48.9	0.0	287.9
	Ratio volume bois mort/volume total (vivant + mort)		0.1	0.1	0.0	1.0	0.2	0.2	0.0	1.0	
	Richesse en types de bois mort		8.8	5.1	0.0	21.0	8.7	5.5	0.0	29.0	
	Somme des densités de microhabitats	Sur arbres vivants	N/ha	149.8	99.6	0.0	450.7	164.9	119.5	0.0	553.5
		Sur arbres morts	N/ha	8.6	23.5	0.0	151.2	27.9	58.1	0.0	389.9
	Surface terrière des très gros bois	m <sup>2</sup> /ha	2.5	4.4	0.0	18.0	3.8	5.8	0.0	33.8	
	Surface terrière totale	m <sup>2</sup> /ha	23.2	8.8	0.0	45.8	26.9	10.4	0.0	55.1	
<b>Autre</b>	Sommes des surfaces terrières par essence	Hêtre	m <sup>2</sup> /ha	8.2	8.9	0.0	37.5	8.6	9.3	0.0	36.0
		Chêne	m <sup>2</sup> /ha	7.0	8.3	0.0	27.5	6.9	9.4	0.0	51.8
		Charme	m <sup>2</sup> /ha	1.5	2.7	0.0	12.8	2.7	4.8	0.0	19.2
		Autres essences (plaine)	m <sup>2</sup> /ha	1.8	3.3	0.0	18.2	2.3	3.8	0.0	23.2
		Sapin	m <sup>2</sup> /ha	2.4	5.7	0.0	31.6	3.8	7.9	0.0	38.1
		Épicéa	m <sup>2</sup> /ha	1.3	5.9	0.0	31.8	1.5	5.8	0.0	30.8
		Autres essences (montagne)	m <sup>2</sup> /ha	1.1	2.9	0.0	17.3	1.0	2.6	0.0	18.0
Somme des surfaces terrières par catégorie de diamètre	Très gros bois	m <sup>2</sup> /ha	2.5	4.4	0.0	18.0	3.8	5.8	0.0	33.8	
	Gros bois	m <sup>2</sup> /ha	5.5	5.4	0.0	22.5	6.6	6.4	0.0	29.3	
	Bois moyens	m <sup>2</sup> /ha	9.9	6.5	0.0	27.7	10.0	7.1	0.0	31.0	
	Petit bois	m <sup>2</sup> /ha	5.3	4.8	0.0	19.6	6.6	6.0	0.0	24.1	
Diamètre quadratique moyen	cm	26.8	11.5	0.0	64.0	26.9	10.4	0.0	49.0		
Richesse en essences		3.1	1.5	0.0	7.0	3.5	1.4	0.0	7.0		

Tab. 1 : valeurs résumées des principales caractéristiques dendrométriques et spatio-temporelles (= variables explicatives de la biodiversité) utilisées pour la modélisation

Ainsi, 94 % des placettes hors réserve ont connu une exploitation dans les 20 ans précédant les mesures. Dans les placettes en réserves, même si l'objectif était de cibler principalement des parcelles n'ayant pas connu d'exploitation durant les 20 années précédant les mesures, l'échantillon final comprend 23 % de placettes où la dernière exploitation datait de moins de 20 ans.

Enfin, la naturalité anthropique peut aussi être considérée dans une perspective spatiale. La **distance à la limite de réserve intégrale la plus proche** et la **surface de réserve dans un rayon de 500 m** ont été caractérisées sur Système d'Information Géographique (figure 1). En moyenne, les placettes en zone exploitée se trouvent à 1630 m de la plus proche réserve intégrale. Les placettes à l'intérieur des zones non-exploitées se situent en moyenne à 195 m de la limite de réserve. Il y a en moyenne 4,6 ha de réserve intégrale dans un rayon de 500 m autour des placettes exploitées et 49,4 ha autour des placettes en zone non-exploitées (tableau 1).

### Variables liées à la naturalité biologique

Les études scientifiques s'intéressant aux caractéristiques des forêts matures et surmatures ont été nombreuses en Scandinavie et en Amérique du nord ces dernières années. Elles ont notamment permis de définir un ensemble de variables jugées caractéristiques des forêts matures (Gilg, 2004; Cateau *et al.*, 2015). Parmi ces caractéristiques, nous avons choisi trois types d'indices de structure forestière calculés à l'échelle de la placette :

- bois mort : volume total et ventilé par position (debout, ce qui inclut chandelles et souches, ou au sol); ratio « volume total (mort) sur volume total vivant et mort »; richesse en types de bois mort (croisement essence, classe de diamètre et degré de décomposition);



Fig. 1 : exemple du plan d'échantillonnage du massif du Haut-Tuilleau (Aube)

- gros arbres : volume de gros et très gros arbres vivants (diamètre à hauteur de poitrine  $\varnothing$  47,5 cm); surface terrière des très gros arbres (diamètre à hauteur de poitrine  $\varnothing$  67,5 cm);
- microhabitats : richesse en types de microhabitats portés par les arbres vivants et morts.

La structure des peuplements se révèle très différente entre forêts exploitées et non-exploitées. Les forêts non-exploitées abritent en effet du bois mort (figure 2) et de très gros arbres (diamètre  $\varnothing$  67,5 cm) en beaucoup plus grande quantité que les forêts exploitées (Pernot *et al.*, 2013). À titre d'exemple, le volume total de gros bois mort debout est près de 8 fois plus grand en forêt non-exploitée

qu'en forêt exploitée et celui de très gros bois mort près de 90 fois plus grand (il n'y en a quasiment pas en forêt exploitée). Seuls les volumes des souches sont logiquement plus grands en forêt exploitée.

Les réserves intégrales présentent des peuplements davantage caractéristiques de stades matures que ceux présents en forêt exploitée. Notre étude montre qu'en moyenne, la surface terrière occupée par les très gros bois vivants est de 3,8 m<sup>2</sup>/ha en réserve (7 tiges à l'hectare) contre 2,5 m<sup>2</sup>/ha (3,5 tiges à l'hectare) en forêt exploitée. Ces différences sont cependant moins marquées en montagne (11,1 contre 5,9 m<sup>2</sup>/ha en surface terrière et 7,6 contre 5,5 tiges par hectare) qu'en plaine

(3,1 contre 1 m<sup>2</sup>/ha en surface terrière et 6,3 contre 2,6 tiges par hectare). Si les densités de microhabitats portés par les arbres vivants sont comparables entre forêts exploitées et non-exploitées, le nombre porté par les arbres morts est presque trois fois supérieur en forêt non-exploitée (tableau 1). Les chandelles et arbres morts, bien que peu nombreux, sont en effet fortement pourvoyeurs de microhabitats, ce qui est en lien étroit avec le processus de mortalité et de décomposition : un arbre mort a tendance à accumuler plus de microhabitats de différents types qu'un arbre vivant (Gosselin *et al.*, 2011). Ainsi, la différence de densités de microhabitats entre forêts exploitées et non-exploitées est très liée à la présence d'arbres morts debout.

Ces résultats confirment que l'exploitation forestière tend à éliminer les arbres sénescents et tronquer les phases matures du cycle sylvigénétique si bien que ces éléments restent absents des peuplements pendant un certain temps après l'arrêt d'exploitation.

Malgré des différences marquées avec leurs équivalents exploités – en matière de très gros arbres vivants mais aussi de bois mort –, les quantités observées dans les peuplements non-exploités apparaissent en deçà de ce que l'on observe dans d'autres forêts européennes. Nilsson *et al.* (2002) suggèrent par exemple que 10 à 20 très gros bois vivants (diamètre à hauteur de poitrine supérieur à 70 cm) par hectare peuvent être considérés comme des valeurs typiques des vieilles hêtraies d'Europe centrale. De même, les chiffres moyens de volume de bois mort rapportés par Christensen et Hahn (2005) sur 86 hêtraies européennes en réserve intégrale (130 m<sup>3</sup>/ha) sont plus de deux fois supérieurs à ceux observés en réserve intégrale dans le cadre du projet (58 m<sup>3</sup>/ha).

Cela peut s'expliquer par le fait que les peuplements observés dans les

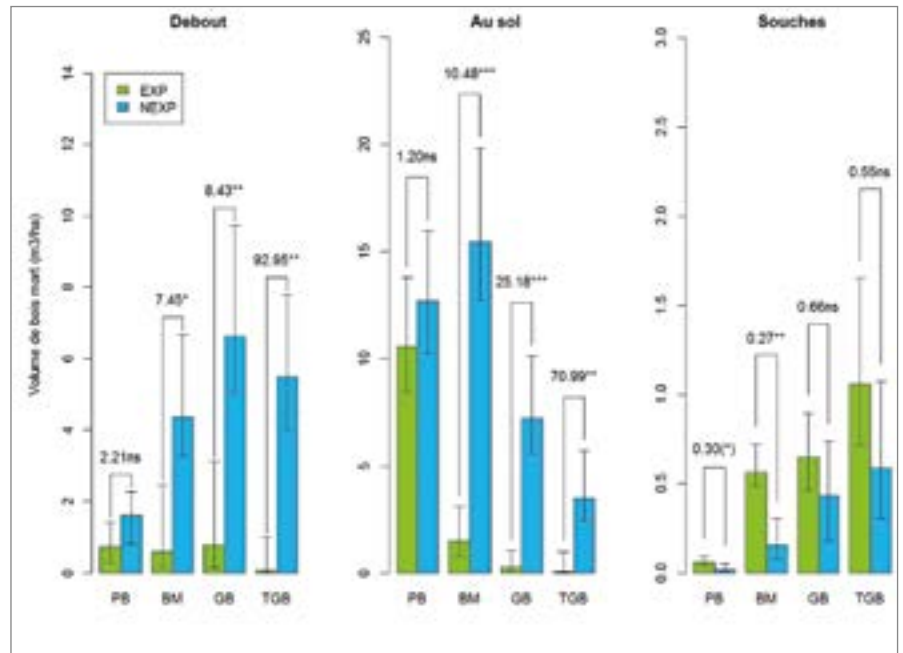


Fig. 2 : comparaison des volumes de bois morts entre forêts exploitées (EXP) et non-exploitées (NEXP) ventilées en petit bois (PB), bois moyen (BM), gros bois (GB) et très gros bois (TGB)

Les valeurs au-dessus des barres indiquent le coefficient de multiplication entre les deux modalités, les étoiles indiquent le niveau de significativité statistique du résultat, « ns » signifie que le résultat n'est pas statistiquement significatif. Ces résultats sont issus de données modélisées à partir des relevés de terrain.

réserves intégrales concernées par le projet sont encore à des phases jeunes du cycle sylvigénétique en comparaison d'autres forêts naturelles européennes (cf. Pernot *et al.*, 2013 pour plus de détails).

### Variables a priori non liées à l'abandon d'exploitation ou la maturité du peuplement

Enfin, il existe des variables dendrométriques qui ne sont *a priori* pas influencées par l'arrêt d'exploitation forestière (tableau 1), notamment celles qui caractérisent la composition en essences (surface terrière ventilée par essence, richesse en essences) ou la distribution horizontale des arbres (répartition en catégories de diamètre, diamètre quadratique moyen). En effet, la richesse en essences est quasiment la même entre forêts exploitées et non-exploitées, de même que les surfaces terrières des principales essences (hormis pour le charme, qui est presque deux fois plus abondant

en forêt non-exploitée). Il en est de même pour la pression d'herbivorie estimée à partir des relevés de flore (encadré 1).

### Choix des modèles explicatifs de biodiversité

L'approche « naturalité » est à l'origine du projet, et c'est ce cadre conceptuel qui a en partie structuré l'analyse des données de biodiversité (cf. article 2). Sur la base des variables décrites ci-dessus, nous avons formulé 17 modèles statistiques destinés à expliquer les variations de biodiversité entre forêts exploitées et non-exploitées (tableau 2). Les variables incluses dans ces modèles sont dites « variables explicatives » de la biodiversité. Leurs valeurs résumées sont explicitées dans le tableau 1. Dans l'ensemble des variables dendrométriques possibles, le choix de celles figurées ici s'est fait en deux temps :

- tout d'abord les corrélations entre ces variables ont été analysées de manière à rechercher celles qui

étaient le plus distinctes possibles : lorsque deux variables étaient très corrélées, une seule était retenue pour l'analyse. Nous avons par exemple choisi de conserver la surface terrière des très gros arbres vivants plutôt que leur nombre à l'hectare ;

- toutefois, certaines variables, bien que corrélées à d'autres, nous paraissaient intéressantes à garder car elles répondaient à la fois à une hypothèse forte du projet et étaient très souvent mentionnées dans la littérature : ainsi, nous avons par exemple conservé les variables « volume de bois mort » et le ratio « volume de bois mort/volume total de bois » en dépit de leur forte corrélation.

Il résulte donc trois grandes catégories de modèles décrites ci-après.

### Modèles associés à la naturalité anthropique

Le premier modèle associé à la naturalité anthropique correspond simplement à la différence entre peuplements exploités et peuplements non-exploités. Il fait de ces deux types de forêts des groupes séparés pour l'analyse statistique, faisant donc l'hypothèse que l'arrêt de l'exploitation en soi – pendant au moins 20 ans dans le cas présent – a un effet sur la biodiversité.

Le second modèle fait l'hypothèse que l'effet de l'arrêt de l'exploitation n'apparaît qu'après un certain temps et modélise l'effet de la durée depuis la dernière exploitation. L'idée sous-jacente est que l'établissement du nouveau régime de perturbation n'est pas forcément immédiat et que les caractéristiques des forêts matures – incluant d'autres caractéristiques non incluses ici comme les trouées de chablis – mettent un certain temps à se développer (Pernot *et al.* 2013).

Les deux derniers modèles de cette catégorie font l'hypothèse que l'arrêt de l'exploitation en tant que tel n'a pas seulement un impact local, mais



Vincent Boulanger, ONF

Quel effet des surfaces terrières par essence ou catégorie de diamètre ?

### 1 – Influence de la mise en réserve sur l'abroustissement par les ongulés sauvages

(Anders Mårell, Agnès Rocquencourt, Irstea Nogent-sur-Vernisson, UR Ecosystèmes Forestiers)

En affectant le niveau des ressources alimentaires de la grande faune et en occasionnant des dérangements, de nombreuses activités humaines en forêt (sylviculture, loisirs comme la chasse ou la randonnée) ont des répercussions sur l'utilisation de l'espace par les grands herbivores. L'arrêt de l'exploitation et la mise en réserve peuvent donc affecter le comportement des ongulés sauvages, qui pourraient y trouver des ressources alimentaires plus abondantes et des zones de moindre dérangement. Dans le cadre du projet, nous avons évalué si la disponibilité alimentaire et la répartition spatiale de la pression d'herbivorie des grands ongulés (le Chevreuil, le Cerf élaphe et le Chamois) diffèrent au sein des massifs forestiers entre forêts exploitées et non-exploitées, et les potentielles conséquences pour la biodiversité.

Les relevés d'abroustissement n'ont été effectués que sur une partie du dispositif. Nous avons effectué des relevés de végétation de type Aldous sur 187 des 213 placettes, réparties dans treize massifs forestiers à parts égales entre les parties exploitées et non-exploitées. Un relevé Aldous permet d'estimer la disponibilité alimentaire hivernale. Dans chaque placette, toutes les espèces végétales ligneuses et semi-ligneuses accessibles aux grands herbivores sont inventoriées sur trois sous-placettes de 40 m<sup>2</sup> et leur recouvrement est estimé visuellement. Le taux d'abroustissement sur les différentes espèces présentes est également estimé, ce qui permet aussi d'évaluer la pression d'herbivorie sur la placette, définie comme la consommation du matériel végétal par les grands herbivores pondérée par l'abondance des espèces.

La disponibilité alimentaire est sensiblement similaire à l'échelle de la placette (40m<sup>2</sup>) entre forêt exploitée et non-exploitée. Elle varie en fonction de la lumière et des conditions environnementales spécifiques aux massifs. Concernant les préférences alimentaires, l'appétence des espèces varie entre espèces végétales et en fonction de l'appétence des espèces voisines. La ronce est l'espèce la plus recherchée par les animaux.

La pression d'herbivorie est aussi sensiblement la même entre forêt exploitée et non-exploitée, mais les taux d'abroustissement les plus forts sont plus souvent observés en forêt non-exploitée, alors que les plus faibles sont moins fréquents. Ce constat laisse à penser que les grands ongulés auraient tendance à stationner plus longtemps dans les zones en réserve intégrale.

Ces résultats montrent une tendance à une pression d'herbivorie par les grands ongulés légèrement plus forte en peuplement non-exploité qu'en peuplement exploité. Cette différence reste néanmoins très faible et marginale au regard des différences de pression d'herbivorie observées entre massifs.

aussi une composante spatiale :

- l'un modélise un effet de la distance entre la placette et la limite de la réserve ;
- l'autre modélise un effet de la surface en réserve dans un rayon de 500 m autour de la placette.

Ces quatre modèles rendent compte de l'arrêt de l'exploitation en tant que tel sans chercher à identifier les caractéristiques biologiques ou écologiques qui pourraient aussi être améliorées dans le cadre de la gestion courante ou via une gestion conservatoire.

## Modèles associés à la naturalité biologique

Les sept modèles qui suivent mettent en exergue des caractéristiques de peuplement qui sont *a priori* favorisées par l'arrêt d'exploitation mais qui peuvent aussi être améliorées dans le cadre de la gestion. Cinq d'entre elles concernent des ventilations et indices liés au bois mort et sont rattachées à la notion de naturalité biologique :

- le volume de bois mort total ;
- la diversité en pièces de bois mort, indice construit à partir des différentes combinaisons de décomposition, de diamètres et d'essence des pièces de bois mort ;
- les volumes de bois mort ventilés entre chandelles, souches et bois mort au sol ;
- les volumes de bois mort de grandes dimensions (gros et très gros bois) ;
- le ratio entre volume de bois mort et volume total de bois (vivant + mort). Les deux derniers sont formulés comme suit :

- surface terrière en très gros bois vivants ;
- la densité de microhabitats ventilée entre ceux portés par des arbres vivants et ceux portés par des arbres morts.

## Les autres modèles explicatifs

Nous regroupons dans cette partie cinq modèles associés à des caractéristiques dendrométriques *a priori* non liées à la notion de naturalité. Dans la littérature scientifique, ces modèles ont été le plus souvent mobilisés pour des taxons forestiers non-saproxyliques, notamment la flore vasculaire et les oiseaux :

- la surface terrière totale ;
- la surface terrière ventilée par essence (hêtre, chêne, charme, sapin, épicéa, autres essences de plaine et autres essence de montagne) ;
- la surface terrière ventilée par catégorie de grosseur (selon critères IFN) ;
- le diamètre quadratique moyen (diamètre de l'arbre ayant une surface terrière moyenne) ;
- la richesse en essences.

	Désignation	Description littérale
Naturalité anthropique	Nul	Modèle ne comprenant que les effets fixes « massif » et les effets aléatoires « placette ». Pas d'autre variable écologique.
	MAN	Modèle Nul+ effet d'être dans une zone soustraite à l'exploitation (réserve) (variable 0/1)
	Dist.RBI	Modèle Nul + effet de la distance à la lisière de la RBI la plus proche quand on est en partie exploitée + effet de la distance à la lisière de la RBI la plus proche quand on est en réserve
	Surf.RBI	Modèle Nul + effet de la surface en RBI dans un rayon de 500 m autour de la placette
	Durée	Modèle Nul + effet de la Durée depuis la dernière exploitation
Naturalité biologique	V.BM	Modèle Nul + effet du volume de bois mort
	V.GTGBM	Modèle Nul + effet du volume des gros bois et très gros bois morts
	V.BMTypes	Modèle Nul + effet du Volume de bois mort Debout (hors souches) + effet du volume de bois mort au sol + effet du volume de souches
	Ratio.BM	Modèle Nul + effet du quotient entre le Volume de Bois mort total et le volume total du peuplement (vivant et mort)
	R.BM	Modèle Nul + effet de la richesse en types de bois mort (les types sont définis par croisements entre Essence; classe de Diamètre; degré de décomposition; Type de bois mort (debout, couché...)).
	R. MH	Modèle Nul + effet du nombre de microhabitats portés par les arbres vivants + effet du nombre de microhabitats portés par les arbres morts debout.
Autres variables de peuplement	G.TGBV	Modèle Nul + effet de la surface terrière des très gros bois vivants
	G.BV	Modèle Nul + effet de la surface terrière des bois vivants
	G.BVess	Modèle Nul + effet de la surface terrière du chêne + effet de la surface terrière du hêtre + charme + feuillus divers + sapin + épicéa + autres arbres en montagne
	G.BVdiam	Modèle Nul + effet de la surface terrière des petits bois + effet de la surface terrières des moyens bois + effet de la surface terrière des gros et très gros bois (en adoptant les définitions de l'IFN; cf. Pernot et al, 2013)
	Dq	Modèle Nul + effet du diamètre quadratique moyen
	R.BVess	Modèle Nul + effet de la richesse en essences du peuplement
Autres variables écologiques	Amoy	Modèle Nul + niveau moyen d'abroustissement sur la placette

Tab. 2 : description littérale des 18 modèles explicatifs de la biodiversité considérés dans ce travail, regroupés en 4 catégories

### En route vers les analyses...

L'ensemble de ces modèles a été utilisé pour analyser la réponse de la biodiversité à l'arrêt de la gestion, selon les choix méthodologiques présentés dans l'article précédent. Les deux articles qui suivent exposent les principaux résultats de ces analyses, en traitant respectivement des modèles de naturalité anthropique, puis des autres modèles dont ceux de naturalité biologique. L'article de synthèse qui conclut ce dossier revient aussi sur ces analyses avec un regard plus distancié pour mieux faire ressortir les principaux enseignements.

**Yoan Paillet, Marion Gosselin,  
Frédéric Gosselin**  
Irstea Nogent-sur-Vernisson,  
UR Écosystèmes Forestiers

## 2 – Protocole de suivi dendrométrique des réserves forestières : articulations avec le projet GNB et perspectives

(Nicolas Debaive, Réserves Naturelles de France, Dijon)

Afin de compléter les indications du suivi dendrométrique des forêts françaises de l'Inventaire forestier, un protocole dendrométrique spécifique est mis en place depuis 2005 dans le réseau des réserves forestières (représenté en France par les réserves biologiques de l'ONF et les Réserves Naturelles à dominante forestière). Actuellement implémenté sur plus de 140 sites, le Protocole de Suivi Dendrométrique des Réserves Forestières (PSDRF ; Bruciamacchie, 2005) vise en particulier à estimer les quantités et les flux de bois mort et de bois vivant de manière robuste et harmonisée par la mise en place de placettes permanentes (plus de 10 000 placettes sur près de 40 000 ha).

Depuis février 2015, les premiers sites ayant fait l'objet de relevés par le PSDRF engagent leur second cycle de mesures (chaque cycle de mesure étant espacé d'une dizaine d'années). Ce second cycle de mesure des placettes PSDRF devrait permettre d'affiner les modèles d'accumulation ou de décomposition du bois mort et d'analyser la dynamique des peuplements pour lesquels l'exploitation a cessé, en comparaison avec les forêts exploitées, grâce à un protocole comparable en termes de surface échantillonnée.

Le projet GNB s'est appuyé sur le PSDRF (à quelques ajustements près) pour relever les caractéristiques de peuplements forestiers sur l'ensemble des placettes. En plaine, la jauge d'angle retenue pour relever les arbres vivants a été portée à 2 % (au lieu des 3 % utilisés habituellement), pour avoir une meilleure représentativité des très gros arbres en augmentant la surface d'échantillonnage. La distance maximale a cependant été limitée à 40 m pour des raisons pratiques. En montagne, la jauge d'angle et le diamètre de précomptage n'ont pas été modifiés, également pour des raisons pratiques.



Frédéric Gosselin, Irstea